



VII Convegno Nazionale Agenti Fisici

Monitoraggio ambientale: dalla produzione all'analisi del dato

5, 6, 7 giugno 2019 - Stresa, Hotel La Palma



SEGRETARIO SCIENTIFICO

Giovanni d'Amore, Arpa Piemonte

COMITATO SCIENTIFICO

Sara Adda	Arpa Piemonte
Giovanni Agnesod	Arpa Valle d'Aosta
Luca Albertone	Arpa Piemonte
Elisabetta Angelino	Arpa Lombardia
Enrico Bonansea	Arpa Piemonte
Francesco Caridi	Arpa Calabria
Maria Clivia Losana	Arpa Piemonte
Daniele Contini	ISAC - CNR Lecce
Marc De Cort	JRC - Ispra (VA)
Pierino De Felice	ENEA - INMRI
Rosaria Falsaperla	INAIL
Jacopo Fogola	Arpa Piemonte
Michele Guida	Università di Salerno
Gaetano Licitra	ARPAT Toscana
Francesco Lollobrigida	Arpa Piemonte
Anna Mastroberardino	Università della Calabria
Renata Pelosini	Arpa Piemonte
Anna Maria Siani	Sapienza Università di Roma
Pasquale Spezzano	ENEA Roma
Giancarlo Torri	ISIN

COMITATO ORGANIZZATORE

Laura Anglesio	Arpa Piemonte
Guido Barberi	Arpa Piemonte
Elisa Bianchi	Arpa Piemonte
Daniela Checchinato	Arpa Piemonte
Luisella Garlati	AIRP - Polimi
Sonia Gustin	Arpa Piemonte
Mauro Magnoni	AIRP - Arpa Piemonte
Rosa Mottola	Arpa Piemonte
Giovanna Mulatero	Arpa Piemonte
Gianmario Nava	Arpa Piemonte
Laura Porzio	Arpa Piemonte
Paola Quaglini	Arpa Piemonte
Fulvio Raviola	Arpa Piemonte

SEGRETERIA ORGANIZZATIVA

Anna Prandstatter, Arpa Piemonte
Tel. +390125645328
agenti_fisici@arpa.piemonte.it

ISCRIZIONI

Le iscrizioni, esclusivamente online sul sito:
www.airp-asso.it/?page_id=931&event_id=30

Accreditato ECM

Con il patrocinio di:

Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

Istituto Superiore di Sanità



**VII Convegno Nazionale Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**



INDICE

**VII Convegno Nazionale
Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**

1 – Acustica

1.1 Variabilità stagionale del clima acustico di alcuni comprensori sciistici presenti nel territorio valdostano

C.Tibone (Arpa Valle d'Aosta)

1.2 Impatto acustico dei porti nell'ambito dei progetti Interreg

M.Bolognese, F.Fidecaro, D.Palazzuoli, G.Licitra

1.3 Caratterizzazione del rumore specifico di una aviosuperficie a supporto delle attività di controllo

S.Strada, B.Vurro, E.Nava

1.4 Indagine ambientale con rilievi fonometrici per la caratterizzazione di fenomeni di disturbo da basse frequenze

M.Scrivanti, A.Iacono, M.Braghin

1.5 Misura del rumore tramite smartphone nell'ambito di un'attività di alternanza scuola - lavoro svolta in un Liceo di Treviso

F.Andolfato, G.Conte, S.Tubiana, D.Zanette

1.6 Città turistica e città residenziale – la difficile conciliazione tra le esigenze del commercio e il diritto al riposo: la statistica utilizzata come complemento nel supporto alla Pubblica amministrazione

E.Nava, B.Vurro, S.Strada, A.Raimondo

1.7 Indagine sulle esigenze di formazione e aggiornamento dei Tecnici Competenti in Acustica nell'ambito del Sistema Nazionale per la Protezione Ambientale

G.Cicciotti, J.Fogola, G.Licitra, R.Silvaggio

1.8 Uso di tools open-source per l'analisi e la presentazione dei dati della rete di monitoraggio del rumore aeroportuale di Malpensa

G.Galli, C.Ronchi, P.Scordino

1.9 Rumore da traffico autoveicolare: un problema emergente in provincia di Pavia

A.Roncali, A.Balestreri, E.Marangoni

1.10 Modalità di valutazione dei dati acustici nel controllo di impianti di autolavaggio

V.Pozzi, A.Raimondo, D.Rossetti, E.Nava

1.11 Caratterizzazione acustica delle situazioni segnalate dall'amministrazione comunale di Milano, legate ad esposti dalle linee tramviarie, eseguita con rilievi fonometrici di breve e lungo periodo, al fine di misurare i livelli sonori ambientali diurni e notturni

S.Ferrari, G.Barna, M.Gravelloni, D.Pavesi, L.Pattini, S.Zerbo, M.Morlacchi, S.Invernizzi

2 - Radiazioni Ionizzanti

2.1 La stima della reale esposizione al radon della popolazione in Piemonte attraverso le conoscenze radiogeolitologiche del territorio e la mappatura radon con dettaglio sulle aree edificate

E.Chiaberto, E.Serena, A.Prandstatter, R.Tripodi, M.Magnoni, P.Falletti, A.Cucchi, S.Bande

2.2 Risultati dell'analisi dei questionari MetroRADON sulle indagini di misura del radon in ambienti chiusi

G.Cinelli, F.Bochicchio, P.Bossey, C.Carpentieri, V.Gruber, F.Leonardi, T. Tollefsen, R.Trevisi, G.Venoso

2.3 Classificazione del territorio regionale della Sardegna con individuazione delle aree a rischio radon

E.Sirigu, M. Cappai, I.Dettori, M.L.Fercia, F.Locci, V.Seu, D.Pirosu, L.Saba

2.4 Azioni di rimedio per la mitigazione del gas radon in ambienti di vita giustificati da principi di contabilità ambientale

Casaburi, S.Procopio, P.Capone, S.Ferro

2.5 La presenza di ^{22}Na in atmosfera: concentrazioni al suolo a partire dall'analisi di spettri γ eseguiti sulla deposizione umida e secca

M.Magnoni, L.Bellina, S.Bertino, B.Bellotto, M.C.Losana, M.Ghione

2.6 Rifiuti radioattivi e rilasci degli impianti a fusione nucleare

S.Sandri (ENEA)

2.7 Esperienze di controllo dei materiali allontanabili da impianti nucleari e da altre installazioni: determinazione dei fattori di correlazione e definizione dei criteri di accettabilità delle misure

L.Albertone, M.Altavilla, M.Marga, L.Porzio, G.Tozzi, P.Tura

2.8 Implementazione dell'algoritmo di calcolo per una migliore stima della dose ambientale $H^*(10)$ da radiazione X per dosimetri a OSL

L.Garlati, P.Negri, O.Tambussi

2.9 L'integrazione fra prescrizioni autorizzative e controllo in campo per l'applicazione e l'aggiornamento delle Linee guida per la sorveglianza radiometrica di rottami metallici e altri rifiuti

A.Iacoponi, L.Boccini, S.Bucci, E.Corbani, M.Guazzini, I.Peroni, D.Piccini

2.10 Stima della dose efficace individuale per uso di fertilizzanti in agricoltura

R.Ugolini, E.Caldognetto, F.Trotti

2.11 Metodi di misura per la determinazione della concentrazione di attività dei radionuclidi naturali nei TENORM

S.Procopio, R.Aloisio

2.12 Decreto 7 agosto 2015: gestione dei rifiuti radioattivi derivanti dall'utilizzo di ciclotroni per produzione di radiofarmaci o per ricerca
C.Bergamaschi, S.Manenti, A.Ferrari, D.Sanghez

2.13 Api, polline, radioattività e inquinamento ambientale: aggiornamenti al 2019
C.Brini, L.Sala, E.Miglietta, P.Detoma, M.Magnoni, L.Bellina, S.Bertino, B.Bellotto, M.Ghione

2.14 Analisi della distribuzione dei livelli di radon indoor negli esercizi commerciali in Puglia: risultati preliminari
G.M.Contessa, F.Leonardi, A.Tirabasso, R.Trevisi, L.Baldassarre, N.Awad, G.Boschi, S.Mancini

2.15 Una tecnica di misura della concentrazione radon in acqua tramite metodo emanometrico con cella a scintillazione
A.Parravicini, S.Coria

2.16 Analisi radiologiche di dettaglio nelle acque destinate ad uso umano ai sensi del D.Lgs. 28/2016: un caso di studio al superamento dei valori di parametro α totale e β totale
G.Zambelli, M.Taroni, F.Carnaccini, A.Iannarone, A.Ciarmatori, F.Cesarini

2.17 Sorveglianza radiometrica dei rottami metallici: fusione accidentale di una sorgente di ^{137}Cs in acciaieria, attività di bonifica
G.Zambelli, M.Taroni, F.Carnaccini, A.Iannarone, A.Ciarmatori, F.Cesarini

2.18 La UNI CEI EN ISO/ 17025:2018 e l'analisi di rischio per i metodi del laboratorio di radioattività: un approccio semplificato
I.Peroni, S.Bucci, M.Guazzini, D.Piccini, G.Pratesi

2.19 Tecniche di misura in campi misti radon-toron con una singola cella a scintillazione
A.Parravicini, S.Coria

2.20 Risultati ottenuti nell'ambito del "Progetto scuole - monitoraggio radon nei quartieri Tamburi e Borgo di Taranto"
G.Roselli, L.Vitucci

3 - Radiazioni Non Ionizzanti

3.1 Le nuove indicazioni operative per l'applicazione del D.Lgs 81/2008 ai fini della protezione dai rischi di esposizione ai campi elettromagnetici: focus su metodiche e strumentazione di misura
S.Adda (Arpa Piemonte)

3.2 Sviluppo di web application per l'analisi dei dati ambientali: consultazione e analisi dei database degli impianti di telefonia, confronto con il catasto regionale ed individuazione delle anomalie tramite procedure automatiche
E.Caputo, M.Giacomelli, C.Ronchi

3.3 Applicazione online per l'acquisizione e l'elaborazione di dati nel dominio del tempo e della frequenza nella valutazione dell'esposizione a CEM

M.Comelli, D.Andreuccetti

3.4 L'affidabilità della misura selettiva con l'analizzatore di spettro in siti multisorgente in superamento: quali problemi, quali rimedi?

S.La Placa, A.Sansone Santamaria

3.5 Origin and Nature of Electromagnetic Interferences in C and X-band Weather Radars

M.Vaccarone, V.Chandrasekar, R.Bechini, R.Cremonini, S.Adda

3.6 I/Q Capture: metodologie di registrazione e riproduzione in playback di segnali acquisiti su campo

S.Pavoncello, D.Franci, E.Grillo, S.Coltellacci, R.Cintoli, T.Aureli

3.7 La sperimentazione 5G a Roma: esperienza di misura in campo nella banda delle onde millimetriche

D.Franci, S.Pavoncello, E.Grillo, S.Coltellacci, R.Cintoli, T.Aureli, F.Spadafora, E.Merli

3.8 Criticità connesse alle misure di campo elettromagnetico prodotto da micro celle in ambiente indoor in aree intensamente frequentate

T.Aureli, D.Franci, S.Pavoncello, E.Grillo, S.Coltellacci, R.Cintoli

3.9 Campagna di misure di campi di gradiente su tomografi RM: set-up strumentale, verifica dei limiti e zone di rispetto

R.Di Liberto, D.Andreuccetti, M.Comelli, G.Burriesci

3.10 Portatori di dispositivi medici impiantabili attivi: verso la definizione di una procedura generale per la valutazione del rischio da esposizione a campi elettromagnetici in ambiente di lavoro

E.Mattei, G.Calcagnini, F.Censi, I.Pinto, A.Bogi, R.Falsaperla

3.11 Incertezza nella determinazione della distanza di rispetto mediante interpolazione spaziale di indici di esposizione a campi elettromagnetici

N.Zoppetti, D.Andreuccetti, M.Comelli, S.D'Agostino, R.Falsaperla

3.12 Analisi e risultati del Circuito d'Interconfronto IC_ISPRA2016_LTE

L.Ardoino, S.Adda, L.Anglesio, E.Barbieri

3.13 Valutazione dell'esposizione a campi elettromagnetici a radiofrequenza per l'implementazione dei sistemi 5G

C.Carciofi, G.Anania, M.Barbiroli, D.Bontempelli, V.Petrini, S.Valbonesi, C.Volta, S.Colantonio

3.14 Individuazione della configurazione dei canali di segnalazione e di controllo di celle LTE tramite misure nel dominio dei codici e nel dominio del tempo

A.Barellini, B.Bracci, G.Licitra, A.M.Silvi

3.15 Misure automatiche di campo elettrico a banda stretta con antenna monoassiale motorizzata e elaborazione dei risultati secondo quanto previsto dalle norme CEI 211-7 e 211-7E

L.M.Belleri, F.Guaiti, G.Lorenzetto

3.16 Impatto ambientale della telefonia cellulare: andamento temporale dei livelli di fondo elettromagnetico

A.Bampo, S.Barba, M.Benes, M.Marzona, A.Merlino, C.Montefusco, M.Moretuzzo, N.Poles, A.Soldan

3.17 Sistema di test di funzionalità per sonde di campo elettrico in alta frequenza e banda larga

S.Coltellacci, S.Pavoncello, E.Grillo, D.Franci, R.Cintoli, T.Aureli

3.18 Utilizzo delle System Information Broadcasting nell'acquisizione dei segnali 2G e 4G in conformità alla norma CEI 211-7/E

E.Grillo, D.Franci, S.Pavoncello, S.Coltellacci, R.Cintoli, T.Aureli

3.19 Programma CEM: attività di controllo e monitoraggio in Valle d'Aosta

V.Bottura, C.Lucianaz, E.Imperial, F.Damasco, L.Cerise, M.Cappio Borlino

3.20 Impatto elettromagnetico delle Stazioni Radio Base: analisi dei dati di potenza oraria

S.Barba, N.Poles, A.Bampo, M.Benes, M.Marzona, A.Merlino, C.Montefusco, M.Moretuzzo

3.21 Saturazione dello spazio radioelettrico: esperienza di ARPA FVG sull'utilizzo del fattore di riduzione α_{24h}

S.Barba, N.Poles, A.Bampo, M.Benes, M.Marzona, A.Merlino, C.Montefusco, M.Moretuzzo

3.22 Monitoraggio finalizzato alla valutazione dell'esposizione della popolazione ai campi elettromagnetici generati da elettrodotti e da impianti per telecomunicazioni: metodi per la determinazione dei punti di misura, tecniche di misura e analisi dei dati, primi risultati

S.Adda, C.Pedroli, M.Vaccarone, L.Anglesio

3.23 Sperimentazione 5G e valutazioni previsionali CEM

L.Barbone, T.Cassano, C.Monte, M.Schirone

3.24 Accertamento del rispetto dei limiti normativi con monitoraggio in continuo di 24 ore

S.Mossetti, E.Lavore, D.Loguercio, M.L.Pasetto, M.Mombelli, E.Nava

3.25 Progetto "CASTEL": sviluppo di un sistema integrato per la gestione e il controllo delle sorgenti di campo elettromagnetico ad alta frequenza in Lombardia

A.Barollo, M.Bazzoffi, M.T.Cazzaniga, D.de Bartolo, G.Dilli, S.Grasso, D.Lombardi, T.Maggioni

3.26 Il progetto "Rete di monitoraggio per il controllo dei campi elettromagnetici" in Emilia-Romagna: organizzazione, esecuzione ed analisi statistica dei risultati della campagna di misura dei campi elettromagnetici a radiofrequenza

C.Carciofi, L.Gaidolfi, A.Albanelli, G.Bortone, M.Deserti, T.Fontana, A.Garzia, S.Valbonesi, F.Zinoni

4 - Qualità aria

4.1 Analisi del potenziale ossidativo del PM2.5 e PM10 presso un sito di fondo urbano: influenza della frazione carboniosa

D.Cesari, L.C.Giannossa, M.Giannuzzi, A.Mangone, E.Merico, A.Dinoi, M.R.Guascito, D.Contini

4.2 Modellistica integrata per stime di source apportionment a supporto della gestione della qualità dell'aria in Piemonte

S.Bande, F.Bissardella, C.Cascone, M.Clemente, R.De Maria, S.Ghigo, C.Ronchi

4.3 Source Apportionment analitico: attività sperimentale in Arpa Piemonte

A.Bruno, L.Bardi, M.Clemente, R.De Maria, F.Pitasi, M.Sacco

4.4 Valutazione degli impatti sull'atmosfera di una fonderia mediante utilizzo di metodiche integrate di campionamento, analisi in campo e definizione di valori soglia mediante tecniche statistiche

C.Otta, V.Ameglio, L.Erbetta, C.Littera, G.Mensi, E.Scagliotti, D.Bianchi, S.Buratto

4.5 Monitoraggio della qualità dell'aria nel territorio pedemontano piemontese: criticità introdotte dalla combustione domestica della biomassa legnosa e dagli abbruciamenti boschivi

L.Bardi, S.Martini, F.Corino

4.6 Caratterizzazione del PM 2.5: studio del contributo della combustione di biomasse nella provincia di Verona

F.Predicatori, S.Cornaro, A.Daniele, F.De Gasperi, S.S.De Zolt, G.Formenton, L.Menegus, M.Rovea, A.Salomon, G.Sarego

4.7 Analisi SEM di deposizioni: esempio di applicazione delle tecniche di analisi statistica multivariata per il trattamento dei risultati

L.Liguori, S.De Martin

4.8 L'approccio sinergico alle politiche su qualità dell'aria e clima: gli strumenti di Arpa Piemonte nel progetto CLIMAERA

S.Bande, F.Bissardella, M.Clemente, S.Ghigo, C.Ronchi

4.9 L'analisi ARCIS delle precipitazioni giornaliere osservate sul centro-nord Italia dal 1961 al 2015

V.Pavan, G.Antolini, R.Barbiero, N.Berni, V.Bonati, F.Brunier, C.Cacciamani, A.Cagnati, O.Cazzuli, A.Cicogna, C.De Luigi, E.Di Carlo, M.Francioni, B.Gozzini, L.Maraldo, G.Marrigo, S.Micheletti, L.Onorato, E.Panettieri, U.Pellegrini, R.Pelosini, D.Piccinini, S.Ratto, C.Rondanini, L.Rusca, S.Saibanti, M.R.Salvati, S.Sofia, M.Stelluti, F.Tomei, R.Tomozeiu, I.Torlai, T.Torrigiani Malaspina, E.Trovatore, G.Villani, C.Ronchi

4.10 Il cambiamento climatico in Piemonte

S.Barbarino, N.Loglisci

4.11 Valutazione dell'impatto sulla qualità dell'aria di un impianto di smaltimento e recupero di rifiuti pericolosi per la produzione di acido solforico mediante utilizzo di "Polar Plot" e interpolazione spaziale dei dati

C. Littera, D.Bianchi, C.Otta, V.Ameglio, L.Erbetta, G.Mensi, E.Scagliotti

4.12 Monitoraggio Ambientale Smart del PM10: dalla produzione all'analisi del dato

A.Fedi, V.Buttafuoco, C.Versace, C.A.Bertetti

4.13 Utilizzo di tecniche statistiche per la definizione di soglie di impatto sulla componente atmosfera nell'ambito dell'accompagnamento ambientale di una grande opera

L.Erbetta, V.Ameglio, D.Bianchi, C.Littera, G.Mensi, C.Otta, E.Scagliotti, S.Buratto

4.14 L'integrazione degli strumenti nello studio dell'inquinamento da ozono: Arpa Piemonte e il progetto MITIMPACT

S.Bande, L.Bardi, F.Bissardella, C.Cascone, M.Clemente, F.Corino, R.De Maria, S.Ghigo, S.Martini

4.15 Applicazione delle Linee Guida ISPRA/SNPA n.108/2014 sui controlli QA/QC nelle reti di monitoraggio dell'aria per la verifica di conformità dei campionatori automatici di polveri PM10 e PM2.5

E.Scagliotti, V.Ameglio, D.Bianchi, L.Erbetta, C.Littera, G.Mensi, C.Otta

4.16 Caratterizzazione della componente carboniosa del particolato aero-disperso in un sito di fondo urbano torinese

M.Sacco, F.Pitasi, M.Piyadigamage, E.Prenesti, C.Bussi, M.Fontana

4.17 Analisi statistiche a supporto del monitoraggio della qualità dell'aria nelle Marche

K.Di Biagio, et al.

4.18 Analisi del rapporto tra PM2.5 e PM 10 in Abruzzo. Primi risultati

C.Colangeli, S.Palermi, S.Bianco, P.Di Carlo

5 - Indicatori ambientali e metodologie di analisi

5.1 Condivisione dei dati ambientali con un geoportale open source

B.Figorito, R.Di Modugno, A.Guarnieri Calò Carducci, M.Menegotto

5.2 Confronto tra diversi metodi per considerare i valori inferiori alla Minima Attività Rivelabile nelle elaborazioni statistiche dei risultati delle analisi radiometriche

M.C.Losana, M.Magnoni, C.Pedrolì

5.3 Monitoring of spectral UV irradiance in Aosta, Saint-Christophe, Italy: from measurements to data analysis

I.Fountoulakis, H.Diémoz

5.4 Agenti fisici e loro bio-sostenibilità nell'ambiente urbano e nel costruito. Proposta di progetto di una nuova Azione Europea COST (Cooperation in Science and Technology): Ph.A.Bio

B.Bisceglia, A.Cuomo, R.Gerundo, C.Guarnaccia, D.Guida, D.Guida, M.Guida, S.Mancini, A.Marra, F.Ribera, G.Rizzano, E.Sicignano, M.Vilnitis

5.5 Reti trasmissione dati: sicurezza laser

E.Giroletti

5.6 Dai numeri all'informazione. Elaborazione e visualizzazione di dati analitici in ARPA FVG: un caso di studio multi-approccio su un sito complesso

M.Bellini, A.Felluga, L.Liguori, A.Mistaro

**VII Convegno Nazionale Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**



Sessione 1 Acustica

**VII Convegno Nazionale
Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**

Variabilità stagionale del clima acustico di alcuni comprensori sciistici presenti nel territorio valdostano

Christian Tibone¹, Daniele Crea¹, Christian Tartin¹, Filippo Berlier¹, Marco Cappio Borlino¹, Giovanni Agnesod¹, Marco Masoero², Giovanni Tabozzi²

¹ Agenzia per la Protezione dell'Ambiente della Valle d'Aosta, Loc. La Maladière 48 –
11020 Saint Christophe (AO)

² Politecnico di Torino – Dipartimento Energia, Corso Duca degli Abruzzi, 24 -
10129 Torino

c.tibone@arpa.vda.it

Riassunto

La Valle d'Aosta, regione alpina caratterizzata da elevati valori di naturalità dell'ambiente, con estesi spazi non abitati e lontani da sorgenti sonore artificiali, è particolarmente sensibile al tema della salvaguardia del clima sonoro, considerato come parte integrante del paesaggio, sin dai primi anni di applicazione della legge regionale in materia di inquinamento acustico. Tra le aree montane in Valle d'Aosta rivestono sicuramente una grande importanza i comprensori sciistici in cui, la naturalità che si ha in determinati periodi dell'anno viene alterata durante le stagioni di maggiore frequentazione turistica, in cui i suoni della natura lasciano spazio a quelli delle persone in cerca di svago e divertimento attraverso la pratica degli sport della montagna nelle loro differenti forme.

In questo documento si presentano i risultati della caratterizzazione della variazione stagionale del clima acustico in tre località sciistiche della Valtourmenche condotta nell'ambito di una tesi di laurea del Politecnico di Torino in collaborazione con l'ARPA della Valle d'Aosta.

INTRODUZIONE

La normativa italiana ha da sempre considerato nei suoi strumenti di pianificazione le aree da proteggere maggiormente dal rumore per le loro caratteristiche di ricettore sensibile, ma è con l'emanazione della Direttiva UE 2002/49/CE [1] sulla gestione del rumore ambientale, che è stata estesa l'attenzione anche alle aree in aperta campagna, dove la naturalità è la caratteristica principale, e la nozione di ricettore sensibile acquisisce una dimensione territoriale estesa.

Sin da subito ci si è resi conto che in una regione alpina come la Valle d'Aosta, caratterizzata e apprezzata per i suoi alti valori di naturalità ambientale, si verifica una grande varietà di elevato rumore ambientale sia per effetto delle sorgenti sonore naturali che di quelle legate alle attività umane.

È ad esempio il caso che si verifica nei comprensori sciistici che hanno una tipologia di frequentazione che cambia a seconda dei periodi dell'anno. Su questi temi è stata sviluppata una tesi di laurea da parte di uno studente del Politecnico di Torino in collaborazione con l'ARPA della Valle d'Aosta. Il lavoro di tesi, attraverso la caratterizzazione della variazione stagionale di clima acustico di tre località turistiche della Valtourmenche, ha avuto lo scopo di mettere a punto una metodica per l'effettuazione dei rilievi fonometrici e il successivo confronto dei livelli rilevati.

In particolare la variabilità stagionale del clima sonoro delle località turistiche è stata quantificata attraverso l'indice Harmonica: questo indice, adimensionale e di facile lettura anche ad un pubblico non tecnico, qualifica il clima acustico di un'area con valori da 0 a 10 tenendo comunque conto dei livelli energetici LAeq e LA95eq misurati. Oltre ad essere servito per la raccolta di dati acustici in aree remote, lo studio si propone di fornire ulteriori criteri per la selezione e gestione delle zone silenziose in aperta campagna, così come richiesto dai documenti emanati in questi anni dall'Agenzia Europea per l'Ambiente [2].

CARATTERISTICHE TERRITORIALI DELLA VALLE D'AOSTA E DELL'AREA DI STUDIO

La Valle d'Aosta, regione più piccola d'Italia con una superficie di 3263 km² e una popolazione di circa 130000 abitanti, presenta un territorio completamente montano con quota media sul livello del mare superiore a 2000 m, che ne fa anche la regione italiana con minore densità di popolazione (38 abitanti per km²). La conformazione dell'intero territorio regionale, frutto delle glaciazioni, è rappresentata dalla valle principale e da altre tredici vallate laterali. La distribuzione degli abitanti è assai irregolare e più di un terzo della popolazione si concentra nella piana di Aosta

e in generale nel fondovalle attraversato dalla Dora Baltea e dalle principali infrastrutture viarie: la ferrovia, le strade statali 26 e 27 della Valle d'Aosta e l'autostrada A5 Torino-Aosta. Le vallate laterali, delle quali le minori si sono notevolmente spopolate negli anni, sono caratterizzate dalla preponderanza di aree rurali e boschive, di pascolo montano, nonché dalla presenza di estese aree di alta montagna [3]. Ciò ha fatto sì che la maggior parte del territorio della Valle d'Aosta ricada nella classe 1 (56%) e nella classe 0 (15%), prevista in modo specifico dalla normativa regionale per preservare la naturalità di aree remote di alta montagna che in genere si sviluppano al di sopra dei 2500 metri di altitudine. Un restante 20% del territorio ricade in classe 2 mentre solo il 9% rappresenta le classi dalla terza alla sesta.

AREA DI STUDIO

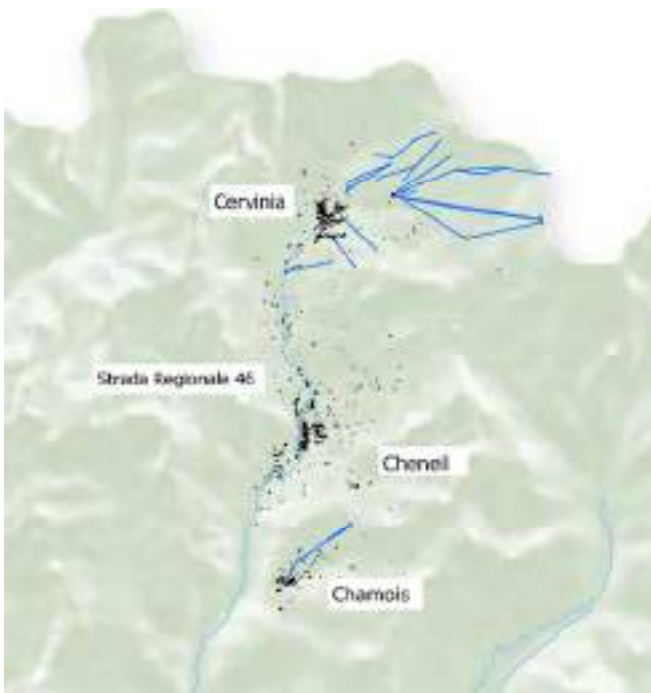
Come area di studio è stata scelta la Valtournenche, tra le vallate più conosciute della Valle d'Aosta, per via della presenza di uno dei più rinomati comprensori sciistici (Cervino ski paradise) e dell'unico Comune italiano sulla terraferma in cui non circolano automobili (Chamois).

La vallata è solcata dal torrente Marmore che nasce dai ghiacciai posti ai piedi di una delle più elevate e famose vette delle Alpi, il Cervino (Matterhorn). La frequentazione turistica dell'area è fortemente legata alla pratica di numerose attività sportive connesse all'ambiente di montagna: l'alpinismo, che vede la cima del Cervino come meta ambita a livello internazionale, il trekking, l'escursionismo e la mountain bike d'estate, lo sci alpino, sci alpinismo e camminate con le ciaspole d'inverno.

Nella Valtournenche sono state scelte 3 località che, pur essendo vicine tra loro, si differenziano per le infrastrutture presenti e per la tipologia di frequentazione (fig. 1):

- 1) **Breuil Cervinia**: località turistica ai piedi del Cervino molto frequentata sia d'inverno che d'estate con presenza di traffico veicolare, infrastrutture ricettive e impianti di risalita che partono dal centro del paese e raggiungono il ghiacciaio del Plateau Rosà a 3500 metri di altitudine;
- 2) **Cheneil**: vallone raggiungibile a piedi o in bici e, da qualche anno, attraverso una piccola e silenziosa filovia a 6 posti in cui non ci sono impianti di risalita e vige il divieto di accesso con veicoli a motore. Frequentato da turisti che ricercano la tranquillità (trekking e sci alpinismo);
- 3) **Chamois**: Comune "perla delle Alpi" in cui non ci sono automobili, raggiungibile solo a piedi e in bicicletta o attraverso l'apposita funivia che parte dal fondovalle (noto per l'attenzione ad un turismo a mobilità dolce);

Figura 1 – Aree oggetto di caratterizzazione acustica e foto di una postazione di rilievo



IL CASO STUDIO: PUNTI DI MISURA E METODOLOGIA DI RILIEVO

Poiché in Valle d'Aosta le differenti località turistiche possono assumere diverse connotazioni in termini di paesaggio sonoro stagionale è importante condurre studi per capire come poter coniugare la salvaguardia del clima acustico naturale, considerato come parte integrante dell'ambiente montano, con una gestione integrata dello sviluppo turistico, attento alla richiesta e ricerca di svago e divertimento da un lato, ma allo stesso tempo al diritto al riposo e alla quiete dall'altro.

SCelta DELLE AREE DI RILIEVO ALL'INTERNO DELLE 3 LOCALITÀ TURISTICHE

Per i rilievi prolungati sono state scelte aree significative dal punto di vista acustico all'interno delle località tenendo anche conto dell'accessibilità nelle differenti stagioni e della minore interferenza possibile con le attività di gestione dei comprensori sciistici. Lo scopo dello studio è stato quello di caratterizzare e analizzare il clima sonoro complessivo delle aree del centro paese dei tre Comuni rispetto a quello di altre aree più remote all'interno della relativa area sciistica. Per questo motivo sono stati scelti punti di misura "acusticamente aperti" rispetto al contesto adiacente in cui non ci fosse la prevalenza di un'unica sorgente sonora sui livelli di rumore presenti.

In ognuna delle due località di Chamois e Breuil Cervinia sono state scelte aree che rappresentano rispettivamente il centro del paese e aree intermedie e remote (nella parte più in quota del territorio comunale) all'interno dell'area sciistica. Si evidenzia che le aree scelte sono simili dal punto di vista delle caratteristiche ma differenti dal punto di vista della frequentazione e dell'altimetria poiché il punto più in quota in comune di Chamois è posto a circa 2300 m s.l.m. mentre quello in comune di Valtournenche è rappresentato dai 3500 metri del ghiacciaio del Plateau Rosà a Breuil Cervinia.

Il vallone di Cheneil è invece, per caratteristiche paesaggistiche e territoriali, più omogeneo e quindi è stata scelta un'unica area in corrispondenza di un pianoro di accesso dove si trovano anche alcune abitazioni private e un rifugio alpino (fig. 2).

Figura 2 - Aree di rilievo scelte (a sinistra le aree di Chamois e Cheneil), a destra l'area di Cervinia



METODOLOGIA DI MISURA

In ognuna delle aree scelte sono stati effettuati rilievi fonometrici prolungati di qualche giorno (con frequenza di acquisizione di 1 campione al secondo) in 3 differenti stagioni dell'anno: in estate nel mese di agosto, in autunno nei mesi di settembre e ottobre e in inverno nei mesi di dicembre e gennaio. In contemporanea ai rilievi prolungati sono stati effettuati rilievi assistiti di durata pari a 10

minuti ripetuti per 4 fasce orarie del giorno (Maog): 9-12, 14-17, 17-20 e 22-24. È stato scelto un numero variabile da 3 a 5 postazioni intorno a ognuna di quelle fisse.

I rilievi brevi sono stati effettuati con microfono ad una altezza dal suolo di 1.5 metri con tempo di campionamento della time history di 0.1 secondi e acquisizione del file audio. Nei rilievi prolungati il microfono è stato invece posizionato ad una altezza variabile (da circa 2 a 4 metri) a seconda del sito, ma mantenuta uguale per i 3 differenti periodi dell'anno. In tutte le misure sono stati acquisiti tutti i principali parametri acustici per la valutazione del clima sonoro ambientale (Leq e livelli percentili). Nei siti più remoti delle aree sciistiche considerate di Cervinia (Plateau Rosà e Cime Bianche) e Chamois (Teppa), non sono stati effettuati rilievi brevi poiché la postazione scelta per il rilievo prolungato è rappresentativa di tutta l'area circostante, che si presenta omogenea dal punto di vista acustico (tab. 1).

Nelle altre postazioni la correlazione effettuata tra i livelli rilevati nei rilievi brevi rispetto a quelli rilevati nel relativo punto fisso è risultata migliore sul rumore di fondo (LA95eq) rispetto al LAeq e mostra una buona rappresentatività delle postazioni fisse rispetto all'area circostante monitorata.

Per la validazione dei livelli di rumore dei rilievi non assistiti sono stati analizzati i dati meteorologici forniti dal centro funzionale regionale (<http://cf.regione.vda.it/>) e dal centro di Ricerca sul Sistema Energetico (<http://oasi.rse-web.it/>). I rilievi brevi sono stati eseguiti in condizioni climatiche conformi in assenza di precipitazioni atmosferiche (pioggia o neve). Si evidenzia che nei territori interessati dai rilievi nel periodo invernale c'era abbondante neve al suolo.

Tabella 1 – Numero di rilievi, ore complessive di rilievo e caratteristiche di ogni sito di misura

Comune	Località	Altitudine m s.l.m.	n. rilievi prolungati	Tot. ore rilievo prolungato	n. rilievi brevi da 10'	Tot. Ore rilievi brevi
Chamois	postazione in centro paese	1819	3	120	48	8
	Lod - presso il lago all'interno dell'area sciistica	2029	3	168	27	5
	Teppa - postazione di alta quota presso stazione intermedia seggiovia	2248	3	180	/	/
Valtournenche	centro abitato di Breuil Cervinia	2010	9	396	108	18
	Plan Maison nei pressi 1 ^a stazione intermedia cabinovia	2550	3	284	23	4
	Cime Bianche nei pressi 2 ^a stazione intermedia cabinovia	2820	3	308	/	/
	stazione del Plateau Rosà	3460	3	180	/	/
	Cheneil - villaggio rurale e prateria circostante	2101	3	55	35	6
	Totale		30	1691	241	41

ANALISI DEI LIVELLI DI RUMORE RILEVATI

I rilievi effettuati hanno consentito di ottenere livelli di rumore che rappresentano bene i territori interessati dallo studio e di quantificare, soprattutto nelle aree rurali e montane al di fuori dei centri abitati, la variazione del clima acustico nelle differenti stagioni dell'anno, anche con riferimento alle sorgenti naturali che compongono i livelli del rumore di fondo.

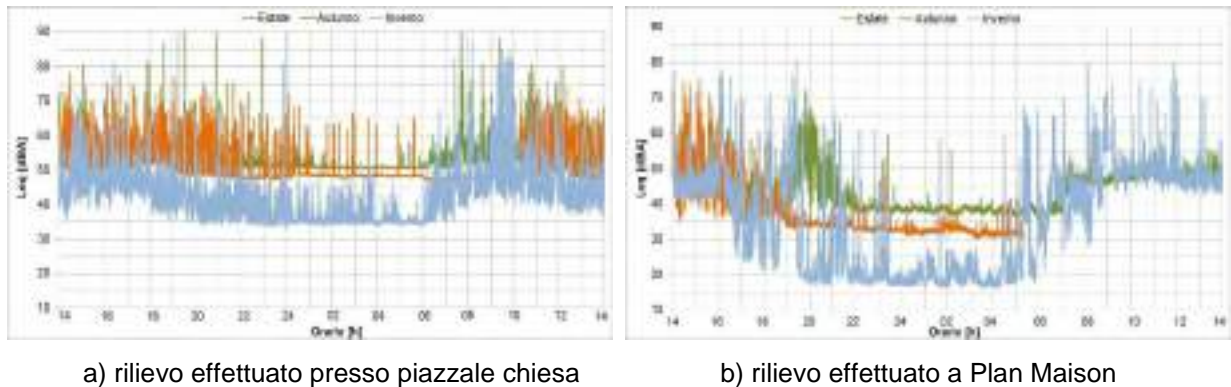
Non essendo ancora previsti criteri univoci per la quantificazione della tranquillità delle aree in aperta campagna, gli studi condotti fino ad ora hanno tenuto conto sia di aspetti prettamente acustici, sia di aspetti legati alla percezione umana e alla funzione dell'area, sia di criteri geografici di distanza dalle principali sorgenti di rumore e di utilizzo del suolo, come avvenuto recentemente per la quantificazione del Quietness Suitability Index [4].

VARIAZIONE STAGIONALE DI CLIMA ACUSTICO ATTRAVERSO IL CONFRONTO TRA TH_{24h}

Come prima elaborazione per quantificare la variazione del clima acustico nei tre differenti periodi dell'anno (l'alta stagione estiva di agosto, la bassa stagione autunnale di settembre e ottobre e la stagione invernale di dicembre e gennaio), è stato condotto per ogni sito di rilievo il confronto grafico delle time history su un periodo standard di 24 ore.

A titolo esemplificativo si riporta un confronto tra i livelli rilevati nelle tre differenti stagioni in una postazione centrale del paese di Breuil Cervinia con quelli rilevati in località Plan Maison (all'interno del comprensorio sciistico) nei pressi della stazione intermedia della cabinovia (fig. 3).

Figura 3 – Cervinia, confronto stagionale delle TH_{24h} rilevate in centro paese (a) e a Plan Maison (b)



a) rilievo effettuato presso piazzale chiesa

b) rilievo effettuato a Plan Maison

Il confronto evidenzia come nel centro paese di Cervinia i livelli di fondo siano generalmente più elevati in tutte le stagioni rispetto all'area intermedia di Plan Maison che si trova all'interno del comprensorio sciistico. Questo fattore è dovuto alla maggior antropizzazione dell'area con presenza di strade locali e della strada regionale che sale dal fondovalle. Nel periodo diurno si elevano picchi più o meno frequenti a seconda della stagione, dovuti prevalentemente al transito di auto e all'afflusso dei turisti all'area pedonale commerciale-ricettiva.

In contrapposizione, nei siti di rilievo a media e alta quota, che rappresentano per metà dell'anno aree montane con caratteristiche predominanti di quiete, si assiste ad una più evidente variazione dei livelli di rumore nelle ore di apertura degli impianti di risalita (indicativamente dalle 8.30 alle 17). In queste situazioni i livelli di punta sono paragonabili a quelli misurati in paese e sono per lo più dovuti alla presenza antropica, mentre i livelli di fondo sono incrementati dal rumore degli impianti di risalita in inverno e dalla presenza di torrentelli, uccelli e insetti in estate. In inverno i traccianti evidenziano livelli equivalenti più elevati dovuti alle operazioni di cura delle piste da sci anche qualche ora prima e qualche ora dopo il periodo di apertura del comprensorio.

Lo stesso avviene anche per il centro del paese di Chamois, in cui, nonostante l'assenza di auto, i livelli equivalenti estivi e autunnali sono influenzati dalle numerose attività agricole e di manutenzione del territorio. In inverno vale quanto sopra specificato per il punto di misura all'interno dell'area sciistica di Cervinia.

Come ci si poteva aspettare, dalle time history di tutti i punti considerati emerge che il rumore di fondo è più basso in inverno (inferiore anche per più di 20 dBA) rispetto alle altre due stagioni considerate: l'autunno e l'estate. Questo è certamente dovuto al fatto che in inverno le fontane e i torrentelli presenti nelle località hanno meno acqua e la neve al suolo ne ricopre quasi totalmente il suono. Mancano inoltre i rumori naturali di uccelli e insetti, che invece in estate incrementano la rumorosità di fondo.

In generale si assiste al fenomeno per cui nelle aree maggiormente frequentate dai turisti (quelle utilizzate per pratiche sportive) i livelli equivalenti diurni sono comunque superiori ai 50 dBA anche laddove non c'è presenza di automobili: probabilmente il vociare delle persone e l'abbaiare dei cani, anche a supporto dell'attività pastorizia, rappresentano sorgenti sonore non trascurabili. Ciò è risultato particolarmente evidente nelle misure effettuate nel vallone di Cheneil, dove, seppur

la località è priva di macchinari e impianti artificiali fissi, il livello equivalente è molto influenzato dall'abbaiare di cani presenti nell'area.

I risultati dei livelli dei rilievi di 24 ore di ognuna delle 3 stagioni, utilizzati per i confronti tra le time history, sono riportati per ogni punto di misura in termini di LAeq (tab. 2) e LA95eq (tab.3), diurni e notturni.

Tabella 2 – LAeq suddivisi per periodo del giorno e per stagioni

Postazioni di rilievo		Periodo diurno 06-22			Periodo notturno 22-06		
Comune	Località	estate	autunno	inverno	estate	autunno	inverno
Chamois	Capoluogo	57,2	55,7	53,5	50,1	48,8	46,2
	Iago Lod	54,0	36,6	53,9	49,7	29,5	28,3
	zona remota Teppa	38,7	31,5	48,8	25,9	23,7	22,7
Valtournenche (Breuil Cervinia)	piazzale chiesa	63,6	54,7	56,6	51,5	49,4	53,8
	loc. Giomein	58,4	52,4	55,9	52,4	48,9	44,0
	Via Circonvallazione (area campi golf)	58,0	54,9	55,9	47,0	42,4	44,8
	Plan Maison	47,5	49,8	54,6	38,5	32,3	44,5
	zona remota Cime Bianche	59,7	36,8	63,1	35,0	33,7	50,0
	Plateau Rosà	49,0	55,4	64,5	40,3	57,0	47,9
Valtournenche (Cheneil)	paese e prateria circostante	42,5	53,2	35,7	51,2	45,5	n.r.

Tabella 3 – LA95eq suddivisi per periodo del giorno e per stagioni

Postazioni di rilievo		Periodo diurno 06-22			Periodo notturno 22-06		
Comune	Località	estate	autunno	inverno	estate	autunno	inverno
Chamois	Capoluogo	50,8	47,5	44,3	48,4	47,3	44,3
	Iago Lod	48,3	28,6	43,2	46,8	27,2	23,8
	zona remota Teppa	36,0	18,0	37,8	19,0	18,0	18,0
Valtournenche (Breuil Cervinia)	piazzale chiesa	51,3	48,3	40,0	50,1	48,0	34,2
	loc. Giomein	52,0	47,5	40,5	51,3	47,4	38,1
	via Circonvallazione (area campi golf)	46,0	40,8	37,5	43,4	40,3	27,5
	Plan Maison	43,9	36,5	46,8	37,2	31,0	22,2
	zona remota Cime Bianche	45,6	30,9	50,2	32,8	29,7	35,3
	Plateau Rosà	40,3	33,4	46,1	34,4	23,6	36,4
Valtournenche (Cheneil)	paese e prateria circostante	38,4	33,8	20,0	39,1	33,5	n.r.

L'INDICE HARMONICA APPLICATO AI LIVELLI RILEVATI

Data la difficile comprensibilità per un pubblico non tecnico dei tradizionali parametri acustici previsti dalla legge, si è deciso di applicare al presente studio un indice adimensionale, di facile lettura, non espresso in termini di decibel, ma che considera comunque l'energia sonora del livello rilevato in una determinata area.

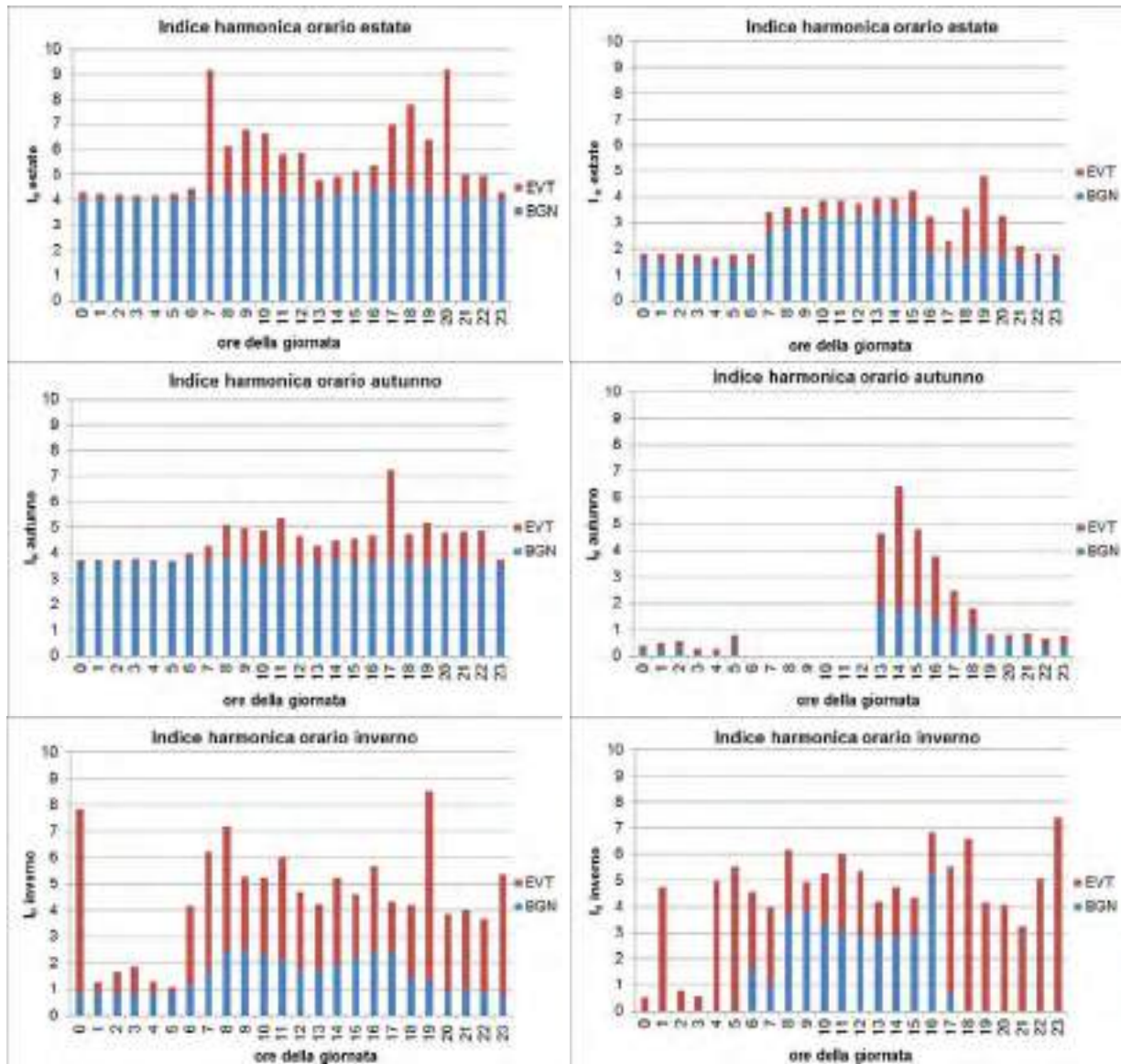
L'indice Harmonica, messo a punto nell'ambito di un progetto europeo LIFE [5], ha le seguenti caratteristiche:

- può essere facilmente compreso dal pubblico poiché è un numero espresso su una scala da 0 a 10;
- può essere facilmente calcolato dal LAeq e dal LA95eq che tutti i fonometri acquisiscono;
- può essere calcolato per qualsiasi periodo temporale (orario, giornaliero, mensile ecc.);
- tiene conto sia del rumore di fondo (BGN - background noise) che del rumore dovuto agli eventi che su di esso si innalzano (EVT - picchi di rumore);

La formula matematica di I_H è: $BGN+EVT=0,2*(LA95eq - 30) + 0,25*(LAeq - LA95eq)$

L'indice è stato quantificato per il medesimo giorno di 24 ore già oggetto delle precedenti elaborazioni. Per ogni area è stato calcolato l'andamento orario, il valore del periodo diurno e quello del periodo notturno dell'indice I_H . Si riporta l'andamento dell'indice giornaliero (fig.4) inerente alle due località già oggetto di confronto in figura 3.

Figura 4 – Breuil Cervinia - Quantificazione di I_H per un giorno di rilievo effettuato presso il Piazzale della chiesa (sinistra) e per quello effettuato a Plan Maison (destra)



Gli istogrammi, in cui è riportata in blu la componente dovuta al rumore di fondo (BGN) e in rosso quella dovuta agli eventi che da esso si distaccano (EVT), confermano le indicazioni già evidenziate tramite l'analisi delle time history. Guardando l'estensione delle singole barre è più intuitivo, anche per i non addetti ai lavori, comprendere per ogni stagione il contributo dei parametri acustici che lo compongono: il livello equivalente e il percentile LA95eq.

In particolare l'indice I_H della postazione presso il piazzale della chiesa nel centro di Cervinia mostra, in estate e in autunno, un importante contributo del rumore di fondo (BGN), per lo più caratterizzato dal rumore del torrente Marmore. In inverno l'indice è invece dominato dalla componente degli eventi (EVT), prodotta in quel periodo dalle operazioni di sgombero dell'abbondante neve caduta nei giorni precedenti i rilievi, che si distaccano da un rumore di fondo ambientale più contenuto rispetto alle altre due stagioni.

Nell'area di Plan Maison in estate e in inverno l'indice I_H mostra valori di BGN intorno a 3, nell'orario di apertura della cabinovia e di afflusso dei turisti (indicativamente dalle 8 alle 17 circa), e molto più basso nei restanti periodi della giornata. Rispetto a questa postazione si segnala la mancanza di alcuni dati orari (dalle 6 alle 12) del periodo autunnale e un più elevato contributo all'indice della parte dovuta agli eventi (EVT) in inverno, periodo di maggior afflusso di sciatori e di operazioni legate alla manutenzione delle piste.

I grafici di figura 4 evidenziano anche situazioni in cui l'indice I_H è privo della parte inerente il rumore di fondo (BGN). Ciò è successo nel caso in cui sono stati acquisiti livelli del rumore di fondo inferiori a 30 dBA con la formula dell'indice che avrebbe portato a valori negativi. A seguito di un confronto e, su suggerimento di chi ha messo a punto l'indice all'interno del relativo progetto, si è deciso di rimanere nella filosofia scelta e di imporre uguale a zero (evitando valori negativi) i coefficienti di BGN nelle aree in cui il livello di fondo è sceso sotto 30 dBA (quindi rappresentando graficamente solo la parte dovuta agli eventi). Nella composizione dell'indice armonica la scelta di chi lo ha elaborato si è basata principalmente sul fatto che tale livello potesse costituire una situazione ideale "minima" al di sotto della quale non era necessario acquisire informazioni, anche per la mancanza di effetti sulla salute del rumore in qualsiasi contesto per valori inferiori a 30 dBA.

Nello studio tale condizione si è verificata in inverno e nei siti più remoti delle aree montane.

INDICAZIONI PER LA CLASSIFICAZIONE DELLA QUALITÀ ACUSTICA DELLE AREE

Poiché si è deciso di applicare l'indice così come costituito senza cambiare la formula, per poter rapportarne il suo valore con indicazioni di qualità dell'ambiente è stata utilizzata la medesima scala di classificazione utilizzata all'interno del progetto europeo. Essa prevede ambienti di vita con buona qualità acustica, ambienti in cui il rumore supera gli obiettivi di qualità fissati, ma rimane al di sotto delle soglie riconosciute critiche, e ambienti acusticamente degradati (tab. 4).

Tabella 4 – Valori di riferimento per valutare la qualità acustica di un ambiente attraverso l'indice I_H

Ambiente acustico	Periodo diurno (06-22)	Periodo notturno (22-06)
ambienti acusticamente degradati	$I_H \geq 8$	$I_H \geq 7$
ambienti in cui il rumore supera gli obiettivi di qualità ma resta sotto le soglie riconosciute critiche	$4 \leq I_H < 8$	$3 \leq I_H < 7$
ambienti con buona qualità acustica	$I_H < 4$	$I_H < 3$

La scala dei valori dell'indice di tabella 4 è correlata ai livelli di rumore che la World Health Organization (WHO) raccomanda per avere un moderato disagio dovuto al rumore percepito dalla popolazione [6]. Secondo questo orientamento quando l'indice ha valori inferiori a 4 di giorno e a 3 di notte è probabile il rispetto dei corrispondenti livelli raccomandati dal WHO di 50 dBA diurni e 45 dBA notturni, livelli equivalenti medi sull'intero periodo di riferimento.

Valori dell'indice superiori a 8 di giorno e a 7 di notte rappresentano invece una situazione di potenziale superamento dei livelli equivalenti medi indicati dalla WHO come critici e dannosi per la popolazione (70 dBA diurni e 65 dBA notturni).

QUALITÀ ACUSTICA DEI SITI MONITORATI SULLA BASE DELL'INDICE I_H

Oltre a quantificare la variabilità stagionale del clima sonoro delle località montane individuate lo studio è servito ad associare ad ogni area un indicatore della sua qualità acustica in base al valore assunto dall'indice Harmonica dei due tempi di riferimento diurno e notturno previsti dalla normativa italiana (tab. 5). Ad ogni punto di misura l'indicatore di qualità è stato attribuito sulla base del pertinente colore previsto dalla classificazione dell'indice I_H di tabella 4.

In generale nei siti al di fuori dei centri abitati che costituiscono praterie montane o aree remote all'interno delle aree sciistiche, e non sono influenzate da singole sorgenti sonore naturali quali corsi d'acqua o dal rumore di valle (Teppa, Plan Maison, Cime Bianche, Plateau Rosà), si segnala un buon clima acustico naturale notturno in tutte le stagioni (i livelli di fondo sono molto bassi e al limite della rilevabilità strumentale) e l'assenza di eventi rumorosi particolarmente impattanti, ad eccezione dell'inverno, in cui in alcuni siti possono avvenire le operazioni di manutenzione delle piste. C'è comunque da segnalare che tali operazioni si svolgono per lo più in aree quasi del tutto prive di ricettori, a parte qualche rifugio o albergo in quota, e che le medesime possono essere programmate in maniera da limitare i disagi.

Contrariamente a quanto ci si sarebbe potuto aspettare per il vallone di Cheneil, inaccessibile alle auto e senza infrastrutture per lo sci, in autunno e in inverno, sia di giorno che di notte, la componente legata agli eventi (EVT) è elevata a causa di eventi ripetuti dovuti soprattutto all'abbaiare di cani e, di conseguenza, la qualità acustica non è ottimale.

In estate e in alcuni casi anche nel primo autunno, l'indice totale riceve un maggiore contributo dal rumore di fondo (BGN) per via delle numerose sorgenti naturali (cinguettio uccelli, scroscio acqua...) e di una minore e più tranquilla frequentazione delle aree rispetto all'inverno.

Tabella 5 – Quantificazione dell'indice IH per ogni stagione di tutte le aree monitorate

Aree monitorate	Periodo diurno 06-22									Periodo notturno 22-06								
	estate			autunno			inverno			estate			autunno			inverno		
	bgn	evt	I _H	bgn	evt	I _H	bgn	evt	I _H	bgn	evt	I _H	bgn	evt	I _H	bgn	evt	I _H
Chamois paese	4,2	1,6	5,8	3,5	2,1	5,6	2,9	2,3	5,2	3,7	0,4	4,1	3,5	0,4	3,8	2,9	0,5	3,3
lago Lod	3,7	1,4	5,1	0,0	2,0	2,0	2,6	2,7	5,3	3,4	0,7	4,1	0,0	0,6	0,6	0,0	1,1	1,1
zona remota Teppa	1,2	0,7	1,9	0,0	3,4	3,4	1,6	2,8	4,3	0,0	1,7	1,7	0,0	1,8	1,8	0,0	1,1	1,1
Cervinia (piazzale chiesa)	4,3	3,1	7,3	3,7	1,6	5,3	2,0	4,2	6,2	4,0	0,3	4,4	3,6	0,4	4,0	0,8	4,9	5,7
Cervinia (Giomein)	4,4	1,6	6,0	3,5	1,2	4,7	2,1	3,8	5,9	4,3	0,3	4,5	3,5	0,4	3,8	1,6	1,5	3,1
Cervinia (Giomein)	3,2	3,0	6,2	2,2	3,5	5,7	1,5	4,6	6,1	2,7	0,9	3,6	2,1	0,5	2,6	0,0	4,3	4,3
Cervinia (Plan Maison)	2,8	0,9	3,7	1,3	3,3	4,6	3,4	2,0	5,3	1,4	0,3	1,8	0,2	0,3	0,5	0,0	5,6	5,6
Cervinia (Cime Bianche)	3,1	3,5	6,6	0,2	1,5	1,7	4,0	3,2	7,3	0,6	0,6	1,1	0,0	1,0	1,0	1,1	3,7	4,7
Cervinia (Plateau Rosà)	2,1	2,2	4,2	0,8	4,9	5,7	2,6	5,2	7,8	0,9	0,5	1,4	0,0	8,3	8,3	1,5	2,3	3,8
vallone Cheneil	1,7	1,0	2,7	0,8	4,9	5,6	0	3,9	3,9	1,8	3,0	4,8	0,7	3	3,7	/	/	/

Le altre aree, che rappresentano le postazioni di misura all'interno dell'edificato delle località interessate dallo studio (Cervinia e Chamois), hanno valori dell'indice maggiori, ma che

rappresentano comunque situazioni di qualità acustica media. Solo in 3 casi l'indice diurno assume valori prossimi a 8 e in un unico caso lo supera. I 3 casi con indice prossimo al valore 8 si riferiscono a situazioni di elevata frequentazione turistica e quindi di ricerca di svago (Cervinia ad agosto e aree del relativo comprensorio sciistico in inverno), mentre il superamento della soglia critica si riferisce, paradossalmente, al sito più remoto che si trova a 3500 metri di altitudine ed è dovuto ad eventi prodotti dal vento che soffiava a velocità attorno al valore medio di 5 m/s sulle infrastrutture presenti nell'area.

Si segnala infine che in comune di Chamois, pur in completa assenza di automobili, i valori diurni dell'indice rimangono sempre intorno a 5 (anche in bassa stagione autunnale) per via di attività antropiche di cura del territorio e del contributo al rumore di fondo da parte del torrente che costeggia questa località, che è costante durante tutto l'anno.

CONCLUSIONI E PROSPETTIVE

I rilievi e le analisi effettuati nel corso degli anni e con il presente studio da Arpa confermano la necessità di valutazioni accurate e specifiche per la caratterizzazione delle aree ad elevata naturalità, con particolare riguardo alle variazioni stagionali legate alla differente frequentazione turistica [7].

L'indice Harmonica, da un lato, permette un rapido e facile confronto stagionale della rumorosità di località montane in cui hanno sede comprensori sciistici, dall'altro, rappresenta una specifica elaborazione dei parametri acustici di base che consente miglior comprensione da parte del pubblico e un confronto con altri siti monitorati in parchi e aree verdi di diverse città europee.

In prospettiva si procederà ad un confronto dei risultati di tutti gli indicatori quantificati da ARPA negli anni in differenti tipologie di aree montane, al fine di individuare la migliore metodologia applicabile alla realtà montana. La metodologia potrà essere estesa ad altre aree simili per caratteristiche e ad altre aree in aperta campagna che risentono maggiormente del rumore della valle principale densamente infrastrutturata. I presenti risultati basati su misure acustiche in campo potranno poi essere incrociati con altri indici geografici, quali ad esempio il QSI, per addivenire alla delimitazione delle aree di quiete in ambito montano.

Come fatto per il progetto Harmonica (<http://www.noiseineu.eu>), potranno essere condotte interviste al pubblico per avere feedback di comprensibilità dell'indice e integrare la metodologia con interviste ai frequentatori della montagna, al fine di correlare i dati acustici alla percezione dell'uomo e alla sua esigenza di clima acustico nell'area frequentata.

I risultati di tutte le elaborazioni e valutazioni effettuate in ogni sito di misura sono riportati in maniera completa e esaustiva nel testo di tesi che si può trovare al seguente indirizzo <https://webthesis.biblio.polito.it/7856/>.

Bibliografia

- [1] Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione Europea, *Direttiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 25 giugno 2002 relativa alla determinazione e alla gestione del rumore ambientale*, Gazzetta ufficiale delle Comunità europee, L 189/12, 18/07/2002
- [2] European Environment Agency, *Good practice guide on quiet areas*, EEA Technical report No 4/2014 - Luxembourg, 2014
- [3] Giovanni Agnesod, Christian Tibone, Christian Tartin, Daniele Crea, Filippo Berlier, *High naturalness alpine areas acoustical characterization in Aosta Valley*, in Atti del Convegno Euronoise, Tampere Finland, 2006
- [4] European Environment Agency, *Quiet areas in Europe, the environment unaffected by noise pollution*, EEA Technical report 14/2016 - Luxembourg, 2016
- [5] <http://www.noiseineu.eu>
- [6] World Health Organization, *Night noise guidelines for Europe*, Publications WHO Regional Office for Europe, ISBN 978 92 890 4173 7 – Copenhagen 2009
- [7] Christian Tibone, Daniele Crea, Christian Tartin, Filippo Berlier, Giovanni Agnesod, Marco Cappio Borlino, Giovanni Tabozzi, Lorenzo Delponete, *Approccio alla caratterizzazione delle aree naturali di montagna: 1996-2018*, in Atti del Convegno AIA, ISBN: 978-88-88942-57-5 – Aosta 2018

Impatto acustico dei porti nell'ambito dei progetti Interreg Marittimo

Matteo Bolognese¹, Francesco Fidecaro¹, Diego Palazzuoli², Gaetano Licitra³

¹Dipartimento di Fisica "Enrico Fermi", Largo Bruno Pontecorvo 3, 56127 Pisa

²Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, via Vittorio Veneto 27, 56127 Pisa

³Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, via G. Marradi 114, 57125 Livorno

g.licitra@arpat.toscana.it

Riassunto

L'importanza del rumore portuale è testimoniata da diversi studi (e.g., ESPO Environmental Report, 2018) che pone per tre anni consecutivi il rumore portuale al terzo posto tra le priorità dei gestori dei porti europei.

All'interno del porto confluiscono altre grandi infrastrutture di trasporto e ciò fa sì che coesistano sorgenti di rumore molto diverse tra loro in termini di intensità, spettro, direttività. Considerando il livello di complessità del fenomeno e le difficoltà tecniche nell'affrontarlo, la scarsa attenzione al riguardo della legislazione nazionale e sovranazionale in Europa, e l'esigua quantità di studi effettuati sul tema, il quadro conoscitivo sul rumore portuale non può che risultare carente (Van Breemen, 2008).

In questo contesto si inseriscono i progetti del Programma Interreg Italia-Francia Marittimo 2014-2020, sui quali si è basato questo lavoro. All'interno dei progetti MON ACUMEN, REPORT e RUMBLE si è affrontato il tema del rumore portuale in un'ottica transfrontaliera di condivisione e cooperazione tra soggetti scientifici, gestori dei porti ed enti territoriali. L'area di studio, l'Alto tirreno, rappresenta un banco di prova importante in quanto sede di alcuni tra i più importanti porti italiani e francesi, in termini di volume di traffico merci e passeggeri, come Genova, Livorno e Bastia.

È stato effettuato uno studio sulle campagne di misura pregresse, sui sistemi di monitoraggio in continua e sugli esposti presentati dai cittadini, che ha confermato un quadro lacunoso e bisognoso di ulteriori approfondimenti. Le conferme sulla natura stagionale del rumore portuale, oltre che l'identificazione di buone pratiche, rappresentano comunque risultato interessante.

Al di là delle lacune riscontrate, il lavoro costituisce un primo passo nel colmare il gap conoscitivo sul rumore portuale ponendo le basi per la costruzione di una banca dati transfrontaliera che possa capitalizzare le esperienze a vantaggio del benessere dei cittadini.

INTRODUZIONE

Il fenomeno del rumore portuale è caratterizzato da un alto livello di complessità. Nel porto coesistono una grande varietà di sorgenti sonore quali: sorgenti industriali, navi, sorgenti ferroviarie e stradali. Inoltre, a causa della sua natura di hub, il porto vede confluire al suo interno grandi infrastrutture di trasporto e ciò fa sì che sia difficile attribuire la responsabilità del rumore generato in area portuale.

Nonostante la rilevanza e la complessità del rumore portuale, questo è stato trascurato dalla normativa, sia comunitaria che nazionale. In Italia come in Francia, i decreti attuativi riguardanti il rumore portuale e richiesti dalle rispettive leggi sul rumore, non sono stati ancora emanati. In ambito comunitario, il porto è assimilato ad area industriale, sottovalutando completamente la sua componente di infrastruttura di trasporto. Inoltre, a differenza dalle altre infrastrutture, indipendentemente delle dimensioni e dai volumi di traffico del porto, non ne è prevista una mappatura acustica, a meno che questo non faccia parte di un agglomerato urbano per il quale sia prevista. Il quadro normativo lacunoso e la carenza di studi specifici sul tema fanno sì che il rumore portuale risulti meno conosciuto rispetto a quello delle altre grandi infrastrutture di trasporto e quindi richieda grandi sforzi nella sua indagine.

In questa cornice si sviluppano i progetti del programma Interreg Marittimo-Marittime che, per l'appunto, hanno come scopo lo studio del rumore portuale e la ricerca di soluzioni e buone pratiche d'indagine, controllo e mitigazione del rumore in area portuale. In particolare, questo lavoro si basa su diversi progetti (REPORT, RUMBLE, MON ACUMEN).

ANALISI DEI DATI RACCOLTI

La raccolta delle informazioni oggetto di studio è stata effettuata tramite l'invio di un questionario di ampia portata, appositamente realizzato per raccogliere informazioni su tutti gli aspetti interessanti in ambito portuale. Tra le sezioni del questionario si evidenziano:

- Sistemi di monitoraggio;
- Campagne di monitoraggio;
- Esposti e comitati antirumore.

Il questionario è stato inviato a tutti i soggetti coinvolti nei diversi progetti e ciò ha permesso di allargare il bacino d'indagine, rafforzando la credibilità dello studio. Nei successivi paragrafi sono analizzati l'area di studio e i risultati relativi ai vari aspetti trattati.

AREA DI STUDIO

L'area di studio comune dei progetti è la regione transfrontaliera dell'Alto Tirreno che vede presenti alcuni tra i più importanti porti italiani e francesi (Genova, Livorno, Cagliari, La Spezia, Bastia e Nizza). In (tab. 1) sono riportati i volumi di traffico merci e passeggeri di alcuni dei porti coinvolti, oltre che la popolazione delle rispettive città.

Tabella 1 – Traffico merci e passeggeri dei maggiori porti coinvolti

Porto	Tons	TEU	Passeggeri	Popolazione
Bastia (FR)	2081485	---	2183243	44165
Cagliari (IT)	40020252	40020252	580730	154083
La Spezia (IT)	14186943	1272425	507531	93569
Livorno (IT)	32815851	800475	3283841	158916

CAMPAGNE DI MONITORAGGIO

La caratteristica comune di tutti i porti oggetto dello studio è la vicinanza a medi e grandi centri urbani, dei quali il porto costituisce parte integrante. Ciò è sorgente di una serie di problematiche legate, ad esempio, al rumore generato dal traffico veicolare. La forte integrazione tra il porto e il tessuto urbano rende difficile distinguere con chiarezza il traffico cittadino da quello generato dal porto.

L'analisi dei dati disponibili, raccolti nella prima fase del progetto, ha mostrato come tale problematica fosse stata affrontata da uno specifico studio effettuato da ARPAT nell'area circostante il porto di Livorno tra il 2017 e il 2018.

I risultati dell'indagine evidenziano una correlazione tra gli approdi e le partenze di imbarcazioni Ro-Ro e passeggeri, i flussi di veicoli ai varchi del porto e quindi, dei livelli di rumore misurati in corrispondenza di questi ultimi. In termini di impatto acustico, la presenza del porto risulta rilevante principalmente nel periodo estivo, dove il numero di approdi e partenze aumenta. Infatti dalla (tab. 2) è possibile osservare che, mentre nel periodo diurno il livello di rumore misurato in estate è confrontabile con quello misurato in autunno, nel periodo notturno il livello misurato in estate risulta maggiore di circa 4dB. Le misure sono state effettuate sullo stesso arco stradale, in postazioni differenti ma sufficientemente vicine da poterle confrontare direttamente.

Tabella 2 – Confronto tra i livelli di rumore nella stagione estiva e autunnale misurati in postazioni vicine sullo stesso arco stradale.

Postazione	Indirizzo	Periodo di misura	Diurno $L_{Aeq,TL}$	Notturmo $L_{Aeq,TL}$
C1	Via Donegani	4-11/10/2017	67,1	56,4
C4	Via Donegani	7-13/07/2018	67,0	60,3

Un altro studio invece, è stato sviluppato per descrivere l'impatto acustico prodotto dalle imbarcazioni da diporto lungo i canali del quartiere Venezia di Livorno (Bernardini, 2019) e ha messo in evidenza l'importanza di una attenta pianificazione e gestione del traffico dei natanti lungo i canali. Questi infatti, possono determinare un impatto significativo a seconda dell'intensità del traffico, delle velocità di transito e della tipologia di imbarcazioni.

Dallo studio dei dati reperiti in merito alle campagne di monitoraggio, incluse quelle di misura di breve durata, emerge però una sostanziale disomogeneità tra le modalità seguite dalle varie autorità portuali nell'affrontare il difficile compito di descrivere l'impatto acustico presente e la complessa attività che lo causa.

Come è possibile osservare dalla tabella (tab. 3), ad eccezione del porto di Bastia, in tutti i porti hanno avuto luogo campagne di monitoraggio acustico, ma la finalità per la quale queste sono state effettuate non è la stessa. In alcuni casi si tratta di misure effettuate in sede di Valutazione Previsionale di Impatto Acustico, in altri casi ai sensi della normativa sulla tutela dei lavoratori (D.Leg. 81/2008), in altri casi ai sensi del Piano Comunale di Classificazione Acustica (PCCA) o del Piano Comunale di Risanamento Acustico (PCRA). In ogni caso, non solo in nessun porto sono state effettuate campagne di monitoraggio di tutte le tipologie sopra elencate, ma nessuna di queste misure è stata effettuata in tutti i porti.

Ciò, non solo determina una grave carenza conoscitiva sullo stato attuale del rumore in ciascuna area portuale, ma impedisce un confronto diretto tra le diverse realtà. Al momento non esiste una metodologia comune di monitoraggio e ancor meno, una strategia comune che possa capitalizzare le informazioni acquisite dai diversi enti.

Alla luce di ciò, risulta comprensibile la difficoltà riscontrata dalle autorità portuali nel quantificare l'impatto del rumore portuale e operare efficaci azioni di pianificazione e organizzazione delle attività portuali al fine di migliorare il clima acustico dei cittadini e minimizzare gli esposti.

Emerge quindi chiaramente la necessità di intraprendere campagne di monitoraggio mirate che possano colmare tali lacune.

Alcune indagini sono state recentemente avviate nell'ambito del progetto MON ACUMEN che certamente consentiranno una analisi più dettagliata del problema, andando meglio a descrivere le varie sorgenti.

Tabella 3 – Quadro complessivo sulle campagne di misura effettuate nei porti dell'Alto Tirreno

Porto	Campagne di misura	Ai sensi di PCCA/PCRA	Ai sensi del D.Leg. 81/2008	Ai sensi di relazione impatto acustico aziende o piano di risanamento aziendale
Bastia	No	No	No	No
Cagliari	Si	Si/No	No	No
Genova	Si (breve termine)	No/No	Si	Si
La Spezia	Si	No/No	No	Si
Livorno	Si	No/No	No	No
Nizza	Si	No/Si	No	No
Portoferraio	Si	No/No	No	No

SISTEMI DI MONITORAGGIO

Lo studio dei sistemi di monitoraggio attualmente attivi si è ridotto al caso di Nizza, in quanto l'unico porto ad esserne dotato (tab. 4). Nell'ambito del porto di Nizza sono attivi ben due sistemi di monitoraggio. Tutti i dati acquisiti dai fonometri sono detenuti da due diversi enti, che li gestiscono in maniera indipendente. Non tutti i dati sono disponibili alla consultazione e i formati di distribuzione differiscono a seconda del detentore del dato.

Come è possibile vedere dalla (fig. 1), nell'area portuale sono installati 7 microfoni che permettono un monitoraggio continuo del clima acustico. Entro la fine del 2019 saranno installati altri 3 microfoni in classe 1. Al fine di discriminare la principale sorgente di rumore in caso di esposti dei cittadini, il sistema monitora la presenza di yacht e navi da diporto ormeggiate, la circolazione di auto-mezzi, le attività commerciali, gli eventi pubblici e le manifestazioni e i cantieri attivi nelle vicinanze del porto. La grande mole di dati acquisiti permette alla città di Nizza di operare una efficace opera di informazione e sensibilizzazione della popolazione. Questo aspetto è fondamentale in quanto, una popolazione informata sui fatti e coinvolta si avvicina alle amministrazioni con un atteggiamento meno negativo.

Tabella 4 - Quadro complessivo sui sistemi di monitoraggio, sui piani di monitoraggio e sulla presenza di personale addetto alla gestione del rumore nei porti dell'Alto Tirreno.

Porto	Sistemi di monitoraggio	Piani di monitoraggio	Personale addetto
Bastia	No	No	No
Cagliari	No	Si	Si
Genova	Si (presso concessionario)	No	Si
La Spezia	No	Si	No
Livorno	No	No	No
Nizza	Si (2)	Si	Si
Portoferraio	No	No	No

L'esempio di Nizza è un esempio importante in termini di efficacia nella gestione del rumore e nell'informazione del cittadino e pertanto costituisce una forte motivazione a realizzare sistemi di monitoraggio in ambito portuale.

PIANI DI MONITORAGGIO E PERSONALE ADDETTO

Come è possibile osservare dalle ultime due colonne della Tabella 3, l'attenzione delle autorità portuali e degli enti gestori dei porti nei confronti del rumore portuale è ben diversa a seconda dei casi ed in generale carente. Infatti, la presenza di piani di monitoraggio attivi e di personale addetto al tema del rumore portuale è insufficiente per gestire correttamente il problema e rispondere alle richieste della cittadinanza.

Figura 1 - Posizionamento dei fonometri nell'area portuale di Nizza.



Collocamento dei microfoni nell'area portuale di Nizza. In blu i microfoni gestiti dal Metropole Nice Côte D'Azure, in rosso i microfoni gestiti da Chambre de commerce et d'industries de Nice-Côte d'Azur.

ESPOSTI E COMITATI

Un indicatore importante per valutare l'entità del disturbo arrecato alla popolazione dal rumore portuale è il numero di esposti dei cittadini e dei comitati antirumore. Tuttavia, come è possibile osservare in (tab. 5), in molte delle realtà portuali analizzate non è presente uno storico degli esposti e la conoscenza dell'esistenza di comitati è limitata. Gli esposti dove presenti non sono stati georeferenziati e non esistono mappe che riportino posizione degli esposti e/o posizione delle sorgenti più impattanti.

Tabella 5 - Quadro generale su esposti e comitati antirumore in cui è indicata la conoscenza dell'esistenza di comitati, la stagione e il periodo in cui si concentrano gli esposti dei cittadini.

Porto	Comitati	Stagionalità	Periodo	Storico Esposti
Bastia	No	Estivo	Diurno	No
Cagliari	Si	Estivo	Notturno	No
Genova	Si	Estivo	Notturno	No
La Spezia	Si	Nessuna	Notturno	Si (1 anno)
Livorno	Si	Estivo	Notturno	No
Nizza	Si	Estivo	Notturno	Si (46 nel 2017/18)
Portoferraio	Ignoto	Estivo	Notturno	No

Dai dati sulla stagionalità degli esposti, emerge una forte tendenza di stagionalità, in quanto ad eccezione di La Spezia, in tutti i porti la stagione con un maggior numero di esposti risulta quella estiva. Un analogo discorso può essere fatto per il periodo della giornata, in quanto solo il porto di Bastia indica il periodo diurno come il più affetto.

Le ragioni dell'aumento degli esposti nel periodo estivo possono essere ricondotte a due distinti fattori. In primo luogo, l'aumento dei traffici che vede protagonista la maggior parte dei porti

durante l'estate, causa inevitabilmente un aumento delle attività portuali, dunque del rumore prodotto. In secondo luogo, durante la calda stagione, la tendenza a tenere le finestre aperte favorisce l'esposizione dei cittadini al rumore antropico in generale e quindi anche a quello portuale.

La concentrazione degli esposti durante il periodo notturno è invece riconducibile ad un abbassamento del rumore di fondo dovuto alla diminuzione delle attività (traffico, cantieri, ecc...) rispetto al periodo diurno. Ciò fa risaltare il rumore portuale, che così appare più riconoscibile.

Chiaramente, nel periodo notturno della stagione estiva, la tendenza a lasciare le finestre aperte, assieme all'intensificarsi delle attività portuali, causa un forte incremento del disturbo arrecato alla popolazione e quindi una concentrazione degli esposti.

CONCLUSIONI

Il lavoro di analisi dei dati raccolti ha fatto emergere quanto il quadro conoscitivo del rumore portuale sia lacunoso attualmente. Alcuni studi specifici hanno avuto luogo a Livorno e, negli altri porti, sono state effettuate campagne di monitoraggio di diverso tipo e per fini differenti. Purtroppo, l'assenza di una metodologia comune di monitoraggio e di una strategia comune di capitalizzazione, rende le informazioni acquisite insufficienti al fine di operare un confronto diretto tra le diverse realtà portuali.

Molto scarsa è risultata la diffusione dei sistemi di monitoraggio in continua del rumore, in quanto, nell'area di studio, questi sono presenti solo a Nizza e a Genova presso un concessionario demaniale. Tuttavia, il sistema di monitoraggio attivo a Nizza, rappresenta un esempio da emulare e una forte motivazione a dotare le infrastrutture portuali, appartenenti o no all'area di studio, di sistemi di monitoraggio in continua.

Altro aspetto che risulta carente è quello della classificazione e catalogazione degli esposti della popolazione. Una mancata catalogazione rende molto difficile stimare la reale rilevanza del disturbo prodotto dal rumore portuale e, con tutta probabilità, ne causa una sottostima. In ogni modo, le pur scarse informazioni a disposizione, forniscono importanti conferme in merito alla natura prevalentemente estiva e notturna del rumore portuale.

Il quadro così descritto non fa altro che confermare la necessità di intensificare gli sforzi nello studio del rumore portuale, anche alla luce del continuo intensificarsi dei flussi marittimi, il quale, in assenza di misure adeguate, sarà inevitabilmente causa di un peggioramento del clima acustico. Il lavoro svolto quindi, seppur influenzato dalla scarsa disponibilità di dati, rappresenta un primo passo verso la diminuzione del gap conoscitivo che esiste tra il rumore portuale e quello prodotto dalle altre grandi infrastrutture di trasporto.

RINGRAZIAMENTI

Questo lavoro è stato sviluppato nell'ambito dei progetti RUMBLE, REPORT e MON ACUMEN. Questi sono parte del Programma Interreg Italia-Francia Marittimo 2014-2020, cofinanziato dal Fondo Europeo per lo Sviluppo Regionale (FESR).

Bibliografia

Bernardini, M., Fredianelli, L., Fidecaro, F., Gagliardi, P., Nastasi, M., & Licitra, G. *Noise Assessment of Small Vessels for Action Planning in Canal Cities*. 2019 *Environments*, 6(3), 31.

ESPO *Environmental Report*, 2018, www.espo.be/media/ESPO%20Environmental%20Report%202018.pdf

Licitra, G, and Ascari, E, *Mon acumen: An acoustic monitoring network within mediterranean ports*, 2018 *25th International Congress on Sound and Vibration*, 2018, ICSV 2018: Hiroshima Calling 8, pp. 5050-5053

Progetto MON ACUMEN, www.interreg-maritime.eu/monacumen

Progetto REPORT, www.interreg-maritime.eu/report

Progetto RUMBLE, www.interreg-maritime.eu/rumble

Van Breemen, T., *Good Practice Guide on Port Area Noise Mapping and management, Noise Management in European Ports*, 2008, (NoMEPorts) project, LIFE05 ENV/NL/000018.

CARATTERIZZAZIONE DEL RUMORE SPECIFICO DI UN' AVIOSUPERFICIE A SUPPORTO DELLE ATTIVITA DI CONTROLLO

Strada S. D¹, Vurro B.¹, Nava E.¹

¹ARPA Lombardia – Dipartimento di Como-Varese – U.O. Agenti Fisici – Via E. Einaudi n. 1, Como

S.STRADA@arpalombardia.it

INQUADRAMENTO GENERALE E NORMATIVO

Il Decreto Legislativo n. 42/17 modifica l'impianto normativo della Legge Quadro sull'inquinamento acustico, introducendo tra le altre variazioni l'integrazione di uno specifico regolamento in materia di aviosuperfici. Questo studio si pone l'obiettivo di presentare la caratterizzazione del rumore di un'aviosuperficie, effettuata in seguito alla richiesta del Comune di pertinenza a causa di segnalazioni di disturbo da parte dei cittadini residenti. Poiché la zona di volo è classificata con codice ICAO LILB come aeroporto, il Comune ha richiesto anche una valutazione dell'indice specifico di valutazione del rumore aeroportuale L_{vaj} .

Tuttavia, essendo svolta esclusivamente attività di supporto al volo a vela non aperto al traffico civile, la caratterizzazione del disturbo dovrebbe essere effettuata secondo quanto indicato dal Parere MATTM del 17/07/2014 con riferimento ai limiti di cui al DPCM 14/11/97. In tale contesto, i rilievi sono stati impostati per raccogliere il maggior numero di dati utili per fornire una descrizione più completa della situazione.

DEFINIZIONE DELL'INDICE DI VALUTAZIONE DEL RUMORE AEROPORTUALE.

Questo indice è stato introdotto nel Decreto 31 ottobre 1997 "Metodologia di misura del rumore aeroportuale" per stabilire quali sono gli usi del territorio compatibili con la presenza dell'aeroporto e si basa sui livelli di valutazione giornalieri L_{vaj} osservati per tre settimane all'interno di tre periodi prefissati (1 ottobre - 31 gennaio; 1 febbraio - 31 maggio; 1 giugno - 30 settembre). Ogni singolo L_{VAj} , a sua volta, è determinato considerando separatamente i SEL dei movimenti osservati nei periodi diurno (6 -23) e notturno (23 - 6) e penalizzando gli eventi notturni con un innalzamento artificioso di 10 dB(A) dei SEL misurati.

Ricordiamo per completezza che l'indice L_{VA} è definito da:

$$L_{VA} = 10 \log \left[\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N 10^{L_{VAj}/10} \right] \text{dB(A)}$$

mentre il valore giornaliero è dato da:

$$L_{VAj} = 10 \log \left[\frac{17}{24} 10^{L_{VAAd}/10} + \frac{7}{24} 10^{L_{VAn}/10} \right] \text{dB(A)}$$

dove L_{VAAd} e L_{VAn} rappresentano rispettivamente il livello di valutazione del rumore aeroportuale nel periodo diurno (06.00 - 23.00) e notturno (23.00-06.00) e sono definiti come segue:

$$L_{VAAd} = 10 \log \left[\frac{1}{T_d} \sum_{i=1}^{N_d} 10^{SEL_i/10} \right] \text{dB(A)}$$

in cui $T_d = 61.200$ s è la durata del periodo diurno, N_d è il numero totale dei movimenti degli aeromobili in detto periodo, SEL_i è il livello dell'*i*-esimo evento sonoro associato al singolo movimento;

$$L_{VAn} = \left[10 \log \left(\frac{1}{T_n} \sum_{k=1}^{N_n} 10^{SEL_k/10} \right) + 10 \right] \text{dB(A)}$$

in cui $T_n = 25.200$ s. è la durata del periodo notturno, N_n è il numero totale dei movimenti degli aeromobili in detto periodo, SEL_k è il livello sonoro del k-esimo evento associato al singolo movimento.

Pertanto, per costruzione, l'indice L_{vaj} terrà conto sia del numero degli eventi (attraverso le sommatorie), sia del loro livello (attraverso il SEL), sia del particolare disturbo dovuto agli eventi notturni (con la penalizzazione di 10 dB(A) dei SEL misurati, che equivale ad affermare che un evento notturno "vale" come 10 eventi diurni di pari livello).

L'utilizzo di tale indice permette di stabilire quali sono gli usi del territorio compatibili con la presenza dell'aeroporto, prevedendo che le aree circostanti l'aeroporto siano suddivise nelle seguenti tre zone:

- zona A, in cui l'indice L_{VA} non può superare il valore di 65 dB(A), all'interno della quale non sono previste limitazioni;
- zona B, in cui l'indice L_{VA} non può superare il valore di 75 dB(A), all'interno della quale sono consentiti gli usi del suolo per attività agricole ed allevamenti di bestiame, attività industriali e assimilate, attività commerciali, attività di ufficio, terziario e assimilate, previa adozione di adeguate misure di isolamento acustico;
- zona C, in cui l'indice L_{VA} può superare il valore di 75 dB(A), all'interno della quale sono consentite esclusivamente le attività funzionalmente connesse con l'uso ed i servizi delle infrastrutture aeroportuali.

DESCRIZIONE DELLE ATTIVITA SVOLTE

Fig.1 Inquadramento territoriale



L'aviosuperficie è stata collocata nella zonizzazione acustica comunale in Classe V, mentre le abitazioni confinanti con il sedime risultano collocate in classe IV, tuttavia la zona nel suo complesso risulta caratterizzata da ampie distese di zone tenute a campagna, si riscontra la presenza di abitazioni solo nelle vicinanze degli uffici dell'aeroporto, le vicine strade sono strade locali di accesso alle abitazioni e al sedime aeroportuale.

Questa campagna di misure è stata progettata, per una valutazione della possibile classificazione del territorio indagato secondo il D.M. 31 ottobre 1997 "Metodologia di misura del rumore Aeroportuale". Valutando quanto le procedure di decollo ed il conseguente sorvolo di aeromobili

influissero sulla zona. La corretta valutazione dell'indice L_{VAj} viene normalmente effettuata tramite reti di monitoraggio gestite dalle società concessionarie e i periodi di valutazione corrispondenti ai momenti di maggior traffico stabiliti grazie alla correlazione con i dati forniti giornalmente dalle centraline predisposte lungo le rotte aeree fissate. In questo caso lo scopo dell'indagine non era la realizzazione e definizione delle curve di isolivello, ma semplicemente stabilire la potenzialità o meno della struttura indagata a rispettare le caratteristiche della Zona A del succitato decreto, a tale scopo è stata preso in esame un periodo comprendente alcune giornate dedicate a gare consentendo una consistente presenza di voli.

Fig.2 Aviosuperficie di Alzate Brianza



CAMPAGNA DI MISURA

Il periodo di monitoraggio è stato scelto comprendendo delle giornate dedicate ad una manifestazione sportiva, in modo da avere la panoramica completa delle attività dell'aviosuperficie con periodi di elevato movimento di aeromobili. I voli si effettuano esclusivamente in periodo diurno; il punto di misura era situato nel giardino di un'abitazione adiacente all'aviosuperficie.

Si sono condotti monitoraggi estensivi per 19 giorni (di cui 4 senza movimenti); quindi si è provveduto ad elaborare tutti gli eventi, ricercando l'associazione con gli aeromobili, utilizzando i report ufficiali dei voli giornalieri forniti dalla Direzione dell'Aeroclub.

Per i rilevamenti si è utilizzato un analizzatore di spettro in tempo reale, acquisendo uno spettro ogni 0.5 secondi. In fase di analisi sono stati estratti dalla registrazione degli "eventi" sulla base di soglie di livello e di durata temporale ed eliminati gli eventi interferenti.

Nelle figure 3, 4, 5 e 6 è riportato un esempio dell'andamento del $Leq(A)$ nel tempo e il sonogramma con la composizione spettrale in funzione del tempo di un evento e delle sue fasi di volo.

Fig.3 Sequenza completa

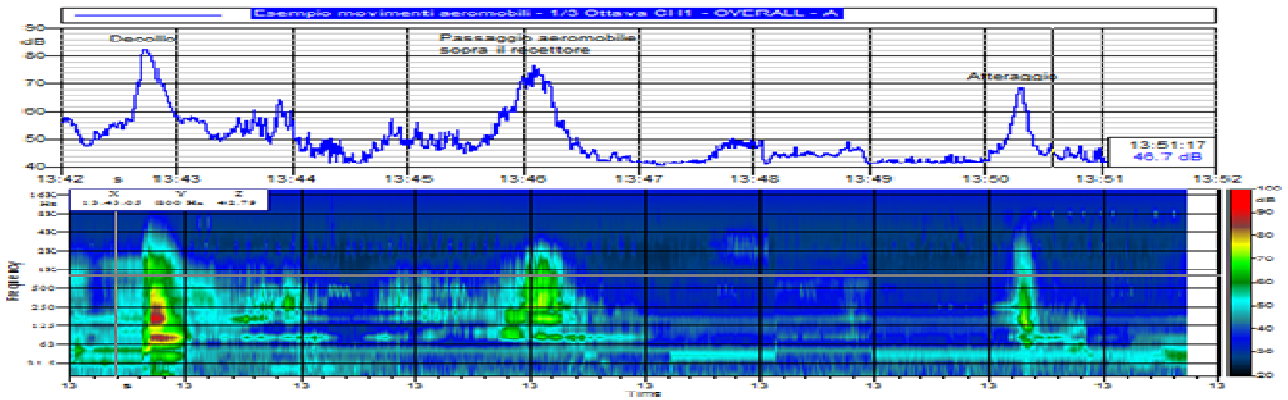


Fig.4 Fase di decollo

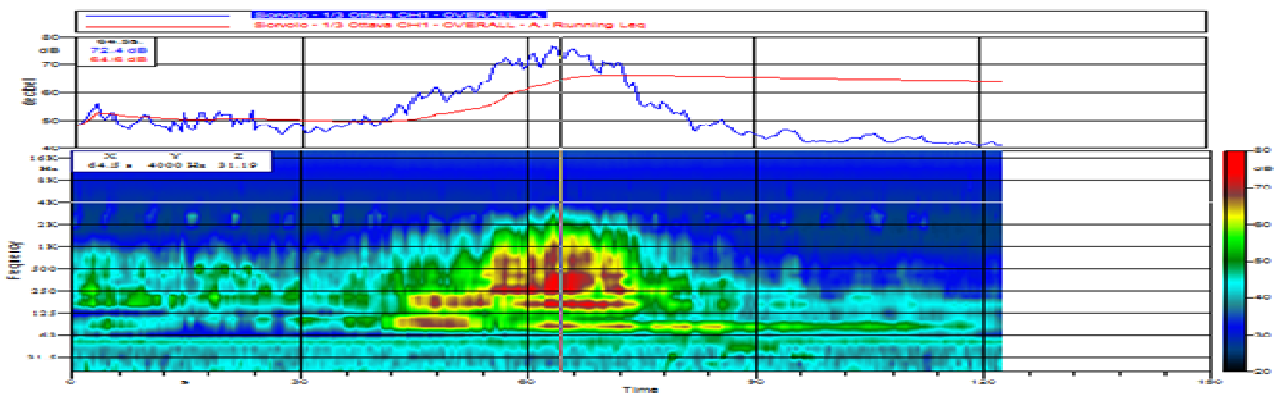


Fig.5 Fase di sorvolo

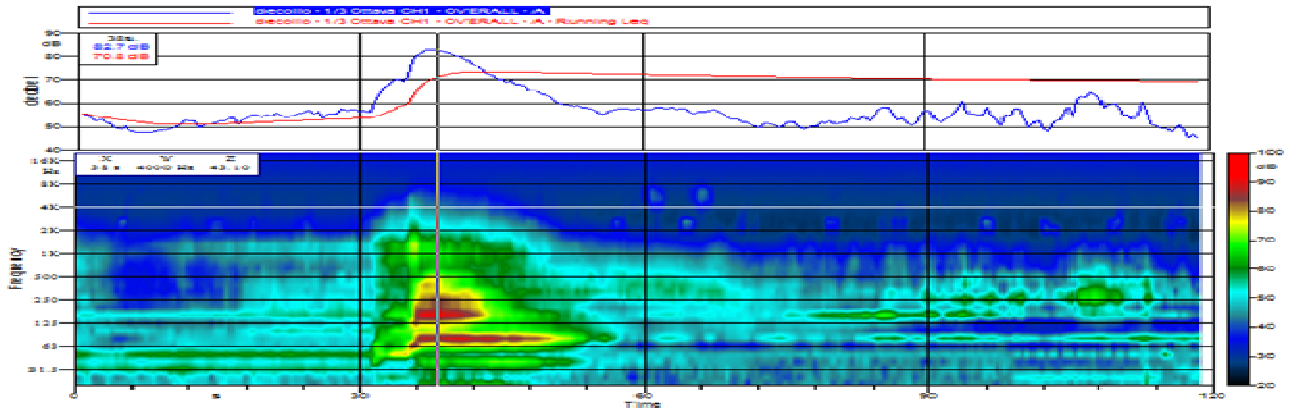
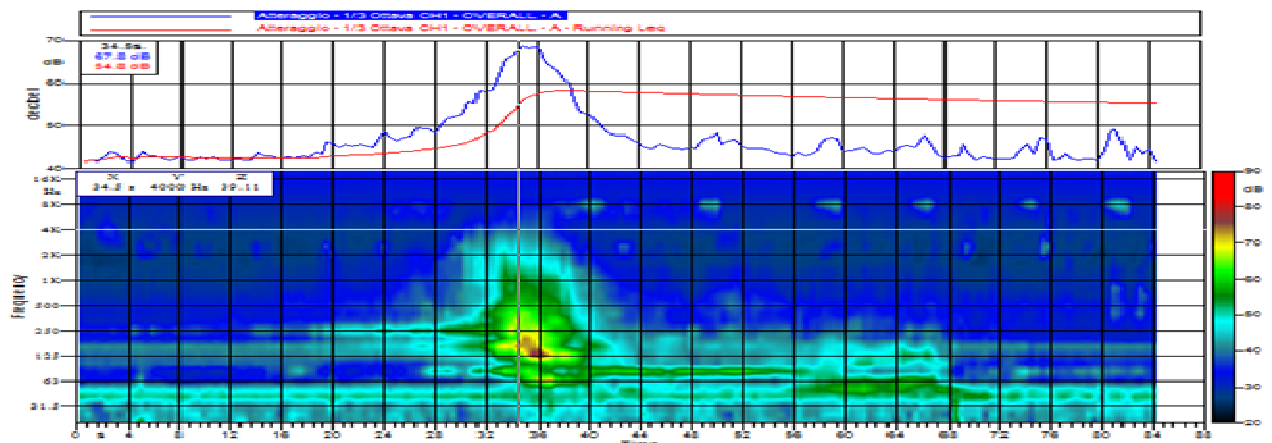


Fig.6 Fase di atterraggio



I sonogrammi degli eventi hanno consentito di riconoscere e caratterizzare le fasi di decollo, sorvolo e atterraggio.

Come riportato in esempio più sopra, ad ogni volo sono generalmente riconducibili tre eventi (decollo, sorvolo, 2-3 minuti dopo il decollo, ed atterraggio), tuttavia, per una serie di motivi non sempre si ha questa corrispondenza, per esempio in caso di decollo di un aliante a motore, oppure perché l'aeromobile da traino utilizza una rotta diversa, oppure perché l'evento è "sfuggito". Infatti, nel riconoscimento dei profili, è possibile che gli eventi di più contenuto livello sonoro, con SEL indicativamente non superiori a 70 dB(A), non siano stati identificati.

Quest'eventuale sottostima non è significativa: di fatto, supponendo di aver trascurato 20 eventi di SEL fino a 72 dB(A) in ogni giornata, la sottostima di L_{VA} con sottostime è dell'ordine di 0.1-0.2 dB(A). Considerando a titolo di esempio il giorno 25 aprile, dei 38 voli tabulati 7 sono stati effettuati da alianti a motore, per cui presentavano il solo evento legato al decollo, un volo era correlato ad un aereo in arrivo, per cui era presente solo l'evento associato all'atterraggio, un altro era un decollo diretto ad un altro aeroporto, ed anche in questo caso era presente un solo evento associato al decollo. Complessivamente sarebbero stati comunicati 96 eventi (decollo, sorvolo e atterraggio), mentre nel calcolo ne sono stati presi in considerazione 79 per un valore di L_{VA} pari a 56.7 dB(A), analizzando nel dettaglio i rilievi effettuati è stato possibile "recuperare" 15 eventi con un SEL compreso tra 68.9 e 72.4 dB(A), con il contributo di questi dati il livello di L_{VA} è risultato di 56.8 dB(A).

I diversi eventi, pur presentando una marcata differenza in termini di composizione spettrale e durata, possono essere identificati utilizzando i programmi di gestione dei dati acquisiti grazie alla strumentazione in dotazione senza particolari criticità; in effetti un'acquisizione di uno spettro ogni 0.5 secondi (o meno), risulta perfettamente gestibile dagli strumenti correnti, e consente un'ampia possibilità di trattamento e gestione dei dati.

VALUTAZIONI EFFETUATE

IL CALCOLO DELL'INDICE L_{VAj}

Tutte le informazioni raccolte sono state quindi utilizzate, in forma sintetica, per l'applicazione dell'indice che permette la formulazione di un giudizio globale della situazione: il Livello di Valutazione del rumore Aeroportuale (L_{VA}).

Il calcolo dell'indice L_{VAj} , eseguito nelle giornate di cui si dispongono i dati di tutti i movimenti di Aeromobili, ha fornito i risultati riepilogati nella seguente tabella.

Tabella 1 – riepilogo dei risultati ottenuti

Giornata di riferimento	N° eventi rilevati	N° voli del giorno	SEL min SEL max	L_{VA} diurno dB(A)	L_{VAj} dB(A)
20/04/2018	46	17	72.0 – 89.8	52,9	51,4
21/04/2018	62	34	68.5 – 88.3	54,6	53,1
22/04/2018	60	34	68.6 – 93.5	55,4	53,9
23/04/2018	28	10	70.9 – 90.7	52,2	50,7
24/04/2018	19	12	69.7 – 88.7	48,8	47,3

25/04/2018	79	38	72.8 – 93.8	56,7	55,2
26/04/2018	22	11	72.7 – 87.5	48,9	47,4
27/04/2018	7	3	68.0 – 85.1	41,4	39,9
28/04/2018	28	12	66.3 – 87.4	49,1	47,6
29/04/2018	6	2	70.9 – 91.1	45,6	44,1
30/04/2018	12	4	73.1 – 89.6	48,0	46,5
01/05/2018	40	15	65.9 – 89.7	50,2	48,7
02/05/2018	Nessuno		----		
03/05/2018	Nessuno		----		
04/05/2018	Nessuno		----		
05/05/2018	23	9	72.7 – 88.9	49,4	47,9
06/05/2018	40	22	68.2 – 90.4	52,0	50,5
07/05/2018	Nessuno		---		
08/05/2018	6	2	73.2 – 92.0	46,0	44,5
Valore L_{VA} Settimana 20-26			68.5 – 93.8	53,6	52,1

Una prima stima dell'indice L_{VA} riferito alla sola settimana di osservazione, che comunque descrive un periodo di traffico aereo intenso, conferma che la curva di isolivello di 65 dB(A) "zona A" non interessa le abitazioni circostanti.

VALUTAZIONE DEL $Leq(A)$

Le valutazioni dei valori limite assoluti di immissione, sono state svolte secondo le indicazioni previste dal D.P.C.M. 14/11/1997 "Determinazione dei valori limite delle sorgenti sonore".

Il fonometro analizzatore è stato impostato nella modalità per rilevare il livello continuo equivalente ponderato "A" su tutto l'arco delle ventiquattro ore. È stato possibile ricavare i livelli equivalenti di rumore ambientale misurati, prodotti da tutte le sorgenti di rumore presenti nel luogo in esame e nel periodo di tempo valutato, che sono stati ricondotti al tempo di riferimento (TR), e confrontati con i valori limite previsti dalla classificazione acustica della zona nella quale ricade l'abitazione.

Dai dati di livello continuo equivalente rilevati sono stati ricavati i livelli equivalenti orari e di seguito i livelli diurni e notturni per ogni giorno. La tabella 2 mostra i valori di $L_{Aeq,TR}$, dB(A), per tutti i periodi diurni e notturni. I valori di $Leq(A)$ rilevati in periodo diurno risultano compatibili con la classe definita dal Piano di Classificazione acustica Comunale, che peraltro era stato redatto valutando uno studio di caratterizzazione acustica aeroportuale.

Tabella 2 riepilogo dei livelli di rumore ambientale in periodo diurno e notturno

Leq notturno			Leq diurno			
			Leq Tot.		Leq. Corretto	
20 ÷ 21/04/18	44,5 dB(A)		21/04/18	57,5 dB(A)	A	54,5 dB(A)
21 ÷ 22/04/18	43,5 dB(A)		22/04/18	58,0 dB(A)		54,5 dB(A)
22 ÷ 23/04/18	44,5 dB(A)		23/04/18	55,0 dB(A)		52,0 dB(A)
23 ÷ 24/04/18	44,5 dB(A)		24/04/18	52,5 dB(A)		50,5 dB(A)
24 ÷ 25/04/18	45,0 dB(A)		25/04/18	59,0 dB(A)	B	55,0 dB(A)
25 ÷ 26/04/18	44,5 dB(A)		26/04/18	52,0 dB(A)		49,0 dB(A)
26 ÷ 27/04/18	42,5 dB(A)		27/04/18	48,5 dB(A)		47,5 dB(A)
27 ÷ 28/04/18	45,5 dB(A)		28/04/18	52,5 dB(A)		50,0 dB(A)
28 ÷ 29/04/18	42,5 dB(A)		29/04/18	54,5 dB(A)	C	54,0 dB(A)
29 ÷ 30/04/18	44,5 dB(A)		30/04/18	52,5 dB(A)		50,5 dB(A)
30 ÷ 01/05/18	42,5 dB(A)		01/05/18	54,0 dB(A)	D	51,7 dB(A)
1 ÷ 02/05/18	43,5 dB(A)		02/05/18	47,5 dB(A)		47,5 dB(A)
2 ÷ 03/05/18	43,5 dB(A)		03/05/18	47,5 dB(A)	E	47,5 dB(A)
3 ÷ 04/05/18	43,5 dB(A)		04/05/18	49,0 dB(A)	F	49,0 dB(A)
4 ÷ 05/05/18	44,0 dB(A)		05/05/18	55,5 dB(A)	G	54,5 dB(A)
5 ÷ 06/05/18	42,0 dB(A)		06/05/18	54,0 dB(A)	H	49,5 dB(A)
6 ÷ 07/05/18	42,5 dB(A)		07/05/18	51,0 dB(A)	I	51,0 dB(A)
7 ÷ 08/05/18	42,0 dB(A)		08/05/18	54,5 dB(A)	L	54,0 dB(A)
8 ÷ 09/05/18	52,0 dB(A)					

Il Leq Corretto si riferisce al rumore ambientale senza il contributo dei movimenti degli Aeromobili

A - Escluso il periodo dalle 17:30 alle 19:30 per taglio erba nella proprietà

B - Escluso il periodo dalle 10:40 alle 12:20 e dalle 13:30 alle 14:00 per taglio erba nella proprietà

C - Escluso il periodo di pioggia dalle 18:00 alle 22:00

D - Escluso il periodo di pioggia dalle 18:00 alle 22:00

E - Escluso il periodo di pioggia dalle 10:00 alle 14:50 e dalle 18:00 alle 18:55

F - Escluso il periodo di pioggia dalle 11:08 alle 11:55 e dalle 18:03 alle 18:54

G - Escluso il periodo di pioggia dalle 09:00 alle 9:59

H - Escluso il periodo dalle 10:00 alle 11:45 per taglio erba nella proprietà, dalle 16:30 alle 17:54 e dalle 21:00 alle 21:55 per pioggia

I - Escluso il periodo di pioggia dalle 15:10 alle 15:39

L - Escluso il periodo di pioggia dalle 14:30 alle 15:59 e dalle 18:00 alle 22:00

IPOTESI DI DESCRITTORI

I risultati ottenuti suggeriscono l'opportunità di una valutazione delle caratteristiche specifiche del rumore prodotto dal volo a vela, in termini di periodicità dei voli, composizione ed intensità, al fine di introdurre descrittori e valori limite che siano adeguati alle peculiarità delle aviosuperfici ed anche efficacemente verificabili dagli Enti territoriali preposti al controllo.

Infatti, i valori di L_{VAj} ottenuti sono tali da rendere difficile ipotizzare che si possa giungere ad un superamento dei 65 dB(A). Nello scenario peggiore per questo aeroporto, ossia una settimana con 100 voli di aeromobili giornalieri, da cui scaturiscono 100 eventi relativi ai decolli con un SEL pari a 90.3 dB(A), 100 eventi relativi ai sorvolo con un SEL pari a 80.9 dB(A) e 100 eventi relativi agli atterraggi con un SEL pari a 73.4 dB(A), valori assunti sulla base della media dei valori più alti rilevati durante la campagna di misura, si otterrebbe un valore di L_{VAD} giornaliero pari a 63 dB(A),

che comporterebbe un valore di L_{VAj} pari a 61.5 dB(A). Per superare il valore di 65 dB(A) bisognerebbe avere quasi 200 voli al giorno.

Com'è evidente un indice creato per aeroporti di grossa taglia non è adeguato a valutare le piccole aviosuperfici, d'altra parte applicare il criterio differenziale sarebbe estremamente penalizzante per questo tipo di attività.

Stante la tipologia di attività delle aviosuperfici e anche il forte legame stagionale tipico di queste piccole realtà, appare evidente che l'indice L_{VA} vada comunque riferito ad contesto giornaliero e non annuale o settimanale, avvicinandosi in questo ad una valutazione più simile a quella applicata per le piste motoristiche.

Una prima ipotesi potrebbe essere l'applicazione di un limite di zona più consono alla realtà delle situazioni esistenti (per questa zona potrebbe essere la Classe III con 60 dB(A)), altre possono essere l'applicazione del valore di qualità, la riduzione dell'intervallo temporale di valutazione a cui rapportare gli eventi arrivando anche a considerare solo il periodo di apertura dell'aviosuperficie, o combinazioni delle varie ipotesi.

Nelle seguenti tabelle vengono sintetizzate le varie ipotesi, applicate ad un caso di studio (caso pilota) determinato sulla base dei rilievi condotti. In particolare, si osserva come gli indicatori variano a seconda della fascia oraria considerata.

Tabella 3 – riepilogo delle possibili valutazioni

	Valore di riferimento	Numero di Voli	SEL totale	Valore calcolato con SEL (6 -23)	Valore calcolato con SEL (6 -22)	Valore calcolato con SEL (8 -20)	Valore calcolato con Leq (max. - 10)	Valore calcolato con Leq totale evento
	dB(A)	N°	dB(A)	dB(A)	dB(A)	dB(A)	dB(A)	dB(A)
Caso pilota	--	1 (medio)	85,5	37,6	38	39,5	36,4	36,9
Limite Classe IV	65	38	104,5	56,7	56,9	58,2	57,2	55,8
Limite Classe III	60	38	104,5	56,7	56,9	58,2	57,2	55,8
Valori di qualità Classe IV	57	38	104,5	56,7	56,9	58,2	57,2	55,8

Tabella 4 – numero massimo di voli possibili che garantirebbero il rispetto del limite di riferimento

	Valore di riferimento	Numero di Voli	SEL totale	Valore calcolato con SEL (6 -23)	Valore calcolato con SEL (6 -22)	Valore calcolato con SEL (8 -20)	Valore calcolato con Leq (max. - 10)	Valore calcolato con Leq totale evento
	dB(A)	N°	dB(A)	dB(A)	dB(A)	dB(A)	dB(A)	dB(A)
Limite Classe IV	65	184	112,8	65	65,3	66,5	65,2	63,7
Limite Classe III	60	58	107,9	60	60,3	61,5	60,78	59,3
Valori di qualità Classe IV	57	41	104,9	57	57,3	58,5	57,6	56,2

Tabella 5 – LVA in funzione dei voli

Voli nel periodo di misura	N voli	SEL totale	LVA diurno	LVA 6 -22	LVA 8 -20
Minimo	2	93,7	44,3	44,6	45,8
Medio	15	10,7	51,7	52,0	53,2
Massimo	38	104,5	56,7	57,0	58,2

CONCLUSIONI

Nelle considerazioni effettuate per ottenere una valutazione delle caratteristiche specifiche del rumore prodotto da piccole aviosuperfici ci si è volutamente limitati a descrittori già presenti nella legislazione vigente in modo da renderli efficacemente verificabili dagli Enti territoriali preposti al controllo.

Dalle prove effettuate l'utilizzo del SEL, si conferma il migliore per valutare i movimenti degli aeromobili seppure di piccole dimensioni, nel contempo una riduzione della fascia oraria per la definizione dell'indice L_{VA} , riferito ad una valutazione giornaliera preferibilmente ricondotto al solo periodo di apertura dell'aviosuperficie, permetterebbe di avere descrittori più adeguati a valutare il disturbo delle abitazioni poste nelle vicinanze di tali aviosuperfici.

Un ulteriore (o alternativo) elemento di tutela potrebbe essere la ridefinizione delle zone in funzione della tipologia e del numero di aeromobili supportati dall'aviosuperficie considerata.

INDAGINE AMBIENTALE CON RILIEVI FONOMETRICI PER LA CARATTERIZZAZIONE DI FENOMENI DI DISTURBO DA BASSE FREQUENZE

Marta Scrivanti (1), Antonio Iacono (2), Marco Braghin (3)

- 1) *Arpa Piemonte – Dipartimento Territoriale Piemonte Nord-Est – Servizio Territoriale Vercelli, via Bruzza 4, 13100 Vercelli*
- 2) *Arpa Piemonte – Dipartimento Territoriale Piemonte Nord-Est – Servizio Territoriale Vercelli, via Bruzza 4, 13100 Vercelli*
- 3) *Arpa Piemonte – Dipartimento Territoriale Piemonte Nord-Est – Servizio Territoriale Vercelli, via Bruzza 4, 13100 Vercelli*

Riassunto

Il Servizio Territoriale Vercelli del Dipartimento Piemonte Nord Est di Arpa Piemonte ha condotto un'attività di monitoraggio complesso per indagare un fenomeno di disturbo lamentato da soggetti esposti a particolari immissioni di rumore percepiti in particolare nel periodo notturno. Gli esponenti risiedono in un contesto territoriale di valle, a poca distanza da uno stabilimento industriale di oltre 30.000 mq. Il monitoraggio è stato realizzato attraverso più campagne di misura finalizzate a rilevare l'effettiva esistenza del disturbo lamentato, quantificare i livelli ambientali presso l'esponente, caratterizzare la fenomenologia riscontrata ed individuare la/le sorgente/i.

1. PREMESSA

Il contenuto energetico di una sorgente, in termini di caratteristiche dello spettro sonoro, viene alterato mano a mano che il suono si propaga nello spazio, attraverso processi di attenuazione "naturale" (assorbimento atmosferico o del suolo), o effetti di rifrazione degli ostacoli o del terreno. Tali processi intervengono soprattutto sulle medie e alte frequenze mentre agiscono in maniera debole o pressoché nulla nei confronti delle basse frequenze. Inoltre, in generale, i rumori a bassa frequenza risultano i più difficili da ridurre "artificialmente" tramite l'interposizione di strutture leggere (barriere, involucri degli edifici etc.) che rappresentano di fatto dei filtri passa-basso, potendosi addirittura aggravare in ambienti confinati a causa dei fenomeni di risonanza che possono innescarsi.

Ne consegue che la presenza di basse/bassissime frequenze nello spettro del rumore rappresenta un aspetto particolarmente delicato, in virtù della forte pervasività che distingue questo tipo di immissioni, grazie agli efficienti meccanismi di propagazione a grande distanza e alla scarsa o nulla efficacia delle strutture nell'attenuazione delle basse frequenze.

La questione si pone già dal punto di vista metrologico, dal momento che per l'esecuzione di misure di rumore in ambiente di vita, si dispone di strumentazione tipicamente in grado di esaminare lo spettro del rumore con filtri in bande d'ottava e terzi d'ottava coprendo l'intero intervallo del campo uditivo umano (esteso fra circa 20 Hz e 20000 Hz), ma non il campo delle basse frequenze (LFN - generalmente assunto tra 10 Hz e 200 Hz) e ancor più quello degli infrasuoni (tra 0.01 Hz e 20 Hz).

Per il calcolo del livello L_{Aeq} , i livelli sonori misurati, espressi in dB lineari, sono corretti attraverso l'applicazione della curva di ponderazione "A" che ricalca la sensibilità dell'orecchio umano, attenuando fortemente il campo delle basse frequenze (LFN - generalmente assunto tra 10 Hz e 200 Hz) e ancor più quello degli infrasuoni (tra 0.01 Hz e 20 Hz), rendendo quindi di fatto trascurabile il contributo energetico associato a questi livelli sonori [1].

Poiché il rumore con forte contenuto a bassa frequenza genera maggiore disturbo rispetto a quello previsto con il livello di pressione sonora ponderato "A", nel caso di misure che mirano a valutare gli effetti di disturbo indotti da suoni con significativa presenza a bassa frequenza, occorre quindi utilizzare altri criteri di valutazione e altre curve di ponderazione [2].

2. FENOMENO DI DISTURBO OGGETTO DI INDAGINE E MISURE FONOMETRICHE

Il Servizio Territoriale Vercelli del Dipartimento Piemonte Nord Est di Arpa Piemonte ha condotto un'attività di monitoraggio complesso per indagare un fenomeno accusato da alcuni esponenti che lamentavano un disturbo per presenza di rumori all'interno delle proprie abitazioni. Gli esponenti risiedono in un contesto territoriale di valle, uno a circa 20 m, il secondo a circa 100 m di distanza da uno stabilimento industriale di oltre 30.000 mq.

Il monitoraggio è stato realizzato attraverso più campagne di misura finalizzate a rilevare l'effettiva esistenza del disturbo lamentato, quantificare i livelli ambientali presso gli esponenti, caratterizzare la fenomenologia riscontrata ed individuare la/e sorgente/i. Tutte le misure sono state eseguite con strumentazione Norsonic R139 nel rispetto delle modalità riportate nell'Allegato B del D.M. 16 marzo 98 "Norme tecniche per l'esecuzione delle misure".

2.1 PRIMA CAMPAGNA

La prima serie di misure fonometriche è stata condotta per 3 giorni consecutivi all'interno dell'abitazione dell'esponente posto a circa 100 m di distanza dallo stabilimento (che per primo si è lamentato dei disturbi acustici).

I rilievi sono stati elaborati per calcolare il livello complessivo L_{Aeq} dB(A) per il periodo di riferimento notturno (fig. 1). La verifica della presenza di toni puri non ha evidenziato la presenza di componenti impulsive, tonali e in bassa frequenza rispondenti ai criteri del D.M. 16/03/98.

Dall'analisi dei dati rilevati, non è risultato applicabile il limite di immissione differenziale perché a finestre chiuse non è mai stato superato il livello di 25 dB(A). Lo studio dei medesimi dati, esaminati per singole frequenze di banda ad 1/3 d'ottava, ha mostrato uno spettro di frequenze sbilanciato verso gli infrasuoni (6,30-16 Hz) e le basse frequenze (20-50 Hz), generalmente associabili a sorgenti presenti negli ambienti industriali (Figg. 2, 3 e 4).

Figura 1 - TIME HYSTORY - periodo di riferimento notturno - notte tipo

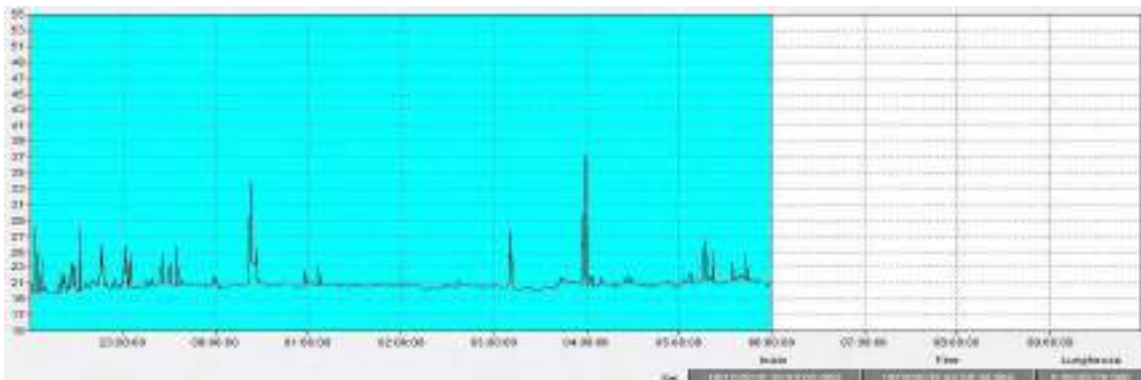


Figura 2 - Spettro delle frequenze - periodo di riferimento notturno - notte tipo

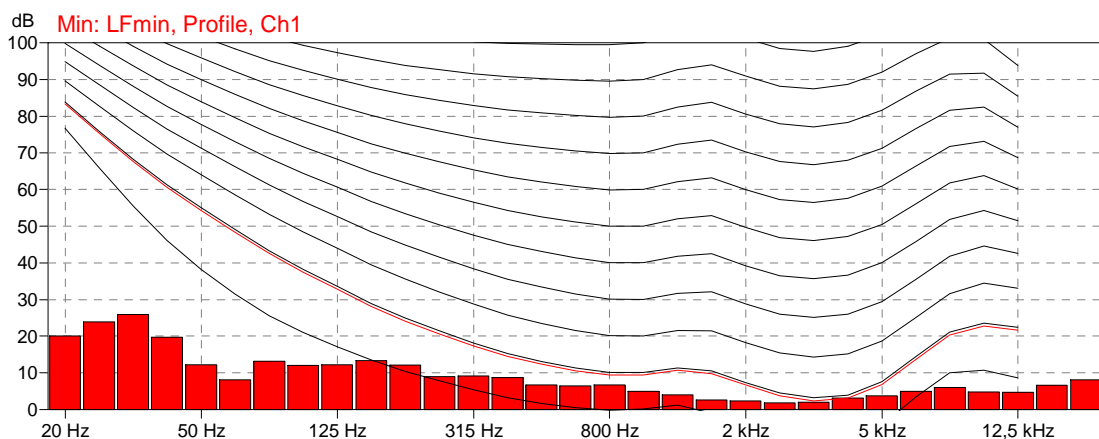


Figura 3 - Spettro delle frequenze - rappresentazione 3D - periodo di riferimento notturno – notte tipo

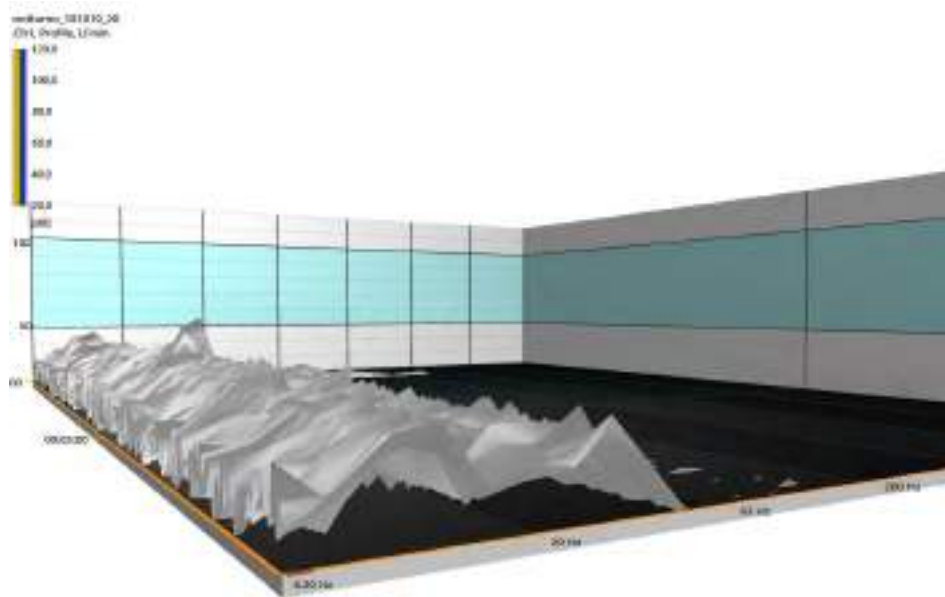
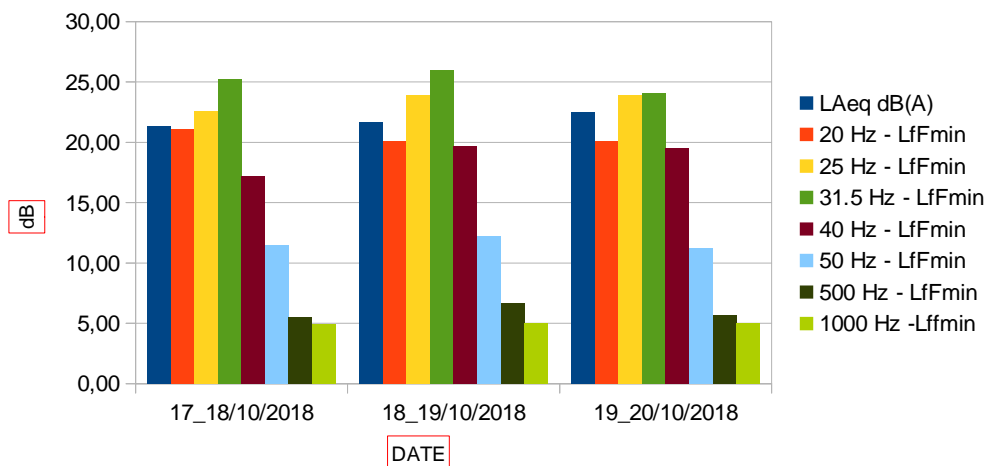


Figura 4 - Grafico dei livelli delle frequenze - periodo notturno



2.1 SECONDA CAMPAGNA

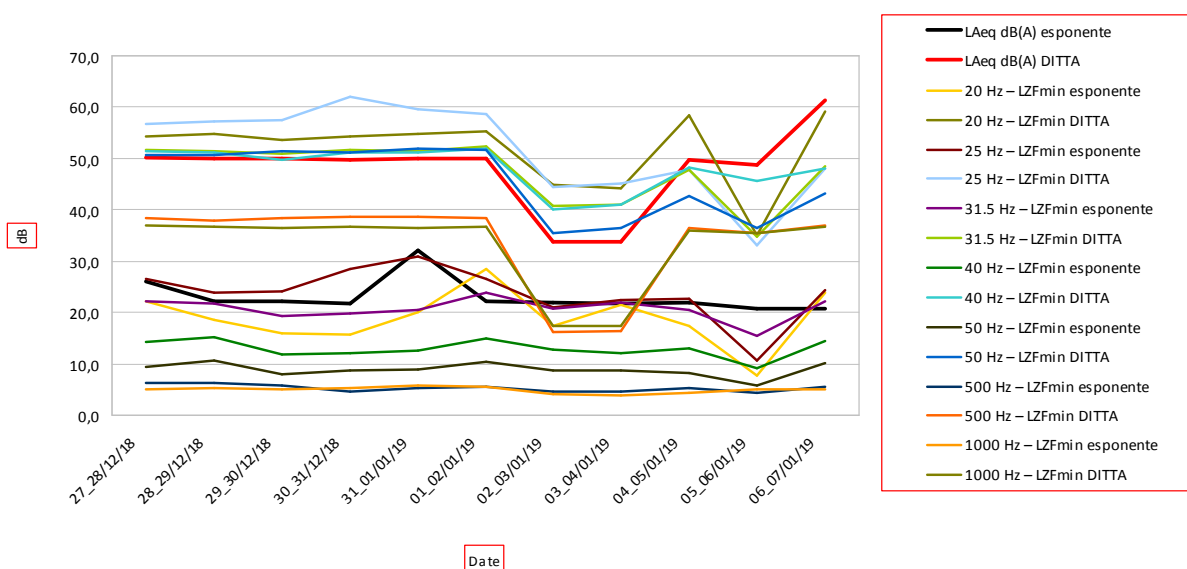
Avendo preliminarmente accertato l'assenza di qualsivoglia violazione alla normativa acustica vigente, in accordo con il Comune si sono presi contatti con la direzione aziendale, avviando un confronto tecnico finalizzato ad individuare la possibile sorgente industriale di queste frequenze, anche attraverso l'esecuzione di un'ulteriore campagna di rilievi.

L'indagine è quindi proseguita con una campagna di misura della durata di 19 giorni consecutivi in contemporaneità alla fermata natalizia dell'attività produttiva dello stabilimento, per la durata di 12 giorni, in sincronia temporale con rilevazioni strumentali condotte internamente allo stabilimento (Tab. 1). L'analisi per singole frequenze di banda 1/3 ottava, in periodo notturno, ha evidenziato la confrontabilità del profilo degli spettri acustici registrati nelle due postazioni di misura (esponente e stabilimento), pur con livelli diversi (Fig. 5), confermando la non applicabilità del limite di immissione differenziale (perché a finestre chiuse non si è mai superato il livello di 25 dB(A)).

Tabella 1 - Tabella riepilogativa seconda campagna di rilievi fonometrici - periodo notturno

PERIODO	L _{Aeq} dB(A)		20 Hz – LZFmin		25 Hz – LZFmin		31.5 Hz – LZFmin		40 Hz – LZFmin		50 Hz – LZFmin		500 Hz – LZFmin		1000 Hz – LZFmin	
	Arpa	Ditta	Arpa	Ditta	Arpa	Ditta	Arpa	Ditta	Arpa	Ditta	Arpa	Ditta	Arpa	Ditta	Arpa	Ditta
27_28/12/18	26,1	50,1	22,2	54,3	26,6	56,7	22,3	51,7	14,3	51,3	9,5	50,8	6,2	38,3	5,0	37,0
28_29/12/18	22,2	50,0	18,6	54,7	24,0	57,2	21,8	51,4	15,3	51,3	10,7	50,6	6,3	37,8	5,4	36,7
29_30/12/18	22,2	49,9	15,9	53,5	24,2	57,5	19,4	50,8	11,8	49,6	8,0	51,4	5,7	38,4	5,1	36,5
30_31/12/18	21,8	49,8	15,8	54,3	28,5	62,0	19,9	51,6	12,0	51,2	8,7	51,1	4,7	38,6	5,4	36,6
31_01/01/19	32,0	49,8	20,0	54,7	30,9	59,7	20,6	51,4	12,6	51,1	8,9	51,9	5,4	38,5	5,8	36,4
01_02/01/19	22,1	49,9	28,6	55,3	26,6	58,8	23,9	52,4	15,0	51,9	10,3	51,6	5,6	38,3	5,5	36,6
02_03/01/19	21,9	33,8	17,3	44,8	21,0	44,4	20,7	40,7	12,7	40,1	8,8	35,5	4,5	16,1	4,0	17,4
03_04/01/19	21,7	33,7	21,6	44,3	22,5	45,2	22,0	41,0	12,0	41,0	8,8	36,5	4,5	16,4	3,8	17,4
04_05/01/19	22,0	49,7	17,4	58,3	22,7	47,7	20,5	47,7	13,1	48,3	8,3	42,6	5,3	36,4	4,3	36,0
05_06/01/19	20,8	48,9	7,8	35,0	10,5	33,0	15,5	34,7	9,1	45,6	5,9	36,5	4,4	35,4	5,1	35,5
06_07/01/19	20,7	61,3	23,8	59,2	24,3	48,0	22,2	48,6	14,6	48,0	10,1	43,3	5,5	37,0	5,0	36,6

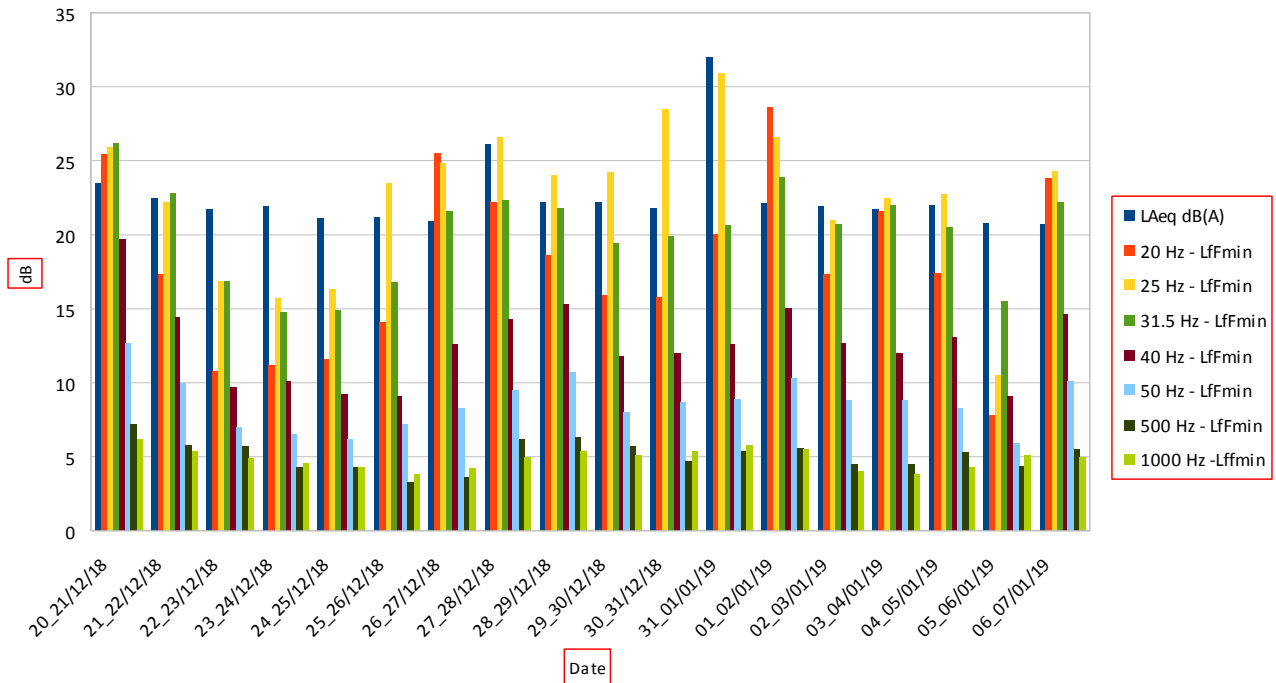
Figura 5 - Grafico andamento livelli sonori - esponente e ditta - periodo notturno



Anche in questo monitoraggio si è evidenziato, presso l'abitazione dell'esponente, uno spettro sonoro sbilanciato verso le basse frequenze, anche durante il fermo produttivo dello stabilimento (Fig. 6). Il livelli misurati all'interno dello stabilimento sono infatti relativi ai soli sistemi di trattamento aria necessari al mantenimento delle condizioni ambientali ottimali dei locali magazzino. Le rilevazioni condotte in concomitanza allo spegnimento controllato degli impianti tecnici di servizio (unità di condizionamento) hanno evidenziato un generale abbassamento del livello L_{Aeq} dB(A) interno alla ditta, a cui non corrisponde una diminuzione significativamente apprezzabile del L_{Aeq} dB(A) misurato all'interno dell'abitazione dell'esponente (Fig. 5). Ciò a dimostrazione del fatto che l'involucro degli edifici della ditta adibiti a magazzino, dove sono alloggiare le unità tecniche di condizionamento che in un primo momento si pensava potessero essere la sorgente del disturbo lamentato, è acusticamente isolato verso l'esterno.

I rilievi effettuati hanno pertanto consentito di appurare che lo stabilimento industriale contribuisce allo spettro sonoro rilevato presso l'esponente, ancorché in via non esclusiva.

Figura 6 - Grafico dei livelli delle frequenze - esponente - periodo notturno



2.1 TERZA CAMPAGNA

Durante l'esecuzione della seconda campagna di misure fonometriche è giunta da parte del Comune la segnalazione di un'ulteriore esponente, residente a circa 20 m dallo stabilimento, che lamentava anch'egli disturbi acustici all'interno della propria abitazione, soprattutto in orario notturno.

L'indagine è quindi stata completata con un'ulteriore campagna di monitoraggio condotta presso l'abitazione del nuovo esponente; i rilievi acustici sono stati condotti per 3 giorni consecutivi sia all'interno (rilievi eseguiti da Arpa) che all'esterno dell'abitazione (rilievi eseguiti da tecnico incaricato ditta) (Tab. 2). Anche in questo caso, nonostante la ridotta distanza tra esponente e ditta (circa 20 m), la verifica della presenza di toni puri per il periodo notturno non ha evidenziato la presenza di componenti impulsive, tonali e in bassa frequenza rispondenti ai criteri del D.M. 16/03/98, escludendo l'applicabilità del limite di immissione differenziale (a finestre chiuse non si è mai superato il livello di 25 dB(A)). L'analisi dei medesimi dati, esaminati per singole frequenze di banda 1/3 ottava, hanno mostrato uno spettro sempre sbilanciato verso le basse frequenze (Figg. 7 e 8), che però nel caso specifico mostrava chiaramente per l'interno la predominanza della frequenza di rete 50 Hz (Fig. 8).

Tabella 2 - Tabella riepilogativa terza campagna di rilievi fonometrici - periodo notturno - misure esterne ed interne

PERIODO	L _{Aeq} dB(A)		20 Hz - Lf Fmin		25 Hz - LfFmin		31,5 Hz - LfFmin		40 Hz - LfFmin		50 Hz - LfFmin		500 Hz - LfFmin		1000 Hz - LfFmin	
	Est.	Int.	Est.	Int.	Est.	Int.	Est.	Int.	Est.	Int.	Est.	Int.	Est.	Int.	Est.	Int.
22_23/03/19	38,6	21,3	50,9	20,3	46,3	22,6	38,7	19,8	38,0	20,7	33,3	24,5	26,7	5,8	23,6	3,7
23_24/03/19	37,1	20,3	41,6	12,2	38,3	15,7	34,0	18,3	34,2	18,4	29,8	22,7	25,1	5,3	23,4	4,0
24_25/03/19	37,9	20,6	51,02	20,9	47,51	21,9	37,19	19,0	36,71	19,9	31,99	24,2	25,9	5,9	24,17	3,9

Figura 7 - Grafico dei livelli delle frequenze - misure esterne - periodo notturno

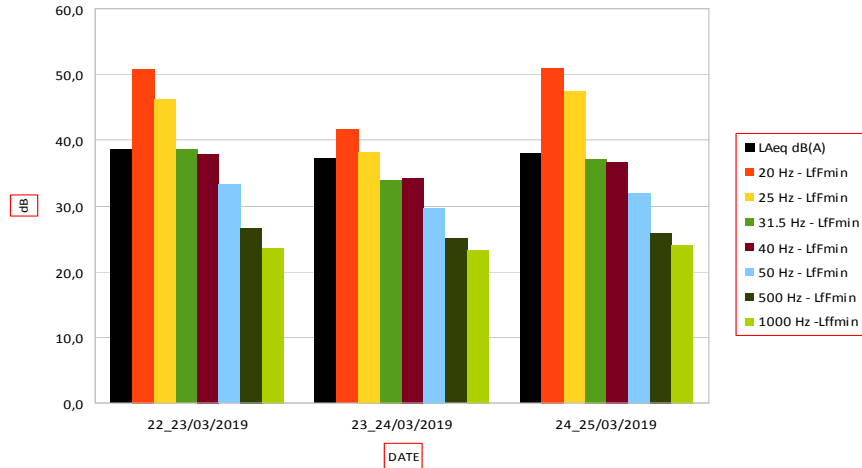
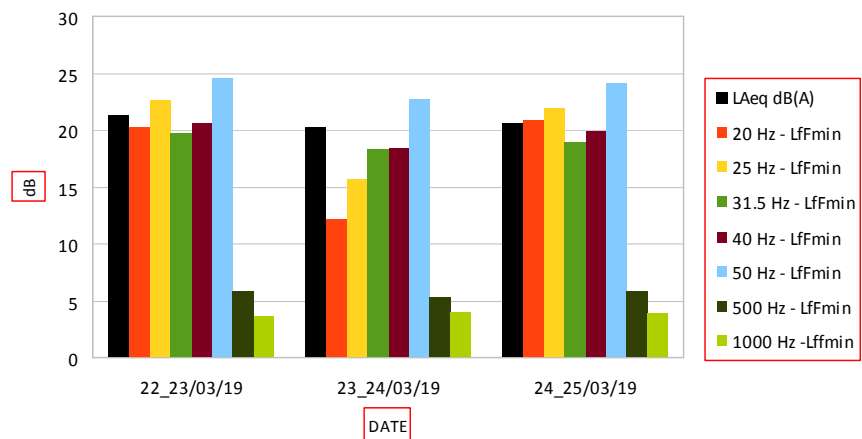


Figura 8 - Grafico dei livelli delle frequenze - misure interne - periodo notturno



3. ANALISI DEI RILIEVI FONOMETRICI NEL CAMPO DELLE BASSE FREQUENZE ED INFRASUONI

Dopo aver analizzato i risultati dei tre monitoraggi acustici secondo la normativa nazionale vigente, si è ritenuto di applicare criteri di valutazione specifici per indagare la fenomenologia di disturbo associata alle basse frequenze. In particolare si sono assunte a riferimento le linee guida dell'agenzia di protezione dell'ambiente del Queensland [3].

3.1 ILLUSTRAZIONE DEL CRITERIO DI VALUTAZIONE ADOTTATO

Le linee guida dell'agenzia di protezione dell'ambiente dello strato australiano del Queensland prevedono di determinare i livelli globali L_{Aeq} e L_{LINeq} per un tempo di misurazione rappresentativo e verificare se $L_{LINeq} - L_{Aeq} > 15$ dB. In caso affermativo, si valuta L_{LINeq} in bande di terzi di ottava, nel range di frequenze 10-200 Hz che vengono confrontati con i valori della soglia uditiva mediana superata dal 10% di un campione di popolazione non selezionato di età compresa tra 50-60 anni. Va verificata anche l'eventuale componente di modulazione di ampiezza che deve essere tenuta in considerazione attraverso un fattore correttivo di -5 dB da applicare ai valori della soglia uditiva, nelle bande in cui si manifesta tale effetto. Si impiegano procedure diverse a seconda che il rumore

sia tonale o non tonale: per rumori tonali le bande vanno confrontate con dei superamenti oltre i quali si ritiene che il rumore possa provocare disturbo, mentre per rumori non tonali si ricavano i livelli globali ponderati A nel range di frequenze analizzate che sono confrontati con limiti specifici che differiscono per il periodo diurno e notturno e per i diversi ambienti. È prevista la possibilità di applicare una correzione per il rumore di fondo e un'ulteriore penalizzazione di 5 dB se si è in presenza di rumori impulsivi [4].

L'eventuale presenza di infrasuoni si può valutare utilizzando la curva di ponderazione G, che ha una stretta relazione con la forma della curva uditiva della soglia dell'infrasuono e include un netto taglio alle frequenze superiori a 20Hz. Per stabilire il fastidio per rumore da infrasuoni nell'intervallo di frequenza da 6.3 Hz a 100 Hz, bisogna quindi applicare ai livelli lineari degli spettri misurati in banda di 1/3 ottava, le correzioni della curva di ponderazione G; i valori ottenuti sono sommati per produrre il livello globale ponderato G in dB(G) [2].

3.2 APPLICAZIONE DEL CRITERIO DI VALUTAZIONE ALLA TERZA CAMPAGNA DI RILIEVI

Il criterio valutativo prescelto è stato applicato ai dati misurati in occasione della terza campagna di monitoraggio all'interno dell'abitazione dell'esponente, scelto per la vicinanza del punto di misura rispetto alla sorgente industriale presunta origine del disturbo lamentato.

Sono stati rielaborati i dati dei tre giorni di rilevazioni notturne, ricavando i livelli lineari per ogni singola frequenza nel campo di interesse e calcolando prima il livello medio, sempre per singola frequenza e poi i relativi livelli equivalenti ponderati con le curve A e Z (Tab. 3).

Tabella 3 - Rielaborazione dati della terza campagna di monitoraggio - misure interne - periodo notturno

Livello	22_23/03/19	23_24/03/19	24_25/03/19	Media 3 GG
6,3 Hz – Leq	44,4	42,6	44,5	43,9
8 Hz – Leq	46,5	43,1	47,2	45,9
10 Hz -Leq	41,4	35,2	39,0	39,2
12,5 Hz – Leq	41,3	38,6	41,3	40,6
16 Hz – Leq	38,9	35,7	39,8	38,5
20 Hz -Leq	43,8	40,0	43,7	42,8
25 Hz -Leq	42,6	39,4	42,4	41,7
31,5 Hz – Leq	47,1	41,8	46,3	45,6
40 Hz -Leq	41,6	38,3	40,9	40,5
50 Hz -Leq	39,2	38,3	39,1	38,9
63 Hz -Leq	32,8	30,4	32,3	31,9
80 Hz -Leq	29,0	25,1	27,4	27,4
100 Hz -Leq	24,5	23,0	22,3	23,4
125 Hz -Leq	23,2	22,1	22,5	22,6
160 Hz -Leq	20,8	20,2	20,2	20,4
200 Hz -Leq	15,6	14,4	13,7	14,6
L_{Aeq} dB(A)	21,3	20,3	20,6	20,8
L_{Zeq} dB	53,6	50,1	53,4	52,6

Si riportano di seguito gli esiti delle verifiche condotte in applicazione della linea guida assunta a riferimento.

1° verifica - $L_{Zeq} - L_{Aeq} > 15$ dB

$$52,6 - 20,8 = 31,8 > 15\text{dB}$$

2° verifica - Valutazione di udibilità

Si sono confrontati i risultati dello spettro da 8Hz a 200Hz per il livello L_{Zeq} in bande 1/3 ottava, con i livelli L_{HS} del livello medio di soglia di udibilità superato dal 10% di una popolazione anziana (55-60 anni) (Tab. 4).

Tabella 4 – Valutazione di udibilità

Frequenza (Hz) 1/3 ottava	Livello L _{HS} (dB)	Livello medio 3GG (dB)	Livello superato (dB)
8	96	45,9	-50,1
10	92	39,2	-52,8
12,5	88	40,6	-47,4
16	84	38,5	-45,5
20	75	42,8	-32,2
25	62	41,7	-20,3
31,5	55	45,6	-9,4
40	46	40,5	-5,5
50	39	38,9	-0,1
63	33	31,9	-1,1
80	27	27,4	0,4
100	22	23,4	1,4
125	18	22,6	4,6
160	14	20,4	6,4
200	10	14,6	4,6

Le frequenze evidenziate sono quelle nel campo di udibilità della popolazione.

3° verifica - Componente modulante

Nel caso in esame non sono presenti componenti modulanti.

4° verifica - Fastidio dovuto al rumore tonale

Nel caso in esame non sono state rilevate bande tonali (Tab. 5), pertanto non occorre procedere al confronto con i valori di riferimento (Tab. 6).

Tabella 5 - Valutazione del fastidio dovuto al rumore tonale

Frequenza (Hz) 1/3 Octava	Livello medio 3GG (dB)
8	45,9
10	39,2
12,5	40,6
16	38,5
20	42,8
25	41,7
31,5	45,6
40	40,5
50	38,9
63	31,9
80	27,4
100	23,4
125	22,6
160	20,4
200	14,6

Tabella 6 - Valori di riferimento per la valutazione del fastidio dovuto al rumore tonale

Periodo	da 8 Hz a 63 Hz	80 Hz	100 Hz	> 100 Hz e <200 Hz
Giorno	5	10	15	17
Sera / notte	0	5	10	12

5° verifica - Fastidio dovuto al rumore non tonale

Sulla base dei livelli ponderati A per ciascuna frequenza in banda 1/3 ottava (Tab. 7), è stato calcolato un LpA, LF pari a 12,09 dB(A) che risulta inferiore al valore raccomandato per il periodo di riferimento sera e notte in abitazione civile (Tab. 8). Pertanto il rumore è da considerarsi accettabile.

Tabella 7 - Valutazione del fastidio dovuto al rumore non tonale

Frequenza (Hz) 1/3 ottava	Livello medio 3 giorni (dB)	Correzioni Curva A	Livello ponderato A (dB(A))
8	45,9	-77,8	-31,9
10	39,2	-70,4	-31,2
12,5	40,6	-63,4	-22,8
16	38,5	-56,7	-18,2
20	42,8	-50,5	-7,7
25	41,7	-44,7	-3
31,5	45,6	-44,7	0,9
40	40,5	-39,4	1,1
50	38,9	-34,6	4,3
63	31,9	-30,2	1,7
80	27,4	-26,2	1,2
100	23,4	-22,5	0,9
125	22,6	-19,1	3,5
160	20,4	-16,1	4,3
200	14,6	-13,4	1,2

Tabella 8 - Valori di riferimento per la valutazione del fastidio dovuto al rumore non tonale

Tipo di spazio (*)	LpA, LF dB (**) (***)
Abitazione, sera e notte	20
Abitazione, giorno	25
Aula, ufficio ecc.	30
Attività commerciale	35

(*) Sera e notte: dalle 18:00 fino alle 07:00 e dalle 07:00 alle 8:00

(**) Media superiore a 10 minuti

(***) Se il rumore ha un carattere impulsivo i limiti sono ridotti di 5 dB

6° verifica - Valutazione della curva di ponderazione G per misura di infrasuoni

Sulla base dei livelli ponderati G per ciascuna frequenza in banda 1/3 ottava (Tab. 9), è stato calcolato un LpG pari a 54,76 dB(G) che risulta inferiore al valore raccomandato per abitazione civile (Tab. 10). Pertanto il rumore è da considerarsi accettabile.

Tabella 9 - Valutazione del fastidio dovuto al rumore da infrasuoni e basse frequenze

Frequenza (Hz) 1/3 ottava	Livello medio 3GG (dB)	Correzioni Curva G	Livello ponderato G (dB(G))
6.3	43.9	-8,0	35,9
8	45,9	-4,0	41,9
10	39,2	0,0	39,2
12,5	40,6	4,0	44,6
16	38,5	7,7	46,2
20	42,8	9,0	51,8
25	41,7	3,7	45,4
31,5	45,6	-4,0	41,6
40	40,5	-12,0	28,5
50	38,9	-20,0	18,9
63	31,9	-28,0	3,9
80	27,4	-36,0	-8,6
100	23,4	-44,0	-20,6

Tabella 11 - Valori di riferimento per la valutazione del fastidio dovuto ad infrasuoni e basse frequenze

Tipo di spazio	Tempo di permanenza	LpG, dB (G)
Abitazione, aule, uffici	24 ore	85
Attività commerciali e industriali	8 ore	90

4. CONCLUSIONI

Il caso studio in esame conferma che l'analisi di rilievi fonometrici in sola conformità al D.M. 16/03/98 non è un approccio idoneo a valutare fenomeni di disturbo associati alle basse frequenze. Dall'analisi dei dati misurati nelle tre campagne di monitoraggio eseguite è risultato che il livello del rumore ambientale durante il periodo notturno a finestre chiuse è sempre stato inferiore a 25 dB(A). Non sussiste pertanto l'applicabilità del valore limite di immissione differenziale definito dalla L. 447/1995.

Avendo accertato preliminarmente il pieno rispetto dei limiti acustici normativi, la collaborazione di parte si è rivelata di fondamentale importanza per l'esecuzione di campagne di misure fonometriche finalizzate a meglio indagare il fenomeno di disturbo lamentato.

Le rilevazioni condotte durante la fermata dell'attività produttiva ed in concomitanza allo spegnimento controllato degli impianti tecnici di servizio (ritenuti essere le possibili fonti di disturbo) hanno evidenziato un generale abbassamento del livello L_{Aeq} dB(A) interno alla ditta, a cui però non ha trovato corrispondenza una diminuzione significativamente apprezzabile del L_{Aeq} dB(A) misurato all'interno dell'abitazione dell'esponente.

Ciò ha evidenziato come l'involucro degli edifici della ditta dove sono alloggiate le unità tecniche di condizionamento, che in un primo momento si pensava potessero essere la sorgente predominante del disturbo lamentato, possa ritenersi acusticamente ben isolato verso l'esterno. I rilievi effettuati hanno pertanto consentito di appurare che lo stabilimento industriale contribuisce allo spettro sonoro rilevato presso l'esponente, ancorché in via non esclusiva.

L'applicazione al caso in esame di criteri di valutazione specifici per fenomeni di disturbo da basse frequenze, si è quindi rivelata di fondamentale utilità al fine di stabilire l'effettiva udibilità delle emissioni specifiche, nonché fornire una indicazione circa il loro potenziale effetto di disturbo.

In particolare l'applicazione della metodologia di valutazione proposta dalla linea guida dell'agenzia di protezione dell'ambiente del Queensland ha mostrato, nel caso in esame, una situazione di accettabilità dei livelli acustici rilevati nel campo delle basse frequenze ed infrasuoni.

Bibliografia

- [1] Favretto Stefano, Rorato Vinicio, Domevscek Daniela - Arpa FVG - "Le misure di inquinamento acustico in presenza di disturbo da infrasuoni" - 44 ° Convegno nazionale AIA, 2017
- [2] Fabio Lo Castro, Sergio Iarossi, Massimiliano De Luca - CNR-INSEAN - "Criteri per la valutazione del rischio infrasuoni emessi in aria" - 45 ° Convegno nazionale AIA, 2018
- [3] Cedric Roberts - ECOACCESS GUIDELINE FOR THE ASSESSMENT OF LOW FREQUENCY NOISE - Environmental Operations, Integrated Assessment, Queensland Environmental Protection Agency, 160 Ann Street, Brisbane, Queensland, Australia 4002
- [4] Mariconte Raffaele, Papa Augusto - INAIL ex ISPESL DIPIA - "Metodologie di valutazione dell'immissione di rumore a bassa frequenza" - 39 ° Convegno nazionale AIA, 2012

Misura del rumore tramite smartphone nell'ambito di un'attività di alternanza scuola – lavoro svolta in un Liceo di Treviso

Franco Andolfato¹, Giuliana Conte², Stefano Tubiana¹, Daniela Zanette²

¹Arpav, Dipartimento Provinciale di Treviso, Unità Operativa Fisica

²Liceo Statale “Duca degli Abruzzi”, Treviso

franco.andolfato@arpa.veneto.it

Riassunto

Alcune classi terze del Liceo “Duca degli Abruzzi” di Treviso hanno svolto, in collaborazione con il Dipartimento Arpav di Treviso, delle misurazioni di rumore del traffico nell'ambito di un'attività di alternanza scuola lavoro. Per l'effettuazione delle misure, gli studenti hanno utilizzato i propri smartphone, nei quali era installata l'app OpeNoise sviluppata da Arpa Piemonte.

L'attività ha consentito di introdurre gli studenti ai concetti dell'acustica, di sottolineare l'importanza della calibrazione degli strumenti di misura e del tener conto dell'incertezza di misura, di mostrare la possibilità di prevedere i risultati delle misurazioni tramite l'utilizzo di un modello empirico. Infine, gli studenti hanno avuto la possibilità di elaborare i dati di misura presentandone i risultati.

PREMESSA

Nel 2017 è iniziata una collaborazione tra Arpav e il Liceo “Duca degli Abruzzi” di Treviso, che in parte si è svolta in occasione delle Giornate di sensibilizzazione sul rumore (INAD – International Noise Awareness Day) promosse dall'Associazione Italiana di Acustica, in parte si è attuata nell'ambito di attività di alternanza scuola – lavoro.

L'alternanza scuola – lavoro è stata introdotta dalla legge n. 107/2015 cosiddetta della “Buona scuola”, con l'obiettivo, per usare le parole che si possono leggere sul sito del Ministero della Pubblica Istruzione, di consolidare le conoscenze acquisite dagli studenti e di testarne le attitudini, arricchirne la formazione e orientarne il percorso di studio e, in futuro, di lavoro. Successivamente, con la legge di bilancio 2019 (L. n. 145/2018) i percorsi di alternanza sono stati ribattezzati “percorsi per le competenze trasversali e per l'orientamento” (PCTO), e nei licei sono attuati per una durata non inferiore a 90 ore nel secondo biennio e nel quinto anno, mentre negli istituti tecnici e professionali è previsto un numero maggiore di ore.

L'attività svolta ha contemplato un'introduzione ai concetti dell'acustica ambientale e alla normativa in materia di inquinamento acustico; una spiegazione dell'utilizzo e delle funzioni dell'app OpeNoise sviluppata da Arpa Piemonte, installabile su smartphone; la calibrazione degli smartphone; lo svolgimento di misurazioni del rumore del traffico stradale in campo e infine la presentazione dei risultati delle misure.

INTRODUZIONE AI CONCETTI DELL'ACUSTICA AMBIENTALE

La parte iniziale dell'attività è consistita in una lezione frontale di introduzione ad alcuni concetti dell'acustica e alla normativa sul rumore ambientale. Oltre a spiegare, con l'ausilio di diapositive, le grandezze fisiche distintive di suoni e rumori (ampiezza, lunghezza d'onda, frequenza...) e a introdurre all'utilizzo dei decibel per la rappresentazione dei livelli di rumore, si sono proiettati i dati acquisiti in tempo reale da un fonometro (time history, spettro, livelli ponderati e non), cosa utile soprattutto a introdurre il concetto di livello sonoro equivalente, dato che la visualizzazione in tempo reale dell'andamento nel tempo del livello sonoro unitamente al “running Leq” consente abbastanza facilmente di intuire il significato di questo importante descrittore del rumore.

Nel sintetizzare la normativa sull'acustica ambientale, visto che le misurazioni degli studenti avrebbero avuto come oggetto il rumore urbano, si è insistito soprattutto sulla classificazione acustica del territorio comunale prevista dal DPCM 14/11/97 e sul ruolo dei Comuni in tal senso.

Infine, si è accennato ai possibili effetti del rumore sulla salute, argomento di diretto interesse per gli studenti soprattutto in relazione al diffuso utilizzo di auricolari e cuffie per l'ascolto della musica.

L'APPLICAZIONE OPENOISE

L'app OpeNoise, sviluppata da Arpa Piemonte (Masera et al., 2017), attualmente disponibile sia per sistema operativo Android che per iOS, permette di emulare su smartphone il funzionamento di un fonometro, consentendo di valutare il livello sonoro minimo e massimo, il livello sonoro equivalente L_{Aeq} con un tempo di campionamento fissato dall'utente e il cosiddetto running Leq. È altresì possibile svolgere l'analisi in frequenza, sia in terzi d'ottava che FFT.

Secondo i progettisti dell'applicazione si ottiene una buona linearità per tutti i telefoni almeno nel range 45 – 80 dB(A) e una risposta frequenza lineare da 200 Hz a 5 kHz.

Gli studenti hanno installato l'app sul loro telefono e, con l'ausilio di diapositive, sono state illustrate le varie funzioni, tra cui la possibilità di memorizzazione dei dati in un log file in formato testo, importabile su foglio elettronico per ulteriori elaborazioni e rappresentazioni.

LA CALIBRAZIONE DEGLI SMARTPHONE

Un requisito preliminare per un corretto utilizzo di OpeNoise è la preventiva calibrazione, con una corretta impostazione del guadagno degli smartphone. Questa operazione può essere fatta per confronto con uno strumento di precisione, nel nostro caso un fonometro di classe 1 soggetto a calibrazione periodica ai sensi del DM 16/3/98 presso laboratori di taratura accreditati dal sistema italiano di accreditamento Accredia.

Nel primo anno di attività svolta in collaborazione con il Liceo, come pure in altre analoghe esperienze con scuole superiori della città di Treviso, l'operazione si è svolta accostando lo smartphone di cui si doveva aggiustare il guadagno al microfono di un fonometro di Arpav, in vicinanza di una sorgente emittente un rumore di tipo stazionario.

I primi tentativi di realizzare una calibrazione sul campo in prossimità di sorgenti sonore, quali ad esempio una cassa acustica, un motore endotermico a regime costante o un piccolo salto d'acqua, sono risultati insoddisfacenti specialmente a causa dell'interferenza del rumore ambientale; si è perciò deciso di costruire una mini camera riverberante, all'interno della quale poter affiancare il fonometro di riferimento e lo smartphone da calibrare. Come sorgente di rumore stazionario è stata utilizzata una radiolina portatile di piccole dimensioni priva di antenna di ricezione, in modo da produrre il tipico rumore di fuori sintonia, che si avvicina a un rumore "bianco".

La camera riverberante utilizzata (fig 1) è una "scatola" di dimensioni 400 x 350 x 210 mm³, a doppia parete (esterno legno di spessore 12 mm, interno lamiera zincata pressopiegata di spessore 0,6 mm), progettata in modo tale da soddisfare i seguenti requisiti: trasportabilità, maneggevolezza e facilità d'uso, sufficiente isolamento acustico dall'ambiente esterno (misure empiriche hanno indicato un abbattimento di circa 25-30 dB), presenza di una "finestra di ispezione" (fig. 2) per il confronto con lo strumento di riferimento (il fonometro di classe 1). Il microfono del fonometro viene introdotto nella camera attraverso un foro a cui è stato applicato, nella parte interna, un adattatore per microfoni da 1/2", mentre nella parte esterna è stato costruito un pressa-cavo che garantisce la tenuta meccanica e l'isolamento acustico.

Una volta costruita la camera, si è individuata al suo interno una zona di campo sonoro uniforme, nella quale collocare il microfono dello smartphone sottoposto a calibrazione.

La corretta calibrazione dei telefoni è essenziale giacché si è constatato che, in assenza di calibrazione, la differenza tra il livello sonoro "vero" e quello visualizzato dal telefono può raggiungere anche i 15-20 dB.

Nella fig. 3 è mostrato un esempio di risultati di una calibrazione degli smartphone di una classe. Sebbene il livello medio sia di 79,3 dB(A), piuttosto prossimo al livello di riferimento, pari a 80 dB(A), si osserva che gli scostamenti dei vari telefoni sono, in valore assoluto, compresi tra 3 e 8 dB. Gli smartphone con scarto positivo rispetto al valore di riferimento, tutti di marca Samsung, avevano sistema operativo Android, mentre gli smartphone che presentavano scarto negativo avevano sistema operativo Apple iOS, suggerendo che ai telefoni venga data una qualche calibrazione "di fabbrica".

Figura 1 – camera riverberante per la calibrazione degli smartphone



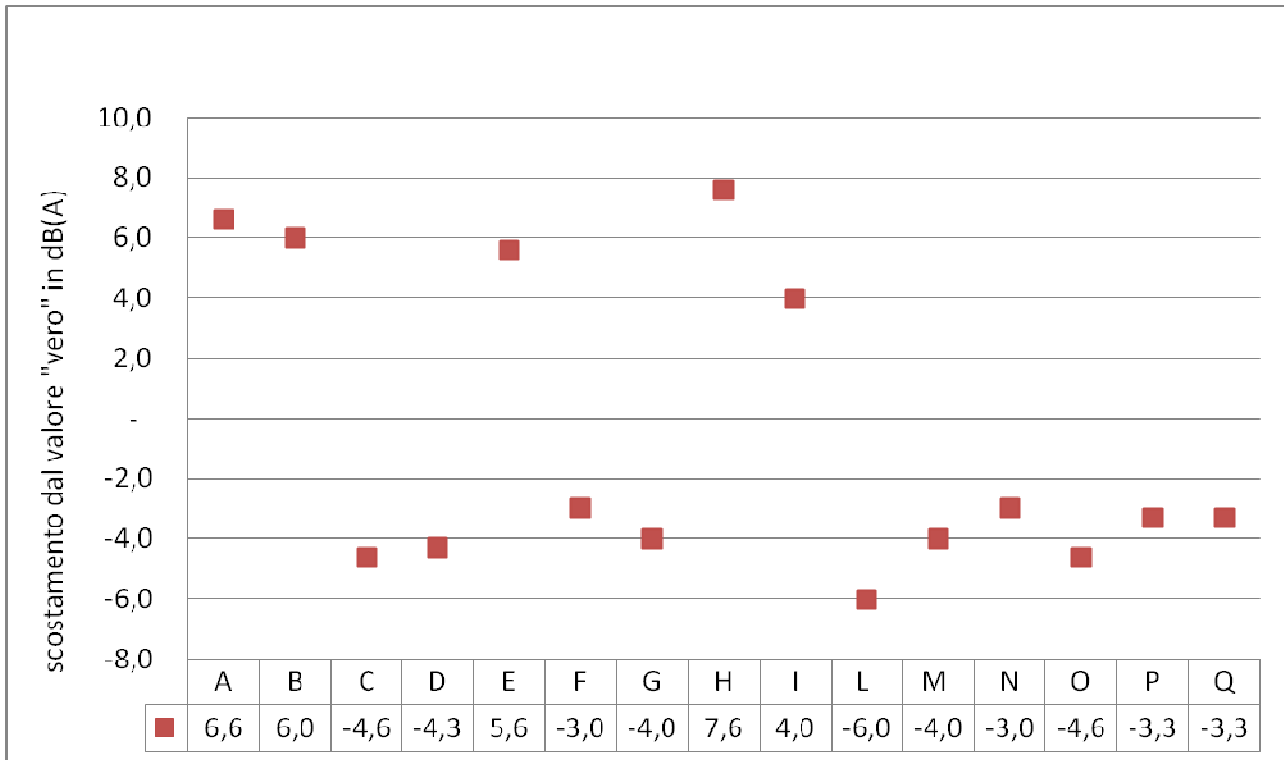
Nella fotografia sono visibili la camera riverberante, con le pareti rivestite di lamiera, e il coperchio con guarnizione di chiusura in gomma espansa di densità 130 kg/m^3 e finestra di ispezione in plexiglas

Figura 2 – calibrazione di uno smartphone per confronto con un fonometro



Confronto del livello sonoro indicato da uno smartphone con quello indicato dal fonometro attraverso la finestra di ispezione

Figura 3 – risultati della calibrazione degli smartphone



Esempio dei risultati della calibrazione degli smartphone di una classe, prima dell'aggiustamento del guadagno

MISURAZIONE DEL RUMORE STRADALE

Di fianco all'istituto scolastico passa l'anello di circolazione a senso unico interno alle mura di Treviso. Sono state perciò svolte, da parte delle tre classi coinvolte, due del Liceo scientifico e una del Liceo delle Scienze umane, suddivise in gruppetti di 4-5 studenti, delle misure di rumore stradale, accompagnate dal conteggio dei veicoli in transito.

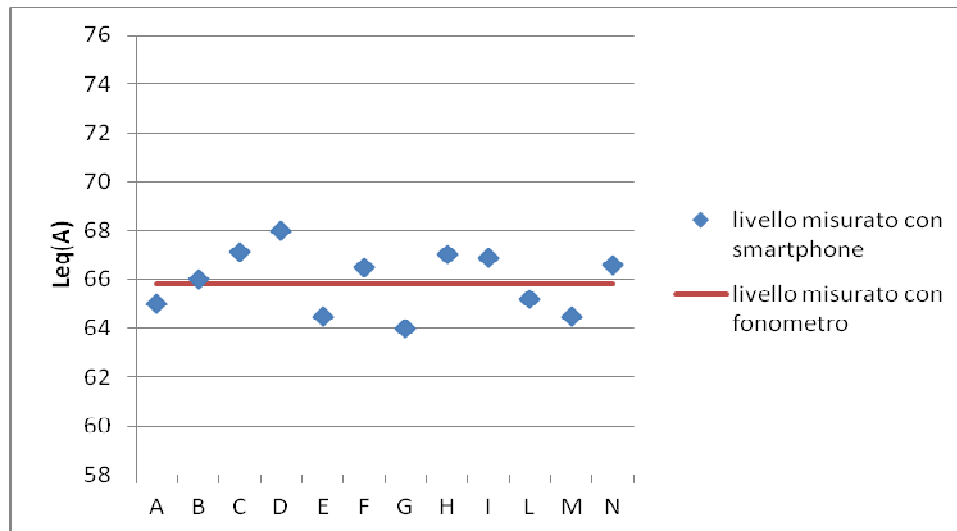
Prima della mattinata scelta per le misurazioni, è stato distribuito agli studenti un "tutorial", sotto forma di breve filmato, in modo da illustrare i passi da seguire per le impostazioni di OpeNoise.

In doppio con le misurazioni svolte dagli studenti, sono state effettuate delle misure con un fonometro dell'Agenzia, in modo da poter successivamente confrontare i risultati.

Il confronto ha confermato che, una volta effettuata in modo accurato la calibrazione degli smartphone con l'ausilio del dispositivo che è stato costruito, si ottiene un buon accordo tra i livelli sonori di rumore stradale misurati con i telefoni e quelli misurati con fonometro di classe 1, entro 1,5-2 dB. Inoltre, gli studenti hanno elaborato delle stime dei livelli sonori sulla base dei conteggi dei flussi di traffico, stime operate utilizzando la formula empirica sviluppata dall'ARTA Dipartimento Provinciale di Pescara (Palermi, 2005).

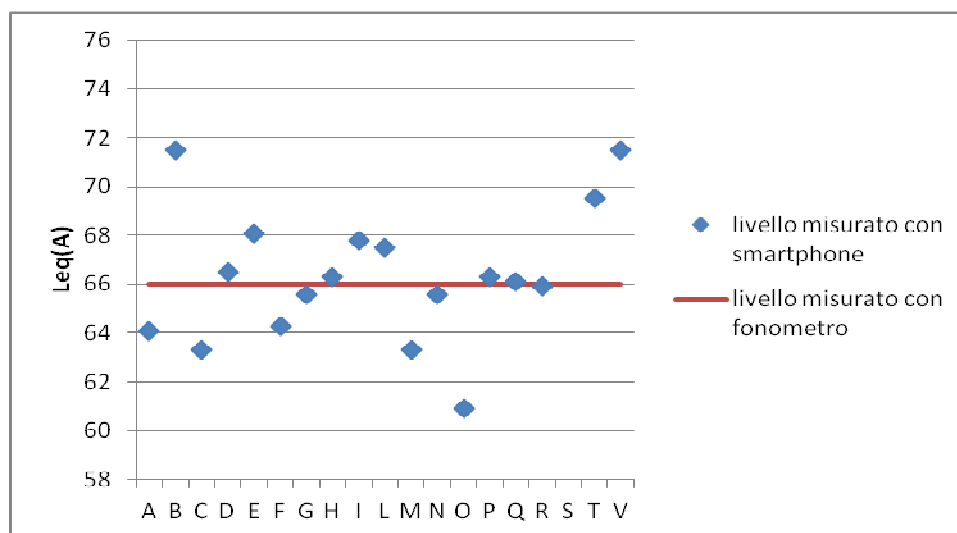
La fig. 4 mostra i risultati delle misure di Leq effettuate dai gruppetti di studenti nel novembre 2018, a confronto con il livello misurato con il fonometro di riferimento: lo scarto tipo delle misure effettuate dagli studenti è stato di 1,3 dB(A). Al contrario, quando nel 2017 la calibrazione venne effettuata in modo meno accurato, accostando i telefoni al fonometro e ponendo entrambi davanti a una cassa acustica all'interno di un'aula scolastica, lo scarto tipo dei livelli di rumore stradale risultò di 3,5 dB(A), con deviazioni dal valore "vero" anche maggiori, in valore assoluto, di 5 dB (fig. 5).

Figura 4 – risultati delle misure di rumore stradale effettuate nel 2018 dopo la calibrazione degli smartphone effettuata con il dispositivo appositamente costruito



Le lettere maiuscole indicano i vari gruppi di studenti; il livello sonoro misurato con fonometro, con tempo di misura di 20 minuti, è stato di $65,8 \pm 1,0$ dB(A); la media dei livelli sonori rilevati con gli smartphone è stata di 65,9 dB(A), con uno scarto tipo di 1,3 dB(A)

Figura 5 – risultati delle misure di rumore stradale effettuate nel 2017 dopo la calibrazione degli smartphone effettuata in “campo libero” tramite una cassa acustica



Le lettere indicano i vari gruppi di studenti; il livello sonoro misurato con fonometro, con tempo di misura di 15 minuti, è stato di 66 dB(A); la media dei livelli sonori rilevati con gli smartphone è stata di 66,9 dB(A), con uno scarto tipo di 3,5 dB(A)

* Incertezza estesa con fattore di copertura $k=2$, al livello di fiducia di circa il 95%

CONCLUSIONI

Le misurazioni effettuate “in doppio” con un fonometro di classe 1 e con gli smartphone, hanno confermato che, se i telefoni vengono opportunamente calibrati, è possibile ottenere una buona approssimazione nella misura del livello sonoro equivalente dovuto al traffico, con una differenza con i livelli misurati con un fonometro di classe 1 contenuta entro 1,5 - 2 dB.

Le attività svolte hanno suscitato un discreto interesse tra gli studenti, mostrando una per loro inaspettata modalità di utilizzo dello smartphone; il fatto di poter misurare il rumore tramite i propri telefoni, ha consentito – sebbene le classi di terza superiore coinvolte non avessero ancora affrontato, nel programma di studi, alcuni argomenti di interesse per l’acustica, come i fenomeni ondulatori e le proprietà dei logaritmi – di raggiungere una comprensione almeno intuitiva di alcuni concetti, quali quello di livello sonoro, di livello sonoro equivalente e di analisi in frequenza. Per il futuro, essendo stato ridotto il monte ore di alternanza scuola lavoro, ora PCTO (percorsi per competenze trasversali e orientative), si potrebbe affrontare tale percorso con classi quarte, appena terminata la spiegazione curricolare sulle onde.

Gli studenti hanno potuto anche acquisire delle “competenze di cittadinanza”, accostandosi alla normativa sull’inquinamento acustico ambientale, ai compiti dei Comuni in tale ambito (per esempio riguardo alla zonizzazione acustica del territorio) e alle attività di un Ente pubblico, quale Arpav, deputato al controllo dell’inquinamento ambientale (sovente infatti l’Agenzia, per i cittadini che non ha avuto mai modo di rapportarsi con essa, se è nota, lo è solamente per le previsioni meteo).

Infine, i ragazzi hanno acquistato una certa consapevolezza dell’importanza della calibrazione degli strumenti di misura e, confrontando i loro risultati con quelli ottenuti dai compagni e con quelli forniti da uno strumento di precisione, hanno potuto direttamente constatare l’incertezza di cui sono affetti i risultati delle misurazioni; in particolare hanno potuto rendersi conto dell’importanza di esprimere i risultati di una misura o di una stima con il corretto numero di cifre significative.

Bibliografia

Masera S. Fogola J. Malnati G. Lotito A. Gallo E., *OpeNoise Meter: app android opensource per misurare il rumore*, 2017, atti 6° Convegno Nazionale Agenti Fisici, Alessandria

Palermi S., *Rumore da traffico stradale a Pescara: rilievi ed elaborazioni modellistiche*, 2005, 32° Convegno AIA, Ancona

Città turistica e città residenziale – la difficile conciliazione tra le esigenze del commercio e il diritto al riposo: la statistica utilizzata come complemento nel supporto alla Pubblica Amministrazione.

Nava E.¹, Vurro B.¹, Strada S.D.¹

¹ARPA Lombardia – Dipartimento di Como-Varese – U.O. Agenti Fisici – Via E. Einaudi n. 1, Como

e.nava@arpalombardia.it

PREMESSA

Lo sviluppo turistico della città di Como si scontra con il problema della rumorosità derivante dall'aumento dei plateatici, sparsi nelle aree turistiche. Tra queste il Comune stesso ha attrezzato un'area destinata ad ospitare i plateatici dei ristoranti affacciati sul lago, sostituendo un parcheggio pubblico esistente. La scelta di destinare la piazza a plateatico, oltre che a creare un'area turisticamente pregevole, aveva anche la finalità di una gestione più controllata degli avventori da parte dei ristoratori. La realizzazione del plateatico, in grado di ospitare circa 250 persone, ha viceversa creato disagi nella popolazione residente sotto il profilo acustico. Un'indagine fonometrica, che ha evidenziato un superamento del valore limite differenziale, ha determinato un forte contenzioso tra le parti.

CAMPAGNA DI MISURA

CONTESTO TERRITORIALE

L'area in questione si è sviluppata negli ultimi anni; favorevole il vicino "lungo lago" le attività hanno via via acquisito un'impronta prettamente commerciale rivolta al settore turistico-ricettivo, con l'apertura di numerosi esercizi di somministrazione alimenti e bevande, caratterizzati dalla presenza di plateatici affacciati verso il lago. La piazza in questione è posta come ultimo spazio della sponda est del lago con le caratteristiche turistico-recettive sopra descritte (proseguendo la zona assume caratteri prettamente residenziali). La Classificazione Acustica e il PGT, sviluppati ed approvati recentemente, hanno rimarcato tale caratteristica inserendo la zona in "Classe IV – aree di intensa attività umana" (fig. n. 1) e riconoscendola come area storica da tramandare, al pari del centro della città e di tutto il lungo lago (fig. n. 2).

Figura 1 – stralcio Piano di Classificazione Acustica

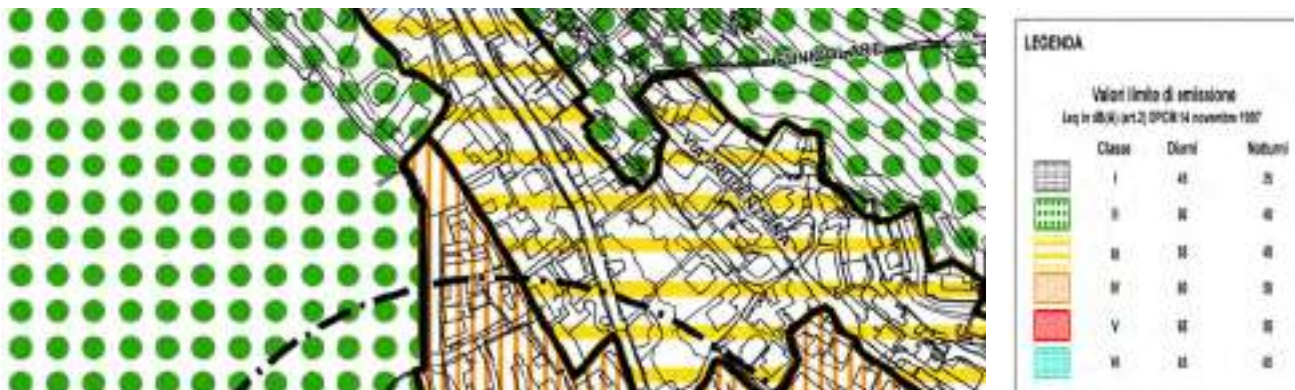


Figura 2 – estratto PGT del Comune di Como



L'area, per le sue caratteristiche attrattive ha determinato criticità sin dal 2011/12, con segnalazioni/esposti che spaziavano dall'eccessiva rumorosità dei locali, all'incuria e maleducazione degli avventori, passando anche dal mancato rispetto delle più elementari regole del Codice della strada. Nell'ottica dei controlli volti alla gestione del territorio, tra aprile e maggio 2016, su richiesta del comune di Como (a seguito di ennesimi esposti/segnalazioni), è stata eseguita una prima campagna di monitoraggio volta a valutare la rumorosità derivante dalla presenza del plateatico nella piazza in questione. Tra il 2016 e il 2018 il contenzioso tra un ricorrente, il Comune e i commercianti della piazza è stato portato all'attenzione del Tribunale Ordinario di Como, il quale ha imposto al Comune l'esecuzione di un nuovo monitoraggio prolungato ed imponendo ai commercianti delle limitazioni sull'uso del plateatico. A seguito dell'Ordinanza del Tribunale, il Comune ha chiesto ad ARPA Lombardia l'esecuzione di un nuovo monitoraggio di lungo periodo, che è stato condotto tra luglio e ottobre 2018. Sia per il monitoraggio del 2016 che per il monitoraggio del 2018 è stato utilizzato un apposito mezzo mobile, il cui microfono di misura è stato posizionato secondo le prescrizioni dall'Allegato B punto 6 del D.M. 16.03.1998.

Il clima acustico della zona, oltre al rumore prodotto dai plateatici, è interessato da rumori antropici di diversa natura derivanti dal traffico veicolare, dalle diverse attività umane, dal traffico lacustre (battelli, motoscafi, ecc.), dal sorvolo di idrovolanti (presenza di un'idrosuperficie nella sponda opposta del lago) e da diversi cantieri manutentivi dell'area, nonché, stante la presenza di aree verdi in prossimità dell'area, dalla rumorosità di animali, soprattutto avifauna nelle prime ore del mattino.

Di seguito si riportano due immagini della piazza in questione: una rappresentante la situazione ante 2014 (fig. n. 3), dalla quale è possibile evincere la presenza del parcheggio e una post 2014 (fig. n. 4) con i plateatici al posto dell'area di sosta.

Figura 3 – Piazza De Gasperi anni < 2014



Figura 4 – Piazza De Gasperi anni > 2014



ESITI DEL MONITORAGGIO

Di seguito si riporta una tabella riepilogativa dei risultati (tab. n. 1) del rilievo di rumore ambientale eseguito nel 2018, suddivisi tra periodo diurno (06:00 – 22:00) e periodo notturno (22:00 – 06:00).

Tabella 1 - Tabella riepilogativa Leq(A) diurni e notturni

Leq notturno				Leq diurno	
20	÷	21 lug 2018	62,3 dB(A)	21 lug 2018	63,3 dB(A)
21	÷	22 lug 2018	59,9 dB(A)	22 lug 2018	61,9 dB(A)
22	÷	23 lug 2018	59,9 dB(A)	23 lug 2018	60,6 dB(A)
23	÷	24 lug 2018	59,1 dB(A)	24 lug 2018	61,6 dB(A)
24	÷	25 lug 2018	58,3 dB(A)	25 lug 2018	61,4 dB(A)
25	÷	26 lug 2018	59,6 dB(A)	26 lug 2018	61,7 dB(A)
26	÷	27 lug 2018	60,9 dB(A)	27 lug 2018	62,5 dB(A)
27	÷	28 lug 2018	60,8 dB(A)	28 lug 2018	62,9 dB(A)
28	÷	29 lug 2018	62,0 dB(A)	29 lug 2018	63,9 dB(A)
29	÷	30 lug 2018	59,7 dB(A)	30 lug 2018	61,7 dB(A)
30	÷	31 lug 2018	59,7 dB(A)	31 lug 2018	62,6 dB(A)
31	÷	01 ago 2018	58,3 dB(A)	01 ago 2018	61,4 dB(A)
1	÷	02 ago 2018	60,0 dB(A)	02 ago 2018	62,9 dB(A)
2	÷	03 ago 2018	60,8 dB(A)	03 ago 2018	63,0 dB(A)
3	÷	04 ago 2018	59,3 dB(A)	04 ago 2018	61,9 dB(A)
4	÷	05 ago 2018	61,9 dB(A)	05 ago 2018	62,6 dB(A)
5	÷	06 ago 2018	61,5 dB(A)		
6	÷	07 ago 2018	61,0 dB(A)	07 ago 2018	67,7 dB(A)
7	÷	08 ago 2018	59,1 dB(A)	08 ago 2018	61,3 dB(A)
8	÷	09 ago 2018	59,8 dB(A)	09 ago 2018	61,1 dB(A)



VII Convegno Nazionale Agenti Fisici
Stresa, 5-7 giugno 2019

9	÷	10 ago 2018	59,2 dB(A)	10 ago 2018	61,9 dB(A)
10	÷	11 ago 2018	60,0 dB(A)	11 ago 2018	62,3 dB(A)
11	÷	12 ago 2018	61,3 dB(A)	12 ago 2018	62,1 dB(A)
12	÷	13 ago 2018	59,6 dB(A)	13 ago 2018	61,0 dB(A)
13	÷	14 ago 2018	59,0 dB(A)	14 ago 2018	61,8 dB(A)
14	÷	15 ago 2018	59,9 dB(A)	15 ago 2018	62,0 dB(A)
15	÷	16 ago 2018	59,9 dB(A)	16 ago 2018	61,9 dB(A)
16	÷	17 ago 2018	59,8 dB(A)	17 ago 2018	63,3 dB(A)
17	÷	18 ago 2018	59,7 dB(A)	18 ago 2018	62,1 dB(A)
18	÷	19 ago 2018	61,0 dB(A)	19 ago 2018	62,4 dB(A)
19	÷	20 ago 2018	59,9 dB(A)	20 ago 2018	61,7 dB(A)
20	÷	21 ago 2018	60,4 dB(A)	21 ago 2018	62,0 dB(A)
21	÷	22 ago 2018	59,8 dB(A)	22 ago 2018	61,7 dB(A)
22	÷	23 ago 2018	59,1 dB(A)	23 ago 2018	61,4 dB(A)
23	÷	24 ago 2018	58,8 dB(A)	24 ago 2018	61,4 dB(A)
24	÷	25 ago 2018	59,3 dB(A)	25 ago 2018	61,9 dB(A)
25	÷	26 ago 2018	60,9 dB(A)	26 ago 2018	61,8 dB(A)
26	÷	27 ago 2018	59,0 dB(A)	27 ago 2018	60,9 dB(A)
27	÷	28 ago 2018	58,8 dB(A)	28 ago 2018	62,8 dB(A)
28	÷	29 ago 2018	60,0 dB(A)	29 ago 2018	62,0 dB(A)
29	÷	30 ago 2018	59,7 dB(A)	30 ago 2018	61,7 dB(A)
30	÷	31 ago 2018	59,2 dB(A)	31 ago 2018	61,0 dB(A)
31	÷	01 set 2018	59,8 dB(A)	01 set 2018	60,8 dB(A)
1	÷	02 set 2018	60,9 dB(A)	02 set 2018	60,4 dB(A)
2	÷	03 set 2018	58,5 dB(A)	03 set 2018	60,3 dB(A)
3	÷	04 set 2018	58,1 dB(A)	04 set 2018	61,5 dB(A)
4	÷	05 set 2018	58,6 dB(A)	05 set 2018	60,4 dB(A)
5	÷	06 set 2018	59,3 dB(A)	06 set 2018	60,6 dB(A)
6	÷	07 set 2018	58,9 dB(A)	07 set 2018	61,4 dB(A)
7	÷	08 set 2018	59,8 dB(A)	08 set 2018	61,8 dB(A)
8	÷	09 set 2018	60,6 dB(A)	09 set 2018	61,2 dB(A)
9	÷	10 set 2018	62,2 dB(A)	10 set 2018	61,2 dB(A)
10	÷	11 set 2018	62,1 dB(A)	11 set 2018	60,8 dB(A)
11	÷	12 set 2018	62,1 dB(A)	12 set 2018	61,0 dB(A)
12	÷	13 set 2018	59,1 dB(A)	13 set 2018	60,7 dB(A)
13	÷	14 set 2018	60,6 dB(A)	14 set 2018	62,8 dB(A)
14	÷	15 set 2018	59,2 dB(A)	15 set 2018	62,6 dB(A)
15	÷	16 set 2018	61,1 dB(A)	16 set 2018	61,2 dB(A)
16	÷	17 set 2018	61,1 dB(A)	17 set 2018	61,2 dB(A)
17	÷	18 set 2018	58,6 dB(A)	18 set 2018	60,9 dB(A)
18	÷	19 set 2018	61,9 dB(A)	19 set 2018	60,8 dB(A)
19	÷	20 set 2018	61,3 dB(A)	20 set 2018	60,4 dB(A)
20	÷	21 set 2018	59,5 dB(A)	21 set 2018	59,3 dB(A)
21	÷	22 set 2018	59,8 dB(A)	22 set 2018	60,1 dB(A)

22	÷	23 set 2018	62,9 dB(A)	23 set 2018	58,9 dB(A)
23	÷	24 set 2018	56,5 dB(A)	24 set 2018	57,1 dB(A)
24	÷	25 set 2018	58,0 dB(A)	25 set 2018	59,6 dB(A)
25	÷	26 set 2018	58,6 dB(A)	26 set 2018	58,2 dB(A)
26	÷	27 set 2018	59,4 dB(A)	27 set 2018	60,2 dB(A)
27	÷	28 set 2018	61,7 dB(A)	28 set 2018	61,9 dB(A)
28	÷	29 set 2018	61,0 dB(A)	29 set 2018	61,3 dB(A)
29	÷	30 set 2018	61,5 dB(A)	30 set 2018	59,9 dB(A)
30	÷	01 ott 2018	63,7 dB(A)	01 ott 2018	64,4 dB(A)
1	÷	02 ott 2018	63,6 dB(A)		

VALIDAZIONE DEI DATI

Secondo le indicazioni previste dalla vigente normativa inerente alla “Determinazione dei valori limite delle sorgenti sonore”, sono state svolte le valutazioni relative ai “limiti assoluti di immissione” (L. 447/95 - D.P.C.M. 14.11.1997), escludendo i periodi con condizioni climatiche non conformi ai disposti di cui al DM 16.03.1998.

Su 146 periodi di monitoraggio (72 diurni e 74 notturni) sono stati invalidati 20 periodi (10 diurni e 10 notturni) per condizioni meteorologiche non conformi ai disposti del DM 16.03.1998 (pioggia, vento). Dall’analisi sono inoltre stati esclusi:

- il periodo notturno tra i giorni 22 e 23 settembre 2018 in quanto il clima acustico è risultato condizionato da un evento “privato” avvenuto c/o “Villa Olmo”;
- i valori registrati alle ore 9:00 di martedì 7, 14, 21, 28 agosto e 4 settembre (fig. n. 5 e n. 6) in quanto riconducibili ad eventi anomali di cui non è nota l’origine (verosimilmente attività eccezionali legate alle operazioni di carico e scarico merci da e per gli esercizi commerciali della zona), non riscontrati nelle altre giornate di martedì e pertanto ritenute non caratterizzanti l’ambiente acustico dell’area.

Figura 5 – esempio evento del martedì

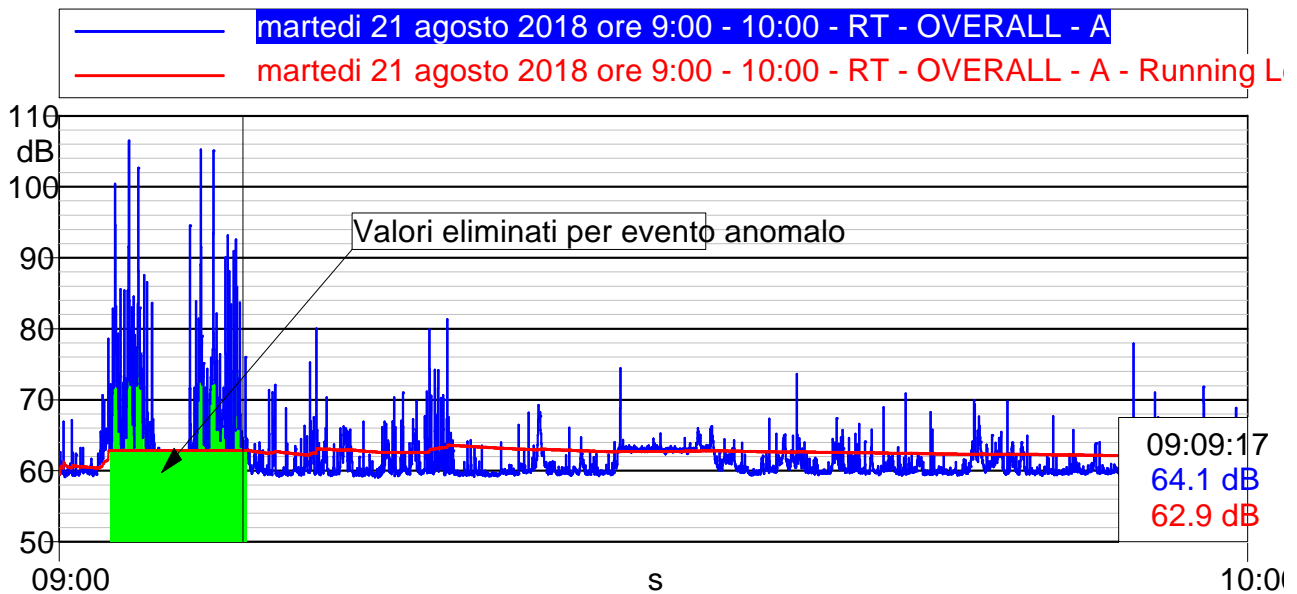
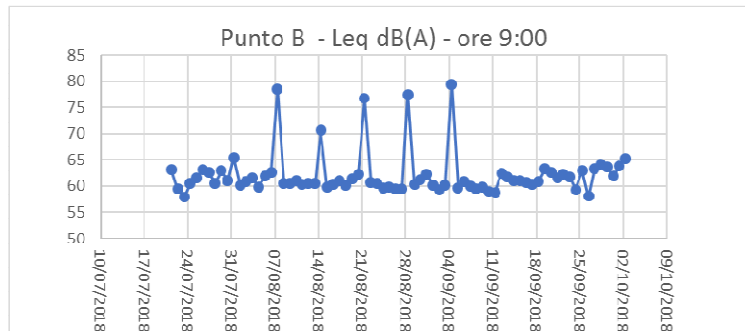


Figura 6 – livelli acustici alle ore 9 nel periodo di misura



ANALISI DEI RISULTATI

APPROCCIO STATISTICO

I livelli equivalenti di rumore ambientale misurati sono stati ricondotti al tempo di riferimento (T_R) e confrontati con i valori limite previsti per la zona acustica nella quale ricade la piazza (Classe IV). Gli esiti degli accertamenti strumentali condotti, indicano un clima acustico diurno (periodo dalle ore 06:00 alle ore 22:00) sostanzialmente conforme al limite di “Classe IV” previsto dal Piano di Classificazione Acustica comunale e un clima acustico notturno (dalle ore 22:00 alle ore 06:00) caratterizzato da livelli spesso superiori al limite di “Classe IV”.

L'individuazione di eventuali azioni di mitigazione risulta particolarmente complessa e necessita di un'azione mirata all'effettivo contenimento del disturbo. Per ottemperare alle prescrizioni di monitoraggio finalizzate all'adozione di provvedimenti, è stato necessario procedere ad una caratterizzazione della variabilità clima acustico della zona più approfondita. Lo scopo degli approfondimenti era di fornire elementi oggettivi per definire se il fenomeno disturbante interessa l'intero periodo di fruizione del plateatico o è circoscritto a serate o eventi eccezionali e se vi fosse una correlazione tra gli orari di apertura per i pubblici esercizi e la rumorosità registrata, a cui contribuisce la fruizione del lungo lago indipendentemente dalla presenza delle attività di somministrazione.

A dati registrati nell'intero periodo, è stata applicata l'analisi statistica a boxplot. I livelli di $L_{Aeq,TR}$ rilevati sono stati rappresentati nei seguenti grafici aggregandoli per giorno della settimana (Fig. n. 7). Per ogni giorno vengono rappresentati con una “X” la mediana dei valori, con il “box” l'intervallo che comprende i valori tra il 25% ed il 75% del massimo e del minimo rilevati, nonché con i “baffi” l'intervallo di variabilità. Nei grafici sono rappresentati anche i livelli limite previsti per la “Classe IV” dal DPCM 14.11.1997 (limite assoluto di immissione). L'analisi evidenzia come l'area di interesse sia caratterizzata una marcata variabilità del clima acustico, riscontrata durante l'intero periodo di misura e conferma il sistematico superamento del valore limite di immissione nel periodo notturno in entrambi i punti di misura.

Figura 7 – $L_{Aeq,TR}$ aggregati per giorno della settimana



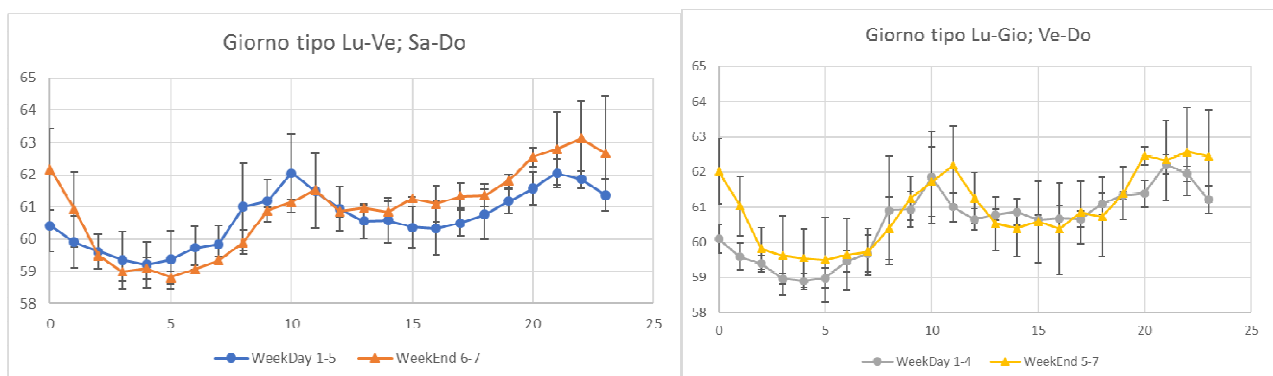
ANALISI VARIABILITÀ ORARIA

Ancorché i valori per i limiti assoluti di immissione previsti dalla normativa siano riferiti agli interi periodi diurni e notturni, al fine di approfondire la caratterizzazione del clima acustico dell'area è stata effettuata anche l'analisi dell'andamento dei valori di $L_{Aeq(h)}$ orari.

E' stato studiato inoltre l'andamento dei valori di $L_{Aeq(h)}$ orari, aggregati per giorno della settimana. Le analisi preliminari indicano una scarsa correlazione tra i 7 giorni della settimana, suggerendo l'opportunità di caratterizzare il "giorno tipo ferial" ed il "giorno tipo festivo".

Mentre i periodi diurni non presentano discostamenti significativi nell'andamento orario, nei periodi notturno si osserva che la notte tra venerdì e sabato presenta un andamento meglio correlabile al giorno tipo del fine settimana. In figura 8 sono rappresentati i giorni tipo ottenuti dall'analisi dei dati orari considerando come "feriali" i giorni da lunedì a venerdì oppure i giorni da lunedì a giovedì.

Figura 8 – settimane tipo



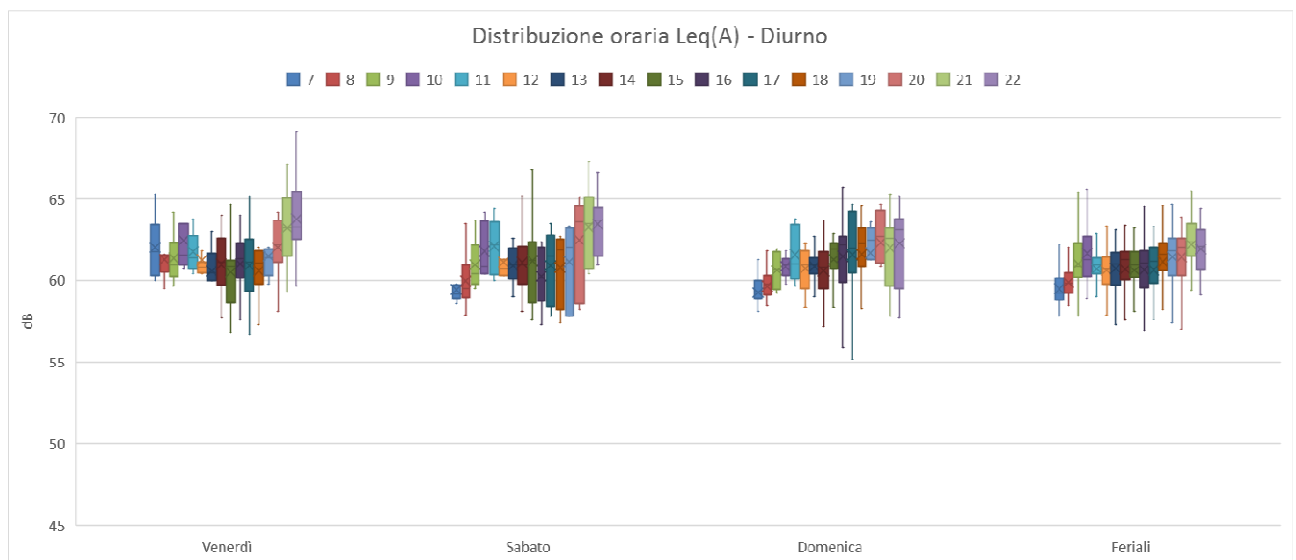
L'inferenza statistica ha portato ad identificare come giorno tipo "feriale" i valori registrati da lunedì a giovedì, mentre il venerdì, il sabato e la domenica presentano andamenti diversi. In particolare, la notte tra la domenica ed il lunedì ha invece caratteristiche proprie, con andamento assimilabile al fine settimana nella prima parte e ad un giorno feriale nella seconda parte. Nei grafici riportati in figura 9 è rappresentato l'andamento orario dei livelli di $L_{Aeq(h)}$ rilevati, rappresentati aggregandoli per giorno della settimana per il periodo diurno e per il periodo notturno. Nel grafico relativo al periodo notturno sono state riportate anche le ore serali, per una più agevole lettura.

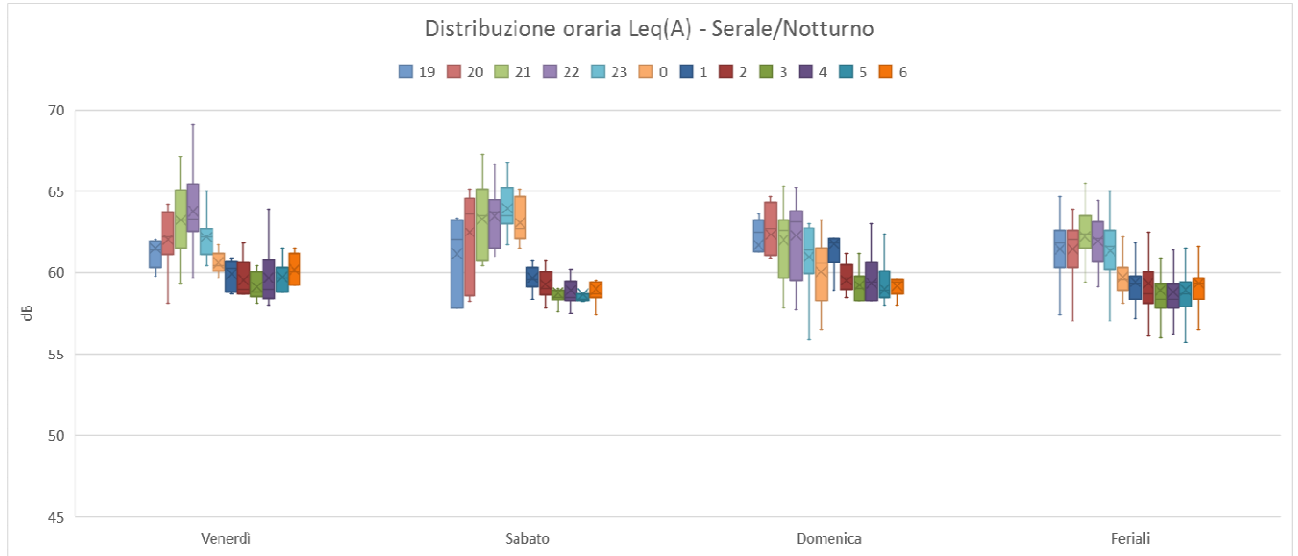
Per il periodo diurno (06:00 – 22:00) la variabilità oraria nei giorni feriali lunedì-giovedì, assume un andamento simile anche nei giorni del fine settimana (venerdì-domenica), con un primo massimo nelle ore della tarda mattinata (dalle 9:00 alle 11:00) e un trend crescente nel pomeriggio più marcato nelle giornate di venerdì e sabato.

Per quanto concerne invece il periodo notturno (22:00 – 06:00) la distribuzione oraria si caratterizza diversamente secondo i singoli giorni:

- Nei giorni feriali (lunedì – giovedì) i livelli di pressione sonora tendono a diminuire significativamente dopo le ore 22:00, per attestarsi su livelli (comunque superiori al limite notturno di 55 dBA), inferiori a 60 dB(A);
- Nei giorni di venerdì e sabato i livelli serali antecedenti le ore 22:00 tendono ad aumentare progressivamente, per poi diminuire dopo le ore 22:00 il venerdì e dopo le ore 24:00 il sabato; il venerdì i livelli notturni si mantengono mediamente più alti rispetto ai livelli dei giorni feriali, mentre il sabato assumono valori simili;
- La domenica ha una distribuzione oraria completamente diversa con livelli decrescenti nella serata ed una diminuzione degli stessi al di sotto dei 60 dB(A) solo dopo le ore 02:00.

Figura 9 – andamento orario



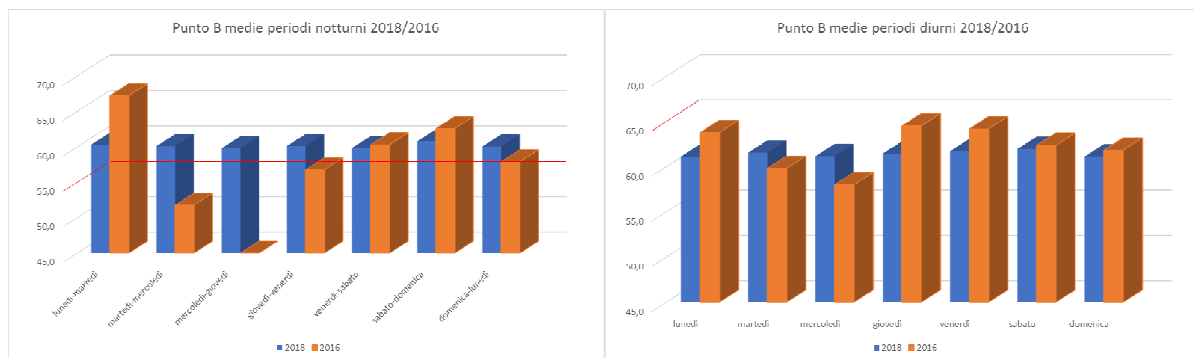


CONFRONTO CON I DATI STORICI

Avendo a disposizione i dati acustici riferiti al medesimo punto di misura, risalenti all'anno 2016, ancorché non confrontabili puntualmente, in quanto caratterizzano stagionalità diverse e differenti periodi di monitoraggio, si è proceduto ad un loro raffronto al fine di verificare eventuali variazioni legate alla diversa gestione del plateatico a seguito di prescrizioni impartite dal Tribunale di Como.

Dall'analisi dei dati rilevati nel 2016, si può riscontrare una variabilità maggiore nei diversi giorni della settimana rispetto al monitoraggio del 2018 durante il quale si ha una minor variabilità tra i giorni della settimana (fig. n. 10). Il confronto è stato condotto determinando, per ciascun giorno della settimana, una media energetica dei rispettivi livelli di pressione sonora.

Figura 10 – variabilità giornaliera 2018/2016



Mentre il confronto complessivo tra le due campagne di monitoraggio si è basato sulla media energetica dei periodi diurni e notturni validati. Di seguito si riporta una tabella (tab. n. 2) con le medie dei due monitoraggi.

Tabella 2 – confronto dati 2016/2018

Monitoraggio 29 aprile - 23 maggio 2016		Monitoraggio 6 agosto – 2 ottobre 2018	
Media periodo diurno	Media periodo notturno	Media periodo diurno	Media periodo notturno
63,0 dB(A)	61,5 dB(A)	61,5 dB(A)	60,0 dB(A)

Dal confronto dei dati 2016/2018, si può evincere un leggero miglioramento del clima acustico della Piazza; in particolare una riduzione dei livelli di rumorosità di 1,5 dB(A) sia per il periodo diurno che per il periodo notturno.

CONCLUSIONI

Il buon numero di campioni ha consentito un'analisi di dettaglio statistico che, pur se non previsto dalla stretta applicazione delle procedure sul controllo, può fornire elementi di valutazione aggiuntivi a supporto della gestione amministrativa delle problematiche derivanti dalla presenza di popolazione residente in zone ad elevata vocazione turistica.

Le considerazioni sopra riportate, ottenute con la caratterizzazione statistica del fenomeno acustico, sono state peraltro prodotte dall'Amministrazione Comunale in sede di giudizio. Il Giudice Ordinario nella sentenza attinente al caso in trattazione, a fonte della richiesta da parte dei cittadini ricorrenti alle ore 22:00 (orario di inizio del periodo notturno), ha invece confermato l'ordinanza di chiusura del plateatico alle ore 23:00, constatando che: *"...anche secondo il giudizio del consulente, il quale ha rimarcato che i commensali che stazionano sul plateatico costituiscono una sorgente acustica che, per quanto rilevante, non è l'unica sorgente alla base delle negative immissioni. ... Pertanto, fermo restando che i dipendenti degli esercenti debbano adottare la massima cautela nello sparecchiare e nel ritirare tavoli e sedie, si ritiene che il limite di tollerabilità possa risultare rispettato pur mantenendo inalterato l'orario di fruizione del plateatico fino alle ore 23:00"*.

In particolare, i risultati ottenuti suggeriscono l'utilità dell'introduzione del periodo serale nella definizione dei valori limite; infatti l'analisi condotta, considerando la fascia oraria diurna, serale e notturna, ha consentito di individuare i valori di L_{Aeq} statisticamente significativi in ciascuna fascia oraria, che hanno costituito un riferimento valido per la mediazione tra le parti.

Indagine sulle esigenze di formazione e aggiornamento dei Tecnici Competenti in Acustica nell'ambito del Sistema Nazionale per la Protezione Ambientale

Giovanni Ciccotti¹, Jacopo Fogola², Gaetano Licitra³, Rosalba Silvaggio³

¹Arpa Puglia - Via Giuseppe Rosati, 139 - 71121 Foggia

²Arpa Piemonte - Via Pio VII, 9 - 10135 Torino

³ARPAT Toscana - Via G. Marradi, 114 - 57126 Livorno

⁴ISPRA - Via V. Brancati 48 - 00144 Roma

PREMESSA

Il Tavolo Tecnico Nazionale di Coordinamento, istituito ai sensi dell'art. 23 del D.Lgs 42/17, ha recentemente fornito un'interpretazione delle disposizioni normative relative alla figura del Tecnico Competente in Acustica (TCA) all'interno delle strutture pubbliche [1]. In particolare, afferma che *"relativamente alle funzioni di controllo previste dalla legge 26 ottobre 1995, n. 447, e dai suoi decreti attuativi, nonché dalle relative leggi regionali, tali funzioni all'interno della Pubblica Amministrazione restano di esclusiva competenza dei tecnici competenti in acustica". Dal combinato disposto dell'art. 21, comma 6, e dell'art. 24, comma 1, lettera c), del D.Lgs. n. 42/2017, discende che i dipendenti pubblici non iscritti nell'elenco di cui al comma 1 dell'art. 21 del medesimo decreto, che svolgono attività di tecnico competente in acustica nelle strutture pubbliche territoriali ai sensi dell'articolo 2, comma 8, della succitata Legge 26 ottobre 1995, n. 447, possono continuare a svolgere tale attività esclusivamente nei limiti e per le finalità derivanti dal rapporto di servizio con la struttura di appartenenza, solo se in servizio continuato a partire da una data antecedente all'entrata in vigore della suddetta legge. Diversamente le funzioni di controllo in parola, all'interno della Pubblica Amministrazione (PA), restano di esclusiva competenza dei tecnici competenti in acustica".*

I TCA che operano all'interno della PA devono pertanto essere iscritti nell'elenco nazionale dei tecnici competenti (ENTECA), ad eccezione degli operatori già in servizio alla data di entrata in vigore della legge 447/95 (29/12/1995), e sono soggetti all'obbligo dell'aggiornamento professionale di 30 ore, da svolgere in cinque anni e con una distribuzione delle ore formative su almeno tre anni.

Premesso quanto sopra, lo scopo dell'indagine descritta in questo lavoro è cercare di valutare, attraverso la somministrazione di un questionario, sia le esigenze di formazione di nuovi TCA che quelle di aggiornamento dei TCA presenti nell'ambito del Sistema Nazionale per la Protezione Ambientale (SNPA). Tale analisi vuole essere una base di partenza per valutare la necessità e l'opportunità di avviare un percorso strutturato di formazione e aggiornamento all'interno del SNPA, al fine anche di elevare ed uniformare su tutto il territorio nazionale la qualità dei servizi offerti per la matrice inquinamento acustico.

Il questionario, proposto dalle ARPA Puglia, Piemonte e Toscana, è stato trasmesso all'interno della Rete dei Referenti Tematici del Rumore (RR-TEM VI/05). La Rete, rappresenta un luogo di confronto tecnico-scientifico, di discussione e condivisione di esperienze e strumenti, relativamente agli aspetti attinenti alla tematica dell'inquinamento acustico di competenza del SNPA, nell'ambito dei Tavoli Istruttori del Consiglio (TIC VI Omogeneizzazione Tecnica). I risultati del questionario preparato, provenienti dalle Agenzia Regionali e Provinciali per la Protezione Ambientale ed ISPRA, sono riportati nei successivi paragrafi.

OPERATORI DEL SNPA

Il primo questionario somministrato riguarda il numero di operatori, afferenti al SNPA, attualmente in servizio che svolgono attività nel campo dell'acustica o in possesso della qualifica di TCA, sia

con contratto di lavoro a tempo determinato che indeterminato (Tabella 1). Il numero totale degli operatori attivo in campo acustico risulta essere di 428 unità, di cui 365 (circa il 83%) iscritti nell'ENTECA (Figura 1). Risultano poi 63 operatori (circa 15%) non iscritti in ENTECA, i quali possono continuare a svolgere l'attività esclusivamente nei limiti e per le finalità derivanti dal rapporto di servizio con la struttura di appartenenza. Ad eccezione di alcune ARPA, tali operatori sono in numero minore di 4 per ogni Agenzia. Vi sono infine 127 operatori che sono iscritti in ENTECA, ma che sono impegnati in altre attività Agenziali.

Tabella 1 – N° operatori che svolgono l'attività nel campo dell'acustica afferenti SNPA

SNPA	N° totale operatori che svolgono attività	N° totale TCA iscritti nell'ENTECA che svolgono attività	N° totale Operatori non iscritti nell'ENTECA che svolgono attività (dati 1 ^a - 2 ^a col.)	N° totale TCA iscritti nel ENTECA che non svolgono attività	N° totale Operatori + N° totale TCA iscritti nell' ENTECA che non svolgono attività (dati 1 ^a + 4 ^a col.)
Abruzzo	5	5	0	8	13
APPA BZ	7	4	3	1	8
APPA TN	3	3	0	n.d.	3
Basilicata	2	2	0	n.d.	2
Calabria	17	7	10	10	27
Campania	13	11	2	7	20
Emilia R.	66	66	0	12	78
Friuli	6	6	0	10	16
ISPRA	7	5	2	0	7
Lazio	32	32	0	0	32
Liguria	5	5	0	14	19
Lombardia	56	49	7	23	79
Marche	10	9	1	6	16
Molise	5	3	2	2	7
Piemonte	30	24	6	5	35
Puglia	23	15	8	11	34
Sardegna	7	4	3	0	7
Sicilia	18	18	0	n.d.	18
Toscana	56	48	8	14	70
Umbria	16	10	6	3	19
V. d'Aosta	5	5	0	1	6
Veneto	39	34	5	0	39
TOTALE	428	365	63	127	555

Inoltre, al fine di confrontare il numero degli operatori che si occupano di acustica, rapportandole con le realtà industriali e di popolazione per ogni regione, sono state effettuati dei confronti con delle stime su rispettiva media nazionale. In particolare, è stata calcolata la media nazionale degli operatori rispetto al numero di imprese: 428 operatori/4.435.225 di imprese totali censite nel 2016 (con classe addetti da 1 a > 250 - fonte ISTAT). Tale media nazionale (circa 1 operatore per ogni 10.000 imprese) è stato confrontato con il numero degli operatori presenti in agenzia e con il numero delle imprese presenti nella relativa regione.

Si evidenzia in figura 2 quali che le Agenzie appaiono sotto la media nazionale e quindi sono carenti di operatori. Poiché non è noto se gli operatori che si occupino di acustica lo fanno in maniera esclusiva, per le regioni che ne hanno in numero maggiore della media nazionale non si può valutare se tale impiego corrisponde ad un effettivo fabbisogno complessivo determinato dalle attività di controllo e supporto tecnico alle amministrazioni.

Figura 1 – N° operatori che svolgono l'attività (sx) e n° di operatori tra di essi che sono iscritti in ENTECA (dx)

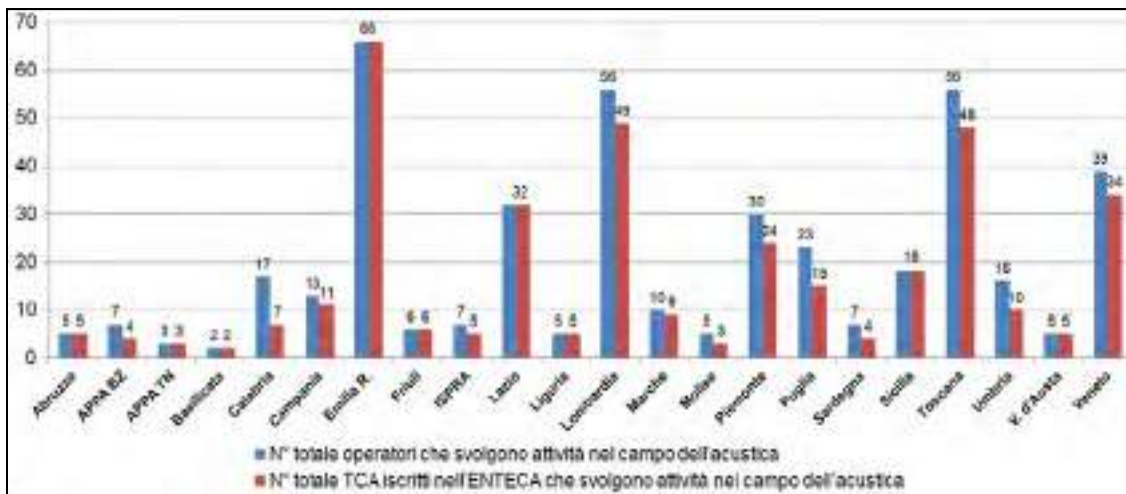


Figura 2 – N° operatori per agenzia rispetto alla media nazionale delle imprese. In ordinate è rappresentato il numero di operatori per 10.000 imprese.

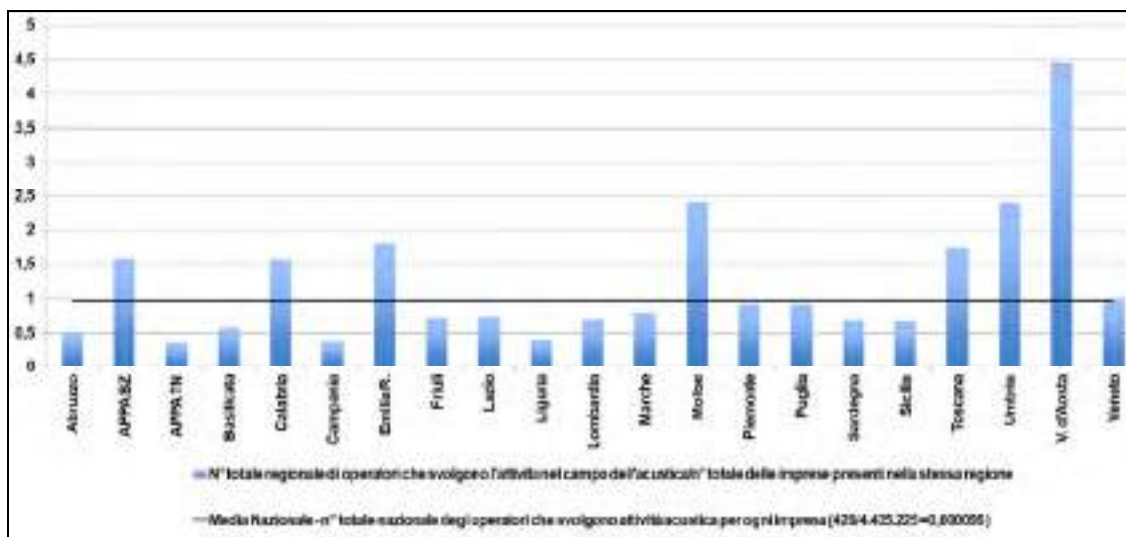
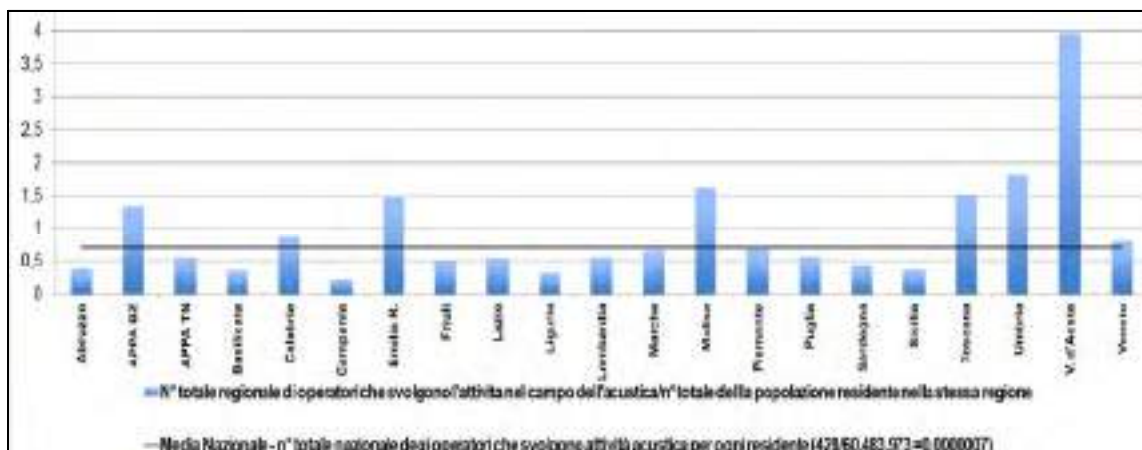


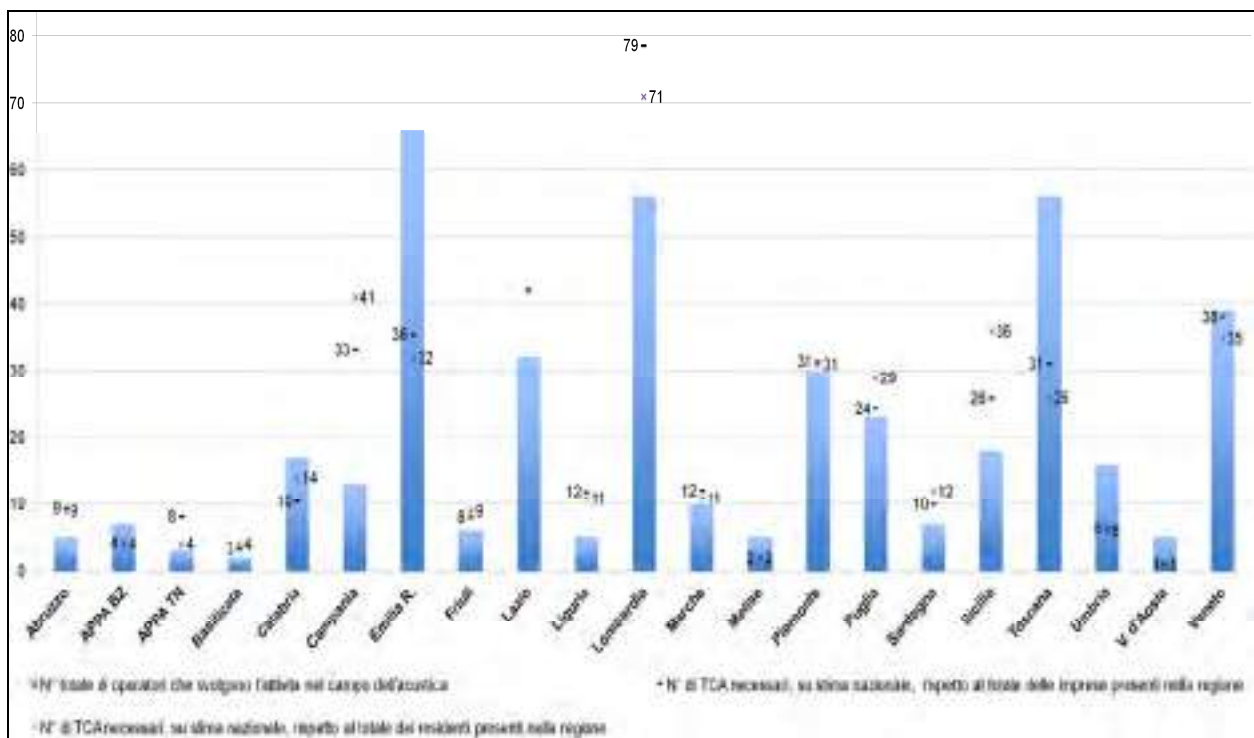
Figura 3 – N° operatori per agenzia rispetto alla media nazionale della popolazione residente. In ordinate è rappresentato il numero di operatori per 100.000 residenti.



Stesso criterio è stato approntato per il numero di residenti (al 1° gennaio 2019 – fonte ISTAT). La media nazionale degli operatori è stata calcolata rispetto al numero dei residenti: 428 operatori/60.483.973 di residenti totali. Tale media (circa 0,7 operatori per ogni 100.000 residenti) è stata confrontata con il numero degli operatori presenti in agenzia/numero della popolazione residente per regione. Pertanto, anche in questo caso, si evidenzia come vi siano alcune Agenzie sotto la media nazionale anche in maniera significativa (Figura 3) ed in particolare modo in alcune popolose regioni meridionali (Campania, Sicilia).

La stima di quanti operatori sarebbero eventualmente necessari, secondo una media nazionale, viene rappresentata nella figura successiva. Il numero dei TCA necessari, considerando il numero delle imprese regionali, è rappresentato graficamente da un trattino, mentre quello, considerando il numero dei residenti regionali, è rappresentato da una crocetta (Figura 4).

Figura 4 – N° totale degli operatori a livello regionale che si occupano di acustica e n° totale di TCA necessari, su stima nazionale, sia in correlazione alle imprese (trattino) che alla popolazione (crocetta)



FORMAZIONE NUOVI TCA

Il D.Lgs. 42/17, nella parte B dell'allegato 2, descrive uno schema di corso abilitante alla professione di Tecnico Competente in Acustica (TCA) della durata minima di 180 ore, delle quali almeno 60 di esercitazioni pratiche.

A tal fine si è ritenuto interessante somministrare un secondo questionario riguardante la formazione dei nuovi TCA, sebbene tali decisioni rivestano un carattere di tipo organizzativo, amministrativo e direzionale da parte delle ARPA/APPA/ISPRA.

Il questionario proposto e le relative risposte sono di seguito riportati nella seguente Tabella 2.

Tabella 2 – Formazione operatori TCA nel SNPA

SNPA	N° Operatori per cui è attualmente necessario attivare un percorso di formazione per l'iscrizione nell'ENTECA	N° Operatori per cui si prevede, nei prossimi 3 anni, la necessità di attivare un percorso di formazione per l'iscrizione nell'ENTECA	L'Agenzia/Istituto ha pianificato la partecipazione a corsi di formazione esterni per TCA per i propri dipendenti? (Se SI, indicare per quanti operatori, in che anno e in quale corso)	L'Agenzia/Istituto sta organizzando o ha programmato di organizzare corsi di formazione per TCA per il triennio futuro rivolti ai propri dipendenti? (Se SI, indicare per quanti operatori e per quale anno)
Abruzzo	0	0	no	no
APPA BZ	0	n.d.	no	no
Calabria	0	0	no	no
Campania	n.d.	>5	no	in trattativa con univ.
Emilia Rom.	n.d.	66	12	n.d.
Friuli	0	0	no	no
ISPRA	2	n.d.	no	no
Lazio	5	5	no	no
Liguria	5	5	14	no
Lombardia	n.d.	n.d.	no	in valutazione
Marche	n.d.	n.d.	no	no
Molise	2	2	no	no
Piemonte	0	da 1 a 3	no	no
Puglia	4	5	no	no
Sardegna	n.d.	no	no	n.d.
Toscana	0	5	no	50 operatori in due edizioni nel 2018/19
Umbria	6	6	6	6
Valle d'Aosta	0	0	no	no
Veneto	5	n.d.	1	no
TOTALE	29	≥ 102	33	56

Dal sondaggio si evince che solo alcune Agenzie hanno attualmente una visione ben precisa riguardo al numero di TCA da formare e la pianificazione degli stessi corsi.

AGGIORNAMENTO DEI TCA ISCRITTI NELL'ENTECA

Per i dipendenti pubblici iscritti nell'elenco nominativo nazionale, che non prevede distinzioni tra liberi professionisti e lavoratori al servizio del Sistema delle Agenzie, è previsto l'obbligo della formazione continua. L'allegato 1 al D.Lgs 42/17 al punto 2 (Aggiornamento professionale), stabilisce che, ai fini dell'aggiornamento professionale, gli iscritti all'elenco nazionale debbano partecipare, nell'arco di un quinquennio, a corsi di aggiornamento per una durata (minima) complessiva di 30 ore, distribuite su almeno tre anni.

Inoltre ai sensi dell'art. 21 c. 6 del D.Lgs 42/2017, le Agenzie possono prevedere corsi di formazione per il proprio personale ai fini dell'iscrizione nell'elenco di cui al c.1, possono analogamente organizzare corsi di aggiornamento professionale ai fini del mantenimento della qualifica se ritenute idonee alla formazione dalle proprie Regioni.

A tal fine gli autori hanno ritenuto interessante somministrare un terzo questionario riguardante l'aggiornamento del TCA per definire, temi e argomenti che potrebbero essere di maggiore interesse per l'aggiornamento dei tecnici competenti che operano all'interno del SNPA.

Il grado d'interesse di ogni singolo tema o argomento, è stato valutato con un punteggio, da 1 (nullo) a 10 (massimo) da ogni ARPA/APPA/ISPRA.

Per ogni tema e argomento espresso è stata eseguita una media complessiva allo scopo di determinare un interesse medio all'interno del SNPA su gli argomenti proposti.

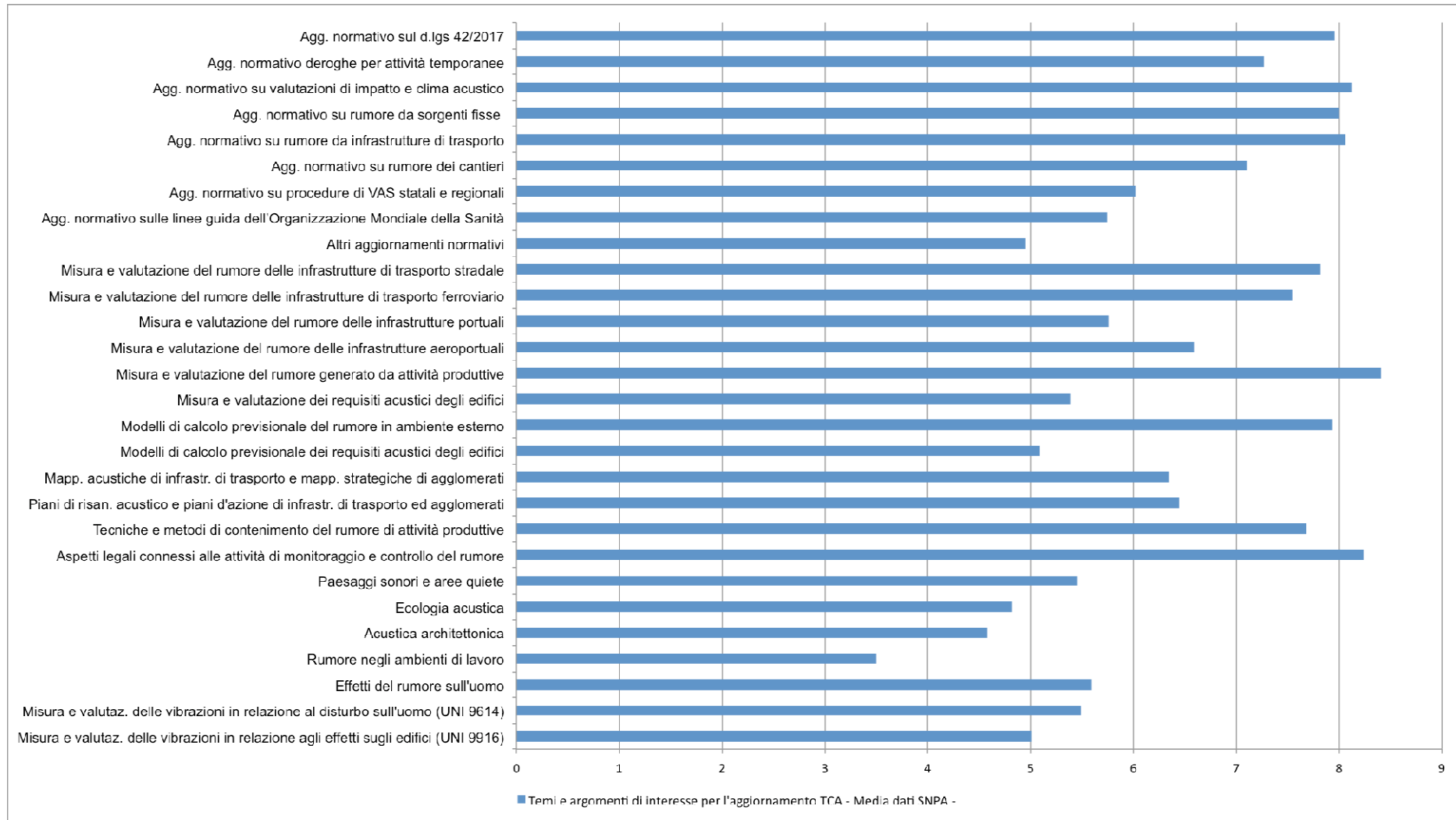
La media delle preferenze espresse sono riportate nella Figura 5.

Inoltre sull'aggiornamento dei TCA è stato chiesto se l'Agenzia/Istituto:

- 1) è un soggetto riconosciuto idoneo alla formazione dalla propria Regione, ai sensi dell'Allegato 2, punto 1) D.Lgs 42/17;
- 2) ha pianificato la partecipazione a corsi esterni di aggiornamento per i propri TCA in attività per il 2019 ed eventualmente indicare quale corso;
- 3) sta organizzando o ha programmato di organizzare corsi di aggiornamento per i propri TCA per il triennio futuro ed eventualmente indicare per quale anno, l'argomento e se il corso è a pagamento.

Le risposte al questionario sono di seguito riportate nella seguente Tabella 3.

Figura 5 – Media dei grado d'interesse argomenti proposti per aggiornamento operatori SNPA iscritti in ENTECA



Dai risultati analizzati (media) quasi tutti i temi o argomenti hanno evidenziato un interesse. In particolare, rivestono una maggiore attenzione i seguenti temi:

- Aspetti legali connessi alle attività di monitoraggio e controllo del rumore;
- Tecniche e metodi di contenimento del rumore di attività produttive;
- Modelli di calcolo previsionale del rumore in ambiente esterno;
- Misura e valutazione del rumore generato da attività produttive;
- Misura e valutazione del rumore delle infrastrutture di trasporto ferroviario;
- Misura e valutazione del rumore delle infrastrutture di trasporto stradale;
- Aggiornamento normativo su rumore da infrastrutture di trasporto;
- Aggiornamento normativo su rumore da sorgenti fisse;
- Aggiornamento normativo su valutazioni di impatto e clima acustico;
- Aggiornamento normativo sul D.Lgs 42/2017.

Diversamente, come prevedibile essendo competenza da parte di altri enti, il "Rumore negli ambienti di lavoro" riveste un minore interesse (3,5).

Allo stato attuale risulta che solamente 5 Agenzie, oltre ad ISPRA, sono soggetti riconosciuti idonei alla formazione dalla propria Regione e pertanto possono organizzare corsi di aggiornamento per TCA. Inoltre, solo 3 Agenzie hanno programmato la partecipazione di propri dipendenti a corsi di aggiornamento esterni, mentre 9 hanno comunicato che stanno pianificando o pianificheranno la realizzazione di corsi interni.

Tabella 3 – Aggiornamento TCA attualmente in attivita' (allegato 1, punto 2 - d.lgs. 42/17)

SNPA	L'Agenzia è un soggetto riconosciuto idoneo alla formazione dalla propria Regione, ai sensi dell'Allegato 2, punto 1) D.Lgs. 42/17? (SI/NO)*	L'Agenzia ha pianificato la partecipazione a corsi esterni di aggiornamento per i propri TCA in attività per il 2019? (Se SI, indicare in quale corso)*	L'Agenzia sta organizzando o ha programmato di organizzare corsi di aggiornamento per i propri TCA per il triennio futuro? (Se SI, indicare per quale anno, l'argomento e se il corso è a pagamento)
Abruzzo	no	no	no
APPA BZ	no	no	no
Calabria	Attualmente no, però la situazione è in itinere	no	no
Campania	no	SI. Corso di aggiornamento TCAA - ENTECA in programma a Ravello il 12 Aprile 2019 - Titolo "Giovani e Rumore - Educare all'ascolto e alla consapevolezza del rischio"	sono in corso contatti con le universita' per l'organizzazione di eventuali corsi abilitanti su tca
Emilia Rom.	SI/ Inoltre Arpae è riconosciuta dalla Regione come "provider" di crediti ECM	no	SI, indicativamente con cadenza annuale.
Friuli	L'Agenzia effettua corsi per Comuni, Regione, Aziende Sanitarie, consulenti privati, avvocati e altri	no	no
ISPRA	SI, ISPRA è ente pubblico di ricerca e può erogare corsi in acustica per	no	ISPRA ha in programma di organizzare un corso di formazione, breve, dedicato al

	tecnici competenti, ai sensi dell'Allegato 2, punto 1) del D.lgs. 42/17		rumore aeroportuale, per il 2019, e attualmente si sta verificando la possibilità di avviarlo quale corso di aggiornamento per TCA, gratuito
Lazio	no	no	SI (presumibilmente dal 2020 per personale interno, rendendosi disponibile ad aprire anche all'esterno e altri operatori SNPA)
Liguria	no, è in corso la procedura di riconoscimento	si, 1 operatore, 2019, corso di perfezionamento per tecnico competente in acustica ambientale politecnico di Milano	si, 19, 2019-2020-2023, livelli di emissione e livelli di specifica sorgente, incertezza di misura per la determinazione del livello differenziale, aggiornamento
Lombardia	si	no	Sì, ancora da definire
Marche	no	no	Si / è in programma per il 2019 un corso interno relativo al D.Lgs. 42/2017
Molise	no	no	no
Piemonte	L'Agenzia è provider per corsi ECM in campo sanitario. L'orientamento della Regione è di considerarla soggetto idoneo anche per l'aggiornamento per i TCA	no	SI, per il triennio 2019 - 2021, con i seguenti argomenti: - Requisiti acustici degli edifici: progettazione, posa in opera, collaudi, risanamenti; - Gli impianti elettroacustici: principi di funzionamento e sistemi di contenimento delle emissioni sonore; - Il contenimento del rumore delle attività produttive e dei cantieri- Modellizzazione del rumore aeroportuale; - Misura e valutazione del disturbo e dei danni strutturali indotti dalle vibrazioni
Puglia	no	no	no
Sardegna	no	no	no
Toscana	si	no	si
Umbria	no	no	E' in corso la pianificazione per il 2019 per un corso di aggiornamento a pagamento.
Valle d'Aosta	no	no	no
Veneto	no	sì (contatti in corso)	in fase di valutazione

CONCLUSIONI

Sono stati presentati i risultati di un'indagine che ha interessato tutte le Agenzie per la protezione ambientale riguardante la presenza di tecnici competenti in acustica e i relativi bisogni formativi.

Il tema assume particolare rilevanza per le ripercussioni che può avere sulle attività di controllo una non attenta pianificazione del numero di operatori necessari e un mancato assolvimento degli obblighi formativi.

La distribuzione del numero degli operatori sul territorio è stata esaminata tenendo conto di due fattori che ne possono determinare la numerosità (il numero di attività produttive e il numero degli abitanti). Certamente potrebbero essere eseguiti approfondimenti, utilizzando anche indicatori più complessi, tenendo conto ad esempio del numero di esposti pervenuti, oppure il numero di controlli eseguiti per operatore o per abitante, anche ai fini di comprendere la capacità di risposta ad una domanda variegata. Comunque, fin d'ora, si può affermare che, trascurando una distribuzione a volte "a macchia di leopardo", le Agenzie dell'Italia meridionale manifestino sia una numerosità inferiore di operatori che si occupano acustica, che organizzativa sulla formazione/aggiornamento, questo, ovviamente, ha un riflesso sull'operatività delle stesse negativo rispetto ai controlli e servizi ambientali per la popolazione regionale.

L'entità comunque del numero di tecnici che svolgono attività di acustica nelle Agenzie (circa 430) e il loro ruolo a livello nazionale (non meno del 5% del totale) fa ben comprendere che essi possano rappresentare da un lato una risorsa importante per le stesse e dall'altro un corpus di operatori capace di orientare le scelte di mercato ad esempio dei produttori di apparecchiature o di software e rappresentare in generale uno stakeholder importante. Ciò ovviamente, se il gruppo dei tecnici, a livello nazionale, si rivelerà compatto, omogeneo nella domanda e poi nella capacità di risposta. Questo quindi sia per determinare una azione formativa coordinata, che garantisca peraltro uniformità di approccio nel controllo, che poi è uno degli obiettivi del SNPA nella nuova legge istitutiva, sia anche ai fini di un risparmio complessivo di sistema.

La situazione variegata presentata, al di là dagli approfondimenti e aggiornamenti necessari, ha il merito di evidenziare un quadro sufficientemente chiaro delle varie realtà e apre sicure prospettive di un'azione specifica a livello di sistema che possa aiutare ad espletare una funzione sociale con indubbe ricadute economiche sulle aziende e sui cittadini.

Bibliografia

1. Documento: "Altri indirizzi sull'applicazione del D.lgs. 42/2017 relativamente alla professione di tecnico competente in acustica - 23 luglio 2018" - <https://www.minambiente.it/pagina/elenco-nazionale-dei-tecnici-competenti-acustica-ex-art-21-dlgs-17-febbraio-2017-n-42>.

Uso di tools open-source per l'analisi e la presentazione dei dati della rete di monitoraggio del rumore aeroportuale di Malpensa

Giorgio Galli¹, Christian Ronchi¹, Pasquale Scordino¹

¹ARPA Piemonte, Via Pio VII, 9, 10135 Torino

p.scordino@arpa.piemonte.it

Riassunto

La rete di monitoraggio del rumore aeroportuale di Malpensa, gestita da Arpa Piemonte, è nata nel 2003 con il fine di valutare e monitorare l'impatto acustico delle attività aeroportuali sul territorio piemontese dell'Ovest Ticino. La rete è costituita da quattro stazioni di monitoraggio acustico in continuo. I dati registrati dalle centraline vengono acquisiti giornalmente, attraverso un router GSM, da un software proprietario chiamato SARA® della Softech S.r.l. Arpa Piemonte accede al software SARA® analizzando mensilmente i dati mediante dei fogli di calcolo e infine viene prodotto un report destinato ad informare gli amministratori locali e la cittadinanza. La procedura sopra sommariamente descritta è stata rivisitata sostituendo i fogli di calcolo con il software open-source R per l'analisi dei dati e sviluppando una interfaccia WEB che utilizza una libreria di R chiamata Shiny. L'applicativo (Dashboard) sviluppato, "AutoReportMalpensa", è ospitato su un server Shiny gestito da Arpa Piemonte ed accessibile all'interno della rete Arpa da qualsiasi computer con qualsiasi sistema operativo.

1 INTRODUZIONE

Da un punto di vista generale il ciclo dei dati è un processo particolarmente articolato: infatti necessita di molte fasi che vanno dalla produzione del dato all'analisi e presentazione dei risultati, passando per una fase di validazione. Nei processi ripetitivi e dove si tratta una considerevole mole di dati diventa difficile raggiungere l'obiettivo finale solo con l'ausilio di semplici fogli di calcolo.

Oggi tuttavia abbiamo a disposizione innumerevoli software che permettono di costruire dei sistemi di analisi e presentazione dei dati in modo del tutto automatico o semiautomatico, che consentono di ottimizzare tempi, risorse e ridurre al minimo gli errori.

Scopo di questo lavoro è stata la migrazione di un sistema di analisi e reportistica basato interamente sui fogli di calcolo ad un sistema semiautomatico basato sull'ambiente di analisi open-source R.

2 USO DI TOOLS OPEN-SOURCE

Il sistema denominato AutoReportMalpensa è stato interamente pensato e sviluppato usando il linguaggio di programmazione dedicato all'analisi dei dati R, che insieme al linguaggio più generalista Python sono i tools maggiormente diffusi e utilizzati per la semplice analisi dei dati o per lo sviluppo delle più complesse applicazioni finalizzate all'automazione dei processi di analisi. Entrambi i linguaggi sono open-source, la scelta è ricaduta su R per valorizzare e sfruttare il knowhow già acquisito dagli autori nell'ambito di questo linguaggio/ambiente di programmazione.

I vantaggi nell'uso di software open-source e in particolare di R sono notevoli e vanno dalla versatilità di utilizzo alla scalabilità e portabilità del codice e soprattutto dalla presenza di una attiva e nutrita comunità di utilizzatori e sviluppatori che condividono ogni giorno le loro esperienze attraverso siti web specializzati, blog e newsletter.

3 L'APPLICAZIONE AUTOREPORTMALPENSA

AutoReportMalpensa è una applicazione Web interattiva e dinamica, basata su R e la libreria shiny, che nasce dall'esigenza di ottimizzare i tempi di lavoro e minimizzare gli errori nell'analisi dei dati acquisiti dalle stazioni di monitoraggio dell'impatto acustico dell'aeroporto di Malpensa. La rete di monitoraggio, gestita da ARPA Piemonte, risale al 2003 e ha lo scopo di misurare il rumore derivante dalle attività aeroportuali di Malpensa sul versante piemontese dell'ovest Ticino. La rete di monitoraggio è costituita da quattro stazioni fonometriche situate a Pombia, Varallo Pombia, Varallo Pombia fraz. Cascinetta, Castelletto sopra Ticino.

Figura 1 – Screenshot di una pagina dell' applicazione

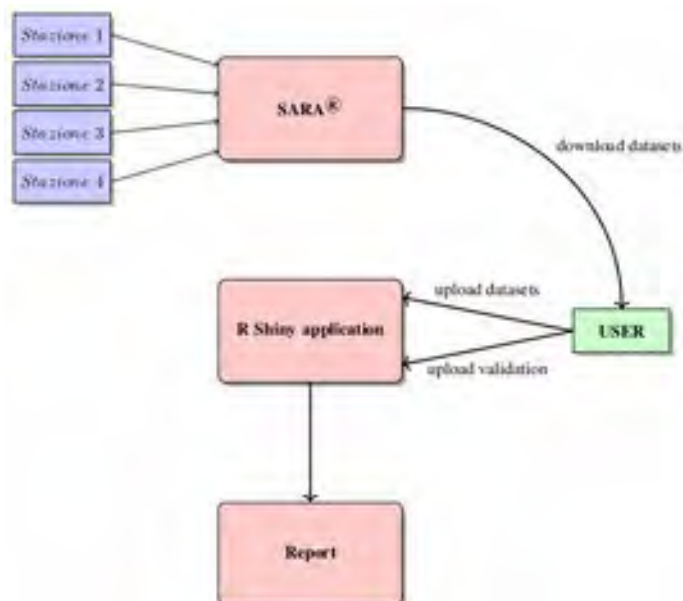


Nella figura 1 viene mostrato uno screenshot di una pagina della Web application.

3.1 FUNZIONI

I dati acquisiti dalle stazioni vengono trasmessi attraverso un collegamento GSM ad un database chiamato SARA[®] della Softech S.r.l. Mensilmente Arpa Piemonte effettua il download dei dati di ogni stazione fonometrica in formato csv e li elabora al fine di produrre dei report informativi destinati agli amministratori locali ed alla popolazione. L'applicazione R AutoReportMalpensa, una volta effettuato l'upload dei file dati delle stazioni e del file di validazione (tutti in formato csv) da parte dell'operatore preposto, costruisce un report in formato html e all'occorrenza dei report in formato pdf.

Figura 2 – Funzionamento applicazione



Nella figura 2 è rappresentato sotto forma di diagramma di flusso il funzionamento dell'applicazione. Da notare che l'unico intervento umano all'interno dell'intero processo è rappresentato dal download/upload dei dati.

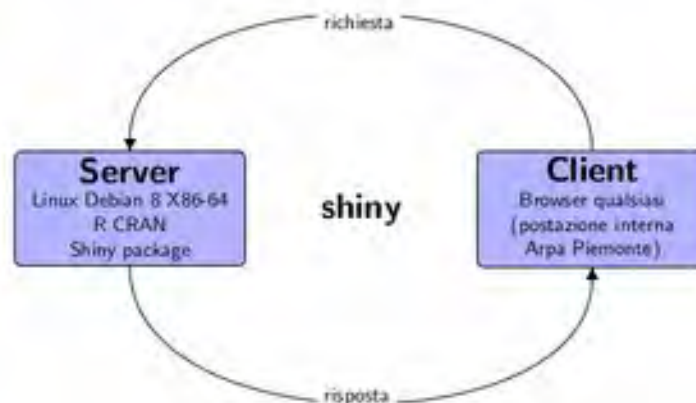
3.2 STRUTTURA INTERNA

L'applicazione R shiny è stata installata su un elaboratore virtuale che funziona da Web application server. L'elaboratore virtuale è stato equipaggiato con un sistema operativo Linux Debian 8 su architettura x86-64, questo perché ad oggi l'applicazione shiny lato server non è stata sviluppata per S.O. windows.

La logica server/client (vedi figura 3) permette di gestire R base (ovvero il core dell'ambiente di elaborazione), shiny (ovvero il pacchetto specifico di R che rende interattiva e dinamica l'applicazione) e tutte le librerie necessarie al funzionamento dell'applicazione in un unico punto; lo stesso vale per il codice dell'applicazione che viene modificato/aggiornato solo sul server e quindi reso immediatamente disponibile ed univoco a tutti gli utenti client che ne usufruiscono.

L'utente che gestisce la Web application è l'utente "shiny" e il server ascolta di default dalla porta 3838.

Figura 3 – Logica server/client



Tutte le applicazioni sviluppate attraverso R e la sua libreria shiny sono accessibili alla Home page dell'applicazione web definita in sede di configurazione del server shiny, dalla quale si dipana la struttura ad albero dell'applicazione stessa, figura 4.

Figura 4 – Struttura ad albero dell’applicazione “AutoReportMalpensa”



I files server.R e ui.R contengono il codice R incapsulato dalle funzioni reattive di input e output della libreria R shiny. In particolare, il file ui.R gestisce il look and feel dell’applicativo, mentre il file server.R rende dinamiche le scelte operate dall’utente attraverso lo user interface e le collega con il core R dell’applicazione che si occupa di elaborare i dati grezzi precedentemente caricati dai files .csv. I files con estensione .Rmd sono i templates dei report in pdf che, dopo compilazione attraverso la libreria R knitr e Latex, generano i report pdf finali (vedi figura 5). I restanti files sono di supporto e abbellimento dell’interfaccia utente.

Figura 5 – Report in pdf





4 CONCLUSIONI

L'uso di questi potenti strumenti ci ha permesso di sperimentare un nuovo modo di concepire l'analisi e la presentazione dei dati con i seguenti vantaggi:

- automazione delle analisi dei dati e di tutti i processi che possono essere sorgente di errore;
- riproducibilità dei risultati;
- visualizzazione dei risultati e reportistica moderna ed automatizzata;
- uso multiplatforma, accessibilità elevata e portabilità dell'applicazione.

Al momento l'applicativo AutoReportMalpensa è reso disponibile all'utenza solo all'interno della rete Arpa. Tuttavia, con le opportune configurazioni sistemistiche che rispettino la policy di sicurezza dell'Agenzia, l'applicativo può essere facilmente raggiunto anche dall'esterno dell'infrastruttura Arpa, aumentando ulteriormente la sua accessibilità.

Bibliografia

Beeley C. and Sukhdeve S. *Web Application Development with R Using Shiny*. 2018 Packt Publishing
Hothorn T. and Everitt B. *A Handbook of Statistical Analyses Using R*. 2014 Routledge

Rumore da traffico autoveicolare: un problema emergente in provincia di Pavia

Andrea Roncali¹, [Alessandra Balestreri](#)¹, Emanuela Marangoni¹

¹ARPA Lombardia – Dipartimento di Lodi-Pavia – Via Nino Bixio, 13 – Pavia (PV)

a.balestreri@arpalombardia.it

INTRODUZIONE

Negli ultimi anni il problema dell'inquinamento acustico ambientale sta interessando aree urbane sempre più vaste e porzioni di popolazione sempre maggiori: esso è correlato sia alla diffusione di mezzi di trasporto terrestri sia allo sviluppo industriale. L'inquinamento da rumore influisce in maniera importante sullo stato di qualità dell'ambiente soprattutto per i suoi effetti lesivi, disturbanti e fastidiosi.

L'intensità del disturbo è attribuibile non solo al flusso di traffico rappresentato sia da veicoli leggeri sia da mezzi pesanti, ma anche alla velocità di transito e alla larghezza della strada. Inoltre, l'inquinamento acustico dovuto a traffico su strada dipende anche dalle caratteristiche stesse della superficie stradale, dalla tessitura e dalla porosità. Queste due caratteristiche, infatti, influenzano la generazione del rumore derivante da contatto pneumatico/strada e la sua propagazione nell'ambiente (*F. Gerola, L. Mattevi, 1996*).

Nel corso degli ultimi anni, il territorio della Provincia di Pavia è stato interessato da significative modifiche alla viabilità determinate principalmente dalla chiusura totale o parziale di alcuni dei ponti presenti sul territorio per verifiche e interventi di manutenzione.

In modo particolare, queste modifiche hanno interessato due delle principali aree industriali del territorio provinciale, ovvero l'area della Bassa Lomellina, compresa tra i fiumi Po, Sesia e Ticino, e l'area del più vicino Oltrepò. Tali modifiche hanno pertanto determinato una sensibile deviazione dei flussi di traffico, anche e soprattutto dei mezzi pesanti, diretti alle numerose attività industriali e commerciali e costretti a transitare all'interno dei paesi limitrofi.

Quanto sopra ha generato una situazione di disagio percepita dalla popolazione sia in termini di disturbo legato all'inquinamento acustico sia in termini di sicurezza. Conseguentemente, i sindaci dei paesi interessati hanno richiesto l'intervento di ARPA per effettuare campagne di monitoraggio dell'inquinamento acustico nei territori di propria competenza.

In questo articolo sono presentati i risultati delle cinque campagne di monitoraggio del rumore prodotto dal traffico stradale, tutte della durata di almeno due settimane, effettuate da ARPA – Dipartimento di Pavia nell'arco dell'anno 2018.

NORMATIVA DI RIFERIMENTO

La normativa principale di riferimento da tenere in considerazione è riportata di seguito:

- D.Lgs 19 agosto 2005, n. 194, "Attuazione della direttiva 2002/49/CE relativa alla determinazione e alla gestione del rumore ambientale. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, Serie Generale n. 222, 23/09/2005";
- Direttiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio 25 giugno 2002, "Determinazione e gestione del rumore ambientale, GUCE L 189/12, 18.7.2002";
- Legge 447/1995 "Legge quadro sull'inquinamento acustico";
- Raccomandazione CE 2003/613/EC, "Guidelines on the revised interim computation methods for industrial noise, aircraft noise, road traffic noise and railway noise, and related emission data";
- DM 16/3/1998 "Tecniche di rilevamento e di misurazione dell'inquinamento acustico".
- Legge Regionale n.13/2001 "Norme in materia di inquinamento acustico";

- DPR n. 142 del 30/03/2004 “Disposizioni per il contenimento e la prevenzione dell'inquinamento acustico derivante dal traffico veicolare, a norma dell'articolo 11 della legge 26 ottobre 1995, n. 447.”;
- D.P.C.M. 14.11.1997, “Determinazione dei valori limite delle sorgenti sonore”;
- D.M. 29.11.2000, “Criteri per la predisposizione, da parte delle società e degli enti gestori dei servizi pubblici di trasporto o delle relative infrastrutture, dei piani degli interventi di contenimento e abbattimento del rumore”;
- D.Lgs. n. 41/2017 “Disposizioni per l’armonizzazione della normativa nazionale in materia di inquinamento acustico con la direttiva 2000/14/CE e con il regolamento (CE) n. 765/2008, a norma dell’articolo 19, comma2, lettere i), l), m) della Legge 30 ottobre 2014 n. 161”;
- D.Lgs. n. 42/2017 “Disposizioni per l’armonizzazione della normativa nazionale in materia di inquinamento acustico a norma dell’art. 19, comma2, lettere a), b), c), d), e) f) e h) della Legge 30 ottobre 2014 n. 161”.

In particolare, il D.P.C.M. 14/11/97 definisce la classificazione acustica dei territori comunali suddivisa in zone ed i relativi limiti di emissione, assoluti di immissione e qualità come riportato nelle tabelle seguenti:

Tabella 1: classificazione del territorio Comunale (art.1)

Classe I	Aree particolarmente protette: rientrano in questa classe le aree nelle quali la quiete rappresenta un elemento di base per la loro utilizzazione: aree ospedaliere, scolastiche, aree destinate al riposo ed allo svago, aree residenziali rurali, aree di particolare interesse urbanistico, parchi pubblici, ecc.
Classe II	Aree destinate ad uso prevalentemente residenziale: rientrano in questa classe le aree urbane interessate prevalentemente da traffico veicolare locale, con bassa densità di popolazione, con limitata presenza di attività commerciali, ed assenza di attività industriali o artigianali.
Classe III	Aree di tipo misto: rientrano in questa classe le aree urbane interessate da traffico veicolare locale o di attraversamento, con media densità di popolazione, con presenza di attività commerciali, uffici, con limitata presenza di attività artigianali e con assenza di attività industriali; aree rurali interessate da attività che impieghino macchine operatrici.
Classe IV	Aree di intensa attività umana: rientrano in questa classe le aree urbane interessate da intenso traffico veicolare con alta densità di popolazione, con elevata presenza di attività commerciali e uffici, con presenza di attività artigianali; le aree in prossimità di strade di grande comunicazione e di linee ferroviarie; le aree portuali, le aree con limitata presenza di piccole industrie.
Classe V	Aree prevalentemente industriali: rientrano in questa classe le aree interessate da insediamenti industriali e con scarsità di abitazioni.
Classe VI	Aree esclusivamente industriali: rientrano in questa classe le aree esclusivamente interessate da attività industriali e prive di insediamenti abitativi.

Tabella 2: valori limite di emissione – Leq in dB (A) (art.2)

Classi di destinazione d’uso del territorio		Tempi di riferimento	
		Diurno (06:00 – 22:00)	Notturmo (22:00 – 22:00)
I	Aree particolarmente protette	45	35
II	Aree prevalentemente residenziali	50	40
III	Aree di tipo misto	55	45
IV	Aree di intensa attività umana	60	50
V	Aree prevalentemente industriali	65	55
VI	Aree esclusivamente industriali	65	65

Tabella 3: valori limite assoluti di immissione – Leq in dB (A) (art.3)

Classi di destinazione d'uso del territorio		Tempi di riferimento	
		Diurno (06:00 – 22:00)	Notturmo (22:00 – 22:00)
I	Aree particolarmente protette	50	40
II	Aree prevalentemente residenziali	55	45
III	Aree di tipo misto	60	50
IV	Aree di intensa attività umana	65	55
V	Aree prevalentemente industriali	70	60
VI	Aree esclusivamente industriali	70	70

Tabella 4: valori di qualità – Leq in dB (A) (art.7)

Classi di destinazione d'uso del territorio		Tempi di riferimento	
		Diurno (06:00 – 22:00)	Notturmo (22:00 – 06:00)
I	Aree particolarmente protette	47	37
II	Aree prevalentemente residenziali	52	42
III	Aree di tipo misto	57	47
IV	Aree di intensa attività umana	62	52
V	Aree prevalentemente industriali	67	57
VI	Aree esclusivamente industriali	70	70

Il DPR 142/2004 definisce le norme per la prevenzione ed il contenimento dell'inquinamento da rumore avente origine dall'esercizio delle infrastrutture stradali, indicando le fasce di pertinenza e i limiti di immissione che devono essere rispettati, come riportato nelle tabelle successive:

Tabella 5 Strade di nuova realizzazione

Tipo di strada (secondo Codice della strada)	Sottotipi a fini acustici (secondo DM 6.11.01 Norme funz. e geom. per la costruzione delle strade)	Ampiezza fascia di pertinenza acustica (m)	Scuole*, ospedali, case di cura e di riposo		Altri Ricettori	
			Diurno dB(A)	Notturmo dB(A)	Diurno dB(A)	Notturmo dB(A)
A - autostrada		250	50	40	65	55
B – extraurbana principale		250	50	40	65	55
C - extraurbana secondaria	C1	250	50	40	65	55
	C2	150	50	40	65	55
D – urbana di scorrimento		100	50	40	65	55
E - urbana di quartiere		30	definiti dai Comuni, nel rispetto dei valori riportati in tabella C allegata al DPCM in data 14 novembre 1997 e comunque in modo conforme alla zonizzazione acustica delle aree urbane, come prevista dall'articolo 6, comma 1, lettera a) della Legge n. 447 del 1995			
F - locale		30				

*per le scuole vale il solo limite diurno

Tabella 6 (Strade esistenti e assimilabili)
(ampliamenti in sede, affiancamenti e varianti)

Tipo di strada (secondo Codice della strada)	Sottotipi a fini acustici (secondo norme Cnr 1980 e direttive Put)	Ampiezza fascia di pertinenza acustica (m)	Scuole*, ospedali, case di cura e di riposo		Altri Ricettori	
			Diurno dB(A)	Notturmo dB(A)	Diurno dB(A)	Notturmo dB(A)
A - autostrada		100 (fascia A)	50	40	70	60
		150 (fascia B)			65	55
B – extraurbana principale		100 (fascia A)	50	40	70	60
		150 (fascia B)			65	55
C - extraurbana secondaria	Ca (strade a carreggiate separate e tipo IV Cnr 1980)	100 (fascia A)	50	40	70	60
		150 (fascia B)			65	55
	Cb (tutte le altre strade extraurbane secondarie)	100 (fascia A)	50	40	70	60
		150 (fascia B)			65	55
D – urbana di scorrimento	Da (strade a carreggiate separate e interquartiere)	100	50	40	70	60
	Db (tutte le altre strade urbane di scorrimento)	100	50	40	65	55
E - urbana di quartiere		30	definiti dai Comuni, nel rispetto dei valori riportati in tabella C allegata al DPCM in data 14 novembre 1997 e comunque in modo conforme alla zonizzazione acustica delle aree urbane, come prevista dall'articolo 6, comma 1, lettera a) della legge n. 447 del 1995			
F - locale		30				

* per le scuole vale il solo limite diurno

STRUMENTAZIONE UTILIZZATA E GRANDEZZE ACUSTICHE MISURATE

Per effettuare il monitoraggio è stato utilizzato un laboratorio mobile dotato di batteria autonoma, equipaggiato con un analizzatore statistico e un microfono per esterni.

I rilievi fonometrici si sono svolti sia nel periodo diurno che notturno. A causa della lunga durata, non è stato possibile garantire la presenza di un operatore durante i rilievi. Il controllo della strumentazione è avvenuto periodicamente durante tutta la permanenza del laboratorio mobile in loco.

Il laboratorio mobile è stato di volta in volta posizionato, previo accordo con i Comuni richiedenti, lungo le Strade Provinciali da verificare, al fine di valutare l'esposizione al rumore ambientale dei recettori che lamentano disagi acustici sia durante il periodo diurno che notturno derivanti dall'incremento del traffico pesante e di autovetture a seguito della chiusura di alcuni ponti dell'Oltrepò e della Lomellina.

Le misure sono state effettuate utilizzando un fonometro integratore di precisione Larson-Davis mod. 870 classe 1 dotato di microfono per esterni. La catena di misura è stata tarata presso il

centro ACCREDIA – L.C.E. certificato di taratura LAT nr. 068-41309-A, matricola n. 0503 del 21/05/2018 Registro di laboratorio nr. 03.

Le grandezze acustiche acquisite sono il Livello continuo equivalente in curva di ponderazione “A” (L_{Aeq}), il livello massimo raggiunto (L_{max}), il livello minimo (L_{min}), il livello di picco (L_{peak}) ed i livelli statistici (L_5 , L_{10} , L_{50} , L_{60} , L_{90} , L_{95}) anch’essi in curva di ponderazione “A”.

Al fine del trattamento dei dati registrati è stato utilizzato il programma di analisi NoiseWork for Windows© v. 2.6.

POSTAZIONE DI MISURA

Le misure richieste sono state effettuate sulle Strade Provinciali riportate di seguito:

- a. Strada Provinciale n. 211 all’interno del centro abitato di Lomello;
- b. Strada Provinciale n. 4 all’interno del centro abitato di Mezzana Bigli;
- c. Strada Provinciale n. 193 bis all’interno del centro abitato di Zinasco – Zinasco Nuovo;
- d. Strada Provinciale n. 75 all’interno del centro abitato di Arena Po – Loc. Gerolo;
- e. Strada Provinciale n. 199 - incrocio via Castagnole – all’interno del centro abitato di Spessa Po.

Nelle immagini seguenti (fig. 1, 2, 3, 4, 5) è illustrato il posizionamento del mezzo mobile all’interno dei centri abitati.

Fig.1: Posizionamento del mezzo mobile lungo la Strada Provinciale n. 211 all’interno del centro abitato di Lomello (a).



Fig.2: Posizionamento del mezzo mobile lungo la Strada Provinciale n. 4 all'interno del centro abitato di Mezzana Bigli (b).



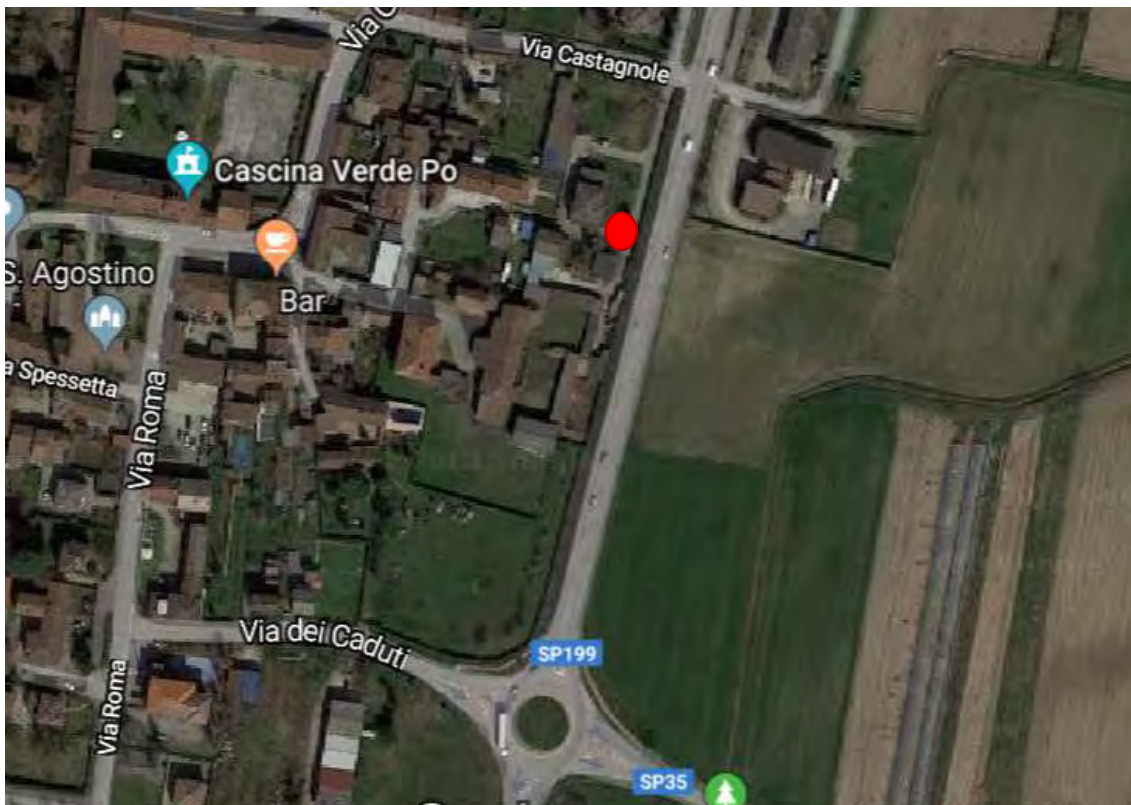
Fig.3: Posizionamento del mezzo mobile lungo la Strada Provinciale n. 193 bis all'interno del centro abitato di Zinasco – Zinasco Nuovo (c).



Fig.4: Posizionamento del mezzo mobile lungo la Strada Provinciale n. 75 all'interno del centro abitato di Arena Po – Loc. Gerolo (d).



Fig.5: Posizionamento del mezzo mobile lungo la Strada Provinciale n. 199 - incrocio via Castagnole – all'interno del centro abitato di Spessa Po (e).



In tutte le campagne di monitoraggio, la strada monitorata rientra nella tipologia “C” – strada extraurbana secondaria”, pertanto i limiti sono definiti, all’interno delle fasce di pertinenza acustica e al di fuori dei centri abitati, come indicato nella Tabella 6.

I Piani di Zonizzazione Acustica adottati dai Comuni interessati prevedono in linea di massima che la fascia di rispetto delle infrastrutture in esame sia classificata in classe *III - Aree di tipo misto* o *IV - aree di intensa attività umana*, per le quali è previsto un limite di immissione assoluto diurno pari rispettivamente a 60 e 65 dB(A), mentre quello notturno è pari a 50 e 55 dB(A). Tali limiti sono assimilabili a quanto previsto per le infrastrutture stradali come classificate Db (strada urbana di scorrimento).

ANALISI DEI DATI MISURATI

Le misure sono state effettuate in conformità al D.M.A del 16/03/98 rilevando il livello continuo equivalente ponderato "A" per ogni singola ora nell'arco delle ventiquattro ore.

Dall'elaborazione dei dati orari sono stati calcolati giornalmente i valori dei livelli equivalenti diurni e notturni (L_{eqTR}) e i valori per ciascuno dei parametri nei tempi di riferimento (TR) diurno (6-22) e notturno (22-6).

Nella tabella nel seguito, per ogni singola campagna, si riportano il valore minimo e massimo misurato, sia per il periodo diurno che per il periodo notturno e la media calcolata per i due periodi di riferimento.

Tabella 7 – Valori misurati nel corso delle diverse campagne di misura.

Postazione di misura	Periodo diurno			Periodo notturno		
	L_{eqTR} Min dB(A)	L_{eqTR} Max dB(A)	L_{eqTR} Media dB(A)	L_{eqTR} Min dB(A)	L_{eqTR} Max dB(A)	L_{eqTR} Media dB(A)
A	61.8	68.8	66.0	56.1	64.1	60.0
B	61.4	67.2	64.5	55.4	64.8	58.0
C	67.3	71.1	69.0	61.0	71.1	63.5
D	65.8	62.0	64.5	58.1	55.8	57.0
E	64.6	71.5	69.0	60.2	63.3	62.0

CONCLUSIONI

In tutte le campagne di misura effettuate si osserva il superamento dei limiti assoluti di immissione relativi alle classi acustiche di zona in entrambi i periodi di riferimento diurno (06:00-22:00) e notturno (22:00-06:00). Fa eccezione la postazione di misura D (Arena Po): in questo caso, infatti, il posizionamento del mezzo mobile è avvenuto in zona classificata come *V - area prevalentemente industriale*; tuttavia, poiché la strada attraversa l'intero paese è ragionevole supporre che il livello di rumore ambientale per l'intero periodo di misura potrebbe superare i limiti di immissione riferiti a classi acustiche inferiori rispetto a quella monitorata.

Mentre per la postazione C (Zinasco) dalla verifica dei dati acquisiti risulta evidente una rumorosità complessivamente lineare sia nei giorni feriali che nei giorni festivi, lasciando supporre un passaggio sia autoveicolare sia di mezzi pesanti costante nell'arco della settimana, negli altri casi risulta invece evidente una diminuzione della rumorosità nei giorni festivi, presumibilmente legata ad un minor passaggio di mezzi pesanti.

Infine, il DM 29/11/00 stabilisce all'art.2 - Obblighi del gestore - che le Società e gli Enti Gestori di servizi pubblici di trasporto o delle relative infrastrutture, inclusi Comuni, Province e Regioni, hanno l'obbligo di individuare le aree in cui le immissioni delle infrastrutture determinano il superamento dei limiti previsti e lo specifico contributo delle infrastrutture stesse al superamento del limite, al fine di presentare all'autorità competente il piano di contenimento e abbattimento del rumore prodotto nell'esercizio delle infrastrutture. Pertanto, occorre verificare se la Provincia di Pavia, nell'ambito del Piano del Traffico della viabilità extraurbana redatto ai sensi dell'art. 36 del Codice



della Strada, ha effettuato per la rete viaria in esame uno studio atto a individuare le aree di superamento dei limiti e quindi comprendere se il sito di monitoraggio è stato classificato come critico e, nel caso, occorre richiedere la tempistica della programmazione dell'intervento.

BIBLIOGRAFIA

F. Gerola, L. Mattevi, *Controllo della rumorosità da traffico veicolare*, pubblicato dall'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente – Provincia Autonoma di Trento, 1996.

Modalità di valutazione dei dati acustici nel controllo di impianti di autolavaggio

Pozzi V., Raimondo A., Rossetti D., Nava E.

ARPA Lombardia – Dipartimenti di Como Varese

v.pozzi@arpalombardia.it

Riassunto

ARPA Lombardia, al fine di definire internamente procedure omogenee per l'esecuzione delle attività tecniche, ha attivato un percorso di confronto sull'approccio adottato dai diversi tecnici competenti in acustica nella conduzione delle indagini fonometriche. Uno degli aspetti oggetto di discussione è la durata del tempo di misura in presenza di sorgenti con cicli di funzionamento composti da più fasi anche di breve durata e ripetuti nel tempo senza una periodicità prevedibile. Questa casistica si presenta frequentemente nelle problematiche connesse alla rumorosità degli autolavaggi, dove adottando criteri valutativi differenti si ottengono risultati diversi in termini di rispetto del limite di legge che si è ritenuto opportuno approfondire. In particolare, nell'analisi dei dati acustici relativi ad una decina di controlli sulle attività di autolavaggio dai Dipartimenti di Como e di Varese di ARPA Lombardia, sono state focalizzate criticità sulla definizione del tempo di misura e sull'applicazione delle correzioni per il tempo parziale, che vengono discusse in questo studio.

Gli aspetti discussi evidenziano l'opportunità di adottare criteri nella misura del rumore ambientale adeguati alla specifica tipologia di sorgente, nonché il ruolo fondamentale del Tecnico Competente in Acustica nell'applicare la definizione del Tempo di Misura del DM 16.03.98 "in funzione delle caratteristiche di variabilità del rumore ed in modo tale che la misura sia rappresentativa del fenomeno".

INTRODUZIONE

Fino a pochi anni fa il lavaggio delle auto era solitamente non automatizzato, successivamente si è assistito all'installazione di impianti a tunnel e negli ultimi anni si è verificata anche l'espansione di impianti Self-Service. Il successo degli autolavaggi self-service, è da ricercarsi nella possibilità di utilizzo anche h24, nella praticità dovuta a cicli di lavaggio rapidi, e dal costo contenuto. Ciò ha portato ad un incremento delle segnalazioni riguardanti il disturbo provocato da questi impianti.

Considerato che i cicli di lavaggio completi sono costituiti da fasi diverse perché legate al funzionamento di sorgenti diverse come aspirapolveri, lance idropultrici, soffiatori di asciugatura con differente rumorosità e ripetibilità di funzionamento variabile è importante approfondire le modalità di trattamento dei dati acustici derivanti dall'esercizio di tali impianti. In particolare, risulta fondamentale definire se il Tempo di Misura (TM) deve essere ricondotto all'intera durata del ciclo di lavaggio o alla sola fase più rumorosa, lamentata dagli esponenti, che se valutata singolarmente potrebbe portare ad un superamento dei limiti di legge.

Un altro aspetto critico è l'eventuale applicazione della correzione per il tempo parziale che condizionerà a sua volta la valutazione sul rispetto dei limiti.

Nel presente lavoro sono stati analizzati i risultati dei rilievi fonometri condotti in anni diversi dal 2010 al 2018 per 9 impianti di autolavaggio, di cui 3 multipostazione e 6 monopostazione, 6 di tipo servito e 3 self-service.

Si è verificato dalle diverse osservazioni che le modalità di funzionamento degli impianti di autolavaggio si svolgono ciclicamente secondo le seguenti fasi:

1. Pulitura interni con aspirapolveri e aria compressa;
2. Prelavaggio con lance ad alta pressione;
3. Passaggio nei tunnel di lavaggio;
4. Asciugatura con soffiatori;
5. Eventuale finitura manuale.

Ognuna di esse è caratterizzata da una rumorosità e una durata differente, alcune poi possono essere svolte contemporaneamente risultando così non distinguibili; generalmente le fasi più rumorose e quindi anche maggiormente impattanti sui cittadini esponenti sono quelle di prelavaggio e di asciugatura.

In considerazione delle lamentele dei ricorrenti circa le fasi più rumorose l'approccio dei tecnici di ARPA Lombardia è stato ed è tuttora quello di cercare di evidenziare e determinare i livelli di rumorosità associati sia all'intero ciclo di funzionamento che alle singole fasi. La tabella 1 mostra come solo per cinque di essi sia stato possibile distinguere la fase più rumorosa.

Tabella 1 Specificità dei singoli casi analizzati

	Anno	Tipo impianto	Classe impianto	Classe ricorrente	Specificità
Caso 1	2018	monopostazione servito	IV	III	Fase più rumorosa non distinta
Caso 2	2017	monopostazione selfservice	IV	III	Fase più rumorosa non distinta
Caso 3	2017	monopostazione servito	IV	IV	Fase più rumorosa "asciugatura" distinta
Caso 4	2016	monopostazione servito	IV	IV	Fase più rumorosa "asciugatura" distinta
Caso 5	2016	multipostazione selfservice	IV	IV	Fase più rumorosa non distinta
Caso 6	2016	monopostazione servito	IV	IV	Fase più rumorosa "lancia idropulitrice" distinta
Caso 7	2014	multipostazione servito	IV	IV	Fase più rumorosa distinta
Caso 8	2013	monopostazione servito	Tutto territorio nazionale	Tutto territorio nazionale	Fase più rumorosa non distinta
Caso 9	2010	multipostazione selfservice	IV	IV	Fase più rumorosa "asciugatura" distinta

DEFINIZIONE DEL TEMPO DI MISURA

Il DM 16/03/1998 definisce il Tempo di osservazione (TO) come un periodo di tempo compreso in TR (Tempo di Riferimento, diurno o notturno) nel quale si verificano le condizioni di rumorosità che si intendono valutare; il Tempo di misura (TM) come uno o più intervalli all'interno del Tempo di osservazione (TO) di durata pari o minore del tempo di osservazione, in funzione delle caratteristiche di variabilità del rumore ed in modo tale che la misura sia rappresentativa del fenomeno. In nessun caso viene fornito un valore minimo di durate del tempo di osservazione e del tempo di misura.

CASI DI STUDIO

Nei grafici successivi (fig. n. 1, 2 e 3) sono mostrati due esempi di time history di due impianti in cui è stato possibile distinguere la fase più rumorosa, mentre nella figura 3 è mostrato un caso in cui le singole fasi non risultano distinguibili.

Nel caso 3, riportato in figura 1, si osserva che i livelli di Leq durante il ciclo di lavaggio superano di circa 10 dB il valore del rumore residuo, fino ad un valore differenziale di 15 dB durante la fase di asciugatura.

In questo caso si osserva il non rispetto dei limiti di legge sia considerando l'intero ciclo di lavaggio che la sola fase più disturbante. Pur in assenza di un effetto sostanziale sull'esito amministrativo dell'indagine, la caratterizzazione completa del fenomeno disturbante risulta utile in fase di adeguamento dell'impianto ai limiti normativi, pertanto il caso illustrato suggerirebbe di effettuare la verifica del valore limite considerando in tutti i casi sia l'intero ciclo che la singola fase.

Nel caso 4, riportato in figura 2, si osserva che i livelli di Leq misurati durante il ciclo di lavaggio non si discostano in modo significativo dai livelli misurati ad impianto fermo, tuttavia è chiaramente distinguibile la fase di asciugatura.

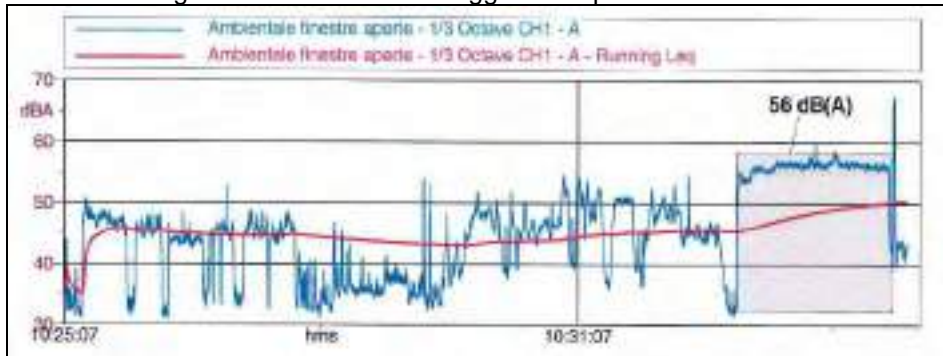
Questo caso suggerirebbe di effettuare la verifica del valore limite con riferimento alla sola fase più disturbante.

Nel caso 7, riportato in figura 3, si osserva la distinzione non solo delle diverse fasi di funzionamento ma anche le diverse rumorosità associate al lavaggio di veicoli differenti

Tuttavia, in 4 casi su 9 analizzati, non è stato possibile distinguere la fase più rumorosa dall'intero ciclo operativo di lavaggio. Ad esempio, nel caso 5, rappresentato in figura 4, il funzionamento dell'autolavaggio non è distinguibile dall'intenso traffico veicolare delle strade circostanti. Peraltro, il funzionamento e quindi il disturbo correlato alle attività di lavaggio, cresce con l'aumentare del numero di veicoli circolanti sulle strade.

Nel caso 5 inoltre non sono distinguibili le attività delle diverse linee di lavaggio, che funzionano contemporaneamente in fasi diverse.

Figura 1 Caso 3 - Autolavaggio monopostazione servito



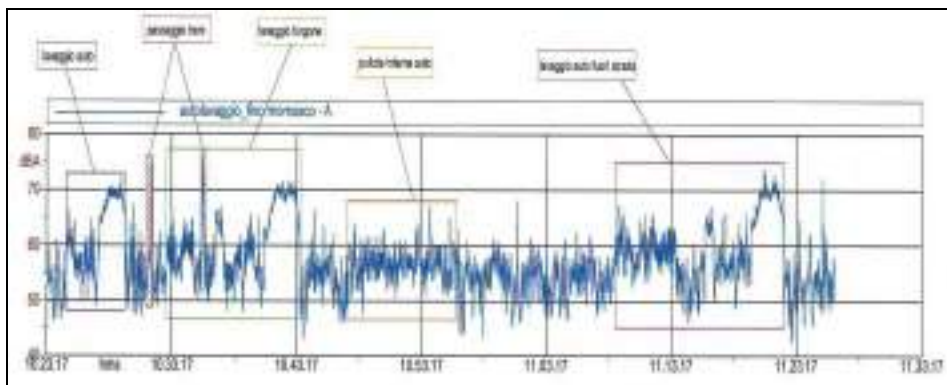
Time-history relativa ad un impianto di autolavaggio in cui si evidenziano le diverse fasi di funzionamento

Figura 2 Caso 4 - Autolavaggio monopostazione servito



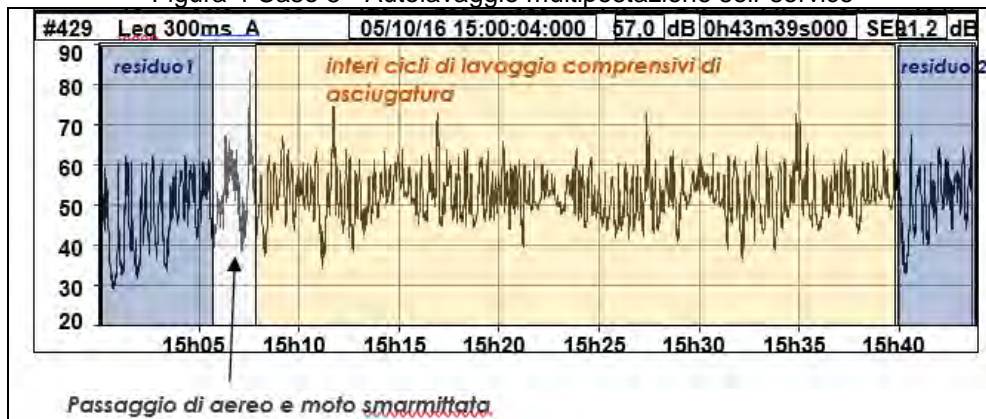
Time-history relativa ad un impianto di autolavaggio in cui si evidenziano le diverse fasi di funzionamento comprensive della fermata impianto

Figura 3 Caso 7 - Autolavaggio multipostazione servito



Time-history relativa ad un impianto di autolavaggio in cui si evidenziano le rumorosità associate a veicoli differenti

Figura 4 Caso 5 - Autolavaggio multipostazione self-service



Time history of an autolavaggio con funzionamento contemporaneo delle diverse postazioni

ANALISI RISULTATI

Definire all'interno del tempo di osservazione un tempo di misura adeguato da utilizzare per l'analisi dei rilievi che poi andranno confrontati con i valori limite di legge, non sempre è una facile scelta.

In tab. n 2 è mostrata, l'analisi comparativa dei diversi casi, con la valutazione sia dell'intero ciclo operativo del lavaggio sia della fase di più rumorosa, ove possibile.

Tabella 2 -Analisi dei diversi casi

	Ciclo completo			Fase più rumorosa		
	Durata s	Valore dB(A)	Superamento	Durata s	Valore dB(A)	Superamento
Caso 1	1560	55	NO	NO
Caso 2	720	51	NO	NO
Caso 3	600	52,5	SI	120	56,5	SI
Caso 4	1340	54	NO	131	59	SI
Caso 5	1920*	57	NO	NO
Caso 6	4440*	57	NO	120	60	SI
Caso 7	600	65	SI	120	68	SI
Caso 8	600	66	SI	SI
Caso 9	600	52	SI	120	55	SI

*più cicli

La valutazione che considera come tempo di misura la durata del ciclo di lavaggio completo, media la rumorosità prodotta dalla fase più rumorosa, a svantaggio di una corretta caratterizzazione del disturbo. Contrariamente analizzare solo la sola fase più rumorosa può essere penalizzante per la tipologia di attività anche in considerazione della breve durata che generalmente caratterizza tale fase.

APPLICAZIONE DEL TEMPO PARZIALE

Il DM 16/03/1998 prevede una correzione del Leq (A) misurato nel caso in cui, esclusivamente durante il tempo di riferimento (TR) diurno, la persistenza del rumore considerato disturbante si presenti per un tempo non superiore ad un'ora nell'arco di tutto il TR esaminato.

In questo caso il riconoscimento del Tempo Parziale (TP) compreso in 1 h porta a ridurre di 3 dB(A) il valore del rumore ambientale, misurato in Leq(A); qualora sia inferiore a 15 minuti il Leq(A) il valore misurato deve essere diminuito di 5 dB(A).

CASO DI STUDIO

Il caso 4 vede il rispetto del limite nel momento in cui si considera come rumore ambientale tutto il ciclo di lavaggio mentre, valutando solo il momento di asciugatura come rumore ambientale si riscontra il superamento del limite differenziale. Vista la durata del tempo di asciugatura di circa due minuti e il numero limitato di auto lavate durante l'indagine, si è presa in considerazione l'applicazione della correzione per Tempo Parziale. Applicando la correzione, la rumorosità correlata alla fase di asciugatura risultava inferiore ai valori limite. Si è quindi calcolato il numero massimo di volte per cui l'attivazione dell'asciugatura avrebbe beneficiato del correttivo per TP, arrivando a definire un massimo di circa 25-30 auto al giorno.

Tale limitazione è stata illustrata all'Amministrazione Comunale affinché potesse svolgere degli accertamenti propri in cui verificarla, a garanzia del rispetto dei limiti. Dai successivi controlli effettuati dal Comune questa misura non si è rilevata efficace per la mitigazione del disturbo acustico infatti è legata al numero dei veicoli trattati, parametro non facilmente accertabile e correlato ad elementi fortemente variabili quali la stagionalità, la prossimità di weekend o giorni festivi, le condizioni meteorologiche.

Caso 4	Rumore Ambientale LAeq dB(A)	Rumore Residuo LAeq dB(A)	Superamento	Correzione TP	Superamento
Ciclo completo	54	52	NO	...	
Asciugatura	59		SI	-3	NO

CONCLUSIONI

Nel definire procedure omogenee per l'esecuzione delle indagini fonometriche, un aspetto oggetto di discussione è la durata del tempo di misura in presenza di sorgenti con cicli di funzionamento composti da più fasi anche di breve durata e ripetuti nel tempo senza una periodicità prevedibile. Mentre nel caso di un'attività industriale la ripetitività dei fenomeni di breve durata (a tempo parziale) è di solito ben definita dal ciclo produttivo, nel caso degli autolavaggi è legata al numero dei veicoli trattati, parametro non facilmente accertabile e correlato ad elementi fortemente variabili. Nella gestione delle problematiche connesse alla rumorosità degli autolavaggi infatti, adottando criteri valutativi differenti si ottengono spesso risultati diversi in termini di rispetto del limite di legge.

Nel presente lavoro sono stati focalizzati e discussi 2 elementi critici nel valutare un possibile superamento:

- il superamento è spesso legato a singole fasi del ciclo di lavaggio (per esempio prelavaggio o asciugatura); è quindi bene valutare la fase più disturbante separatamente dal ciclo intero;
- il superamento può essere determinato dall'applicazione/non applicazione della correzione per tempo parziale alla fase più disturbante.

L'analisi comparativa dei casi trattati negli ultimi anni dai Dipartimenti di Como e di Varese di ARPA Lombardia, evidenzia che sarebbe sempre opportuno poter analizzare le diverse fasi di funzionamento di un impianto, tuttavia la distinzione della fase più rumorosa non sempre è fattibile, sia per le diverse tipologie di impianti che per la loro frequente ubicazione in aree molto trafficate.

La scelta di applicare la correzione per il tempo parziale alle fasi di lavaggio di breve durata può determinare o meno il rispetto dei limiti. Tuttavia, la definizione dei criteri da adottare per stabilire se l'attività disturbante rientra o meno nella correzione per il tempo parziale dà origine ad un margine di arbitrarietà che genera del contenzioso, poiché non c'è modo di accertare direttamente il numero di lavaggi realmente effettuati in un giorno.

Mentre in fase di controllo diventa complicato distinguere sia le diverse fasi di funzionamento che essere certi di poter applicare la correzione a tempo parziale, non lo è sicuramente in fase di progettazione di un impianto, durante la quale le specifiche sorgenti disturbanti possono essere valutate nel dettaglio andando a definire eventuali accorgimenti impiantistici ed operativi tali da consentire il rispetto dei limiti.

Caratterizzazione acustica delle situazioni segnalate dall'amministrazione comunale di Milano, legate ad esposti dalle linee tramviarie, eseguita con rilievi fonometrici di breve e lungo periodo, al fine di misurare i livelli sonori ambientali diurni e notturni.

Stefano Ferrari, Guglielmo Barna, Michele Gravelloni, Davide Pavesi, Lia Pattini, Stefano Zerbo, Massimo Morlacchi, Simona Invernizzi

ARPA Lombardia, Dipartimento di Milano e Monza Brianza, Via Juvara 22, 20129 Milano,
s.ferrari@arpalombardia.it

Riassunto

Il personale dell'U.O. Agenti Fisici del Dipartimento di Milano e Monza Brianza dell'ARPA Lombardia ha provveduto ad eseguire una ricognizione delle segnalazioni del Comune di Milano per richieste di monitoraggi fonometrici per rumorosità prodotta da traffico veicolare e linee tramviarie. Verificata l'esistenza di numerose richieste in diversi punti del Comune di Milano si è attivata la fase di contatti con i cittadini esponenti. Si è provveduto a prendere appuntamento con i cittadini, disposti ad ospitare la strumentazione di monitoraggio su balconi o terrazzi prospicienti le strade oggetto dei rilievi fonometrici. Tutti gli interventi hanno riguardato viabilità del Comune di Milano interessate sia al passaggio di linee tramviarie che di traffico ordinario veicolare. Quattro dei cinque punti di misura sono stati gestiti con centraline fisse non presidiate, attive per almeno sette giorni, con almeno due fasi di alcune ore a cui gli operatori hanno presenziato garantendo la piena funzionalità degli strumenti e una lettura dei dati in tempo reale. Un punto di misura è stato oggetto di misure presidiate sia nella fascia tardo serale, fino a fine servizio previsto all'1 di notte, che dalle ore 5.00 del mattino per monitorare le fasce di inizio servizio del flusso dei tram, in una zona di sosta per capolinea. Anche questo sito di misura è stato comunque coperto con un monitoraggio aggiuntivo di una settimana non presidiato. Al termine della fase di elaborazione dei dati sono state predisposte le diverse relazioni tecniche al settore competente dell'amministrazione comunale. Le misurazioni hanno prodotto risultati diversi, ma un dato costante sembra essere il superamento dei limiti di immissione assoluti, soprattutto nel Tempo di Riferimento notturno.

1. ATTIVITA' SVOLTA

Il personale dell'U.O. Agenti Fisici ha provveduto ad eseguire una ricognizione delle segnalazioni del Comune di Milano per richieste di monitoraggi fonometrici per rumorosità prodotta da traffico veicolare e linee tramviarie. Verificata l'esistenza di 8 richieste in diversi punti del Comune di Milano si è attivata la fase di contatti con i cittadini esponenti. Tre delle otto segnalazioni sono state chiuse dagli stessi esponenti sia per loro indisponibilità ad eseguire le misurazioni in tempi certi sia per l'inesistenza di un sito opportuno per eseguire i rilievi fonometrici con modalità conformi ai disposti dal DM 16/3/98. Per le restanti cinque richieste si è provveduto a prendere appuntamento con i cittadini, disposti ad ospitare la strumentazione di monitoraggio su balconi o terrazzi prospicienti le strade oggetto dei rilievi fonometrici. Tutti gli interventi hanno riguardato viabilità del Comune di Milano interessate sia al passaggio di linee tramviarie che di traffico ordinario veicolare. Quattro dei cinque punti di misura sono stati gestiti con centraline fisse non presidiate, attive per almeno sette giorni, con almeno due fasi di alcune ore a cui gli operatori hanno presenziato garantendo la piena funzionalità degli strumenti e una lettura dei dati in tempo reale. Un punto di misura è stato oggetto di misure presidiate sia nella fascia tardo serale, fino a fine servizio previsto all'1 di notte, che dalle ore 5.00 del mattino per monitorare le fasce di inizio servizio del flusso dei tram, in una zona di sosta per capolinea. Anche questo sito di misura è stato comunque coperto con un monitoraggio aggiuntivo di una settimana non presidiato.

Lo sviluppo del progetto ha richiesto un importante impegno di risorse strumentali ed umane soprattutto per l'esecuzione delle misure e la rielaborazione dei dati

2. PUNTI DI MISURA

Tabella 1 - Elenco dei siti presi in esame con relative classi previste dal PCA del Comune di Milano

	Punto di Misura	Sorgenti specifiche	Classe di zonizzazione acustica
1	Milano via Ricasoli	transito/sosta del tram della linea 4 Il sito è fortemente influenzato anche dal rumore del traffico veicolare (camion, auto, moto e tram) della limitrofa Via Foro Buonaparte con fondo in pavé.	IV
2	Milano via Procaccini 7	Infrastrutture stradali Passaggio dei tram	IV
3	Milano via Niccolò Tartaglia	traffico veicolare modesto Deposito ATM di via Messina	IV
4	Milano Piazza Emilia	Traffico veicolare intenso (autobus, auto, moto, ambulanze e mezzi pesanti) Principali Mezzi ATM su Corso XXII Marzo: TRAM 12, TRAM 27, Autobus 73 Principali Mezzi ATM su Viale Piceno: Filovia 92	IV
5	Milano Piazza Leonardo Da Vinci	transito dei tram LINEA 19 e 33 intenso traffico veicolare	III

Figura n 1 - Mappa punti di misura



3. APPROFONDIMENTI DI INDAGINE (piazza EMILIA 3)

Il sito di misura è stato individuato presso l'abitazione in Piazza Emilia 3 al secondo piano. La centralina di misura è stata installata al secondo piano dell'abitazione sul balcone affacciato su Piazza Emilia al fine di valutare i valori di immissione assoluti, influenzati anche dal transito dei tram su Corso XXII Marzo (TRAM 12, TRAM 27, Autobus 73) e su viale Piceno (Filovia 92). Il sito è fortemente influenzato anche dal rumore del traffico veicolare (autobus, auto, moto, ambulanze e mezzi pesanti) di Viale Piceno e sullo stesso Corso XXII Marzo, su cui oltre ai tram e autobus vi è il passaggio della normale viabilità cittadina, al di fuori dell'area C.

Figura 2 - Sito Piazza Emilia



Modalità di misura

Il microfono è stato posizionato all'esterno ad un metro dal muro dello stabile, ad un'altezza di 1,7 metri dalla pavimentazione del balcone, e tramite un cavo microfonico di prolunga è stato collegato al fonometro inserito all'interno della centralina di misura. La linea di misura è stata calibrata, sia all'inizio che al termine delle misure, tramite calibratore acustico di classe 1 di precisione conforme alla norma IEC 942:1988 (comma 3 art.2 Decreto 16 marzo 1998). I livelli dei segnali di calibrazione hanno differito tra loro di 0.0 dB. La misurazione in continuo non era presidiata da tecnici ARPA 24h/24h salvo il 13 e 19 novembre, dalle 10.00 alle 11.00 circa

Monitoraggio: 13-19 Novembre 2018

In data 13 Novembre 2018, verso le ore 11:00, è stata installata sul balcone dell'abitazione dei signori Scialanga una centralina di misura volta a condurre un monitoraggio del rumore presente sulla Piazza Emilia, interessata al contributo di diverse linee dell'ATM e più in generale dal traffico

stradale sia di Corso XXII Marzo (importante direttrice verso il centro città) sia di Viale Piceno (circonvallazione) La misurazione in continuo è proseguita fino alle ore 11:00 del 13 novembre alle 10.00 circa del 19 novembre 2018 quando la centralina è stata spenta e ritirata.

Durante l'intero periodo di misura la centralina è rimasta non presidiata, salvo il 13/11/18, dalle 11.00 alle 12.00 circa e il 19/11/18 dalle 10.00 alle 11.00 circa.

Tempo di riferimento (T_R): diurno + notturno

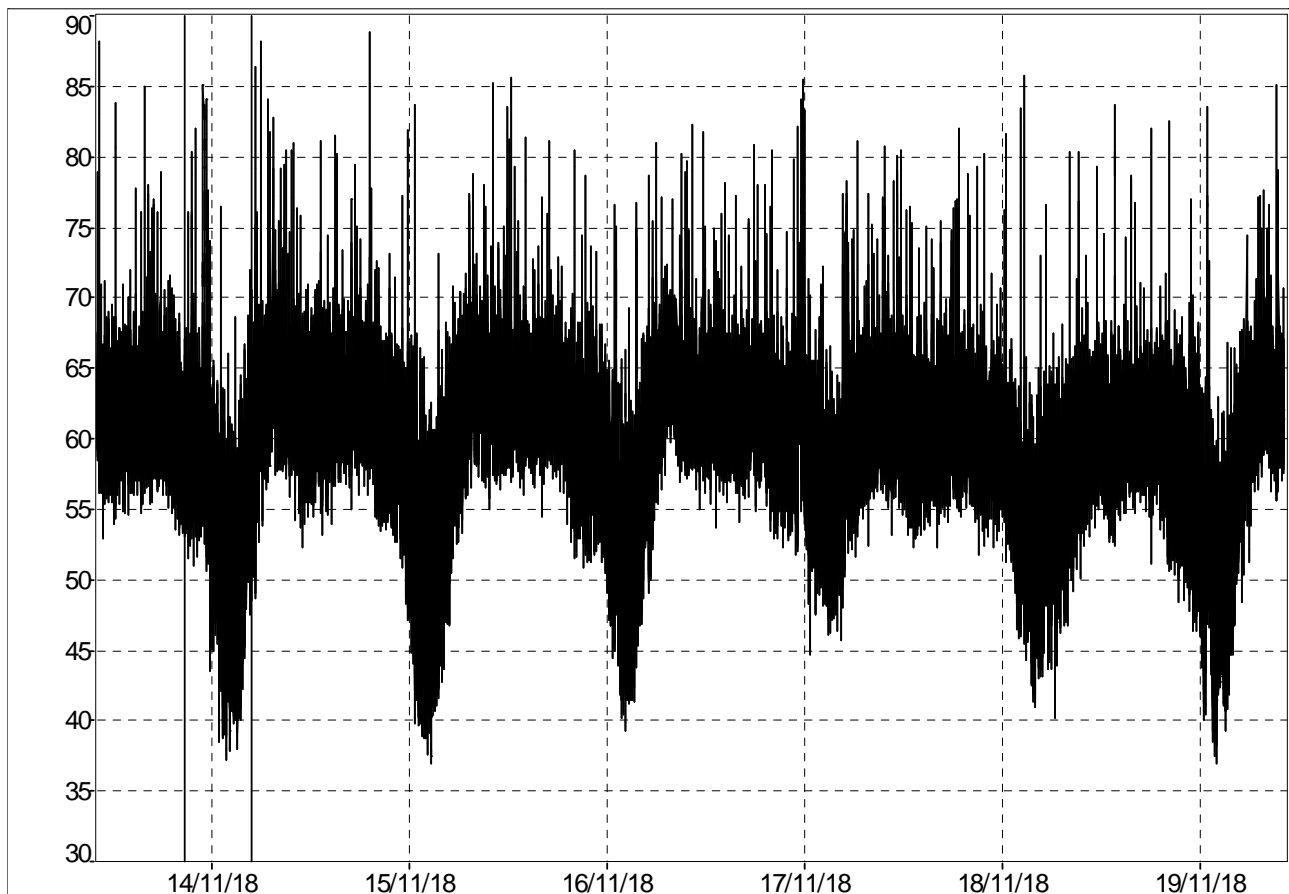
Tempo di osservazione (T_O): dalle ore 11.00 del 13/11/18 alle 11.00 del 19/11/18

Tempo di misura (T_M): si veda la tabella riassuntiva ed il *time history* delle misure condotte

Si riportano di seguito i dati di sintesi.

I valori misurati di LAeq sono stati arrotondati a 0,5 dB secondo le indicazioni dell'allegato B del Decreto 16/03/98 "Tecniche di rilevamento e di misurazione dell'inquinamento acustico".

Figura 3 - Time History Piazza Emilia



Analisi

Durante la sessione di misura le condizioni meteo sono rimaste stabili e conformi alle disposizioni del DM 16/3/1998 in materie di validità delle misurazioni fonometriche in relazione alle condizioni meteorologiche.

Lo stabile dove sono state condotte le misure è inserito in Classe IV (informazioni visibili sul sito del Comune di Milano) con limiti di emissione assoluti 60 dB(A) Diurni e 50 dB(A) Notturmi e di immissione assoluti 65 dB(A) Diurni e 55 dB(A) Notturmi.

L'analisi della centralina meteo più prossima al sito ha evidenziato che le condizioni erano conformi a quando disposto dal DM 16/3/98

Tabella 2 - Risultati rilievi Piazza Emilia

	13/11	14/11	15/11	16/11	17/11	18/11	19/11	Limite
Leq Diurno dB(A) 06.00—22.00	63,9*	65,0	64,2	63,9	63,0	61,6	64,0*	65,0
Leq Notturno dB(A) 22.00 -6.00	64,4	59,7	59,7	64,8	61,0	59,1		55,0

*: I valori sono relativi a Tempi di Riferimento parziali.

Se si considera solo la fascia oraria notturna in cui non circolano più i mezzi (ad eccezione del N27 con 2 corse ogni ora), indicativamente tra le ore 02:00 e le 04:30, il LAeq presenta ancora due superamenti al limite della classe IV pari a 55dB(A).

Tabella 3 - Risultati rilievi Piazza Emilia dalle 2.00 alle 4.30

	14/11	15/11	16/11	17/11	18/11	19/11	Limite
Leq Notturno dB(A) 02.00-04.30	54,7	52,9	56,1	57,7	62,2	52,8	55,0

Monitoraggio presidiato del 13 e 19/11/18 nel TR diurno

Volendo cercare di determinare il contributo specifico della sorgente tranviaria e verificare i tempi effettivi di transito e sosta nel TR notturno, si è deciso di effettuare due misure presidiata nella mattina del 13 e del 19 novembre, in sovrapposizione con le misure non presidiate.

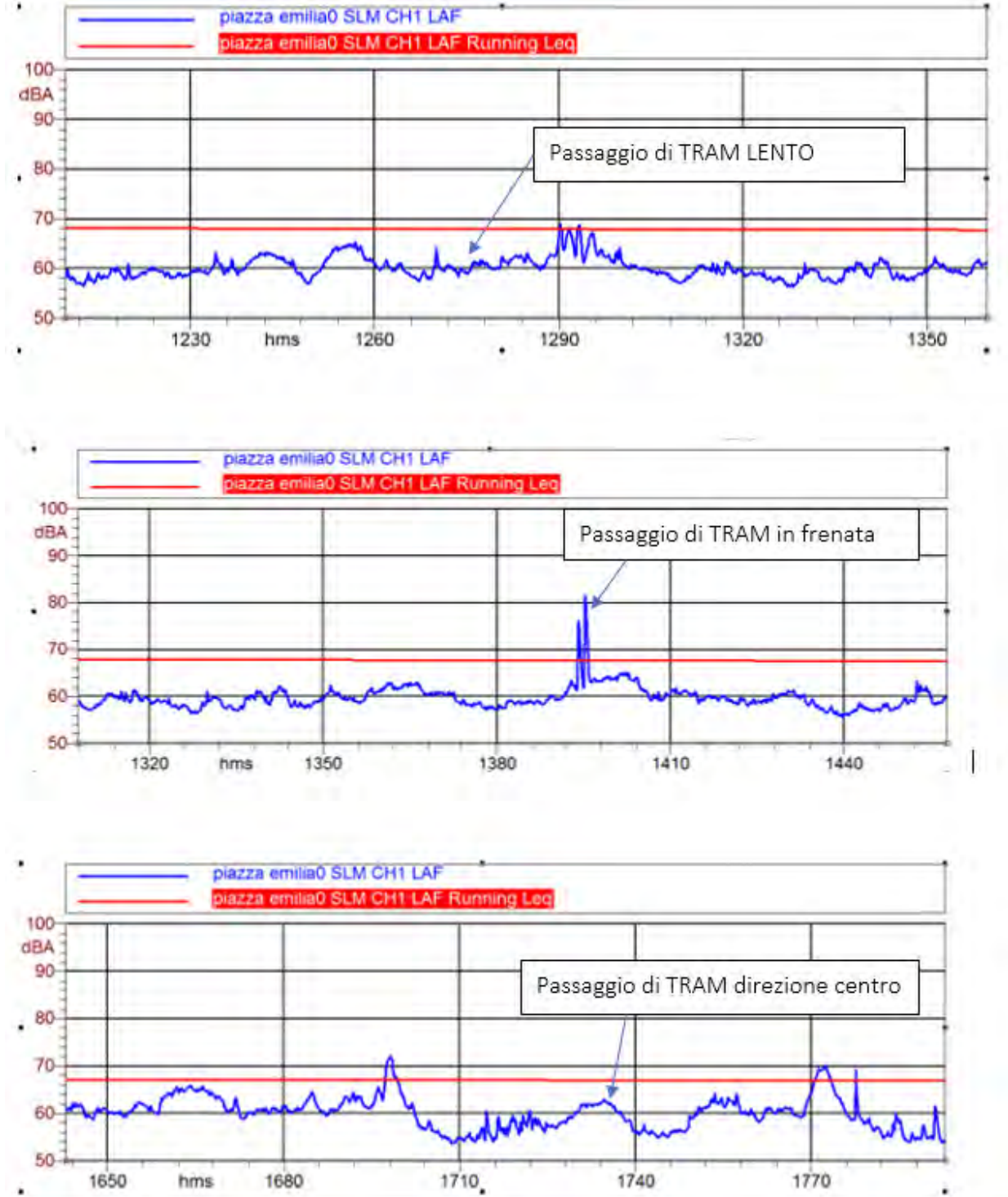
Il Comune di Milano ha richiesto la possibilità di scorporare la sorgente specifica “tram” anche se la normativa vigente (DPR 142/04) considera il contributo di tali sorgenti come accumulabile a quello dei veicoli che percorrono le strade (autobus, autoveicoli, Cicli e motocicli...).

Nel caso in esame appare impossibile scindere la componente tranviaria (come ad esempio succede con i transiti ferroviari) da quella del resto del traffico per diversi motivi che andiamo ad esplicitare.

La strada in questione è frequentata da più veicoli. Spesso si è nell’Impossibilità di applicare qualsiasi tipologia di riconoscimento degli eventi a causa di sorgenti acusticamente più impattanti che vanno a coprire il passaggio del tram. Inoltre, essendo il recettore dislocato in una zona della piazza lontana la componente tram non è sempre la più impattante (ad esempio ci sono stati molti passaggi di ambulanze).

Le linee che passano nella piazza hanno traiettorie diverse e nella stessa linea transitano diversi modelli di tram più o meno nuovi. L’impatto dei tram che circolano in direzione centro si confonde completamente con il resto del traffico.

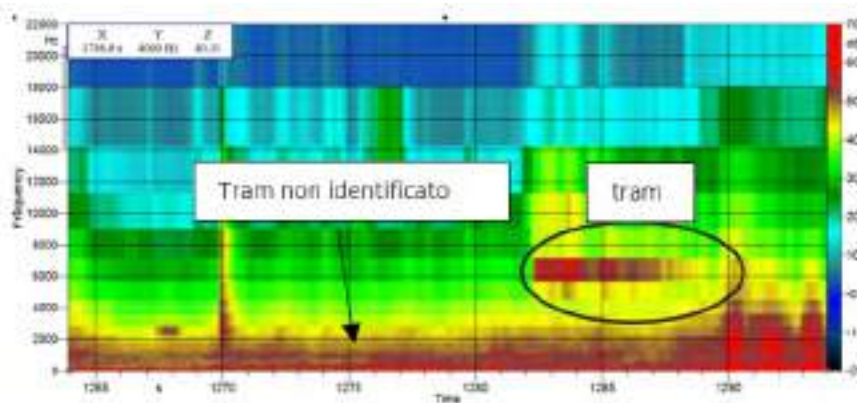
Figura 4 - Time History su singoli passaggi



Queste considerazioni ovviamente sono da valutare solo per il caso in esame e non possono in alcun modo essere estrapolate per altri casi studio sull'impatto acustico determinato dal passaggio di Tram.

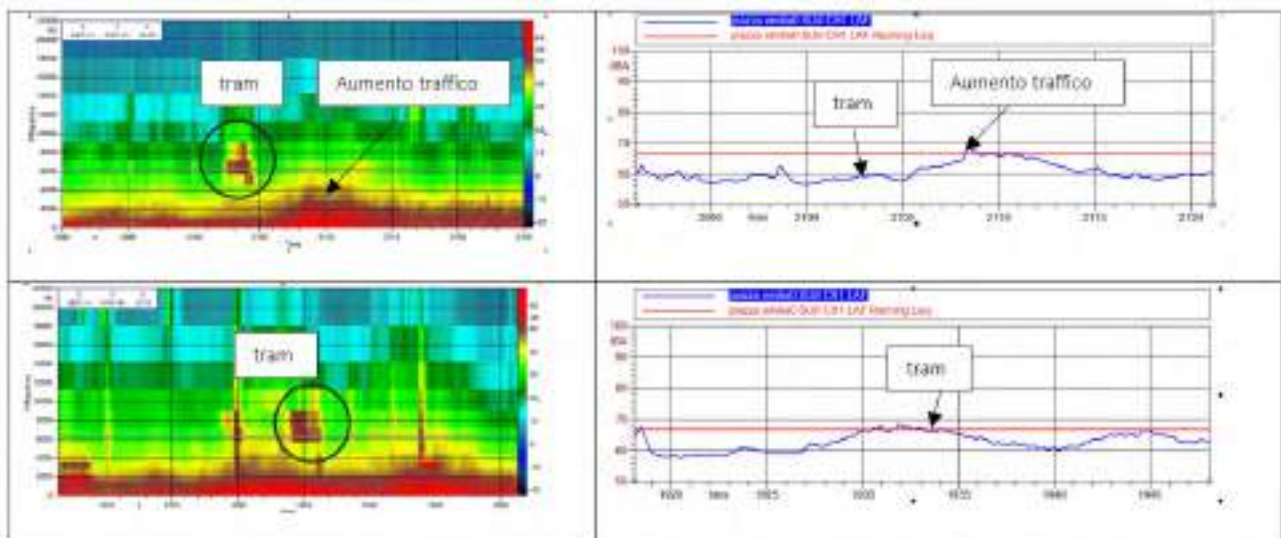
Analizzando i sonogrammi relativi al passaggio dei tram è possibile individuare in alcuni casi specifici la componente frequenziale di queste sorgenti (ben definita intorno ai 6000 Hz circa). Tuttavia, l'analisi statistica effettuata sulla base delle misure presidiate ci permette di arrivare ad una percentuale di corrispondenza pari al massimo al 65% (quindi ad esempio sarebbe insufficiente nel caso in cui si volesse applicare una normativa equipollente a quella del rumore ferroviario dove viene richiesta una percentuale di match pari almeno a 90%).

Figura 5 - Sonogramma su singoli passaggi



Inoltre, essendo uno scenario acustico complesso può succedere che fenomeni acustici ben evidenziati dal sonogramma diano effettivi valori di LAEQ minimi

Figura 6 - Sonogramma e relative TH su singoli passaggi



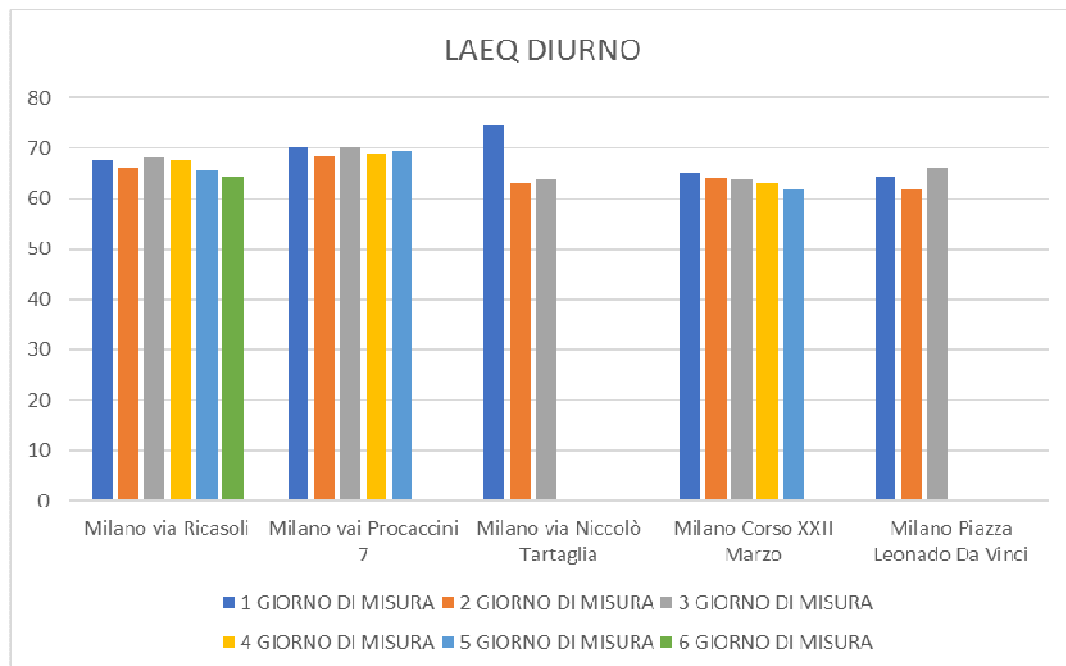
4. RISULTATI

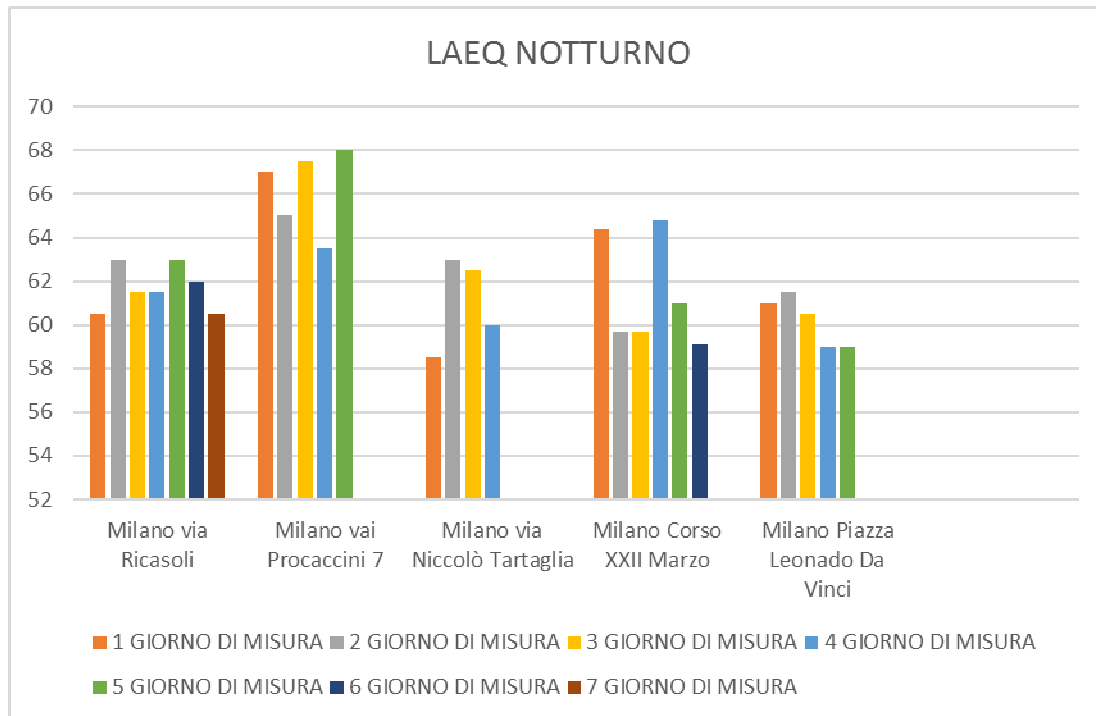
Si riportano in tabella i risultati relativi al monitoraggio in continuo nelle 5 postazioni di misura. L'analisi dei dati riportati in tabella evidenzia i valori massimi registrati in una settimana circa di misure (su tutto il Tempo di Riferimento), confrontati con il limite di zona. Solo in un sito e solo nel TR diurno possiamo trovare un valore che non supera i limiti. I restanti dati restituiscono una situazione di costanti superamenti dei limiti di immissione, soprattutto nel TR notturno. L'analisi delle time History ha evidenziato una forte variabilità tra le diverse giornate/nottate, senza una spiegazione apparente. Quindi considerando il traffico tramviario un flusso ripetitivo e costante le forti fluttuazioni sono sicuramente da imputare al traffico veicolare.

Tabella 4 - Risultati monitoraggio delle 5 postazioni

	Punto di Misura	LAEQ MAX DIURNO	LIMITE DIURNO	LAEQ MAX NOTTURNO	LIMITE NOTTURNO
1	Milano via Ricasoli	68	65	63	55
2	Milano via Procaccini 7	70	65	68	55
3	Milano via Niccolò Tartaglia	74.5	65	63	55
4	Milano Corso XXII Marzo	65	65	65	55
5	Milano Piazza Leonardo Da Vinci	66	60	61.5	50

Figura 7 - Confronto tra i diversi siti di misura





5. CONCLUSIONI

Per tutti i siti di misura i risultati dei rilievi fonometrici eseguiti possono essere esclusivamente confrontati con i valori di immissione assoluti, previsti per la classe di riferimento del PCA. Gli immobili monitorati si trovano tutti in IV classe acustica, solo uno risulta in III classe. Tutte le vie limitrofe ai punti di misura sono classificate come strade di quartiere E/F

Il dato complessivo che si ricava è che nel TR diurno i valori di immissione assoluti vengono rispettati in due siti su tre monitorati.

Nel TR notturno i valori di immissione assoluti vengono sempre superati in tutti gli intervalli monitorati, in tutti i siti presi in esame.

Il dato costante è che il rumore dell'infrastruttura tramviaria risulta impossibile da scorporare dal contributo del traffico veicolare, in tutti i siti di misura si riscontra uno scenario acustico molto complesso, anche utilizzando tecniche di post-elaborazioni come l'analisi del sonogramma non risulta possibile discriminare i passaggi del tram dal resto dei contributi acustici. Per esempio, durante i periodi di monitoraggio in Piazza Emilia sono stati osservati passaggi dei tram apparentemente identici, con profili di sonogrammi molto differenti tra loro

Sempre per quanto riguarda il TR notturno si evidenziano differenze importanti tra una notte e l'altra; probabilmente imputabili ad eventi determinati dal traffico locale.

Bibliografia

- [1] LEGGE 26 ottobre 1995, n. 447. Legge quadro sull'inquinamento acustico. (GU Serie Generale n.254 del 30-10-1995 - Suppl. Ordinario n. 125)
- [2] Decreto 16 marzo 1998, Tecniche di rilevamento e di misurazione dell'inquinamento acustico, Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, Serie Generale n. 76 del 01/04/1998
- [3] D.P.R. 142/04 del 30/3/2004 Disposizioni per il contenimento e la prevenzione dell'inquinamento acustico derivante dal traffico veicolare, a norma dell'articolo 11 della legge 26 ottobre 1995, n. 447. (GU Serie Generale n.127 del 01-06-2004)
- [4] Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri 14/11/1997, Determinazione dei valori limite delle sorgenti sonore, Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, Serie Generale n. 280 del 01/12/1997

**VII Convegno Nazionale Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**



Sessione 2 Radiazioni ionizzanti

**VII Convegno Nazionale
Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**

La stima della reale esposizione al radon della popolazione in Piemonte attraverso le conoscenze radiogeolitologiche del territorio e la mappatura radon con dettaglio sulle aree edificate

E.Chiaberto⁽¹⁾, E.Serena⁽¹⁾, A.Prandstatter⁽¹⁾, R.Tripodi⁽¹⁾, M.Magnoni⁽¹⁾, P.Falletti⁽²⁾, A.Cucchi⁽²⁾, S.Bande⁽³⁾

¹Arpa Piemonte - Radiazioni Ionizzanti e Siti Nucleari

²Arpa Piemonte - Monitoraggi e Studi Geologici

³Arpa Piemonte - Meteorologia, Clima e Qualità dell'Aria

radiazioni.ionizzanti@arpa.piemonte.it

INTRODUZIONE

La costruzione di una dettagliata mappa del radon costituisce un ben preciso obbligo di legge (D.Lgs.241/2000), ed è anche un importante strumento per le politiche di prevenzione ambientale e sanitaria. Dal 2009, data in cui ARPA ha pubblicato una prima mappatura del radon in Piemonte, con un dettaglio a livello municipale, le conoscenze sulla distribuzione territoriale del radon, attraverso l'aggiunta di nuove misure di radon negli edifici e di radioattività nelle rocce e nei suoli, sono aumentate notevolmente. La mappatura radon del Piemonte del 2009, basata su un modello predittivo, a partire dalle caratteristiche radio-geo-litologiche, consentiva già di ottenere una stima delle concentrazioni di radon su base Comunale. Ora un nuovo modello più raffinato, sviluppato grazie alla disponibilità di nuovi dati, è stato implementato, arrivando a stimare le medie radon sulle aree realmente edificate e non più solo sul generico confine amministrativo. Con tale importante miglioramento, si giunge ad una più certa corrispondenza tra le medie radon calcolate e la reale esposizione della popolazione. Oltre a ciò una revisione della mappa piemontese è necessaria essendo variato anche il numero di Comuni che attualmente compongono la Regione (1181 anziché 1206).

MATERIALI E METODI

L'approccio adottato in questo lavoro prevede diverse fasi di elaborazione che interessano sia i dati di concentrazione di radon che le informazioni di tipo litologico e geologico e della radioattività naturale nei suoli e nelle rocce.

LE MISURE DI CONCENTRAZIONE RADON

I dati di concentrazione di radon di cui si dispone al momento interessano un campione di 4144 edifici tra abitazioni (2548), scuole (1297), e luoghi di lavoro (299) di tipo "ufficio con accesso di pubblico", assimilati nella gestione alla tipologia scolastica (figura 1). A sua volta il punto di misura è distribuito su piani differenti secondo le percentuali riportate in figura 2. L'intera banca dati conta soltanto le misure di durata conforme all'anno per evitare che le ben note fluttuazioni stagionali del radon costituiscano fonte di errore.

La variabilità delle concentrazioni dovute alla posizione rispetto al piano terra è stata invece risolta normalizzando i dati con fattori opportunamente calcolati in base alle medie geometriche delle distribuzioni per piani diversi. Considerando, infatti, una distribuzione lognormale per le concentrazioni di radon ad un piano generico PX :

$$f(C_{PX}) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_{PX}} \frac{e^{-\frac{(\ln(C_{PX}) - \mu_{PX})^2}{2\sigma_{PX}^2}}}{C_{PX}}$$

dove $\mu_{PX} = \ln(MG_{PX})$, $\sigma_{PX} = \ln(DSG_{PX})$ e MG_{PX} , DSG_{PX} sono rispettivamente la media geometrica e la deviazione standard geometrica.

Ipotesizzando una relazione di tipo lineare ($C_{PX} = k_X C_{PT}$) tra la concentrazione al piano terra (C_{PT}) e quella ad un generico piano (C_{PX}), con k_X una costante di normalizzazione incognita, si ottengono:

$$\mu_{PX} = \ln k_X + \mu_{PT}$$

$$\sigma_{PX} = \sigma_{PT}$$

k_X è quindi dato dal rapporto delle medie geometriche delle distribuzioni a piani differenti:

$$k_X = \frac{e^{\mu_{PX}}}{e^{\mu_{PT}}}$$

Per unificare, invece, in un unico campione i dati provenienti da monitoraggi effettuati su edifici scolastici e abitazioni residenziali, è stato effettuato un calcolo diverso: dall'osservazione dei dati sperimentali si evince, infatti, che la concentrazione media negli edifici scolastici è mediamente inferiore a quella riscontrabile nelle abitazioni.

Partendo da questa osservazione, la concentrazione nelle scuole è stata normalizzata a quella delle abitazioni grazie a una semplice traslazione:

$$C_{abitazioni} = C_{scuole} + \Delta C, \text{ con } \Delta C = MG_{abitazioni} - MG_{scuole}$$

Figura 1 – distribuzione delle misure per tipologia di utilizzo dell'edificio

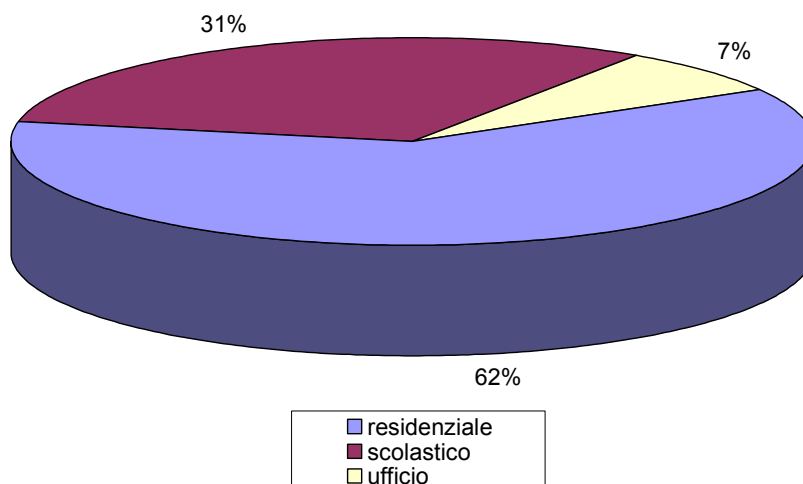
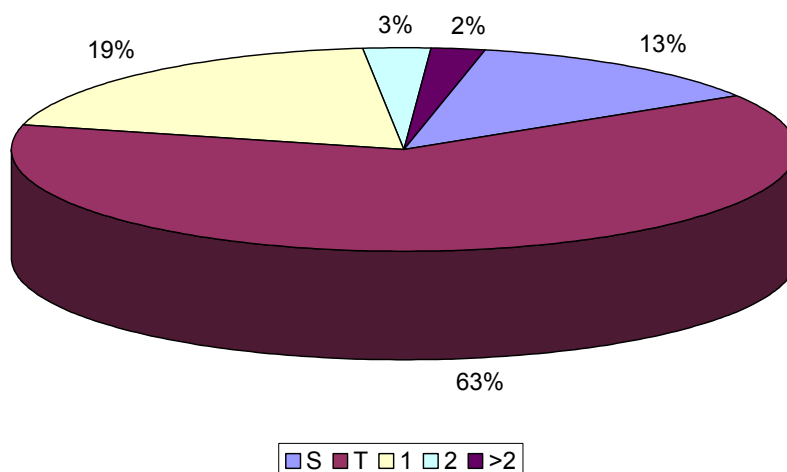


Figura 2 – distribuzione delle misure secondo il piano



GLI INDICATORI SCELTI PER L'ESPOSIZIONE AL RADON

Gli indicatori scelti per la rappresentazione cartografica del radon in Piemonte stimati per tutti i Comuni piemontesi sono due:

- 1) il valor medio delle concentrazioni sia riferita al solo piano terra che complessiva su un campione distribuito su piani eterogenei;
- 2) la percentuale $P_{\%LR}$ di abitazioni eccedenti un dato livello di riferimento (LR). Nel nostro caso, è stato posto $LR = 300 \text{ Bq/m}^3$ in linea con quanto espresso nella Direttiva Europea 2013/59/EURATOM.

A questi si aggiunge la visualizzazione della dose reale alla popolazione. Per giungere ad una corretta stima di tale parametro si applicano opportuni coefficienti che permettono di ricavare la dose a partire dalla concentrazione media di radon annua a cui è esposta una persona, in base ad un determinato fattore di equilibrio (tipicamente 0,4) e al tempo di permanenza in un'abitazione (valutato in 7000 ore/anno) (ICRP65, 1993 - ICRP115, 2010).

LE SCELTE DELLE UNITÀ DI SUDDIVISIONE DEL PIEMONTE

Esistono diverse modalità di suddivisione del territorio per ottenere una mappa del radon che restituisca da un lato un adeguato dettaglio tecnico scientifico e nello stesso tempo sia facilmente fruibile dal punto di vista amministrativo, ad esempio per i Comuni che volessero utilizzare la mappatura per improntare i regolamenti urbanistici in un'ottica di prevenzione nei confronti del radon. Per tale ragione si è scelta come unità di calcolo le aree comunali che in Piemonte sono in tutto attualmente 1181 e rappresentano una suddivisione assai fine del territorio che nel passato come oggi è stata spesso utilizzata per praticità come unità di campionamento.

Parallelamente l'analisi scientifica e statistica è stata invece svolta su una classificazione in unità radio-geo-litologiche del Piemonte basata sul contenuto di radioattività naturale. Le classi radio-geo-litologiche in cui è suddivisa la Regione sono state quindi riviste sulla base di ipotesi di natura geologica e geochimica (Falletti et al. 2016) che giustificano le minori o maggiori quantità di uranio, avvalendosi della conferma sperimentale fornita da 440 misure sperimentali del contenuto di radioattività naturale mediante spettrometria gamma HPGe.

CLASSIFICAZIONE IN UNITÀ RADIO-GEO-LITOLOGICHE

Le oltre 200 unità di legenda della carta geologica del Piemonte alla scala 1:250.000 (Arpa Piemonte, 2012) sono state riprofilate in 36 unità radiogeolitologiche caratterizzate dall'ipotesi di omogeneità di contenuto radioattivo, pur mantenendo significatività dal punto di vista geologico. Gli accorpamenti o divisioni sono stati effettuati ponendo i dati della spettrometria gamma in relazione ai caratteri litologici, stratigrafici e genetici delle unità.

Le unità della catena alpina e appenninica sono state definite in accordo con i criteri classici relativi all'evoluzione metamorfica e strutturale del prisma orogenico e alla localizzazione delle unità nel quadro paleogeografico precollisionale. Nell'individuazione delle unità radiogeolitologiche i criteri di gerarchizzazione su base esclusivamente geologica sono stati integrati dai dati dell'analisi spettrometrica, distinguendo le unità vulcaniche e vulcanoclastiche del Paleozoico superiore sia nelle unità variamente metamorfiche del margine europeo sia nelle unità del margine africano; con analogo criterio ortogneiss e metagranitoidi sono stati tenuti distinti dal basamento polimetamorfico nelle unità Monte Rosa, Gran Paradiso e Dora-Maira e i graniti permiani del basamento sudalpino costituiscono una classe a sé stante.

I depositi fluviali, fluvioglaciali e glaciali quaternari in generale presentano valori bassi di potenziale radon di origine geologica; tuttavia si osserva una significativa variabilità rispetto alla radioattività naturale in relazione alla natura litologica degli apporti clastici. In alcuni bacini di alimentazione la componente detritica derivante da rocce ad elevato potenziale radiogenico è quantitativamente rilevante; da questo punto di vista la suddivisione delle unità quaternarie della carta geologica del Piemonte alla scala 1:250.000 in bacino alessandrino, bacino cuneese e bacino padano occidentale risulta troppo generica. Per queste ragioni a partire dai depositi del Pleistocene superiore le unità sono distinte sulla base dei macrobacini idrografici principali attuali. Analogamente sono stati distinti i depositi glaciali dei tre principali anfiteatri morenici subalpini presenti in Piemonte.

Figura 3 – classificazione in unità radio-geo-litologiche



Tabella 1 – Legenda unità radio-geo-litologiche

	Depositi fluviali della pianura del Po; Pleistocene superiore – attuale
	Depositi fluviali delle valli Scrivia, Curone e Staffora; Pleistocene superiore – attuale
	Depositi fluviali di Belbo-Bormida-Orba, medio-basso Tanaro e Banna; Pleistocene superiore – attuale
	Depositi fluviali di alto Tanaro, Stura di Demonte, Grana-Maira, Varaita, alto Po, Pellice-Chisone, Chisola; Pleistocene superiore – attuale
	Depositi fluviali di Orco, Malone, Stura di Lanzo, Ceronda, Dora Riparia, Sangone, Po torinese;
	Depositi fluviali della Dora Baltea
	Depositi fluviali di Sesia e Cervo; Pleistocene superiore – attuale
	Depositi fluviali di Ticino, Toce, Agogna, Terdoppio; Pleistocene superiore – attuale
	Depositi fluviali, fluvioglaciali e glaciali del bacino cuneese; Pleistocene inferiore – medio
	Depositi fluviali e fluvioglaciali del bacino padano occidentale; Pleistocene inferiore – medio
	Depositi glaciali dell'anfiteatro morenico di Rivoli-Avigliana. Pleistocene – Olocene
	Depositi glaciali dell'anfiteatro morenico di Ivrea e di Cuornè. Pleistocene – Olocene
	Depositi glaciali degli anfiteatri morenici del Verbano e di Orta, lembi isolati di depositi glaciali entrovalivi (Verbano). Pleistocene – Olocene
	Depositi fluviali del bacino alessandrino; Pleistocene inferiore – medio
	Depositi marini, transizionali e continentali pliocenici
	Depositi evaporitici e terrigeni messiniani
	Unità terrigene cenozoiche del Bacino terziario piemontese, Monferrato, Collina di Torino ed epiliguri
	Unità sedimentarie e metasedimentarie cenozoiche del bacino di avanfossa alpino
	Plutoni della Valle del Cervo, di Brosso-Traversella e di Miagliano e relative aureole di contatto;
	Unità flyschoidi cretacico superiori – paleoceniche
	Unità sedimentarie e metasedimentarie mesozoiche brianzonesi e delfinesi
	Unità vulcaniche e vulcanoclastiche permiane brianzonesi e delfinesi, talora metamorfiche
	Massiccio dell'Argentera; basamento brianzonese; Zona di Acceglio; massiccio d'Ambin; unità Gran San Bernardo;
	Coperture sedimentarie mesozoiche delle unità pennidiche inferiori; unità vallesane
	Unità pennidiche inferiori della Val d'Ossola
	Unità Monte Rosa, Gran Paradiso, Dora-Maira e Valosio: ortogneiss e metagranitoidi
	Unità Monte Rosa, Gran Paradiso, Dora-Maira e Valosio: rocce polimetamorfiche e coperture metasedimentarie
	Successioni mesozoiche e metasedimenti di origine oceanica o di margine continentale
	Metabasiti e metaultrabasiti di origine oceanica.
	Unità Sesia-Lanzo
	Zona del Canavese
	Successioni mesozoiche sudalpine
	Vulcaniti e vulcanoclastiti permiane sudalpine
	Graniti permiani sudalpini
	Serie dei laghi
	Zona Ivrea-Verbano

IL MODELLO DI CORRELAZIONE

Per tutte le superfici comunali si è utilizzato un modello di correlazione tra le misure di radon sperimentali e la classificazione sottostante in unità radio-geo-litologiche, per le quali è stata valutata la concentrazione di radon media indoor al piano terra (ML).

Il modello teorico adottato, che consiste nel calcolo di una media ponderata, permette quindi di valutare la media radon MA_j per ogni Comune. Se nel territorio comunale j sono presenti P diverse aree radio-geo-litologiche, la media aritmetica comunale è stimata, infatti, con la seguente relazione:

$$MA_j = \sum_{k=1}^P \frac{AL_k \cap AC_j}{AC_j} \cdot ML_k$$

dove: ML_k è la concentrazione media di Rn (normalizzata al piano terra) per la k -esima unità radio-geo-litologica e AL_k è l'area della stessa.

In questo studio oltre alla media comunale calcolata considerando come unità di calcolo l'intera area comunale si è stimata la media considerando le sole aree edificate che insistono sul comune.

Questo è un significativo elemento di novità rispetto alle versioni precedentemente prodotte di mappa radon Piemontese ed in particolare a quella pubblicata nel 2009 (La mappatura del radon in Piemonte, 2009). In un'area comunale possono, infatti, essere presenti classi litologiche non intersecanti le aree realmente abitate e se non si tiene conto di ciò, per alcuni Comuni, si può avere un risultato distorto rispetto alle misure sperimentali, vista anche la complessa geomorfologia del territorio in questione. Specialmente in un'ottica di stime dosimetriche sulla popolazione è certamente più corretto avere valutazioni che tengano conto delle sole aree edificabili.

La nuova formulazione alla base del modello di calcolo diventa sinteticamente descritta dalla seguente relazione che permette di ottenere una rielaborazione delle medie comunali ai piani terra:

$$MA_j = \sum_{k=1}^P \frac{AL_k \cap \sum_{n=1}^{N_j} AE_{n,j}}{\sum_{n=1}^{N_j} AE_{n,j}} \cdot ML_k$$

dove $AE_{n,j}$ sono le superfici edificate n -esime contenute nel comune j -esimo e N_j il numero di aree edificate nel comune stesso.

Si vuole a questo punto affrontare il problema inverso e cioè quello di ottenere dalle medie comunali al piano terra le medie su un campione distribuito su piani generici.

Supponendo di avere un campione di dati al piano terra, in una certa area, è possibile procedere ad una rielaborazione delle misure in modo da ottenere un insieme di dati assimilabile a quello che si sarebbe ottenuto da un campionamento effettuato su piani eterogenei.

Dalle concentrazioni del radon al piano terra, in una data area (comunale), si ricava la distribuzione ad un generico piano, utilizzando il parametro k precedentemente definito. Si ottengono quindi le distribuzioni per ogni piano abitativo (in questo studio si è considerato un massimo di 10 piani). Per ottenere, infine, un'unica distribuzione, valida per una composizione di piani misti si opera la media ponderata tra le medie delle concentrazioni radon per differenti piani e le probabilità di incidenza degli stessi piani per l'edificato residenziale in Piemonte. Quest'ultima informazione è stata ricavata dal campione di abitazioni estratto in occasione della Campagna Nazionale che in prima approssimazione è stato scomposto in tre categorie: città, pianura (<400 m.s.l.m.) e montagna (tabella 2).

Tabella 2 – distribuzione percentuale dei piani abitati per città, comuni di pianura e comuni di montagna

Piano	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Città	0,0	5,6	19,6	18,7	15,9	13,1	9,3	6,5	4,7	2,8	1,9	1,9
Pianura	4,8	47,6	39,2	4,2	2,8	1,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Montagna	0,0	63,9	26,2	4,9	3,3	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Dalle medie comunali complessive si può infine ottenere la concentrazione media di radon per l'intera Regione, ponderando i valori comunali con la popolosità di ogni area considerata.

Si può inoltre sempre dalle medie complessive costruire la mappa della dose dovuta al radon residenziale con dettaglio comunale e regionale.

In tale lavoro le elaborazioni numeriche sono state eseguite con un programma sviluppato in linguaggio R: un codice *script* automaticamente produce le cartografie e gli indicatori di interesse a partire dalle misure di radon georeferenziate, dai dati comunali e dalla classificazione in unità radio-geo-litologiche.

RISULTATI E CONCLUSIONI

La mappa dei valori medi comunali normalizzati al piano terra, ottenuta considerando l'intera superficie comunale (figura 3), è nel complesso simile a quella elaborata solo sull'area effettivamente edificata (figura 4), con scostamenti però significativi in alcuni comuni.

L'approccio adottato per stimare la media comunale a partire dalla classificazione radio-geo-litologica del Piemonte è stato validato comparando le medie sperimentali e le medie ottenute dal modello in tutti i comuni dove, per numerosità del campione, la stima lo permettesse. Il risultato di questa validazione presenta un miglioramento rispetto alla precedente elaborazione. Il rapporto tra la media sperimentale e quella stimata a partire dalla radio-geo-litologia è ora pari a 0,94 con $R^2=0,53$ (0,82 e $R^2=0,49$ nel 2009).

Estrapolando il campione a piani eterogenei è stata calcolata una media complessiva regionale, pari a 83,1 Bq/m³ guardando all'intera superficie comunale, mentre il valore scende a 81,9 Bq/m³, considerando le sole superfici edificate.

In figura 5 è riportata la mappa delle medie complessive per distribuzione su piani misti mentre in figura 6 è rappresentata la percentuale di abitazioni che eccede una concentrazione di riferimento LR=300 Bq/m³. In due comuni piemontesi si è ottenuta una percentuale elevata (circa 70%) di abitazioni che eccede tale riferimento.

In figura 7 è riportata, infine, la dose comunale media a persona, per esposizione al radon residenziale, che mediamente è per l'intera regione pari a 2,72 mSv/a (il valore massimo ottenuto è invece pari a 16,6 mSv/a). Tali valori sono stati ricavati conoscendo la densità di popolazione per ogni unità considerata. Per la conversione alla dose si è fatto riferimento alla pubblicazione ICRP115, utilizzando i coefficienti di conversione derivanti dall'approccio epidemiologico (300 Bq/m³ di concentrazione media annuale equivalente a circa 10 mSv/a, con F=0,4 e 7000 ore di permanenza nell'abitazione). Considerando, invece, i valori più cautelativi dei coefficienti di conversione alla dose, ottenuti da un approccio dosimetrico (300 Bq/m³ corrispondente a 17 mSv/a) e riportati ancora nella ICRP115, si ottiene un valore medio di dose pari a 4,5 mSv/a per persona. Applicando l'approccio dosimetrico emergerebbe quindi una percentuale di comuni la cui dose media per persona supera il range 1-20 mSv/a, da non oltrepassare per le esposizioni esistenti (Direttiva Europea 2013/59/EURATOM – ICRP126,2014).

In ogni caso l'effetto dell'esposizione al radon residenziale sommato a quello dovuto all'esposizione occupazionale conferma che il radon anche per il Piemonte rappresenta la maggiore fonte di esposizione alla radioattività.

Figura 3 – Medie Comunali al piano terra (area comunale)

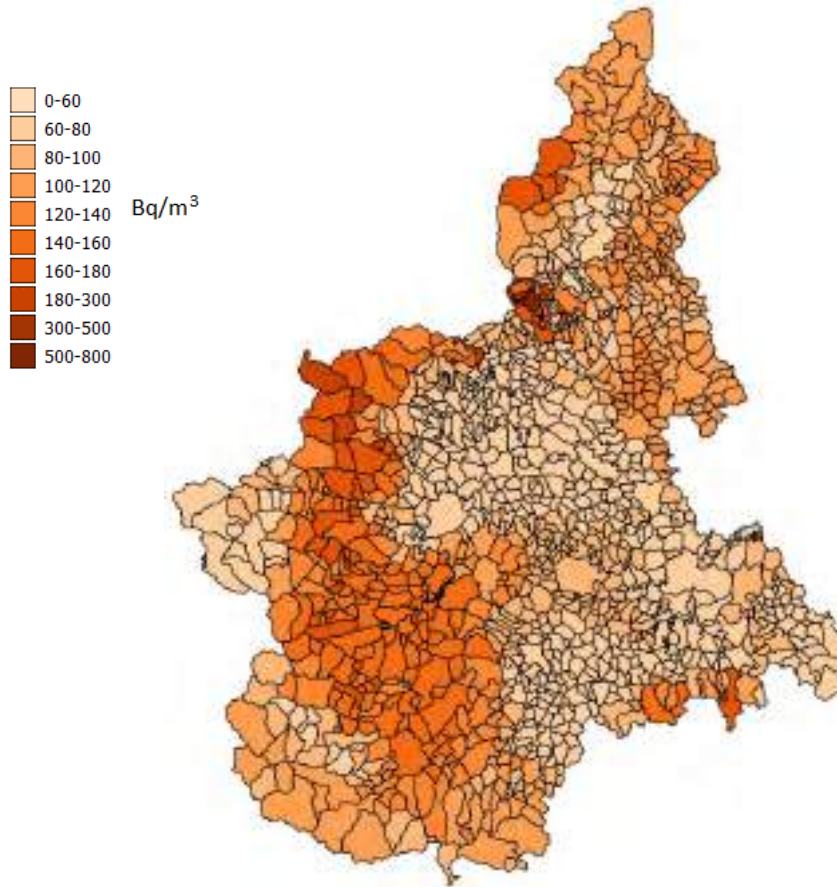


Figura 4 – Medie comunali al piano terra (area edificata)

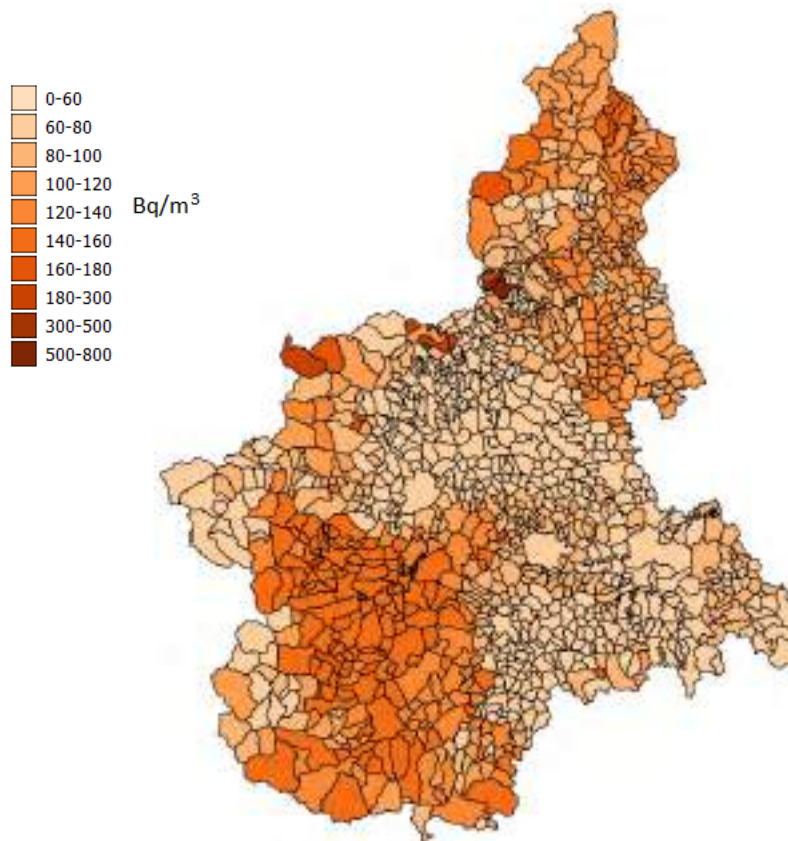


Figura 5 – Medie Comunali complessive su piani eterogenei (area edificata)

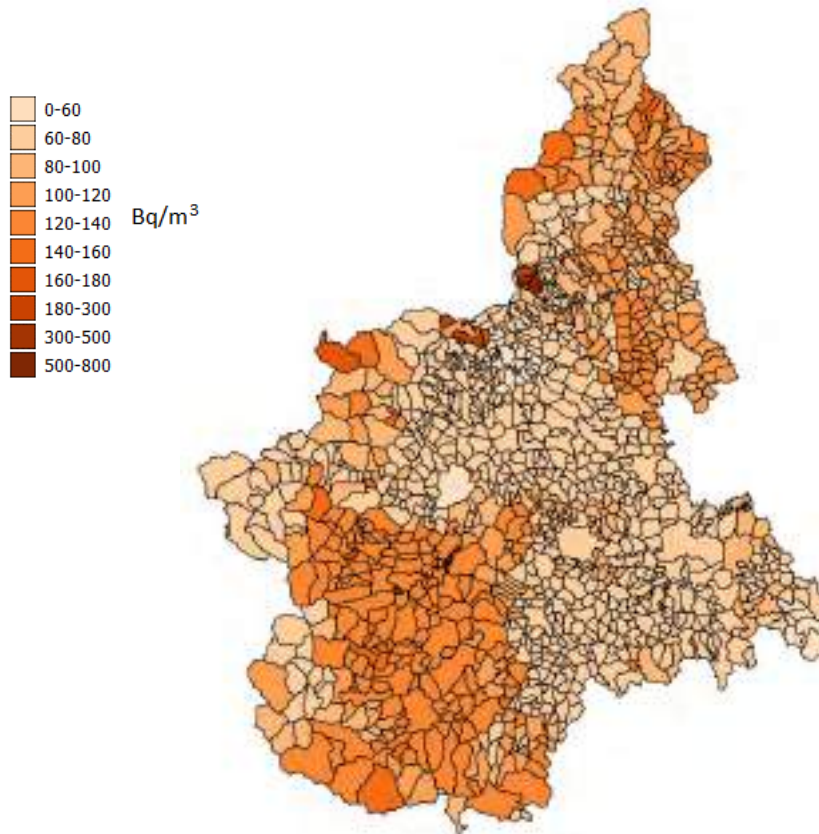


Figura 6 – Percentuale di abitazioni che eccede il Livello di Riferimento di 300 Bq/m³

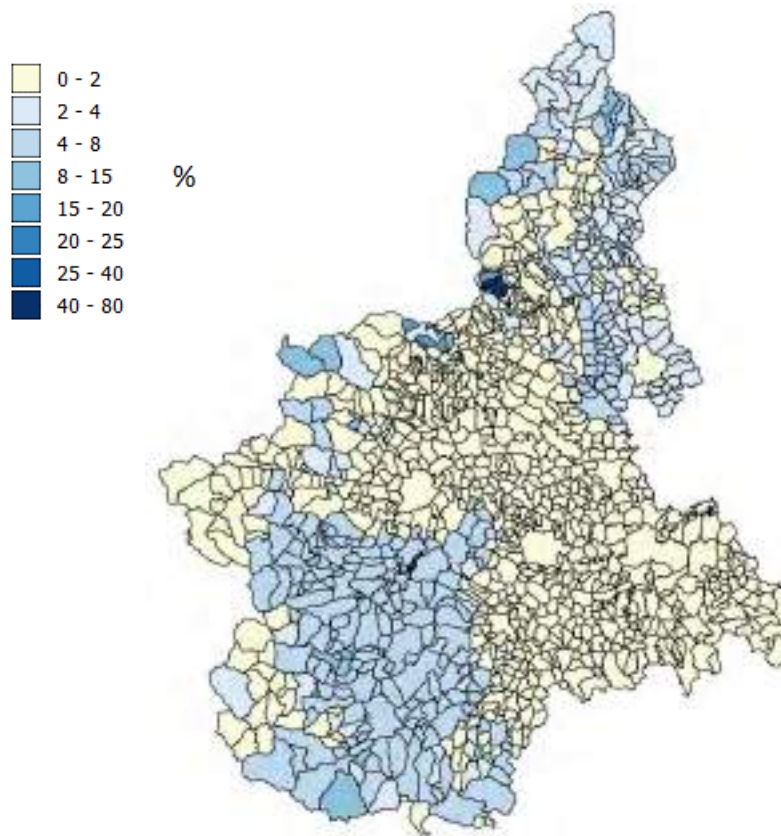
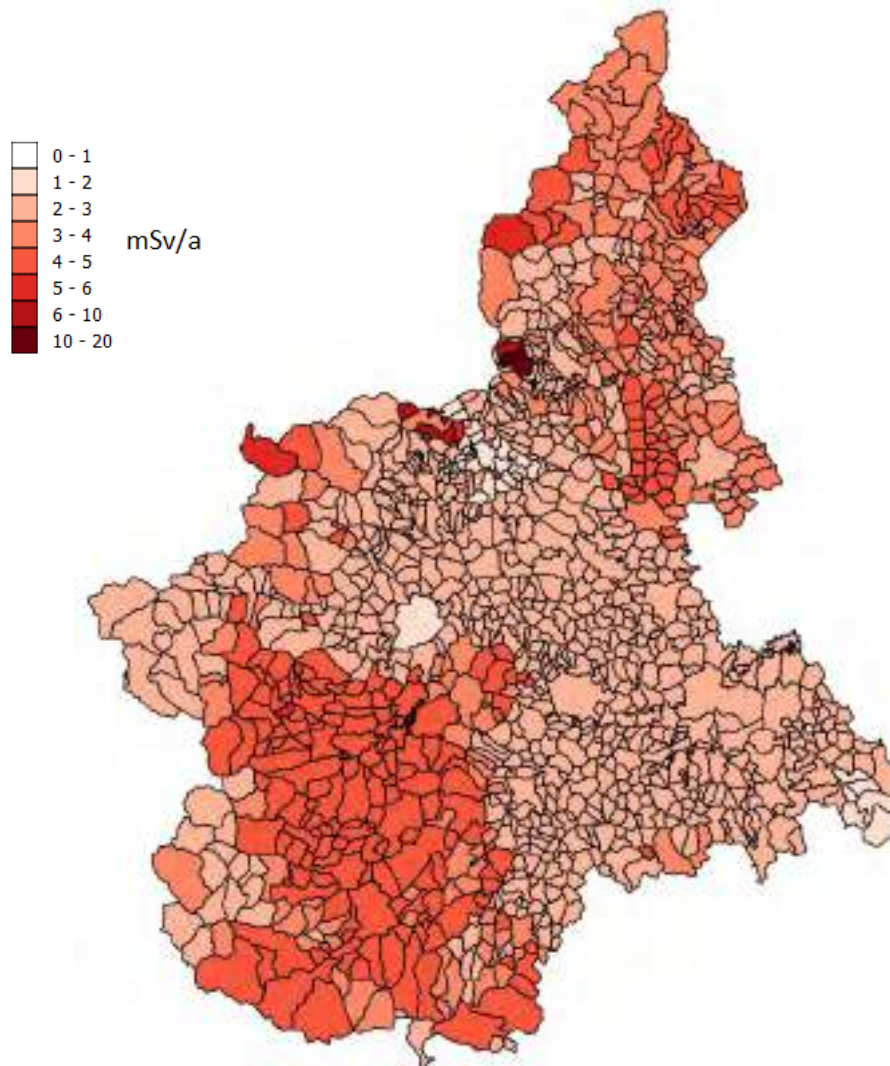


Figura 7 – Dose media per persona in ogni comune Piemontese



(DCF approccio epidemiologico - ICRP115, 2010)

Bibliografia

- WHO Handbook on indoor radon – A public health perspective. WHO 2009;
- ICRP65 - Protection Against Rn-222 at Home and at Work, Annals of the ICRP Vol 23 No2, 1993;
- Magnoni et al., Indoor radon measurements in anomalous sites of Piedmont, Italy, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 56, pp 327-329; 1994;
- Indagine sull'esposizione alla radioattività naturale nelle abitazioni del Piemonte, Regione Piemonte; USSL n°40 Ivrea. 1994;
- S.Darby et al., Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies, BMJ Volume 330; 2005;
- Bochicchio et al. Annual average and seasonal variations of residential radon concentration for all the Italian Regions, Radiation Measurements, Vol. 40, pp 686-694; 2005;
- Regione Piemonte – La mappatura del radon in Piemonte, www.arpa.piemonte.it. 2009;
- ICRP115 – Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon, Annals of the ICRP Vol 40 No1, 2010;
- Chiaberto et al. "Radon potential mapping in Piemonte (North-West Italy): An experimental approach", European Physical Journal, Web of Conferences, 24, 06003 (2012);
- Falletti et al. Arpa Piemonte - Carta geologica del Piemonte alla scala 1:250.000, 2012;
- Direttiva Europea 2013/59/EURATOM;
- ICRP126 – Radiological Protection against Radon Exposure, Annals of the ICRP Vol 43 No3, 2014;
- Falletti et al. Radionuclidi naturali nelle rocce del Piemonte: verso la definizione del potenziale geogenico radon, Atti VI Convegno ARPA-AIRP Agenti fisici Alessandria, 2016;



Risultati dell'analisi dei questionari MetroRADON sulle indagini di misura del radon in ambienti chiusi

Cinelli G.¹, Bochicchio F.², Bossew P.³, Carpentieri C.², Gruber V.⁴, Leonardi F.⁵, Tollefsen T.¹,
Trevisi R.⁵, Venoso G.²

¹European Commission, Joint Research Centre (JRC), Ispra, Italy

²Italian National Institute of Health, National Center for Radiation Protection and Computational Physics, Rome, Italy

³German Federal Office for Radiation Protection, Berlin

⁴Austrian Agency for Health and Food Safety, Department for Radon and Radioecology, Linz

⁵INAIL - Istituto Nazionale per l'Assicurazione contro gli Infortuni sul Lavoro, Rome, Italy

giorgia.cinelli@ec.europa.eu

Abstract

Uno degli obiettivi del progetto MetroRADON [1] è confrontare le procedure di misurazione del radon esistenti in diversi paesi europei e utilizzare i risultati per migliorare la coerenza fra le misurazioni di radon in ambiente chiuso in Europa.

A tal fine, è stato preparato un questionario per raccogliere informazioni sulle indagini di misura del radon in ambiente chiuso per:

- a) identificare le motivazioni e le metodologie utilizzate;
- b) identificare la portata e le possibili fonti di incongruenze nei risultati delle indagini sul radon al coperto;
- c) proporre approcci per ridurre le incongruenze e migliorare l'armonizzazione dei dati sul radon in ambiente chiuso.

Inoltre, sono state raccolte alcune informazioni su come gli Stati membri dell'Unione Europea intendono recepire (o hanno recepito) la più recente direttiva 2013/59/EURATOM del Consiglio che stabilisce norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione contro i pericoli derivanti dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti.

Il questionario è stato indirizzato a tutte le istituzioni europee che operano in questo campo (non solo le autorità nazionali ma anche amministrazioni regionali, università, centri di ricerca). Sono stati invitati a compilare un questionario separato per ogni indagine. Tra dicembre 2017 e luglio 2018, sono stati compilati e restituiti in totale 56 questionari sulle indagini sul radon in ambiente chiuso da parte di 24 paesi europei.

In questo lavoro verranno presentati i risultati dell'analisi delle risposte al questionario, evidenziando somiglianze e differenze sulle metodologie di indagine del radon in tutta Europa.

[1] MetroRADON (16ENV10) is 3-years research project on metrology for radon monitoring granted by the European Metrology Programme for Innovation and Research (EMPIR): <http://metroradon.eu/>



Classificazione del territorio regionale della Sardegna con individuazione delle aree a rischio radon

Elio Sirigu¹, Massimo Cappai¹, Ivana Dettori², Maria Luisa Fercia³, Filippo Locci¹, Vittorio Seu¹, Delfina Piroso⁴, Laura Saba⁴

¹ARPAS - DTS Servizio Agenti Fisici - Viale F. Ciusa 6 - Cagliari

² ARPAS - DTS Servizio CMVA - Via Carloforte 51 – Cagliari

³ARPAS – Dipartimento Geologico- Viale F. Ciusa 6 - Cagliari

⁴Collaboratori esterni ARPAS- DTS Servizio Agenti Fisici

e-mail: esirigu@arpa.sardegna.it

RIASSUNTO

Su incarico dell'Azienda Tutela Salute Sardegna – ASSL di Cagliari, l'ARPA Sardegna ha predisposto e poi realizzato nel corso del 2017-18 il Progetto Radon, finalizzato alla "Classificazione del territorio regionale della Sardegna con individuazione delle aree a rischio radon". Il Progetto ha consentito di ottenere misure annuali di concentrazione di radon indoor su 1837 edifici su un campione di 208 Comuni della Sardegna (su 377 Comuni totali). Le misure sono state eseguite con dosimetri CR39 in 2 semestri consecutivi (marzo-agosto 2017 e settembre 2018-marzo 2018) posizionando, sulla base degli obiettivi del progetto, i dosimetri in locali al piano terra degli edifici campione. I risultati dei valori di concentrazione di radon sono stati riferiti a tre contesti territoriali rappresentati da: i limiti comunali, la carta litologica in scala 1:25.000 ed una maglia regolare (base Carta tecnica regionale di 37,5 km²). I risultati ottenuti hanno determinato una media aritmetica (AM) dei valori di concentrazione radon indoor pari a 116 Bq/m³ e una media geometrica (GM) pari a 65 Bq/m³. La distribuzione dei valori di concentrazione media netta nei "Comuni campione" mostra che il 93% dei Comuni interessati presenta una concentrazione media annuale (al netto del valore outdoor stimato in 8 Bq/m³) inferiore ai 300 Bq/m³, il 4,2% valori tra 300-500 Bq/m³ e il 3% valori superiori ai 500 Bq/m³. Per la definizione delle aree a rischio radon e la classificazione dell'intero territorio regionale è stato necessario procedere a delle interpolazioni eseguite utilizzando due metodi complementari: un kriging ordinario con il software (open source) R, usando la funzione krige Tg e un secondo metodo, denominato Lito-Geo-Statistico (LGS), che fonda i suoi presupposti teorici sul metodo della mappatura integrata (integrated mapping method sviluppato da Miles-Appleton nel 2005). Al fine di classificare le aree del territorio regionale in relazione alle concentrazioni di radon indoor si è individuato nel valore di riferimento di 300 Bq/m³ e nel 30% la soglia della probabilità di superamento di tale valore per gli edifici. Complessivamente sono risultati ricadere in tali aree a rischio 49 Comuni della Sardegna (pari al 13%), che ricadono nei settori nord-orientale e centro-orientale della Sardegna.

OBIETTIVI E FINALITÀ DEL PROGETTO

La campagna di misura è stata finalizzata al conseguimento, a partire dalla conoscenza della concentrazione di radon all'interno degli edifici campione, della classificazione del territorio regionale in relazione ai valori di concentrazione di radon indoor attesi nelle sue diverse aree, che sulla base del confronto con i valori di riferimento indicati dalla normativa, potessero rendere possibile l'individuazione delle aree a rischio radon.

La concentrazione del radon indoor è funzione di molteplici fattori, e dipende in particolare dalle caratteristiche del substrato geolitologico, dalle modalità costruttive e dalle modalità di fruizione dell'abitazione (WHO, 2009).

Le informazioni disponibili evidenziano per la Sardegna una situazione complessa sia sotto il profilo geologico, caratterizzato da una strutturazione geolitologica molto variabile, sia per le modalità costruttive spesso ad essa direttamente connesse, almeno per l'edificato storico. In considerazione di tali aspetti, l'indagine finalizzata alla mappatura del radon indoor in Sardegna, è stata realizzata con una campagna di misurazioni di radon effettuata in un campione di abitazioni ritenute rappresentative dei diversi contesti territoriali definiti e valutati sulla base della seguente struttura di riferimento:

1. Base amministrativa: limiti amministrativi comunali e provinciali
2. Base geologica: carta geologica e carta litologica
3. Base territoriale: suddivisione del territorio della Sardegna in maglie regolari (maglia CTR pari a 5 x 7.5 km).

La Sardegna è costituita da metamorfiti e plutoniti granitiche del Paleozoico, che interessano soprattutto il settore orientale e parti della Nurra e del Sulcis-Iglesiente; queste rocce sono

variamente e/o parzialmente ricoperte da formazioni sedimentarie terrigene marnoso-arenacee e carbonatiche e da strutturati apparati vulcanici, formati a partire dal Paleozoico superiore-Mesozoico e fino al Cenozoico-Quaternario.

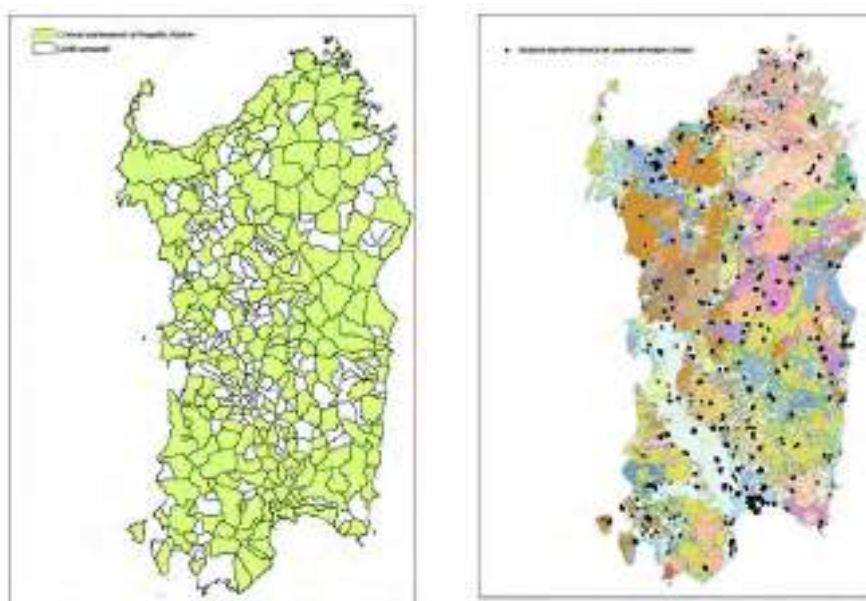
Dall'incrocio tra i dati sulla distribuzione della popolazione e la carta delle unità geologiche si riscontra che la popolazione della Sardegna è distribuita prevalentemente in territori caratterizzati dalla presenza di rocce sedimentarie (circa 1.179.000 persone pari al 72% della popolazione) mentre la restante parte della popolazione risulta distribuita in aree in cui sono presenti rocce magmatiche (circa 307.000 persone pari al 19% della popolazione) ed infine rocce metamorfiche (circa 115.000 persone pari al 7% della popolazione).

La campagna di indagine ha previsto la misura annuale del radon indoor suddivisa in due semestri consecutivi (marzo-agosto 2017 e settembre 2017-marzo 2018), mediante 1 dosimetro per ogni edificio per semestre, da distribuire sull'intero territorio regionale in modo omogeneo per sua rappresentatività geolitologica e provinciale. Considerati i limiti della dotazione strumentale, delle risorse disponibili e dei tempi necessari per lo svolgimento dell'indagine, il campione doveva interessare 10 edifici per Comune per un totale di 184 Comuni e di questi, 8 edifici dovevano essere abitazioni private e 2 scuole (elementari e/o materne), al fine di costituire un campione di circa 1500 abitazioni e 350 scuole elementari e/o materne. L'indagine regionale radon indoor 2017/2018 è stata condotta utilizzando dosimetri a stato solido con rivelatore plastico CR39 alloggiato all'interno di un contenitore (holder) permeabile al radon. In considerazione degli obiettivi specifici del Progetto, i dosimetri di misura dovevano essere posizionati al piano terra (sia che fosse presente o meno un piano interrato/cantina). Nel Progetto sono confluite, inoltre, anche le vecchie misure della Indagine nazionale radon 1991-1992 ed un sub progetto ARPAS di citizen-science portato avanti con la collaborazione volontaria dei propri dipendenti.

QUADRO GENERALE ED ELABORAZIONI DEI RISULTATI DELLE MISURE RADON INDOOR

Complessivamente sono stati misurati e validati dati di concentrazione di radon indoor, al netto del valore outdoor stimato in 8 Bq/m^3 , in 1837 edifici, distribuiti in 208 Comuni della Sardegna.

Figura 1: Comuni dei quali si dispone di informazioni relative ai valori di concentrazione di radon indoor ed ubicazione degli edifici monitorati posizionati sulla carta litologica.





La concentrazione media (AM) delle misure di radon indoor sui 208 Comuni esaminati, considerando sia le misure nelle abitazioni private che nelle scuole, è pari a 116 Bq/m^3 , mentre la media geometrica (GM) risulta pari a 65 Bq/m^3 . Il valore minimo risulta essere di 1 Bq/m^3 ed il massimo è di 4384 Bq/m^3 .

Il valore della media aritmetica dei valori di concentrazione (116 Bq/m^3) risulta più elevato del valore medio di esposizione della popolazione della Sardegna determinato nel corso dell'Indagine nazionale radon del 1991-1992, pari a 64 Bq/m^3 (ISS, PNR 2002), ottenuto utilizzando una strategia di campionamento basata sulla distribuzione della popolazione regionale. Nel Progetto Radon, che ha invece l'obiettivo di ricercare le aree a rischio, il campione è stato costruito scegliendo unicamente locali ubicati al piano terra, che costituiscono un campione non rappresentativo dell'intera popolazione regionale e pertanto il relativo valore medio di concentrazione è, come atteso, più elevato.

Il 93% degli edifici campione (pari a 1704 edifici) presenta una concentrazione di radon indoor inferiore ai 300 Bq/m^3 (livello di riferimento massimo indicato dalla Direttiva 59/2013/Euratom). Del restante 7% del campione (pari a 133 edifici), il 4% (pari a 78 edifici) presenta valori compresi tra 300 e 500 Bq/m^3 , e solo il 3% (pari a 55 edifici) presenta valori superiori ai 500 Bq/m^3 (livello d'azione per i luoghi di lavoro previsto dal D.Lgs 230/95 e s.m.i).

La distribuzione dei valori di concentrazione per classi più dettagliate (≤ 50 ; $50 \div 100$; $100 \div 200$; $200 \div 300$; $300 \div 500$; $> 500 \text{ Bq/m}^3$) evidenzia che circa il 41% degli edifici (pari a 746 edifici) presenta valori di concentrazione radon $< 50 \text{ Bq/m}^3$ ed un altro 26% (pari a 485 edifici) è compreso nella classe tra $50 \div 100 \text{ Bq/m}^3$. Complessivamente 1231 edifici su 1837 presentano valori inferiori ai 100 Bq/m^3 (pari al 67% del campione). Nella classe tra $100 \div 200 \text{ Bq/m}^3$ ricadono 343 edifici (pari al 19% del campione) e altri 130 edifici (pari al 7% del campione) ricadono nella classe tra $200 \div 300 \text{ Bq/m}^3$.

A livello territoriale i 208 Comuni dell'indagine presentano valori medi distribuiti prevalentemente (119 Comuni) nelle classi con valori inferiori ai 100 Bq/m^3 (58%); nella classe con valori compresi tra $100 \div 200 \text{ Bq/m}^3$ ricadono 60 Comuni (29%); nella classe con valori compresi tra $200 \div 300 \text{ Bq/m}^3$ ricadono 17 Comuni (8%). Tra $300 \div 500 \text{ Bq/m}^3$ ricadono 9 Comuni (4%) mentre solo tre Comuni ricadono nella classe $> 500 \text{ Bq/m}^3$, pertanto solo il 5,7% dei Comuni monitorati presenta valori medi superiori ai 300 Bq/m^3 .

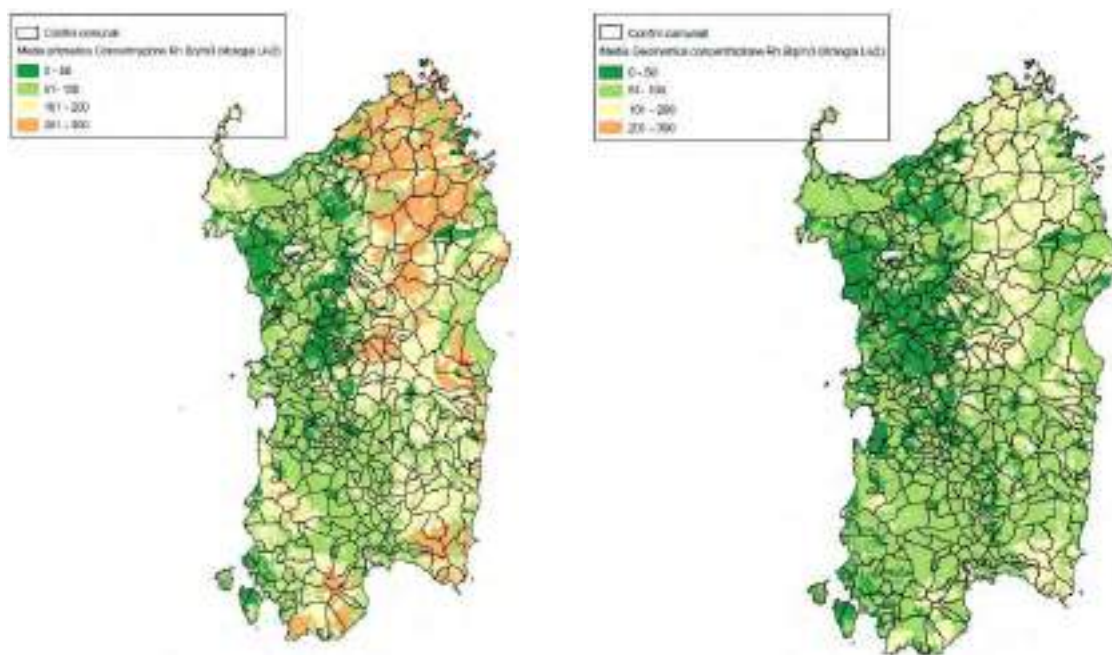
Per quanto riguarda i territori provinciali si osserva che i valori di GM più elevati si riscontrano nella ex (L.R.9/2001) Provincia Olbia-Tempio (142 Bq/m^3), seguita dalla ex Provincia dell'Ogliastra (124 Bq/m^3) e dalla Provincia di Nuoro (96 Bq/m^3). Altre quattro Province (Sassari, ex Medio Campidano, Oristano e Cagliari) hanno valori di concentrazione che oscillano intorno ai $59-49 \text{ Bq/m}^3$. La Provincia dove si osservano i valori di concentrazione più bassi risulta quella della ex Provincia di Carbonia-Iglesias con 33 Bq/m^3 . I valori riferiti alle ex Province evidenziano la rilevante variazione a carattere geografico dei valori della concentrazione media di radon indoor. Di particolare significato i valori riscontrati nelle Province di Olbia-Tempio, Nuoro e Ogliastra che rappresentano le porzioni di territorio al cui interno si rinvengono i Comuni con i valori di concentrazione più elevati. Tali valori possono essere messi in relazione con le caratteristiche litologiche di questi territori, al cui interno si osserva la prevalenza di rocce magmatiche intrusive (famiglia dei "granitoidi") che rappresentano le Unità litologiche con le maggiori concentrazioni di minerali radioattivi dell'uranio e del torio, e che rappresentano le UL in cui si rinvengono gli edifici con i valori di concentrazione di radon indoor più elevati.

Si osserva, in generale, che il valore medio di concentrazione GM delle Scuole (S) pari a 83 Bq/m^3 risulta superiore del 36% rispetto al valore medio di concentrazione delle Abitazioni (A) pari a 61 Bq/m^3 . L'analisi dei valori di concentrazione di radon indoor per Provincia per le due tipologie di edifici (A e S) conferma il trend generale già visto nel campione complessivo degli edifici.

Per quanto riguarda la distribuzione delle classi di valori di concentrazione del radon indoor degli edifici ubicati nelle diverse Unità litologiche, si osserva che :

- su tutte le litologie sono presenti edifici con valori puntuali superiori ai 300 e 500 Bq/m³;
- i dati di radon indoor relativi agli edifici (A-S) che insistono sulle rocce magmatiche intrusive mostrano i valori più elevati di GM (>100 Bq/m³) rispetto alle altre litologie, e sono presenti molti outlier con valori > 500 Bq/m³. Tra le litologie magmatiche intrusive le concentrazioni più elevate di GM (con valori di 120-208 Bq/m³) sono presenti negli edifici che insistono su monzograniti e granodioriti;
- i dati di radon indoor relativi agli edifici che insistono sulle rocce magmatiche effusive, presentano valori tendenzialmente al di sotto dei 100 Bq/m³, con una GM di 47 Bq/m³ e 37 Bq/m³ rispettivamente nelle scuole e nelle abitazioni;
- i dati relativi agli edifici che insistono sulle rocce parametamorfiche mostrano che il 50% dei dati è superiore ai 100 Bq/m³ con una GM di 88 Bq/m³ e 70 Bq/m³ rispettivamente nelle scuole e nelle abitazioni; in diversi edifici (A-S) i valori superano i 300 Bq/m³;
- i dati di radon indoor relativi agli edifici che insistono sulle rocce sedimentarie terrigene presentano bassi valori di GM (70 Bq/m³ e 49 Bq/m³ rispettivamente nelle scuole e nelle abitazioni), e sono comunque presenti numerosi valori >300 Bq/m³.

Figura 2: Valori di concentrazione AM (a sx) e GM (a dx) di radon indoor nelle Unità litologiche sulla base del campione regionale



ELABORAZIONI SU BASE GEOSTATISTICA E RAPPRESENTAZIONE DEI RISULTATI A LIVELLO REGIONALE

Al fine di poter ottenere, a partire dai valori di concentrazione di radon indoor nel campione regionale, illustrati in precedenza e relativi a 208 Comuni, valori di concentrazione di radon indoor per l'intero territorio regionale e relativi a tutti i 377 Comuni, identificati come unità territoriale di riferimento, sono state sviluppate e sperimentate diverse tecniche di interpolazione dei dati, e sono state successivamente scelte due tecniche di tipo geostatistico, considerate le più adeguate per il raggiungimento degli obiettivi del Progetto.

Tali tecniche sono un metodo "kriging" (Matheron, 1976) e un metodo di "elaborazione litogeostatistica - LGS" mutuata a partire dal metodo proposto da Miles et al. 2005 e da noi adattata e sviluppata in riferimento al contesto regionale.

Il metodo kriging costruisce le interpolazioni dei dati analitici georeferenziati utilizzando unicamente la reciproca correlazione spaziale, mentre il metodo LGS costruisce le interpolazioni sulla base di un criterio che si fonda sul contributo territoriale specifico delle litologie.

Metodo del kriging: la stima del valore di concentrazione di radon indoor sull'intero territorio regionale è stata effettuata interpolando i dati analitici georeferenziati, mediante un kriging ordinario, utilizzando una griglia 1000 m x 1000 m (1 km²). Tale metodo di interpolazione usa metodi matematici e geostatistici per interpolare i dati tenendo conto della reciproca correlazione spaziale. La stima del valore di concentrazione di radon indoor sulla griglia di calcolo è stata effettuata, sottintendendo l'ipotesi di lognormalità dei dati, applicando un kriging trans-gaussiano, attraverso il software (open source) "R" ed utilizzando la funzione "krigeTg" (Pebesma, 2004) presente nel pacchetto "gstat".

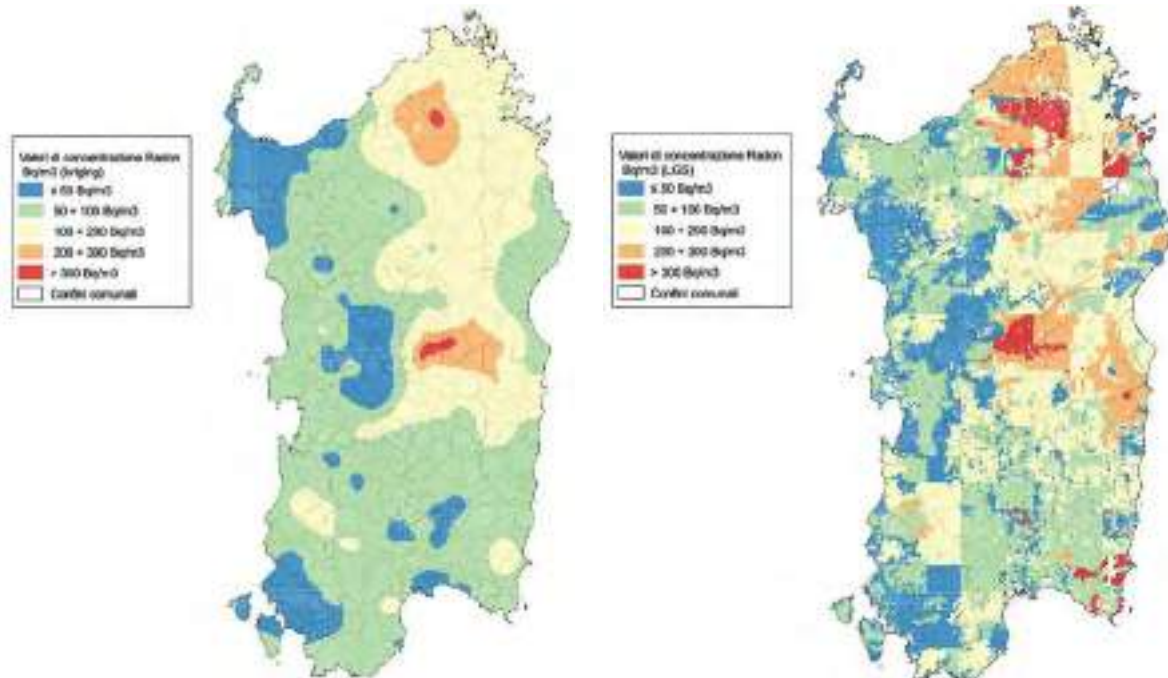
L'interpolazione eseguita con tale metodo mette in evidenza due aree caratterizzate da valori di concentrazione più elevati (classi 200÷300 e >300 Bq/m³) ubicate, la prima, più grande, nel Centro Sardegna e la seconda nella Gallura. Tali zone sono contornate da aree irregolari con valori di 100÷200 Bq/m³, che determinano per tutto il Settore Nord-Orientale/Centro-Orientale/Ogliastra (fig. n 3 sx) un'area molto vasta con valori di concentrazione che evolvono da >100 fino >300 Bq/m³. In tutto il resto della Sardegna prevale nettamente la classe 50÷100 Bq/m³, con isolate plaghe nelle quali si rinvergono i valori di concentrazione più bassi (<50 Bq/m³) riscontrati sul territorio regionale e che dal settore nord-occidentale al settore sud-orientale sono Nurra, Montiferru, Sulcis-Iglesiente, Cagliariitano.

Metodo LGS (Lito-Geo-Statistico): partendo dall'osservazione che il contributo della litologia alla concentrazione del radon indoor, pur a parità del substrato litologico su cui sono costruiti gli edifici, può essere variabile in aree geografiche diverse, il metodo LGS, da noi rielaborato, fonda i suoi presupposti teorici sul metodo della mappatura integrata (Miles J.C., 2005). Tale metodo, associando ciascun edificio al substrato litologico su cui ricade, permette di collegare il valore di concentrazione del radon ad ogni unità litologica (UL) tenendo conto della variabilità della sua concentrazione su base territoriale/locale. Partendo dalla suddivisione del territorio con una griglia regolare (di 15 Km x 10 km pari ad una superficie di 150 km²), per ciascuna maglia si calcola la media geometrica della concentrazione di radon indoor e la relativa deviazione standard per ciascun substrato litologico, per ogni UL appartenente a quella sezione, utilizzando i punti di misura/valori di concentrazione all'interno della stessa. Quando nella sezione non sono presenti punti di misura per una determinata litologia, si vanno a cercare le misure nei quadranti circostanti, sulla base dei buffer definiti, fino ad ottenere un valore medio rappresentativo per ogni UL. La procedura è stata automatizzata con uno script "R", attraverso il quale si calcola la media geometrica e la deviazione standard geometrica delle misure all'interno di diversi buffer dal centroide della sezione esaminata (10 km, 28 km, 56 km, 84 km). Se, per una determinata litologia, nel quadrante non sono presenti punti all'interno di un raggio massimo di 84 km, si utilizza il valore della media geometrica regionale di concentrazione di radon indoor per quella unità litologica.

Le aree caratterizzate dai valori di concentrazione più elevati >300 Bq/m³ si osservano (fig. n 3 dx) in diverse zone della Gallura, del Centro Sardegna e del Sarrabus. Altre aree con valori di concentrazione >300 Bq/m³ si riscontrano (con microcelle di qualche km²) nel settore della Sardegna settentrionale e nord-orientale riferite a unità litologiche di scarsa rilevanza a livello regionale e non significative. Un'altra area con valori elevati si riscontra nella zona della bassa Gallura e di Capo Comino. Valori di concentrazione 200÷300 Bq/m³ sono presenti in vaste aree della Gallura e della Sardegna Centro-Orientale. Anche con il metodo di interpolazione LGS, si osserva che tutto il settore orientale della Sardegna, a partire dai territori dell'Ogliastra sino a Capo Testa, è caratterizzato dai valori più elevati (superiori ai 100 Bq/m³, salvo sporadiche zone). Il settore occidentale dell'Isola e il Campidano, invece,

salvo alcune localizzate aree dell'Arburese, presentano i valori più bassi, confermando il trend generale già riscontrato con il metodo kriging.

Figura 3: Distribuzione dei valori di concentrazione media radon indoor : confronto tra metodo Kriging (figura a sx) e metodo LGS (figura a dx)



ELABORAZIONI PER LA VALUTAZIONE DELLE AREE AD ELEVATA PROBABILITÀ DI ALTE CONCENTRAZIONI DI ATTIVITÀ DI RADON

La normativa nazionale vigente, D.Lgs 230/95 e s.m.i., introduce (Art. 10 sexies) le "aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di attività di radon", intese come "le zone o luoghi di lavoro con caratteristiche determinate ad elevata probabilità di alte concentrazioni di attività di radon, di cui all'articolo 10 ter- comma 2", pur lasciando attualmente indeterminati i criteri per la loro identificazione, demandati alle risultanze dei lavori di una commissione non ancora insediata. Attualmente il metodo utilizzato in tutte le indagini svolte in Italia dopo il 2000 (anno nel quale sono state introdotte le precedenti definizioni nella normativa nazionale) per la definizione delle aree a rischio è sostanzialmente il "Grid Square Method", proposto da Miles et. Al. nel 1994, ed utilizzato oltre che in Italia anche in buona parte degli studi analoghi nel resto del mondo. Secondo tale tecnica, si utilizza come indicatore la frazione (espressa in %) di abitazioni che in una determinata area supera un determinato livello di riferimento di concentrazione di radon, ovvero, espressa in altri termini, la probabilità che le abitazioni che insistono in un determinato territorio possano superare il livello di riferimento dato. Tale concetto è stato ribadito anche dalla Direttiva CE 2013/59/Euratom, Art. 103, comma 3 "Gli Stati membri individuano le zone in cui si prevede che la concentrazione di radon (come media annua) superi il pertinente livello di riferimento nazionale in un numero significativo di edifici".

A tale scopo devono essere definiti il valore del livello di riferimento, i valori delle classi di distribuzione del parametro ed il valore delle "soglie di probabilità", al di sopra delle quali tali porzioni di territorio sono considerate "a rischio". Secondo tale metodo, assumendo che la distribuzione delle concentrazioni di radon nelle abitazioni sia approssimativamente log-normale (Miles J.C., 1994), in ogni cella si considera il logaritmo del livello di radon della generica abitazione come una variabile casuale normale, con media e varianza

rispettivamente pari alla media e alla varianza dei valori di concentrazione di radon all'interno della cella, trasformati secondo la funzione logaritmo.

La distribuzione dei valori di concentrazione del campione complessivo è una distribuzione lognormale, con valore della media geometrica (GM) pari a 65 Bq/m³ e una deviazione standard geometrica (DSG) pari a 1,055. Tali parametri sono stati utilizzati come caratteristici della distribuzione dei dati a livello degli elementi territoriali, per i quali il criterio è stato applicato, ovvero i limiti amministrativi comunali e le classi litologiche, assumendo che i dati al loro interno abbiano la stessa distribuzione log-normale e la stessa DSG. Sulla base di tale presupposto, il calcolo della percentuale di abitazioni che superano un determinato livello di riferimento si deve costruire in ogni elemento territoriale scelto, mediante la cosiddetta funzione deviata normale standardizzata Z, definita come:

$$Z = \frac{\ln(LR) - \ln(GM)}{\ln(DSG)}$$

dove LR è il livello di riferimento scelto, GM la media geometrica e DSG la deviazione standard geometrica.

Dalle tabelle dei valori di probabilità della distribuzione di frequenza normale, per ogni valore di Z si determina la probabilità che una misura di radon nella relativa cella possa superare il valore del livello di riferimento, ovvero la percentuale attesa di abitazioni eccedenti il livello di riferimento stesso.

Sulla base dei livelli di riferimento (LR) definiti dalle normative nazionali ed europee, sono state eseguite le mappe della percentuale attesa di abitazioni eccedenti i 300 e 500 Bq/m³. Il valore di 300 Bq/m³ è il livello di riferimento, quale media annua della concentrazione di radon in ambienti chiusi da non superare, indicato dalla Direttiva 59/2013/Euratom. Il valore di 500 Bq/m³ è indicato dal D.Lgs 230/95 e s.m.i. quale livello d'azione per gli ambienti di lavoro.

Le classi utilizzate per la scala dei valori della percentuale di edifici che superano i livelli di riferimento sono: 1) <5%; 2) 5÷10%; 3) 10÷20%; 4) 20÷30%; 5) >30%.

ELABORAZIONE GEOSTATISTICA METODO KRIGING PER "COMUNE"

L'applicazione del metodo del kriging su base comunale ha consentito di attribuire un valore di concentrazione di radon indoor ad ognuno dei 377 Comuni della Sardegna e successivamente di stimare la probabilità di superamento dei valori di concentrazione di radon indoor di 300 e 500 Bq/m³, per classe valori, nei Comuni (tab. n 1).

Tabella 1: Stima della probabilità di superamento dei valori di concentrazione di radon indoor di 300 e 500 Bq/m³, per classe valori, dei Comuni della Sardegna - metodo kriging

Classe valori	300 Bq/m ³		500 Bq/m ³	
	N° Comuni	% Comuni	N° Comuni	% Comuni
P ≤ 5%	73	19%	253	67%
5 > P ≤ 10%	145	38%	76	20%
10 > P ≤ 20%	105	28%	38	10%
20 > P ≤ 30%	36	10%	8	2%
P > 30%	18	5%	2	1%
Totale	377		377	

ELABORAZIONE GEOSTATISTICA METODO LGS PER COMUNE

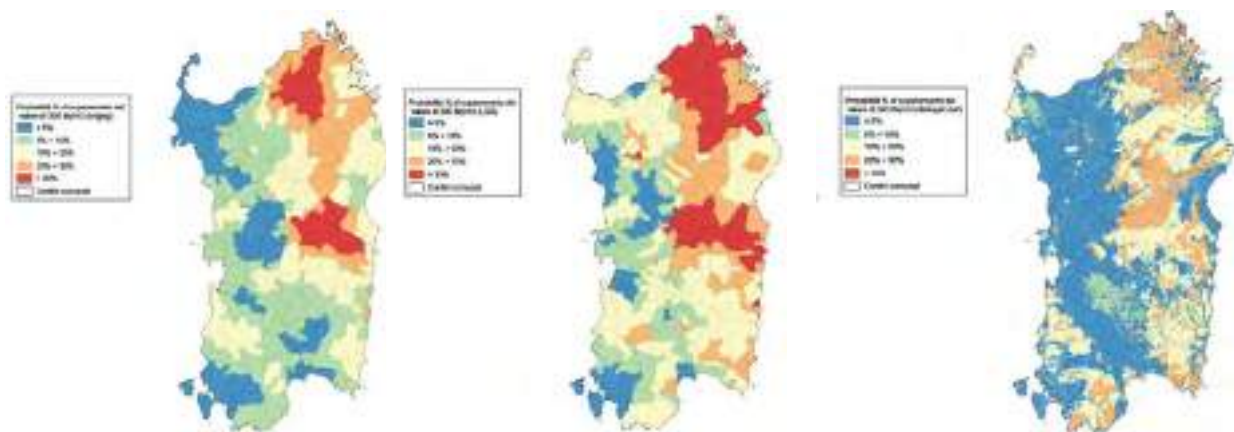
Anche il metodo di interpolazione LGS è stato utilizzato per attribuire un valore di concentrazione di radon indoor ad ognuno dei 377 Comuni e successivamente di stimare la probabilità di superamento dei valori di concentrazione di radon indoor di 300 e 500 Bq/m³, per classe valori, nei Comuni (tab. n 2).

Tabella 2: Stima della probabilità di superamento dei valori di concentrazione di radon indoor di 300-500 Bq/m³, per classe valori, dei Comuni della Sardegna - metodo LGS

Classe valori	300 Bq/m ³		500 Bq/m ³	
	N° Comuni	% Comuni	N° Comuni	% Comuni
P ≤ 5%	53	14%	163	43%
5 < P ≤ 10%	88	23%	115	31%
10 < P ≤ 20%	137	36%	67	18%
20 < P ≤ 30%	51	14%	25	7%
P > 30%	48	13%	7	2%
Totale	377		377	

Dall'esame comparato delle figure ottenute sulla base dei dati elaborati (fig. n 4) si riscontra che i risultati delle interpolazioni kriging ed LGS sono in linea di massima confrontabili, per quanto il modello LGS produca stime con valori maggiori rispetto a quanto ottenuto con il metodo kriging. L'utilizzo dei valori medi di concentrazione di radon indoor per calcolare le probabilità derivanti dalle misure relative alle diverse litologie del substrato, produce invece stime, per i valori di riferimento di 300 e 500 Bq/m³, che appaiono molto inferiori sia ai risultati puntuali delle misure stesse che alle altre interpolazioni.

Figura 4: - Stima della probabilità di superamento dei valori di concentrazione radon indoor di 300 Bq/m³, per classe valori, dei Comuni della Sardegna – Confronto metodo Kriging (a sx) - metodo LGS (al centro) e Geologia (a dx)



INDIVIDUAZIONE DELLE AREE A RISCHIO RADON

In considerazione delle elaborazioni svolte con i metodi di stima kriging ed LGS delle concentrazioni di radon indoor per le unità territoriali riferite ai limiti amministrativi comunali, è stata costruita, a partire dai valori della probabilità del superamento del livello di riferimento di 300 Bq/m³, un'unica tabella che prevede, in via del tutto cautelativa, che il valore della probabilità di superamento del livello di riferimento per ciascun Comune della Sardegna sia

rappresentato dal valore maggiore fra quelli ottenuti con i due metodi di stima. A tal fine, con l'obiettivo di identificare le aree a rischio come stabilito dal D.Lgs. 230/95 e ss.mm.ii., ed in attesa delle indicazioni derivanti dal recepimento della Direttiva 59/2013/Euratom e dal previsto Piano d'azione per il Radon, sono state individuate quali aree a rischio i Comuni nei quali la probabilità di superare il livello di riferimento di 300 Bq/m³ interessa più del 30% degli edifici.

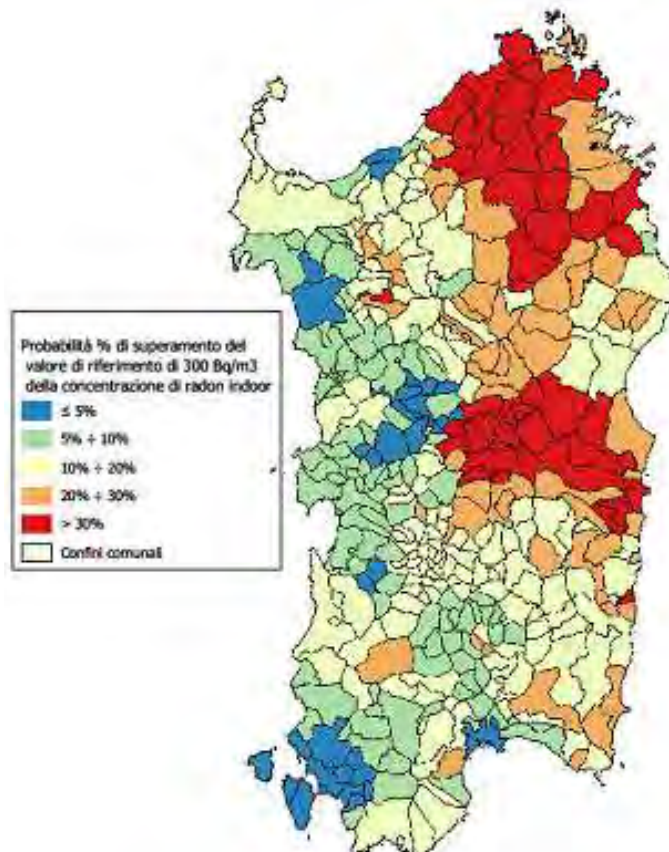
La distribuzione dei Comuni in classi di probabilità di superare il valore di riferimento è riportata nella tab. n 3.

Tabella 3: Stima della probabilità di superamento dei valori di concentrazione di radon indoor di 300 Bq/m³, per classe valori, nei Comuni della Sardegna e stima della popolazione esposta

Probabilità di superare il valore di riferimento 300 Bq/m ³	Numero di Comuni	Popolazione
P ≤ 5%	34	11.620
5 < P ≤ 10%	98	39.864
10 < P ≤ 20%	142	66.257
20 < P ≤ 30%	54	56.967
P > 30%	49	48.650
Totale	377	223.359

La fig. n. 4 rappresenta la classificazione del territorio regionale in relazione alla probabilità di superare il livello di riferimento di 300 Bq/m³ negli ambienti confinati (indoor), siano essi edifici residenziali che edifici utilizzati per attività lavorative.

Figura 4: Probabilità di superamento del livello di riferimento di 300 Bq/m³ negli edifici. In rosso le aree a rischio radon (probabilità > del 30%).





VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE

Alla conclusione dello studio sono state condotte delle elaborazioni sugli aspetti relativi al rischio per la popolazione, finalizzate alla validazione ed alla conferma delle scelte metodologiche sviluppate (e di natura esclusivamente preliminare), basate sulla popolazione e sulla sua distribuzione nel territorio. A partire dai dati ISTAT 2011 relativi alla popolazione residente per ciascun Comune della Regione e dal numero di edifici residenziali presenti in ciascun Comune è stata calcolata la popolazione esposta a concentrazioni di radon indoor superiori ai valori di riferimento pari a 300 Bq/m^3 per tutti i Comuni della Sardegna. Le stime eseguite (tab. n 3) evidenziano che circa il 14% della popolazione della Sardegna (circa 223.000 persone) risulterebbe esposta a valori di concentrazione di radon indoor superiore al valore di 300 Bq/m^3 e di questi circa il 22% risiede nei Comuni classificati a rischio, mentre la restante parte della popolazione potenzialmente esposta si distribuisce, talora con una incidenza percentuale maggiore, nelle altre classi valori di probabilità definite.

CONCLUSIONI

Il Progetto Radon con la sua indagine sul campo e le successive elaborazioni ed interpolazioni dei dati ha consentito di poter realizzare la carta di classificazione del territorio della Sardegna con individuazione delle aree a rischio radon.

La disponibilità di misure nei Comuni attualmente non coperti da indagini dirette consentirebbe di sviluppare e consolidare i risultati raggiunti ed, inoltre, di poter valutare i risultati interpolativi ottenuti con le diverse metodologie utilizzate.

Dal punto di vista metodologico utilizzare per la definizione delle aree a rischio un criterio che sia basato unicamente sulla scelta del valore di riferimento (ad esempio 300 Bq/m^3) e la definizione della percentuale di edifici (ad esempio il 30%) nei quali può essere superato il valori di riferimento, potrebbe non essere sufficiente per individuare la popolazione esposta ad alti valori di concentrazione radon, facilitarne un'adeguata sensibilizzazione e, quindi, favorire l'avvio delle attività di riqualificazione e risanamento degli edifici finalizzato alla riduzione del rischio, che costituisce in definitiva l'obiettivo finale di queste attività.

Appare opportuno valutare che nei criteri per l'identificazione delle aree a rischio possa essere ricompresa la stima della popolazione potenzialmente esposta.

Il rapporto completo del "Progetto radon- Classificazione del territorio regionale della Sardegna con individuazione delle aree a rischio radon (2019)" può essere consultato in:

<http://www.sardegnaambiente.it/arpas/>

<http://www.sardegnaambiente.it/index.php?xsl=611&s=21&v=9&c=14552&es=4272&na=1&n=10>

BIBLIOGRAFIA

Istituto Superiore della sanità (ISS): *Il radon e il Piano Nazionale Radon (PNR)-2002*.

Matheron G.: *A simple substitute for conditional expectation: the disjunctive kriging. Advanced geostatistics in the mining industry*. 1976. Reidel, Dordrecht, pp 221-236

Miles J.: *Mapping the proportion of the housing stock exceeding a radon reference level*. 1994. Radiation Protection Dosimetry 56, 1-4, 207-210.

Miles J.C. et al.: *Mapping Variation in Radon Potential Both Between and Within Geological Units*. 2005. J Radiol Prot 25 (3), 257-276.

Pebesma E.J.: *Multivariable geostatistics in S: the gstat package*. 2004. Computers&Geosciences 30, 683-691.

World Health Organization: *Handbook on indoor radon: a public health perspective*, 2009.

AZIONI DI RIMEDIO PER LA MITIGAZIONE DEL GAS RADON IN AMBIENTI DI VITA GIUSTIFICATI DA PRINCIPI DI CONTABILITÀ AMBIENTALE

*F.Casaburi, *S. Procopio, ** P.Capone, *S.Ferro

*ARPACal, Laboratorio Fisico Ettore Majorana Dipartimento di Catanzaro (Cz), Italia

**ARPACal, Dipartimento di Vibo Valentia (Vv), Italia

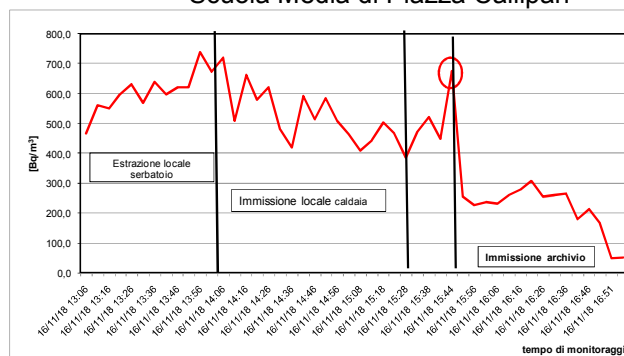
Riassunto

In questo lavoro vengono proposte e realizzate delle azioni di mitigazione della concentrazione di attività del gas radon, in una scuola media della Regione Calabria in cui sono stati registrati valori intorno a 1000 Bq/m^3 . Se si applicano i dettami della contabilità ambientale al ciclo di vita dell'intervento, pur soddisfacendo il principio di giustificazione che governa gli interventi in radioprotezione, è possibile effettuare delle valutazioni in termini di sostenibilità ambientale. L'intervento di mitigazione è stato pertanto suddiviso in tre sezioni: diagnosi e misura, progettazione dell'intervento e scelta dei materiali, realizzazione dell'opera e controllo dell'efficacia dell'intervento. Ogni sezione ha un costo energetico che comporta un peso ecologico. La stima del peso ecologico viene effettuata utilizzando degli indicatori ben definiti e con un'algebra rigorosa e in taluni casi si dimostra che con accorgimenti virtuosi nel ciclo di vita dell'intervento nel tipo di misura, si può soddisfare compiutamente sia il principio di giustificazione e sia i vincoli della sostenibilità ambientale dell'intero processo.

INTRODUZIONE

Nell'ambito dell'attuazione del Progetto CCM2014, *Applicazione di una procedura di valutazione degli interventi di prevenzione primaria del cancro polmonare derivante da esposizione al radon indoor*, promosso da INAIL in collaborazione con ARPACAL, il laboratorio fisico *Ettore Majorana* ha realizzato un monitoraggio^[1] dei livelli di concentrazione di attività del gas radon in ambienti pubblici di proprietà del comune di San Calogero (Vv). Nella prima campagna di monitoraggio annuale con esposimetri passivi, su alcuni ambienti situati al piano terra della Scuola Media di Piazza Callipari sono stati registrati valori significativi di radon ($344 \pm 37 \text{ Bq/m}^3$). Pertanto, si è proceduto ad una seconda verifica estendendo il monitoraggio anche ad altri piani, interrato e primo dello stesso edificio. Il piano interrato, suddiviso in tre volumi separati (ex palestra – archivio, volume caldaia, volume serbatoio), è stato individuato come fonte primaria di accumulo della concentrazione di gas radon con un livello medio^[1] pari a $1065 \pm 109 \text{ Bq/m}^3$. Questo piano dell'edificio scolastico (Fig. 1a) è direttamente collegato con una scala interna ai piani superiori e ciò facilita una distribuzione spaziale della concentrazione di attività del gas radon. Si è proceduto quindi, con i test di immissione ed estrazione di aria nei locali interessati e con il monitoraggio della concentrazione in continuo (monitore MR1 – Miam srl) nei diversi assetti di condizionamento del microclima (Figura 1). È stato possibile quindi individuare una strategia di intervento per contenere i livelli di radon al piano interrato e conseguentemente a quelli sovrastanti.

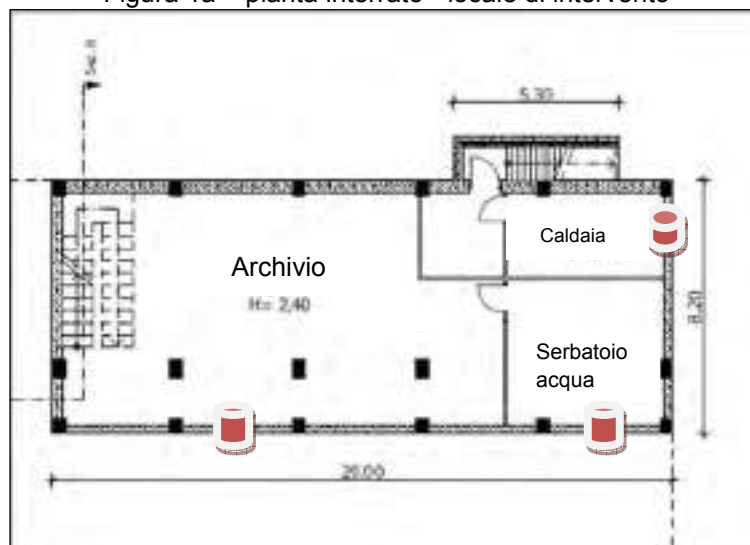
Figura 1 – Test di immissione-estrazione aria
Scuola Media di Piazza Callipari



In figura 1, sono riportati le fasi più salienti del monitoraggio e l'andamento temporale della concentrazione di radon nei diversi set-up. Visti i volumi interessati, stimati i tempi di risposta e di impiego del sistema di condizionamento forzato con immissione di aria dall'esterno a bassa pressione, sono state indicate le operazioni da effettuare per la risoluzione del conflitto ambientale. I locali indagati sono interrati, privi di condizionamento interno e senza areazione, dunque l'immissione di aria che potrebbe generare in taluni casi, gradienti di temperatura importanti, violando la normativa di settore sul risparmio energetico, in prima approssimazione non rappresenta una criticità termodinamica in senso stretto. Pertanto, nell'archivio e nei locali serbatoio dell'acqua e caldaia, avendo dimostrato che immettendo aria dall'esterno si abbattano completamente i livelli di radon presenti nel piano interrato, mentre il ciclo inverso (estrazione), richiama più radon dal sottosuolo rispetto a quello già presente, è stato completato il seguente intervento di mitigazione:

- o realizzazione di un muro di tamponamento in cartongesso (14,6 m²) in grado di isolare l'archivio dalla scala di accesso e ridefinire un volume indipendente con una porta (1,7 m²) per l'accesso alla palestra-archivio;
- o praticare tre aperture circolari con un diametro massimo di 15 centimetri per l'applicazione di N.3 estrattori d'aria^[iii] di tipo elicoidale con diametro di 10 cm e con potenze differenziate: 33 W e 10 W con due diverse portate, rispettivamente 185 m³/h per il locale con il volume maggiore e 95 m³/h per i restanti. Il sistema è dotato di un programmatore orario differenziato per eseguire i tempi di esercizio come indicati nella tabella 1.

Figura 1a – pianta interrato - locale di intervento



Una contabilità economica rigorosa, suggerisce per l'attuazione dell'intervento di contenimento del rischio radon nella scuola, un impegno economico pari a 900 €, onnicomprensivo dei materiali e della manodopera per la posa, anche se quest'ultima già nelle disponibilità dell'Ente. La riduzione della concentrazione di attività di radon è stata significativa, conseguendo un fattore di riduzione superiore al 95%, nonostante i tempi di esercizio e funzionamento dei tre diversi estrattori di aria siano stati contenuti e abbiano quindi avuto una buona ricaduta sul costo energetico annuo stimato. In questo lavoro è stato inoltre considerato il peso ecologico di ciascuna fase dell'intervento per verificare quanto sia il beneficio derivante dalla riduzione del rischio di tumore al polmone conseguito localmente rispetto al costo dato dall'aumento globale dell'impatto ecologico e dal conseguente aggravio complessivo delle condizioni di rischio di altri esseri viventi outdoor, che cioè non utilizzano la scuola oggetto dell'indagine. Per verificare questo "tarlo ecologico",

l'intervento radioprotezionistico realizzato è stato sottoposto ad una sorta di *microscopio ecologico* per osservare i tre elementi fondanti:

- diagnosi e misura;
- progettazione dell'intervento e posa dei materiali;
- controllo dell'efficacia dell'intervento (misura), mantenimento degli obiettivi raggiunti.

Ognuna di questi fasi ha un'impronta ecologica, che può essere stimata attraverso l'applicazione di uno dei diversi indicatori di sostenibilità ambientale disponibile in letteratura. In estrema sintesi, ci si può chiedere: quanto costa ambientalmente una misura di concentrazione di attività di radon, un'azione di mitigazione del danno, il controllo e il mantenimento dei risultati raggiunti.

Tabella 1 – Programmazione oraria esercizio impianto di condizionamento e caratteristiche

	Volume di interesse [m ³]	Potenza [Watt]	Portata [m ³ /h]	Volumi coperti [m ³]
Volume Archivio	276	33	185	278
Volume Serbatoio	72	10	95	71
Volume Caldaia	26	10	95	32

	orario giornaliero		ore 6,0	ore 9-10	ore 12-13	ore 15-16	Tempo di esercizio giornaliero
Volume Archivio [275,5 m ³]	6,00	16,00	90 min	60 min	60 min	60 min	270 min
Volume Serbatoio [72,0 m ³]	6,00	16,00	45 min	45 min	45 min	45 min	180 min
Volume Caldaia [26,4 m ³]	6,00	16,00	20 min	20 min	20min	20 min	80 min
Totale esercizio [min]	530						
Energia impegnata [Juole] /giorno	6,91E+05						
Energia impegnata [Juole] / anno scolastico	1,38E+08						

MATERIALE E METODI

La concentrazione di attività del gas radon è stata determinata impiegando rivelatori passivi a tracce tipo CR39 ed analizzate con un lettore ottico che segue la procedura di qualità del laboratorio specifica del metodo^[iv,v.,viii] di misurazione ad integrazione per la determinazione della concentrazione media di attività del radon (²²²Rn) in aria con campionamento passivo - UNI ISO 11665-4: 2015 (E). Per i rivelatori passivi la concentrazione di attività media di radon (²²²Rn) può essere stimata impiegando l'espressione [1.0]

$$\bar{C} = (n_g - \bar{n}_b) \cdot \frac{1}{t \cdot S_{SSNTD} \cdot F_c} = (n_g - \bar{n}_b) \cdot \omega \quad [1.0]$$

con $\omega = \frac{1}{t \cdot S_{SSNTD} \cdot F_c}$ vale la uguaglianza, tenendo presente che:

- F_c , fattore di taratura, (traccia/cm²)/(Bq h/m³);
- n , numero di rivelatori per determinare il rumore di fondo;
- n_g numero di tracce dopo l'esposizione;
- \bar{n}_b numero medio delle tracce generate dal rumore di fondo; può essere determinato sperimentalmente leggendo un certo numero n di rivelatori che non sono stati esposti al

radon e comunque sottoposti ad attacco chimico e lettura, o anche se il valore può comunque essere fornito dal costruttore;

- S_{SSNTD} , fattore di copertura dell'area delle tracce incise, in cm^2 ;
- t , tempo di esposizione.

La grandezza determinata è affetta da una incertezza che è stata stimata usando le relazioni di seguito presentate [1.1] e [1.2]

$$u(\bar{C}) = \sqrt{\bar{C}^2 u_{rel}^2(\omega) + \omega^2 \cdot \left[n_g + \frac{\bar{n}_b}{n} \right]} \quad [1.1]$$

L'incertezza relativa associata al fattore di taratura è calcolata come di seguito indicata nella relazione [1.2] sommando in quadratura l'incertezza relativa del fattore di taratura (F_c) e il fattore di copertura delle tracce incise (S_{SSNTD}):

$$u_{rel}^2(\omega) = u_{rel}^2(F_c) + u_{rel}^2(S_{SSNTD}) \quad [1.2]$$

L'incertezza associata al tempo di esposizione è trascurabile. Le misure in continuo a supporto dei test di rimedio sono state effettuate con un misuratore MR1 corredato da una cella di Lucas. Successivamente si è proceduto con un protocollo del tutto ordinario per l'attuazione di un'azione di rimedio. L'elemento di diversità che è stato fortemente voluto e introdotto per la prima volta in questo lavoro, è senza alcun dubbio rappresentato dal quesito già proposto e qui richiamato: qual è il costo ambientale complessivo dell'intervento. È del tutto evidente che la scelta e la definizione dello strumento impiegato per stimare l'impatto di ciascuna fase del processo analizzato, può suggerire delle valutazioni direttamente classificabili comunque come fattori di pressione sulla natura, da comparare con ciò che solo apparentemente in prima approssimazione sembra lapalissiano, considerando soprattutto la tipologia dell'intervento. Infatti, esso potrebbe essere facilmente giustificato, poiché riduce il rischio accertato di tumore al polmone. Il beneficio sarebbe assoluto se, ciò non comportasse nessun impatto ambientale, cosa assai improbabile. Insiste infatti un dubbio latente, alquanto consapevole, che un beneficio locale e puntuale possa coincidere con un peggioramento di condizioni di vita più globali. L'obiettivo di questa stima non è il confronto tra indicatori di sostenibilità ambientale per valutare l'impatto della costruzione di bene o servizio, bensì analizzare il ciclo di vita delle varie fasi dell'intervento di radioprotezione, e valutare i diversi pesi ecologici, i materiali impiegati, la quantità e qualità dell'energia utilizzata, i rifiuti prodotti e l'acqua adoperata. L'analisi degli impatti può contribuire a far contenere l'impronta dell'intervento modificando eventualmente i flussi di materia o energia impiegati per la costruzione o il mantenimento di ciascuna fase. Sono interrogativi che inducono a intraprendere comportamenti virtuosi che migliorano il beneficio reale sulla salute (non solo locale ma anche globale), riducendo nel contempo di un fattore 4 o 10 gli utilizzi di energia e materia, in linea con la strategia dello sviluppo sostenibile e delle risposte al cambiamento climatico globale. Gli indicatori di sostenibilità ambientale^[viii, ix, x] sono indici di contabilità delle risorse ambientali che tengono conto della natura impiegata e della pressione intesa come emissioni e rifiuti restituita al pianeta per la realizzazione di un bene o un servizio. Nel corso degli ultimi trenta anni sono stati sviluppati e costruiti, oltre che applicati, una vasta gamma di strumenti per stimare gli impatti. Nel recente passato anche la IAEA ha pubblicato (2005) un documento *Energy Indicators for sustainable development: guidelines and methodologies*, forse con un intento non propriamente ecologista ma, rivolto a computare il consumo di energia in diversi settori e il metodo di calcolo dell'energia totale impiegata. Pur consapevoli che già una semplice analisi input-output sui flussi energetici utilizzati restituisca accorgimenti utili, si è inteso procedere nell'esercizio del computo ecologico utilizzando gli strumenti più adatti e capaci a spiegare le fasi del nostro intervento di radioprotezione: il primo denominato *material input per service-unit* (MIPS) o l'impronta dei materiali, sviluppato a partire dagli anni 90 dal Wuppertal Institut e applicato in questo lavoro^[xi]; l'altro ideato dal Prof. Howard Odum (USA, Florida) già nel 1975 e definito eMergy (Emergia) o analisi energetica o Solar eMergy,

una metodologia termodinamica in grado di normalizzare alla sola energia primaria del Sole tutti gli input e gli output di un determinato sistema.

L'indice MIPS è un indicatore di rendimento ecologico che tenendo conto del ciclo di vita di un bene o un servizio, stima la quantità di materia utilizzata direttamente ed indirettamente per costruirlo. Questo equivale a dire che la massa (kg) di un bene è la somma del bene (M_b) direttamente osservabile e quella invisibile o non osservabile derivante dai materiali scavati, movimentati o semplicemente lavorati (M_x) utili per costruire quello specifico oggetto o servizio. Questo definisce lo *zaino ecologico* (ZE) di ogni nostra utilità:

$$ZE(kg) = M_b + M_x \quad [1.3]$$

In tabella 2 viene proposto qualche esempio espresso come natura utilizzata per una unità di prodotto.

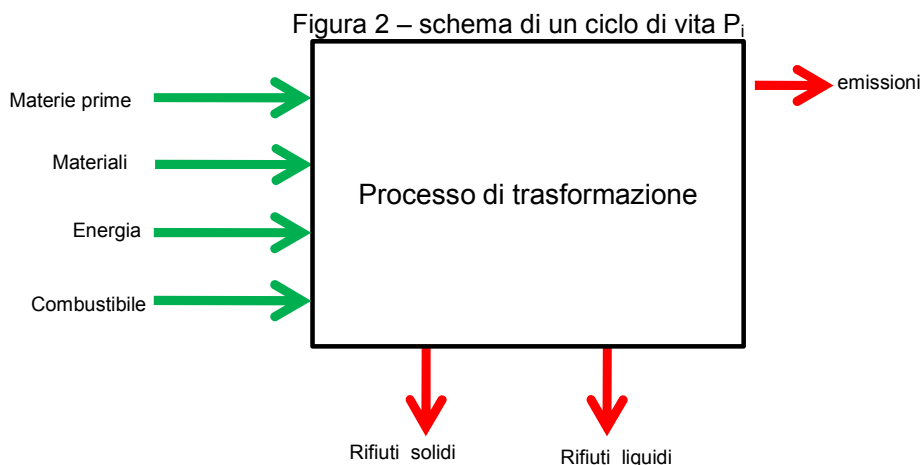
Tabella 2 – Fonte Wuppertal Institut, zaini ecologici

Prodotto/ servizio	ZE (kg _{di natura} / kg _{prodotto})
Automobile	25/1
Personal Computer	1000/1
Anello d'oro	(0,6*10 ⁶)/1
Carta	15/1
Plastiche (PE)	4,6/1
Plastiche PVC	8,8/1

L'indice MIPS è formato da cinque diversi componenti:

- materiali abiotici: sabbia, minerali, combustibili fossili (carbone, petrolio, gas minerale);
- materiali biotici: animale e biomassa vegetale;
- terreno per produzioni agricole e forestali: quantità di terreno fertile perso per erosione;
- acqua: prelevata per usi industriali o agricoli;
- aria: prelevata per trasformazioni fisiche (separazione dei gas) o chimiche (reazione dei gas, per esempio l'ossigeno per la combustione).

In ogni processo (P_i) o ciclo di vita di un prodotto il servizio ambientale fornito è ben definito e può essere schematizzato come in Figura 2: in essa, viene stimata la massa (kg) delle cinque componenti che concorrono alla realizzazione del bene o servizio.



Nel processo di trasformazione si tiene conto del destino ultimo dei rifiuti prodotti in ogni singolo ciclo se vengono: riciclati, smaltiti in discarica o in impianti di recupero energetico.

Nella contabilità dei flussi dei materiali che vengono caricati in un sistema di trasformazione si conteggia anche il pretrattamento, il trasporto e il costo ambientale delle infrastrutture. Lo schema di un processo (P_i) riportato in Figura 2 può essere replicato n-volte per la determinazione di un servizio o di un bene più complesso.

La formulazione matematica di un indice MIP o MIPS a seconda se si tratta di un bene o di un servizio, può essere definita con un sistema lineare a m-equazioni, che in forma matriciale si esprime nella relazione [1.4].

$$\begin{pmatrix} q_{11} \\ \vdots \\ q_{m1} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} b_{11} & \cdots & b_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ b_{m1} & \cdots & b_{mn} \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} a_{11} & \cdots & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & \cdots & a_{nn} \end{pmatrix}^{-1} \cdot \begin{pmatrix} f_{11} \\ \vdots \\ f_{n1} \end{pmatrix} \quad [1.4]$$

$$Q_{m1} = B_{mn} \cdot A_{nn}^{-1} \cdot F_{n1}$$

dove il vettore colonna Q_{m1} rappresenta l'inventario dei flussi elementari del processo per unità di servizio; B_{mn} è la matrice ambientale delle risorse naturali e degli inquinanti, e ogni riga rappresenta un flusso elementare mentre un elemento b_{mn} corrispondente ad una stessa riga è la quantità estratta o emessa dall'ambiente per un determinato processo che è rappresentato dall'intera colonna. Ogni colonna della matrice A_{nn}^{-1} è un processo, che considera flussi input – output delle materie prime necessarie per la realizzazione di quello specifico processo. F_{n1} è un vettore colonna che contiene le unità di servizio. A partire dal vettore colonna Q_{m1} è possibile determinare sempre attraverso una equazione matriciale, la matrice degli impatti R_{p1} di ogni ciclo di vita associata ad una specifica categoria per ogni unità di servizio come riportato nella relazione [1.5]:

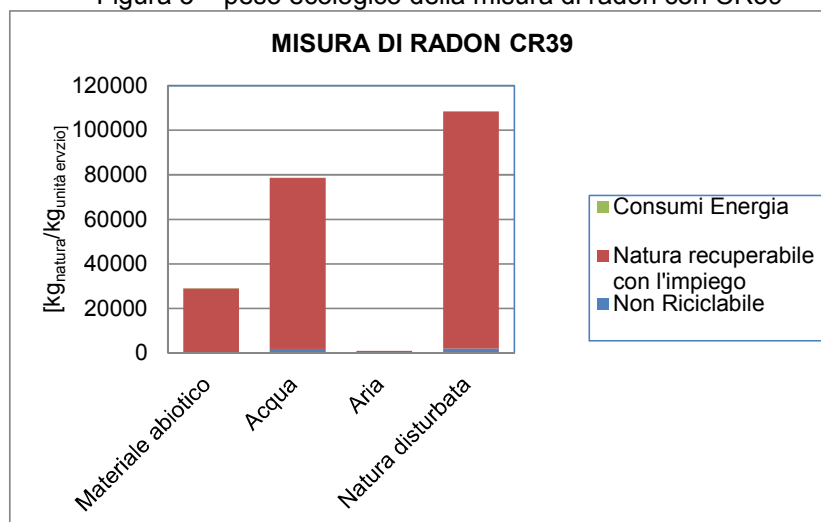
$$R_{p1} = C_{pm} \cdot Q_{m1} \quad [1.5]$$

C_{pm} è la matrice di caratterizzazione, ogni riga un metodo di processo, ogni elemento un fattore peso di conversione applicato per un corrispondente flusso elementare (estrazione di risorse, emissioni). Ogni colonna della stessa matrice rappresenta un flusso elementare. I sistemi matriciali descritti sono formulazioni di tipo stazionario, che se applicati su un intervallo temporale più ampio, per cui è possibile aggiornare i fattori di conversione con mix energetici delle diverse regioni di produzione dei beni e servizi, si può anche esprimere una formulazione non stazionarie del formalismo e quindi dipendente dal tempo. Nel nostro calcolo si è proceduto per ciascuna fase dell'intervento radioprotezionistico, alla stima e alla classificazione della massa totale dei materiali (MI) impiegati, attraverso gli input ed output delle masse per unità di prodotto (MIT) o MIPS per unità di servizio nelle diverse componenti che formano l'indicatore. La normalizzazione dei diversi flussi di materiali è stata calcolata utilizzando i fattori peso ($\text{kg}_{\text{natura}}/\text{kg}_{\text{prodotto}}$) e di trasformazione, pubblicati nella banca dati online del Wuppertal Institut (3 febbraio 2014). È stata stimata la natura (kg) disturbata - movimentata, trasformata, per realizzare le diverse fasi dell'intervento. Il calcolo consente di splittare le diverse componenti ed analizzare il contributo di ciascuno tra materiale abiotico, materiale biotico, acqua, aria, terreno perso per le erosioni. Così, per produrre un CR39 necessitano 0,13 kg di materia abiotico, 4 kg di acqua e 0,09 kg di aria. Considerato che si dispone di un laboratorio per la misura di radon alimentato direttamente ad energia solare è stato possibile apprezzare il risparmio in natura che si ha quando si alimentano i consumi direttamente da fonti rinnovabili. Per poter analizzare i cicli di lavorazioni, per l'allestimento degli strumenti e i consumabili impiegati nelle diverse fasi, sono stati usati alcune comunicazioni industriali delle ditte costruttrici^[xii].

RISULTATI

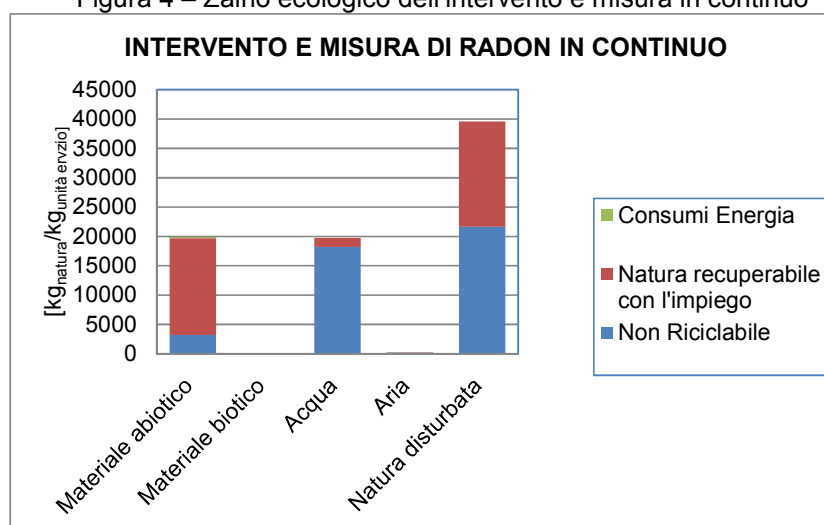
Il primo risultato di contabilità ambientale con l'impiego dei MIPS su fattori di conversione $\text{kg}_{\text{natura}}/\text{kg}_{\text{servizio}}$ disponibili al Wuppertal Institut è la quantità di natura utilizzata per sostenere la misura di attività di gas radon con esposimetri passivi di tipo CR39. Nella figura 3 si riporta il costo ambientale delle diverse componenti e il peso ecologico relativo alla misura iniziale: 108,5 tonnellate di materiali spesi per realizzare questa fase. Le componenti classiche dell'indice MIPS sono state ulteriormente suddivise in sottoinsiemi: materie non riciclabile, consumi energetici e natura recuperabile con l'utilizzo. Quest'ultimo sottoinsieme computa quella parte di natura impiegata per allestire il laboratorio, costruire la catena strumentale non recuperabile in senso stretto ma giustificata con l'impiego e l'utilizzo.

Figura 3 – peso ecologico della misura di radon con CR39



È stato stimato il peso ecologico dell'intervento di mitigazione, prendendo in considerazione la lista dei materiali impiegati per la modifica strutturale dell'edificio, i dispositivi di estrazione, la loro costruzione e il consumo di elettricità per esercizio di ventilazione, la misura di radon con monitor in continuo (Figura 4): lo zaino ecologico è pari a 42,0 tonnellate.

Figura 4 – Zaino ecologico dell'intervento e misura in continuo



Infine è stata computata la natura per la misura di radon post – intervento , utilizzando dosimetri passivi a tracce CR39. In questo calcolo non è stata conteggiata la natura già impiegata per la

costruzione del laboratorio: 2,0 tonnellate è il costo ambientale della sola analisi post intervento. Come già indicato in precedenza è stata valutata la configurazione più ecologica del consumo energetico. In particolare, è possibile osservare le differenze nei diversi assetti energetici. Come mostrato in Figura 6, si spendono 20 kg/kWh nel caso di energia solare e 238 kg/kWh usando un mix energetico classico. Se si aggregano i dati elaborati è possibile considerare dunque la stima della natura disturbata per l'intervento completo di riduzione del rischio radon, anche nella configurazione solare e con un mix energetico tradizionale (Figura 7).

Figura 5 – ZE misura di radon Post

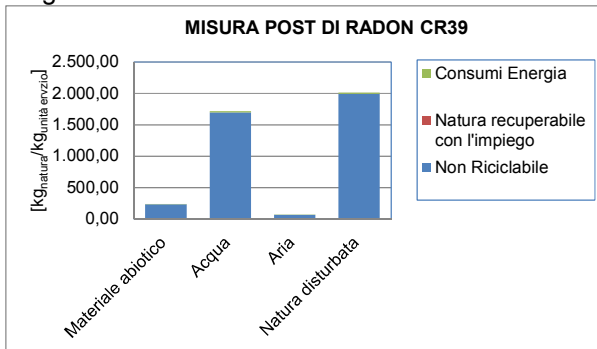


Figura 6 – ZE energia per una misura di radon

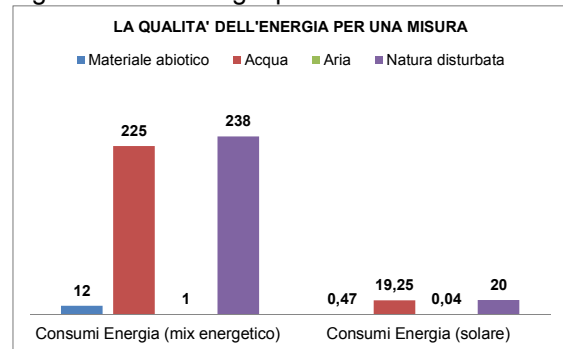


Figura 7 – Zaino ecologico dell'energia

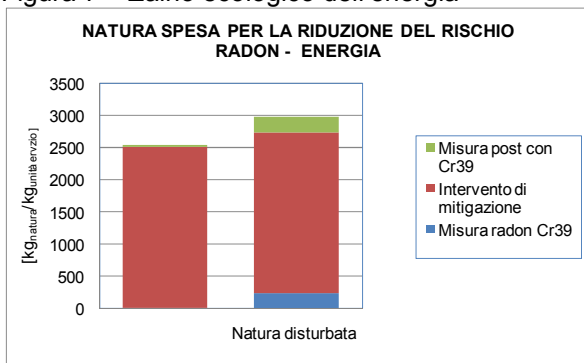
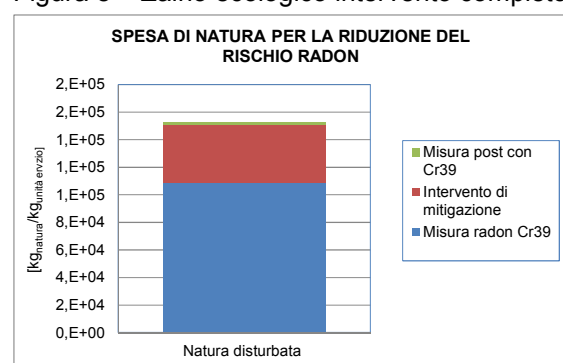


Figura 8 – Zaino ecologico intervento completo



Secondo le stime, l'intervento di radioprotezione per la mitigazione del radon con le specifiche indicate costa alla natura circa 153 tonnellate (152,8 t). Se si utilizzano i fattori di equivalenza per la stima delle emissioni di biossido di carbonio (CO₂, ISPRA, 2017)^[xiii,xiv] tra l'energia consumata e la CO₂ (0,32 kgCO₂/kWh) e tra la massa di natura paragonabile a rifiuti da smaltire 0,52 kgCO₂/kg_rifiuti (IPPC, 2007,2008), è possibile calcolare il contributo di anidride carbonica immessa in atmosfera per l'intervento esaminato (Figura 9,10). Si stima in media che lo smaltimento di una tonnellata di rifiuti produca 520 kg di CO₂.

Figura 9 – Zaino di CO₂ dell'energia

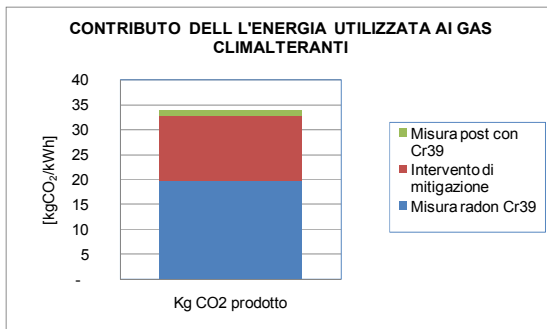
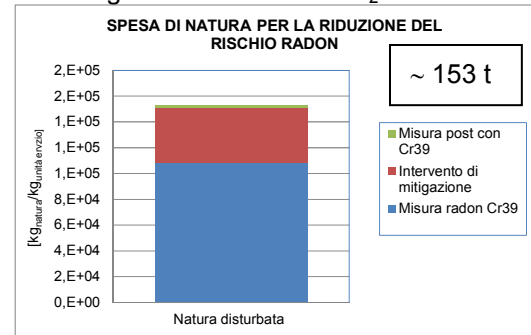


Figura 10 – Zaino di CO₂ intervento



CONCLUSIONI

L'intervento di radioprotezione per la mitigazione del radon è risultato efficace pertanto in linea di principio, avendo di fatto ridotto la probabilità di rischio di tumore al polmone, non si è stimolati da ulteriori interrogativi. Tuttavia, la contabilità ambientale, con l'impiego di un indicatore come ad esempio l'intensità dei materiali (MIPS), può dimostrare che il costo ambientale dell'intero ciclo ha un impatto, quasi certamente sottostimato che ci condanna ad una riflessione. Se ad una riduzione del rischio locale stimabile con una relazione di tipo lineare (concentrazione – rischio), si associ una spesa in natura complessiva pari a circa 153 tonnellate di materiali movimentati e smaltiti, è necessario considerare un aumento della probabilità di rischio di altra specie ed entità capace di mutuare l'esposizione: da locale a globale. Si potrebbe parlare, parafrasando la teoria dello sviluppo sostenibile di importazione ed esportazione di rischio.

BIBLIOGRAFIA

- [ⁱ] Linee guide per le misure di concentrazione di radon in aria nei luoghi di lavoro sotterranei Conferenza dei Presidenti delle Regioni e delle Province Autonome di Trento e Bolzano, 6 febbraio 2003
- [ⁱⁱ] Decreto legislativo del 17 febbraio 1995 n.230/95 s.m. e i. *Attuazione delle direttive 89/618 Euratom, 90/641 Euratom, 96/29/ Euratom in materia di radiazioni ionizzanti.* Direttiva 2013/59/Euratom del Consiglio 5 dicembre 2013 *Norme sulla sicurezza relativa all'esposizione alle radiazioni ionizzanti.*
- [ⁱⁱⁱ] UNI 10339 e UNI EN 13779/2008 Ventilazione degli edifici di tipo non residenziale
- [^{iv}] ISO 11665-4: 2012 (E), *Measurement of radioactivity in the environment – Air radon 222 (²²²Rn), Part 1 Origins of radon (²²²Rn) and its short lived decay products and associated measurements methods ;*
- [^v] ISO 11665-4: 2012 (E), *Measurement of radioactivity in the environment – Air radon 222 (²²²Rn) Part 4 Integrated measurement method for determining average activity concentration using passive sampling and delayed analysis.*
- [^{vi}] Procedura di prova pGE001FI/CZ-*Metodo di misurazione ad integrazione per la determinazione della concentrazione media di attività del Radon (²²²Rn) in aria con campionamento passivo - UNI ISO 11665-4: 2015 (E).*
- [^{vii}] ISO 11929, *Determination of the characteristic limits for measurements of ionizing radiation*
- [^{viii}] UNICEI EN ISO/IEC 17025 Requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e taratura
- [^{ix}] UNI EN ISO 14040:2006 LCA, ciclo di vita dei beni e servizi
- [^x] *Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies* October 2007 Third Edition (United Nations)
- [^{xi}] *The International Reference Life Cycle data System (ILD) Handbook*, JRC Reference reports, 2012
- [^{xii}] Mathieu Saurat and Michael Ritthoff, *Calculating MIPS 2.0 Material intensity of materials, fuels, transport services, food Wuppertal Institut febbraio 2014, ISSN 2079-9276*
- [^{xiii}] Comunicazione dei Costruttori, Miam srl
- [^{xiii}] *Emissioni nazionali di gas Serra: indicatori di efficienza e decarbonizzazione nei principali paesi europei*, ISPRA 295 /2018
- [^{xiv}] *Fattori di emissione atmosferica di CO₂ e altri gas a effetto serra nel settore elettrico* ISPRA 257/2017

La presenza di ^{22}Na in atmosfera: concentrazioni al suolo a partire dall'analisi di spettri γ eseguiti sulla deposizione umida e secca

M. Magnoni, L. Bellina, S. Bertino, B. Bellotto, M. Ghione, M.C. Losana
Arpa Piemonte, Via Jervis 30, 10015 Ivrea (TO)
m.magnoni@arpa.piemonte.it

RIASSUNTO

Il ^{22}Na , un radionuclide naturale cosmogenico generato negli alti strati atmosferici da reazioni di spallazione sull' ^{40}Ar , è prodotto in quantità relativamente limitate ma, in taluni casi, la sua presenza può essere rivelata anche a livello del suolo. Nonostante la pressoché nulla rilevanza radioprotezionistica, lo studio dell'andamento di questo radionuclide riveste un grosso interesse per studi di circolazione atmosferica e climatici.

In questo lavoro la presenza in atmosfera del ^{22}Na è stata valutata tramite misure della deposizione umida e secca (fallout), una matrice prelevata e analizzata mensilmente nell'ambito della Rete Nazionale RESORAD per il controllo della radioattività ambientale. La misura del ^{22}Na è stata resa possibile accorpando in un unico campione annuale i campioni mensili. Purtroppo tale approccio non può essere esteso a campioni più vecchi di 6-7 anni a causa del decadimento radioattivo. È stato così seguito il metodo della somma spettrale che consente, lavorando su spettri γ acquisiti in passato, permette di ottenere "spettri virtuali" aventi la capacità di rivelare le basse concentrazioni del ^{22}Na . Si apre così la possibilità di per la prima volta in Italia di ricavare una lunga serie storica sistematica del ^{22}Na ambientale.

INTRODUZIONE

Il ^{22}Na è un radionuclide cosmogenico avente un'emivita di 2,6029 anni che si genera nell'alta atmosfera in conseguenza delle reazioni di spallazione su nuclei di argon, ^{40}Ar . Decade nell'isotopo stabile ^{22}Ne tramite emissioni β^+ (90,35%) e per cattura elettronica (9,65%) [1]. Una volta prodotto, si attacca rapidamente al particolato sub-micronico presente in atmosfera e ne segue il suo destino. La sua produzione, come del resto quella di tutti gli altri radionuclidi cosmogenici, è dovuta essenzialmente alle particelle pesanti ad alta e altissima energia ($> 100 \text{ MeV/amu}$) della componente galattica dei raggi cosmici (GCR, Galactic Cosmic Rays), [2].

Le sue concentrazioni atmosferiche agli inizi degli anni Sessanta del secolo scorso erano considerevolmente aumentate a seguito delle esplosioni nucleari in atmosfera. Oggigiorno, tuttavia, a ormai più di cinquant'anni dalla firma del Test Ban Treaty (Mosca, 1963) e quasi quaranta dall'ultima esplosione nucleare in atmosfera (Cina, 1980), la sua presenza è ormai tornata ai suoi livelli naturali e, al livello del suolo, non vengono di norma superate concentrazioni dell'ordine del $\mu\text{Bq/m}^3$ [3],[4]. L'interesse allo studio di questo radionuclide non risiede dunque nella sua rilevanza radioprotezionistica (la dose alla popolazione attribuibile al ^{22}Na è del tutto insignificante), bensì dal fatto che dalla sua misura, da sola o in associazione ad altri radionuclidi anch'essi cosmogenici ma con emivite differenti (ad esempio il ^7Be , $t_{1/2}=53,22$ giorni e il ^{10}Be , $t_{1/2}=1,36 \cdot 10^6$ anni), si possono ottenere interessanti informazioni sulle dinamiche atmosferiche e sull'attività solare. La presenza dei radionuclidi cosmogenici in atmosfera presenta infatti di solito un forte gradiente verticale positivo con un massimo nella stratosfera: improvvisi aumenti delle concentrazioni di questi radionuclidi al livello del mare o a quote basse sono quindi l'indizio dell'intrusione di consistenti massa d'aria di provenienza stratosferica [5],[6],[7],[8]. Inoltre, la variazione dell'attività solare, che come noto segue invece un periodo di circa 11 anni, influenza significativamente il tasso di produzione dei radionuclidi che presenta così un valore più alto in corrispondenza dei minimi solari [9], [10].

Lo studio del ^{22}Na , a causa della sua emivita intermedia rispetto al ^7Be e al ^{10}Be , consentirebbe di ottenere informazioni complementari, in termini di risoluzione temporale, rispetto a quelle ottenibili con questi radioisotopi. Risulta quindi evidente l'importanza di avere delle serie storiche di questo radionuclide, che presenta dunque un duplice interesse, sia per gli studi sulla circolazione atmosferica che per quelli climatologici.

Sfortunatamente, le bassissime concentrazioni ambientali tipiche del ^{22}Na costituiscono un difficile ostacolo per ottenere una serie storica completa ed affidabile di dati: la rivelazione del ^{22}Na in atmosfera durante le attività routinarie di monitoraggio ambientale è infatti un evento sporadico, anche quando si effettuano misure con sensibilità particolarmente spinte (dell'ordine del $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$). In questo lavoro viene quindi presentato un approccio che consente di ricavare una serie storica di misure di ^{22}Na a partire dal prelievo sistematico (mensile) della deposizione umida e secca e dalla successiva analisi di spettrometria γ mediante rivelatori al germanio iperpuro (HPGe). Tali rilevamenti sono infatti effettuati sistematicamente da ARPA Piemonte da ormai trent'anni nell'ambito della Rete Nazionale per il controllo della radioattività ambientale, coordinata da ISIN e stabilita ai sensi dell'art. 104 del D. Lgs. 230/95.

MATERIALI E METODI

Misura, campionamento e analisi

Il ^{22}Na può essere misurato tramite spettrometria γ ad alta risoluzione (HPGe) sfruttando il fotone a 1274,6 keV emesso dal radionuclide con una resa γ prossima all'unità (99,94%). Viene emessa dal ^{22}Na anche un'altra radiazione gamma a 511 keV molto intensa, con una resa γ superiore al 180%: si tratta della radiazione di annichilazione legata alle emissioni positroniche di questo radionuclide. Il suo utilizzo per valutazioni quantitative è però problematico a causa del fatto che tale emissione si va a sommare al picco a 511 keV dovuto all'annichilazione delle coppie positroni e^+ ed elettroni e^- generati dall'interazione con la materia dei raggi γ ad alta e presente in ogni spettro γ . Come già detto nell'introduzione, la misura diretta del ^{22}Na in atmosfera è assai difficile, viste le basse concentrazioni normalmente presenti. Una misura indiretta della concentrazione atmosferica può però essere fatta analizzando la deposizione umida e secca del particolato in sospensione, il cosiddetto fallout: è infatti questo un tipo di matrice che consente misure estremamente sensibili. Il passaggio dalle misure di deposizione D ai valori concentrazione in aria C è possibile grazie ad un semplice modello. La deposizione D di un dato radionuclide che si accumula in un dispositivo di raccolta può infatti essere descritta dalla seguente equazione differenziale:

$$\frac{dD}{dt} + \lambda \cdot D = \Phi \quad (1)$$

dove con λ abbiamo indicato la costante di decadimento radioattiva di un generico radionuclide, mentre Φ è il suo flusso totale al suolo. L'accumulo della radioattività nel campionario dipenderà ovviamente dall'intervallo di tempo considerato (tempo di campionamento) che, nel caso di una tipica misura di fallout, è nel nostro caso $\tau = 1$ mese. Ipotizzando allora un flusso Φ costante, la soluzione dell'equazione differenziale è data da:

$$D = \frac{\Phi}{\lambda} \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot \tau}) \quad (2)$$

Poiché la deposizione è un fenomeno strettamente legato al regime delle piogge, la descrizione complessiva del fallout tramite la (1) e la (2), cioè con un generico flusso Φ costante, può essere considerata valida solo in prima approssimazione. Il flusso Φ è infatti costituito in realtà da due meccanismi molto diversi: uno legato alla componente secca, sostanzialmente costante nel tempo e, l'altra dovuta alla componente umida, molto più irregolare, dominata dalle precipitazioni. Vale quindi in generale: $\Phi_{\text{tot}} = \Phi_{\text{secca}} + \Phi_{\text{umida}}$. Ma mentre per la componente secca può essere scritta una relazione molto semplice: $\Phi_{\text{secca}} = C \cdot v_d$, con C concentrazione di attività in aria e v_d valor medio della velocità di deposizione del particolato, per quella umida la relazione è molto più complicata coinvolgendo diversi parametri legati alle caratteristiche della precipitazione la cui conoscenza è spesso problematica. Per una discussione un po' più dettagliata di questi aspetti si può fare riferimento a una nostra pubblicazione di qualche anno fa [11]. Nella pratica si possono però spesso ignorare queste difficoltà e far uso di un approccio molto semplificato che estenda anche al flusso totale la semplice relazione impiegata per la deposizione secca. Avremo allora:

$$\Phi_{\text{tot}} = C \cdot v_m \quad (3)$$

dove v_m è una “velocità media di deposizione”, che ha un valore maggiore rispetto al parametro v_d , tipico della deposizione secca, dal momento che ingloba anche gli effetti della deposizione umida. Una stima del valore di v_m , effettuato grazie a misure sperimentali dirette del ^{137}Cs in atmosfera [12] ha fornito un valore di circa 0,04 m/s: si tratta di un parametro il cui valore deve essere preso come ordine di grandezza, dal momento che esso, come abbiamo visto, non ha un preciso significato fisico ed inoltre è anche fortemente influenzato dal regime precipitazioni.

I campionamenti della deposizione umida e secca sono sistematicamente effettuati da ARPA Piemonte nell’ambito della Rete Nazionale per il controllo della radioattività ambientale con cadenza mensile. A partire dal 1997 il campionamento è effettuato presso la sede ARPA di Via Jervis, 30, Ivrea, sul tetto di un edificio di 3 piani. Il contenitore di raccolta è una vasca di acciaio inox avente superficie pari a circa 4 m², (figura 1).



Figura 1 – Vasca in acciaio inox, con superficie di raccolta del fallout di 4 m², posta sul tetto (III piano) dell’edificio in cui ha sede il laboratorio Arpa Piemonte di Ivrea. Lo svuotamento avviene mensilmente tramite un tubo che convoglia l’acqua raccolta direttamente nel laboratorio.

In assenza di precipitazioni, la vasca viene mantenuta umida con un battente d’acqua deionizzata. Il prelievo avviene mensilmente; l’acqua, raccolta in opportuni contenitori, è sottoposta a lenta evaporazione (80° C) fino a completa secchezza, impiegando nella fase finale un liofilizzatore. Un’aliquota fissa del materiale raccolto (4 g), posta in un piccolo contenitore con coperchio, viene poi sottoposta a spettrometria γ con rivelatori HPGe, aventi efficienza relativa variabile dal 30 % al 90 %, opportunamente tarati nella geometria di misura (si veda in figura 2). Il tempo di conteggio standard impostato per questo tipo di misure è di 16 ore. Le sensibilità che si ottengono con questo tipo di misure sono assai spinte. In termini di deposizione D , si parla di una MAR di circa 0,015 Bq/m²

riferita al ^{137}Cs , mentre per il ^{22}Na si hanno valori un po' maggiori, $0,025 \text{ Bq/m}^2$, a causa della minore efficienza degli spettrometri all'energia dell'emissione del ^{22}Na .



Figura 2 – Contenitore plastico per le misure mensili di fallout posizionato su un rivelatore HPGe: il residuo secco (4 g) è distribuito uniformemente in una sottile geometria cilindrica altamente riproducibile, anche grazie a un tappo che comprime il materiale.

Tali valori corrispondono a concentrazione in atmosfera C di circa $0,25 \mu\text{Bq/m}^3$. Si tratta di numeri molto bassi ma che, se pure consentono di misurare spesso ancora il ^{137}Cs in atmosfera proveniente dalla risospensione dal suolo, non sono tuttavia sufficienti a rivelare sempre il ^{22}Na , dal momento che esso è presente al livello del mare in concentrazioni spesso inferiori [13].

Per cercare quindi di migliorare la sensibilità delle misure si è deciso di creare un campione composito annuale a partire dai 12 campioni mensili. Per far ciò sono stati travasati i 12 campioni di 4 g ciascuno contenuti nei contenitori dei campioni mensili (figura 2), in un contenitore più grande (figura 3). Operando in questo modo ci si può infatti aspettare un significativo incremento della sensibilità per le misure atmosferiche, come ci può rendere conto considerando l'espressione della MAR per la deposizione che, nella classica formulazione di Currie (1968) [14], è data da:

$$MAR_D = \frac{4.66 \cdot \rho_{fondo}}{\varepsilon_\gamma \cdot r_\gamma \cdot S \cdot \sqrt{t}}$$

dove ε_γ è l'efficienza, r_γ è la resa gamma, S la superficie di raccolta e ρ_{fondo} la fluttuazione del rateo di conteggio del fondo, mentre S e t sono, rispettivamente, l'ampiezza della superficie di raccolta del fallout e il tempo di conteggio. Tenendo conto della (2) e della (3) si può ricavare una corrispondente espressione per la MAR riferita alle concentrazioni in atmosfera, data da:

$$MAR_c = \frac{4.66 \cdot \rho_{fondo} \cdot \lambda}{\varepsilon_\gamma \cdot \tau_\gamma \cdot S \cdot \sqrt{t} \cdot (1 - e^{-\lambda\tau}) \cdot v_m} \quad (4)$$

In cui τ è il tempo di campionamento (1 mese per le misure standard, un anno per quelle composite). Da ciò si può facilmente osservare che il passaggio da misure routinarie mensili a misure annuali (con un campione composito più grande) ha effetti diversi e contrastanti sui parametri che concorrono a determinare la *MAR*: da un lato si ha infatti un'importante diminuzione, di circa un ordine di grandezza, determinata dal fattore $(1 - e^{-\lambda\tau})$; dall'altro un suo aumento, anche se più contenuto, a causa del fatto che l'efficienza ε_γ di conteggio, calcolata a partire dall'efficienza del contenitore mensile per mezzo di procedure di trasferimento di efficienza, peggiora leggermente (di un fattore 1,43) nella geometria del campione composito per la diminuzione dell'angolo solido medio di conteggio mentre aumenta invece ρ_{fondo} a causa dell'incremento del fondo Compton dovuta a un incremento del segnale legato alla presenza di una maggior quantità di campione.

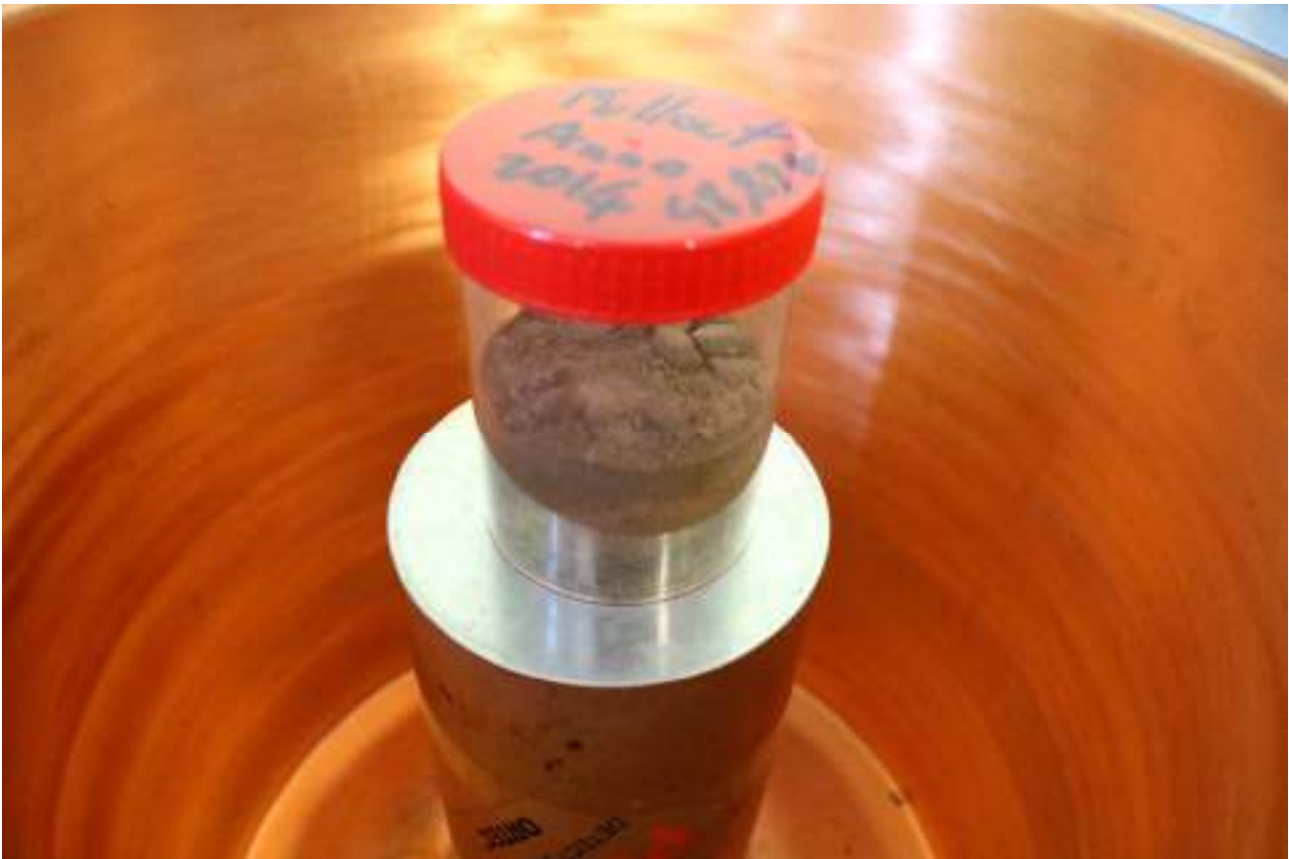


Figura 3 – Barattolo contenente il campione annuale (composito, circa 48 g di residuo secco) ottenuto mescolando i 12 campioni mensili posto sul rivelatore HPGe, pronto per la misura.

Un ulteriore piccolo miglioramento delle prestazioni si può ottenere incrementando il tempo di conteggio t : passando da 57600 s (16 ore) a 200000 s si ha, in termini di *MAR*, un guadagno di quasi un fattore 2 (1,86 per la precisione). In definitiva, inserendo nella (4) i valori numerici appropriati per i vari parametri si ricava complessivamente un bilancio positivo, con una diminuzione della MAR_c di quasi un ordine di grandezza. Applicando questo approccio al ^{22}Na si ottiene infatti per misure composite annuali di deposizione $MAR_c \approx 0,05 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, un valore significativamente inferiore a quello per le misure mensili ($0,25 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$), che consente di rivelare anche deboli tracce di questo radioisotopo.

Si è quindi proceduto all'accorpamento dei campioni mensili degli ultimi anni, dal 2018 al 2014, ricavando così complessivamente 5 campioni annuali. Va però tenuto conto che l'effettuazione di misure di ^{22}Na su campioni "vecchi" presenta delle ovvie limitazioni dovute al progressivo

decadimento del radionuclide: la radioattività di un campione del 2014 misurato oggi si è ormai ridotta a meno del 20% del suo valore iniziale. Ciò purtroppo, viste le sensibilità in gioco e i livelli tipici del ^{22}Na atmosferico, limita fortemente la possibilità di ottenere informazioni da campioni più vecchi di 6-7 anni: per essi la presenza di ^{22}Na ha raggiunto livelli talmente bassi da non essere più distinguibile dal fondo.

Per cercare di aggirare questo problema si è pertanto imboccato una via alternativa, seguendo l'approccio proposto in un recente lavoro pubblicato da Hoffman et al. (2017), [15]: l'analisi mediante il metodo della somma degli spettri (*spectral summation technique*). Si tratta semplicemente di prendere gli spettri mensili acquisiti durante le attività di monitoraggio routinarie (mensili) e di sommarli canale per canale. In tal modo, ragionando su un intervallo di tempo annuale, si crea uno spettro γ fittizio che altro non è che la somma dei 12 spettri mensili. Questa operazione ha delle limitazioni e richiede ovviamente delle cautele: si possono infatti sommare correttamente solo spettri ottenuti con il medesimo spettrometro e, anche in questo caso, bisogna tenere conto delle derive energetiche che, nell'arco di un anno, possono alterare la corrispondenza canale – energia. Superate queste difficoltà si arriva però ad ottenere uno spettro γ composito annuale mediante il quale si ha un apprezzabile incremento della sensibilità rispetto ai singoli spettri mensili: lo spettro somma fittizio si può infatti considerare equivalente a uno spettro conteggiato per un tempo 12 volte superiore agli originali: ciò si traduce, in base alla (4), in un incremento di sensibilità (diminuzione della MAR) dell'ordine di un fattore 3,5 rispetto alle misure standard. Si può quindi giungere così fino a valori di MAR di circa $0,07 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, un valore non lontano da quello che si ottiene misurando direttamente un campione composito annuale. Il vantaggio di questo approccio è evidente: si potrà infatti investigare la presenza del ^{22}Na accorpando opportunamente spettri acquisti anche decine di anni fa, aprendo così la prospettiva di ricostruire un'ampia serie storica per questo radioisotopo. Prima di far ciò è necessario però dimostrare la robustezza di una tale impostazione, confrontando i risultati che si ottengono con le due metodiche appena discusse.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Spettri sul campione composito e spettri somma

Il primo obiettivo di questo lavoro è stato quello di confrontare i valori numerici che si ottengono con i due approcci proposti: la misura diretta sui campioni composti annuali e l'analisi degli spettri somma annuali ricostruiti a partire dagli spettri mensili. Nel far ciò occorre tener conto che, considerando il campione composito annuale, la quantità che si misura è la deposizione effettivamente accumulata nel corso di un intero anno di campionamento ($\tau_a = 1$ anno) e quindi è data da:

$$D_a = \frac{\Phi}{\lambda} \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot \tau_a}) \quad (5)$$

dove Φ è il flusso del radionuclide ($\text{Bq}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) e D_a è appunto la deposizione accumulata nel campionatore nell'arco di un anno., mentre per lo spettro somma, essendo queste misure basate su campionamenti mensili, si ha invece:

$$D_m = \frac{\Phi}{\lambda} \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot \tau_m}) \quad (6)$$

dove D_m , essendo $\tau_m = 1$ mese, è evidentemente la deposizione accumulata in un mese. Si può osservare che, poiché lo spettro somma è ottenuto mettendo assieme gli spettri relativi a ciascun mese, la quantità sperimentale D_m che si ottiene può essere senz'altro identificata come il valore medio mensile di deposizione per l'anno in questione. Il confronto della congruenza dei dati tra questi due tipi di misure non può quindi essere fatto paragonando semplicemente i due valori D_a e D_m , assai diversi a causa del diverso tempo di campionamento, bensì normalizzando rispetto al fattore $(1 - e^{-\lambda \cdot \tau})$. Ciò equivale a confrontare i flussi Φ , presenti nelle equazioni (5) e (6) i quali, secondo il modello adottato, sono assunti come costanti e dovranno evidentemente avere lo stesso valore. In

base alla (3), il confronto può essere anche espresso, del tutto equivalentemente, considerando le concentrazioni in atmosfera C in quanto direttamente proporzionali a Φ .

I campioni riferiti agli anni dal 2014 al 2018 sono stati acquisiti nei primi mesi del 2019 impostando un lungo tempo di conteggio, 200000 s (poco più di due giorni), sfruttando i fine settimana: il campione era posto in misura la sera di venerdì e scaricato poi il lunedì mattina.

Nelle seguenti figure 4 e 5 sono mostrati gli spettri ottenuti sul campione composito annuale relativamente agli anni 2018 e 2014, rispettivamente.

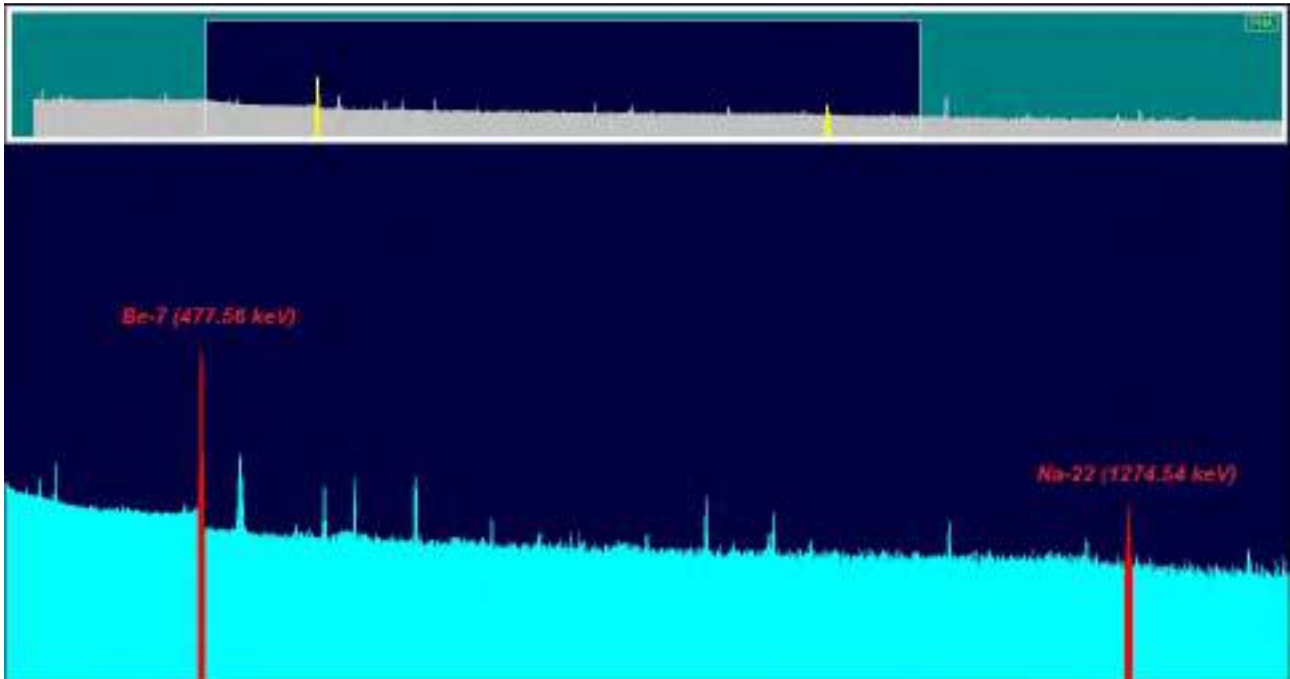


Figura 4 – Spettro composito annuale relativo all'anno 2018: si nota chiaramente nella ad alta energia dello spettro il picco del ^{22}Na . A più bassa energia è evidenziato anche il picco del ^7Be .

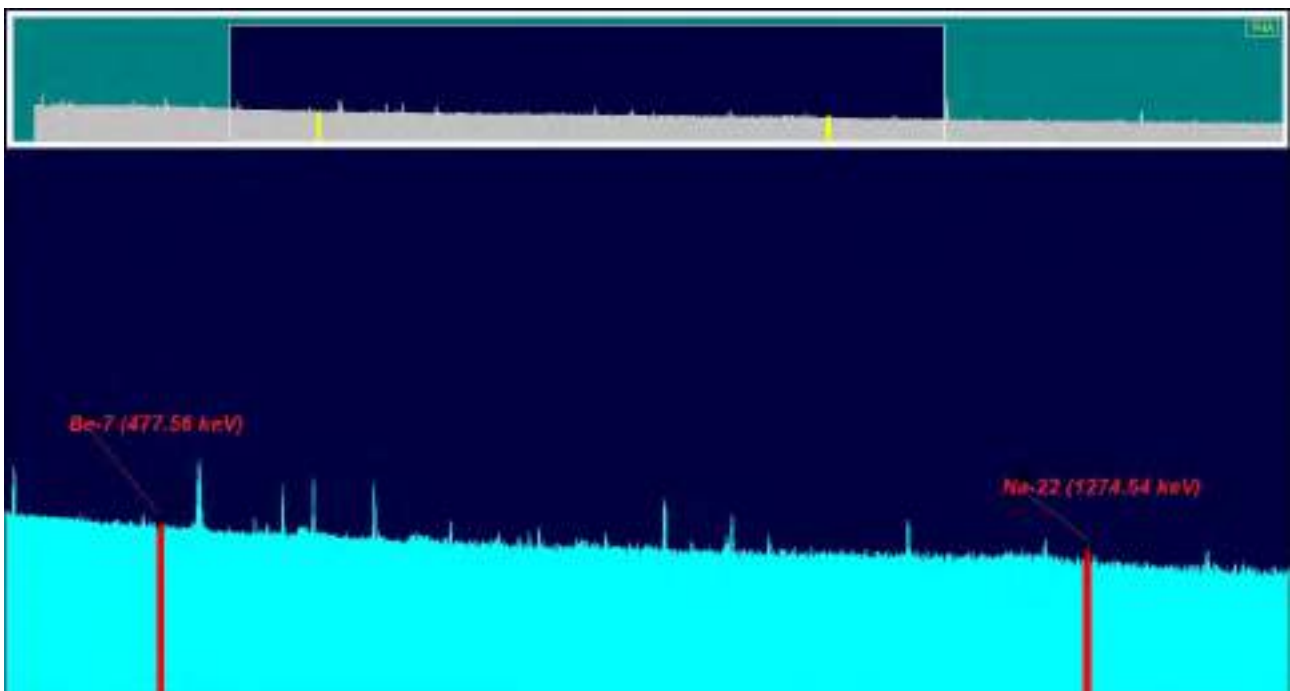


Figura 5 – Spettro composito annuale relativo all'anno 2014: è ancora visibile, anche se estremamente ridotto, il picco del ^{22}Na , mentre è del tutto scomparso per il decadimento quello del ^7Be .

Nello spettro del 2018 sono visibili chiaramente sia il ^{22}Na che il ^7Be , mentre in quello del 2014 il picco del ^{22}Na è sensibilmente ridotto e quello del ^7Be è completamente scomparso a causa del decadimento: ciò è del tutto ovvio essendo il tempo di dimezzamento del ^7Be pari a 53,22 giorni. In figura 6 e 7 sono invece mostrati gli spettri dei campioni somma ricostruiti a partire dai singoli spettri mensili, riferiti agli stessi anni: 2018 e 2014. Si può osservare come in questo caso, a differenza degli spettri 2018, il loro aspetto sia paragonabile: in entrambi i casi troviamo infatti il picco del ^7Be e anche l'intensità di quelli del ^{22}Na è a prima vista simile.

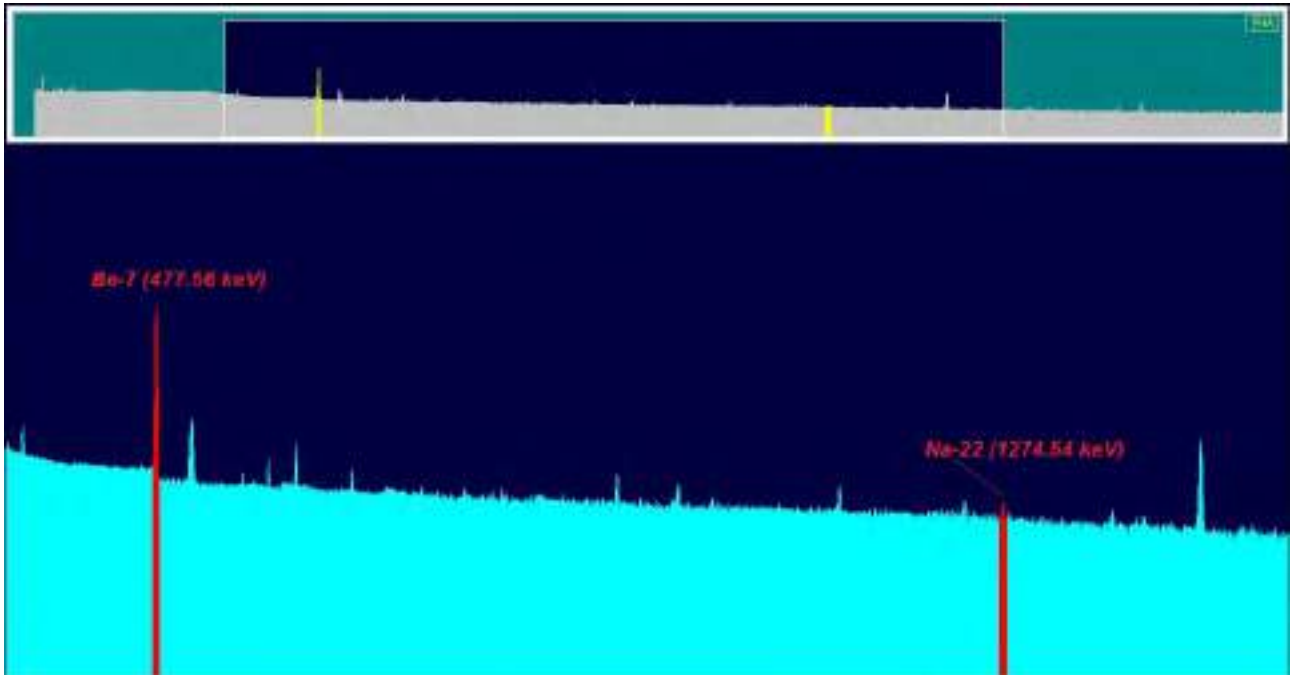


Figura 6 – Spettro somma annuale relativo all'anno 2018: sono visibili sia il picco del ^{22}Na che quello del ^7Be . Quello del ^{22}Na appare molto meno intenso dello spettro composito 2018 (Figura 4) a causa del minor tempo di integrazione.

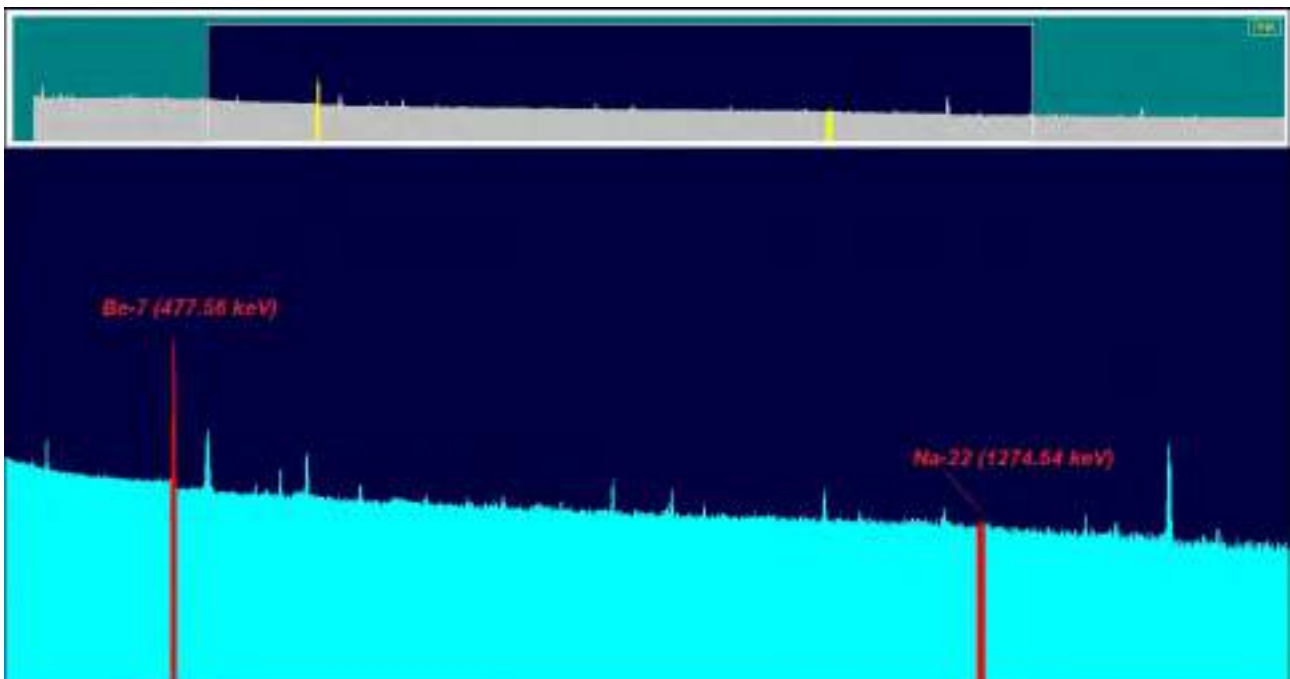


Figura 7 – Spettro somma annuale relativo all'anno 2014: sono visibili sia il picco del ^{22}Na che quello del ^7Be , del tutto analogo, a prima vista, quello del 2018.

Nella seguente Tabella 1 sono mostrati i risultati delle analisi spettrometriche relative al ^{22}Na per gli anni dal 2014 al 2018, seguendo i due metodi. Come ci si aspettava, i valori di deposizione per gli spettri somma sono significativamente inferiori rispetto a quelli dei campioni composti a causa appunto del fattore $(1-e^{-\lambda\tau})$ che tiene conto del diverso tempo di campionamento.

Tabella 1 – Deposizioni annue ^{22}Na

	Spettro composito misurato (Bq/m ²)	Spettri somma ricostruiti (Bq/m ²)	Piovosità annua (mm)
2018	0,7604±5,8%	0,0529±10,1%	1520,9
2017	0,3977±13,1%	0,1022±12,0%	736,8
2016	0,5429±9,6%	0,0207±25,3%	1122,4
2015	0,5027±9,2%	0,0268±17,9%	866
2014	0,4800±15,8%	0,0253±18,1%	1655,4

Normalizzando quindi i dati tramite $(1-e^{-\lambda\tau})$ e assumendo come velocità media di deposizione annua $v_m=0,04$ m/s, si può in definitiva passare al calcolo delle concentrazioni medie annue in atmosfera, grazie alla seguente espressione:

$$C = \frac{D \cdot \lambda}{(1 - e^{-\lambda\tau}) \cdot v_m} \quad (7)$$

In Figura 8a sono mostrati in definitiva i valori di ^{22}Na atmosferici, espressi in $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$: in ordinata ci sono i valori dei campioni misurati (compositi), in ascissa quello dedotto dagli spettri somma. Come si vede 4 dei 5 valori sono abbastanza compatibili: i punti giacciono infatti vicino alla bisettrice degli assi, con la sola evidente eccezione di un dato, relativo al 2017, per il quale il valore misurato (spettro composito) è molto inferiore rispetto a quello che si ottiene considerando lo spettro somma.

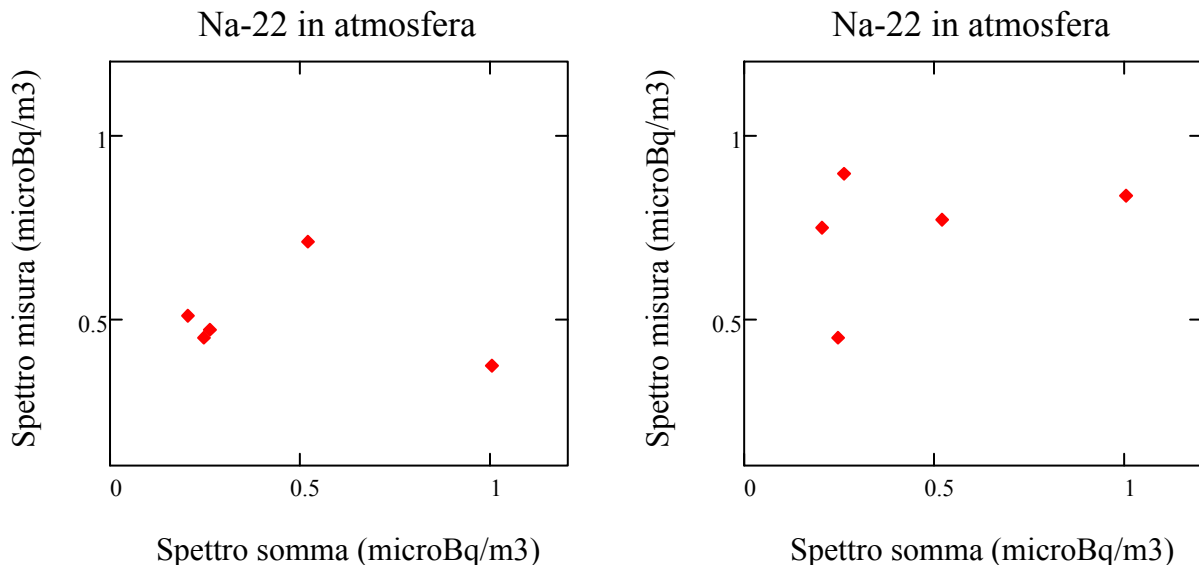


Figura 8a e 8b – Dati grezzi (8a) e dati normalizzati con la piovosità (8b)

Il motivo di tale discrepanza al momento non è chiaro. Un indizio per risolvere il problema potrebbe venire considerando la piovosità. Si vede infatti dalla Tabella 1 che il 2017 è risultato di gran lunga l'anno meno piovoso rispetto agli altri. Una corretta normalizzazione dei dati rispetto alla piovosità è possibile in linea di principio ma assai complessa: è necessario considerare i vari eventi piovosi, la loro intensità e la loro distribuzione lungo l'anno. In attesa dunque di affrontare il problema in modo completamente rigoroso, considerazioni euristiche portano a ritenere che un differente regime di piovosità, considerato su base annuale, possa influenzare maggiormente il dato annuale rispetto a quelli mensili. Sulla base di questo assunto è dunque lecito normalizzare solo i dati relativi agli spettri

misurati (compositi annuali). In prima approssimazione si possono dunque normalizzare i dati secondo la seguente espressione:

$$D_{nj} = D_j \frac{P_{max}}{P_j} \quad (8)$$

con D_{nj} deposizione normalizzata D_j deposizione sperimentale dell'anno j , P_j piovosità totale dell'anno j , P_{max} , piovosità totale massima (2014). La normalizzazione dei dati effettuata tramite la (8), che lascia invariato il dato per il quale si è avuta la più elevata piovosità e riscalda proporzionalmente gli altri può essere fisicamente giustificata dal fatto che la velocità media v_m che compare nell'equazione (3) è un parametro che, per come è definito, dipende in realtà dalla piovosità media annuale: non appare quindi corretto utilizzare il medesimo valore in situazioni dove la piovosità è significativamente diversa. Operando in tal modo si ottiene il grafico riportato in figura 8b: il dato del 2017 si "aggiusta" ma per un paio d'altri punti peggiora un po' l'allineamento. L'operazione non è dunque completamente soddisfacente risolutiva. E' però probabile che un migliore accordo si possa ottenere introducendo un fattore di normalizzazione (8) in modo più puntuale che consideri e pesi separatamente ciascun evento piovoso.

Tuttavia, considerati i bassissimi valori di attività e le conseguenti incertezze in gioco, il risultato ottenuto può comunque ritenersi abbastanza soddisfacente e le concentrazioni medie in aria di ^{22}Na possono quindi essere stimate prendendo semplicemente il valor medio calcolato con i due approcci, senza considerare alcuna normalizzazione (Tabella 2).

Tabella 2 – Concentrazioni atmosferiche

	Concentrazione ^{22}Na in atmosfera ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)
2018	0,61±11,6%
2017	0,68±17,8%
2016	0,36±27,1%
2015	0,37±20,1%
2014	0,35±23,7%

I valori ottenuti sono dello stesso ordine di grandezza di quelli ottenuti in altri recenti studi .

Possibili studi e applicazioni

I dati qui presentati si limitano a 5 anni e sono quindi insufficienti per trarre conclusioni fondate di qualsiasi natura. Sono attualmente in corso lavori per ampliare in modo sostanziale la base dati, estendendola fino agli anni '90 e inserendo anche considerazioni puntuali sull'altro radionuclide cosmogenico rivelato normalmente con ben maggiore facilità nei campioni di fallout, il ^7Be . E' però interessante almeno accennare ai possibili usi che si possono fare di serie storiche di questo tipo.

Sul versante degli studi delle dinamiche atmosferiche, un impiego classico del ^{22}Na congiuntamente al ^7Be è quello della stima dei tempi di residenza troposferici dell'aerosol, valutando appunto le variazioni del loro rapporto misurato al suolo [13].

Un altro interessante impiego è suggerito dall'osservazione del fatto che i dati di concentrazione sembrano mostrare un leggero ma chiaro incremento nel tempo (figura 9): tale incremento è di solito interpretato come una conseguenza della diminuzione dell'attività solare che, in questo periodo (2019), si sta avvicinando appunto al suo periodico minimo, come si può vedere nel seguente grafico di figura 10 dove sono riportate assieme ai dati del ^{22}Na anche quelle delle macchie solari. Pur nell'esiguità dei dati a disposizione la correlazione appare evidente [16].

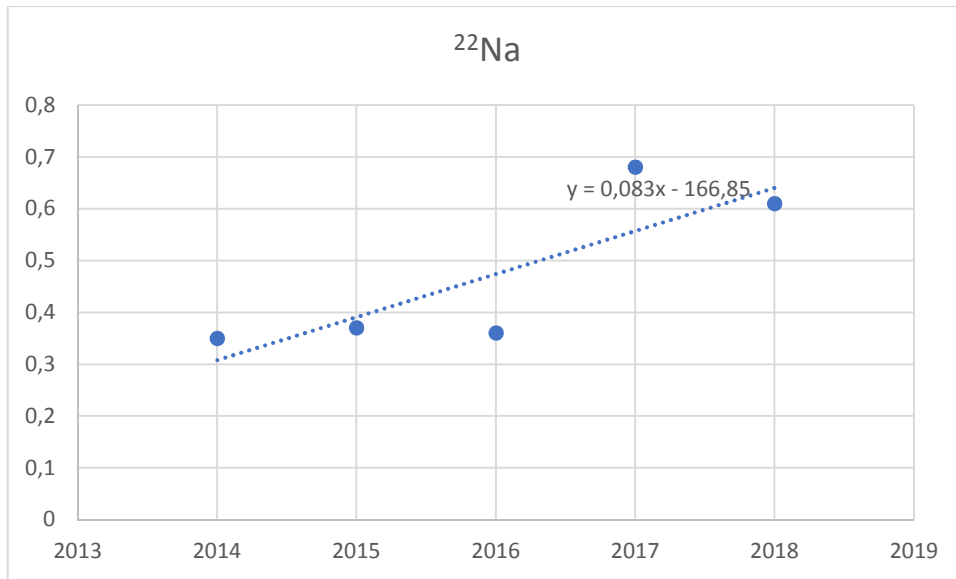


Figura 9 – I valori di concentrazione del ^{22}Na sembrano mostrare una tendenza all'incremento, spiegabile con la corrispondente riduzione dell'attività solare che, proprio in questo periodo (2018-2019), sta raggiungendo il suo minimo.

Confronto Andamento Macchie Solari - Concentrazione Na-22

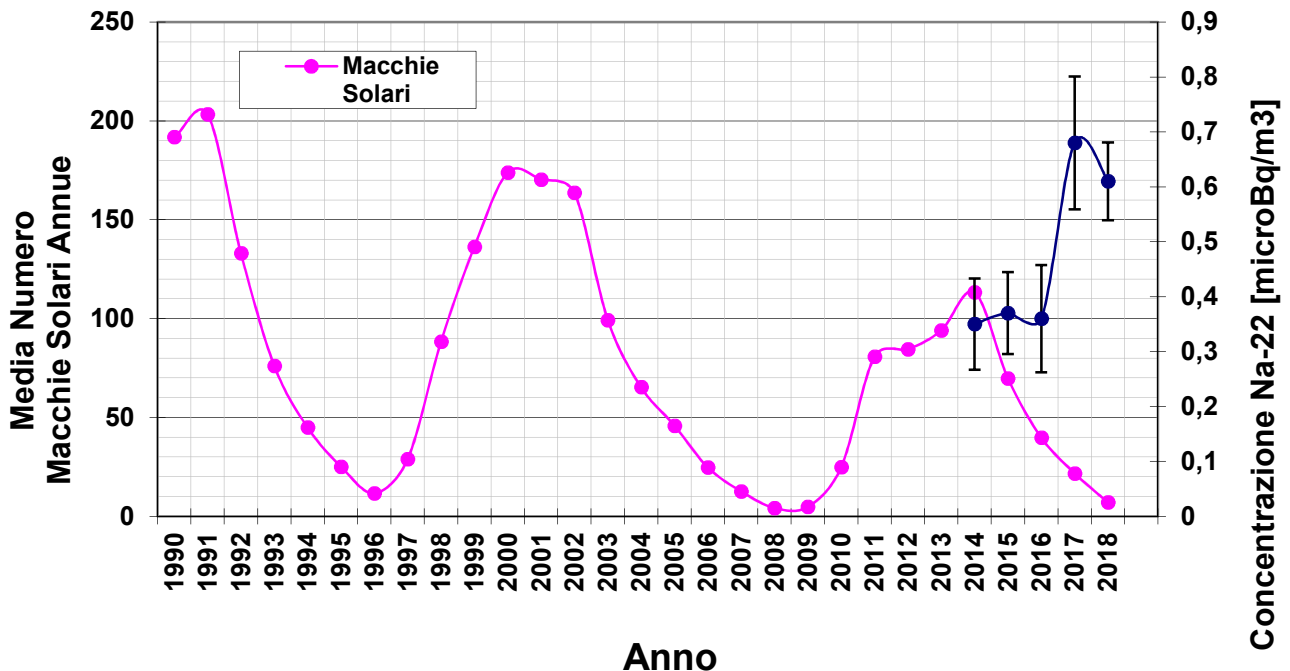


Figura 10 – Confronto tra il numero medio di macchie solari (indice dell'attività solare) e le concentrazioni di ^{22}Na : la correlazione (negativa) è evidente.

CONCLUSIONI

E' stato possibile ottenere una stima dei valori medi annui della concentrazioni di attività atmosferica del ^{22}Na a partire da misure estremamente sensibili di deposizione umida e secca (fallout), integrando in un unico campione le misure mensili eseguite nell'ambito della Rete nazionale di controllo della radioattività ambientale. Al fine di ottenere una serie storica per questo radioisotopo

anche per gli anni passati, viene proposto l'utilizzo della tecnica della somma spettrale che consente di ottenere una stima dello spettro annuale a partire dai dati mensili spettrali memorizzati nei nostri database. I dati ottenuti preliminarmente sono incoraggianti: le concentrazioni di attività stimate sono compatibili con quelle ottenute in simili studi e la possibilità di ricavare una lunga serie storica per il ^{22}Na atmosferico pare reale e consentirà di utilizzare questo radionuclide per studi di dinamica atmosferica e degli aerosol e di verifica delle variazioni dell'attività solare.

BIBLIOGRAFIA

- [1] LNE-LNHB/CEA Table de Radionucléides, www.nucleide.org/DDEP_WG/Nuclides
- [2] Lal D. Peters B., *Cosmic ray produced radioactivity on the Earth*, in Handbuch der Physik, Vol. 46/2, pp 552-616, (1967).
- [3] Magnoni M., *Environmental Radioactivity and Radioecology in Physical Agentes in the environment and workplaces-Noise and vibrations, electromagnetic fields and Ionizing radiation*, edited by: G. Licitra, G. d'Amore and M. Magnoni, Taylor and Francis Group, LLC, 2018.
- [4] NCRP Report n°94, *Exposure of the Population in the United States and Canada from Natural Background Radiation*, 1987.
- [5] Dutkiewicz V.A. and Husain L., *Stratospheric and tropospheric components of ^7Be surface air*, Journal of Geophysical Research, 90, 5783-5788, (1985).
- [6] Dutkiewicz V.A. and Husain L., *Determination of stratospheric ozone at ground level using ^7Be /ozone ratios*, Geophys. Res. Letters, Vol. 6, 171-174, (1979).
- [7] Veeze W. and Singh H.B., *The distribution of beryllium-7 in the troposphere: implication on stratospheric-tropospheric exchange*, Geophys. Res. Letters, Vol. 7, 805-808, (1980).
- [8] Yoshimori M., *Production and behaviour of beryllium-7 isotope in the upper atmosphere*, Advance in Space Research, 36, (2005), 922-926
- [9] Radiation Protection 85, *Exposure of air crew to cosmic radiation*, European Radiation Dosimetry Group, ERADOS report 1996-01.
- [10] O'Brien K.H., *Secular variation in the production of cosmogenic isotopes in earth's atmosphere*, Journal of Geophysical Research, 84, 423-431, (1979).
- [11] M. Magnoni, *La deposizione umida e secca: aspetti sperimentali e teorici*, Proceedings of the Congress 'Twenty-Five Years After Chernobyl Accident: Studies, Remarks and Recent Findings', Udine 10-12 March 2011.
- [12] Facchinelli A., Magnoni M., Gallini L., Bonifacio E., *^{137}Cs contamination from Chernobyl of soils in Piemonte (North-West Italy): spatial distribution and deposition model*, Water, Air and Soil Pollution, 134: 341-352, 2002.
- [13] Blazej S. and Mietelski J.W., *Cosmogenic Na-22, Be-7 and terrestrial Cs-137, K-40 radionuclides in ground level air samples collected in Krakow (Poland) over years 2003-2006*, J. Radioanal. Nucl. Chem., (2014), 300:747-756.
- [14] Currie L.A., *Limit of Qualitative Detection and Quantitative Determination*, Anal. Chem., 40, 586-593 (1968).
- [15] Hoffman et al., *Analysis of ^{22}Na using a spectral summation technique on high-volume aerosol samples*, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 169-170 (2017), 151-158.
- [16] SILSO, Royal Observatory of Belgium, www.sidc.be/SILSO

Rifiuti radioattivi e rilasci degli impianti a fusione nucleare

Sandro Sandri¹, Gian Marco Contessa¹, Marco D'Arienzo², Manuela Guardati¹, Maurizio Guarracino¹, Claudio Poggi¹, Rosaria Villari³

¹ENEA IRP-FUAC Istituto di Radioprotezione, Frascati

²ENEA FSN-INMRI Istituto di Metrologia, Casaccia

³ENEA FSN-FUSTEC-TEN, Frascati

sandro.sandri@enea.it

Riassunto

Lo sviluppo degli impianti sperimentali a fusione nucleare e dei sistemi a essi collegati comporta attualmente il funzionamento (o la progettazione avanzata) di alcuni grandi impianti sul territorio nazionale. Nel novero di queste strutture rientrano anche dispositivi quali i generatori di neutroni e i sistemi a plasma focus (entrambi sfruttano reazioni di fusione nucleare). Si devono poi considerare le macchine sviluppate per provare i componenti principali di questi sistemi come i generatori di fasci di neutri (Neutral Beam Injector) e infine gli stessi impianti sperimentali per fusione termonucleare, principalmente in configurazione Tokamak (geometria toroidale a confinamento magnetico). Queste applicazioni caratterizzate da intensi flussi neutronici di alta energia (tipicamente 2.5 e 14 MeV da reazioni di fusione deuterio-deuterio, deuterio-trizio, rispettivamente) comportano la produzione di radionuclidi nelle componenti delle macchine e nei fluidi impiegati per il raffreddamento dei bersagli o dei contenimenti primari. In molti casi inoltre anche l'atmosfera dei locali contenenti queste strutture si attiva in alcune componenti e può essere interessata da dispersione di polveri più o meno radioattive. Tutte le sostanze radioattive prodotte comportano la necessità di programmare preventivamente la gestione dei relativi rifiuti dovuti sia alle esigenze di manutenzione, con allontanamento e sostituzione di parti delle macchine, sia alla gestione dei flussi di liquidi e di gas che deve essere impostata in considerazione dei vincoli di rilascio esistenti nell'attuale normativa, tenendo inoltre presenti le ultime novità legislative nel settore. Il lavoro proposto affronta appunto gli aspetti anticipati in quanto precede, prendendo in considerazione i casi reali relativi a impianti esistenti, in via di realizzazione e in fase di progetto. In alcuni casi si tratta di esaminare semplicemente i protocolli applicati ed eventualmente le modifiche attuate alla luce dei nuovi vincoli per la classificazione del rifiuto radioattivo. In altri casi si presenta la programmazione della gestione e del rilascio dei rifiuti come inserita nei progetti in via di esecuzione. Le conclusioni mettono in evidenza gli aspetti critici legati alla gestione di queste tipologie di rifiuto, ma sottolineano anche il basso o molto basso impatto ambientale, dal punto di vista radiologico, degli impianti esaminati.

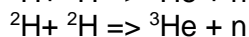
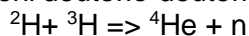
INTRODUZIONE

Lo studio delle diverse tecnologie per raggiungere il completo controllo delle reazioni a fusione nucleare ha portato alla realizzazione di alcuni sistemi che sono ormai di impiego corrente nell'ambito della ricerca scientifica. Si tratta di sistemi che in alcuni casi utilizzano le reazioni di fusione per applicazioni dirette, come è il caso dei generatori di neutroni, mentre più frequentemente implementano tecnologie utili per lo sviluppo dei futuri reattori nucleari a fusione. In quest'ultimo ambito si collocano i sistemi al plasma basati sul confinamento di gas ionizzati come i "plasma focus" e i "tokamak", inoltre si devono considerare i sistemi ausiliari dei futuri reattori come gli "iniettori di neutri". Tutti i sistemi richiamati in precedenza sono effettive macchine radiogene, nel senso che producono radiazioni ionizzanti. Le radiazioni prodotte sono sempre costituite da fasci di neutroni, accompagnati da fasci di fotoni. Quando le energie e le intensità di dei neutroni hanno le caratteristiche minime necessarie, si produce anche attivazione con radioattività residua durante e al termine del funzionamento. Sebbene la radioattività indotta in questi casi non sia dell'ordine di quella dovuta al funzionamento degli impianti nucleari a fissione, i radionuclidi prodotti o depositati nei solidi, nei liquidi e negli aeriformi a causa del funzionamento dei dispositivi basati su reazioni

nucleari a fusione non sono sempre trascurabili e rappresentano un aspetto di attenzione ai fini della corretta gestione dei rifiuti radioattivi e del controllo dei rilasci in ambiente.

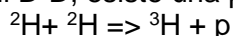
CARATTERISTICHE RADIOGENE

Le radiazioni emesse dai dispositivi che impiegano le reazioni di fusione nucleare sono in genere molto simili e hanno spesso caratteristiche confrontabili. Si tratta in quasi tutti i casi di sistemi basati sulle reazioni deuterio-deuterio (D-D) e/o deuterio-trizio (D-T) secondo le reazioni principali seguenti:



La produzione neutronica è evidente in tutti e due i casi. Si tratta di neutroni di alta energia iniziale: circa 14 MeV nella reazione D-T e circa 2,4 MeV nella reazione D-D.

Nei sistemi D-D, esiste una produzione di trizio dovuta alla reazione concorrente:



L'assenza in pratica di una soglia energetica per queste reazioni fa sì che non sia necessaria una accelerazione elevata per il deuterio verso il bersaglio. Tipicamente alcune centinaia di keV sono sufficienti per consentire il superamento della barriera coulombiana e rendere effettiva la reazione che è sempre di tipo esotermico.

Il residuo radioattivo e la contaminazione che ne consegue sono essenzialmente dovuti all'azione dei campi neutronici che attivano i materiali determinando la formazione di diversi radionuclidi nelle strutture delle macchine stesse e nell'ambiente circostante, inclusa l'aria atmosferica.

Tabella 1 – Principali radionuclidi gamma emittenti per attivazione nelle strutture solide metalliche

	T1/2	Energia (probabilità) keV (%)			
Mn 54	312 days	834.8 (100)			
Co 58	70.9 days	511 (29.9)	864 (0.68)	1675 (0.52)	810.8 (99.4)
Co 60	5 years	1173 (100)	1332 (100)		
Cr 51	27.7 days	320 (9.85)			
Ni 57	36.1 hours	127 (16)	1378 (80)	1757 (6.1)	1919 (13.6)
Mn 56	2.58 hours	847 (99)	1810 (27)	2113 (14)	
Co 57	271.8 days	14 (9.5)	122 (85.6)	137(10.6)	
Cu 64	12.7 hours	511 (36)	1346 (5)		Nelle leghe di rame
Fe 59	44.6 days	192 (3)	1099 (57)	1292 (43)	

In tabella 1 sono indicati i principali radionuclidi gamma emittenti dovuti all'attivazione di materiali metallici solidi, costituenti le strutture delle macchine, in seguito all'interazione con neutroni di alta energia. La valutazione riportata è stata effettuata per l'impianto sperimentale per fusione nucleare ITER (in origine acronimo di: International Thermonuclear Experimental Reactor) nelle fasi di progettazione [Sandri, 2001].

In sintesi, le sorgenti di radiazioni ionizzanti nei dispositivi basati su reazioni di fusione nucleare sono quelle elencate qui nel seguito:

- Campo di neutroni primario risultante dalle reazioni di fusione DD e DT
- Radiazione gamma pronta emessa nelle interazioni successive
- Radiazione gamma ritardata emessa dai prodotti attivati
- Contaminazione da polveri attivate
- Prodotti di corrosione attivati generati nei sistemi di refrigerazione ad acqua e a metalli liquidi
- Attivazione dell'acqua di raffreddamento
- Attivazione dell'aria
- Trizio usato come combustibile per la reazione di fusione, o prodotto nella reazione DD
- Residui contenenti trizio e emettitori gamma

I SISTEMI A FUSIONE

Il termine “sistemi a fusione nucleare” in questo contesto si riferisce a macchine in parte commerciali ma principalmente di carattere sperimentale. I dispositivi commerciali sono essenzialmente i cosiddetti “generatori di neutroni” che trovano applicazione nei settori della ricerca, della logistica, della sicurezza, della sanità e industriale. I generatori di neutroni utilizzano le reazioni di fusione viste in precedenza e principalmente la DT a causa delle condizioni più favorevoli di reazione. Il tasso di reazione è infatti molto elevato anche a “basse” energie, dell’ordine del centinaio di keV, come evidenziato dal grafico di figura 1, che mette a confronto la reattività DT con altre reazioni di fusione.

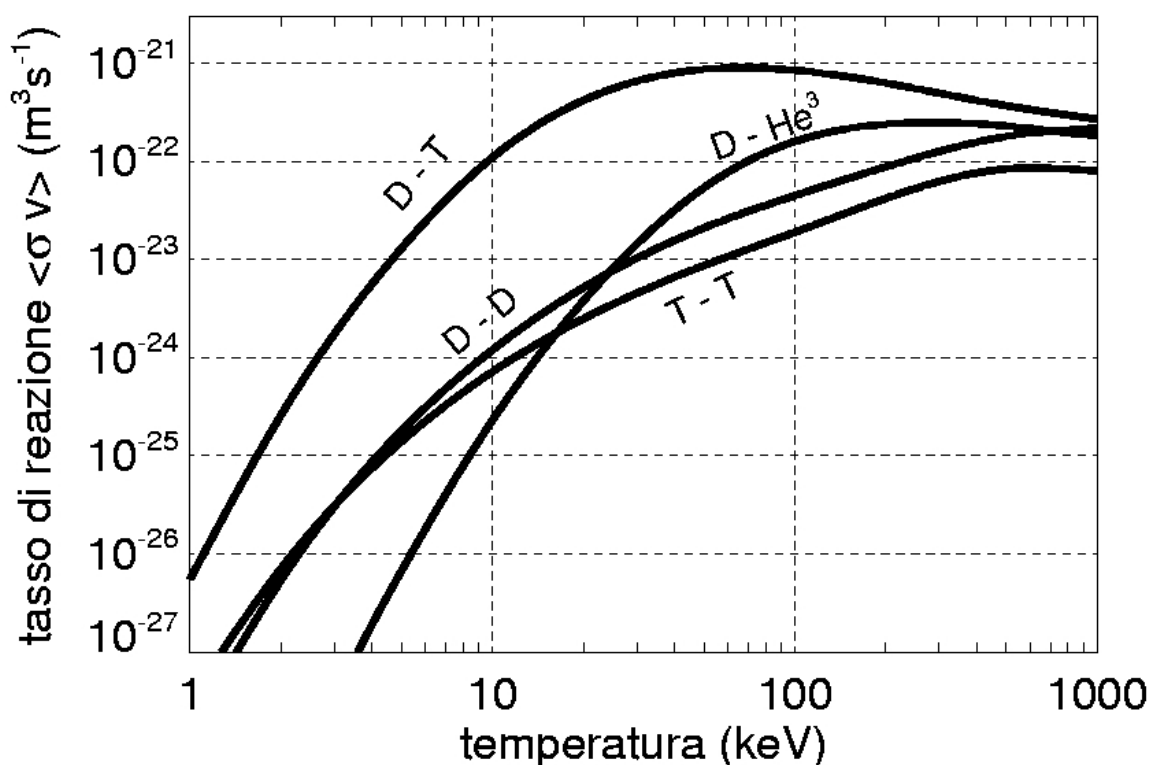


Figura 1 - Probabilità delle reazioni di fusione in funzione della temperatura di plasma

La reazione DT è quella che richiede la temperatura di lavoro più bassa e che possiede una sezione d’urto e una reattività (numero medio di reazioni per unità di tempo e di densità) più elevate alle temperature raggiungibili in laboratorio. Pertanto, tale reazione è quella scelta nelle applicazioni più diffuse. Si tratta di una reazione esotermica che libera 17.6 MeV sotto forma di energia cinetica dei prodotti risultanti (14.1 MeV per il neutrone, 3.5 MeV la particella alfa).

I neutroni prodotti in questo modo possono essere impiegati in diversi modi, anche approfittando della compattezza di alcuni di questi dispositivi che possono essere di tipo portatile. Gli impieghi principali dei generatori di neutroni commerciali sono nelle prospezioni geologiche, in sostituzione delle sorgenti sigillate di neutroni (AmBe, AmB e Cf-252), e nell’analisi per attivazione neutronica su materiali sottoposti a controllo per motivi di sicurezza o di indagine di vario genere. Essendo basati sulla reazione DT i generatori di neutroni contengono un certo quantitativo di trizio, variabile principalmente tra 100 e 200 GBq, per una produzione dell’ordine di 10^8 n s⁻¹. Tra le macchine sperimentali, oltre ai generatori di neutroni in via di sviluppo, si devono citare gli impianti sperimentali per lo studio della tecnologia della fusione nucleare, con il fine di realizzare veri e propri reattori a

fusione nucleare per la produzione di energia elettrica. Tra questi ultimi i sistemi attualmente più sviluppati in Italia sono quelli a confinamento magnetico basati su geometria toroidale (Tokamak). L'impianto DTT in via di costruzione a Frascati (RM) è uno di questi Tokamak. Nell'ambito degli studi di supporto alla realizzazione dei futuri reattori a fusione, gli iniettori di neutri (NBI) sono acceleratori nei quali l'accelerazione del deuterio comporta la presenza di reazioni DD e DT, con conseguente produzione di neutroni e potenziale attivazione nella materia circostante.

L'IMPIANTO DTT E I TOKAMAK

Una delle principali sfide nel programma europeo in vista della realizzazione di un reattore a fusione nucleare dimostrativo (DEMO), è costituita dal problema dei carichi termici sul divertore (il principale componente dell'impianto per lo smaltimento della potenza termica del plasma in una centrale a fusione). In ITER (l'esperimento internazionale sulla fusione a confinamento magnetico di tipo tokamak attualmente in costruzione a Cadarache, Francia) si prevede di testare le reali potenzialità di un divertore "convenzionale" funzionante in condizioni di plasma completamente "distaccato" dalla parete. Purtroppo questa soluzione potrebbe non essere estrapolabile alle condizioni operative di DEMO e dei futuri reattori; quindi il problema dei carichi termici sul divertore potrebbe rimanere particolarmente critico nella strada verso la realizzazione del reattore.

Per questi motivi è stato avviato un programma specifico finalizzato alla definizione ed al progetto di un tokamak denominato "DTT (Divertor Tokamak Test)". Questo dispositivo dovrà effettuare esperimenti in scala in grado di cercare alternative per il divertore in grado di integrarsi con le specifiche condizioni fisiche e le soluzioni tecnologiche previste in DEMO. DTT dovrà consentire di sperimentare diverse configurazioni magnetiche, con componenti basati sull'utilizzo di metalli liquidi ed altre soluzioni idonee per il problema dei carichi termici sul divertore.

La fusione termonucleare controllata in prospettiva potrà fornire energia, senza alcuni dei problemi di impatto ambientale propri delle attuali centrali nucleari a fissione, e l'energia prodotta in questo modo sarà quindi:

- **Eco-compatibile:** i prodotti della reazione di fusione più promettente (D-T) sono solo elio e neutroni. Non sono prodotte scorie radioattive e, con una corretta scelta dei materiali, la radioattività indotta nei componenti strutturali decade in un tempo relativamente breve.
- **Intrinsecamente sicura:** non sono possibili reazioni a catena in quanto è presente solo una quantità assai limitata di reagenti nella camera da vuoto; in caso di danni, incidenti, o perdita di controllo, la reazione di fusione con conseguente generazione di calore decadrà molto rapidamente spegnendosi automaticamente.
- **Sostenibile:** deuterio e litio (il trizio è prodotto nel reattore tramite interazione con il litio appunto) sono largamente diffusi e, praticamente, inesauribili in natura (il deuterio è presente in gran quantità nell'acqua del mare ed il litio può essere estratto sia dalle rocce sia dagli oceani).

Un impianto a fusione nucleare di tipo tokamak ha una struttura del genere di quella rappresentata in figura 2 con un contenitore esterno denominato criostato che ha la funzione di isolare termicamente l'interno; la camera da vuoto interna ha geometria principale di tipo toroidale dal quale si diramano alcuni condotti ai termini dei quali sono realizzate delle porte che consentono di accedere alla parte interna, dove trovano posto la prima parete formata da varie piastrelle d'acciaio e le cassette del divertore, anch'esse metalliche, che possono essere sia nella parte bassa sia nella parte alta della camera da vuoto.

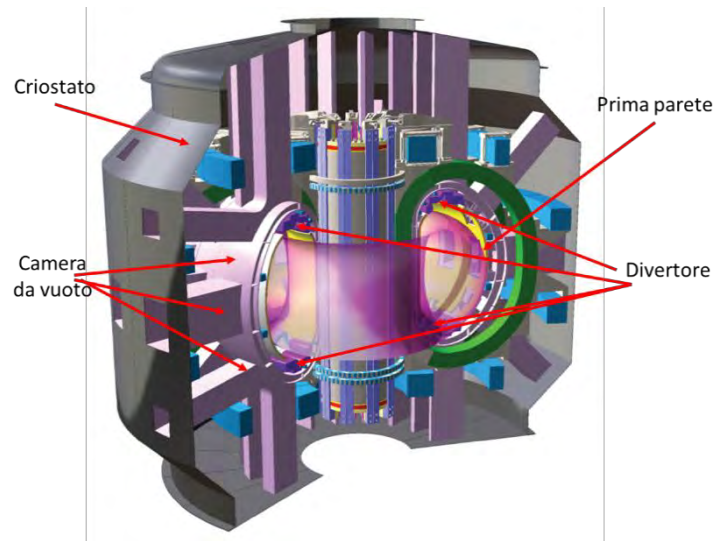


Figura 2 – Sezione 3D di DTT

LE EMISSIONI IN ARIA

L'attivazione dell'aria circostante un dispositivo basato su reazioni di fusione nucleare, in seguito all'interazione con i neutroni prodotti, comporta la produzione di alcuni radionuclidi, tra i quali si possono ricordare: ^3H , ^{11}C , ^{13}N , ^{16}N , ^{14}O , ^{15}O , ^{37}S , ^{37}Ar , ^{41}Ar , ^{39}Cl and ^{40}Cl . Quelli che in genere contribuiscono maggiormente alla dose e che devono essere considerati ai fini della valutazione dei rilasci in ambiente sono: ^{15}O (per un 30%), ^{11}C , ^{13}N , ^{41}Ar (oltre il 50%), ^{39}Cl and ^{40}Cl .

In genere la reazione che determina la necessità di dimensionare il sistema di ventilazione e che richiede la dimostrazione del rispetto dell'impatto sulla popolazione è la $^{40}\text{Ar}(n, \gamma)^{41}\text{Ar}$, per la quale si riporta l'andamento della sezione d'urto in figura 3.

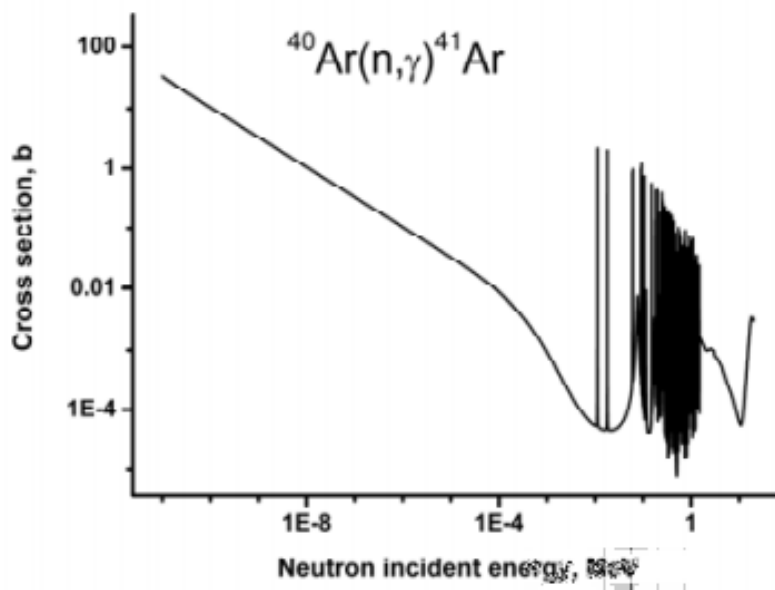


Figura 3 – Sezione d'urto per la reazione di produzione dell'argon-41 in aria [NCRP 144, 1977]

L'attivazione dell'aria in questi impianti non condiziona di solito gli scenari operativi in quanto i rilasci in ambiente sono responsabili di dosi molto basse e al di sotto dei vincoli di esposizione per la popolazione sia nel caso di normale attività sia in seguito a rilasci accidentali.

L'ATTIVAZIONE DEI SOLIDI

Nel caso delle macchine che impiegano le reazioni di fusione l'attivazione dei solidi avviene, come per gli altri stati della materia, anche a causa dei neutroni di alta energia, che determinano la produzione di radionuclidi in parte differenti da quelli che sono normalmente prodotti da neutroni di più bassa energia. Per valutare il contributo all'attivazione delle varie parti bisogna considerare i materiali che costituiscono le principali strutture delle macchine che sono essenzialmente acciai (SS304L, SS316LN e, per i futuri reattori, acciai martensitici-ferritici a bassa attivazione come l'EUROFER) e leghe di rame (principalmente CuCrZr). A titolo di esempio si in tabella 2 si riporta una possibile composizione di questi materiali, che non è rigidamente definita ma può variare di volta in volta in alcuni componenti a seconda dei produttori.

Tabella 2 – Composizione tipica dei principali metalli di impiego attuale e in prospettiva (EUROFER)

Materiali	Elementi (%)													
	Fe	Cr	Ni	C	Si	Mn	P	S	Mo	Co	Zr	Al	N	Cu
SS304L	65,71	19	12	0,03	1	2	0,03	0,03	0	0,2			0	-
SS316LN	64,49	17	12	0,03	1	2	0,05	0,03	3	0,2			0,2	-
EUROFER	87,23	9	0,005	0,11	0,005	0,4	0	0,03	0,005	0,005		0,01	0,2	0,005
CuCrZr	0,1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0,2	98,5

Tabella 3 – Attivazione di 1 kg di SS304L con neutroni lenti e termici, immediatamente dopo lo spegnimento del fascio

660.0 g Iron:	36.97 g Fe-54 (n,G) -> 243.4 GBq Fe-55 (2.700 a)
190.0 g Chromium:	7.939 g Cr-50 (n,G) -> 3.020 TBq Cr-51 (27.70 d)
120.0 g Nickel:	80.87 g Ni-58 (n,G) -> 38.26 MBq Ni-59 (75.00E3 a)
	4.546 g Ni-62 (n,G) -> 5.053 GBq Ni-63 (96.00 a)
	1.189 g Ni-64 (n,G) -> 36.50 GBq Ni-65 (2.520 h)
2.000 g Cobalt:	2.000 g Co-59 (n,G) -> 105.4 GBq Co-60 (5.271 a)
20.00 g Manganese:	20.00 g Mn-55 (n,G) -> 5.851 TBq Mn-56 (2.578 h)
30.00 g Molybdenum:	4.265 g Mo-92 (n,G) -> 115.1 kBq Mo-93 (3.500E3 a)
	~> 1.591 kBq Nb-93m (13.60 a)
	7.388 g Mo-98 (n,G) -> 12.44 GBq Mo-99 (66.00 h)
	~> 10.90 GBq Tc-99m (6.020 h)
	~> 21.70 kBq Tc-99 (213.0E3 a)
100.0 mg Niobium:	100.0 mg Nb-93 (n,G) -> 27.85 kBq Nb-94 (20.30E3 a)

L'acciaio SS304L è quello impiegato nelle normali applicazioni per realizzare strutture tecnologiche. Si impiega in effetti anche in parte delle strutture delle macchine che utilizzano reazioni a fusione.

Sottoposto a intensi flussi neutronici il SS304L si attiva producendo diversi radionuclidi. Utilizzando dei software disponibili in rete (ad es.: <http://www.wise-uranium.org>) è possibile individuare i radionuclidi prodotti in questo acciaio da neutroni di bassa energia, e da neutroni veloci. In tabella 3 si vede appunto un risultato parziale relativo al primo caso dove si notano soprattutto il Fe- 55, il Cr- 51, alcuni isotopi del Ni, il Co-60, il Mo-99 e il Nb-94. Radionuclidi già incontrati in precedenza in tabella 1.

Tabella 4 – Attivazione di 1 kg di EUROFER con neutroni lenti e termici, immediatamente dopo lo spegnimento del fascio

872.3 g Iron:	48.86 g Fe-54 (n,G) -> 321.7 GBq Fe-55 (2.700 a)
	2.714 g Fe-58 (n,G) -> 70.05 GBq Fe-59 (44.53 d)
90.00 g Chromium:	3.760 g Cr-50 (n,G) -> 1.430 TBq Cr-51 (27.70 d)
50.00 mg Nickel:	33.69 mg Ni-58 (n,G) -> 15.94 kBq Ni-59 (75.00E3 a)
	1.894 mg Ni-62 (n,G) -> 2.105 MBq Ni-63 (96.00 a)
	495.6 µg Ni-64 (n,G) -> 15.20 MBq Ni-65 (2.520 h)
4.000 g Manganese:	4.000 g Mn-55 (n,G) -> 1.170 TBq Mn-56 (2.578 h)
10.00 mg Niobium:	10.00 mg Nb-93 (n,G) -> 2.785 kBq Nb-94 (20.30E3 a)
50.00 mg Molybdenum:	7.109 mg Mo-92 (n,G) -> 191.8 Bq Mo-93 (3.500E3 a)
	~> 2.652 Bq Nb-93m (13.60 a)
	12.31 mg Mo-98 (n,G) -> 20.74 MBq Mo-99 (66.00 h)
	~> 18.16 MBq Tc-99m (6.020 h)
	~> 36.16 Bq Tc-99 (213.0E3 a)
5.014 mg Mo-100 (n,G) -> 12.02 MBq Mo-101 (14.62 m)	~> 12.02 MBq Tc-101 (14.20 m)
	50.00 mg Cobalt:
50.00 mg Copper:	34.25 mg Cu-63 (n,G) -> 2.960 GBq Cu-64 (12.70 h)
	15.75 mg Cu-65 (n,G) -> 633.5 MBq Cu-66 (5.100 m)
100.0 mg Aluminum:	100.0 mg Al-27 (n,G) -> 1.030 GBq Al-28 (2.240 m)

Nei dispositivi realizzati o in via di progetto negli ultimi tempi, in considerazione degli alti flussi neutronici presenti, sono stati utilizzati acciai a bassa attivazione riducendo, in particolare, il contenuto di Ni, di Co, di Nb e di Mo. Il cosiddetto “Eurofer” è appunto uno di questi acciai. Un calcolo analogo a quello riportato in tabella 3 applicato all’Eurofer fornisce i risultati di tabella 4.

La diminuzione dell’inventario radioattivo è evidente nel secondo caso dove la riduzione di componenti come il nichel, il cobalto, il molibdeno e il niobio determina la corrispondente diminuzione di importanti radionuclidi da attivazione. Il dato riportato nelle tabelle si riferisce a tempi di raffreddamento nulli, se si considerano tempi mediamente lunghi, dell’ordine dell’anno, l’Eurofer risulta ancora più vantaggioso in quanto i radionuclidi a T1/2 più elevato sono quelli che derivano dall’attivazione del nichel, del niobio e del cobalto, presenti in bassa quantità nell’acciaio considerato.

Un esempio dell’inventario radioattivo che si può riscontrare in impianti in funzione è riportato nelle figure 4 e 5 ricavate da uno studio condotto per il dispositivo NBI [Bagatin, 2011], dove si verificano reazioni DD, sviluppato in Italia per essere poi impiegato su ITER. Le figure si riferiscono a tempi diversi di attesa dopo lo spegnimento e si nota infatti il minor numero i radionuclidi superstiti nel secondo caso. Gli elementi radioattivi sono in effetti i medesimi rispetto a quelli indicati nelle tabelle 3 e 4 di carattere generale. In alcuni casi può essere utile far riferimento al risultato integrale che indica la radioattività totale in seguito ad attivazione. La figura 6 indica appunto il risultato teorico [Martone, 2019] ottenuto con codici di calcolo relativo all’attivazione delle parti interne al vessel di DTT, dove dominano i neutroni da reazioni DD. I grafici riportati nella figura si riferiscono a fasi diverse dell’esercizio della macchina e indicano per le componenti l’attività specifica integrale, in funzione del tempo di raffreddamento dopo il termine dell’attività. Si può ad esempio notare come al termine della sperimentazione con DTT sia necessario attendere diverse decine di anni per raggiungere concentrazioni di radioattività inferiori a 1 Bq/g. Mentre alcuni componenti rimossi durante l’esercizio della macchina scendono al di sotto della stessa concentrazione in alcuni mesi.

NUCLIDE	ACTIVITY (Bq)	PERCENT ACTIVITY	PRODUCTION PATHWAYS
Mn 56	4.9351E+10	49.26E+00	Mn55(n,g)Mn56
Co 58m	2.9045E+10	28.99E+00	Ni58(n,p)Co58m
Co 58	6.8285E+09	68.15E-01	Ni58(n,p)Co58
			Ni58(n,p)Co58m
Co 60m	4.1899E+09	41.82E-01	Co59(n,g)Co60m
Cr 51	3.4235E+09	34.17E-01	Cr50(n,g)Cr51
Mo 99	1.4731E+09	14.70E-01	Mo98(n,g)Mo99
Tc 99m	1.2055E+09	12.03E-01	Mo98(n,g)Mo99(b-)Tc99m
Tc101	1.1951E+09	11.93E-01	Mo100(n,g)Mo101(b-)Tc101
Mo101	9.0331E+08	90.16E-02	Mo100(n,g)Mo101
Cu 64	8.1908E+08	81.75E-02	Cu63(n,g)Cu64
Mn 54	6.5841E+08	65.72E-02	Fe54(n,p)Mn54
Ni 65	2.9425E+08	29.37E-02	Ni64(n,g)Ni65
Si 31	1.7654E+08	17.62E-02	
Cu 66	1.4449E+08	14.42E-02	Cu65(n,g)Cu66
Fe 55	1.2948E+08	12.92E-02	Fe54(n,g)Fe55
			Fe54(n,g)Fe55
Ta182	1.0599E+08	10.58E-02	Ta181(n,g)Ta182
Cr 55	8.1263E+07	81.11E-03	Cr54(n,g)Cr55
			Cr54(n,g)Cr55
Fe 59	6.8897E+07	68.77E-03	Fe58(n,g)Fe59
			Fe58(n,g)Fe59
Nb 92m	3.5513E+07	35.44E-03	Mo92(n,p)Nb92m
Co 60	3.0741E+07	30.68E-03	Co59(n,g)Co60
			Co59(n,g)Co60m(IT)Co60

Fig. 4 – Attivazione dopo 10 min di cooling time per dump di MITICA, da reazioni DD

NUCLIDE	ACTIVITY (Bq)	PERCENT ACTIVITY	PRODUCTION PATHWAYS
Fe 55	1.0308E+07	49.59E+00	Fe54(n,g)Fe55
			Fe54(n,g)Fe55
Co 60	8.2743E+06	39.81E+00	Co59(n,g)Co60
			Co59(n,g)Co60m(IT)Co60
Ni 63	1.9709E+06	94.81E-01	Ni62(n,g)Ni63
			Cu63(n,p)Ni63
Mn 54	2.0085E+05	96.62E-02	Fe54(n,p)Mn54
Ni 59	1.7298E+04	83.21E-03	
C 14	5.8827E+03	28.30E-03	
Mo 93	4.7065E+03	22.64E-03	
H 3	3.3430E+03	16.08E-03	
Nb 93m	1.4069E+03	67.68E-04	
Tc 99	3.2603E+02	15.68E-04	
Nb 94	3.8800E-01	18.67E-07	

Fig. 5 – Attivazione dopo 10 anni di cooling time per dump di MITICA, da reazioni DD

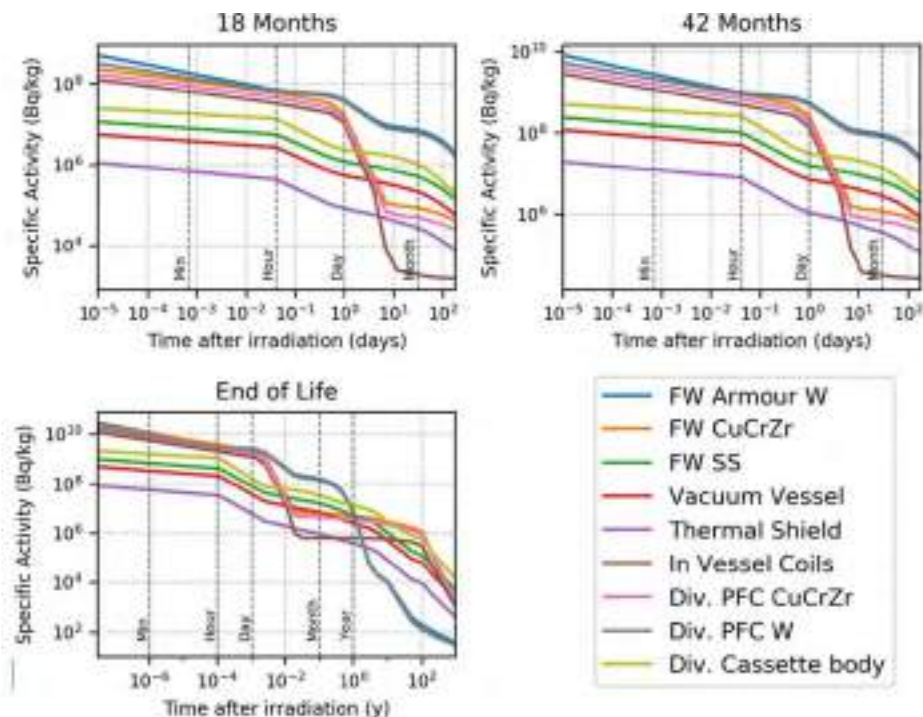


Figura 6 – Attivazione dei componenti in-vessel di DTT

L'ATTIVAZIONE NEI CIRCUITI DI REFRIGERAZIONE

Nei circuiti di refrigerazione più impiegati negli impianti basati su reazioni a fusione il refrigerante è solitamente l'acqua e le condotte sono realizzate con materiali metallici (solitamente acciai). In questi circuiti l'attivazione può avvenire sia nell'acqua stessa sia nelle pareti delle condotte che internamente sono poi corrose ed erose dall'acqua con la dispersione dei prodotti di corrosione attivati (ACP) nel liquido refrigerante. L'attivazione dell'acqua si verifica in particolare con l'interazione di neutroni veloci su ^{17}O e su ^{16}O a formare rispettivamente ^{17}N e ^{16}N che emettono gamma di alta energia. queste due reazioni di tipo n,p hanno soglie di circa 10 MeV di energia per i neutroni incidenti e quindi si verificano solo in seguito a reazioni DT, sono pertanto peculiari per questo tipo di dispositivi (si verificano ad esempio in modo trascurabile nei reattori nucleari a fissione). Un'altra particolarità riguarda il successivo decadimento del ^{17}N che emette dei neutroni ritardati di alta energia (0.383 e 1.171 MeV), in grado di attivare i materiali a loro volta. Gli ACP che si disperdono nel refrigerante sono naturalmente composti dagli stessi radionuclidi già considerati nell'attivazione dei solidi.

TIPOLOGIA DI RIFIUTI RILASCIO E/O ALIENAZIONE

Da quanto è stato esposto in precedenza appare evidente che i materiali radioattivi potenzialmente rilasciati da un impianto che impiega reazioni DD o DT possono non avere $T_{1/2} < 75\text{gg}$ e non possono quindi essere considerati "esenti" ai sensi del art. 154 del D.lgs 230/95 e s.m.i.. In base al DM 7 agosto 2015, la classificazione del rifiuto deve rispettare la tabella riprodotta in figura 7.

TABELLA 1

Destinazione finale delle diverse categorie (non sono compresi i rifiuti contenenti radionuclidi di origine naturale, articolo 2, comma 5, del presente decreto)

Categoria	Condizioni e/o Concentrazioni di attività	Destinazione finale
Esenti	<ul style="list-style-type: none"> Art. 154 comma 2 del D.Lgs n. 230/1995 Art. 30 o art. 154 comma 3-<i>bis</i> del D.Lgs n. 230/1995 	Rispetto delle disposizioni del D.Lgs. n. 152/2006
A vita media molto breve	<ul style="list-style-type: none"> T_{1/2} < 100 giorni Raggiungimento in 5 anni delle condizioni Art. 154 comma 2 del D.Lgs n. 230/1995 Art. 30 o art. 154 comma 3-<i>bis</i> del D.Lgs n. 230/1995 	Stoccaggio temporaneo (art.33 D.Lgs n. 230/1995) e smaltimento nel rispetto delle disposizioni del D.Lgs n. 152/2006
Attività molto bassa	<ul style="list-style-type: none"> ≤ 100 Bq/g (di cui alfa ≤ 10 Bq/g) 	Raggiungimento in T ≤ 10 anni della condizione: <ul style="list-style-type: none"> Art. 30 o art. 154 comma 3-<i>bis</i> del D.Lgs n. 230/1995 Non raggiungimento in T ≤ 10 anni della condizione: <ul style="list-style-type: none"> Art. 30 o art. 154 comma 3-<i>bis</i> del D.Lgs n. 230/1995
Bassa attività	<ul style="list-style-type: none"> radionuclidi a vita breve ≤ 5 MBq/g Ni59-Ni63 ≤ 40 kBq/g radionuclidi a lunga vita ≤ 400 Bq/g 	Impianti di smaltimento superficiali, o a piccola profondità, con barriere ingegneristiche (Deposito Nazionale D.Lgs n. 31/2010)
Media attività	<ul style="list-style-type: none"> radionuclidi a vita breve > 5 MBq/g Ni59-Ni63 > 40 kBq/g radionuclidi a lunga vita > 400 Bq/g No produzione di calore 	Radionuclidi alfa emettitori ≤ 400 Bq/g e beta-gamma emettitori in concentrazioni tali da rispettare gli obiettivi di radioprotezione stabiliti per l'impianto di smaltimento superficiale. Radionuclidi in concentrazioni tali da non rispettare gli obiettivi di radioprotezione stabiliti per l'impianto di smaltimento superficiale.
Alta attività	Produzione di calore o di elevate concentrazioni di radionuclidi a lunga vita, o di entrambe tali caratteristiche.	Impianto di immagazzinamento temporaneo del Deposito Nazionale (D.Lgs n. 31/2010) in attesa di smaltimento in formazione geologica

Figura 7 – Classificazione dei rifiuti radioattivi

I rifiuti radioattivi solidi derivano solitamente dalla rimozione e sostituzione di componenti e dal rilascio degli indumenti protettivi monouso (DPI), impiegati nelle operazioni di manutenzione. La manutenzione in fase di esercizio comporta la produzione di rifiuti radioattivi soprattutto nelle grandi macchine come i tokamak di elevata potenza (ad es. DTT e ITER) o gli impianti di test per gli NBI, come quello sviluppato in Italia per ITER. Nei tokamak è in effetti molto frequente la sostituzione di piastrelle della prima parete e delle cassette del divertore in fase di esercizio, con sistemi di movimentazione remota per evitare l'esposizione indebita degli operatori. Per queste parti interne alla camera da vuoto l'inventario radioattivo è significativo, come è stato messo in evidenza in quanto precede.

Normalmente invece i generatori di neutroni non producono rifiuti durante l'esercizio, tranne il caso in cui debba essere sostituito il bersaglio triziato (frequente nei grandi generatori non portatili). I bersagli esausti sono comunque solitamente ritirati dalle società che forniscono quelli nuovi. Quando l'analisi e la classificazione del rifiuto radioattivo solido è in carico al gestore dell'impianto, quest'ultimo applica la procedura di figura 8, considerando tra l'altro i vincoli di rilascio definiti nella guida europea RP 122 [ECRP 122, 2000].

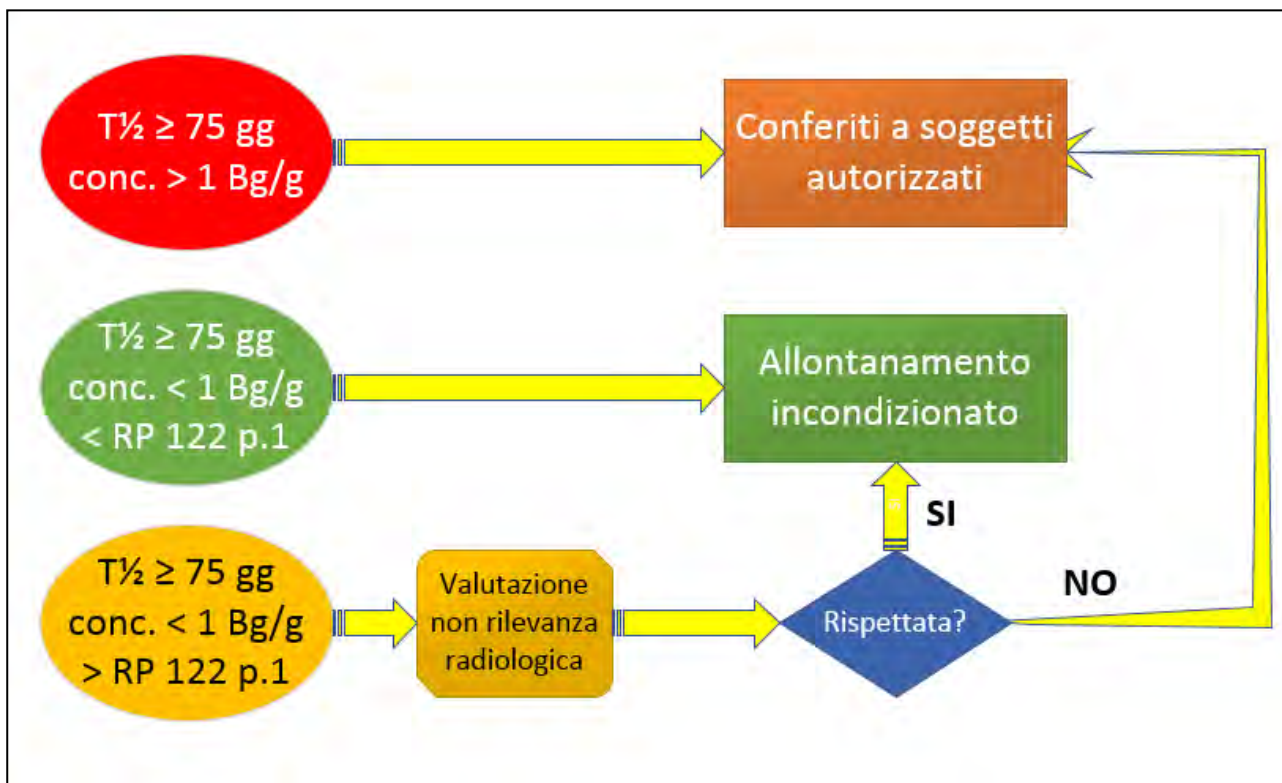


Figura 8 – Procedura di rilascio dei rifiuti radioattivi con $T_{1/2} \geq 75$ gg [ISPRA, 2015]

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Le analisi richiamate in quanto precede mettono in evidenza che la maggior parte dei dispositivi basati su reazioni nucleari di fusione attualmente in commercio non presenta criticità dal punto di vista della produzione di rifiuti o residui radioattivi. In particolare i generatori di neutroni hanno caratteristiche e soluzioni tecnologiche tali da escludere quasi totalmente la produzione di rifiuti radioattivi durante il loro esercizio, se si considerano a parte i bersagli triziati di alcuni generatori ritirati dai fornitori stessi e poi alienati come rifiuto radioattivo. Il discorso cambia quando si considerano le macchine sperimentali per fusione nucleare attualmente in esercizio e soprattutto quelle in via di realizzazione. In questi casi i flussi neutronici elevati, spesso superiori a 10^{15} n s^{-1} , determinano l'attivazione dei componenti interni più vicini al plasma nel quale avvengono le reazioni di fusione. Questi componenti, sebbene in molti casi siano realizzati con metalli selezionati, a bassa attivazione, raggiungono concentrazioni di radioattività che, nel caso di manutenzione e sostituzione, ne rendono difficoltosa la manipolazione e rappresentano un rifiuto radioattivo da alienare secondo le disposizioni di legge vigenti. Ai sensi del DM 7 agosto 2015, si tratta comunque essenzialmente di rifiuti di attività "molto bassa" o "bassa", mentre non sono mai prodotti rifiuti radioattivi ad attività "media" o "alta" come avviene per i reattori a fissione nucleare.

Anche i rilasci liquidi e gassosi in ambiente derivanti dall'esercizio degli impianti a fusione non presentano criticità dal punto di vista della radioattività e del conseguente impatto sull'esposizione della popolazione, sebbene il contenuto di questi effluenti debba essere oggetto di analisi e verifiche

accurate in quanto sia l'aria, sia l'acqua dei circuiti di raffreddamento presentano concentrazioni di radioattività che, soprattutto per l'acqua, possono comportare la necessità di rilasciare parte di questi come rifiuti radioattivi.

In estrema sintesi si può affermare che in tutti i casi la corretta selezione dei materiali e l'adozione di adeguate procedure consentono una gestione semplificata di tutte le tipologie di rifiuto e dei rilasci di tipo radioattivo, che possono essere contenuti in quantitativi bassi o molto bassi ai sensi di legge.

Bibliografia

1. Sandri S., "Collective dose for the scheduled working activities at the main ITER FEAT System components", ENEA-FUS TN SA SE R 13, June 2001.
2. Bagatin M., A. Coniglio, M. D'Arienzo, A. DeLorenzi, S. Gerardin, A. Paccagnella, R. Pasqualotto, S. Peruzzo, S. Sandri, B. Zaniol. *Ionizing radiation compatibility in the MITICA neutral beam prototype*. Fusion Eng. Des. (2011), doi:10.1016/j.fusengdes.2011.02.021
3. Martone R. (CREATE), R. Albanese (CREATE), F. Crisanti (ENEA), P. Martin (RFX) and A. Pizzuto (ENEA). *Divertor Tokamak Test facility – Interim Design Report*. ENEA 2019
https://www.dtt-project.enea.it/downloads/DTT_IDR_2019_WEB.pdf
4. NCRP Report No. 144, *Radiation Protection for Particle Accelerator Facilities*, 1977
5. EC RP122, European Commission, *Radiation protection 122 Practical use of the concepts of clearance and exemption – Part I*, 2000
6. ISPRA, AA.VV., *Task 01.02.03. Livelli di riferimento, esenzione, allontanamento (anche NORM)*, 2015



Esperienze di controllo dei materiali allontanabili da impianti nucleari e da altre installazioni: determinazione dei fattori di correlazione e definizione dei criteri di accettabilità delle misure

Albertone L.¹, Altavilla M.², Marga M.¹, Porzio L.¹, Tozzi G.¹, Tura P.¹

¹ Arpa Piemonte – Dipartimento Rischi fisici e tecnologici - Struttura Semplice Radiazioni ionizzanti e Siti Nucleari - Via Trino 89, 13100 Vercelli

² ISIN – Via Capitan Bavastro 116, 00154 Roma

l.albertone@arpa.piemonte.it

Riassunto

Arpa Piemonte esegue da tempo controlli sui materiali allontanabili dagli impianti nucleari per verificare il rispetto dei livelli di allontanamento fissati da ISIN nelle prescrizioni tecniche allegate ai D.M. di autorizzazione alla disattivazione o nei Nulla Osta di Cat. A. Dopo l'esperienza intrapresa presso l'impianto di Bosco Marengo (AL) sono stati avviati i controlli presso la Centrale nucleare SO.G.I.N "E. Fermi" di Trino (VC), presso il sito della LivaNova Site Management di Saluggia (VC) e presso l'impianto EUREX-SO.G.I.N. di Saluggia (VC), secondo modalità che prevedono, come controllo finale, la determinazione dei radionuclidi gamma emettitori attraverso misure di spettrometria gamma in situ.

La verifica del rispetto dei livelli di allontanamento va però effettuata per tutti i radionuclidi potenzialmente presenti, compresi quelli non facilmente misurabili (DTM, ossia Difficult To Measure). Si rende pertanto necessario effettuare a monte, su un campione significativo, la determinazione di tali radionuclidi al fine di calcolare i fattori di correlazione FC, definiti attraverso la media logaritmica dei rapporti tra le concentrazioni dell'i-esimo radionuclide DTM e del relativo radionuclide chiave.

Attraverso specifiche analisi radiochimiche vengono determinate le concentrazioni dei radionuclidi non facilmente misurabili (DTM) quali Fe-55, Ni-59, Ni-63, Sr-90, Pu-238, Pu-239/Pu-240. Come radionuclidi di riferimento sono stati scelti il Co-60 per i prodotti di attivazione (Fe-55, Ni-59, Ni-63) ed il Cs-137 per i prodotti di fissione (Sr-90) ed il plutonio (Pu-238, Pu-239/Pu-240, Pu-241).

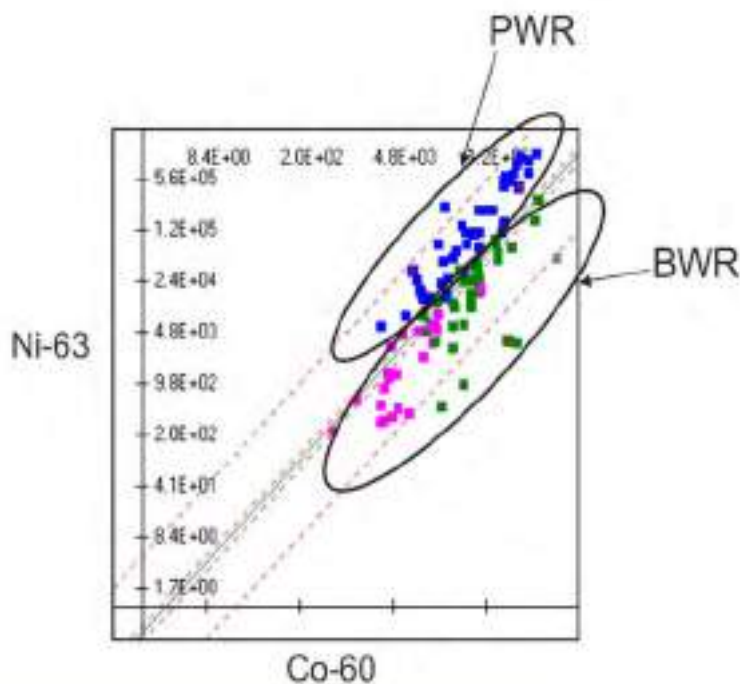
La presenza di concentrazioni molto basse di radioattività, spesso al di sotto dei limiti di rivelabilità, può rendere difficoltosa la determinazione dei relativi fattori di correlazione. In questo lavoro sono presentati i risultati ottenuti ed i criteri di accettabilità per le misure, definiti con ISIN, che consentono di confermare o di escludere la presenza di un radionuclide ai fini della verifica del rispetto dei livelli di allontanamento. Sono altresì esposte valutazioni in merito alla rappresentatività dei campioni scelti per la valutazione dei fattori di correlazione.

PANORAMA INTERNAZIONALE

Fino ai primi anni del 2000 era stato notato che esistevano, entro certe condizioni, dei rapporti relativamente costanti tra le concentrazioni di alcuni radionuclidi per ogni specifica corrente di rifiuto. Ad esempio era stato comprovato il rapporto “costante” tra le concentrazioni del Ce-144 e degli isotopi del plutonio nelle correnti di rifiuti generate da un LWR (Light Water Reactor). L’implicazione di questa situazione era immediata; era infatti possibile, una volta definito il suddetto rapporto, potere arrivare alla valutazione delle concentrazioni degli isotopi del plutonio, che ponevano evidenti difficoltà in termini di misure radiometriche, attraverso la più “comoda” determinazione del cerio. A tale proposito, risulta essere disponibile un’ampia letteratura, di fonte essenzialmente americana che, limitatamente ai reattori ad acqua leggera, fornisce una estesa serie di fattori di correlazione per le diverse correnti di rifiuto e per i diversi radionuclidi di interesse. L’utilizzo dei valori di letteratura ha comunque un limite dovuto al fatto che esiste un’ampia variabilità dei fattori di correlazione, oltre che da corrente a corrente di rifiuto, anche da impianto ad impianto e dalle modalità di funzionamento dello stesso impianto. Da ciò ne conseguiva che i valori dei fattori di correlazione reperibili in letteratura potevano trovare applicazioni di massima da cui potevano essere ricavabili indicazioni di carattere generale. Restava indiscussa la necessità di effettuare delle valutazioni mirate e specifiche dei fattori di correlazione, tramite indagini sperimentali, quando era necessaria una informazione tecnica di maggiore precisione ai fini di un’accurata determinazione, ad esempio, dell’inventario di radioattività.

Attualmente, in ambito internazionale, viene utilizzato un valore medio per il calcolo dei fattori di correlazione, in alcuni casi una media aritmetica mentre in altri casi una media geometrica (logaritmica) come nel caso dell’Italia o degli Stati Uniti. Il concetto di fattore di correlazione si basa sul presupposto che la relazione tra un radionuclide chiave ed un radionuclide di difficile misurabilità sia lineare nell’intervallo di attività di interesse (fig. 1).

Figura 1 Esempi di correlazione Ni-63~Co-60 per differenti tipologie di reattori (IAEA, 2009).



La media aritmetica tenderà a produrre un valore conservativo, mentre la media geometrica tenderà a produrre un valore medio più rappresentativo quando i dati sono distribuiti su diversi ordini di grandezza. Sempre in ambito internazionale, alcuni paesi utilizzano la regressione

logaritmica per calcolare i fattori di correlazione; in questo caso gli stessi fattori di correlazione assumono una relazione non lineare tra il nuclide chiave e il nuclide DTM e possono essere utilizzati per modellare in modo più accurato le relazioni complesse e non lineari tra i radionuclidi.

PANORAMA NAZIONALE

In ambito nazionale i fattori di correlazione, riferiti a specifici gruppi omogenei, sono determinati attraverso l'applicazione della metodica EPRI (1996, EPRI) che riconosce nel calcolo della media geometrica e della dispersione associata alla distribuzione dei rapporti misurati (fattori di correlazione sperimentali), il formalismo più efficace nell'analisi statistica dei dati sperimentali. Riferendosi a considerazioni basate sulla storia operativa dell'impianto, sui dati radiometrici disponibili e sulla suddivisione di sistemi, strutture e rifiuti radioattivi in gruppi tali per cui siano plausibili opportune condizioni radiologiche omogenee, sono prelevati un numero minimo di campioni rappresentativi dei materiali o dei rifiuti in esame (tipicamente $N=20$) per ciascuno dei gruppi omogenei ipotizzati in modo tale da computare l' i -esimo fattore di correlazione sperimentale FC per ciascuno degli N campioni sottoposti alle analisi radiometriche

$$FC = \frac{C_{DTM}}{C_{ETM}}$$

dove C_{DTM} è la concentrazione del radionuclide DTM e C_{ETM} del radionuclide facilmente misurabile (ETM, ossia *Easy To Measure*) di riferimento (tab. 1).

Tabella 1 Individuazione dei radionuclidi di riferimento.

Radionuclide DTM	Radionuclide ETM
Fe-55, Ni-59, Ni-63	Co-60
Sr-90, Pu-238, Pu239/240, Pu-241	Cs-137
U-totale	U-238

Successivamente, viene calcolata la media geometrica A_{FC}

$$A_{FC} = e^{\frac{\sum_{i=1}^N \ln FC_i}{N}}$$

ed il fattore di dispersione D_{FC} degli N fattori di correlazione sperimentali

$$D_{FC} = e^{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (\ln FC_i - \ln A_{FC})^2}{N-1}}}$$

L'accettabilità del fattore di correlazione ottenuto come media geometrica degli N fattori di correlazione sperimentali è quindi stabilita coerentemente a criteri conservativi, indicati dall'EPRI, relativamente alla dispersione a 2σ (D_{FC}^2) della distribuzione dei fattori di correlazione sperimentali.

L'ISIN, l'autorità di regolamentazione competente in materia di sicurezza nucleare e di radioprotezione, anche sulla base delle indicazioni presenti nelle pubblicazioni internazionali, ha adottato, ai fini della caratterizzazione radiologica dei materiali ed in particolare per i materiali potenzialmente rilasciabili, il criterio $D_{FC}^2 \leq 6$ mentre, limitatamente alla caratterizzazione radiologica dei rifiuti radioattivi, è utilizzato come criterio $D_{FC}^2 \leq 8$.

Nel caso in cui la dispersione 2σ (D_{FC}^2) della distribuzione delle misure soddisfi i precedenti requisiti, sia nel caso dei materiali potenzialmente allontanabili sia dei rifiuti radioattivi, si avrebbe la dimostrazione della consistenza statistica del numero di campioni sottoposti ad esame e, di conseguenza, che la media geometrica costituisca una stima attendibile del fattore di correlazione per il generico nuclide rappresentativo dell'insieme di materiali o rifiuti, costituente il gruppo omogeneo in esame. Contrariamente, se i suddetti requisiti non fossero rispettati si dovrebbe rinunciare alla definizione di un fattore di correlazione valido e dovrebbe essere utilizzato un qualsiasi altro criterio ritenuto appropriatamente conservativo.

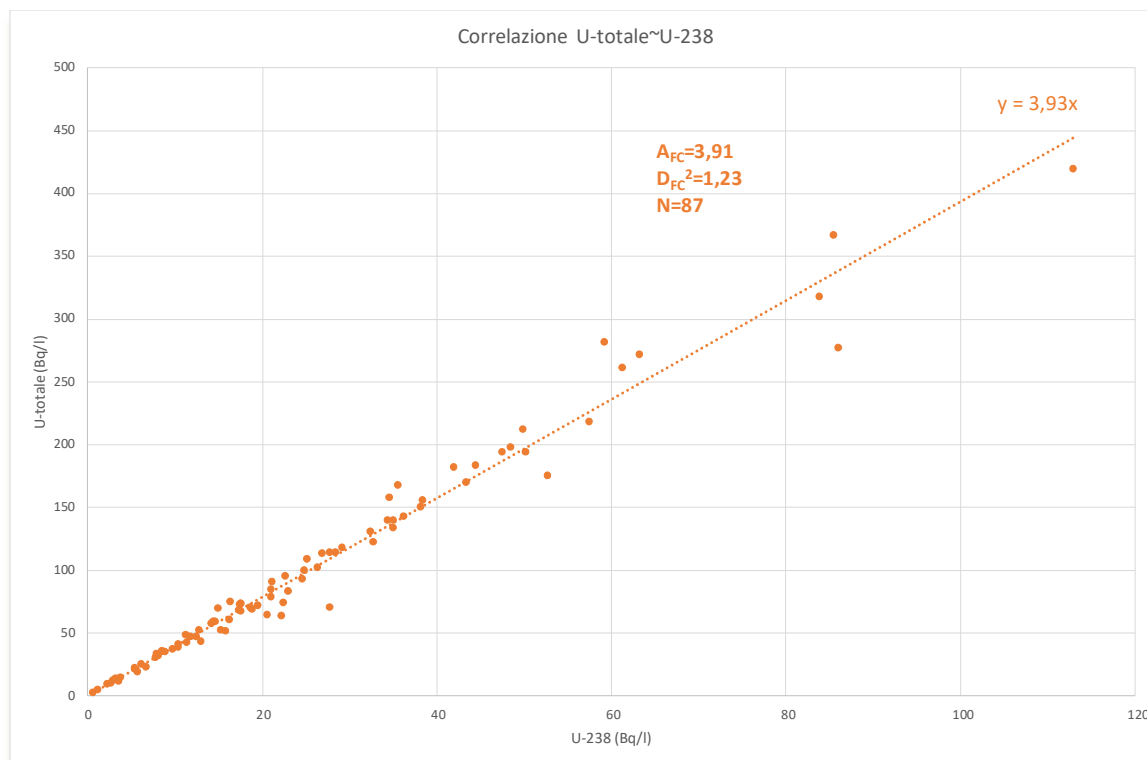
ESPERIENZE PRESSO L'IMPIANTO NUCLEARE DI BOSCO MARENCO

L'impianto nucleare di Bosco Marengo (AL) ha svolto la sua attività nel settore del ciclo del combustibile nucleare dal 1972 al 1990 in qualità di unico fabbricante nazionale del combustibile nucleare per le centrali elettronucleari dell'ENEL. Attualmente, in seguito all'emanazione del DM 27/11/2008 di autorizzazione alla disattivazione, l'impianto sta ultimando le operazioni di decommissioning, attività che ha comportato la produzione, oltre che di rifiuti radioattivi, anche di notevoli quantità di materiali metallici, materiali cementizi e altri materiali destinati all'allontanamento.

Il combustibile nucleare prodotto durante l'esercizio dell'impianto era costituito da Uranio naturale e debolmente arricchito, pertanto i radionuclidi potenzialmente presenti sono: U-238; U-235 in percentuali in massa pari ai valori di arricchimento lavorati (da un minimo dello 0,2% ad un massimo del 5%) e U-234 in proporzioni variabili in funzione dell'arricchimento.

Viste le caratteristiche dell'impianto e del ciclo produttivo, gli effluenti liquidi sono stati considerati come caratterizzanti della contaminazione media di tutte le componenti impianto. Sono pertanto stati aggiornati i fattori di correlazione (Albertone L., Marga M., Porzio L., 2014) tra i radionuclidi presenti attraverso un'analisi statistica della composizione isotopica – ottenuta tramite spettrometria alfa dopo separazione radiochimica – degli effluenti liquidi prelevati nel periodo 2006-2018. In particolare si è potuto osservare un arricchimento medio di circa 2% con una distribuzione approssimativamente normale. In questo caso quindi si ha una correlazione statisticamente significativa (fig. 2) tra la concentrazione di U-238 e la concentrazione di U-totale. Si è quindi scelto di assumere come radionuclide di riferimento U-238.

Figura 2 Correlazione U-totale~U-238 negli effluenti liquidi (2006-2018) dell'impianto FN-SO.G.I.N. di Bosco Marengo (AL).



Nel periodo 2013-2017 sono stati sottoposti a controllo da parte di Arpa 12 dei 22 lotti di materiale metallico allontanato dall'impianto, per cui valgono i livelli di allontanamento

contenuti nelle Prescrizioni per la Disattivazione allegate al DM 27/11/2008 di autorizzazione alla disattivazione dell'impianto (tab. 2, 3).

Complessivamente sono state allontanate 376 tonnellate di ferro e acciaio e tutte le misure di spettrometria gamma *in situ* effettuate hanno confermato il rispetto dei livelli di allontanamento (fig. 3).

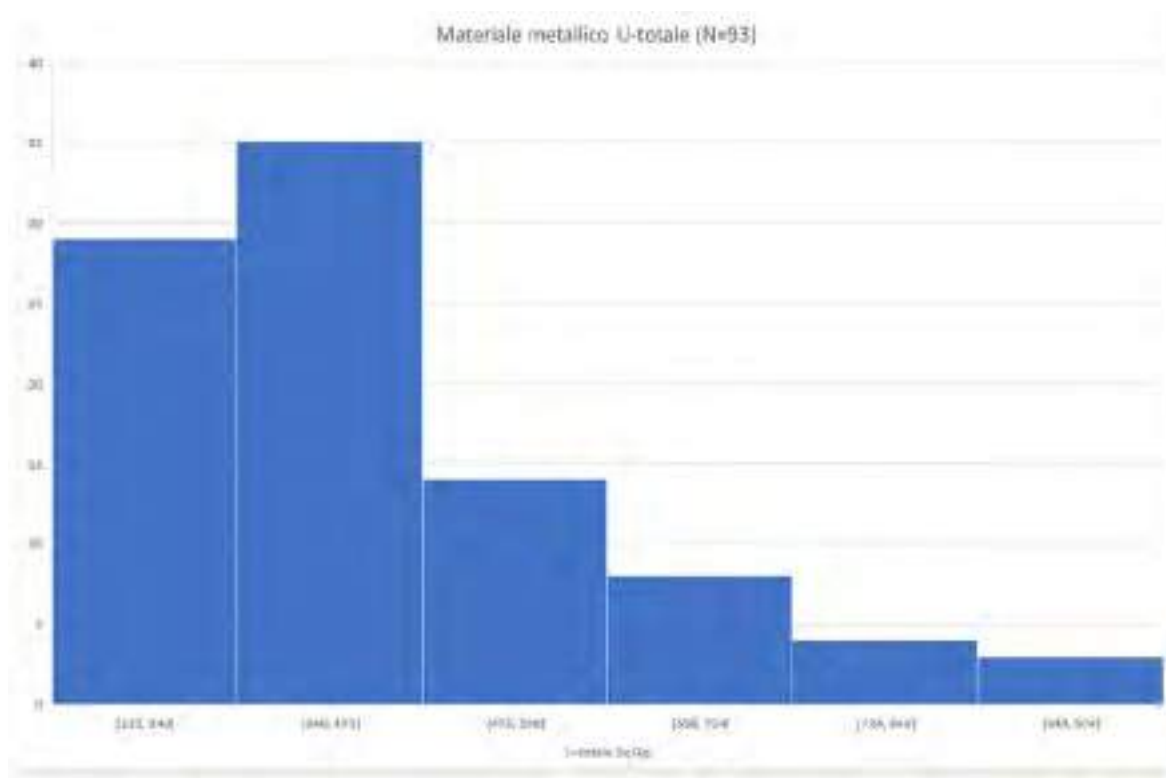
Tabella 2 Allontanamento incondizionato di materiali metallici.

Radionuclide	Materiali metallici		
	Riutilizzo diretto	Riciclo	Riutilizzo/Riciclo
Alfa emettitori	0,1 Bq/cm ²	0,1 Bq/cm ²	1 Bq/g

Tabella 3 Allontanamento incondizionato di detriti costituiti da materiali cementizi e altri materiali.

Radionuclide	Materiali cementizi			Altri materiali
	Riutilizzo di edifici	Demolizione di edifici		Concentrazione di massa
		Superficie	Detriti	
Alfa emettitori	0,1 Bq/cm ²	1 Bq/cm ²	0,1 Bq/g	0,1 Bq/g
Altri prodotti di decadimento dell'U-238 e dell'U-235 diversi da Tabella I-2 Allegato I D.L.vo n.230/1995	0,1 Bq/cm ²	0,1 Bq/cm ²	0,1 Bq/g	0,01 Bq/g

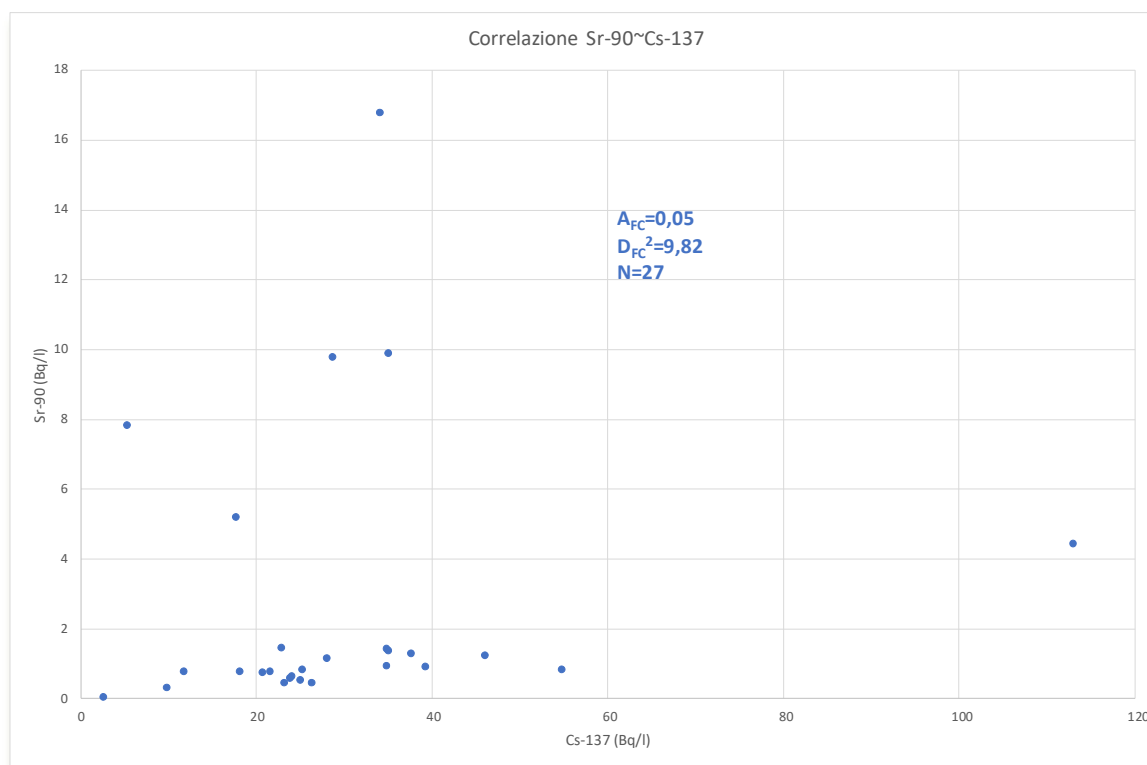
Figura 3 Misure effettuate su materiale metallico destinato all'allontanamento dall'impianto FN-SO.G.I.N. di Bosco Marengo (AL).



ESPERIENZE PRESSO LA CENTRALE NUCLEARE DI TRINO

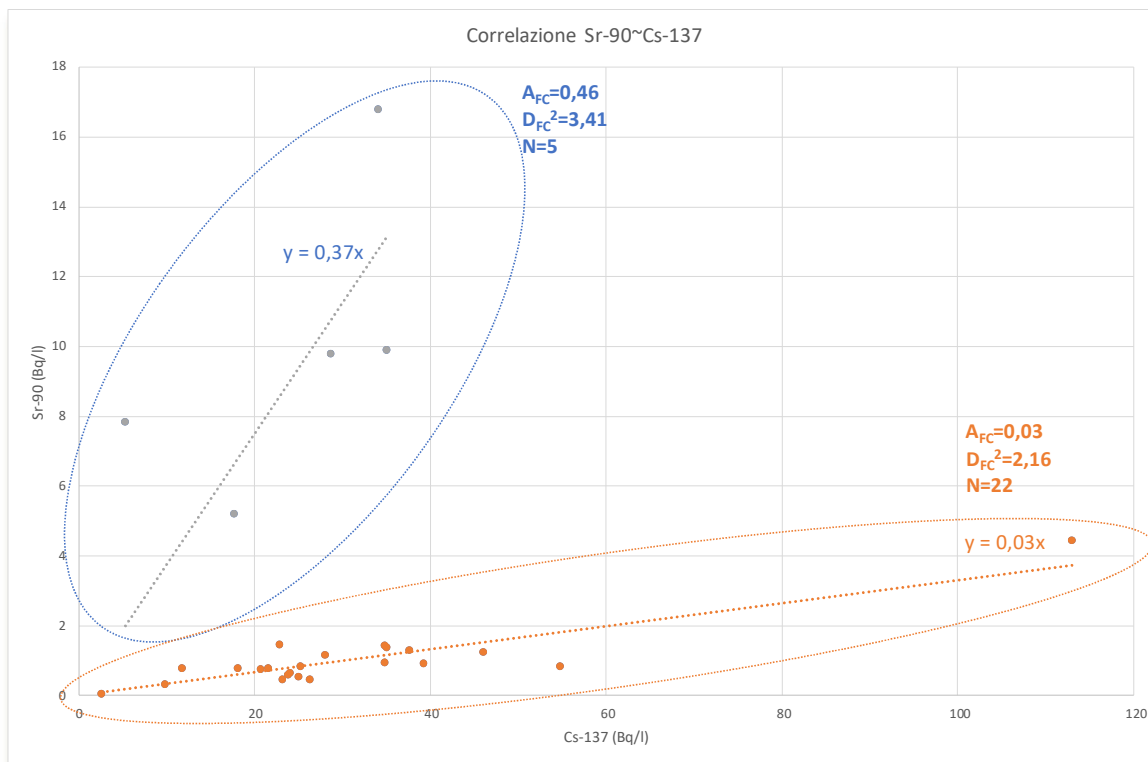
Nel caso della Centrale nucleare “E. Fermi” di Trino l’analisi degli scarichi (fig. 4) non ha consentito di individuare dei fattori di correlazione, in quanto la dispersione osservata non rispetta i criteri EPRI. Tale circostanza non stupisce, dal momento che gli effluenti costituiscono di fatto una miscelazione di tutte le correnti di rifiuto provenienti dai diversi sistemi dell’impianto difficilmente riconducibili ad un unico gruppo omogeneo.

Figura 4 Correlazione Sr-90~Cs-137 negli effluenti liquidi della Centrale nucleare “E. Fermi” di Trino.



Un’analisi più approfondita ha però consentito di individuare due raggruppamenti statisticamente significativi (fig. 5), entrambi con $D_{FC}^2 \leq 6$, ad indicare la presenza di almeno due differenti correnti di rifiuto.

Figura 5 Correlazione Sr-90~Cs-137 negli effluenti liquidi della Centrale nucleare “E. Fermi” di Trino – sono evidenziati i raggruppamenti individuati.



Nel corso del 2018, la Centrale nucleare di Trino ha dato inizio ad un'attività di trattamento di parte dei rifiuti radioattivi pregressi potenzialmente allontanabili, suddivisi in tre lotti.

Tali rifiuti sono costituiti da materiale proveniente da lavorazioni condotte in zona controllata pur non appartenendo ad alcun sistema di impianto, classificato come rifiuto radioattivo nel momento della produzione e divenuto potenzialmente allontanabile nel corso del tempo.

Arpa Piemonte ha assistito al pretrattamento di alcuni dei campioni prelevati dall' esercente (10%) ed ha successivamente analizzato gli estratti acquosi ottenuti al fine di effettuare valutazioni sui fattori di correlazione.

Già una prima analisi della natura di tali campioni (sabbia, cemento, terra, materiale metallico, indumenti) poteva far sospettare l'assenza di omogeneità nella composizione della contaminazione dei rifiuti stessi.

Le analisi di laboratorio, effettuate sia sui radionuclidi ETM sia sui radionuclidi DTM, hanno confermato l'assenza di omogeneità:

- nei rifiuti a più bassa contaminazione (lotto 1) si è osservata la presenza di Cs-137, Co-60 e Ni-63 solo nella metà dei campioni, Sr-90 in un solo campione; non è stata osservata la presenza di alfa emettitori;
- nei rifiuti a più alta contaminazione (lotto 3) si osservata la presenza di Cs-137 oltre i limiti di rilascio (tab. 4), Co-60 e Ni-63, Sr-90 solo nella metà dei campioni, alfa emettitori solo in due campioni.

In particolare, oltre all'impossibilità di stimare i fattori di correlazione dei radionuclidi DTM in molti campioni, non risultano mai rispettati i criteri EPRI (fig. 6).

Si può però evidenziare l'appartenza di alcuni campioni ad una delle due correnti di rifiuto presenti negli scarichi (fig. 7), a conferma del fatto che tali materiali non costituiscono un lotto omogeneo, condizione indispensabile per poter stimare i fattori di correlazione.

Tabella 4 Allontanamento incondizionato di materiali metallici e altri materiali. Prescrizioni per la Disattivazione allegate al DM 02/08/2012 di autorizzazione alla disattivazione dell'impianto.

Radionuclide	Materiali metallici			Altri materiali
	Riuso	Riciclo	Riuso/Riciclo	Riuso/Riciclo
	Superficie (Bq/cm ²)	Superficie (Bq/cm ²)	Massa (Bq/g)	Massa (Bq/g)
H-3	10000	100000	1	1
C-14	1000	1000	1	1
Mn-54	10	10	1	0,1
Fe-55	1000	10000	1	1
Co-60	1	10	1	0,1
Ni-59	10000	10000	1	1
Ni-63	1000	10000	1	1
Sr-90	10	10	1	1
Sb-125	10	100	1	1
Cs-134	1	10	0,1	0,1
Cs-137	10	100	1	1
Eu-152	1	10	1	0,1
Eu-154	1	10	1	0,1
Alfa emettitori	0,1	0,1	0,1	0,01
Pu-241	10	10	1	1

Figura 6 Correlazione Ni-63~Co-60 nei campioni di materiali potenzialmente rilasciabili.

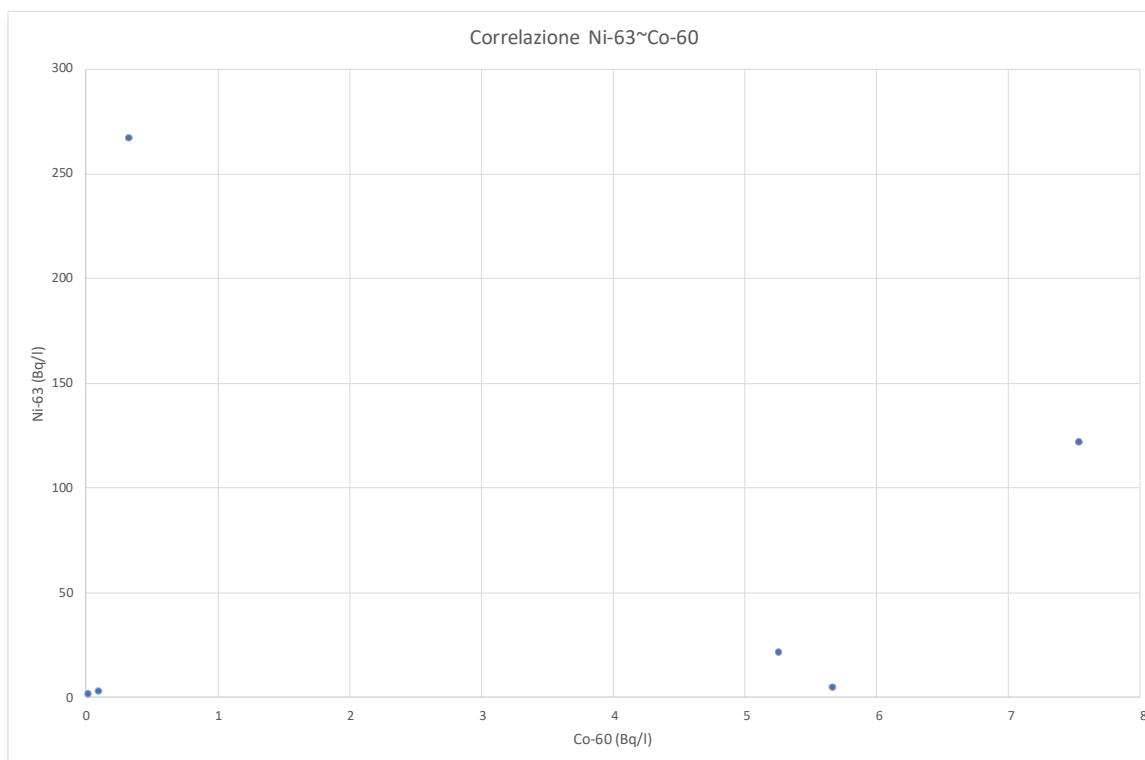
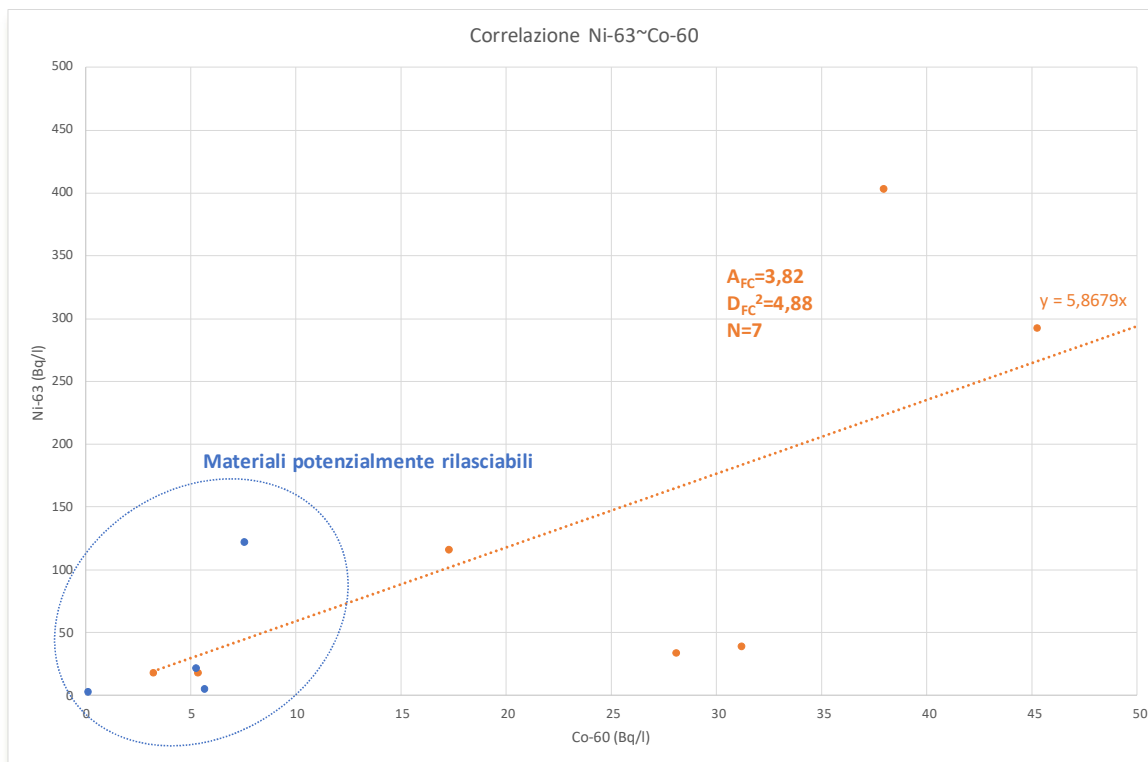


Figura 7 Correlazione Ni-63~Co-60 negli effluenti liquidi della Centrale nucleare “E. Fermi” di Trino ed in alcuni campioni di materiali potenzialmente rilasciabili.



ESPERIENZE PRESSO L'INSTALLAZIONE LIVANOVA DI SALUGGIA

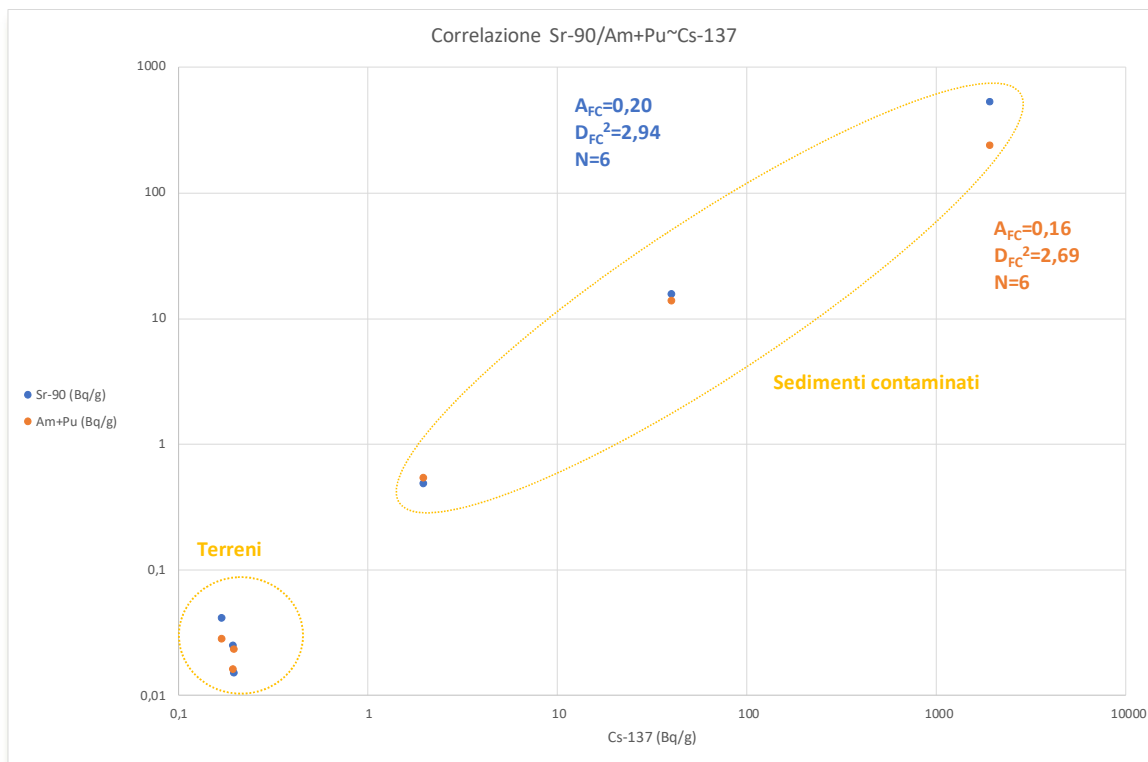
Presso l'istallazione LivaNova di Saluggia (VC) – Nulla Osta di Cat. A – si era da tempo evidenziata la contaminazione da idrocarburi di porzioni di terreno all'interno della zona controllata adibita a deposito di rifiuti radioattivi. In tale area erano in passato collocate le cisterne di gasolio per l'alimentazione di un impianto di incenerimento, ormai smantellato.

Ai fini delle operazioni di bonifica convenzionale, ISIN ha comunque richiesto la caratterizzazione radiometrica dei terreni per definirne correttamente la gestione. In particolare, si possono avere:

- terreni contaminati da radionuclidi (indipendentemente dall'eventuale contaminazione da idrocarburi) da gestire come materiali eventualmente allontanabili o, se non rispettati i pertinenti livelli di allontanamento, come rifiuti radioattivi;
- terreni esenti da vincoli di natura radiologica ma contaminati da idrocarburi da gestire come rifiuti speciali;
- terreni non contaminati né da radionuclidi né da idrocarburi.

Gli esiti della caratterizzazione hanno mostrato la presenza – con notevole disomogeneità – di Cs-137, Sr-90, Am-241 e plutonio. Tali contaminanti erano già stati individuati nel 2012 nei sedimenti contaminati dell'impianto di gestione degli effluenti radioattivi (ora decontaminato), negli stessi rapporti. In questo caso quindi, integrando le due serie di dati, è stato possibile stimare preliminarmente un set completo di fattori di correlazione caratteristici di un'unica sorgente di contaminazione (fig. 8).

Figura 8 Correlazione Sr-90/Am+Pu~Cs-137 nei terreni e sedimenti contaminati nell'installazione LivaNova di Saluggia (VC) (Dati LivaNova).



ESPERIENZE PRESSO L'IMPIANTO EUREX-SO.G.I.N. DI SALUGGIA

Presso l'impianto EUREX-SO.G.I.N. di Saluggia (VC) – impianto riprocessamento di combustibile nucleare – nel 2017 si è evidenziata la contaminazione del terreno circostante una porzione dell'impianto di gestione degli effluenti radioattivi liquidi (fig. 9).

Anche in questo caso per una corretta gestione dei terreni di scavo è risultata necessaria la completa caratterizzazione radiometrica, che ha evidenziato la presenza soltanto di Cs-137. Nello specifico però, mentre per Sr-90 i limiti di rivelabilità risultavano molto minori del pertinente livello di allontanamento (tab. 6) – in particolare minori dell'1% – i limiti di rivelabilità per gli isotopi del plutonio risultavano solo di un ordine di grandezza minori del livello di allontanamento (fig. 10).

Se per Sr-90 risulta accettabile porre a zero il fattore di correlazione, per gli isotopi del plutonio è più cautelativo – viste anche le caratteristiche dell'impianto – stimare comunque un fattore di correlazione non nullo assumendo una distribuzione rettangolare tra zero ed i limiti di rivelabilità.

Figura 9 Area interessata dalla contaminazione.

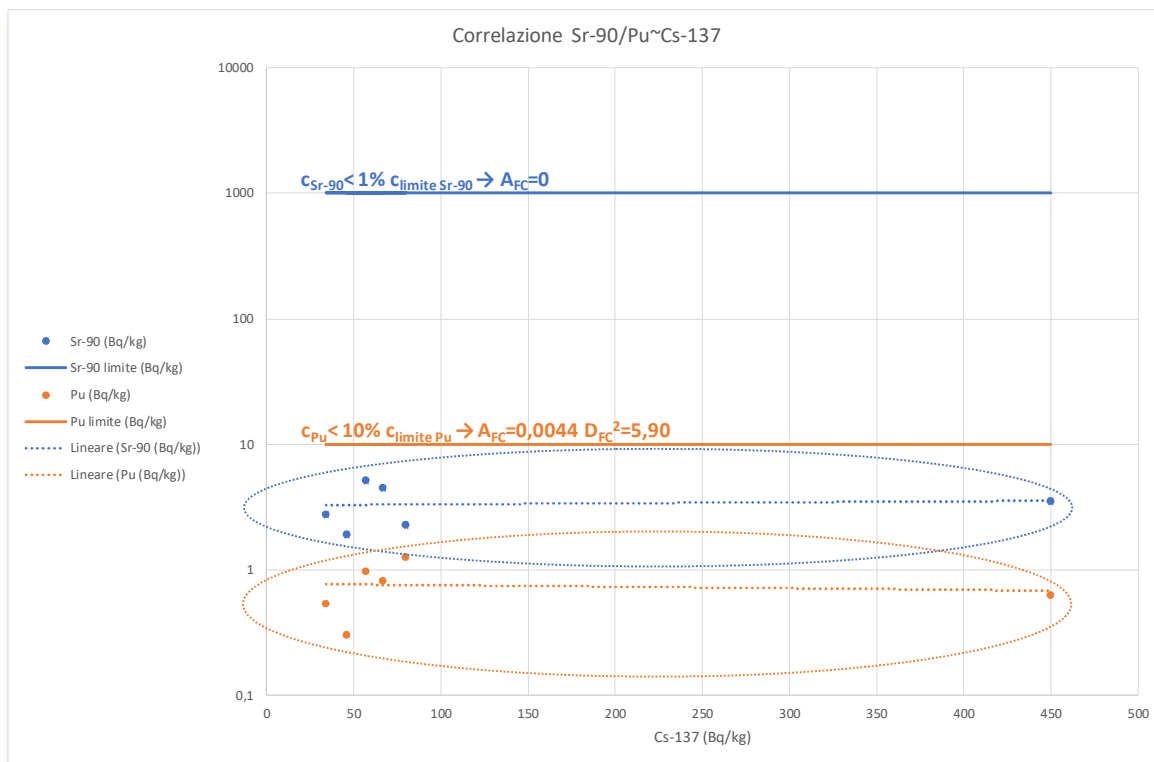


Tabella 5 Materiali cementizi e altri materiali.

DM 12/08/2009 di modifica delle Prescrizioni Tecniche gestionali.

Radionuclide	Demolizione edifici		Altri materiali
	Superficie (Bq/cm ²)	Massa (Bq/g)	Massa (Bq/g)
H-3	10000	1	1
Ni-59	100000	1	1
Ni-63	100000	1	1
Co-60	1	0,1	0,1
Sr-90	100	1	1
Tc-99	100	1	1
Sb-125	10	1	1
Cs-134	10	0,1	0,1
Cs-137	10	1	1
Pm-147	10000	1	1
Sm-151	10000	1	1
Eu-152	10	1	0,1
Eu-154	10	1	0,1
Eu-155	100	1	1
Alfa emettitori	1	0,1	0,01
Prodotti di decadimento di U-238 e U-235 diversi da quelli elencati nella Tabella I dell'Allegato I del D.Lgs. 230/1995	0,1	0,1	0,01
Pu-241	100	1	1

Figura 10 Correlazione Sr-90/Pu~Cs-137 nei terreni dell'impianto EUREX-SO.G.I.N. di Saluggia (VC).



REQUISITI PRESTAZIONALI DEI METODI ED ACCETTABILITÀ DELLE MISURE

L'insieme delle esperienze sinora svolte consente di formulare le seguenti osservazioni:

- l'omogeneità di un lotto di materiale potenzialmente rilasciabili deve sempre essere verificata con misure sperimentali;
- tutte le informazioni disponibili possono essere utili ai fini della stima dei fattori di correlazione;
- nei campioni utilizzati per la stima dei fattori di correlazione deve essere rivelabile almeno un radionuclide ETM;
- è opportuno definire un livello di esclusione (ad esempio un limite di rivelabilità¹ nell'intervallo 1%÷10% del pertinente livello di allontanamento) al fine di poter escludere la presenza del radionuclide DTM nel campione;
- è opportuno definire un livello di accettabilità (ad esempio un limite di rivelabilità nell'intervallo 10%÷50% del pertinente livello di allontanamento) al fine di stabilire se il campione può essere utilizzato per la stima dei fattori di correlazione.

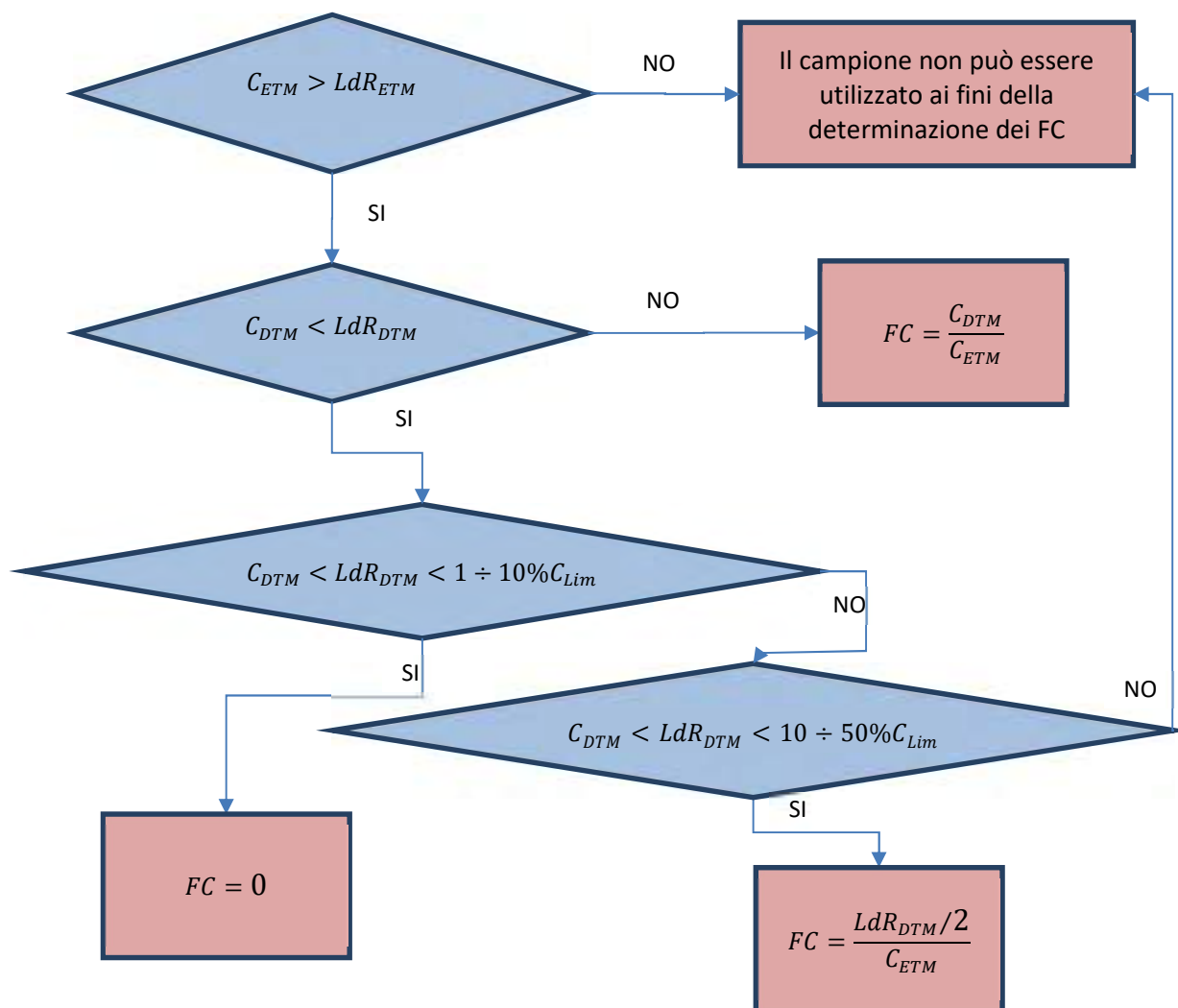
In particolare, qualora i risultati delle misure eseguite forniscano per il radionuclide DTM un valore di concentrazione C_{DTM} minore del corrispondente limite di rivelabilità LdR_{DTM} potrà essere adottato cautelativamente il valore LdR_{DTM} ai fini della stima del fattore di correlazione, oppure essere assunta una distribuzione rettangolare tra 0 e LdR_{DTM} , adottando quindi $LdR_{DTM}/2$ ai fini della stima del fattore di correlazione.

I criteri sopra esposti, dovuti a considerazioni ancora preliminari, dovranno essere comunque valutati caso per caso, in funzione dell'impianto, del contesto specifico e dello specifico radionuclide.

In sintesi, potrà essere adottato lo schema decisionale di fig. 11.

¹ Per la definizione di limite di rivelabilità, e più in generale per le definizioni dei limiti caratteristici si veda ISO 11929.

Figura 11 Schema decisionale per la stima dei fattori di correlazione.



Bibliografia

Albertone L., Marga M., Porzio L., *Esperienze di controllo dei materiali allontanabili dagli impianti nucleari tramite misure di spettrometria gamma in situ*, Atti del XXXVII Convegno AIRP "Le radiazioni: valori, conoscenza scientifica e aspetti operativi" – Aosta 15-17/10/2014 – ISBN 978-88-88648-40-8, 2014 AIRP.

Electric Power Research Institute (EPRI), *Low Level Waste Characterization Guidelines* (EPRI TR-107201), 1996 EPRI.

International Atomic Energy Agency (IAEA), *Determination and Use of Scaling Factors for Waste Characterization in Nuclear Power Plants* (IAEA NW-T-1.18), 2009 IAEA.

International Standard Organization (ISO), *ISO 11929 Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the confidence interval) for measurements of ionizing radiation -- Fundamentals and application*, Geneva.

Implementazione dell'algoritmo di calcolo per una migliore stima della dose ambientale $H^*(10)$ da radiazione X per dosimetri a OSL

Luisella Garlati¹, Pietro Negri², Ornella Tambussi¹

¹ Politecnico di Milano, Dipartimento di Energia, via La Masa 34 – 20156 Milano

² CERAP SA, Parc d'activités des Fourches, 50 rue des Vindits – 50130 Cherbourg Octeville

luisella.garlati@polimi.it

Il sistema dosimetrico InLight (Landauer Inc., USA) si basa sul processo di stimolazione, mediante l'assorbimento di energia ottica, della luminescenza di particolari materiali in seguito alla loro esposizione a radiazioni ionizzanti. Esso è costituito da un badge contenente quattro elementi OSL, da un lettore che permette di rivelare il segnale e da un software, che permette di ottenere dal segnale registrato la dose espressa in $H_p(10)$ e in $H_p(0.07)$. Un apposito algoritmo è stato sviluppato per determinare la dose ambientale $H^(10)$, partendo da una serie di irraggiamenti condotti tramite i fasci S-Cs e i fasci H-60, W-60, W-80, W-110, W-150, W-200, W-250 e W-300.*

Alcuni test sono stati condotti per studiare la linearità della risposta dosimetrica e la dipendenza energetica dei dati dosimetrici.

Per lo studio della dipendenza angolare, una prima fase di test è stata condotta solo con i fasci H-60, W-60, W-80, mostrando forti criticità per la determinazione della dose ad angoli superiori a 60° . Questa nuova serie di test vuole indagare anche altri fasci energetici, aumentando il numero d'irraggiamenti a differenti valori di dose per ogni angolo. In tal modo si hanno dati sufficienti per determinare una procedura correttiva da applicare nel caso di irraggiamenti a fasci X di bassa energia (inferiore a 80 keV) e ad angoli superiori a 60° , così da migliorare le performance del dosimetro.

All'interno del progetto europeo Preparedness sono invece stati condotti differenti irraggiamenti con i fasci S-Cs e S-Co a differenti angoli, mostrando l'indipendenza della risposta angolare del dosimetro e l'efficacia dell'algoritmo per la valutazione della dose ambientale $H^(10)$.*

INTRODUZIONE

La dosimetria ambientale in genere ha due tipi di applicazioni: il monitoraggio dei luoghi dove si ha la presenza di sorgenti di radiazione (interno ed esterno delle stanze di detenzione) e il monitoraggio in luoghi esterni, in cui non si presume la presenza di sorgenti di radiazione, fatta eccezione per la radiazione da fondo naturale (radiazione terrestre e radiazione cosmica).

La mappatura nei luoghi in cui si ha la presenza di sorgenti di radiazione è in genere utilizzata ai fini radioprotezionistici dei lavoratori e per la verifica del rispetto dei limiti di dose per il pubblico. Il termine corretto per questo tipo di indagine è mappatura d'area. Essa può essere fatta con un classico dosimetro per corpo intero, opportunamente caratterizzato in termini di equivalente di dose ambientale e tarato in aria libera. Il campo di radiazione da indagare può essere monoenergetico o un campo misto, di radiazione gamma, beta, X o neutroni.

Il monitoraggio ambientale invece ha come scopo quello di mettere in evidenza minime variazioni di dose, rispetto a quello che è il valore di dose dovuto alla radiazione di fondo ambientale (componente terrestre e componente cosmica). Queste minime variazioni potrebbero essere dovute anche a incidenti di tipo nucleare di piccola portata, con rilascio di piccolo quantitativi di radionuclidi in ambiente, oppure essere dovute alla presenza di sorgenti naturali di radiazione accumulate in un punto ben preciso (per esempio del materiale da costruzione particolare o la presenza di una roccia ricca di uranio, radio o torio).

Per questo tipo di misure si necessita di un dosimetro affidabile a basse dosi (in genere al di sotto di 1 mSv). Inoltre sarebbe opportuno che la risposta dosimetrica fosse più indipendente possibile dall'energia della radiazione incidente e dall'angolo di incidenza (risposta più isotropa possibile). Nel panorama di quanto disponibile commercialmente, i cristalli a TL oppure gli elementi OSL risultano essere i rivelatori rispondenti a queste caratteristiche.

Tra i dosimetri disponibili in commercio, il dosimetro InLight (Landauer Inc., USA), sfrutta la tecnica OSL (Optically Stimulated Luminescence) per la misurazione della dose: si stimola la luminescenza di particolari materiali in seguito alla loro esposizione a radiazioni ionizzanti.

Il sistema dosimetrico è costituito da un badge contenente quattro elementi OSL, da un lettore e da un PC con software dedicato, oltre al sistema per effettuare l'azzeramento delle card. In questo modo i dosimetri InLight possono essere utilizzati come dosimetri personali per valutare l'equivalente di dose personale profonda, quella superficiale e la dose al cristallino.

Un apposito algoritmo è stato sviluppato per poter utilizzare il dosimetro anche per la valutazione dell'equivalente di dose ambientale. Inoltre si è verificato che tale sistema dosimetrico fosse conforme a quanto richiesto dalla normativa IEC 62387 [IEC 62387, 2012] per essere utilizzato per la dosimetria ambientale passiva. I risultati di questa prima caratterizzazione sono stati presentati al XXXVII Congresso Nazionale AIRP di Bergamo [Garlati, 2018].

Questa prima serie di test ha messo in luce delle criticità per irraggiamenti ad angoli superiori a 45° per i fasci per cui erano stati condotti gli irraggiamenti (H-60, W-60 e W-80), secondo quanto prescritto dalla norma IEC. Si è resa quindi necessaria una seconda serie di irraggiamenti a diversi fasci di radiazione X e a diversi angoli, così da avere un numero sufficiente di dati per poter determinare una procedura correttiva per migliorare le performance del dosimetro.

Per testare la bontà dell'algoritmo sviluppato, con questo dosimetro si è partecipato all'interconfronto europeo "Preparedness Intercomparison 2017/2018 of Passive H*(10) Area Photon Dosimeters", aperto a tutti i laboratori.

Successivamente è stata offerta ad alcuni laboratori la possibilità di partecipare come stakeholder agli esperimenti all'interno del task 4.2 (WP4) del progetto europeo Preparedness (<http://www.preparedness-empir.eu/>): a questi test si è partecipato con il dosimetro a OSL e con il dosimetro a TL. Dai primi risultati a disposizione è possibile trarre alcune considerazioni iniziali.

MATERIALI E METODI

In questo lavoro si è utilizzato il sistema MicroStar® coi dosimetri InLight® della Landauer [Landauer, 2019], venduto per la dosimetria personale. Lo stesso tipo di card può essere impiegata per la dosimetria ambientale, senza utilizzare un apposito contenitore, ma solo una busta protettiva in policarbonato, con doppia sigillatura ed eventuale clip di aggancio.

Le card sono state lette con l'apposito lettore e il software in dotazione, ma la dose è stata determinata a partire dai dati di conteggio e poi elaborati con l'algoritmo appositamente sviluppato.

IRRAGGIAMENTI CON FASCI X

Nella prima fase di caratterizzazione sono stati condotti con tutti i fasci X solo gli irraggiamenti a 0°. Secondo quanto prescritto dalla IEC 62387, per i test ad angoli diversi dallo zero, si devono condurre irraggiamenti con i tre fasci con energia minore e nell'intervallo di dose da 1 a 10 mSv, assumendo come dose di riferimento 3 mSv. Dal momento che l'analisi della risposta energetica ha messo in luce un'indipendenza dall'energia del fascio incidente a partire da 100 keV, per una completa caratterizzazione è necessario verificare la risposta anche per altri fasci X e a differenti valori di dose nell'intervallo indicato dalla IEC.

Pertanto sono stati condotti, presso il Centro di Taratura LAT n. 104 – Settore Radiazioni Ionizzanti del Politecnico di Milano, una serie di irraggiamenti coi fasci H-60, W-60, W-80, W-110, W-200 e W-300. Gli angoli considerati per gli irraggiamenti sono stati: 0°, ±60°, ±75° e ±90°. Per tutti i fasci e per tutti gli angoli si è effettuato almeno un irraggiamento a 3 mSv; per i fasci meno energetici (H-60, W-60 e W-80) a 60° e 75° si sono condotti irraggiamenti a cinque livelli differenti di dose per evidenziare eventuali effetti dovuti al valore di dose oltre che all'angolo, così come consigliato dalla norma IEC 62387. Un quadro riassuntivo degli irraggiamenti condotti è riportato in tab. 1.

Il numero massimo di dosimetri irraggiati per sessione è pari a due, dovendo disporli lungo l'asse di rotazione del supporto e nella zona di omogeneità del fascio (fig. 1).

Questo set up d'irraggiamento è utilizzabile per irraggiamenti ad angoli inferiori a 90°, a causa della struttura di supporto.

Tabella 1 – Schema degli irraggiamenti condotti per lo studio della dipendenza angolare

Fascio	Angolo	Dose di riferimento H*(10) (mSv)
H-60, W-60, W-80	0°	3
H-60, W-60, W-80	±60°	1 – 3 – 5 – 7 - 10
H-60, W-60, W-80	±75°	1 – 3 – 5 – 7 - 10
H-60, W-60, W-80	±90°	3
W-110, W-200, W-300	0°	3
W-110, W-200, W-300	±60°	1 – 3 - 10
W-110, W-200, W-300	±75°	1 – 3 - 10
W-110, W-200, W-300	±90°	3

Figura 1 – Set up di irraggiamento



Card OSL montate sul supporto per irraggiamenti in aria libera e posizionate sul disco rotante

PROGETTO PREPAREDNESS

Il progetto europeo EMIPR- 16ENV04 Preparedness ha per titolo “*Metrology for mobile detection of ionising radiation following a nuclear or radiological incident*” e coinvolge 17 istituti provenienti da 12 differenti paesi europei e il Joint Research Centre della Commissione Europea.

Questo progetto nasce dalla consapevolezza che, durante un'emergenza radiologica (incidente nucleare, attacco terroristico, sversamento di radionuclidi in falda), il livello dell'equivalente di dose ambientale H*(10) e della concentrazione di attività dei radionuclidi dispersi in aria o in acqua forniscono informazioni fondamentali per coloro che devono gestire l'emergenza e prendere decisioni, con l'obiettivo di garantire azioni tempestive per la protezione della popolazione. In questo ambito la possibilità di reperire misure radiometriche in numero elevato e con una certa garanzia di affidabilità è un strumento che merita di essere analizzato, poiché potrebbe essere una utile integrazione di informazioni in situazioni che richiedano l'adozione, anche tempestive, di misure protettive.

Questo progetto ha lo scopo di sviluppare strumenti affidabili e metodi necessari per questo tipo di eventualità (situazione d'emergenza), ma anche di migliorare i metodi per il monitoraggio su tempi lunghi. In particolare, si vuole indagare la possibilità di utilizzare la dosimetria ambientale come metodo da utilizzare per questo monitoraggio su tempi lunghi. Infatti i rilevatori passivi sono piccoli, economici e robusti e non necessitano di alimentazione elettrica, permettendo così di collocarli ovunque. Tuttavia la correttezza metrologica dei dati di dose ottenuti da questi rivelatori è un presupposto fondamentale per l'applicazione di tali dispositivi nelle misurazioni ufficiali.

Lo scopo del Work Package 4 è quello di stabilire procedure stabili e riproducibili per misure di dose ambientale utilizzando la dosimetria passiva. Esso è suddiviso in quattro task, tra cui uno per organizzare un interconfronto tra servizi di dosimetria operanti in Europa e uno per condurre studi e test per indagare le proprietà e i limiti di rivelazione dei dosimetri passivi attualmente utilizzati dai servizi di dosimetria (task 4.2).

L'interconfronto ha avuto luogo da ottobre 2017 ad aprile 2018: ogni laboratorio è stato invitato a inviare 20 dosimetri, suddivisi in 5 gruppi di 4 dosimetri. Un gruppo è rimasto stoccato per tutto il tempo in un laboratorio a basso fondo, un gruppo è stato esposto in un campo (quindi soggetto alla radiazione terrestre e a quella cosmica), un gruppo è stato esposto su un isolotto artificiale nel mezzo di un laghetto (quindi soggetto alla sola radiazione cosmica), un gruppo è stato irraggiato a dose nota con un fascio di Cs-137 a 0° e uno nelle stesse condizioni ma a 90°.

La partecipazione invece al task 4.2 è limitata ad alcuni laboratori scelti all'interno della rete degli stakeholder del progetto. L'obiettivo è quello di indagare quattro caratteristiche dei dosimetri dei vari laboratori: la dipendenza dalla dose, la dipendenza angolare, la risposta alla radiazione naturale, la risposta energetica.

Al task 4.2 si è partecipato con due differenti dosimetri: quello a OSL, caratterizzato come descritto in questo lavoro, e il dosimetro ambientale a TLD, utilizzato presso il Laboratorio di Radioprotezione per mappatura ambientale o abbinato a elettretetri per il monitoraggio del gas radon (fig. 2). I primi tre test sono già stati condotti, mentre in quarto è in fase di realizzazione.

Figura 2 – Dosimetri ambientali usati nel progetto Preparedness



Dosimetri ambientali utilizzati per le prove del progetto Preparedness: a sinistra dosimetro a OSL, a destra dosimetro a TL. Con il punto rosso si indica il centro d'irraggiamento.

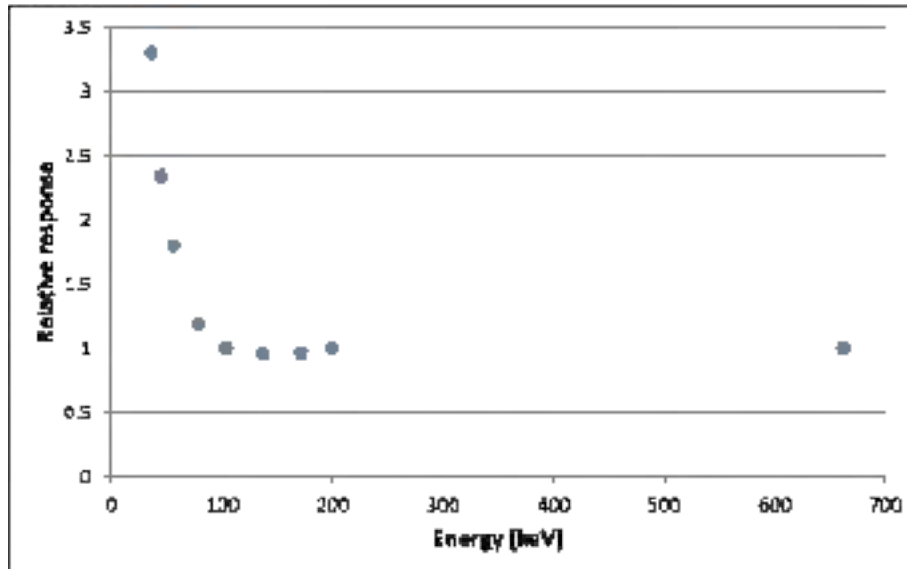
RISULTATI

Il lavoro di caratterizzazione fatto in precedenza ha permesso di determinare un algoritmo in grado di calcolare in maniera affidabile un valore di dose per tutti i fasci energetici dai 36 ai 1250 keV.

La risposta degli OSL, relativa al fascio di riferimento del Cs-137, in funzione dell'energia è presentata in fig. 3: al di sotto di 80 keV la dipendenza dall'energia del fascio incidente ha una

certa importanza. L'algoritmo sviluppato per determinare la dose ambientale ha come primo step la determinazione dell'energia del fascio incidente, basandosi sul calcolo del rapporto tra le letture sotto i vari filtri del dosimetro (finestra, spessore di plastica per il riconoscimento della radiazione beta, filtri di alluminio e di rame).

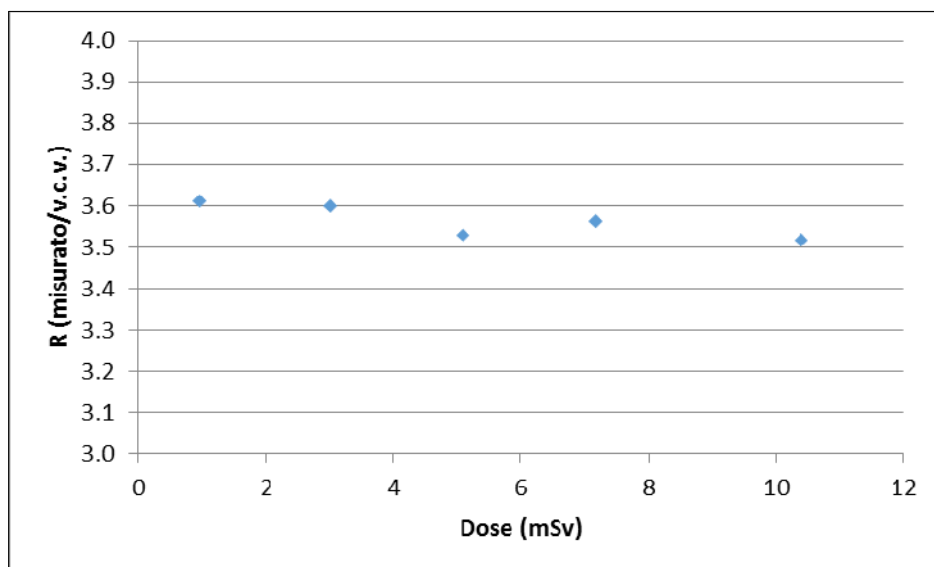
Figura 3 – Dipendenza energetica dei dosimetri a OSL InLight



Risposta relativa dei OSL in funzione dell'energia del fascio incidente, rispetto al fascio di riferimento S-Cs

Per i dosimetri irraggiati ad angoli diversi si è calcolata la dose partendo dall'algoritmo sviluppato per gli irraggiamenti a 0°. Per ogni fascio e per ogni angolo d'irraggiamento, si sono calcolati i valori medi del rapporto R tra dose misurata e valore convenzionalmente vero (v.c.v.). Per un dato angolo e un determinato fascio di radiazione, si è verificata anche l'indipendenza dal valore di dose di irraggiamento (fig. 4).

Figura 4 – Irraggiamenti con fascio H-60 e angolo +75° a differenti dosi



Risposta relativa per irraggiamenti effettuati con il fascio H-60 a +75° a differenti dosi:
il rapporto R è indipendente dalla dose impartita.

In tab. 2 si presentano i valori del rapporto relativo medio per tutti i dosimetri irraggiati a un dato fascio e a un determinato angolo d'irraggiamento, ma con diversi valori di dose. Come si può visualizzare anche dal grafico di fig. 4, tra $\pm 75^\circ$ i risultati sono simmetrici rispetto agli irraggiamenti frontali. Inoltre, per fasci con energia media superiore a 100 keV la risposta relativa è prossima a 1.

Tabella 2 – Valore del rapporto R tra la dose misurata e il valore convenzionalmente vero per ogni fascio energetico utilizzato in funzione dell'angolo di irraggiamento

Angolo	H-60	W-60	W-80	W-110	W-200	W-300
-90	0.09	0.14	0.29	0.36	0.44	0.54
-75	3.56	2.58	1.89	1.27	0.98	0.98
-60	1.37	1.19	1.04	0.93	0.93	0.95
0	1.02	0.97	1.03	1.03	0.94	0.96
60	1.15	0.98	0.90	1.08	0.88	0.92
75	3.30	2.49	1.83	1.29	0.97	0.93
90	2.83	2.16	1.71	0.55	0.55	0.58

I criteri di accettabilità per la IEC, ripresi anche nella norma ISO 14146 [ISO 14146, 2018], sono: da 0° a $\pm 75^\circ$ $0.71 < R < 1.67$; da $\pm 75^\circ$ a $\pm 105^\circ$ $0.67 < R < 2.00$. Nella norma IEC si indica anche che questi criteri sono validi per energie comprese tra 80 e 1250 keV, cioè per i fasci a partire da W-110 (energia media 79 keV).

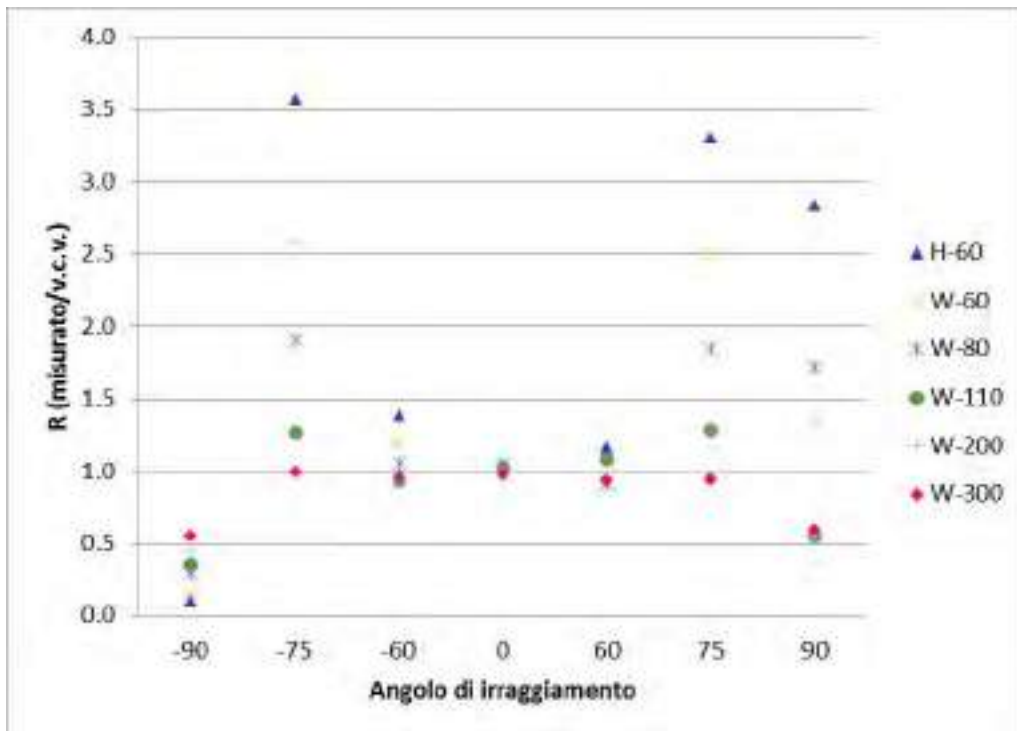
Quindi per angoli compresi tra $\pm 75^\circ$ e fasci con energia media superiore a quella del fascio W-110 il criterio è soddisfatto.

Per gli irraggiamenti a $\pm 90^\circ$, i risultati sono anomali, oltre a non essere simmetrici, anche alla luce di quanto ottenuto con il fascio S-Cs durante gli irraggiamenti del progetto Preparedness (si veda fig. 7). Questo ha messo in luce difficoltà d'irraggiamento presso il centro LAT: è stato utilizzato un errato set up e non si ha avuto il tempo per rimediare all'errore. Pertanto questi dati non possono essere utilizzati.

Per i fasci con energia media inferiore a 80 keV, se si osservano le letture dei conteggi nei quattro campi in corrispondenza della finestra e dei tre filtri, i valori sono molto simili tra loro e non mostrano la tipica attenuazione dei vari filtri in funzione dell'energia incidente. In questi casi l'algoritmo elabora i dati come se si trattasse di radiazione di tipo gamma. In effetti, osservando i dati relativi agli irraggiamenti a $\pm 75^\circ$, si nota che il valore di R ricalca quello ottenuto nello studio della risposta in funzione dell'energia. Nel caso in cui il dosimetro venisse utilizzato come dosimetro d'area e quindi conoscendo almeno in parte il campo di radiazione, per determinare la dose è meglio applicare un fattore correttivo medio (ottenuto come media dei valori di R per i tre fasci meno energetici a 0° e pari a 2.3) alla lettura avvenuta sotto il filtro di plastica.

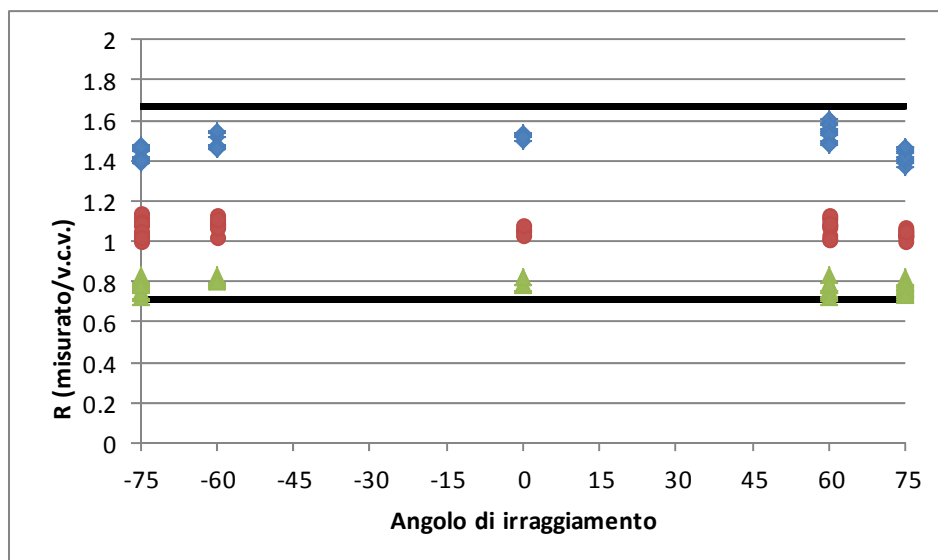
In fig. 6 si possono osservare i risultati ottenuti moltiplicando le letture direttamente per il fattore correttivo, senza l'elaborazione dell'algoritmo.

Figura 5 – Risposta relativa del dosimetro ambientale in funzione di fascio e di angolo d'irraggiamento



Risposta relativa tra quanto misurato e il valore convenzionalmente vero per ogni fascio utilizzato per gli irraggiamenti e in funzione dell'angolo di irraggiamento. I dati a -90 e +90 non sono accettabili, causa errore in fase d'irraggiamento.

Figura 6 – Risposta relativa per valori di dose calcolati senza applicare l'algoritmo



Risposta relativa dei fasci meno energetici per valori di dose ottenuti non applicando l'algoritmo, ma un fattore moltiplicativo medio per i fasci H-60, W-60 e W-80 (blu: H-60; rosso: W-60; verde: W-80). Le due linee continue indicano gli estremi del criterio di accettabilità ($0.71 < R < 1.67$).

PROGETTO PREPAREDNESS

I risultati relativi all'interconfronto in campo sono presentati in tab. 3. La componente terrestre è stata calcolata per differenza tra le altre due misure. I risultati sono soddisfacenti, considerando anche i valori di dose così bassi seppur su sei mesi di misura. Anomala risulta la sottostima dei dosimetri irraggiati col fascio S-Cs a 0°, dal momento che questo è il fascio di riferimento e l'algoritmo è stato costruito partendo proprio da questo fascio.

Tabella 3 – Risultati ottenuto nell’interconfronto europeo “*Preparedness Intercomparison 2017/2018 of Passive H*(10) Area Photon Dosimeters*”

Campo di radiazione	H*(10) v.c.v. (mSv)	H*(10) misurato (mSv)	R (misurato/v.c.v.)	U(R) (%)
Cs-137 a 0°	30.0	24.4	0.81	4.4
Cs-137 a 90°	30.0	29.6	0.99	3.6
Componente terrestre + radiazione cosmica secondaria	0.294	0.257	0.87	16.1
Radiazione cosmica secondaria	0.137	0.146	1.06	28
Componente terrestre	0.157	0.111	0.71	49

Per quanto riguarda la dipendenza della risposta dalla dose, sono stati effettuati 10 irraggiamenti a differenti dosi con il fascio S-Co (5 dosimetri per ogni livello di dose). In tab. 4 si riportano i dati ottenuti sia per i dosimetri a TL, sia per i dosimetri a OSL, come valore medio e deviazione standard. Si può notare che i TLD presentano dati meno dispersi (deviazione standard minore), ma entrambi i dosimetri presentano un’ottima risposta a dosi basse, mentre presentano uno scostamento maggiore per alte dosi, soprattutto per gli OSL.

In tab. 5 si riportano invece i risultati ottenuti utilizzando il fascio S-Cs a differenti angoli, sia per i TLD, sia per gli OSL; in questo caso la dose impartita è sempre stata di 2 mSv.

Tabella 4 – Irraggiamenti a diverse dosi con fascio di S-Co (Co-60) per i dosimetri ambientali a TL e per i dosimetri a OSL

S-Co H*(10) (mSv)	Media	D. Std.	Media	D. Std.	Media	D. Std.	Media	D. Std.	Media	D. Std.
	0.18 mSv		0.36 mSv		0.6 mSv		1.2 mSv		6 mSv	
TLD	0.177	0.000	0.365	0.001	0.594	0.000	1.167	0.001	5.84	0.01
OSL	0.187	0.028	0.375	0.033	0.579	0.022	1.242	0.035	5.87	0.09
	24 mSv		60 mSv		120 mSv		600 mSv		1200 mSv	
TLD	22.9	0.0	57.8	0.1	114.5	0.1	586.5	0.4	1166.9	1.0
OSL	19.8	0.3	51.7	0.7	114.5	2.4	511.1	3.7	1012.9	23.8

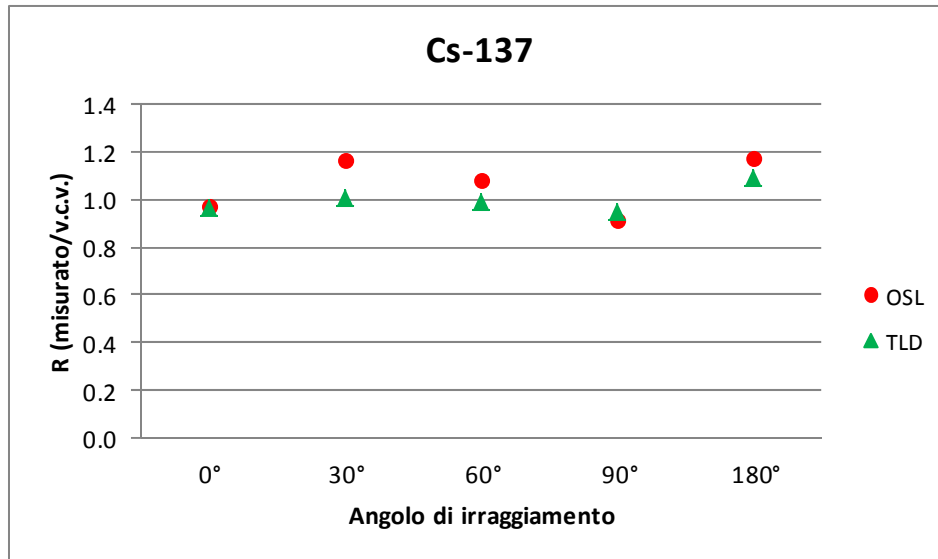
Tabella 5 – Irraggiamenti alla dose di 2 mSv con fascio di S-Cs (Cs-137) a diversi angoli

S-Cs H*(10) (mSv)	Angolo 0°		Angolo 30°		Angolo 60°		Angolo 90°		Angolo 180°	
	Media	D. Std.	Media	D. Std.	Media	D. Std.	Media	D. Std.	Media	D. Std.
TLD	1.93	0.02	2.02	0.09	1.99	0.18	1.91	0.16	2.18	0.06
OSL	1.95	0.28	2.34	0.26	2.16	0.31	1.83	0.22	2.34	0.30

In fig. 7 si riportano invece i valori di R a diverso angolo di irraggiamento per i due tipi di dosimetri. Si ricorda che un dosimetro ambientale è soggetto a campi di radiazione di energia medio-alta e non a radiazione X, come invece avviene per i dosimetri d’area.

I risultati ottenuti in questi test effettuati all’interno del progetto Preparedness sono soddisfacenti, per quanto potuto verificare dal nostro laboratorio, in attesa di avere l’elaborazione globale da parte degli organizzatori del progetto. Certo è che il dosimetro a OSL ha delle performance inferiori a quello dotato di cristalli a TL, compensate però dalla facilità di lettura e preparazione dei dosimetri.

Figura 7 – Rapporto relativo per lo studio della risposta angolare nel progetto Preparedness



Valore del rapporto relativo ottenuto per i dosimetri a TL e quelli a OSL nelle prove per lo studio della dipendenza angolare dei dosimetri, utilizzando il fascio S-Cs per gli irraggiamenti.

I risultati ottenuti in questi test effettuati all'interno del progetto Preparedness sono soddisfacenti, per quanto potuto verificare dal nostro laboratorio, in attesa di avere l'elaborazione globale da parte degli organizzatori del progetto. Certo è che il dosimetro a OSL ha delle performance inferiori a quello dotato di cristalli a TL, compensate però dalla facilità di lettura e preparazione dei dosimetri.

CONCLUSIONI

Il dosimetro ambientale a OSL presenta performance accettabili, per quelli che sono i criteri della norma IEC 62387. Questi risultati sono molto simili a quelli ottenuti per sistemi dosimetrici basati sulle pellicole fotografiche, anche per irraggiamenti ad angoli superiori a 60°, con lo svantaggio dell'assenza dell'immagine, che permette di visualizzare l'irraggiamento angolato. Dai precedenti test era noto il problema della dipendenza angolare per fasci a bassa energia, ma non era stato sufficientemente indagato. Questa lacuna poteva costituire un limite all'impiego del rivelatore come dosimetro d'area. Le indagini condotte con questo lavoro hanno permesso di determinare una procedura per evitare di sovrastimare la dose anche di un fattore di circa 4. L'algoritmo funziona bene per qualsiasi energia incidente e fino a un angolo d'irraggiamento di 60°; oltre questo angolo, i filtri diventano "trasparenti" e quindi non è più possibile utilizzare il rapporto tra filtri per applicare correttamente l'algoritmo. In questo caso, se si ha la certezza che si tratta di un campo di radiazione con energia bassa, è meglio stimare la dose tramite un fattore moltiplicativo della lettura sotto il filtro di plastica.

La partecipazione al progetto europeo Preparedness come stakeholder è una grande opportunità per confrontarsi con altri laboratori, ma anche per capire quali caratteristiche sono necessarie per ritenere un dosimetro ambientale affidabile. Attualmente sono in corso ancora delle misure; quindi i risultati ufficiali dell'analisi non sono noti e tantomeno le conclusioni. Considerando i dati ottenuti dal laboratorio, i TLD si confermano essere più accurati e affidabili, mentre i dosimetri a OSL hanno buone performance, ma non sono così accurati.

Sarebbe opportuno poter organizzare un confronto tra dosimetri per campi di radiazione che coprano tutto il range di energie per cui è stato sviluppato l'algoritmo.



Bibliografia

IEC 62387, *Radiation protection instrumentation - Passive integrating dosimetry systems for personal and environmental monitoring of photon and beta radiation* (2012);

Garlati Luisella, Negri Pietro, Tambussi Ornella, *Caratterizzazione di un sistema dosimetrico a OSL finalizzato alla dosimetria ambientale*, XXXVII Congresso Nazionale AIRP di radioprotezione, Bergamo 17 - 18 - 19 Ottobre 2018 - ISBN 9788888648460

Landauer, <https://www.landauer.com/dosimetry-solutions> (2019);

ISO 14146, *Radiological protection — Criteria and performance limits for the periodic evaluation of dosimetry services* (2018).



L'integrazione fra prescrizioni autorizzative e controllo per l'applicazione e l'aggiornamento delle Linee Guida per la sorveglianza radiometrica di rottami metallici e altri rifiuti

A. Iacoponi, L. Boccini, S. Bucci, E. Corbani, M. Guazzini, I. Peroni, D. Piccini

ARPAT, Unità Operativa Radioattività e Amianto, via Ponte alle Mosse 211, 50144 Firenze

andrea.iacoponi@arpat.toscana.it

INTRODUZIONE

Su incarico del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, tramite l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), alcuni anni fa è stato costituito un gruppo di lavoro, con il compito di redigere *Linee guida per la sorveglianza radiometrica di rottami metallici e altri rifiuti*, per fornire un primo quadro di indicazioni ai numerosi impianti interessati, soggetti anche alle autorizzazioni ambientali previste dal D.Lgs. 152/2006.

Il gruppo di lavoro, costituito da 7 Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) e ISPRA, ha elaborato il documento, presentato ufficialmente nel giugno 2015 nel corso di un apposito convegno assieme agli altri prodotti della convenzione tra ISPRA e le ARPA, e ora disponibile sul sito Internet di ISPRA (ISPRA, 2014).

Le Linee Guida si articolano attraverso l'esame della normativa allora vigente, gli ambiti di applicazione dei sistemi di sorveglianza radiometrica, la definizione degli elementi principali del sistema di controllo e dei suoi aspetti tecnici, gli adempimenti necessari per la gestione delle anomalie radiometriche riscontrate, la modalità di registrazione e di comunicazione con gli Enti.

Le Linee Guida hanno quindi cercato di offrire una lettura organica della normativa sulla materia e di fornire gli strumenti e le indicazioni per permettere ai soggetti che devono effettuare la sorveglianza radiometrica, e in particolare i loro esperti qualificati, di dare correttamente attuazione a quanto prescritto delle norme.

Tale documento è stato largamente utilizzato in ARPA Toscana e costituisce la base per lo svolgimento delle proprie attività istituzionali di supporto tecnico agli Enti deputati al rilascio delle autorizzazioni. Le indicazioni delle Linee Guida si sono tradotte in apposite liste di controllo che hanno permesso di operare in modo uniforme e maggiormente efficiente nell'emissione dei pareri di competenza per l'autorizzazione degli impianti di trattamento dei rifiuti. Allo stesso modo è stato possibile migliorare la propria azione di controllo, verificando in profondità e in modo coerente, le modalità di attuazione dei sistemi di sorveglianza negli impianti.

LINEE GUIDA PER LA SORVEGLIANZA RADIOMETRICA DI ROTTAMI METALLICI E ALTRI RIFIUTI: I RISULTATI DI CINQUE ANNI DI UTILIZZO

Durante questi cinque anni di utilizzo si è sempre di più constatato l'utilità di aver tradotto nelle Linee Guida le indicazioni attuative della normativa, ma contemporaneamente sono anche emersi alcuni aspetti che meritano di essere migliorati e quei problemi che, non avendo trovato spazio nelle Linee Guida, meritano invece di essere affrontati.

In tabella 1 sono riepilogate le tipologie di casi trattati, in materia di sorveglianza radiometrica, nell'espletamento delle attività dell'Agenzia nell'ambito del supporto tecnico agli Enti deputati al rilascio delle autorizzazioni. Si osserva che circa l'80 % delle attività di supporto tecnico in materia di sorveglianza radiometrica riguardano principalmente gli impianti di trattamento di rottami, anche talvolta comprensivi di RAAE, mentre gli impianti di trattamento rifiuti rappresentano circa il 20 % del totale.

Tabella 1: Le Linee Guida e gli ambiti di utilizzo: ripartizione numerica negli anni 2014 – 2019 dei pareri rilasciati nell'ambito di procedimento di autorizzazione a favore dei Dipartimenti titolari dei procedimenti.

Impianti di trattamento	Anni						TOTALE percentuale
	2014	2015	2016	2017	2018	2019 (fino 31 maggio)	
Rifiuti	3	4	4	1	2	3	17 %
Rottami	5	4	6	13	10	4	41 %
Rottami/RAEE	5	9	10	10	7	2	42 %
Totale	13	17	20	24	19	9	

Nell'affrontare il tema della sorveglianza radiometrica, le criticità emerse più comunemente sono le seguenti:

1. la valutazione se l'impianto è assoggettato o meno all'obbligo di sorveglianza radiometrica;
2. il significato da attribuire all'attestazione da parte dell'esperto qualificato in merito all'avvenuta sorveglianza radiometrica;
3. il ruolo di consulenza dell'esperto qualificato;
4. l'adeguatezza della strumentazione utilizzata per il controllo radiometrico;
5. la valutazione delle anomalie radiometriche causate da radionuclidi naturali;
6. gli obblighi di comunicazione.

Per quanto riguarda i primi due punti (la valutazione dell'assoggettabilità all'obbligo di sorveglianza radiometrica e l'attestazione di avvenuta sorveglianza da parte dell'esperto qualificato), nella nostra esperienza, le Linee Guida hanno rappresentato un sicuro riferimento e un valido strumento anche ai fini dell'uniformità dei contributi istruttori emessi.

Inoltre, ai fini della valutazione dell'adeguatezza della strumentazione, insieme alla norma UNI 10897:2016, le Linee Guida sono un riferimento importante, benché gli aspetti puramente tecnici non esauriscano tutte le problematiche gestionali della strumentazione che invece sono emerse dalla pratica. A questo proposito, anche il ruolo di consulenza dell'esperto qualificato, come risulta dall'attività svolta sul campo, a nostro parere richiede di essere integrato in un rapporto più stretto con l'azienda di cui lo stesso è consulente rispetto a quanto non sia attualmente definito anche dalle Linee Guida.

Infine, dall'applicazione delle Linee Guida in questi anni, emergono due problematiche non completamente affrontate:

- resta in gran parte da sviluppare una modalità gestionale specifica per affrontare le anomalie radiometriche causate da radionuclidi naturali;
- per quanto alcuni obblighi di comunicazione siano definiti dalla normativa (art.25 e art.157 D.Lgs. 230/95 e s.m.i.), le casistiche che si possono verificare nell'esercizio degli impianti di trattamento rifiuti richiedono di definire con maggiore dettaglio se e quando debbano essere rese tali comunicazioni.

In tabella 2 sono riepilogati i risultati emersi da cinque anni di applicazione delle Linee Guida su questi sei argomenti. Nel seguito i sei punti sono discussi con maggior dettaglio, evidenziando le problematiche emerse in casi reali e le soluzioni eventualmente individuate.

La riflessione che segue vuole rappresentare anche un invito alla discussione, in attesa delle novità che il recepimento della direttiva 2013/59/Euratom porterà anche sul tema della sorveglianza radiometrica e sull'allontanamento dei rifiuti fuori dal campo di applicazione dei rifiuti radioattivi.

Tabella 2: Le Linee Guida e le criticità emerse in cinque anni di utilizzo (anni 2014 – 2019)

Aspetto valutato	Utilità nell'impiego in attività di supporto tecnico e controllo	Livello di recepimento nei documenti valutati
<i>Assoggettamento all'obbligo di sorveglianza radiometrica</i>		
<i>Attestazione dell'esperto qualificato riguardo all'avvenuta sorveglianza radiometrica</i>		
<i>Ruolo di consulenza dell'esperto qualificato</i>		
<i>Strumentazione utilizzata per il controllo radiometrico</i>		
<i>Anomalie radiometriche causate da radionuclidi naturali</i>		
<i>Obblighi di comunicazione</i>		

ASSOGGETTAMENTO AGLI OBBLIGHI DI SORVEGLIANZA RADIOMETRICA

Un problema fortemente sentito sia dai gestori che dagli organi di vigilanza, soprattutto in fase di autorizzazione di un impianto di trattamento rifiuti, è la valutazione se l'impianto risulti o meno assoggettato all'obbligo di adozione di un sistema di sorveglianza radiometrica. Sotto tale aspetto la normativa non risulta sempre sufficientemente esplicita e lascia un certo margine di incertezza. Il caso più chiaro è forse quello degli impianti che trattano Rifiuti di Apparecchiature Elettriche e Elettroniche (RAEE) – ovvero che effettuano una effettiva lavorazione sui rifiuti come previsto dall'art.18 del D.Lgs. 49/2014, e non solamente la raccolta dei rifiuti – i quali sono chiaramente soggetti a tale obbligo, anche se la normativa non fornisce nessun ulteriore dettaglio tecnico al riguardo.

Analogamente, anche gli impianti che chiedono l'autorizzazione ai sensi dei regolamenti europei sull'end-of-waste (Regolamenti UE 333/2011 e 715/2013) sono obbligati al controllo dei carichi in uscita dall'impianto, ai fini della certificazione di accompagnamento del carico stesso.

Riguardo l'applicabilità dell'art.157 del D.Lgs. 230/95 e s.m.i., esso si rivolge al novero dei soggetti che "a scopo industriale o commerciale esercitano attività di importazione, raccolta, deposito o che esercitano operazioni di fusione di rottami o altri materiali metallici di risulta", coinvolgendo potenzialmente migliaia di impianti di gestione dei rifiuti sul territorio nazionale. Per essi, le Linee Guida propongono di fare riferimento, a prescindere se si tratti di autorizzazione ordinaria o semplificata, ai criteri del DM 05/02/1998, per stabilire su quali tipologie di rifiuti e con quale provenienza debba essere effettuata la sorveglianza radiometrica ai sensi del suddetto articolo.

Questo approccio, pur costituendo un significativo ausilio nell'applicazione della normativa, non sgombra completamente il campo da dubbi, soprattutto per quelle attività dove la presenza di rottami metallici non costituisce il nucleo dell'attività stessa, oppure laddove l'attività di trattamento dei rifiuti metallici non pone problemi di natura radioprotezionistica per la tipologia dei "rottami" trattati. Non ultimo, va giusto menzionato che il già citato DM 05/02/1998 offre la possibilità a talune tipologie di impianti per il trattamento di rifiuti di vetro e gesso, di avvalersi di un regime autorizzativo semplificato qualora sia verificata anche l'assenza di radioattività ai sensi del D.Lgs. 230/1995, implicando evidentemente una forma di controllo della stessa. L'estensione dell'obbligo anche a impianti in autorizzazione ordinaria è una logica conseguenza che, in assenza di esplicito riferimento normativo, fa parte delle prerogative dell'Ente preposto al rilascio dell'autorizzazione.

L'ATTESTAZIONE DI AVVENUTA SORVEGLIANZA RADIOMETRICA

Il comma 2 dell'articolo 157 del D.Lgs. 230/1995 e s.m.i. introduce la "attestazione di avvenuta sorveglianza radiometrica" quale adempimento in carico ai soggetti obbligati al controllo

radiometrico dei rottami metallici, assolto tramite gli esperti qualificati da loro incaricati. Il decreto non specifica molto altro sulla natura di questa attestazione, determinando una situazione di incertezza che si palesa nella difficoltà di reperire tali attestazioni in fase di controllo degli impianti. Al riguardo, le Linee Guida specificano quanto segue:

1. l'attestazione deve essere rilasciata da parte dell'esperto qualificato con periodicità al più trimestrale e può essere assolta anche a distanza;
2. l'attestazione è un atto differente dalla certificazione di avvenuto controllo radiometrico del carico. In questo senso infatti il legislatore non ha esplicitamente richiesto che le misure radiometriche fossero effettuate direttamente dall'esperto qualificato, ma che possano essere svolte da personale con adeguata capacità tecnica e formazione.

Per questo motivo l'attestazione, oltre a contenere *l'ultima verifica di buon funzionamento dello strumento utilizzato* – come previsto dal decreto – rappresenta anche il documento con il quale l'esperto qualificato sottoscrive che, in base alle conoscenze e alle informazioni di cui dispone, l'impianto effettua correttamente la sorveglianza radiometrica.

Questo secondo aspetto non viene sempre correttamente espresso da parte dei consulenti e le attestazioni di sorveglianza radiometrica, quando disponibili, manifestano sovente un carattere di mera formalità, non riportando dati e elementi in base ai quali le attestazioni sono state rilasciate.

Al contrario, il momento dell'attestazione dovrebbe rappresentare la fase nella quale l'esperto qualificato, una volta acquisita la documentazione inerente il periodo oggetto della attestazione (ovvero le carte di controllo della strumentazione e i rapporti di misura dei controlli svolti) verifica che l'impianto continui a operare seguendo le indicazioni ricevute e attuando senza errori o interpretazioni quanto previsto dal proprio sistema di sorveglianza, inclusa la corretta gestione delle anomalie. D'altronde, questo è in primo luogo nell'interesse dell'azienda che certamente preferisce che eventuali problemi, soprattutto quando determinati da imperizia o insufficiente formazione dei propri operatori, siano prontamente identificati e risolti e non siano invece oggetto di successive contestazioni in fase di controllo.

Infine va segnalato che la mancanza dell'attestazione di avvenuta sorveglianza radiometrica, prerogativa esclusiva dell'esperto qualificato, comporta sì una violazione del comma 2 del suddetto articolo, senza però una sanzione specifica. Questo viene a determinare una situazione paradossale, perché tale violazione, per estensione, determina anche una violazione del comma 1 (effettuazione della sorveglianza radiometrica), per il quale la sanzione è invece prevista in capo al legale rappresentante dell'azienda sottoposta all'obbligo della sorveglianza radiometrica.

IL RUOLO DI CONSULENZA DELL'ESPERTO QUALIFICATO

La figura dell'esperto qualificato è imprescindibilmente legata alla presenza di un sistema di sorveglianza radiometrica; sebbene previsto espressamente solo nel caso del controllo dei rottami metallici, ai sensi dell'art.157 del D.Lgs. 230/1995 e s.m.i., la consulenza di un esperto qualificato risulta comunque essere indispensabile anche nel caso dei controlli effettuati su altri rifiuti.

E' infatti compito dell'esperto qualificato quello di fornire di tutte le disposizioni di radioprotezione legate alla fase di controllo e alla gestione degli eventi di rinvenimento di sorgenti o contaminazioni radioattive. La competenza e l'esperienza tecnica dell'esperto qualificato sono inoltre richieste, obbligatoriamente, anche per il controllo periodico della strumentazione (nel caso di applicazione della UNI 10897:2016) e per l'attestazione periodica di avvenuta sorveglianza radiometrica.

Il dubbio se la modalità di coinvolgimento dell'esperto qualificato, e in particolare se allo stesso debba essere attribuito un incarico continuativo oppure possa essere invece attivato *a chiamata*, è stato risolto da un parere espresso da ISPRA in risposta a uno specifico quesito di ARPAV (ISPRA-ARPAV, 2014), nel quale si rileva che, almeno nel caso dei rottami metallici, sia necessario il conferimento di uno specifico incarico. D'altronde, almeno nel caso citato, i compiti ordinari dell'esperto qualificato (es. controllo della strumentazione e attestazione) hanno una periodicità che ben si coniuga con l'esistenza di un rapporto continuativo tra il tecnico consulente e l'azienda su cui cade l'obbligo del controllo.

Ad ogni modo, anche nel caso di gestione di anomalia radiometrica nell'ambito di un qualsiasi impianto di trattamento dei rifiuti, l'intervento dell'esperto qualificato è necessario per impartire le disposizioni di radioprotezione necessarie per la gestione delle situazioni di rinvenimento di materiale radioattivo. Per questo motivo, il rapporto di collaborazione tra l'esperto qualificato e

l'azienda deve essere già attivo al momento dell'evento, in modo da poter contare, nell'immediatezza dell'evento, di una consulenza anche a distanza per le prime azioni, cui far seguire eventualmente un intervento di persona dell'esperto.

Consegue da questo ragionamento che l'assistenza dell'esperto qualificato debba essere garantita senza soluzione di continuità; in tal senso è anche necessario che l'incarico conferito stabilisca cosa è previsto nel caso di temporanea indisponibilità dell'esperto qualificato incaricato e di come, in tali frangenti, venga dato seguito tempestivamente alle esigenze legate alla gestione di una eventuale anomalia radiometrica.

TIPO DI STRUMENTAZIONE IMPIEGATA PER IL CONTROLLO

Il sistema di sorveglianza radiometrica non può prescindere dalla disponibilità di uno strumento di misura, impiegato sia per le operazioni di controllo e sia per stabilire adeguate condizioni di messa in sicurezza dei materiali eventualmente risultati positivi al controllo. Nella realtà, la scelta dello strumento è principalmente guidata da vincoli economici e, grazie alla possibilità offerta dalla norma tecnica di riferimento UNI 10897:2016, le aziende possono decidere se dotarsi di uno strumento portatile oppure effettuare il controllo mediante un portale radiometrico.

Sebbene la norma si pensata allo scopo di non porre ostacoli di tipo economico all'implementazione di un sistema di sorveglianza radiometrica, la possibilità di impiegare il più economico strumento portatile risulta particolarmente critica ed espone di fatto tali impianti al rischio di non effettuare efficacemente tale controllo, con conseguenze talvolta disastrose.

Se da un punto di vista puramente tecnico esistono strumenti portatili con prestazioni di tutto rispetto, il loro impiego nella pratica può comunque non conseguire i risultati attesi. Le motivazioni vanno spesso ricercate nella perizia e nella coscienza del personale deputato al controllo, ma anche alle condizioni ambientali in cui il controllo si svolge. La misura con strumento portatile, infatti, richiede un tempo adeguato per poter essere eseguita correttamente, soffermandosi lungo le pareti del mezzo e avendo cura di esplorare l'intera altezza delle fiancate. D'altronde, i tempi del controllo (complessivamente almeno 10 minuti per mezzo) possono risultare in conflitto con i ritmi lavorativi delle aziende, oppure essere mal tollerati in presenza di condizioni atmosferiche avverse, o infine venire reputati eccessivi dal momento che nella grande maggioranza dei casi il controllo, fortunatamente, ha esito negativo. Non deve quindi stupire se il controllo non viene costantemente eseguito con la necessaria attenzione. A questo si possono aggiungere ulteriori variabili come: dimensione del carico e presenza di materiali più o meno schermanti, corretta determinazione dei valori di fondo ambientale, di riferimento e soglia di allarme e infine senso critico dell'operatore nell'applicare correttamente il protocollo di controllo.

Per questo motivo, soprattutto in fase di rilascio dell'autorizzazione, è necessario valutare con attenzione le singole realtà, per capire se, realisticamente, il controllo effettuato mediante strumento portatile ha la possibilità di essere costantemente eseguito in modo corretto. In aziende di grandi dimensioni, con un considerevole numero di mezzi da controllare, l'adozione di un portale radiometrico dovrebbe far parte delle prescrizioni, mentre per le altre aziende deve essere quanto meno fortemente raccomandato. Tale raccomandazione vale soprattutto nei casi in cui l'impianto risulti anche autorizzato all'end-of-waste di materiali metallici, tenendo presente della possibilità che il carico possa essere sottoposto a un ulteriore controllo a destino, presumibilmente effettuato con portale radiometrico, e che da esso risulti la presenza di un'anomalia radiometrica non rilevata alla partenza del carico, con le conseguenze sul piano economico e le responsabilità sul piano penale che ricadono sul soggetto conferente.

ANOMALIE RADIOMETRICHE CAUSATE DA RADIONUCLIDI NATURALI

La possibilità di rinvenimento di materiali contenenti una quantità significativa di radioattività di origine naturale (comunemente indicati come NORM, ovvero Naturally Occurring Radioactive Materials) nei carichi di rifiuti sottoposti a controllo radiometrico, pone importanti problematiche sul piano della corretta implementazione del controllo e della eventuale gestione delle anomalie.

Gli impianti di trattamento rifiuti metallici e non sono spesso interessati nel rinvenimento, all'interno dei carichi in ingresso all'impianto, di NORM in quantità sufficiente per determinare una anomalia in fase di controllo radiometrico.

Tali eventi in generale sono riconducibili a tre tipologie di “contaminazione”:

1. materiali contenenti normali concentrazioni di radioattività naturale (es. terreno, sabbia, rocce, inerti da demolizione) o inseriti in prodotti commerciali (refrattari, materiali di rinforzo costituiti da inerti);
2. materiali impiegati in attività produttive e contenenti in origine radioattività naturale, eventualmente arricchita nel corso del processo produttivo (es. coloranti usati in passato nell'industria vetraria, sabbie abrasive contenenti zirconio, materiali filtranti, incrostazioni contenenti significative quantità di radionuclidi naturali);
3. prodotti costruiti impiegando anche elementi radioattivi della famiglia dei naturali (es. reticelle o elettrodi al torio, bussole e quadranti al radio, vetri artistici e ottiche fotografiche).

La difficoltà principale da parte di effettuare la sorveglianza radiometrica è quella di gestire correttamente l'anomalia, distinguendo tra i vari casi quelle situazioni che vanno trattate nel rispetto del D.Lgs.230/1995 e s.m.i.. Spesso nelle procedure a supporto dei sistemi di sorveglianza radiometrica si specifica che, in caso di presenza di radionuclidi di origine naturale e quando il carico è composto da terra, rocce e altri inerti, si possa allora considerare l'evento come non soggetto a vincoli radiologici. D'altronde, queste indicazioni possono essere facilmente male interpretate e, soprattutto nel caso di carichi misti, il carico potrebbe invece contenere sorgenti o rifiuti contaminati non facilmente individuabili ma soggetti al decreto (es. bussola radioattiva in un carico di inerti) oppure contenere un livello di attività che, per quanto di origine naturale, non possa essere trascurato dal punto di vista della radioprotezione.

L'incertezza nella gestione di tali eventi potrebbe trovare risoluzione con il recepimento della direttiva 2013/59/Euratom, attraverso la formulazione di una nuova regolamentazione che specifichi più chiaramente gli ambiti di applicazione della normativa nel caso di presenza di radioattività di origine naturale.

OBBLIGO DI COMUNICAZIONE

La normativa pone specifici obblighi di comunicazione in caso di ritrovamento di materie radioattive. In particolare, nel campo dei rottami metallici, il comma 4 dell'art. 157 del D.Lgs.230/1995 e s.m.i. specifica l'obbligo di comunicazione a una lista di Enti (Prefetto, Servizio Sanitario, Vigili del Fuoco, Regione o Provincia autonoma, ARPA), nonché agli organi di Pubblica Sicurezza secondo quanto disposto dall'art. 25, comma 3 dello stesso decreto.

D'altronde, proprio il richiamo di quest'ultimo articolo consente di dare una lettura estensiva all'ambito di applicazione del comma stesso, cosicché la presenza di radioattività si possa desumere non solamente per la presenza di indicazioni o contrassegni, ma sia dimostrata attraverso la misura effettuata nell'ambito del controllo radiometrico.

In modo analogo, anche il decreto sul rinvenimento delle sorgenti orfane D.Lgs. 52/2007, pur non ponendo obblighi diretti di comunicazione da parte delle aziende, si concretizza nei piani provinciali di intervento i quali, generalmente, prevedono che la notizia della presenza di una sospetta sorgente orfana, comunque acquisita da parte di uno degli enti partecipanti al piano, venga sempre trasmessa almeno al Prefetto e ai Vigili del Fuoco. L'insieme di queste disposizioni, per quanto non coordinate tra loro, fornisce una chiara indicazione dell'obbligo di comunicazione nei confronti degli Enti qualora venga accertata una anomalia radiometrica nei carichi controllati in tutti gli impianti ove vige un sistema di sorveglianza radiometrica.

Tale previsione non è tuttavia priva di problematiche attuative. In primo luogo va annoverata la questione della *immediata comunicazione*, così come richiamato sia dall'art. 157 che dall'art.25 del D.Lgs.230/1995 e s.m.i.. Le procedure di implementazione dei sistemi di sorveglianza radiometriche prevedono sovente che, a fronte della prima anomalia radiometrica rilevata dall'impianto, segua nel giro di pochi giorni l'intervento da parte dell'esperto qualificato. Ad esso sono demandati gli approfondimenti successivi che, attraverso l'eventuale caratterizzazione del radionuclide, l'esame del carico e la ripetizione delle misure, consentono di confermare o meno l'anomalia (compresa la valutazione se si tratti di NORM) e definire le modalità di gestione; le procedure aziendali prevedono infine che la prevista comunicazione avvenga solo a seguito di tale conferma.

La valutazione dell'opportunità di tale modo di procedere deve tenere conto della durata dell'intervallo di tempo atteso tra la prima segnalazione di allarme e intervento di conferma da

parte dell'esperto qualificato, prevedendo specifiche prescrizioni qualora questo intervallo risulti eccessivo e non garantisca adeguate condizioni di radioprotezione. Inoltre, anche le operazioni di approfondimento svolte da parte dell'esperto qualificato (che spesso consistono nello scarico del mezzo e nella ricerca della sorgente o dei materiali contaminati) non possono essere svolte senza che gli Enti deputati al controllo siano, almeno, messi a conoscenza del problema emerso e abbiano quindi la possibilità di intervenire al momento delle operazioni di ricerca nel carico. Oltre al problema del "quando", viene talvolta sollevato anche il problema del "se" la comunicazione sia sempre dovuta: il trattamento dei rifiuti urbani è di norma interessato da numerosi ritrovamenti di rifiuti contaminati da radionuclidi medicali, caratterizzati da brevi tempi di decadimento e attività generalmente contenute. La gestione di tali eventi è spesso molto semplice e la comunicazione può essere vista come un adempimento solo formale. Anche se sarebbe probabilmente auspicabile che, da un punto di vista normativo, fossero definiti criteri semplificati per la gestione delle comunicazioni in tali situazioni, allo stato attuale si ritiene che le comunicazioni agli enti siano sempre dovute indipendentemente dal tipo di anomalia riscontrata.

VERIFICA DEGLI ADEMPIMENTI RELATIVI ALLA SORVEGLIANZA RADIOMETRICA

In sede di ispezione presso gli impianti, la verifica di quanto prescritto in autorizzazione in merito allo svolgimento della sorveglianza radiometrica ha fatto emergere alcune violazioni sia della norma specifica, D.Lgs. 230/1995 e s.m.i., sia rispetto all'autorizzazione ambientale regolata dal D.Lgs. 152/2006 e s.m.i.. In tabella 3 sono riepilogate le violazioni per le quali, negli ultimi cinque anni, sono state rese alle autorità giudiziarie le comunicazioni di notizia di reato.

Tabella 3: Violazioni relative all'obbligo di sorveglianza radiometrica negli anni 2014 – 2019 a seguito dell'attività ispettiva della U.O. Radioattività e Amianto di ARPAT

Norma violata	Anni			TOTALE percentuale	
	2014/15	2016/17	2018/19 (fino 31/05)		
D.Lgs. 230/95 e s.m.i.	22		1	5 %	
	23		1	5 %	
	25			1	5 %
	30	1		2	16 %
	98		1		5 %
	100			1	5 %
	102			2	11 %
	107	1			5 %
D.Lgs. 152/06 e s.m.i.	157	1	1	2	21 %
	29-decies	1		2	16 %
	208		1		5 %
Totale	4	5	10		

In tabella non sono riportati i dati relativi all'esito del "Progetto speciale per il potenziamento dei controlli ambientali connessi all'economia sommersa, l'elusione e l'evasione", svolto dai Dipartimenti ARPAT negli anni 2014 – 2016, che ha mostrato come in quasi il 50% degli impianti per la raccolta dei rottami metallici non fosse stato assolto l'obbligo di sorveglianza radiometrica. Questo è stato un elemento di formazione e sensibilizzazione sia del personale dei Dipartimenti ARPAT che dei gestori. Al netto di tali dati, si nota comunque un trend in aumento dei casi notizie

di reato, giustificato sia da una migliore capacità nell'individuare tali violazioni, sia da una maggiore sensibilità e richiesta da parte dei Dipartimenti a intervenire sulle tematiche specifiche della sorveglianza radiometrica.

Dall'esame dei dati presentati in tabella 3, risultano le specifiche violazioni del D.Lgs. 230/1995 e s.m.i. all'art. 157, per gli obblighi inerenti alla sorveglianza radiometrica, e all'art. 107, in merito all'obbligo di utilizzo di strumentazione sottoposto a taratura. Accanto a questi risultati, tuttavia, si osserva che connessi alla sorveglianza radiometrica possono emergere altri reati, legati allo smaltimento o in generale alla gestione non corretta di rifiuti radioattivi (artt. 30 e 102), alla detenzione di materie radioattive o sorgenti senza comunicazione, denuncia e contabilità ove prevista, commercio (artt. 22, 23 e 98) e alla diffusione di contaminazione radioattiva con significativo incremento del rischio di esposizione delle persone (art. 100). Inoltre, considerando che la procedura di sorveglianza radiometrica adottata dall'azienda è di norma inclusa fra gli atti autorizzativi e che, dunque, l'impianto è autorizzato a svolgere l'attività nel rispetto di quanto contenuto anche nella procedura di sorveglianza radiometrica, lo svolgimento della sorveglianza non conforme a quanto previsto in procedura, si configura come una violazione all'atto autorizzativo; in questi casi il reato si può configurare come una violazione all'art. 29-decies D.Lgs. 152/2006 e s.m.i. nel caso di Autorizzazione Integrata Ambientale, oppure all'art. 208 dello stesso decreto nel caso di Autorizzazione unica.

A questo proposito si rileva anche che, a differenza delle violazioni al D.Lgs. 230/1995 e s.m.i., tutte di rilevanza penale, una violazione dell'autorizzazione ambientale, come quella riscontrata all'art. 29-decies D.Lgs. 152/2006 e s.m.i., può essere soggetta all'esperibilità della procedura di estinzione dei reati di cui a successivi artt. 318-bis e ss., con conseguente ammissione al pagamento della sanzione in sede amministrativa (ai sensi dell'art. 318-quarter, comma 2), quando la condotta accertata si è esaurita e non si ravvisa nessuna proficua prescrizione da impartire, non ricorrendo situazioni di pericolo da rimuovere, né attività potenzialmente pericolose da far cessare.

CONCLUSIONI

Con questo lavoro si è voluto porre l'accento su alcuni problemi e dubbi interpretativi che nascono dall'implementazione della normativa applicabile agli impianti di trattamento dei rifiuti, relativamente al controllo radiometrico che le aziende sono tenute a eseguire sui carichi in ingresso, evidenziando le problematiche emerse in casi reali e le soluzioni eventualmente individuate basandosi principalmente sull'applicazione delle Linee Guida. Nonostante l'opera di razionalizzazione operata dalle stesse, alcuni aspetti restano ancora problematici e meriterebbero una riflessione più ampia, nell'ambito di una revisione delle Linee Guida che auspicabilmente potrebbe avere luogo successivamente al recepimento nell'ordinamento Italiano della direttiva 2013/59/Euratom.

Bibliografia

(ISPRA, 2014) Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, *Task 01.02.02 - Linee Guida per la sorveglianza radiometrica di rottami metallici e altri rifiuti*, 2014, <http://www.isprambiente.gov.it/files/snpa/consiglio-federale/Task01.02.02LineeguidarottamimetalliciRev.0.pdf/view>

(ISPRA-ARPAV, 2014) Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, *Richiesta di parere in merito alle disposizioni sulla sorveglianza radiometrica su materiali metallici o prodotti semilavorati metallici (art.157 del D.L.vo n.230/95 e successive modifiche)*, Prot. Gen. n.0005698, 2014

UNI 10897:2016 Carichi di rottami metallici. Rilevazione di radionuclidi con misure X e gamma

Decreto Ministeriale 05.02.98 *Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22*

Regolamento (UE) 333/2011 del Consiglio del 31 marzo 2011 recante i *criteri che determinano quando alcuni tipi di rottami metallici cessano di essere considerati rifiuti ai sensi della direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio*

Regolamento (UE) 715/2013 della Commissione del 25 luglio 2013 recante i *criteri che determinano quando i rottami di rame cessano di essere considerati rifiuti ai sensi della direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio*

Stima della dose efficace individuale per uso di fertilizzanti in agricoltura

Raffella Ugolini, [Elena Caldognetto](#), Flavio Trotti

ARPA Veneto, via Dominutti 8, 37135 Verona

elena.caldognetto@arpa.veneto.it

Riassunto

È noto che nei fertilizzanti può esserci presenza di radionuclidi naturali oltre i livelli ordinari, con riferimento al ^{40}K e agli isotopi della serie dell' ^{238}U (per la componente fosfatica).

Nel presente lavoro è stata elaborata una valutazione modellistica della dose efficace agli individui della popolazione derivante dall'impiego in agricoltura dei fertilizzanti.

Come dati di partenza si è fatto riferimento ai quantitativi usati delle tipologie di fertilizzanti d'interesse nella regione del Veneto e nel Paese, come riportati dall'ISTAT. È stata altresì considerata la SAU (Superficie Agricola Utilizzata), relativamente ai due suddetti ambiti territoriali, per stimare la densità, in kg/m^2 , di fertilizzante distribuito sul suolo agricolo. Per le concentrazioni di attività di ^{40}K e dei radionuclidi della serie dell' ^{238}U nei fertilizzanti, si sono utilizzati valori medi di dati tratti dalla letteratura scientifica.

La valutazione delle dosi è stata condotta tramite il modello di calcolo Resrad, che restituisce la dose individuale derivante da molteplici vie di esposizione (irradiazione esterna dal terreno trattato, inalazione di particolato risospeso e di radon, ingestione di prodotti agricoli e dell'allevamento di origine locale...), con assunzioni sulle caratteristiche dimensionali e geofisiche del terreno interessato e mediante il ricorso ai dati di input precedentemente detti. Si è focalizzata l'attenzione sullo studio del caso della regione Veneto, in quanto più cautelativo rispetto a quello nazionale. La stima è stata condotta nell'ipotesi di spargimento dell'ammendante, occasionale e prolungato nel tempo. I valori ottenuti non superano i pochi $\mu\text{Sv}/\text{anno}$. La categoria di fertilizzante che maggiormente contribuisce alla dose è quella dei fertilizzanti composti (binari e ternari), i radionuclidi più significativi sono il radon e, a seguire, il ^{40}K .

La valutazione delle dosi effettuata è utile con riferimento al recepimento della Direttiva 2013/59/Euratom che contempla la disciplina dell'esposizione della popolazione ai beni di consumo contenenti radionuclidi di origine naturale, quali sono appunto i fertilizzanti.

PRESENZA DI RADIOATTIVITÀ NATURALE NEI FERTILIZZANTI

Nei fertilizzanti contenenti potassio, la presenza di radioattività è dovuta all'isotopo ^{40}K in rapporto standard rispetto al potassio stabile. Per quanto concerne la componente fosfatica, invece, si rinvenivano radionuclidi della serie dell' ^{238}U in quantità e proporzioni relative variabili, da ricondursi al minerale fosfatico originario da cui sono stati derivati i prodotti (superfosfati, acido fosforico, fosfato monoammonico, ecc) impiegati per garantire l'apporto di tale componente all'ammendante. I fertilizzanti sono classificati a singola componente (potassica, fosfatica, azotata – quest'ultima non d'interesse in questo lavoro), binari (tutte le combinazioni a coppie delle singole componenti), ternari (NPK, tutte e tre le componenti presenti). Sono detti composti, l'insieme dei fertilizzanti binari e ternari.

Nel tempo, sono state condotte varie indagini per caratterizzare le concentrazioni di attività delle suddette sostanze radioattive nei fertilizzanti. Una sintesi a riguardo è riportata nelle tabb. 1 (composti) e 2 (singola componente).

Tabella 1 – Concentrazioni di attività (Bq/kg) di radionuclidi naturali in 14 campioni di fertilizzanti composti (Zampieri, 2004)

	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{40}K
Media	262	107	157	157	3379
Minimo	24	1	1	1	-
Massimo	560	310	310	310	9040

Note: a) ^{234}U e ^{230}Th in equilibrio con ^{238}U , b) radon e discendenti di breve emivita in equilibrio col ^{226}Ra

Tabella 2 – Concentrazioni di attività (Bq/kg) di radionuclidi naturali in campioni di fertilizzanti semplici (Zampieri, 2004) – valori medi (tra parentesi minimo e massimo)

	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{40}K
Fosfatico (3 campioni)	667 (55–1500)	295 (34-500)	295 (34-500)	295 (34-500)	-
Potassico (2 campioni)	-	-	-	-	14000 (13000–15000)

Note: a) ^{234}U e ^{230}Th in equilibrio con ^{238}U , b) radon e discendenti di breve emivita in equilibrio col ^{226}Ra

USO DEI FERTILIZZANTI IN AGRICOLTURA

Nella tab. 3 sono riportati i quantitativi annui di fertilizzante, per tipologia, distribuiti sul territorio nazionale e della regione Veneto. I dati sono tratti dal censimento ISTAT del 2015 (ISTAT, 2015a). Va osservato che tali quantitativi si possono ritenere validi anche per anni più recenti, documentando, il sito dell'istat, una sorta di stazionarietà nell'impiego dei fertilizzanti di tutte le categorie in questi ultimi anni, a fronte di un forte calo occorso rispetto al periodo antecedente al 2013. (ISTAT, 2017).

Tabella 3. Quantita' distribuita di fertilizzante (tonnellate/anno) in Veneto e in Italia nel 2015

Territorio	Fosfatico semplice	Potassico semplice	Azoto-fosforo	Fosforo-potassio	Azoto-potassio	Totale Binari	Ternari	Composti totali (binari + ternari)	TOTALI
Veneto	15678	12124	23775	4175	2704	30654	65586	96240	124.042
Italia	113683	77044	203796	15297	49126	268219	368193	636412	827139

Nella fig. 1 è schematizzata, attraverso grafico a torta, la distribuzione percentuale d'uso dei fertilizzanti, distinguendo tra semplici e composti.

Nella tab. 4 è riportata la densità di spargimento dei fertilizzanti nella SAU (Superficie Agricola Utilizzabile) relativa ai medesimi territori indagati nella tab. 3, ovvero pari a 621.998 ha per il Veneto e 8.808.140 ha per l'Italia. Il dato della SAU è il risultato di un'elaborazione (Veneto Agricoltura, 2017) dei dati ISTAT (ISTAT, 2015b) relativamente alle superfici delle colture erbacee (cereali, colture industriali, ortaggi...), delle coltivazioni legnose (alberi da frutto...) e delle colture foraggere. Le densità mostrate in tab. 4 sono ottenute dividendo i quantitativi della tab. 3 per la SAU, ipotizzando dunque una distribuzione omogenea dell'ammendante sull'intera SAU.

Figura 1 – Distribuzione (%) dei fertilizzanti impiegati in Italia e in Veneto, per tipologia

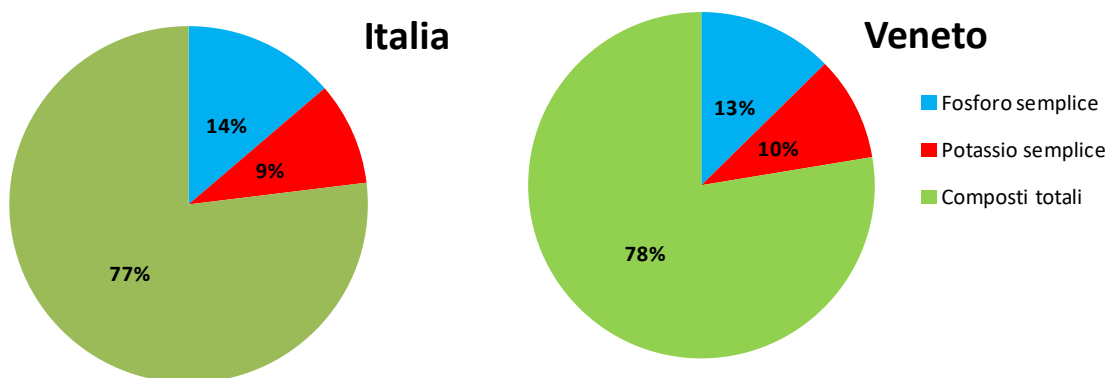


Tabella 4. Densità di di fertilizzanti distribuiti sulle superfici agricole in Veneto e in Italia (kg/m²), nel 2015

Territorio	Fosfatico semplice	Potassico semplice	Azoto-fosforo	Fosforo-potassio	Azoto-potassio	Totale Binari	Ternari	Composti totali (binari + ternari)
Veneto	0.0025	0.0019	0.0038	0.0007	0.0004	0.0049	0.0105	0.0155
Italia	0.001	0.0009	0.0023	0.0002	0.0006	0.0030	0.0042	0.0072

VALUTAZIONE DELLA DOSE PER USO DI FERTILIZZANTI IN AGRICOLTURA: IL MODELLO DI CALCOLO

A questo punto è stato ipotizzato di spargere i fertilizzanti sul terreno secondo le densità di cui alla tab. 4 e con le concentrazioni di attività riportate nelle tabb. 1 e 2 (valori medi). È stato altresì supposto che lo strato di terreno 's' interessato dal rimescolamento con il fertilizzante fosse di 0.5 m, con densità del suolo $\rho = 1300 \text{ kg/m}^3$. Ne è risultata una concentrazione di attività di radionuclidi naturali effettiva nel terreno agricolo pari a:

$$C_{\text{eff},i} = (C_i \cdot d) / (\rho \cdot s), \text{ con } (1)$$

- $C_{\text{eff},i}$ (Bq/kg) = concentrazione di attività effettiva del radionuclide i nel suolo;
 C_i (Bq/kg) = concentrazione di attività del radionuclide i nel fertilizzante (cfr. tabb. 1 e 2);
 d (kg/m²) = densità di spargimento del fertilizzante (cfr. tab. 4);
 ρ (kg/m³) = densità del terreno (def. 1300);
 s (m) = spessore di rimescolamento del terreno (def. 0.5).

I valori ottenuti tramite la relazione (1) sono riportati in tab. 5 e sono relativi al solo caso del Veneto, rappresentando, quest'ultimo, una condizione conservativa per la stima delle esposizioni alla popolazione rispetto al territorio nazionale, per via della più alta densità di distribuzione di fertilizzante (cfr. tab. 4).

Tabella 5. Concentrazioni di attività effettiva di radionuclidi nel terreno (Bq/g)

Fertilizzante	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	⁴⁰ K
Fosfatico semplice	3·10 ⁻⁶	1.36·10 ⁻⁶	1.36·10 ⁻⁶	
Potassico semplice				4.1·10 ⁻⁵
Composti totali	6.25·10 ⁻⁶	2.55·10 ⁻⁶	3.74·10 ⁻⁶	8.06·10 ⁻⁵

I dati della tab. 5 sono stati impiegati come dati d'ingresso per il modello di calcolo Resrad (Resrad, 2016). Resrad è un codice che valuta le vie di esposizione di un individuo della popolazione relativamente alla contaminazione radioattiva di un appezzamento di suolo, con specifiche condizioni al contorno per quanto riguarda le caratteristiche dimensionali e geofisiche del medesimo. La sua applicazione tipica riguarda i materiali confinati in discarica. Nel caso in esame sono stati mantenuti i parametri standard del programma (con estensione dell'area trattata pari a 10.000 m²), e per tutti i radionuclidi dei fertilizzanti composti totali e fosfatico semplice sono state considerate le seguenti vie di esposizione per l'individuo della popolazione: irradiazione esterna per stazionamento parziale sul terreno 'contaminato' e dentro casa (casa che insiste sul terreno), inalazione di particolato risospeso, ingestione di acqua potabile e cibo esclusivamente del posto (ortofrutta, cereali, latte, carne; pesce per il 50% di origine locale). È stata considerata anche l'esposizione dovuta all'esalazione di gas radon dal terreno.

Per il fertilizzante potassico semplice è stata valutata come via di esposizione il solo irraggiamento esterno dovuto al ⁴⁰K. Ciò in virtù del comportamento omeostatico di tale elemento all'interno dell'organismo umano. Sempre a causa di ciò, per i fertilizzanti composti totali e potassico semplice il contributo alla dose efficace derivante dal ⁴⁰K è stato valutato separatamente, considerando il solo irraggiamento esterno, e poi aggiunto alla dose efficace stimata per gli altri radionuclidi.

VALUTAZIONE DELLA DOSE PER USO DI FERTILIZZANTI IN AGRICOLTURA: RISULTATI

SPARGIMENTO OCCASIONALE

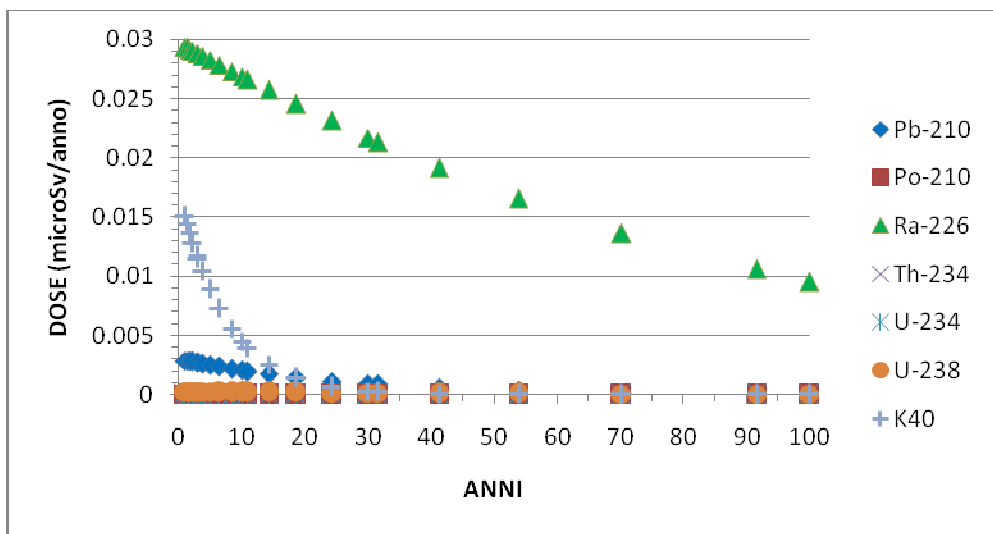
In tab. 6 sono mostrate le dosi efficaci individuali come stimate dal modello di calcolo Resrad ad 1 anno di distanza da quello in cui è stato eseguito lo spargimento. Nell'ipotesi cautelativa che tutte le tipologie di fertilizzante vengano distribuite sullo stesso appezzamento di terra, la dose complessiva è la somma di quelle derivanti dalle singole tipologie. Si può osservare come i fertilizzanti composti producano il contributo maggiore.

In fig. 2 è riportato l'andamento temporale delle dosi complessive, negli anni successivi a quello dello spargimento, distinguendo l'apporto dei vari radionuclidi. Emerge che il radionuclide più significativo è il ²²⁶Ra, con contributo non trascurabile nei primi 20 anni di esposizione di ²¹⁰Pb e ⁴⁰K. La via di esposizione più significativa è l'inalazione di radon (generato dal ²²⁶Ra distribuito nel terreno), seguita dall'irradiazione esterna da parte del ⁴⁰K.

Tabella 6. Dose efficace individuale annua (μSv/anno) valutata ad 1 anno di distanza dallo spargimento occasionale dei fertilizzanti.

Fertilizzante	Dose efficace individuale
Fosfatico semplice	0.011
Potassico semplice	0.005
Composti totali	0.031
Tutti i fertilizzanti	0.047

Figura 2. Andamento della dose efficace individuale annua ($\mu\text{Sv}/\text{anno}$) per i singoli radionuclidi negli anni che seguono quello dello spargimento occasionale dei fertilizzanti.



SPARGIMENTO PROLUNGATO NEL TEMPO

Come condizione peggiorativa, è stato ipotizzato che lo spargimento di fertilizzanti sull'appezzamento di terra sia stato effettuato per 100 anni con i medesimi quantitativi annui della tab. 5, andando a valutare la dose efficace all'individuo della popolazione nel centesimo anno di trattamento, considerando dunque l'accumulo di radionuclidi sviluppatosi in tutto tale periodo. In tab. 7 sono riportati i valori ottenuti, ancora distinti per tipologia di fertilizzante e come somma su tutte le tipologie. I dati evidenziano che i fertilizzanti composti rappresentano la categoria più rilevante nel computo delle dosi. La fig. 3 mostra l'andamento negli anni della dose efficace individuale annua dovuta alla pratica di spargimento prolungato nel tempo, per tipologia di fertilizzante.

Figura 3. Andamento della dose efficace individuale annua ($\mu\text{Sv}/\text{anno}$) dovuta ai diversi tipi di fertilizzante per spargimento prolungato nel tempo (100 anni) sulla stessa superficie agricola

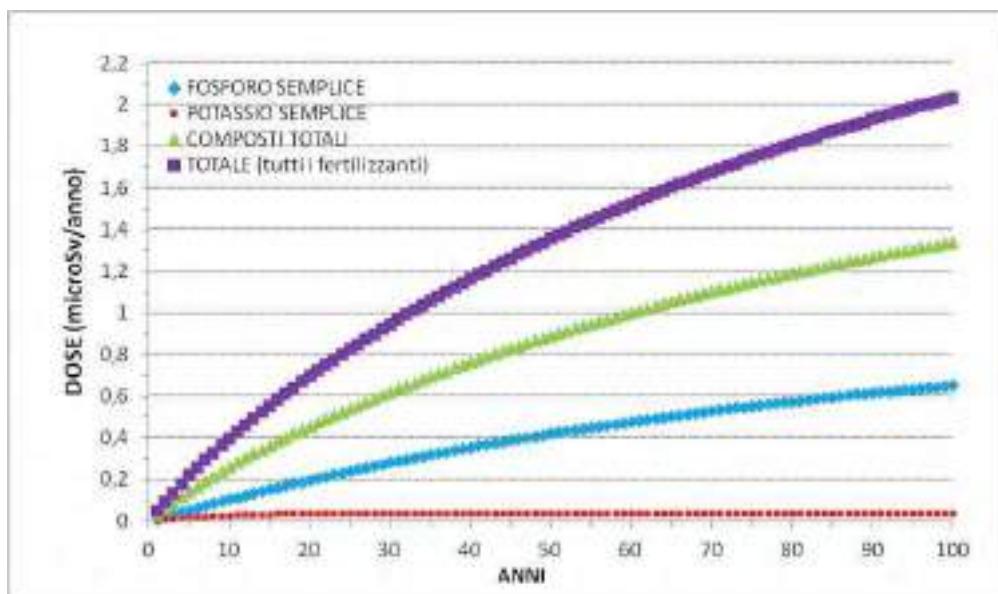


Tabella 7. Dose efficace individuale annua ($\mu\text{Sv}/\text{anno}$) al centesimo anno di spargimento di fertilizzante sulla stessa superficie agricola.

Fertilizzante	Dose efficace individuale
Fosfatico semplice	0.65
Potassico semplice	0.04
Composti totali	1.34
Tutti i fertilizzanti	2.04

CONCLUSIONI

Le dosi efficaci individuali da uso di fertilizzanti, stimate tramite modellistica previsionale a partire da valori di concentrazione di radioattività naturale tipici di tali prodotti e dai dati ISTAT di distribuzione, sono assai modeste. Ciò sia nell'ipotesi di spargimento occasionale in un anno (valore massimo di circa $0.05 \mu\text{Sv}/\text{anno}$) che di spargimento prolungato per cento anni di seguito (valore massimo di circa $2 \mu\text{Sv}/\text{anno}$). Le suddette stime si riferiscono ai dati di densità di distribuzione di fertilizzante documentate dall'ISTAT per il 2015 nel Veneto, ma coprono anche la casistica nazionale risultando, tali densità, inferiori per il territorio italiano. Si tratta di stime medie, ricavate nell'ipotesi che i fertilizzanti delle varie tipologie siano applicati in modo omogeneo sull'intera superficie agricola utilizzata (SAU) disponibile. Approfondimenti potrebbero essere fatti per classi di ammendante distribuite su superfici destinate a specifiche colture.

La valutazione condotta può risultare utile in vista del recepimento nazionale della Direttiva Euratom 2013/59 (CE, 2014), che ha previsto dispositivi di radioprotezione anche per i beni di consumo (*commodities*) contenenti radionuclidi di origine naturale, quali sono anche i fertilizzanti. In particolare, la Direttiva prevede siano definiti dei livelli di riferimento, in termini di dose efficace individuale, in ordine all'esposizione della popolazione per l'uso dei suddetti beni. Le stime condotte in questo lavoro suggeriscono una scarsa significatività circa l'impatto radiologico sulla popolazione derivante dall'impiego del prodotto indagato.

Bibliografia

Zampieri Chiara, Trotti Flavio et al. *Attività lavorative con materiali ad elevato contenuto di radioattività naturale (NORM: Naturally Occurring Radioactive Materials)*, ANPA, RTI CTN_AGF 3/2004.

ISTAT, *banca dati agricoltura e zootecnia*, tav. 02-05 e 13, 2015a.

ISTAT, *banca dati agricoltura e zootecnia*, tav. C05-C31, 2015b.

ISTAT, *sito internet*: <http://dati.istat.it/Index.aspx?QueryId=23961>, aggiornamento 2017.

RESRAD version 7.2 (Argonne, IL: Argonne National Laboratory), 2016.

Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, and repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom. Official Journal of the European Union, L 13, vol. 57, 17 January 2014.

Veneto Agricoltura, comunicazione personale, 2017.

METODI DI MISURA PER LA DETERMINAZIONE DELLA CONCENTRAZIONE DI ATTIVITÀ DEI RADIONUCLIDI NATURALI NEI TENORM

*S.Procopio, **R.Aloisio

*ARPACal, Laboratorio Fisico Ettore Majorana Dipartimento di Catanzaro (Cz), Italia

**ARPACal, Dipartimento di Crotone (Kr), Italia

Riassunto.

In questo lavoro vengono confrontate due tecniche di misura impiegate per la determinazione della contaminazione dei TERNORM (Technological Enhanced Occurring Radioactive Materials) nei suoli, nella fase di caratterizzazione e verifica dei livelli di radioattività naturale. Alla più tradizionale spettrometria gamma, largamente usata e di facile disponibilità, viene associata per un confronto ed una valutazione su aliquote diverse dello stesso campione, la tecnica della spettroscopia a fluorescenza, impiegando la radiazione di raggi X. La necessità di sostituire una tecnica univoca, più abituale come la spettrometria gamma, con una più poliedrica come l'analisi XRF o la fluorescenza a raggi X, permette di fissare contestualmente la contaminazione di un campione sia dal tipo radiometrico che chimico, accertando per esempio la presenza di metalli pesanti (D.lgs n. 152/06 s.m.e i.).

INTRODUZIONE

Come è noto insistono sul territorio dei siti contaminati^[i] dove la presenza di attività umane del passato ha alterato le caratteristiche delle matrici ambientali determinando un rischio reale per le popolazioni. A tal fine, la norma ambientale disciplina e regola tutte le attività previste per gli interventi di bonifica e ripristino ambientale dei siti con criticità e definisce le procedure e i metodi oltre che le modalità per rimuovere l'inquinamento. Proprio durante la fase di caratterizzazione o di raccolta delle informazioni per ricostruire il tipo di contaminazione ed individuare una strategia di messa in sicurezza o bonifica, maturano le esigenze di tipo analitico e specialistico sulle catene strumentali da impiegare e le loro caratteristiche^[ii], sulla tipologia e modalità di campionamento. Alcuni territori (città di Crotone, figura 1) ospitano matrici ambientali contaminate oltre che da inquinanti classici per lo più metalli e metalli pesanti, anche residui/rifiuti contenenti NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) e TENORM (Technological Enhanced Occurring Radioactive Materials) derivanti dall'impiego, il deposito e la produzione di materiali fosfatici. I residui contenenti NORM che possono determinare un aumento dell'esposizione radiologica dei lavoratori e/o della popolazione e quindi sono disciplinati dalla normativa italiana sulle radiazioni ionizzanti (d.lgs n. 230/95 e s.m. e i., come il d.lgs n. 241/00). Per le attività lavorative elencate nell'Allegato I bis dello stesso decreto, sono previsti per i lavoratori e la popolazione controlli e valutazioni dell'esposizione alle radiazioni ionizzanti. Di recente l'Arpacal ha pubblicato una mappa^[iii] sullo stato della contaminazione del territorio, individuando i siti censiti nel crotonese, senza peraltro escludere altre aree della Regione, ove è stata accertata la presenza di entrambi le tipologie di contaminazione: chimica e radiologica.

Dunque in termini operativi vi è la necessità, anche in prima approssimazione di definire un'area e/o classificarla applicando un metodo di screening che sia efficace, strumentalmente affidabile e capace di riverire i principi base del contenimento della spesa sia in termini di natura che di economia.

Figura 1– Castello Carlo V, Crotone

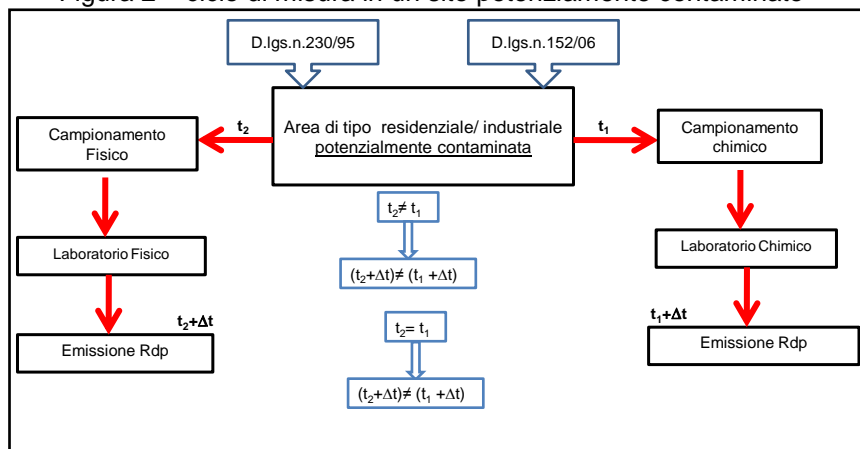


Via Fermi, Crotone



Un modello a box (Fig.2) può dare conto della logica che ha ispirato l'approccio sistemico e che ha dettato una via di intervento tutt'ora in fase di validazione e applicabile laddove si verificano condizioni utili. In figura 2 si richiamano le fasi del ciclo che genera un rapporto di prova con un approccio classico alla richiesta. In generale, i tempi di campionamento sono differenti, gli uomini e i mezzi impegnati oltre che la destinazione fisica dei campioni prelevati è diversa. Il tempo necessario alla redazione di un rapporto di prova riferito ad un sito che ospita entrambi le contaminazioni si dilata inevitabilmente, anche se la fase del campionamento coincidesse, il rilascio del documento di analisi avrebbe risposte differenziate. E ciò risulta sufficientemente evidente, poiché i flussi di lavoro relativi sono distinti e separati.

Figura 2 – ciclo di misura in un sito potenzialmente contaminato



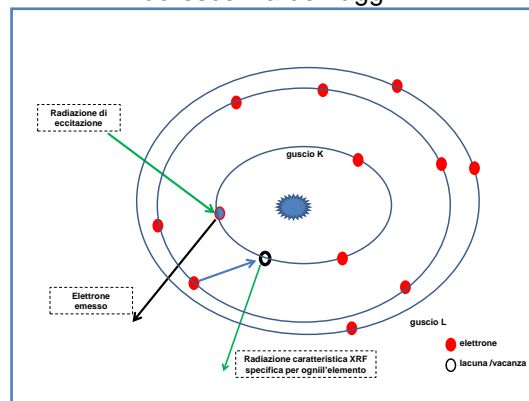
Pur trascurando i dettami della contabilità ambientale, viene comunque da interrogarsi se esiste una soluzione strumentale con requisiti minimi di misura capace di soddisfare, le esigenze specifiche prima richiamate. Uno stesso campione prelevato da un sito potenzialmente contaminato può essere sottoposto ad un'unica indagine strumentale e in grado di restituire le concentrazioni in massa di inquinanti fisici e chimici, risparmiando tempi di attesa e natura. Solo alcuni degli analiti determinabili: U, Th, As, Be, Co, Cr, Cu, Pb, Zn, Va, Zn. Per quanto attiene alla determinazione degli isotopi radioattivi naturali, la opportunità di definire direttamente le concentrazioni totali dei capostipiti delle catene naturali, anche se l'indagine è di screening, permette di superare le spinose questioni legate all'equilibrio secolare. In questo lavoro è stato ampliato il confronto su aliquote diverse dello campione con le due tecniche di misure scelte per determinare la concentrazione in massa ($mBqkg^{-1}$): la fluorescenza a raggi X e la spettrometria gamma. La prima tecnica inoltre è stata usata anche per stimare le concentrazioni di alcuni inquinanti chimici. Dunque l'analisi con la spettrometria a raggi X, permette di stabilire condizioni di

inquinamento, soprattutto in matrici solidi, riducendo i tempi di risposta, pur se non capace a discriminare i numeri di massa degli isotopi ne gli stati di aggregazione. È necessario qui richiamare che quasi sempre la fase di campionamento in siti incogniti è preceduta da una verifica radiometrica di tipo campale, adatta a rivelare i livelli di fondo ambientale ed accertare l'eventuale presenza di contaminazione radioattiva. Anche su questa catena strumentale, la nostra Agenzia ha avviato un percorso virtuoso verso l'accreditamento della prova e conta di risparmiare materiali e mezzi oltre che uomini dedicati a fronteggiare le richieste di monitoraggio del territorio.

MATERIALE E METODI

La tecnica della fluorescenza dei raggi X (XRF) viene largamente impiegata soprattutto nei settori del restauro, della conservazione e nella metallurgia o più in generale in quei campi ove vi è la necessità di analizzare un campione di materiale senza distruggerlo. È possibile determinare la composizione qualitativa e quantitativa di matrici di tipo solido, liquido o di polveri, impiegando un tubo sorgente di raggi X che provoca negli atomi del campione bersaglio una fotoemissione dell'elettrone dal guscio più interno, crea una lacuna quindi uno stato di instabilità che viene riassetato con la transizione di un elettrone dal guscio più esterno e conseguentemente l'emissione della radiazione caratteristica, tipica di ogni elemento. Il fenomeno è spiegato con riferimento al modello atomico di Bohr (Figura 3), che come è noto distingue un nucleo atomico caricato positivamente, circondato da elettroni che occupano gusci indicati con le lettere K (la più interna), L, M, N. L'energia di legame tra gli elettroni ed il nucleo dipende da: 1) il guscio di appartenza degli elettroni; 2) il numero atomico (Z) dell'elemento, in genere a parità di guscio con Z più grande si hanno maggiore energia di legame. Se e quando l'atomo del campione bersaglio diviene instabile per via della radiazione X incidente, le lacune vengono occupate da elettroni provenienti dai gusci più esterni, viene rilasciata energia, sotto forma di raggi X inferiore a quella della radiazione incidente (o delle particelle), questa emissione come già richiamato è la fluorescenza a raggi X. È utile ricordare che l'emissione di fotoni caratteristici è indipendente dalla radiazione incidente e dalla tipologia (raggi X, elettroni), perchè il fenomeno possa capitare è necessario creare una vacanza nel guscio più interno.

Figura 3 – schema di base per la produzione della Fluorescenza dei raggi X



Fu Henry Moseley che per primo osservò empiricamente la relazione [1] tra l'energia o la frequenza della emissione caratteristica e il numero atomico (Z) di un determinato elemento chimico. La radice quadrata della energia della radiazione emessa dipende da Z:

$$\sqrt{E_x \text{ caratteristica}} = K \cdot (Z - \sigma) \quad [1]$$

dove Z, è il numero atomico, E è l'energia della radiazione caratteristica emessa, σ , fattore di schermo compreso tra 1 e 2; K è costante. Si può anche affermare che il numero di fotoni raccolti

in un determinato picco è proporzionale alla frazione in peso dell'elemento corrispondente. Quindi se si conteggia l'area del picco si può risalire alla presenza della concentrazione dell'elemento. Dunque è possibile sintetizzare che l'energia dei raggi X secondari o caratteristici è legata agli elementi chimici presenti in un campione e che l'intensità del picco emesso è proporzionale alla quantità o concentrazione dell'elemento. Va tuttavia evidenziato che l'analisi descritta registra l'elemento chimico ma non il suo stato di aggregazione. La catena strumentale utilizzata (Figura 4) è l'EDXRF (Energy-Dispersive X-Ray Fluorescence), una tecnica multielementale che prevede l'irraggiamento del campione con raggi X (tubo a 40 kV) e la misurazione dell'energia dei raggi X secondari emessi dalla superficie stessa. Gli elementi che compongono il sistema di misura sono: un tubo a raggi X, un rivelatore associato ad una elettronica, una unità di acquisizione con un multicanale e un personal computer dedicato.

Figura 4 – catena strumentale per la spettrometria a fluorescenza



Le misure vengono eseguite in atmosfere di elio. I campioni di suolo vengono generalmente essiccati all'aria, polverizzati e omogenizzati (mulino a sfere) secondo la metodica di riferimento ASTM C1255 -11^[iv], trasformati in pastiglia pressata (pressa idraulica 20 t). Ogni pastiglia ha una massa totale di 6,0 grammi, 1,0 di cera unito a 5,0 grammi di campione. La catena strumentale EDXRF Spectro XEPOS dell'Ametek è in grado di determinare le concentrazioni totali dei vari elementi presenti nel campione, che hanno un numero atomico che ricade nell'intervallo [11,92], dal Sodio all'Uranio (U_{tot} , $Z=92$). Lo spettrometro è corredato da diverse curve di calibrazione e nel caso specifico è stata impiegata quella relativa ai suoli e come capita sempre per questa tipologia di analisi è stato usato materiale riferibile^[v] per controllare e validare l'analisi. Un'analisi completa dura circa 30 minuti in cui si riesce a stimare concentrazioni minime (LDQ, minima quantità rivelabile) in massa o attività pari a 10 mgkg^{-1} sia per l'uranio totale (125 Bqkg^{-1})^[vi] che per il torio, (40 Bqkg^{-1}). Le tabella 1 e 2 suggeriscono l'orientamento per la classificazione della contaminazione radiometrica dei campioni esaminati^[vii].

Tabella 1 – concentrazione di attività dei maggiori radionuclidi nelle rocce più frequenti e nel suolo

Rock type	²³⁸ U		²³² Th		²³⁵ U	
	Bq/kg	(%)	Bq/kg	(%)	Bq/kg	(%)
Igneous rocks						
Basalt						
Andal	33	300	40	30	3-4	10-15
Hawaii						
Andal	33-113	70-400	15-30	1-40	16,27	7,10
Hawaii	43	100-150	170-300	100-300	36,20	60,83
Granite	~4	<100	100-300	100-300	17	30
(local average)						
Sedimentary rocks						
Slate						
sandstone	27	300	120	110	15	30
Clay quartz	<1	<100	<10	<10	<2	<1
Diply quartz	27	400	100	100	3-6	10-20
Arkose	2-3	100-500	100-300	100	27	<5
Sandstone	<1	<100	<10	<10	6	25
(average)						
Carbonate rocks						
Limestone	4.1	50	10	8	2	3
Coastal and upper crust (average)						
Soil	1.3	40	40	30	0	27

*Note: Question marks indicate estimates in the absence of measured values.

Tabella 2 – concentrazioni di attività in materie prime e prodotti dell'industria di fertilizzanti^[viii]
a), *equilibrio secolare*, b) Uranio – nat, Th230, c) Ra226+, Pb210+, Po210

Materiale	Cm (Bq/kg)		
	U-238	Ra-226	K-40
Fosforo – materia prima	1090 ^d	1670 ^d	42
Acido fosforico – materia prima	1600 ^b	6,7 ^d	19
MAP – materia prima	2741 ^b	39 ^d	28
Superfosfato – materia prima	450 ^b	500 ^d	17
Superfosfato – prodotto	450 ^b	500 ^d	17
Fertilizzante complesso – prodotto	410 ^b	310 ^d	3350

Le indicazioni sulla contaminazione di tipo chimico fanno riferimento all'allegato 5 al titolo V della parte IV del decreto legislativo n.152/06 s.m.e.i., *Concentrazione Soglia di contaminazione nel suolo*.

RISULTATI

Di seguito vengono presentati (tabella 3,4) i risultati delle determinazioni su un set di 6 campioni prelevati in due siti diversi della città di Crotona. La prima delle due tabelle propone il risultato dei campioni analizzati direttamente con la tecnica della fluorescenza a raggi X. Su alcuni campioni (Ex Ciampi 1) sono realizzati dei test di ripetibilità che alle concentrazioni richiamate in tabella hanno registrato delle repliche inferiori a l'2%.

Tabella 3 – Concentrazione in massa di radionuclidi [mg/kg]

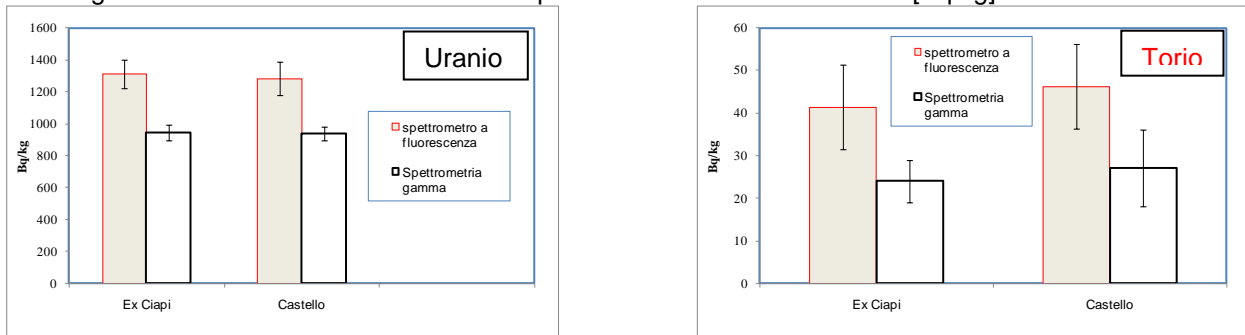
Suolo potenzialmente contaminato	Concentrazione in massa U_{tot} [mg/kg]	Concentrazione in massa Th_{tot} [mg/kg]
Ex Ciampi 1	84,2±5,5	12,0±0,6
Ex Ciampi 2	95,1±6,2	15,0±0,8
Ex Ciampi 3	116,1±8,2	14,0±0,8
Castello 1	98,2±6,2	15,1±0,6
Castello 2	88,0±7,1	13,2±0,6
Castello 3	102,4±10,1	17,5±1,0

La tabella 4 e la figura 5 riportano i valori medi delle concentrazioni di attività in Bq/kg e il confronto tra le due tecniche impiegate per lo studio. Per poter confrontare le tecniche di misura è stata ipotizzata una uguaglianza tra la concentrazione di uranio totale e l'isotopo che ha un numero di massa pari a 238 (~99,3%). Sappiamo che questa ipotesi in generale non è accurata ma può essere accettata solo in una fase di screening, quale è proprio la metodologia proposta.

Tabella 4 – valutazione e confronto tecniche di misura di concentrazione [Bq/kg]

Abbondanze isotopiche $^{238}U \sim U_{totale}$ $^{232}Th \sim Th_{totale}$	Spettrometro EDXRF [Bq/kg]	Spettrometria Gamma [Bq/kg]
Concentrazione di attività ^{238}U Ciampi	1313±88	945±48
Concentrazione di attività ^{238}U Castello	1283±104	939±42
Concentrazione di attività ^{232}Th Ciampi	41±10	24±5
Concentrazione di attività ^{232}Th Castello	46±10	27±9

Figura 5 – confronto tecniche di misura per la concentrazione di attività [Bq/kg] di Uranio e Torio



I dati proposti evidenziano uno scarto tra le due tecniche di indagine impiegate per determinare la contaminazione radiometrica intorno al 25%, che si può ridurre con assunzioni più accurate considerando le abbondanze relative dell'isotopi radioattivi naturali analizzati. Se si esamina dunque ciascuna fase dell'analisi, dal campione all'emissione del rapporto prova, si possono registrare elementi favorevoli al fine di favorire il percorso di indagine proposto, complementare alle scelte più tradizionali, pur rimanendo comunque un'osservazione di primo livello. La scelta proposta in circostanze svantaggiose e territori complessi può esser impiegata con una buona affidabilità riducendo notevolmente i tempi di risposta delle indagini. Nella tabella 5 si riportano le concentrazioni in massa (mg/kg) di alcuni elementi chimici utili a definire lo stato di contaminazione.

Tabella 5 – concentrazione in massa [Bq/kg] inquinanti chimici nel suolo

Concentrazione in massa [mg/kg]	Ex Ciapi 1	Castello 1	Soglie di riferimento allegato 5 al titolo V in ss uso industriale (dlgs152/06) [mg/kg]
Cu	12,0±3,0	15,0±2,6,6	600
Cr	30,1±7,8	35,0±10,8	800
Zn	120,1±25,2	135,0±20,0	1500
Va	30,2±6,2	35,1±7,6	250
Ni	15,7±3,1	13,2±3,0	500
Co	7,5±2,5	8,5±3,0	250

CONCLUSIONI

La raccolta delle informazioni utili a stabilire la natura di un suolo potenzialmente contaminato, le diverse tipologie di inquinamento possono nella fase iniziale condizionare la strategia di messa in sicurezza o bonifica del sito stesso. La prima fase di intervento e i tempi di risposta delle analisi derivante dalle scelte strumentali impiegate, dalle loro caratteristiche e tipologia oltre che dalla modalità di campionamento, appartengono al processo per la formazione di un giudizio analitico. Il lavoro ha messo in evidenza che procedure di screening posso essere adottate senza violare requisiti di affidabilità con un risparmio notevole di natura ed economia.

BIBLIOGRAFIA

- [ⁱ] Decreto legislativo 3 aprile 2006, n.152 – Norme in Ambientali. Parte IV “Norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati
- [ⁱⁱ] Linea guida per la determinazione dei valori di fondo per i suoli e per le acque sotterranee delibera del consiglio SNPA seduta del 14.11.2017. doc. n. 20/17
- [ⁱⁱⁱ] Siti contaminati da norm e tenorm sul territorio calabrese, Novembre 2018 www.arpacal.it/documenti/radiazioni
- [^{iv}] ASTM C1255-11(2011), Standard Test Method for Analysis of Uranium and Thorium in Soils by Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Spectroscopy, ASTM International, West Conshohocken, PA, 1999, www.astm.org
- [^v] M. Peruzzo et al., *Determinazione dell'attività specifica di uranio e torio in materiali contenenti NORM* Materiale Riferibile IAEA, Bollettino Airp 2015
- [^{vi}] fattori di conversione, www.nucleide.org
- [^{vii}] Technical Reports series n. 49, Extent of Environmental Contamination by NORM and Techological Options for Mitigation, IAEA 2003
- [^{viii}] Ispra– Ministero dell'ambiente Task n.03.02.01 *Valutazione di impatti radiologici da NORM* (2015)



Decreto 7 agosto 2015: gestione dei rifiuti radioattivi derivanti dall'utilizzo di ciclotroni per produzione di radiofarmaci o per ricerca

Carlo Bergamaschi¹, Simona Manenti², Andrea Ferrari³, Davide Sanghez⁴

¹*Esperto Qualificato libero professionista via V.Aina, 4/a 28100 Novara (NO)*

²*Esperto Qualificato responsabile area tecnica e laboratorio analisi radiometriche Campoverde S.r.l. via Quintiliano, 31 20138 Milano (MI)*

³*Esperto Qualificato area tecnica Campoverde S.r.l. via Quintiliano, 31 20138 Milano (MI)*

⁴*Radiochimico laboratorio Campoverde S.r.l. via Quintiliano, 31 20138 Milano (MI)*

bergamaschi@ecorad.it

Abstract

Alla luce della nuova classificazione dei rifiuti radioattivi, sancita dal Decreto Ministeriale 7 agosto 2015, la gestione degli stessi è profondamente cambiata e il loro trattamento va adeguato.

In quest'ottica, esaminiamo cosa varia per i rifiuti radioattivi derivanti da attività produzione di radiofarmaci e di ricerca nonché i rifiuti di attivazione prodotti durante le attività specifiche, che utilizzano fasci accelerati di particelle sempre più energetiche.

Il citato decreto stabilisce il rilascio dei materiali che riescono a raggiungere i livelli di "clearance" entro 10 anni e fissa una distinzione tra i rifiuti che possono essere stoccati in un deposito superficiale e quelli che dovranno essere inviati ad un deposito geologico, non attualmente presente sul territorio italiano, con le problematiche che ne conseguono.

Un'adeguata caratterizzazione radiometrica del materiale non solo con metodi spettrometrici ma anche con metodologie radiochimiche permette la corretta suddivisione del rifiuto al fine di minimizzare i volumi da trattare e stoccare come radioattivo.

Api, polline, radioattività e inquinamento ambientale: aggiornamenti al 2019

Brini C.^(*), Sala L.^(^), Miglietta E.^(^), Detoma P.^(#), Magnoni M.^(§), Bellina L.^(§),
Bertino S.^(§), Bellotto B.^(§), Ghione M.^(§)

^(*) Dirigente Veterinario emerito – Socio AIRP- P.za M. Graziola 9, 13853 Lessona (Bi) carlo.brini@gmail.com

^(^) ASL BI - Biella` Via dei Ponderanesi, 2 13875 Ponderano (BI). luca.sala@aslbi.piemonte.it

^(#) Associazione Biellese Apicoltori- C.so Risorgimento 14, 13900 Biella (Bi) p.detoma@gmail.com

^(§) Arpa Piemonte, Via Jervis 30, 10015 Ivrea (TO) radiazioni.ionizzanti@arpa.piemonte.it

RIASSUNTO

Le api (Apis mellifera) e i loro prodotti (miele, polline, propoli, cera) sono bioindicatori di inquinamento ambientale. Tra gli indicatori utilizzabili per rilevare il livello di radioattività ambientale presente nell'atmosfera un ruolo particolarmente interessante è costituito dal corpo delle api e dal polline, su cui si raccolgono le sostanze inquinanti presenti nell'aria. Con il presente studio si propone l'utilizzo di un bioindicatore scarsamente considerato, il polline, per verificare in questa matrice gli attuali livelli di radioattività e misurare la concentrazione integrata nel tempo della radioattività ambientale di un dato territorio. Ciò anche per comprendere se la radioattività nel materiale vegetale delle aree contaminate può essere influenzata da eventi che la mobilizzano, come ad esempio gli incendi boschivi o altri fenomeni. Lo studio qui presentato è stato effettuato in due tempi: una prima fase con prelievi nel 2015-2016, una seconda con campionamenti e successive analisi si è sviluppata nei primi mesi del 2019. I risultati delle due campagne di misura sono qui integrati, confrontati e discussi.

INTRODUZIONE

Le api sono ottimi indicatori biologici perché evidenziano il danno chimico dell'ambiente in cui vivono con due segnali: alta mortalità, nel caso di agrofarmaci e presenza di residui che si possono individuare nel loro corpo o nei prodotti e sottoprodotti dell'alveare, nel caso di vari agenti inquinanti (metalli pesanti, radionuclidi, xenobiotici, ecc.), rilevabili con analisi di laboratorio (NRC 1991 – Porrini et al. 2002). Molte caratteristiche etologiche e morfologiche fanno dell'ape un buon rivelatore ecologico: organismo quasi ubiquitario, facile da allevare, non ha grandi esigenze alimentari, ha il corpo relativamente coperto di peli, particolarmente adatto a intercettare materiali e sostanze con cui entra in contatto; è altamente sensibile alla maggior parte di fito e agrofarmaci che possono essere rilevati quando sono dispersi impropriamente nell'ambiente (ad esempio durante la fioritura, in presenza di flora spontanea, a seconda della velocità del vento, ecc.). L'alto tasso di riproduzione e la durata della vita media, relativamente corta, causa una veloce e continua rigenerazione nell'alveare. L'ape ha un'elevata mobilità e un ampio raggio di volo (circa 3 km) che permette di controllare una vasta zona, effettua numerosi prelievi giornalieri, perlustra tutti i settori ambientali (terreno, vegetazione, acqua, aria), ha la capacità di riportare dall'ambiente esterno materiali di varia natura e di immagazzinarli secondo criteri controllabili, necessita di costi di gestione estremamente contenuti, specialmente in rapporto al grande numero di campionamenti effettuabili. Come altri allevamenti animali soggetti a registrazione, anche gli apiari sono registrati presso i Servizi Veterinari delle AASSLL e georeferenziati. In Piemonte tutti i dati confluiscono a livello centrale nella rete ARVET (Anagrafe Regionale Veterinaria), che è consultabile dagli Enti preposti in remoto, incrociando i dati con quelli di altre amministrazioni (Province, Protezione Civile, ecc.)

Numerosissime sono state, e continuano ad essere, le sperimentazioni condotte da molti autori con le api dopo Chernobyl, sia per quanto riguarda la valutazione degli elementi radioattivi contenuti nei prodotti dell'alveare e la loro dinamica di trasferimento, sia per l'impiego della colonia di api come indicatore biologico. Si è infatti potuto mettere in evidenza, analizzando campioni di

miele, api, cera, polline, come quest'ultima matrice risulti la più adatta per indicare la contaminazione da radionuclidi in aria (Tonelli *et al.*, 1990).

Tra gli indicatori utilizzabili per rilevare il livello di radioattività ambientale presente nell'atmosfera un ruolo particolarmente interessante è costituito dal corpo delle api e dal polline, sul quale si raccolgono le sostanze inquinanti presenti nell'aria. (Porrini *et al.*, 2003). La raccolta di questo indicatore si può fare in maniera semplice ed economica, raccogliendo dal fondo arnia poche decine di grammi di residui di attività delle api, costituiti da polline, rosicchiatura di opercoli di cera, frammenti di bozzoli, api morte e parti del loro corpo. Le percentuali sono variabili in base alla stagione: in inverno sono principalmente cera, nei periodi di forte importazione nell'alveare prevalentemente polline (Brini *et al.*, 2009, 2011, 2016).

Precedenti studi hanno dimostrato che l'area biellese è stata contaminata in maniera apprezzabile dalle ricadute di Chernobyl e che alcuni indicatori quali il residuo di fondo arnia e polline presentano livelli di contaminazioni contenuti ma apprezzabili. Il prelievo di questo materiale, che non ha alcun valore economico, è semplice e non richiede l'impiego di appositi dispositivi, come quello utilizzato per l'esclusivo prelievo di api morte (Underbasket).

Il presente studio si pone in continuità con un analogo lavoro preliminare, svolto 3 anni fa (Brini *et al.*, 2016), nel corso del quale vennero analizzati 6 campioni di polline, sui quali furono effettuate analisi sia di spettrometria gamma che di radiochimica (Sr-90 e plutonio). I risultati di questo studio sono stati quindi integrati con quelli precedenti, allo scopo di ottenere un quadro più completo e statisticamente robusto.

MATERIALI E METODI

Durante l'inverno 2019 sono stati prelevati in diverse aree della provincia di Biella e, in un paio di casi nel territorio delle province limitrofe (Torino e Vercelli) 11 campioni di polline e residui dell'attività delle api dal fondo di varie arnie. Non ci sono infatti limiti per le api a uscire dagli alveari, purché la temperatura esterna sia almeno di 10 gradi centigradi.

Grazie alle perduranti condizioni atmosferiche e alle temperature non particolarmente rigide (Osservatorio meteo Oropa), superiori in molte occasioni ai 16°C, le api hanno bottinato varie essenze spontanee e il polline di erbe e piante che fioriscono d'inverno: edera, avellano, graminacee, ecc.

I campioni sono stati quindi inviati per l'analisi presso il laboratorio radiometrico di ARPA Piemonte, Dipartimento Rischi Fisici e Tecnologici, Ivrea, Via Jervis, 30.

Sono stati quindi sottoposti a spettrometria gamma per determinare la concentrazione di attività dei principali radionuclidi gamma emettitori, con l'obiettivo di misurare il ^{137}Cs , il ben noto radionuclide artificiale ormai presente nell'ambiente da diversi decenni a causa soprattutto dell'incidente di Chernobyl (1986). Non sono state eseguite in questo caso misure radiochimiche.

Le analisi di spettrometria gamma sono state eseguite mediante due catene gamma-spettrometriche al germanio iperpuro tipo p – efficienza relativa maggiore al 90% – e tipo n – efficienza relativa del 40% (campo di misura 50 keV – 2,5 MeV), in pozzetto in piombo con spessore di 10 cm, analizzatori multicanale e software di analisi "Gamma – Vision" ORTEC.

I campioni, dopo essere stati accuratamente pesati, sono stati introdotti in semplici contenitori (barattoli cilindrici) e posti in conteggio con lunghi tempi di acquisizione (16 ore).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Come già anticipato, i dati radiometrici ottenuti in questa campagna di misure sono stati accorpate con quelli ottenuti nell'analogo studio del 2016 e, per comodità, sono stati riportati tutti insieme in tabella 1. I radioisotopi qui considerati sono, oltre al Cs-137, principale oggetto dello studio, anche il Pu-239/240, misurato in un solo campione durante la campagna del 2016, e il Be-7, un radionuclide naturale cosmogenico, rivelabile anch'esso come il Cs-137 per mezzo della spettrometria gamma.

Tabella 1 – Polline - Risultati delle misure radiometriche (2016 – 2019)

Identificativo campione	Cs-137 (Bq/kg)	Incertezza Cs-137 (Bq/kg)	Pu (Bq/kg)	Incertezza Pu-239/240 (Bq/kg)	Be-7 (Bq/kg)	Incertezza Be-7 (Bq/kg)
16/011949	5,64	1,87	-	-	10,50	7,12
16/011952	6,33	1,53	-	-	< 6,98	-
16/011955	2,79	1,46	-	-	< 15,0	-
16/011957	< 14,8	-	0,00717	0,00425	< 83,9	-
16/011959	25,9	3,56	< 0,0148	-	< 17,40	-
16/011961	3,50	2,38	-	-	< 26,3	-
19/019810	5,63	1,74	-	-	< 7,88	-
19/019815	< 1,54	-	-	-	<10,50	-
19/019816	2,53	0,91	-	-	13,80	5,54
19/019818	< 3,08	-	-	-	< 20,4	-
19/019812	1,85	0,85	-	-	12,20	8,40
19/019813	2,90	2,25	-	-	< 16,80	-
19/019817	2,70	1,32	-	-	7,14	-
19/019814	2,65	2,08	-	-	< 11,70	-
19/019821	1,43	0,92	-	-	11,70	5,74
19/019819	4,50	1,87	-	-	< 12,80	-
19/019820	5,10	1,30	-	-	13,90	9,30

I dati relativi al Cs-137 sono sostanzialmente compatibili tra loro: le concentrazioni di attività variano da un minimo di 1,43 Bq/kg fino a un massimo di 25,93 Bq/kg, riferito però alla campagna del 2016. Escludendo infatti il valore massimo osservato e quelli per cui è stata assegnata una MAR (segno < prima del numero) si può osservare che non ci sono sostanziali differenze ora rispetto a 3 anni fa e che, considerando tutti i campioni insieme (2016 + 2019) si ricava un valore medio di $5,26 \pm 1,79$ Bq/kg. Ciò sta a significare che la misura del polline intercetta la presenza di un livello di concentrazione atmosferica del Cs-137 che si può ormai definire cronico, non soggetto cioè ad apprezzabili variazioni. Che il Cs-137 misurato nei pollini sia di origine atmosferica e non derivi invece dal trasferimento piante-fiori-api è assicurato non solo da altri studi pubblicati (Porrini et al., 2002; Porrini et al. 2003) ma anche dal fatto che, come si vede dalla tabella 1, accanto al Cs-137, si è talvolta rilevata anche la presenza del Be-7: è questo infatti un radionuclide naturale cosmogenico, prodotto dai raggi cosmici negli strati alti dell'atmosfera e presente a livelli relativamente consistenti anche a livello del mare.

D'altra parte, proprio nelle aree montane e pedemontane biellesi si trovano livelli tra i più alti del Piemonte.

I dati a disposizione sembrano dunque confermare che la presenza del radiocesio nei pollini sia da addebitare alla presenza in atmosfera del radioelemento, dovuta al fenomeno della risospensione dal suolo, come già ipotizzato nel precedente lavoro del 2016. Questo fenomeno si può modellizzare in modo semplice facendo uso appunto del concetto di fattore di risospensione K (m^{-1}), dato da:

$$K = \frac{C_{aria}}{I_{suolo}}$$

dove C_{aria} è la concentrazione in aria (Bq/m^3) e I_{suolo} (Bq/m^2) è la deposizione al suolo di un dato radionuclide, mentre la concentrazione di radioattività (Bq/kg) nel polline può essere espressa tramite la seguente relazione:

$$C_{polline} = \alpha \cdot K \cdot I_{suolo}$$

dove α (kg/m^3) è un opportuno fattore che tiene conto della capacità del polline di intercettare la concentrazione di radioattività in atmosfera. Il valore di tale parametro può essere calcolato a partire dal valore medio della concentrazione dei pollini testé valutata (5,26 Bq/kg). Seguendo l'approccio del nostro precedentemente lavoro (Brini et al., 2016), si ottiene $\alpha_{Cs-137} = 3,5 \cdot 10^6 m^3/kg$,

un parametro che può essere poi impiegato anche per modellizzare la “dinamica di prelievo” del particolato atmosferico operata dalle api. Per fare ciò bisognerà ovviamente tenere conto di alcuni aspetti specifici dell’attività delle api stesse, a partire dal raggio di volo e bottinamento: normalmente 3 km intorno all’alveare, corrispondente ad un’area esplorata di circa 2800 ettari e, in caso di scarsità di risorse, anche fino a 8 km. Fondamentale è poi la velocità media di volo, circa 20 km/ora, mentre i giorni e le ore di attività dipendono dall’ubicazione degli alveari. Non ci sono limiti all’uscita dagli alveari (anche in pieno inverno) purché la temperatura esterna sia almeno di 10 gradi centigradi. Infine, esiste evidentemente anche una dipendenza estremamente variabile dai fiori visitati, in funzione del nettare e polline presente in ogni fiore. In un giorno le api di un alveare possono visitare complessivamente oltre 200 mila fiori. Si tenga conto che per produrre un kg di miele sono necessari fino a 60 mila voli di andata e ritorno con un percorso complessivo di 150 mila km, che corrisponde grosso modo a 3 volte e mezzo la circonferenza della Terra. Concludiamo questa breve discussione dei risultati ottenuti presentando una mappa dell’area di studio (biellese) in cui sono indicati i punti di prelievo dei campioni sovrapposti a una mappa di deposizione del Cs-137 che può essere visto come un riassuntivo quadro sinottico del nostro lavoro. Risulta abbastanza evidente la correlazione tra le concentrazioni di Cs-137 nel polline e i sottostanti livelli di deposizione (Bq/m^2), stimati dalla cartografia ARPA Piemonte: le concentrazioni più elevate risultano infatti immediatamente a ridosso delle aree con maggiore presenza di Cs-137 al suolo. (Figura 1)

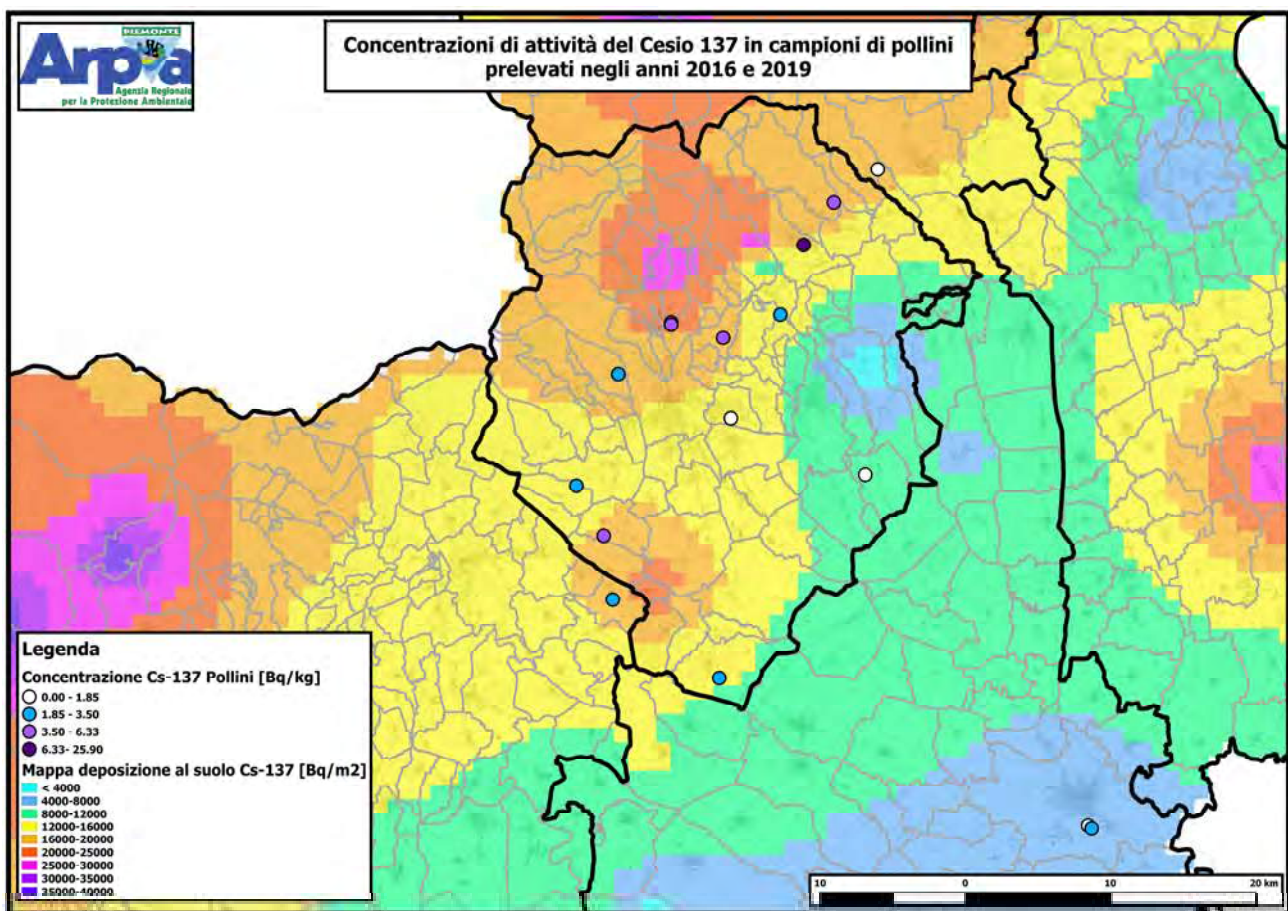


Figura 1 – Concentrazioni di Cesio 137 in campioni di pollini prelevati nel anni 2016 e 2019

CONCLUSIONI

I campioni di polline analizzati si sono dimostrati una matrice interessante per effettuare alcune valutazioni sulla mobilizzazione dal suolo, tramite risospensione, del Cs-137. Le concentrazioni di Cs-137 sono risultate variare attorno ad un valore medio di 5,26 Bq/kg. Risulta anche abbastanza evidente (si veda mappa in figura 1) la correlazione polline-deposizione al suolo. In particolare, i dati ottenuti in questo studio hanno permesso anche di fare una stima del parametro $\alpha_{\text{Cs-137}}$, potenzialmente utile per la modellizzazione delle attività di “campionamento ambientale” in atmosfera operata dalle api.

BIBLIOGRAFIA

Brini C., Sala L., Miglietta E., Detoma P., Magnoni M., Bellina L., Bertino S., Bellotto B., Garbarino G., Ghione M., Scrofani M., Api, polline, radioattività e inquinamento ambientale. Atti del Sesto Convegno Nazionale “ Il controllo degli agenti fisici: ambiente, territorio e nuove tecnologie”. Alessandria, 6-8 giugno 2016.

<https://www.arpa.piemonte.it/arpa-comunica/events/eventi-2016/atti-convegno-agenti-fisici/poster-radiazioni.pdf>

Brini C., Sala L., Magnoni M., Bellotto B., Bertino S., Ghione M., Serena E., Tripodi R., *Monitoraggio della radioattività in matrici e indicatori ambientali, prelevati nel territorio biellese (2006 - 2010)*, Atti del Convegno Chernobyl 25 anni dopo: studi, riflessioni e attualità. Udine, 21-23 giugno 2011.

<http://www.arpa.fvg.it/cms/tema/radiazioni/news/Atti-del-convegno-su-Chernobyl.html>

Brini C., Sala L., Magnoni M., Bellotto B., Bertino S., Ghione M., Serena E., Tripodi R., *Monitoraggio della radioattività in matrici e indicatori ambientali, prelevati nel territorio biellese (2006-2008)*, Atti del Quarto Convegno Nazionale: “Controllo ambientale degli Agenti Fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti” – Vercelli, 24/26 settembre 2009.

www.arpa.piemonte.gov.it/homepage/search?SearchableText=C.+Brini%2C+L.+Sala%2C+M.+Magnoni.+B.+Bellotto%2C+S.+Bertino%2C++M.+Ghione%2C+E.+Serena%2C+R.Tripodi++Monitoraggio+della+radioattivit%C3%A0+in+matrici+e+indicatori+ambientali%2C+prelevati+nel+territorio+biellese+%282006-2008

Osservatorio meteorologico di Oropa (Biella)

<http://www.osservatoriodioropa.it/meteoropa/notemeteo.tx>

Facchinelli A., Magnoni M., Gallini L., Bonifacio E., ¹³⁷Cs contamination from Chernobyl of soils in Piemonte (North-West Italy): spatial distribution and deposition model, *Water, Air and Soil Pollution*, 134: 341-352, 2002.

Magnoni M., Agnesod G., Faure Ragani M., Garavaglia M., Giovani C., Bucci S., Peroni I., Trotti F., Badalamenti P., Gadaleta G., *L'evoluzione temporale del fattore di risospensione per il ¹³⁷Cs nel Centro-Nord Italia nel periodo 1987-2011: dati sperimentali e test di un nuovo modello teorico*, Atti del XXXV Congresso Nazionale di Radioprotezione, Venezia, 17-19 Ottobre 2012.

National Research Council, *Animals as Sentinels of Environmental Health Hazards*, NATIONAL ACADEMY PRESS, Washington D.C. 1991 – ISBN 0-309-04046-9.

Porrini C., Ghini S., Girotti S., Sabatini A.G., Gattavecchia E., Celli G., *Use of honey bees as bioindicators of environmental pollution in Italy*. In: *Honey bees: Estimating the Environmental Impact of Chemicals* (Devillers J. and Pham – Delègue M.H. Eds). Taylor & Francis, London, p. 186-247, 2002.

<http://www.crcnetbase.com/isbn/978-0-415-27518-7>



Porrini C., Gloria Sabatini A., Girotti S., Ghini S., Medrzycki P., Grillenzoni F., Bortolotti L., Gattavecchia E., Celli G., *Honey Bees And Bee Products As Monitors Of The Environmental Contamination* - APIACTA 38 63-70, 2003.

https://www.researchgate.net/publication/228848146_Honey_bees_and_bee_products_as_monitors_of_the_environmental_contamination

Tonelli D., Gattavecchia E., Ghini S., Porrini C., Celli G., Mercuri A. M., *Honeybees And Their Products As Indicators Of Environmental Radioactive Pollution* Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, Vol. 141, No.2 427-436, 1990.

https://www.researchgate.net/publication/226016056_Honey_bees_and_their_products_as_indicators_of_environmental_radioactive_pollution_J_Radioanal_Nucl_Chem_Artic

Magnoni M., Agnesod G., Garavaglia M., Giovani C., Bucci S., Peroni I., Trotti F., Badalamenti P., Gadaleta G., Sogni R.

L'evoluzione temporale del fattore di risospensione per il 137-Cs nel centro-nord Italia nel periodo 1987-2011: dati sperimentali e test di un nuovo modello teorico

XXXV Congresso Nazionale di Radioprotezione - Venezia 2012 ISBN 978-88-88648-35-4



Analisi della distribuzione dei livelli di radon indoor negli esercizi commerciali in Puglia: risultati preliminari

G.M. Contessa¹, F. Leonardi², A. Tirabasso², R. Trevisi², L. Baldassarre³, N. Awad³, G. Boschi³, S. Mancini³

¹ENEA, Via Enrico Fermi 45, 00044 Frascati (RM)

²INAIL, ex-ISPEL, Via Fontana Candida 1, 00040 Monteporzio Catone (RM)

³L.B. Servizi per le Aziende Srl, via Giuseppe Allievo 81, 00135 Roma

gianmarco.contessa@enea.it

Abstract

È stato effettuato un monitoraggio delle concentrazioni indoor di radon con strumentazione passiva in circa 9900 esercizi commerciali distribuiti in maniera casuale su tutto il territorio della regione Puglia, per un totale di 40000 misure.

Ai fini di questo studio sono stati selezionati 7500 luoghi di lavoro adibiti ad esercizio commerciale situati a piano terra e senza ventilazione forzata.

La scelta dei locali nel quale effettuare le valutazioni è stata eseguita dall'esercente dell'attività, secondo norme di buona tecnica reperibili in letteratura.

Le concentrazioni di radon medie annue sono state misurate tramite dispositivi passivi con rivelatori a tracce nucleari (SSNTD) del tipo CR39, per due semestri consecutivi. Le misure sono state svolte in conformità ai requisiti della norma UNI CEI EN ISO/IEC 17025:2005 secondo il metodo di prova UNI ISO 11665-4:2015.

La media aritmetica del campione è di 70 Bq/m³ con un'incertezza del 30% e valori compresi tra 10 e 9400 Bq/m³.

È stata svolta una approfondita analisi dei dati, anche sulla base della localizzazione dei punti di misura con sistema di georeferenziazione, valutando una serie di parametri statistici quali la distribuzione, le percentuali di superamento rispetto ai livelli di riferimento, le medie aritmetiche e geometriche, le mediane, le deviazioni standard e le medie aritmetiche su base comunale.

Il presente contributo riporta i risultati preliminari di questo studio, stimando anche il contributo di diversi parametri e caratteristiche strutturali, quali ad esempio la variabilità stagionale.



Una tecnica di misura della concentrazione radon in acqua tramite metodo emanometrico con cella a scintillazione

Antonio Parravicini¹, Stefano Coria¹, Salvatore Procopio², Enrico Chiaberto³

¹*Mi.am srl, via Bolzoni 30, 29122 Piacenza*

²*Arpacal, Laboratorio Fisico Majorana, via lungomare Giovino, Catanzaro*

³*Arpa Piemonte, via Jervis 30, Ivrea*

laboratorio@miam.it

Abstract

La misurazione della concentrazione di radon disciolto in acqua può essere eseguita utilizzando vari metodi, tra cui il noto metodo emanometrico. Nel nostro caso si fa gorgogliare aria nel campione di acqua in un circuito chiuso e il radon viene misurato nella porzione di aria del circuito utilizzando una cella a scintillazione. La durata totale della procedura di misurazione proposta è di 10 minuti. Questa tecnica di misurazione è stata calibrata sperimentalmente utilizzando una sorgente di emanazione contenente una soluzione di Radio 226, certificata da NIST come standard primario. Il fattore di calibrazione ottenuto è in ottimo accordo con quello teorico calcolato a partire dallo standard ISO 13164-3 e dalla pubblicazione di Machaj et al. È stata inoltre analizzata la dipendenza dalla temperatura dell'acqua utilizzando il metodo dei campioni d'acqua gemelli. Infine, la tecnica di misura discussa è stata utilizzata nell'interconfronto JRC-REM 2018, ottenendo un risultato molto consistente.

Analisi radiologiche di dettaglio nelle acque destinate ad uso umano ai sensi del D.Lgs. 28/2016: un caso di studio al superamento dei valori di parametro α totale e β totale

*G. Zambelli^{1,2}, M. Taroni^{1,3}, F. Carnaccini¹, A. Iannarone¹, A. Ciarmatori¹, F. Cesarini¹

¹ Protex Italia Srl, Gruppo Laboratori Protex

² Lavoro e Ambiente srl, Gruppo Laboratori Protex

³ KAOS Srl

zambelli@protexgroup.com

Riassunto

Presso il laboratorio di Fisica e Radiochimica di Protex Italia sono stati analizzati negli ultimi 3 anni 900 campioni circa, provenienti da tutto il territorio nazionale, per un totale di circa 2700 singole determinazioni analitiche dall'uscita del D.Lgs. 28/2016, che stabilisce requisiti per la tutela della salute della popolazione relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano.

Sebbene i dati mostrino la non rilevanza radiologica del Trizio nella totalità dei campioni analizzati in quanto risultati inferiori alla Minima Attività Rilevabile (circa 1,5 Bq/l), il rispetto del valore di parametro del Radon in quanto seppur superiore alla MAR nel 70% dei campioni analizzati il valore massimo riscontrato è risultato pari a 90 Bq/l, per quanto concerne l'attività Alfa totale e Beta totale per la valutazione della dose indicativa mediante metodologia di screening sono state evidenziate criticità seppur in un numero contenuto di casi.

L'attività alfa totale presenta per un 50% dei campioni analizzati valori superiori alla MAR, mediamente pari a 0,016 Bq/l; la concentrazione di Beta totale presenta invece nel 70% dei casi valori superiori alla MAR, mediamente pari a 0,11 Bq/l. I dati mostrano però alcuni casi di superamento del valore di parametro: nel caso dell'Alfa totale ciò è dovuto alla presenza di Uranio, mentre nel caso del Beta totale, una volta sottratto il contributo del K-40, il Beta residuo è risultato inferiore al valore di parametro.

Il presente lavoro mostra una statistica dei risultati ottenuti, le tecniche analitiche adottate, ed i valori riscontrati per la determinazione di emettitori alfa, quali Uranio, Po-210 e Ra-226, ed emettitori beta, quali Pb-210 e Ra-228, in campioni in cui sono risultati superati i valori di parametro dell'attività alfa totale e beta totale, al fine del calcolo della dose indicativa.

INTRODUZIONE:

La radioattività, o decadimento radioattivo, è un processo fisico attraverso il quale alcuni nuclei di atomi instabili decadono, tendendo quindi alla stabilità, in nuclei di atomi ad energia inferiore con conseguente emissione di radiazioni ionizzanti. Il processo di trasmutazione avviene in tempi definiti di dimezzamento o di decadimento.

I meccanismi di decadimento sono suddivisi principalmente in tre tipi, alfa, beta e gamma.

La radioattività naturale è dovuta alla interazione tra la radiazione proveniente dal cosmo e l'atmosfera e alla presenza di molti elementi radioattivi esistenti fin dalle origini della terra e che non hanno raggiunto lo stato di stabilità. Oltre al Potassio-40 si identificano tre catene di decadimento radioattivo naturale, i cui capostipiti sono l'Uranio-238, l'Uranio-235 ed il Torio-232; l'immagine seguente rappresenta le tre catene e mostra come ad ogni trasmutazione di un elemento segua l'emissione di energia sotto forma di radiazione ionizzante e come la catena abbia termine sempre al raggiungimento di un elemento stabile (Piombo).

Tutti gli elementi delle tre catene, a concentrazioni diverse, sono presenti ovunque nell'aria, nel suolo, nelle acque, negli alimenti ed anche nei materiali da costruzione.

L'acqua, solvente per eccellenza, contiene al suo interno un'elevata quantità di elementi chimici, tra questi vi sono sostanze radioattive a concentrazioni variabili sia di origine artificiale che di origine naturale; nel primo caso ciò è dovuto all'uso e sviluppo di attività antropiche legate al nucleare, come ad esempio la produzione di energia, le attività di ricerca, le attività industriali e militari, le normali attività ospedaliere e gli incidenti nucleari. Nel secondo caso la presenza di radionuclidi naturali è dovuta a fenomeni quali quelli meteorologici, la miscelazione di acque

provenienti da diversi corpi idrici, il contesto idrogeologico all'interno del quale le acque scorrono e lo stato chimico-fisico degli acquiferi: ciò può comportare una forte variazione del contenuto di radioattività naturale nelle acque di diversa area geografica.

Non a caso fino agli anni '60 del secolo scorso era "naturale" inserire anche nelle etichette delle acque minerali la presenza di radioattività, che era quindi considerato un punto di forza (le immagini seguenti prese dal web mostrano alcune di queste etichette).

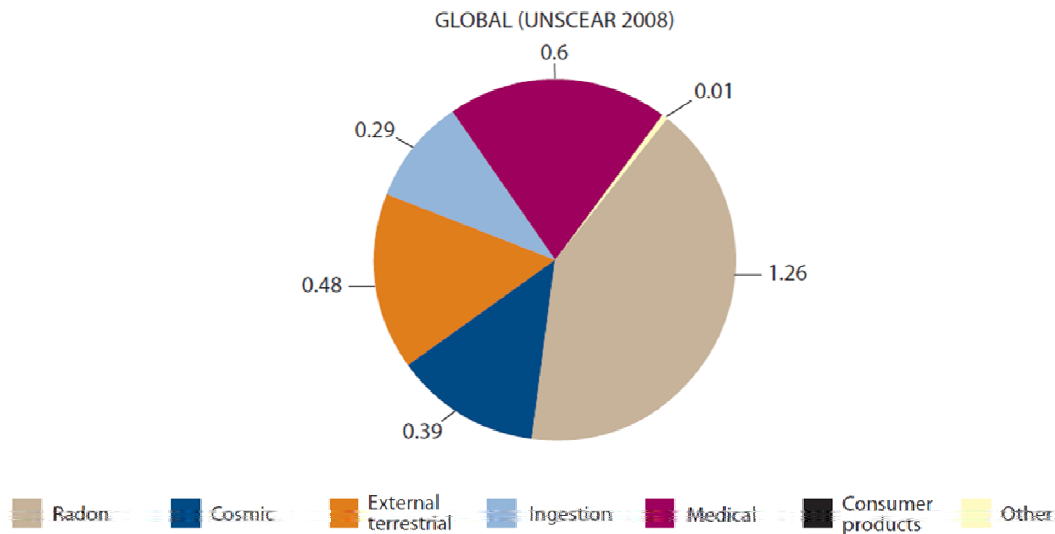


Il fatto che ad oggi, sia nelle acque in bottiglia, che nei documenti tecnici sul chimismo delle acque distribuite da rete idrica, non vi sia la presenza di questa informazione non significa che la radioattività non vi sia presente, sebbene in modestissima quantità.

L'ingestione di acqua, come si legge nella direttiva EURATOM 51/2013, "è una delle vie di incorporazione delle sostanze radioattive nel corpo umano"; quindi a norma della direttiva 96/29/EURATOM, recepita in Italia con il D. Lgs. 230/95 e ss.mm.ii., il contributo delle attività che comportano un rischio all'esposizione a radiazioni ionizzanti dell'intera popolazione andrebbe mantenuto al valore tanto basso quanto ragionevolmente ottenibile (Principio ALARA).

Secondo quindi la teoria Lineare Senza Soglia, il contributo di dose legato all'introduzione di radionuclidi (naturali e/o artificiali), per quanto basso, ma prolungato nel tempo, può comportare un incremento del rischio di contrarre malattie tumorali.

L'ingestione di radionuclidi naturali attraverso il consumo di acqua potabile comporta per l'uomo un'esposizione interna continua a radiazioni ionizzanti, aumentando così la probabilità di danni biologici. Risulta quindi importante identificare quali parametri monitorare e al di sotto di quali limiti considerare accettabile i rischi che ne derivano, rientrando ampiamente nella probabilità della popolazione di incorrere in effetti stocastici (quali cancro di esito fatale e non fatale ed effetti ereditari).



L'Organizzazione Mondiale della Sanità ha così emanato nel 2011 la quarta edizione delle linee guida per le acque potabili basandole su due punti focali:

- 1) Individuazione di parametri e dei livelli di screening;
- 2) Azioni correttive da intraprendersi al superamento dei livelli al punto 1.

A seguito delle edizioni delle linee guida dell'OMS anche altri stati hanno emanato leggi, regolamenti e direttive in merito al controllo radiologico delle acque destinate ad uso umano: ultimo esempio è quello dell'Unione Europea che nel 2013 ha emanato la direttiva 51 EURATOM che stabilisce i requisiti per la tutela della salute della popolazione relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano. Nel 2016 l'Italia ha recepito tale direttiva con l'emanazione del decreto legislativo n.28 del 2016 del 22 Marzo 2016, che sostituisce quanto indicato dal D.Lgs. 31/2001 relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate ad uso umano in allegato I, parte C. Oltre al decreto, nel Agosto 2017 è stato emesso un decreto in merito alle "Indicazioni operative a carattere tecnico-scientifico, ai sensi dell'articolo 8 del decreto legislativo 15 febbraio 2016, n. 28".

Il decreto legislativo in questione indica i parametri, i valori di parametro, la frequenza di campionamento e le caratteristiche di prestazione analitica per poter stabilire lo stato radiologico delle acque destinate ad uso umano, ovvero per garantire che venga mantenuto al livello più basso ragionevolmente ottenibile l'esposizione alle radiazioni ionizzanti legate al consumo di acqua.

Il decreto si applica a tutte le acque destinate ad uso umano, intese come: "acque trattate o non trattate, destinate ad uso potabile, per la preparazione o la cottura di cibi e bevande, o per altri usi domestici, a prescindere dalla loro origine, siano esse fornite tramite una rete di distribuzione, mediante cisterne, in bottiglie o altri contenitori" e "tutte le acque utilizzate in un'impresa alimentare per la fabbricazione, il trattamento, la conservazione o l'immissione sul mercato di prodotti o sostanze destinati al consumo umano". Non si applica invece il decreto alle "acque minerali naturali riconosciute come tali ai sensi del decreto legislativo 176/2011" e "alle acque medicinali ai sensi del decreto legislativo n. 219/2006".

I controlli individuati sono di due tipi: esterni, a carico delle regioni e province autonome che dovranno avvalersi delle AUSL di competenza, ed interni, a carico dei gestori. Le frequenze dei controlli sono indicate in allegato II del decreto legislativo 28/2016.

I parametri da investigare, inizialmente, sono indicati in Allegato I del suddetto decreto e sono il Trizio, il Radon e la Dose Indicativa con i valori di parametro riportati in tabella e con le

prestazioni analitiche minime che il laboratorio incaricato dei controlli deve essere in grado di soddisfare (allegato III).

Parametro Allegato I	Valore di parametro Allegato I	Prestazione analitica, Limite di Rivelazione Tabella 2 allegato III
Concentrazione di attività di Radon	100 Bq/l*	10 Bq/l
Concentrazione di attività di Trizio	100 Bq/l	10 Bq/l
Dose indicativa (DI)**	0,10 mSv	0,04 Bq/l per alfa totale e 0,2 Bq/l per beta totale

*: I provvedimenti correttivi e le misure cautelative sono fissati per il valore di riferimento di 1000 Bq/l (articolo 5).
 **: la verifica del rispetto della DI deve essere effettuata mediante una strategia di screening del contenuto di radioattività, basata sulla misura della concentrazione di attività alfa totale e beta totale, i cui valori di parametro sono rispettivamente 0,10 Bq/l e 0,5 Bq/l, che sono invece grandezze misurabili (Allegato III, lettera a). Se del caso il valore di beta totale può essere sostituito con il valore di beta residuo, ovvero privato del contributo del K-40.

Per la Dose Indicativa, parametro non misurabile direttamente, ci si può avvalere per la sua valutazione di quanto indicato in allegato III e nel decreto del 2 Agosto 2017, ovvero screening tramite misure di concentrazione alfa totale e beta totale oppure individuando e misurando tutti i nuclidi presenti ed effettuando il calcolo di dose efficace per ingestione tramite l'uso dei coefficienti di dose/attività tabulati per ogni nuclide (direttiva 29/96/EURATOM).

Per quanto riguarda la dose indicativa viene inoltre introdotto il concetto di valore derivato: ovvero di concentrazione di un determinato nuclide che se ingerito comporta, supponendo un consumo di 730 l/anno, di una dose efficace annua di 0,10 mSv. I valori derivati per i nuclidi naturali e artificiali più comuni sono riportati in tabella 1 allegato III del D.Lgs. 28/2016.

Al superamento dei valori di parametro dei parametri di screening alfa totale e/o beta totale, si deve procedere con analisi e valutazioni di dettaglio, per l'individuazione dei nuclidi presenti e per il calcolo della loro concentrazione al fine di determinare la reale dose efficace impegnata per ingestione. La DI risulta inferiore o uguale al valore di parametro se risulta soddisfatta la seguente condizione:

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i(mis.)}{C_i(der.)} \leq 1$$

dove:

n = numero di radionuclidi che contribuiscono alla DI;

$C_i(mis.)$ = concentrazione misurata del radionuclide i -esimo;

$C_i(der.)$ = concentrazione derivata del radionuclide i -esimo.

Per quanto riguarda il trizio qualora la concentrazione di superi il valore di parametro, occorre effettuare ulteriori indagini analitiche per valutare l'eventuale presenza di altri radionuclidi artificiali, utilizzando le stesse modalità previste per la valutazione della dose indicativa in presenza di fonti di radioattività artificiale.

In merito al Radon viene fissato valore di riferimento pari a 1000 Bq/l, oltre il quale è giustificata per motivi di protezione radiologica l'adozione di provvedimenti correttivi e misure cautelative (articolo 5).

Il decreto inoltre indica che i laboratori che effettuano le determinazioni dovranno adottare un sistema di qualità conforme ad una norma tecnica approvata e pubblicata da un organismo internazionale; inoltre l'Istituto superiore di sanità provvederà a sottoporre i laboratori a verifiche periodiche del sistema di qualità. Ciò non avviene se il laboratorio di prova opera secondo norma UNI CEI EN ISO/IEC 17025:2005.

METODICHE ANALITICHE

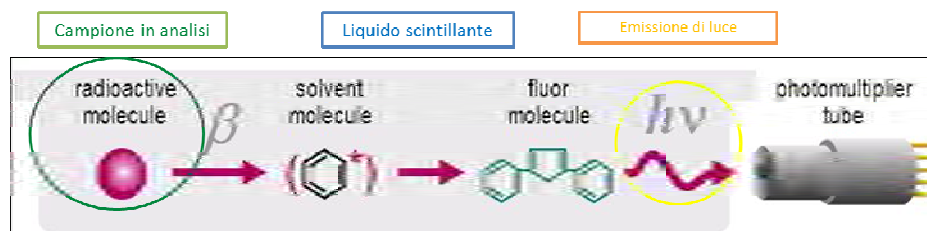
Il decreto di cui sopra indica le prestazioni analitiche minime che il laboratorio deve soddisfare, ma non quale tecnica e metodica adottare per la determinazione dei valori di parametro. La tabella seguente mostra in dettaglio quali tecniche possono essere utilizzate per soddisfare quanto sopra discusso.

Parametro	Origine	Valore di parametro/derivato Bq/l	Limite di rilevazione Bq/l	Tecnica analitica
Trizio	Naturale/artificiale	100	10	LSC
Radon	Naturale	100	10	LSC – S γ
Alfa totale	Naturale	0,1	0,04	LSC – S α – C α
Beta totale	Naturale	1,0	0,4	LSC – C β
Uranio-238	Naturale	3,0	0,02	LSC – S α – S γ – ICP-MS
Uranio-234	Naturale	2,8	0,02	LSC – S α
Radio-226	Naturale	0,5	0,04	LSC – S α – S γ – ICP-MS
Radio-228	Naturale	0,2	0,02	LSC – S α – S γ
Pb-210	Naturale	0,2	0,02	LSC – S γ
Po-210	Naturale	0,1	0,01	S α
Carbonio-14	Artificiale/naturale	240	20	LSC
Stronzio-90	Artificiale	4,9	0,4	LSC
Plutonio-239/240	Artificiale	0,6	0,04	S α – ICP-MS
Americio-241	Artificiale	0,7	0,06	S α – S γ
Cobalto-60	Artificiale	40	0,5	S γ
Cesio 134	Artificiale	7,2	0,5	S γ
Cesio-137	Artificiale	11	0,5	S γ
Iodio-131	Artificiale	6,2	0,5	S γ

Legenda: S α : spettrometria alfa; S γ : spettrometria gamma; LSC: scintillazione liquida; C α : contatore alfa; C β : contatore beta; ICP-MS: spettrometria di massa a plasma accoppiato induttivamente

Per alcuni radionuclidi la determinazione via spettrometria gamma è effettuata in maniera indiretta attraverso i prodotti di decadimento.

Dalla tabella si evince che una delle tecniche analitiche che permette di effettuare le determinazioni di tutti parametri di screening iniziale richiesti: la scintillazione liquida. Questa tecnica si basa sulla rilevazione di luce emessa da un cocktail composto dal campione e dal liquido scintillante: quest'ultimo è il mezzo che "scintilla" a seguito dell'eccitazione delle sue molecole quando sono colpite dalla radiazione ionizzante.

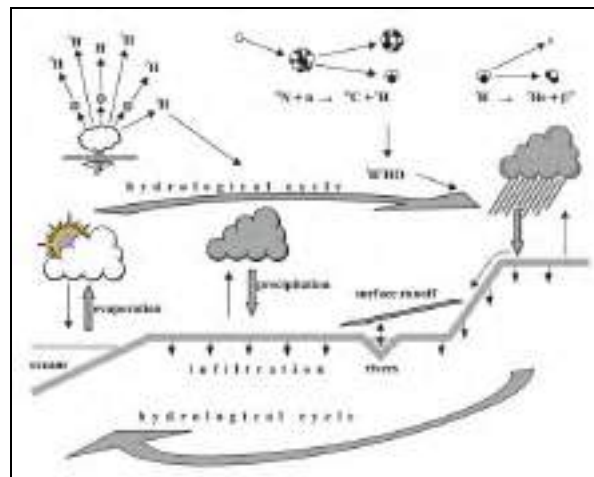


Risulta comunque indubbia la necessità che un laboratorio possa sfruttare l'integrazione delle diverse tecniche analitiche per poter ottenere un quadro completo della caratterizzazione radiologica delle acque destinate ad uso umano, utilizzando il metodo analitico che meglio si adatta alla rilevazione di uno specifico radionuclide ed al risultato che si vuole ottenere.

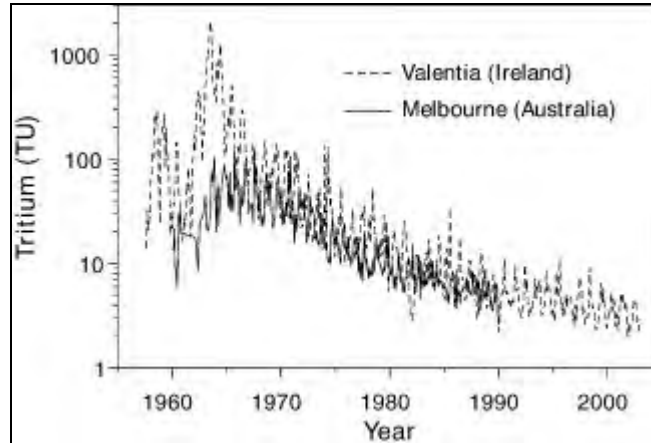


Determinazione del Trizio

Il trizio è un emettitore beta a bassa energia con un tempo di dimezzamento pari a 12,3 anni; la sua presenza in natura è dettata dall'interazione dei raggi cosmici con alti strati dell'atmosfera, che a seguito di interazioni nucleari producono un gran numero di radionuclidi tra cui, ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na . Il trizio reagisce chimicamente per formare composti dell'idrogeno, sia sotto forma di gas che sotto forma di liquido (acqua triziata). Il vapor d'acqua che si crea condensa in atmosfera e ricade sulla terra come precipitazione meteorica; per questo motivo le acque antiche, o paleoacque, ovvero quelle più profonde, contengono quantità di trizio praticamente pari a zero. Si riporta di seguito lo schema del ciclo del trizio naturale.



La quantità di trizio nelle acque superficiali e di falda è quindi dipendente dal trizio presente in atmosfera e che ricade a terra a seguito delle precipitazioni. Ai tempi antecedenti l'era nucleare le concentrazioni di trizio di origine naturale (variabili alle diverse quote e latitudini) erano di 0,10 – 0,60 Bq l⁻¹. A partire dagli anni '50 i test nucleari hanno determinato un innalzamento del livello del Trizio nelle acque di falda e superficiali a seguito del rilascio di trizio in atmosfera, come si vede dalla figura seguente (TU = 1 atomo di trizio ogni 1018 atomi di idrogeno, ovvero 0,12 Bq/l).



Determinazione del Radon

Il Radon è un gas naturale, presente ovunque a diverse concentrazioni in funzione della geologia dell'area, ed è radioattivo. Esistono tre radioisotopi naturali di Radon, ma il più pericoloso, a causa del tempo di dimezzamento (3,82 giorni) è il Rn-222. Proprio per questo motivo il gas riesce a risalire dal sottosuolo e raggiungere l'atmosfera, in cui si diluisce di un fattore pressoché infinito (mediamente ha concentrazioni di 10-20 Bq m⁻³), oppure viene emanato dai grani dei minerali e dalle rocce per concentrarsi nelle acque sotterranee o risale e si concentra nelle abitazioni (radon indoor). L'esposizione al Radon è dovuta principalmente all'inalazione del gas, come di seguito illustrato in alcuni esempi significativi:

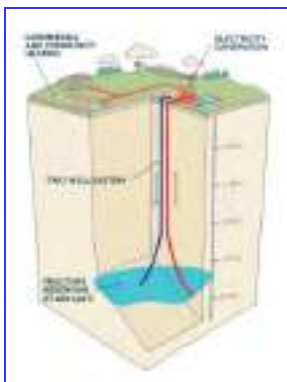
Abitazioni



Acquedotti



Geotermia



Ambienti termali



Quando invece si fa consumo di acqua contenente il gas Radon l'esposizione delle persone è per ingestione. Il Radon non essendo affine all'acqua, ha infatti un bassissimo grado di dissoluzione, il quale tende inoltre a diminuire con l'innalzamento della temperatura, può essere

facilmente eliminato tramite azioni meccaniche (agitazione) e permettendo uno scambio all'aria aperta dell'acqua estratta dal sottosuolo (vasche di stoccaggio). In casi particolari, dove le concentrazioni del gas nel sottosuolo sono elevatissime e dove non vi sono le condizioni favorevoli alla perdita del gas, le acque estratte dal sottosuolo possono contenere concentrazioni non indifferenti del gas, con conseguente aumento del livello di esposizione.

Il Radon decade emettendo una radiazione di tipo alfa; i radionuclidi che seguono questo decadimento sono detti figli a vita breve a causa del brevissimo tempo di dimezzamento ed anche loro emettono radiazione alfa e radiazione beta. In tre ore il Radon ed i suoi figli a vita breve raggiungono l'equilibrio, in tali condizioni vengono prodotti altri due ulteriori eventi di tipo alfa e due di tipo beta.

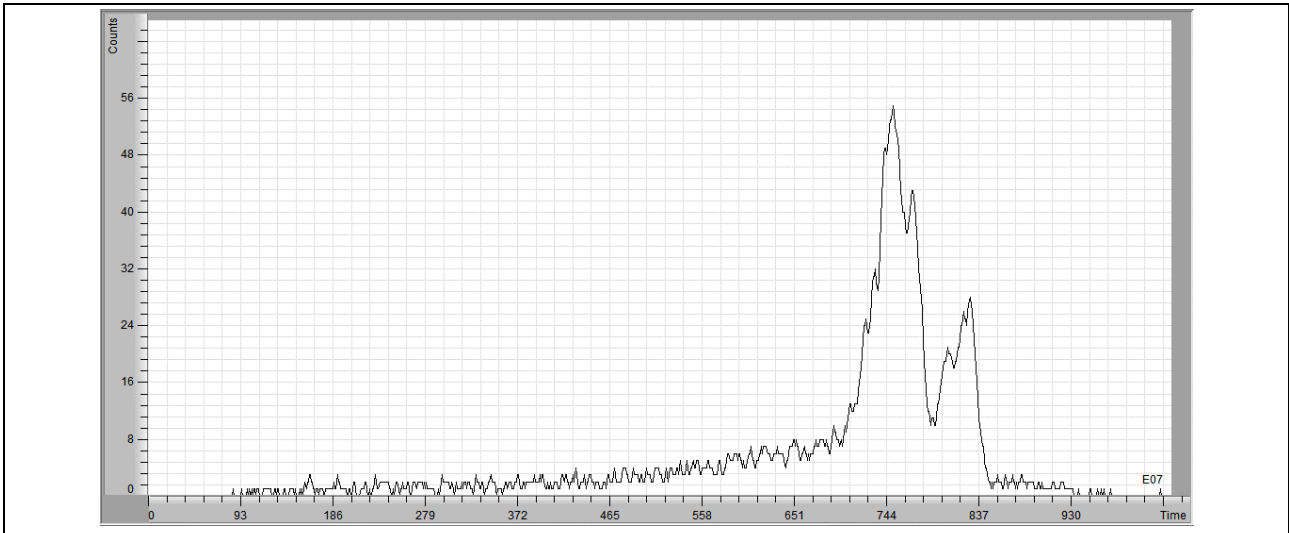
Il campionamento è la parte più critica di questa tecnica analitica: la norma tecnica indica due tipi di campionamento, con fiala per la scintillazione preparata in situ o con fiala preparata in laboratorio dopo raccolta del campione. In entrambi i casi comunque devono essere attentamente seguite alcune indicazioni di seguito riportate, ricordando che:

1. Il campione di acqua deve essere prelevato con siringa a tenuta d'aria al centro del volume, quindi al di sotto della superficie dell'acqua, e allo stesso modo iniettato al di sotto della superficie del liquido scintillante nella vial.
2. Si devono evitare turbolenze e bolle, causano perdita di gas.

Campionamento in situ con preparazione del campione	Campionamento in situ senza preparazione del campione
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Dal punto di campionamento fluxare senza turbolenze e bolle in un recipiente per 2 minuti l'acqua facendola trascinare ➤ Prelevare 10 ml di campione al di sotto della superficie ed iniettarlo al di sotto del livello di liquido scintillante nella vial LS ➤ Annotare data e ora ➤ Attendere 3 ore e misurare 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Dal punto di campionamento fluxare senza turbolenze e bolle in un recipiente per 2 minuti l'acqua facendola trascinare ➤ Serrare il contenitore con tappo a vite senza lasciare battenti d'aria ➤ Annotare data e ora ➤ Portare in laboratorio per la preparazione della vial LS per misura

Nello schema seguente si riportano i principali parametri per le analisi di Radon in acqua tramite scintillazione liquida:

Radon – Norma ISO 13164-4:2015
<i>“Water quality – Radon-222 – part 4: Test method using two-phase liquid scintillation counting”</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Criticità nel campionamento: bassa dissoluzione del Radon in acqua, quindi: iniettare il campione al di sotto del liquido scintillante immiscibile con l'acqua • Calibrazione con Ra-226 all'equilibrio con Rn-222 e figli a vita breve (21 gg) • Efficienza 500% circa (3 emissioni alfa a circa 100% e 2 beta a circa 80%) • Misura dopo tre ore dalla preparazione della fiala affinché venga raggiunto l'equilibrio tra il Radon ed i suoi figli a vita breve • 10 ml di campione • Conteggio di misura 20 – 60 minuti • MAR (Minima Attività Rilevabile) inferiore a 2 Bq l⁻¹



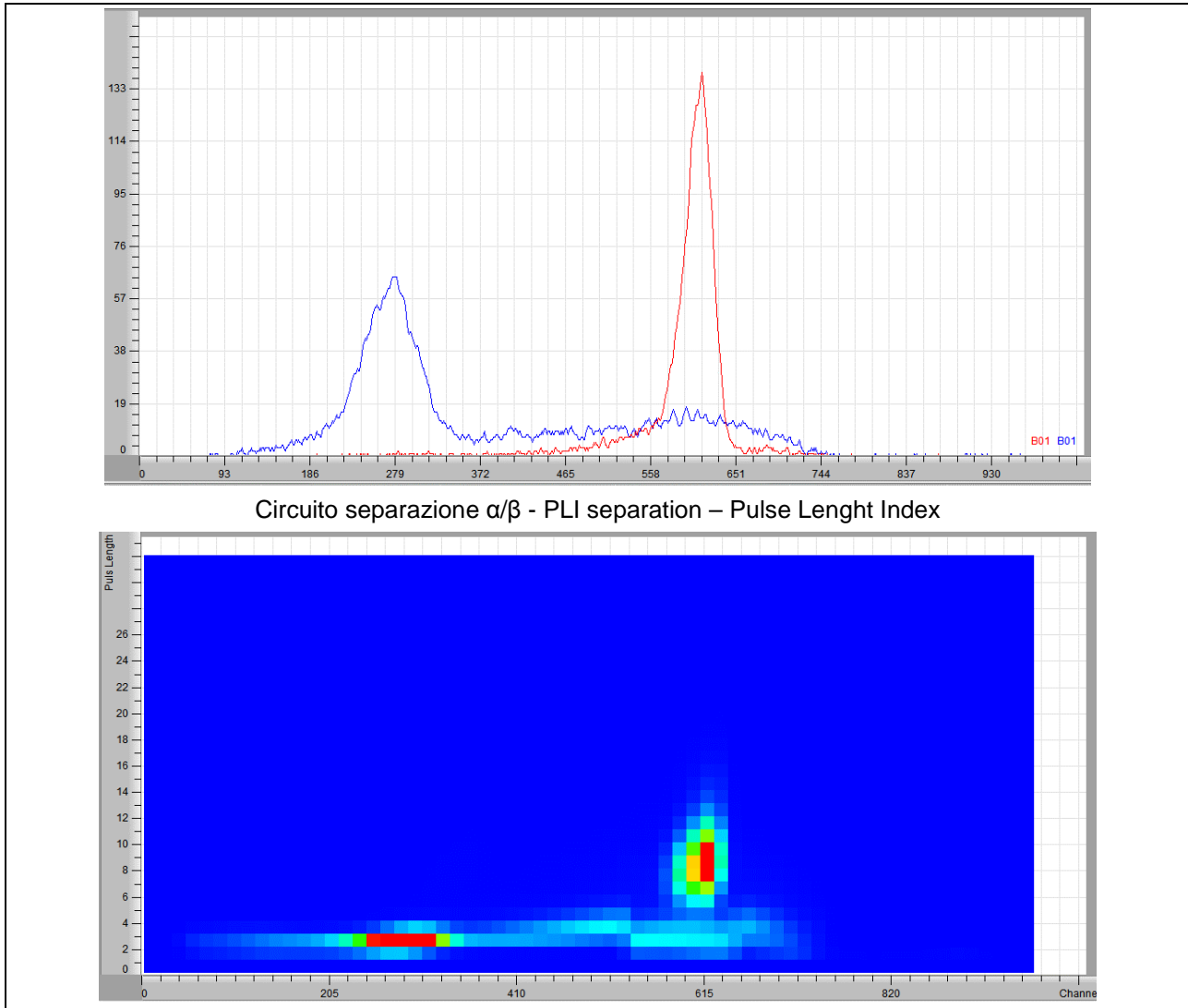
Determinazione della dose indicativa tramite attività alfa totale e beta totale

Come già indicato la verifica del rispetto della dose indicativa può essere effettuata la strategia di screening basata sulla misura dell'attività alfa totale e beta totale. Essi sono definiti rispettivamente come tutte le emissioni alfa ad esclusione del radon e dei figli a vita breve e tutte le emissioni beta ad esclusione del trizio, del Carbonio-14 e dei figli a vita breve del radon.

Per analizzare questi parametri, data anche l'elevata sensibilità richiesta a seguito dei bassi valori di parametro indicati dalla normativa, è necessario utilizzare strumenti ad ultra basso fondo e dotati di circuito discriminatore per eventi alfa e beta, che distinguono il diverso tempo di durata e di forma dell'impulso luminoso generato. Come nei casi precedenti, la preparazione del campione può risultare abbastanza semplice, ma è bilanciata dalla messa a punto del sistema di misura, dal circuito di separazione alfa/beta e dalla complessità di interpretazione degli spettri ottenuti, per via soprattutto di segnali molto deboli, spesso prossimi ai limiti strumentali.

Nello schema seguente si riportano i principali parametri per le analisi di attività alfa totale e beta totale in acqua tramite scintillazione liquida:

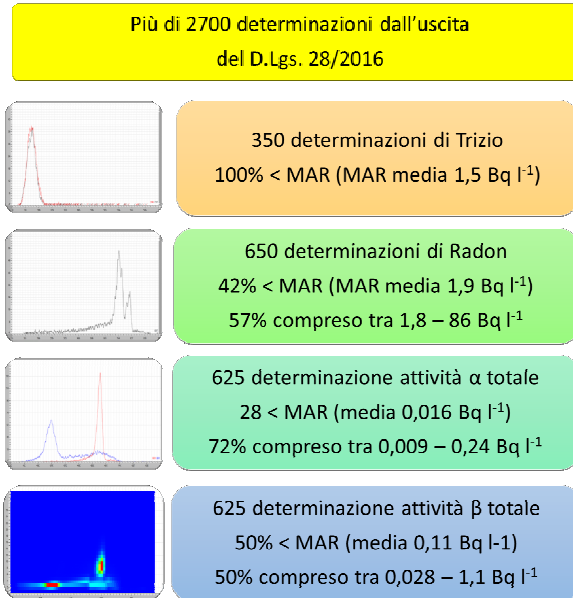
Alfa totale e Beta totale– Norma UNI EN ISO 11704:2019 “Water quality – Measurement of gross alpha and beta activity concentration in non-saline water – Liquid scintillation counting method”
<ul style="list-style-type: none"> • Utilizzo di strumenti ad ultra basso fondo e dotati di discriminatore alfa e beta • Semplice preparazione del campione (acidificazione e pre-concentrazione) • Tra 100 – 250 ml di campione • Efficienza alfa prossima al 100% • Efficienza beta compresa tra 50 – 80 % • MAR (Minima Attività Rilevabile) < 0,02 Bq/l per alfa e < 0,06 Bq/l per beta • Tempo di conteggio 1000 minuti – ottimizzabile fino a 500-600 minuti



CAMPAGNA DI MISURA DELLE ACQUE:

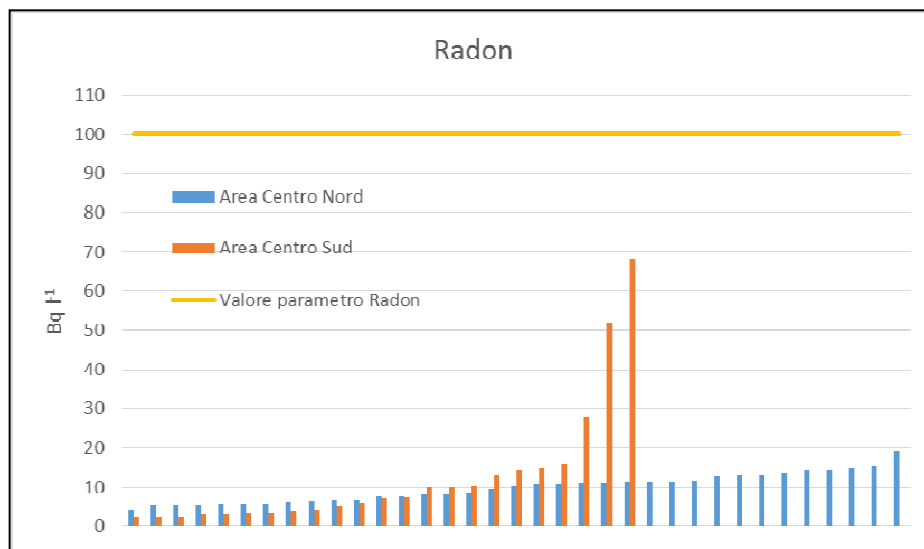
Dall'uscita del decreto i nostri tecnici hanno effettuato circa 2700 determinazioni dei parametri di cui sopra, ovvero campioni di acque destinate ad uso umano provenienti da diverse aree d'Italia; i committenti sono principalmente gestori del servizio idrico e laboratori di chimica-fisica, pochissime le aziende alimentari o privati cittadini che possiedono un pozzo privato.

Il totale di determinazioni dall'uscita del decreto è stato di circa 2700 così suddivise:

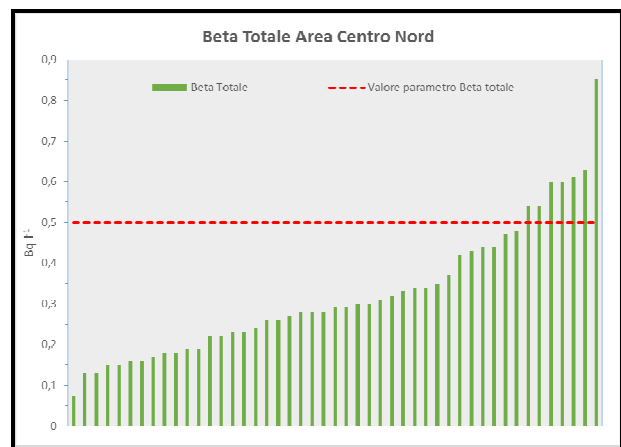
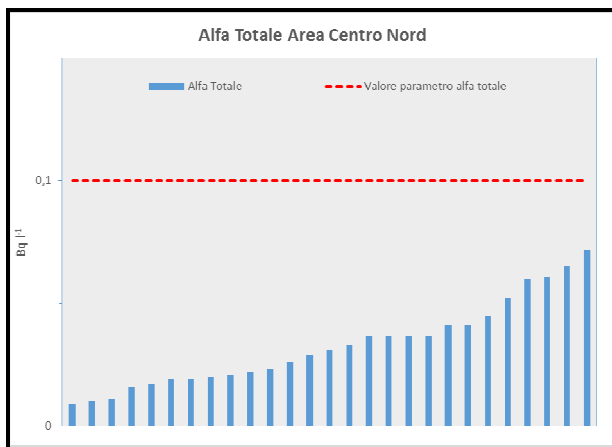


Nei prossimi grafici verranno riportati i risultati delle determinazioni effettuate, per semplicità e comprensione del grafico, non saranno volutamente riportati tutti i dati delle 2700 misurazioni effettuate.

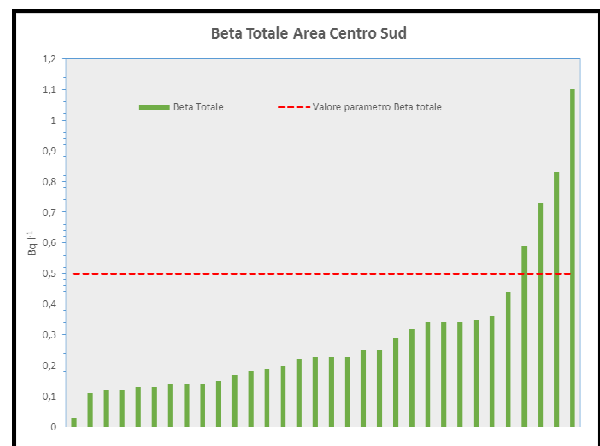
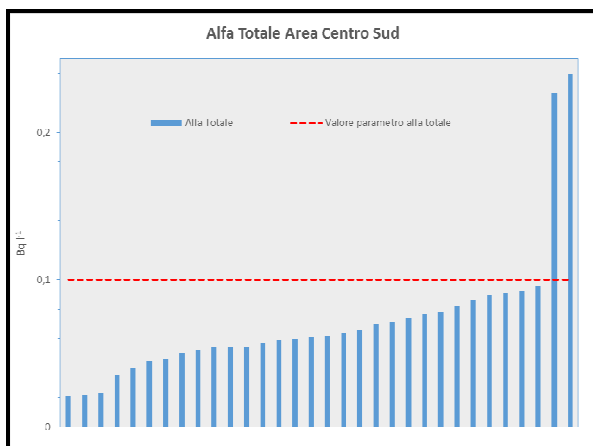
Il grafico seguente mostra la distribuzione delle concentrazioni Radon rilevabili nei campioni analizzati su tutto il territorio nazionale:



I grafici seguenti invece mostrano le concentrazioni di attività alfa totale e beta totale rilevate nei campioni analizzati del distretto Centro Nord:



I grafici seguenti invece mostrano le concentrazioni di attività alfa totale e beta totale rilevate nei campioni analizzati del distretto Centro Sud:

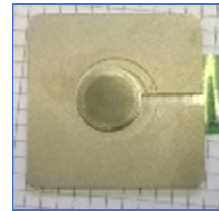
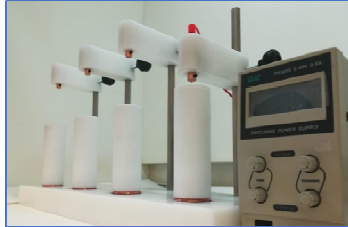


Come è possibile dedurre dai grafici la situazione, per quanto concerne i campioni analizzati, non evidenzia criticità diffuse. Sono stati evidenziati diversi superamenti di valori di parametro per l'attività alfa totale e beta totale. In questi casi si è proceduto ad effettuare le analisi di dettaglio ed in particolare:

- Per il parametro beta totale si è proceduto ad effettuare la determinazione del beta residuo (sottrazione del contributo del K-40), ottenendo un valore che nella totalità dei casi è rientrato al di sotto del valore di parametro, pari a 0,5 Bq/l, e per la quasi totalità dei casi è risultato inferiore a 0,2 Bq/l; dove questo valore è risultato superato si è proceduto all'analisi dei beta emettitori di dettaglio;
- Per i rari casi di superamento di valore di parametro di alfa totale, si è proceduto alle analisi di dettaglio che hanno evidenziato il rispetto della dose indicativa.

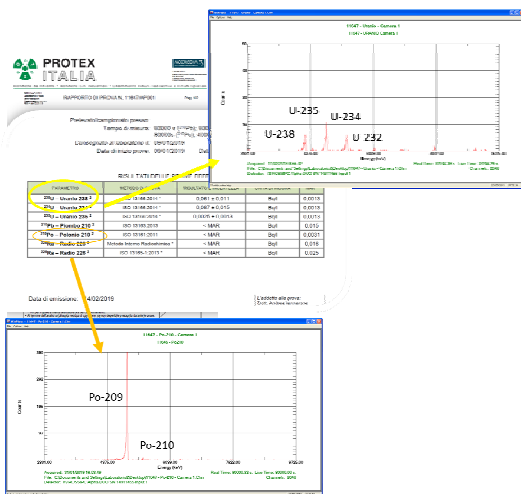
Il caso specifico preso in esame è relativo ad un campione proveniente dal centro Italia: le analisi di trizio non hanno mostrato valori superiori alla MAR, nel caso specifico pari a 1,4 Bq/l, mentre le misurazioni di Radon hanno fornito un valore di circa 60 Bq/l, mentre l'attività alfa totale e beta totale sono risultate rispettivamente pari a 0,136 Bq/l e 0,99 Bq/l.

Per quanto riguarda le analisi di dettaglio esse sono state effettuate secondo metodiche normate e comunque secondo procedure radiochimiche al fine di isolare il singolo radionuclide e misurarlo con la tecnica più idonea.



Al termine della determinazione dei singoli radionuclidi, è stata effettuata una valutazione della dose indicativa secondo normativa, ovvero normalizzando la concentrazione ottenuta con la concentrazione derivata (ovvero il valore di concentrazione che in un anno di ingestione comporterebbe una dose efficace pari a 0,10 mSv dello specifico radionuclide) e sommando i singoli rapporti adimensionali.

L'immagine e la tabella seguente mostrano i dettagli la determinazione degli alfa emettitori e dei beta emettitori:



²³⁸U misurato: 0,061 Bq/l - Derivato: 3 Bq/l

Rapporto: 0,020

²³⁴U misurato: 0,087 Bq/l - Derivato: 2,8 Bq/l

Rapporto: 0,031

²³⁵U misurato: 0,002 Bq/l - Derivato: 2,9 Bq/l

Rapporto: 0,001

²²⁶Ra misurato: <0,025 Bq/l - Derivato: 0,2 Bq/l

Rapporto: 0,125

²¹⁰Po misurato: <0,0031 Bq/l - Derivato: 0,1 Bq/l

Rapporto: 0,031

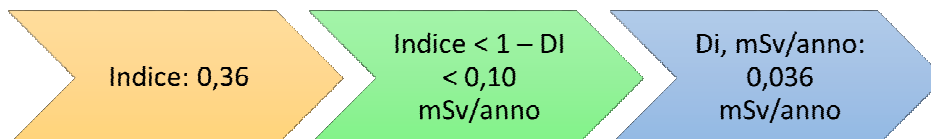
²²⁸Ra misurato: <0,016 Bq/l - Derivato: 0,2 Bq/l

Rapporto: 0,08

²¹⁰Pb misurato: <0,015 Bq/l - Derivato: 0,2 Bq/l

Rapporto: 0,075

Per il calcolo dell'indice è stato utilizzato, dove la misura ha fornito risultato inferiore alla MAR, il valore della MAR stessa; emerge un Indice pari a 0,36, quindi inferiore a 1 ed una dose indicativa pari a 0,036 mSv/anno.



CONCLUSIONI

Al termine di quanto sopra esposto si può concludere che:

- 1) Allo stato attuale e sulla base della corposa campagna di misura che si sta svolgendo per conto di gestori e laboratori, quindi in ottica di controlli interni, non sembra esserci, se non in sporadiche e ben identificate aree geografiche, un importante superamento dei valori di parametro indicati dalla normativa vigente;
- 2) Il trizio è risultato sempre inferiore alla MAR, e ciò trova conforto anche dal fatto che nell'ultimo anno molte regioni hanno emanato le linee guida in cui non sono stati previsti i controlli del Trizio, salvo che in aree dove potesse sussistere un potenziale rischio (ex centrali nucleari, centri di ricerca ecc...);
- 3) Il Radon mostra una variabilità molto elevata, ciò è dovuto sia ad eventuali trattamenti meccanici che le acque possono subire prima di essere raggiungere i punti di campionamento, sia per possibili disomogeneità nel campionamento, di fatto punto critico in questo tipo di determinazioni; non sono comunque mai stati registrati valori superiori al valore di parametro;
- 4) Si fa notare come la somma delle concentrazioni degli isotopi dell'uranio diano un valore di 0,15 Bq/l, prossimo a 0,136 Bq/l dell'attività alfa totale, mostrando che la quasi totalità del contributo alfa, a meno di incertezze della misura, sia da attribuirsi agli isotopi dell'uranio e non del Polonio, come per altro si poteva supporre dalla concentrazione non rilevante di Radon;
- 5) Per quanto concerne il beta totale emerge che alla sottrazione del potassio-40, determinato dal potassio stabile fornito dalla committente e non determinato sul campione pervenuto in laboratorio, potrebbe comportare un aumento dell'incertezza nella derivazione del beta residuo: le misure di Piombo-210 e Radio-228 non hanno permesso di poter associare la somma delle singole concentrazioni alla concentrazione di beta residuo.

BIBLIOGRAFIA

- 1) 2001/928/Euratom - Raccomandazione della Commissione sulla tutela della popolazione contro l'esposizione al Radon nell'acqua potabile;
- 2) AGF-T-GTE-03-01, 2004 - APAT – Centro Tematico nazionale Agenti Fisici: Guida tecnica sulle misure di radioattività ambientale: H3, α e β totale in acque potabili, α e β emettitori artificiali e naturali in matrici ambientali;
- 3) ASTM D3972-09 "Standard Test Method for Isotopic Uranium in Water by Radiochemistry";
- 4) ASTM D4107-98 "Standard Test Method for Tritium in Drinking Water";
- 5) D.L.vo 28/16 "Attuazione della direttiva 2013/51/EURATOM del Consiglio, del 22 ottobre 2013, che stabilisce requisiti per la tutela della salute della popolazione relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano".
- 6) D.L.vo 31/01 "Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alle acque destinate al consumo umano";

- 7) Decreto 2 Agosto 2017 “Indicazioni operative a carattere tecnico-scientifico, ai sensi dell’articolo 8 del decreto legislativo 15 febbraio 2016, n. 28”.
- 8) DIRETTIVA 2013/51/EURATOM DEL CONSIGLIO del 22 ottobre 2013 che stabilisce requisiti per la tutela della salute della popolazione relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano;
- 9) ISO 13161:2011 “Water quality -- Measurement of polonium 210 activity concentration in water by alpha spectrometry”;
- 10) ISO 13163:2013 “Water quality -- Lead-210 -- Test method using liquid scintillation counting”;
- 11) ISO 13164-4:2015 “Water quality – Radon 222 – part 4: Test method using two-phase liquid scintillation counting”;
- 12) ISO 13165-1:2013 “Water quality -- Radium-226 -- Part 1: Test method using liquid scintillation counting”;
- 13) ISO 19361:2017 “Measurement of radioactivity -- Determination of beta emitters activities -- Test method using liquid scintillation counting”;
- 14) Norma UNI EN ISO 11704:2019 “Water quality – Measurement of gross alpha and beta activity concentration in non-saline water – Liquid scintillation counting method”;
- 15) UNI EN ISO 9698:2015 “Water quality - Determination of tritium activity concentration - Liquid scintillation counting method”;
- 16) WHO - World Health Organization, “Guidelines for Drinking-water Quality” - 4th Edition, 2011. Cap.9 Radiological Aspects;

Sorveglianza radiometrica dei rottami metallici: fusione accidentale di una sorgente di ^{137}Cs in acciaieria, attività di bonifica (ID68)

*G. Zambelli^{1,2}, M. Taroni^{1,3}, F. Carnaccini¹, A. Iannarone¹, A. Ciarmatori¹, F. Cesarini¹

¹ Protex Italia Srl, Gruppo Laboratori Protex

² Lavoro e Ambiente srl, Gruppo Laboratori Protex

³ KAOS Srl

zambelli@protexgroup.com

Riassunto

A livello internazionale, già dagli anni 80, è stato posto ed affrontato il problema della fusione accidentale di materiale e sorgenti radioattive abbandonate nei rifiuti metallici avviati al recupero. A partire dall'art.157 del D.Lgs. 230/1995 e ss.mm.ii. è stata introdotta la sorveglianza radiometrica dei rottami metallici al fine di prevenire episodi di fusione accidentale di materiali e sorgenti radioattive; l'obbligo è poi stato esteso nel 2009 (D.Lgs. 23/09) alle aziende che importano semilavorati metallici. Gli obblighi di verifica sono stati inoltre introdotti anche nelle procedure di recupero dei rottami metallici (D.M. 05/02/98) e nelle procedure di End of Waste per i metalli previste dai regolamenti europei (CR 333/2011); infine anche i RAEE sono stati assoggettati ai controlli radiometrici con il D.Lgs. 49/2014.

Nonostante l'attenzione posta dal legislatore e dagli organi di controllo alla problematica dei controlli radiometrici nei vari settori della filiera del rottame, si sono verificati diversi incidenti di fusione di sorgenti nel corso degli anni, la cui conseguenza è la contaminazione di polveri di abbattimento dei fumi, delle scorie, dei prodotti della lavorazione, oltre la conseguente contaminazione dell'ambiente e l'esposizione dei lavoratori e della popolazione, anche se fino ad ora senza conseguenze significative dal punto di vista della radioprotezione; non vanno inoltre trascurati gli importanti danni economici e sociali legati al fermo degli impianti, e alle attività di bonifica e di decontaminazione, nonché l'onerosa gestione dei rifiuti che tuttora in molti casi rimane senza soluzione.

Il presente lavoro tratta il caso dell'ultimo incidente da fusione di una sorgente radioattiva di ^{137}Cs avvenuta presso un importante impianto del nord Italia nel 2018: oltre alla descrizione dell'incidente e delle azioni che sono state intraprese dall'azienda, dall'esperto qualificato e dalle autorità nell'immediato, vengono descritte le attività di bonifica delle aree dell'impianto interessate dalla contaminazione, e quelle di messa in sicurezza del materiale contaminato, i risultati analitici delle analisi effettuate, le valutazioni radioprotezionistiche, ed un accenno alle azioni che si prevede di svolgere nel prossimo periodo.

INTRODUZIONE:

A livello internazionale, già dagli anni 80, è stato posto ed affrontato il problema della fusione accidentale di materiale e sorgenti radioattive abbandonate nei rifiuti metallici avviati poi al recupero. Ciò ha comportato lo studio e l'emanazione di direttive europee e normative nazionali, la cui evoluzione ha portato ad estendere i controlli radiometrici a molte tipologie di materiali, coinvolgendo quindi molteplici tipologie di impianti. Nonostante l'art.157 del D.Lgs 230/1995 e ss.mm.ii. abbia introdotto la sorveglianza radiometrica dei rottami metallici al fine di prevenire episodi di fusione accidentale di materiali e sorgenti radioattive, si sono verificati incidenti di tale natura, la cui conseguenza è la contaminazione di polveri di abbattimento dei fumi, delle scorie, dei prodotti della lavorazione, oltre la conseguente contaminazione dell'ambiente e l'esposizione dei lavoratori e della popolazione, anche se non significativa dal punto di vista della radioprotezione. Non vanno infine trascurati gli importanti danni economici e sociali legati al fermo degli impianti, oltre alle attività di bonifica e di decontaminazione e l'onerosa gestione dei rifiuti.

La dimostrazione della necessità di applicare la normativa secondo procedure tecniche riconosciute è dimostrata dai numerosissimi ritrovamenti presso impianti di gestione rottami e altri materiali metallici, ma non solo, anche presso fonderie, acciaierie e impianti di incenerimento.

Nel 2009 l'art.157 è stato completato dall'art.1, comma 7 del D.Lgs. 23/09, estendendo l'obbligo di sorveglianza radiometrica alle aziende che effettuano la fusione, la raccolta dei rottami e di altri materiali metallici e alle aziende che importano semilavorati metallici. Sono esclusi anche in questo caso i soggetti che svolgono attività esclusivamente di trasporto.

Il D.Lgs.100/2011 ha però invece portato una significativa modificazione nella sorveglianza radiometrica su materiali o prodotti semilavorati metallici di importazione; l'art.157 modificato da tale decreto impone a tutti i soggetti che a scopo industriale o commerciale esercitano l'attività di importazione, raccolta, deposito o fusione di rottami metallici o prodotti semilavorati metallici, di effettuare una sorveglianza radiometrica su tali materiali. Ciò si riflette sui materiali in ingresso all'impianto di fusione, in quanto la responsabilità della sorveglianza è a carico del gestore dell'impianto stesso.

Quindi la sorveglianza su rottami e materiali di risulta deve essere eseguita indipendentemente dalla loro provenienza, nazionale, comunitaria o extra comunitaria, mentre per i lavoratori e semilavorati metallici ciò deve avvenire solo per prodotti di importazione, ovvero extra comunità europea.

In merito ai RAEE i controlli radiometrici sono effettuati ai sensi del D.Lgs. 49/2014, che ha abrogato il 151/2005.

Il presente lavoro mostra concretamente l'applicazione dei decreti sopra descritti, e in particolare riporta tutte le attività svolte a seguito dell'ultimo incidente da fusione di una sorgente radioattiva di Cs-137 presso un'importante acciaieria del Nord Italia; oltre alla descrizione dell'incidente e delle azioni che sono state intraprese dall'azienda e dalla autorità, vengono riportate le attività di bonifica, di messa in sicurezza del materiale contaminato e i risultati analitici e radioprotezionistici.

INCIDENTI IN ITALIA

Non vi è solo la fusione, ma vi sono anche opere di rinvenimento presso le frontiere, le fonderie e gli impianti di gestione dei rottami e altri materiali metallici e di centinaia di rinvenimenti presso gli impianti di incenerimento, che dimostrano la necessità di una grande attenzione all'applicazione della normativa, secondo norme e linee guida certe.

In Italia i primi episodi si sono registrati dagli anni '90 del secolo scorso; tuttavia il primo caso italiano ufficialmente dichiarato risale al 1988 e riguarda la fusione di rottami metallici contenenti ^{60}Co , seguito nel 1989 (^{90}Sr), due casi nel 1991 (^{137}Cs -137 e ^{241}Am), nel 1993 (^{137}Cs), nel 1995 ancora (^{137}Cs); la fusione di due sorgenti di Co-60 e di Cs-137 ad alta attività nel 1997 presso lo stabilimento Alfa Acciai di Brescia danneggiarono gravemente l'azienda, provocando il fermo degli impianti produttivi per oltre un mese per l'esecuzione della bonifica. Nel 2004 presso Acciaieria Beltrame di Vicenza si verificò la fusione di una sorgente radioattiva di Cs-137, gli impianti di abbattimento dei fumi hanno contenuto le conseguenze all'esterno dell'acciaieria e provocando un'esposizione della popolazione del tutto trascurabile. In Piemonte nel periodo tra giugno 2000 ed ottobre 2001 furono registrati almeno cinque eventi anomali, quattro relativi alla fusione di sorgenti di Am-241 ed uno relativo alla fusione di una sorgente di Ra-226 con la conseguente contaminazione non solo del prodotto finito, i pani di alluminio, ma anche delle scorie di fusione, dell'allumina, delle polveri di abbattimento fumi e dell'ambiente interno alla fonderia.

In tutti i casi si trattò di sorgenti di bassa attività presumibilmente riconducibili a rivelatori di fumo o a parafulmini radioattivi; ciò ha comportato un limitato impatto radiologico sulla salute della popolazione e dei lavoratori e sull'ambiente.

Ultimo caso noto è quello avvenuto nel 2018 presso un'importante acciaieria dell'area del bresciano, in cui è stata fusa una sorgente di Cesio-137, che è oggetto del presente lavoro.

Sebbene le conseguenze radiologiche non siano risultate significative, lo sono state invece le conseguenze economiche e sociali, che hanno avuto un'importanza rilevante. Meno bene è andata invece a seguito della fusione accidentale di rottame metallico contenente sorgenti di Cs-137 e di Co-60 nel 1998 in Spagna presso l'acciaieria Acerinox, ad Algeciras, nei pressi di Gibilterra;

l'incidente fu seguito dalla formazione di una nube radioattiva che si diffuse in buona parte di Europa grazie alla "favorevole" azione dei venti.

L'INCIDENTE

In data 05/07/2018 all'interno del forno elettrico della acciaieria è stata presumibilmente fusa una sorgente di Cesio-137; a seguito della fusione i sistemi di allarme posti sulle coclee trasporto polveri hanno segnalato l'anomalia radiometrica, a seguito del quale è stata prontamente messa in atto la procedura interna, che in questi casi prevede il prelievo di un campione di polveri per analisi tramite spettrometro gamma con sonda NaI da 3". L'analisi ha confermato la presenza del Cesio-137, confermando l'allarme del sistema di monitoraggio, così che, dopo tempestivo consulto con l'Esperto Qualificato, è stata messa in fermata la produzione, allontanato il personale ed avvisati gli enti preposti (CNVVF, ARPA, ATS).

L'esperto Qualificato ha quindi effettuato verifiche specifiche dei livelli di radiazione, segregando le aree limitrofe al forno elettrico e alla zona del sistema di abbattimento fumi, dove sono inoltre presenti i filtri a maniche ed il silo per la raccolta delle polveri.

A seguito di queste attività l'azienda ha avviato tramite Protex Italia srl le opere di bonifica dell'impianto e delle aree contaminate al fine di restituirle senza vincolo radiologico così da riattivare la linea produttiva dopo aver idoneamente raccolto e stoccato il materiale contaminato e dopo aver ricevuto parere favorevole da parte degli organi di controllo.

In particolare le aree interessate dalla contaminazione sono risultate le seguenti:

A) AREA FILTRI E SILOS POLVERI



B) TORRE QUENCHING



C) CUNICOLO



D) AREA FORNO



Prima dell'inizio delle attività di bonifica vera e propria è stata eseguita la delimitazione delle aree mediante l'applicazione di una recinzione mobile realizzata con pannelli di rete metallica zincata elettrosaldata fissati a terra tramite zavorre di calcestruzzo.

Durante tutte le operazioni di bonifica l'ingresso all'area è stato interdetto al personale non autorizzato.





Le aree di bonifica sono quindi state identificate secondo la seguente nomenclatura:

- Area 01: area forno, volta forno e canotto aspirazione;
- Area 02: area Silos
- Area 03: area cunicolo e torre quenching
- Area 04: area filtri-tramogge

A queste aree si aggiunge la quinta area specifica per il deposito temporaneo di stoccaggio dei Big Bag creati dalle attività di bonifica.

Tutte le aree sono state isolate dal pavimento e dall'aree esterne confinanti tramite teli in polietilene; in particolare nelle aree dove poteva sussistere maggior rischio di contaminazione dei lavoratori e dell'ambiente causa fuoriuscita di polveri, sono state predisposti box di confinamento con telaio metallico/legno e teli protettivi in polietilene dotati di aspirazione con ricambio dell'aria della zona di lavoro a filtrazione assoluta.

Le aree del silo, dell'area filtri-tramogge e della torre quenching sono state classificate come "Zona Sorvegliata".

BONIFICA – PRINCIPALI ATTIVITA'

Le attività di bonifica sono iniziate il 04 Agosto 2018 e sono state dichiarate concluse in data 02 Settembre 2018 con il raggiungimento della condizione indicate dalle prescrizione della Prefettura. In particolare tale prescrizione prevede la conclusione dei lavori di bonifica allorquando durante la bonifica a caldo sono state effettuate misure su almeno 30 campionamenti consecutivi (2 per ogni tonnellata di polveri prodotte) caratterizzate da concentrazioni di Cesio-137 inferiori a 100 Bq/kg.

La bonifica è stata suddivisa in 3 fasi:

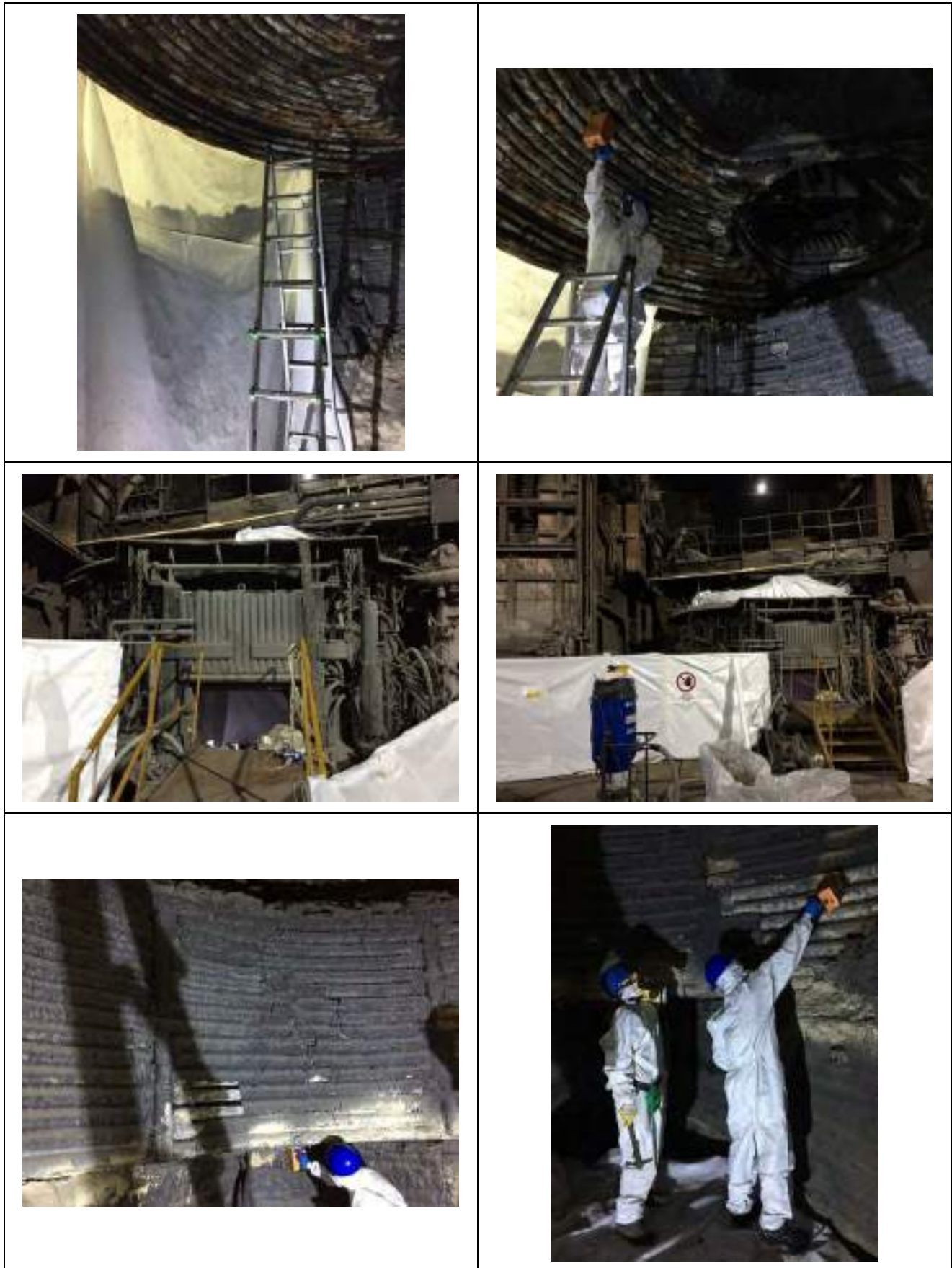
- 1) Bonifica ad impianto fermo: corrisponde al completo svuotamento del Silo;
- 2) Bonifica FASE a FREDDO: corrisponde alla messa in funzione dei soli sistemi di aspirazione dell'impianto e recupero delle polveri movimentate e recuperate dal Silo svuotandolo nuovamente;

- 3) Bonifica FASE a CALDO: corrisponde alla completa messa in funzione dell'impianto produttivo utile alla rimozione delle polveri contaminate da Cesio-137 da Silo, il cui recupero non è stato possibile nelle fasi precedenti, con conseguente abbattimento delle concentrazioni al di sotto di livelli di non rilevanza radiologica, 380 Bq/kg.

Le attività di bonifica, eseguite da personale esposto di categoria A e B di Protex Italia Srl, sono state le seguenti:

1. Rimozione e allontanamento dei materiali diversi dalle polveri presenti in varie forme di imballaggio, previa verifica del loro stato di contaminazione. Nessun materiale ha mostrato valori di $H^*(10)$, equivalente di dose ambientale, distinguibili dal fondo ambientale e l'analisi spettrale in campo non ha mostrato presenza di Cesio-137. Per cui non sono state eseguite ulteriori attività di decontaminazione delle superfici interessate e i materiali non sono stati confezionati in Big Bag per il loro stoccaggio nel deposito temporaneo. Le misure di Equivalente di Dose Ambientale $H^*(10)$ nelle aree dove insisteva la presenza dei suddetti materiali non hanno mostrato valori distinguibili dal fondo ambientale, per cui si è potuto procedere a predisporre le aree per le attività di bonifica vera e propria come descritto precedentemente.
2. Rimozione delle polveri nella volta forno tramite azione meccanica e aspirazione delle polveri e delle incrostazioni contaminate tramite aspiratori a filtro ad alta portata; in maniera del tutto analoga tali attività sono state eseguite all'intero del forno, in particolare nei n.3 hot-spot rilevati. Mentre per quanto concerne il canotto di aspirazione, caratterizzato solamente dalla presenza di polveri è stato oggetto di opere di aspirazione. Tutto il materiale è stato confezionato in Big Bag identificati come Area 01 e contrassegnati da codici numerici progressivi. I controlli strumentali eseguiti al termine delle attività di bonifica di quest'area non hanno evidenziato presenza di Cesio-137 rilevabile con strumentazione da campo. Il valore di Equivalente di dose Ambientale $H^*(10)$ risulta di poco superiore al valore di fondo ambientale, valutato a 1 m da terra in 0,08 – 0,11 $\mu\text{Sv/h}$; tali scostamenti seppur minimi, valore massimo registrato pari a 0,30 $\mu\text{Sv/h}$ a contatto con il materiale della volta del forno, sono attribuibili alla presenza di materiale refrattario che ricopre l'interno della volta.





3. Rimozione delle polveri presenti nel cunicolo a pavimento lungo la linea di aspirazione verso la torre quenching tramite aspiratori a filtro ad alta portata; il cunicolo è stato aperto e sono

state effettuate opere di aspirazione lungo tutte le pareti dell'area; il materiale così prelevato è stato inserito in Big Bag contrassegnati come Area 03 ed ogni Big Bag presenta inoltre un codice numerico progressivo. Le pareti del cunicolo sono costituite da materiale refrattario, di conseguenza, come già riportato in precedenza, le misure di Equivalente di Dose Ambientale $H^*(10)$ al termine delle suddette attività mostrano valori al di sopra del valore di fondo ambientale, valutato a 1 m da terra in $0,08 - 0,11 \mu\text{Sv/h}$, massimo registrato pari a $0,40 \mu\text{Sv/h}$ a contatto delle pareti del cunicolo. Al termine delle opere di aspirazione sono state effettuate misure con strumentazione portatile che non hanno evidenziato presenza di Cesio-137 rilevabile; per tale motivo il discostamento dei valori di Equivalente di Dose Ambientale $H^*(10)$ di cui sopra sono verosimilmente da attribuirsi alla presenza di materiale refrattario che riveste le pareti interne del cunicolo.



4. Rimozione delle polveri della cassa polveri e della torre quenching sono avvenute tramite aspirazione delle stesse dopo averle distaccate dalle aree di accumulo accessibili e raggiungibili tramite aspiratori a filtro ad alta portata; la pulizia è avvenuta in area confinata. Tutte le polveri sono state introdotte in Big Bag contrassegnati come Area 03 e identificativo numerico progressivo. Le aspirazioni sono state eseguite dapprima dalla parte alta della torre quenching per poi proseguire nella parte bassa, evitando così di far cadere eventuale materiale contaminato su zone già bonificate. L'aspirazione ha interessato tutte le pareti interne, comprese le porte di chiusura della cassa polveri, site alla base della torre quenching, e anch'esse rivestite di materiale refrattario. Le misure di Equivalente di Dose Ambientale $H^*(10)$ effettuate al termine delle opere di bonifica hanno mostrato ancora una volta valori superiori al valore medio di fondo ambientale; tale discostamento sembra essere dovuto principalmente alla presenza di materiale refrattario che ricopre le pareti interne della cassa polveri e di materiale refrattario che a causa dell'usura viene distaccato dalla pareti del cunicolo e della stessa cassa polveri per poi depositarsi sulle pareti e sul pavimento della torre quenching. A conferma di ciò sono state eseguite misure spettrometriche con strumentazione da campo che hanno però escluso presenza rilevabile di Cesio-137 sulle pareti della cassa polveri e della torre quenching.





5. Rimozione delle polveri all'interno delle tramogge di convogliamento al silo poste sotto ai banchi filtri. La pulizia è stata eseguita in area confinata mediante l'impiego di aspiratori a filtro previa apertura dei canali metallici. Il materiale raccolto è stato inserito in Big Bag contrassegnati da codice Area 04 e da codici numerici progressivi. Le misure di Equivalente di Dose Ambientale $H^*(10)$ a contatto con le tramogge e i banchi filtri hanno fornito valori distinguibili dal fondo ambientale medio, qui valutato compreso tra 0,07 e 0,09 $\mu\text{Sv/h}$, in aree ben delimitate; tali valori, il massimo registrato è stato di 0,25 $\mu\text{Sv/h}$, sono stati rilevati a contatto della parte bassa del banco filtri, altezza media 2 metri dal suolo. I risultati delle misurazioni ottenute sono da attribuirsi esclusivamente a polveri contaminate da Cesio-137, come confermato dalle spettrometrie di campo, legate alla debole presenza di polveri la cui aspirazione non è stata possibile per via delle difficili condizioni logistiche in cui esse si trovavano.





6. Aspirazione delle polveri dal Silo. Questa attività è avvenuta tramite macchine aspiratrici di altissima portata collegate a macchine per l'insaccamento automatico in Big Bag al fine di evitare la fuoriuscita di polveri contaminate; l'aspirazione è avvenuta dall'alto del silo tramite un'apertura di piccole dimensioni già presente ed utilizzate per l'ispezione visiva. I Bag Bag prodotti sono stati contrassegnati con l'identificativo Area 02 e da codice numerico progressivo.

L'attività di rimozione di polveri dal Silo è l'unica che è stata effettuata durante tutte le fasi della bonifica, ovvero Bonifica ad impianto fermo, bonifica FASE a FREDDO e bonifica FASE a CALDO.







Una volta prodotti i Big Bag e univocamente contrassegnati, sono state effettuate misure di Equivalente di Dose Ambientale $H^*(10)$ a contatto con il Big Bag stesso così da identificare eventuali hot-spot utili ai fini di un campionamento rappresentativo del materiale; al termine di questa fase, prima della loro chiusura e del loro trasporto nell'area di deposito temporaneo, è stato prelevato un campione rappresentativo per ogni Big Bag prodotto, affinché venisse effettuato un primo screening tramite rivelatore allo $\text{NaI } 3''$ presso il laboratorio dell'azienda per la determinazione del Cesio-137 presente. Al termine di questa prima fase analitica, i campioni sono stati inviati presso il laboratorio di Protex Italia per la caratterizzazione definitiva.



La mappatura radiometrica eseguita al termine delle attività di bonifica non ha mostrato valori statisticamente diversi dal fondo ambientale nelle diverse aree di intervento, ad esclusione di alcune zone ove la presenza di materiale refrattario causa un lievissimo aumento dell'esposizione per irraggiamento, come già specificato nei paragrafi precedenti.

BONIFICA – CARATTERIZZAZIONE DEI MATERIALI

Le attività di bonifica hanno prodotto n.305 Big Bag per un totale di 169.952 kg, pari a 169,952 ton., con peso medio dei Big Bag pari a 559 kg. Ogni Big Bag, dopo caratterizzazione radiometrica, è stato marchiato con un codice colore in funzione della concentrazione del ^{137}Cs secondo il seguente schema:

- 1) $^{137}\text{Cs} < 380 \text{ Bq/kg}$ – Materiale non radioattivo ai sensi della normativa vigente - Rilascio del materiale senza vincolo radiologico. Il Big Bag contrassegnato con codice univoco e codice colore verde;
- 2) $380 \text{ Bq/kg} \leq ^{137}\text{Cs} \leq 1000 \text{ Bq/kg}$ – Materiale non radioattivo ai sensi della normativa vigente - Rilascio del materiale a seguito dell'individuazione della piattaforma di stoccaggio/trattamento dotata di specifica valutazione radiologica dell'intero processo, che garantisca quindi per la popolazione ed i lavoratori dell'impianto di destino finale il rispetto del livello di azione di $10 \mu\text{Sv/anno}$. Il Big Bag contrassegnato con codice univoco e codice colore arancione;
- 3) $^{137}\text{Cs} > 1000 \text{ Bq/kg}$ – Materiale radioattivo, allontanamento secondo normativa vigente (D.Lgs. 230 e ss.mm.ii) o stoccaggio in deposito temporaneo autorizzato (D.Lgs. 230/1995 e ss.mm.ii). Il Big Bag contrassegnato con codice univoco e codice colore rosso;

I livelli di allontanamento sopra indicati sono da intendersi comprensivi delle incertezze di misura a 2σ quando comparati con i risultati analitici dei materiali.

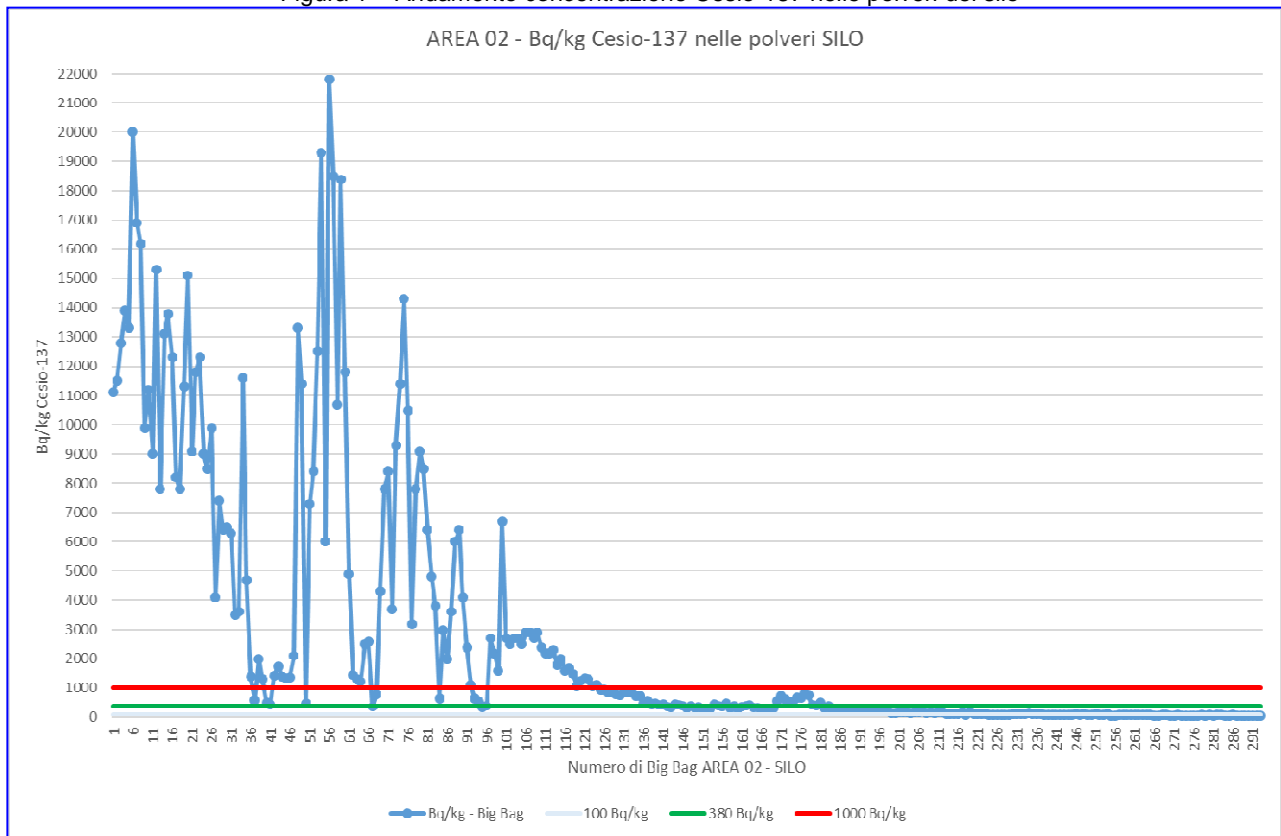
A conclusione delle analisi e della la suddivisione dei Big Bag con il materiale derivante dalle opere di bonifica in funzione della concentrazione di Cesio-137 e quindi del codice colore, si sono ottenuti:

- Numero 124 Big Bag di categoria ROSSSA, per un peso di 60.534,5 kg, pari a 60,5 ton.
- Numero 55 di Big Bag di categoria ARANCIONE, per un peso di 32.118,5 kg, pari a 32,1 ton.
- Numero di 126 di Big Bag di categoria VERDE, per un peso di 77.299 kg, pari a 77,3 ton.
- Valore massimo di Cesio-137 registrato pari a 33.000 Bq/kg nelle polveri della Volta Forno.

BONIFICA – ELABORAZIONE DEI RISULTATI: STIMA ATTIVITA' DELLA SORGENTE

Come si può evincere dal grafico seguente, che rappresenta le concentrazioni di Cesio-137 nei Big Bag dell'AREA 02 – Polveri Silo – si nota come l'andamento, soprattutto dall'inizio della fase a "CALDO", identificato con il Big Bag 104, sia sempre in diminuzione.

Figura 1 – Andamento concentrazione Cesio-137 nelle polveri del silo



Nei grafici seguenti vengono riportati gli andamenti nelle fasi della bonifica, rispettivamente: bonifica e bonifica fase a FREDDO e a CALDO.

Figura 2 – Andamento concentrazione Cesio-137 nelle polveri del silo – Particolare dei primi 100 Big Bag

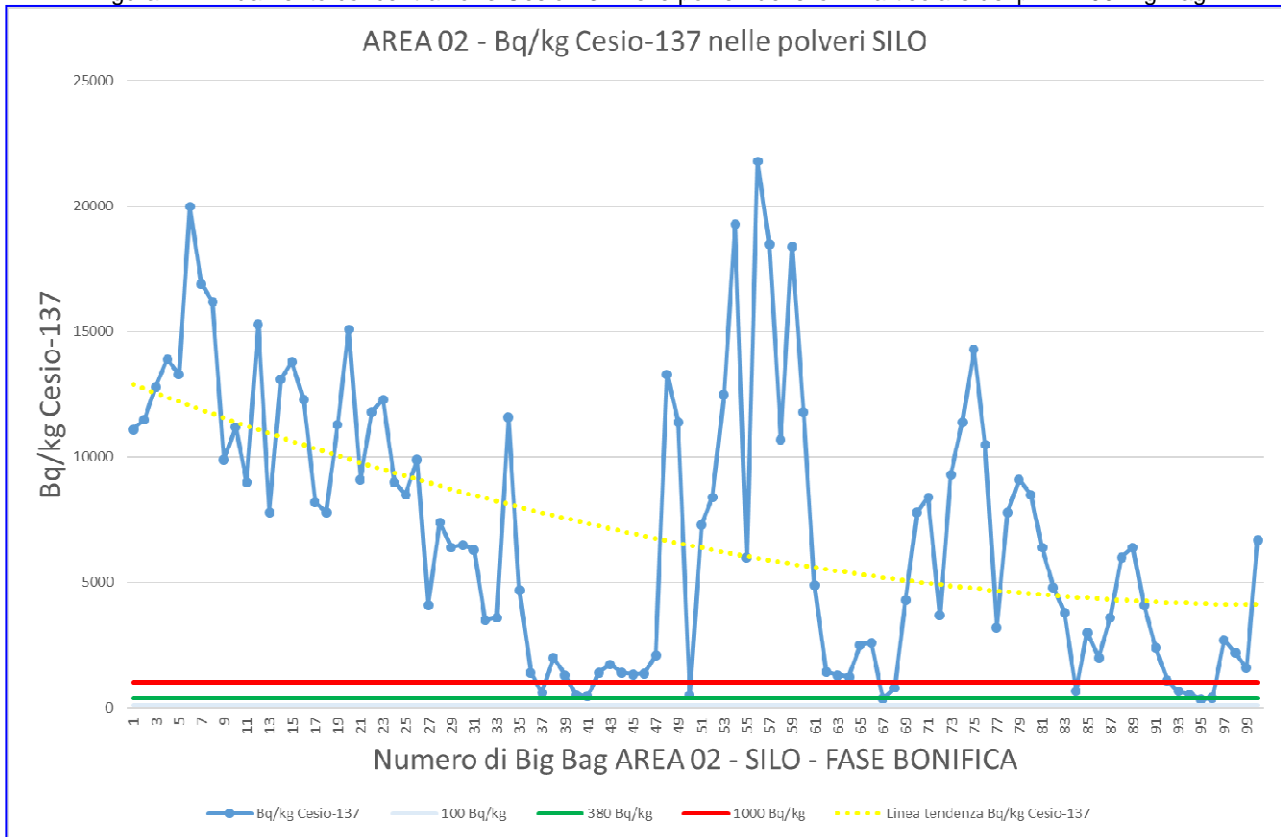
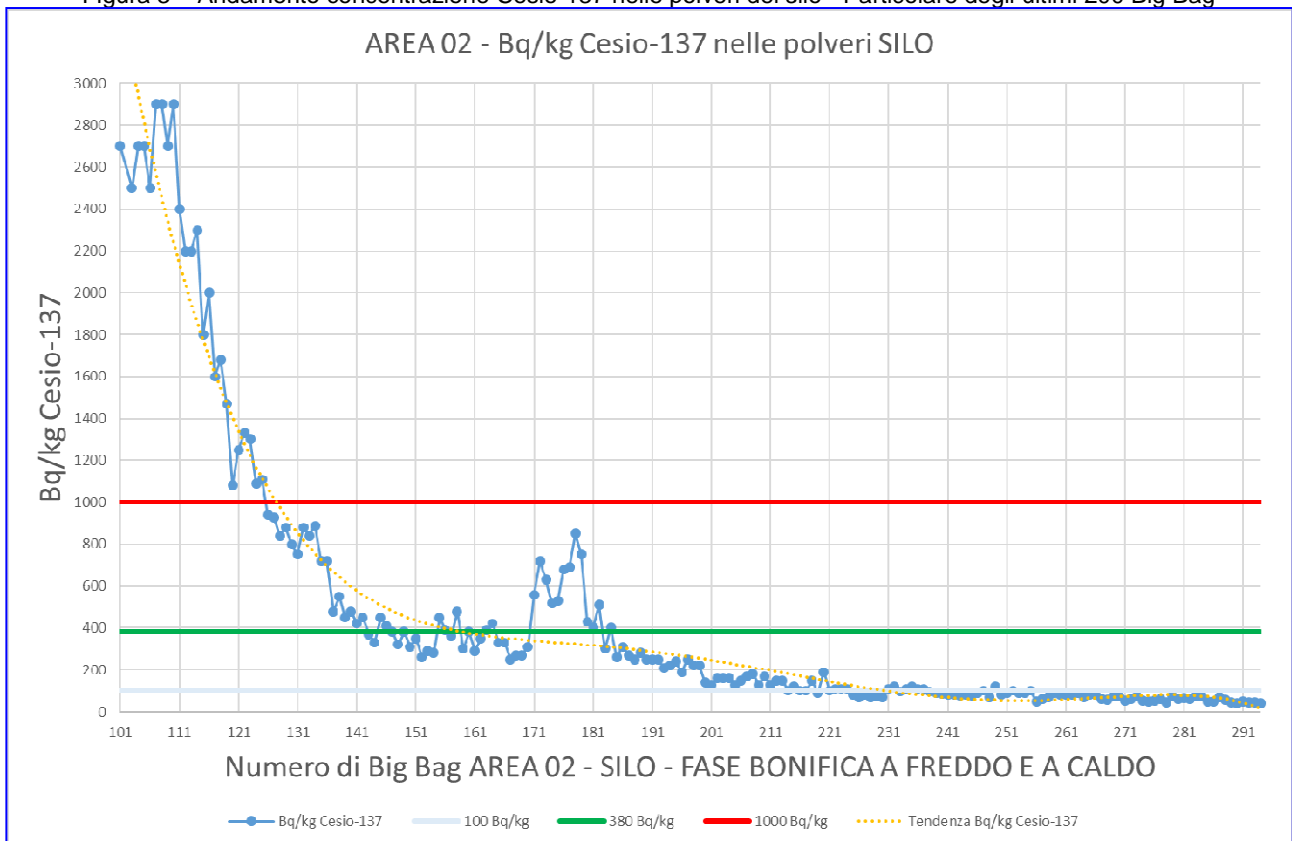


Figura 3 – Andamento concentrazione Cesio-137 nelle polveri del silo - Particolare degli ultimi 200 Big Bag



Si noti come stabilmente si sia raggiunto il valore inferiore al di sotto del limite di rilascio radiologico dal Big Bag n.184 in poi.

Sulla base di dati di peso e di concentrazione di Cesio-137 è possibile stimare indicativamente l'ordine di grandezza della sorgente fusa: tale valore parrebbe compreso tra 0,4 – 0,5 GBq, a cui si può presumibilmente aggiungere un 20 % dovuto al limitato residuo di polveri contenenti basse concentrazioni di Cesio-137 (inferiori a 100 Bq/kg) che possono ancora essere presenti in alcune aree ove l'accesso non era praticabile.

BONIFICA FILTRI A MANICHE

Il sistema di abbattimento polveri è dotato di filtri a maniche, circa 4200 filtri, suddivisi in tre banchi filtri, denominati A, B e C.

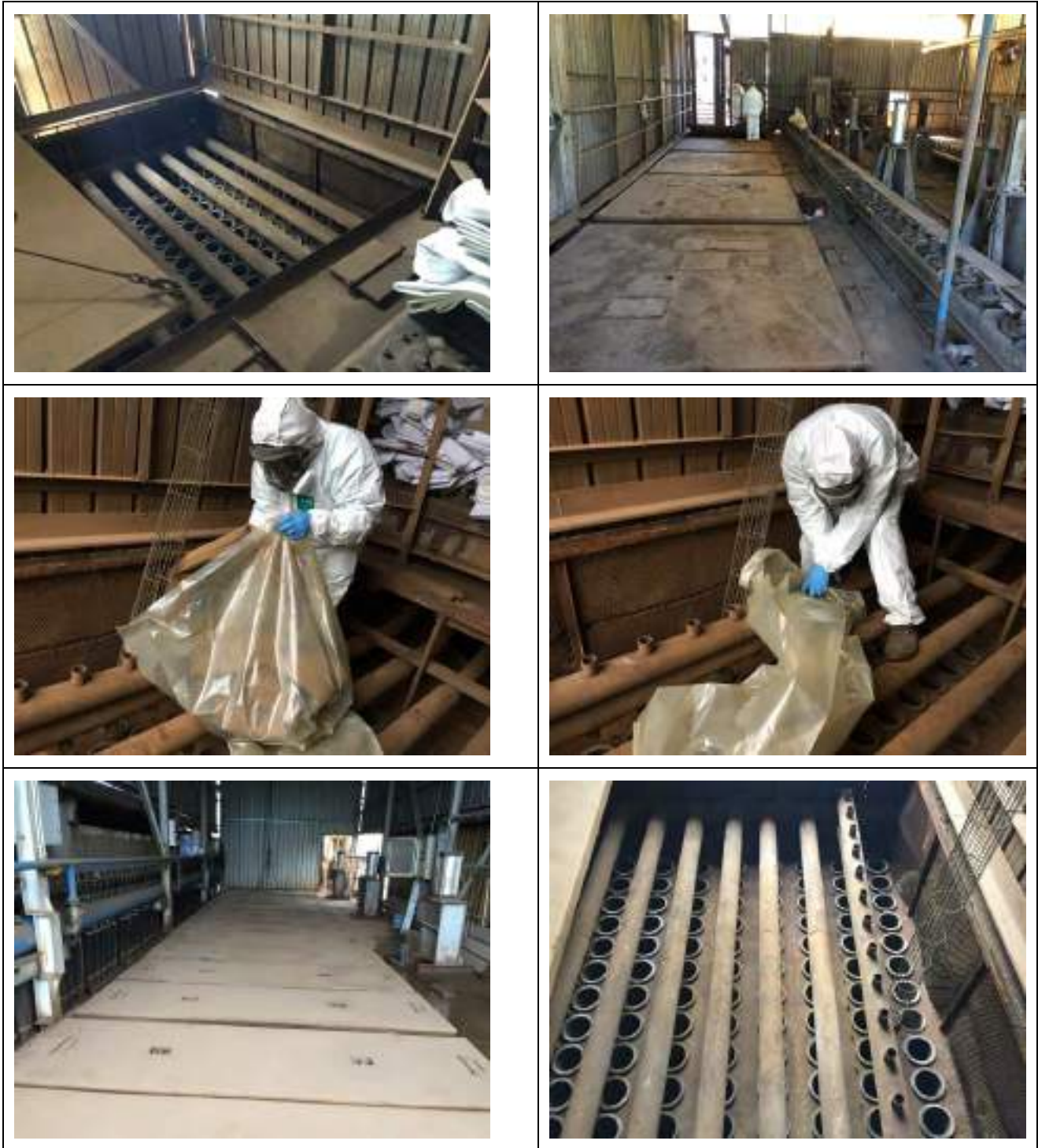
Questi filtri sono stati oggetto di controllo con strumentazione portatile, non mostrando per singolo elemento valori di irraggiamento statisticamente distinguibili dal fondo ambientale, ma sono stati inoltre oggetto di campagna di caratterizzazione con strumentazione da laboratorio per una caratterizzazione precisa della Cs-137 presente ai fini di un corretto smaltimento.

La tabella seguente riporta i risultati delle analisi condotte, mentre i dettagli delle singole misurazioni sono riportate nei certificati analitici allegati alla presente relazione.

Tabella 1 – Risultati analisi radiometriche filtri a maniche

Data di prelievo	Descrizione campione	Attività specifica (Bq/kg)			MAR (Bq/kg)
15/08/2018	Filtri a maniche prima della prova a freddo	700	±	200	73
27/08/2018	Filtro a maniche A-1	1360	±	200	32
27/08/2018	Filtro a maniche A-2	1200	±	180	30
27/08/2018	Filtro a maniche A-3	440	±	130	46
27/08/2018	Filtro a maniche A-4	1760	±	180	16
27/08/2018	Filtro a maniche A-5	1100	±	200	49
27/08/2018	Filtro a maniche A-6	1350	±	190	45
27/08/2018	Filtro a maniche B-1	420	±	80	33
27/08/2018	Filtro a maniche B-2	400	±	60	24
27/08/2018	Filtro a maniche B-3	530	±	70	18
27/08/2018	Filtro a maniche B-4	440	±	120	48
27/08/2018	Filtro a maniche B-5	520	±	80	30
27/08/2018	Filtro a maniche C-1	80	±	30	20
27/08/2018	Filtro a maniche C-2	70	±	30	23
27/08/2018	Filtro a maniche C-3	60	±	20	21
27/08/2018	Filtro a maniche C-4	90	±	30	33

I risultati riportati in tabella mostrano che i filtri a maniche maggiormente contaminati da polveri contenenti ¹³⁷Cs risultano essere quelli presenti nei Banchi A, valor medio pari a circa 1200 Bq/kg, seguiti da quelli presenti nel banco B, valor medio pari a circa 460 Bq/kg, ed infine i filtri a maniche presenti banco C, il cui valor medio è pari a circa 75 Bq/kg.



MONITORAGGIO AMBIENTALE

Per quanto concerne il monitoraggio dell'aria sono stati eseguiti monitoraggi come di seguito indicato:

- Campionatore dell'aria per il monitoraggio ambientale ad alto volume per il controllo delle polveri eventualmente contaminate da Cesio disperse durante le opere di bonifica; il campionatore è stato posto in area adiacente alle diverse aree di intervento durante le opere di bonifica ed i filtri contenenti le polveri sono stati analizzati tramite spettrometria gamma ad alta risoluzione, HPGe.

- Durante le fasi di messa in funzione del sistema di aspirazione fumi, sia durante la fase a “freddo” che quella a “caldo”, sono stati effettuati campionamenti in uscita dell'immissione in atmosfera al fine di valutare e stimare l'eventuale fuoriuscita di polveri contaminate da Cesio-137. I filtri contenenti le polveri sono stati analizzati tramite spettrometria gamma ad alta risoluzione, HPGe.

La tabella seguente riporta i dati delle suddette misure, mentre allegati alla presente relazione sono riportati i rapporti di prova con i rispettivi dettagli.

Tabella 2 – Risultati analisi radiometriche filtri monitoraggio aria

Data di prelievo	Descrizione campione	Attività specifica Bq	MAR (Bq)
08/08/2018	Filtro V1 –monitoraggio ambientale bonifica	< MAR	0,4
09/08/2018	Filtro V2 –monitoraggio ambientale bonifica	< MAR	0,3
10/08/2018	Filtro V3 –monitoraggio ambientale bonifica	< MAR	0,4
11/08/2018	Filtro V4 –monitoraggio ambientale bonifica	< MAR	0,3
12/08/2018	Filtro V5 –monitoraggio ambientale bonifica	< MAR	0,4
13/08/2018	Filtro V6 –monitoraggio ambientale bonifica	< MAR	0,3
14/08/2018	Filtro V7 –monitoraggio ambientale bonifica	< MAR	0,4
15/08/2018	Primo filtro camino fase a freddo	< MAR	0,4
15/08/2018	Secondo filtro camino fase a freddo	< MAR	0,4
17/08/2018	Primo filtro prova a caldo	< MAR	0,3
17/08/2018	Secondo filtro prova a caldo	< MAR	0,3
19/08/2018	terzo filtro prova a caldo	< MAR	0,3
19/08/2018	quarto filtro prova a caldo	< MAR	0,4
19/08/2018	quinto filtro prova a caldo	< MAR	0,3
19/08/2018	sesto filtro prova a caldo	< MAR	0,4

Come si evince dalla tabella tutte le analisi condotte sui filtri hanno fornito valori inferiori alla minima attività rilevabile; tali risultati mostrano, come anche confermato anche dalle misure in campo, che non vi è stata dispersione di materiale in aria durante le fasi di bonifica, così come durante le fasi a “FREDDO” e a “CALDO” in atmosfera, ad attività superiori ad un massimo di 0,4 Bq, pari alla Minima Attività Rilevabile.



VALUTAZIONE RADIOLOGICA

L'esposizione a radiazioni ionizzanti legate alle attività di bonifica della linea produttiva dell'acciaiera è dovuta essenzialmente alla presenza di Cesio-137; questo radionuclide è caratterizzato da emissioni Beta, 512 keV e 1176 keV, e da emissioni gamma 662 keV.

I risultati della valutazione radiologica hanno confermato quanto riportato in introduzione del presente lavoro, ovvero un trascurabile impatto radiologico per lavoratori, per la popolazione e per l'ambiente, sia per quanto concerne il periodo appena successivo all'incidente, sia per tutto il tempo durante le fasi di bonifica.

Gli operatori impegnati nelle attività di bonifica sono stati lavoratori esposti di categoria A e B; le valutazioni preliminari di dose per le attività di bonifica previste per la valutazione del rischio radiologico sono basate sulle seguenti vie di esposizione:

- Aspirazione delle polveri nell'area filtri e silo;
- Aspirazione delle polveri nel cunicolo del pavimento;
- Aspirazione delle polveri nella cassa polveri della torre quenching;
- Aspirazione polveri nel forno elettrico (parte superiore e inferiore) e canotto di aspirazione;
- Campionamento, insaccamento e movimentazione Big Bag.

Le squadre di intervento erano composte da 3 operatori con mansioni diverse anche all'interno della stessa area di bonifica; le attività eseguite hanno comunque esposto a rischio radiazioni ionizzanti gli operatori sia per via esterna che per via interna come descritto in precedenza.

Al termine delle valutazioni di cui sopra e visti i risultati analitici dei TLD e delle misure ambientali condotte in campo, si è potuto concludere che nessun lavoratore impegnato nelle attività di bonifica è stato suscettibile di ricevere dosi superiori a quanto preventivamente stimato e riportato nel piano di intervento.

In particolare nella tabella seguente sono riportati i risultati delle valutazioni radiologiche sui lavoratori impegnati nelle attività di bonifica:

Tabella 3 – Risultati valutazioni radiologiche

Dose efficace, E:	< 60 μ Sv
Dose equivalente al cristallino, H _T :	Trascurabile e comunque < 10 μ Sv
Dose equivalente alla pelle, H _T :	< 18 μ Sv
Dose equivalente alle estremità, H _T :	< 60 μ Sv

Per quanto riguarda le persone del pubblico e la popolazione, individuati nei lavoratori dell'acciaieria e nella popolazione limitrofa allo stabilimento produttivo, la valutazione di impatto radiologico dovuto alle attività di bonifica è da considerarsi < 10 μ Sv, di non rilevanza radiologica in quanto:

- 1) Alle attività di bonifica non potevano partecipare persone che non fossero personale Protex Italia;
- 2) Le aree di cantiere dedicate alla bonifica erano interdette ai lavoratori dell'acciaieria e a persone esterne;
- 3) Il deposito temporaneo è interdetto al personale dell'acciaieria o a persone esterne che non siano personale Protex Italia e le misure di Equivalente di dose ambientale H*(10) a ridosso delle reti che delimitano il suddetto deposito mostrano valori che in rarissimi casi sono prossimi al doppio del fondo ambientale, valutato in 0,07 μ Sv/h. L'area limitrofa al deposito è inoltre di solo passaggio, come concordato con la committente e come da sua indicazione.
- 4) I monitoraggi delle polveri e a camino hanno mostrato valori Cesio-137 inferiori a 0,4 Bq, valore di Minima Attività Rilevabile.

RILASCIO DELLE AREE

Al termine dell'attività di bonifica di ogni area sono state seguite misurazioni di H*(10), Equivalente di dose efficace, e spettrometria di campo a contatto con pareti, pavimenti e materiali stoccati in ambienti limitrofi; le misure non hanno mostrato valori significativamente distinguibili dal valore di fondo ambientale di ogni area, eccetto che in zona ben delimitate e caratterizzate dalla presenza di materiale refrattario, come sopra descritto.

Tutte le aree sono quindi rilasciate e possono essere normalmente utilizzate dai lavoratori senza alcun vincolo radiologico.

La sola area di deposito temporaneo mantiene il divieto di ingresso al personale non autorizzato in quanto, data la presenza del materiale stoccato caratterizzato da presenza non trascurabile di Cesio-137 al suo interno, sussiste un rischio radiologico contenuto per irraggiamento esterno. Tale divieto deve essere gestito dalla committente.

Ciò premesso, le operazioni di movimentazione e di messa in sicurezza definitiva dei Big Bag derivanti dalle opere di bonifica e contenenti materiale con Cesio-137 a concentrazioni superiori a 1000 Bq/kg devono essere valutate, per quanto concerne l'aspetto radiologico, dall'Esperto Qualificato della ditta della committente e dell'eventuale ditta terza che se ne occuperà.

CONCLUSIONI

Le operazioni di bonifica sono durante un mese circa, dal 04 Agosto al 02 Settembre 2018; hanno interessato 4 aree dello stabilimento, Area Forno-Volta Forno-Canotto Aspirazione, Area Cunicolo-Cassa Polveri-Torre Quenching, Area Tramogge-Filtri e Area Silo.

E' stata creata un'area temporanea per il deposito del materiale derivante dalle opere di bonifica, il cui stoccaggio è avvenuto in Big Bag; tale area è delimitata e ne è fatto divieto di accesso a personale non autorizzato.

Al termine della bonifica sono stati prodotti n.305 Big Bag per un totale di 169.952 kg, pari a 169,952 ton., con peso medio dei Big Bag pari a 559 kg. Come da piano di intervento ogni Big Bag, dopo caratterizzazione radiometrica è stato marchiato con un codice colore in funzione della concentrazione del ¹³⁷Cs presente.

In particolare la suddivisione dei Big Bag con il materiale derivante dalle opere è suddiviso in:

- Numero 124 Big Bag di categoria ROSSA, per un peso di 60.534,5 kg, pari a 60,5 ton.
- Numero 55 di Big Bag di categoria ARANCIONE, per un peso di 32.118,5 kg, pari a 32,1 ton.
- Numero di 126 di Big Bag di categoria VERDE, per un peso di 77.299 kg, pari a 77,3 ton.

Il valore massimo di Cesio-137 è stato registrato nelle polveri della Volta Forno ed è risultato pari a 33.000 Bq/kg.

Sulla base di dati di peso e di concentrazione di Cesio-137 è possibile stimare indicativamente l'ordine di grandezza della sorgente fusa: tale valore parrebbe compreso tra 0,4 – 0,5 GBq, a cui si può presumibilmente aggiungere un 20 % dovuto al limitato residuo di polveri contenenti basse concentrazioni di Cesio-137 (inferiori a 100 Bq/kg) che possono ancora essere presenti in alcune aree ove l'accesso non era praticabile.

Per quanto concerne le valutazioni radiologiche, premesso che nessun evento incidentale o anomalo è avvenuto, il lavoratore maggiormente esposto non è risultato, da misure ambientali e da misure con sistemi personali, aver superato uno qualsiasi dei limiti per la popolazione.

Questo importante e specifico caso ha mostrato una volta in più, come la necessità di una corretta applicazione della normativa secondo procedure tecniche riconosciute consenta, quando possibile, di arginare le problematiche ambientali e sanitarie legate ad un incidente di fusione accidentale di una sorgente o comunque di ridurre drasticamente il numero di incidenti potenziali; nonostante ciò si mostra l'importanza di una costante attenzione, sviluppo di normative, regolamenti e procedure.

BIBLIOGRAFIA

1. D.Lgs. 100/2011, "Disposizioni integrative e correttive del decreto legislativo 20 febbraio 2009, n. 23, recante attuazione della direttiva 2006/117/Euratom, relativa alla sorveglianza e al controllo delle spedizioni di rifiuti radioattivi e di combustibile nucleare esaurito - sorveglianza radiometrica su materiali o prodotti semilavorati metallici"
2. D.Lgs. 230/1995 e s.m.i., "Attuazione delle direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 2006/117/Euratom in materia di radiazioni ionizzanti e 2009/71/Euratom, in materia di sicurezza nucleare degli impianti nucleari"
3. D.Lgs. 49/2014, "Attuazione della direttiva 2012/19/UE sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE)"
4. D.Lgs. 52/2007, "Attuazione della direttiva 2003/122/CE Euratom sul controllo delle sorgenti radioattive sigillate ad alta attività e delle sorgenti orfane"
5. D.M. 05/02/1998, Ministero dell'ambiente, "Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del D.Lgs. 5 febbraio 1997, n. 22."
6. D.M. 29/01/2007 - Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, "Emanazione di linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili in materia di gestione dei rifiuti, per le attività elencate nell'allegato I del D.Lgs. 18 febbraio 2005, n. 59."
7. IAEA Safety Standards, Specific Safety Guide No. SSG-17, "Control of Orphan Sources and Other Radioactive Material in the Metal Recycling and Production Industries"
8. IAEA Safety Standards, Specific Safety Guide No. SSG-19, "National Strategy for Regaining Control over Orphan Sources and Improving Control over Vulnerable Sources"
9. ISPRA "Linee guida per la sorveglianza radiometrica di rottami metallici e altri rifiuti" "Linee guida per la sorveglianza radiometrica di rottami metallici e altri rifiuti, Task 01.02.02, rev.0, 2014"
10. ISPRA protocollo 5698 del 7/2/2014, "Richiesta parere in merito alle disposizioni sulla sorveglianza radiometrica su materiali o prodotti semilavorati metallici (art. 157 del D.L.vo n. 230/95 e successive modifiche)"
11. Massimo Altavilla, "Novità normative: adempimenti e controlli", Il controllo radiometrico nei rottami metallici - Problemi tecnici e normativi, Giornata di Studio AIRP, 23 marzo 2012 – Roma
12. REGOLAMENTO (UE) N. 333/2011 DEL CONSIGLIO del 31 marzo 2011 recante i criteri che determinano quando alcuni tipi di rottami metallici cessano di essere considerati rifiuti ai sensi della direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio
13. UNI 10897:2016 "Carichi di rottami metallici - Rilevazione di radionuclidi con misure X e gamma"

La UNI CEI EN ISO/ 17025:2018 e l'analisi di rischio per i metodi del laboratorio di radioattività: un approccio semplificato

I. Peroni, S. Bucci, M. Guazzini, D. Piccini, G. Pratesi

ARPAT, Unità Operativa Radioattività e Amianto, via Ponte alle Mosse 211, 50144 Firenze

i.peroni@arpat.toscana.it

INTRODUZIONE

Il laboratorio di misure radiometriche di ARPAT è accreditato secondo la norma UNI EN ISO 17025 dal 1998 per le analisi sugli alimenti; il processo di accreditamento è stato via via esteso alle misure di radon in aria, alle analisi delle acque destinate al consumo umano e infine alle matrici ambientali, ai materiali e ai rifiuti.

Nel 2018 l'Agenzia ha affrontato il passaggio alla nuova norma UNI CEI EN ISO/17025:2018, con uno sforzo mirato anche all'analisi di rischio dei metodi di prova, al fine di rivalutare in una ottica nuova i programmi di assicurazione di qualità dei metodi.

In questo lavoro viene presentata l'analisi di rischio per tre metodi di analisi accreditati impiegati dal laboratorio di radioattività, riconducibili a tre diverse tecniche di misura, la spettrometria gamma, la scintillazione liquida e i rivelatori a stato solido a tracce nucleari. Per il controllo di questi metodi di prova il laboratorio ha da molti anni un programma di assicurazione qualità piuttosto articolato e partecipa regolarmente ai circuiti di interconfronto disponibili; i dati storici hanno mostrato problemi occasionali e nella maggior parte dei casi puntuali e non strutturali, per cui pur essendo un indispensabile riferimento non sono di per sé determinanti per la valutazione del rischio del metodo.

L'analisi di rischio è stata quindi elaborata sulla base di una valutazione apparentemente semplificata in quanto non basata su indici numerici derivati dalle serie storiche, ma in realtà considera il metodo nel suo complesso a partire dalle sue sotto-fasi fino all'impatto che i risultati hanno nei rispettivi campi di applicazione.

LA NORMA UNI EN ISO 17025:2018 E L'ANALISI DI RISCHIO

La norma UNI EN ISO 17025:2018 ha adottato il concetto di analisi di rischio alla base delle azioni che un laboratorio pianifica e attua. *La norma richiede infatti ai laboratori di pianificare e mettere in atto azioni per affrontare rischi e opportunità. Affrontare sia i rischi che le opportunità costituisce una base per incrementare l'efficacia del sistema di gestione, per ottenere risultati migliori e per prevenire effetti negativi. La responsabilità di decidere quali rischi e opportunità sia necessario affrontare è del laboratorio* (dall'Introduzione alla UNI EN ISO 17025:2018).

Il laboratorio deve dunque prendere in considerazione i rischi e le opportunità associati alle attività sia al fine di assicurare che il sistema di gestione raggiunga i risultati previsti, ma anche per prevenire o ridurre impatti indesiderati e potenziali criticità nelle attività. Inoltre i rischi e le opportunità devono essere considerati anche nell'ottica del miglioramento continuo; dalla valutazione dei rischi possono infatti nascere opportunità di miglioramento, come anche l'identificazione dei rischi costituisce uno degli input al riesame.

Il laboratorio deve pianificare non solo le azioni per affrontare i rischi e le opportunità, ma anche le modalità con cui dovrà verificare l'efficacia di tali azioni.

Inoltre la norma afferma il principio di proporzionalità secondo il quale le azioni intraprese per affrontare i rischi e le opportunità devono essere proporzionate ai potenziali impatti sulla validità dei risultati del laboratorio.

Quando si verifichi una non conformità, oltre ad intraprendere tutte le azioni necessarie a tenerla sotto controllo e a correggerla, affrontandone le conseguenze, il laboratorio deve valutare le azioni

necessarie a eliminare la causa e aggiornare, se necessario, la valutazione dei rischi già individuati (par. 8.7.1).

La 17025:2018 afferma infine (par. 7.8.6.1) che un laboratorio quando fornisce una dichiarazione di conformità a una specifica o a una norma, deve riportare sempre chiaramente (par. 7.8.6.2 punto c)) la regola decisionale applicata (a meno che non sia già contenuta nella norma o nella specifica richiesta); la regola utilizzata deve essere documentata, tenendo conto anche del livello di rischio ad essa associato.

IL PROCESSO ANALITICO

Ai fini dell'analisi dei rischi, è stato preso in considerazione il processo analitico nella sua completezza. In tabella 1 sono riportate le caratteristiche del processo analitico: le fasi del processo, l'input e l'output.

Tabella 1: Il processo analitico: le sue fasi. l'input e l'output di processo.

Confini del processo	Campionamento - accettazione campioni - esecuzione prove - espressione del risultato
Obiettivi del processo	Esecuzione delle attività dei prova nei tempi e nel rispetto dei requisiti cogenti e delle aspettative dei richiedenti e restituzione dei risultati analitici coerenti con i metodi di prova identificati in relazione alle esigenze da soddisfare
Input del processo	Programma di attività del laboratorio in riferimento ai documenti di programmazione attività e richieste non programmabili o non programmate (es. magistratura, attività in emergenza, bonifiche)
Output del processo	Restituzione al richiedente dei risultati analitici per lo scopo per il quale sono stati richiesti
Documenti di riferimento	Normativa vigente – Norme tecniche applicabili - Documentazione di sistema e tutti i documenti specifici di dettaglio

All'interno del processo analitico sono state dunque individuate alcune fasi (campionamento - accettazione campioni - esecuzione prove - espressione del risultato) che possono essere separatamente analizzate, individuando per ciascuna i diversi rischi. Ad ogni fase si può assegnare un livello di rischio, stabilendo qual'è la probabilità che si verifichi il rischio e quale la sua gravità. Il prodotto della probabilità per la gravità fornisce il livello di rischio.

ANALISI DI RISCHIO SEMPLIFICATA PER LA FASE DI ESECUZIONE PROVE

Per quanto riguarda la fase esecuzione prove, restringendo il campo all'esecuzione di analisi in laboratorio ed in particolare alle analisi radiometriche, è stata sviluppata un'analisi di rischio per tre metodi di prova, corrispondenti ad altrettante diverse tecniche di misura.

L'analisi di rischio è stata sviluppata individuando tre sotto-fasi e assegnando a ciascuna sotto-fase un rischio. Le sotto-fasi individuate sono le seguenti:

1. esecuzione del metodo
2. gestione del metodo
3. impatto dei risultati.

ESECUZIONE DEL METODO

In questa sotto-fase è necessario valutare quanto sia rilevabile un errore commesso. E' necessario esaminare le caratteristiche del metodo per poter concludere quanto sia facile rilevare un errore. Ad una maggiore facilità di rilevare un errore dovrà essere associato un livello di rischio basso, mentre viceversa, quando si tratti di un metodo in cui è difficile mettere in evidenza un errore commesso nell'esecuzione, il livello di rischio sarà considerato alto.

GESTIONE DEL METODO

Nella sotto-fase gestione del metodo è necessario considerare quanto sia probabile che si verifichi un errore. A questo scopo sarà necessario valutare quali sono le attività individuate nel programma di assicurazione della qualità, in base alle quali si attesta una gestione del metodo di prova che permette di controllare efficacemente la validità del dato. In base al giudizio sulla gestione del metodo e sulla conseguente probabilità che si verifichi un errore si potrà assegnare un conseguente livello di rischio.

IMPATTO DEI RISULTATI

Anche in questa sotto-fase si considererà quanto sia critico per l'utilizzo del dato l'errore che può verificarsi. A seconda dell'impatto più o meno importante che il risultato dell'analisi ha sulle azioni da intraprendere per la gestione del dato, si stabilisce il livello di rischio corrispondente.

A partire dai livelli di rischio di ciascuna sotto-fase, si è assegnata una classe di rischio per ogni metodo; il programma di assicurazione qualità con cui presidiare efficacemente tutte le fasi del processo di prova e tutti gli aspetti rilevanti, al fine di prevenire il rischio di fornire risultati non validi, può essere modulato in base alle principali criticità individuate nell'analisi e alla classe di rischio determinata.

In tabella 2 sono riassunte le tre sotto-fasi, con i relativi rischi associati e alcuni esempi di cause.

Tabella 2: Analisi di rischio per la fase esecuzione analisi in laboratorio del processo analitico

Fasi	Sotto-fase	Rischio	Esempi di cause
Esecuzione analisi in laboratorio	Esecuzione del metodo	errata applicazione metodo di prova	disattenzione / difficoltà di lettura delle richieste legata alla complessità delle stesse/utilizzo metodo fuori dal campo applicazione/ errori di calcolo/ contaminazioni/grandezze di influenza erroneamente valutate/utilizzo di apparecchiatura non tarata o non funzionante /utilizzo MR scaduti o inadeguati
	Gestione del metodo	inadeguatezza del software di gestione dati e/o del programma di assicurazione qualità	software di gestione inadeguato o non verificato/ utilizzo di apparecchiatura non tarata o non funzionante /utilizzo MR scaduti o inadeguati/errore di valutazione dei circuiti interlaboratorio/errore nella valutazione dell'incertezza
	Impatto dei risultati	errori di quantificazione	errori di calcolo/errori di valutazione

ANALISI DI RISCHIO SEMPLIFICATA PER I METODI DI PROVA RADIOMETRICI

METODO UNI 11665:2017 - DETERMINAZIONE DI RADIONUCLIDI GAMMA EMETTITORI MEDIANTE SPETTROMETRIA GAMMA AD ALTA RISOLUZIONE

Il processo per la determinazione della classe di rischio del metodo in esame comprende i seguenti aspetti:

1. **esecuzione del metodo:** durante l'esecuzione del metodo si può verificare un errore sia in fase di preparativa che in fase di lettura strumentale. Per stimare qual'è la probabilità di rilevare l'eventuale errore, bisogna prendere in esame i diversi aspetti del controllo di qualità attuato nelle diverse fasi:
 - fase di preparativa: un errore in questa fase si osserva con facilità dato che il campione di misura è un campione massivo i cui requisiti sono l'omogeneità e il

livello di riempimento del contenitore di misura; entrambe queste condizioni si osservano facilmente, anche a occhio nudo; inoltre, per quanto riguarda la determinazione del peso, il controllo metrologico delle bilance analitica e tecnica garantisce l'affidabilità della pesata. Si definisce perciò alta la probabilità di rilevare un errore nella fase di preparativa:

- fase di lettura strumentale: le condizioni di acquisizione del campione dipendono dalle impostazioni dello spettrometro gamma; gli spettrometri gamma sono sottoposti al processo di conferma metrologica che comprende:
 - manutenzioni preventive annuali da parte della ditta costruttrice,
 - verifiche intermedie delle prestazioni strumentali con cadenza settimanale con materiale di riferimento certificato,
 - taratura in energia settimanale con materiale di riferimento certificato,
 - taratura in efficienza con materiale di riferimento certificato ogni 10 anni e verifica di taratura mensile con materiale di riferimento certificato.

Inoltre il metodo di misura è tenuto sotto controllo con il processo di assicurazione della qualità che comprende:

- esecuzione di prove in doppio (almeno 2 all'anno per ogni operatore abilitato),
- partecipazione a circuiti di interconfronto (di norma due all'anno con almeno una matrice liquida e una solida);
- verifiche mensili della minima attività rilevabile per ogni spettrometro gamma.

A partire da tutti questi aspetti, anche in fase di lettura strumentale, si ritiene alta la probabilità di rilevare un errore.

Tuttavia, poiché nella maggioranza dei campioni i contaminanti artificiali sono a livelli molto bassi o assenti, ai limiti della rivelabilità degli strumenti di misura e di calcolo, e la loro tipologia è poco diversificata, mentre il metodo è multiparametrico e multimatrice, gli strumenti per il controllo del metodo hanno un limite intrinseco nella capacità di rilevare errori che si verificherebbero solo in specifiche condizioni.

In conclusione, la rilevabilità degli errori nell'esecuzione del metodo è ritenuta **media**, se si considerano tutte le matrici e tutti i radionuclidi, e non solo quelli abitualmente analizzati. Infatti, si rileva che, a differenza dei metodi di prova chimici e microbiologici, che si prestano ad un controllo qualità con campioni di valore noto o prove in doppio per la numerosità e continuità della loro applicazione in campioni con la presenza dei parametri ricercati, nel caso della radioattività e della spettrometria gamma in matrici ambientali, in particolare, le analisi routinarie non permettono di rilevare facilmente un errore, ma anzi il vero campo di prova dell'affidabilità del laboratorio sono i circuiti interlaboratorio, per la maggiore varietà nella tipologia e nei livelli di concentrazione dei radionuclidi studiati.

2. **gestione del metodo:** la probabilità che si verifichi un errore è in linea di principio (non nella realtà) **alta** in quanto:
 - il metodo richiede alcuni calcoli complessi e basati su parametri e approssimazioni che si prestano poco ad un impiego routinario (decadimenti, effetto somma, correzioni per auto-assorbimento e geometria);
 - sono presenti radionuclidi in serie che possono essere all'equilibrio o meno, a seconda della matrice, sia artificiali che naturali; in conseguenza di ciò è necessario l'impiego di librerie ad hoc e l'inserimento nelle note alla prova di spiegazioni riguardo a come è stata effettuata l'analisi;
 - non sono disponibili strumenti di gestione specifici, perciò, ad esempio si inserisce nelle note alla prova anche la data di riferimento dell'attività dei radionuclidi misurati.
3. **impatto dei risultati:** la criticità dell'errore è **bassa** perché:

- per i radionuclidi artificiali, i campioni reali hanno una concentrazione di attività in genere inferiore al limite di rilevabilità oppure di poco superiore, ma comunque nella maggior parte dei casi inferiore sia ai valori limiti stabiliti per gli alimenti e i prodotti agroalimentari sia ai valori limiti per lo smaltimento in esenzione dei rifiuti;
- per i radionuclidi naturali, i valori misurati sono di norma quelli presenti nelle diverse matrici ambientali; nei rifiuti e residui di lavorazioni industriali elencate nell'Allegato I-bis del D.Lgs. 230/95 e s.m.i. i risultati possono invece essere confrontabili o anche molto superiori ai livelli di allontanamento senza vincoli radiologici previsti nei documenti pertinenti della Commissione Europea (a titolo di esempio Radiation Protection 122 part II, Radiation Protection 135) – in tali casi va tuttavia tenuto presente che l'impatto sulle decisioni non deriva in modo immediato dal confronto con tali livelli, in quanto la conformità normativa è connessa a livelli in termini di dose e non di concentrazione;
- infine, va considerato che l'analisi non è di norma distruttiva del campione e pertanto è possibile effettuare verifiche nei casi valutati più critici.

Inoltre il metodo normato include la valutazione dell'incertezza di misura e tale risultato è sempre riportato nei rapporti di prova.

In conclusione, poiché la probabilità di rilevare un errore nell'esecuzione del metodo è media, la probabilità che un errore si verifichi nella gestione del metodo è alta e la criticità dell'errore è bassa, si ritiene che la classe di rischio del metodo di prova sia media.

Tenendo conto che la classe di rischio è valutata media in particolare per analisi su campioni non routinari, il controllo del metodo è da ritenersi allo stato attuale adeguato allo scopo.

UNI EN ISO 11704:2019 - QUALITÀ DELL'ACQUA - ATTIVITÀ ALFA TOTALE E BETA TOTALE - METODO DI PROVA MEDIANTE CONTEGGIO PER SCINTILLAZIONE LIQUIDA

Il processo per la determinazione della classe di rischio del metodo in esame comprende i seguenti aspetti:

1. **esecuzione del metodo:** durante l'esecuzione del metodo si può verificare un errore sia in fase di preparativa che in fase di lettura strumentale. Per stimare qual'è la probabilità di rilevare l'eventuale errore, bisogna prendere in esame i diversi aspetti del controllo di qualità attuato nelle diverse fasi:
 - fase di preparativa: il principio di rivelazione di emissioni alfa e beta richiede di miscelare, in una proporzione prefissata, il campione preparato con determinate condizioni (pH, colore, salinità) con il liquido scintillante che costituisce il rivelatore. Per il controllo delle condizioni di preparativa del campione, il pH e il contenuto di sali disciolti sono verificati tramite misura con pH-metro e conducimetro sottoposti a taratura con materiali di riferimento certificati. Inoltre, per quanto riguarda le quantità di campione e liquido scintillante impiegate, entrambe sono verificate tramite pesata con bilancia sottoposta a controllo metrologico;
 - fase di lettura strumentale: durante la lettura del campione il controllo del livello di quenching assicura la corretta risposta strumentale ed è attuato tramite un parametro complessivo (SQP(E)) valutato per ogni campione in misura. Inoltre i parametri di acquisizione del campione dipendono dalle impostazioni dello scintillatore liquido che sono definite in fase di taratura a partire da soluzioni di riferimento certificate e sottoposte ad un processo di verifica periodica tramite:
 - manutenzioni preventive annuali da parte della ditta costruttrice,

- verifiche intermedie del valore del parametro di discriminazione alfa/beta con cadenza mensile con materiale di riferimento certificato,
- taratura in efficienza con materiale di riferimento certificato ogni anno e verifica di taratura mensile con materiale di riferimento certificato.

Tutti i parametri di acquisizione sono registrati e possono essere verificati a posteriori, sia dall'esecutore che dal supervisore alla prova.

Infine il metodo di misura è tenuto sotto controllo con il processo di assicurazione della qualità che comprende:

- esecuzione di prove in doppio (almeno 2 all'anno per ogni operatore abilitato),
- partecipazione a circuiti di interconfronto (di norma uno all'anno a più livelli di concentrazione di attività);
- verifiche mensili della minima attività rilevabile.

A partire dagli aspetti evidenziati, proprio per la presenza di numerose grandezze di influenza nella preparazione del campione che contiene in sé il rivelatore, nonostante i numerosi controlli attuati, si ritiene **bassa** la probabilità di rilevare un errore soprattutto in fase di preparativa.

2. **gestione del metodo**: la probabilità che si verifichi un errore è in linea di principio **alta** in quanto:

- lo scintillatore liquido fornisce i dati di conteggio in file che devono essere letti con un software specifico nel quale devono essere impostate manualmente le condizioni di calcolo;
- il calcolo delle attività alfa totale e beta totale utilizza fogli di calcolo, protetti, nei quali i dati ottenuti dal conteggio del campione sono tuttavia inseriti con un procedimento di copia e incolla;
- gli strumenti di gestione non specifici richiedono, ad esempio, di inserire nelle note alla prova anche la data di riferimento dell'attività misurata.

3. **impatto dei risultati**: la criticità dell'errore è **media** perché:

- i radionuclidi artificiali nei campioni reali sono in genere assenti, in quanto in Toscana non viene di norma autorizzato lo scarico di reflui contaminati, se non in condizioni di esenzione; non vengono pertanto immessi in ambiente radionuclidi artificiali che potrebbero eventualmente contaminare le acque destinate al consumo umano;
- per i radionuclidi naturali, i valori misurati sono di norma inferiori ai livelli di screening del D.Lgs. 28/2016; a titolo di esempio si riporta che, nel programma di controllo delle acque destinate al consumo umano relativo al biennio 2018-2020, nel 2018 un solo campione su 45 (circa 2 %) ha presentato un superamento del livello di screening. In tali casi va tuttavia tenuto presente che l'impatto sulle decisioni non deriva in modo immediato dal confronto con tali livelli, in quanto la conformità normativa è connessa a livelli medi annui, espressi in termini di dose e non di concentrazione.

Inoltre il metodo normato include la valutazione dell'incertezza di misura e tale risultato è sempre riportato nei rapporti di prova.

In conclusione, poiché la probabilità di rilevare un errore nell'esecuzione del metodo è bassa, la probabilità che un errore si verifichi nella gestione del metodo è alta e la criticità dell'errore è media, si ritiene che la classe di rischio del metodo di prova sia alta.

Tenendo conto che la classe di rischio è valutata alta, si prevede di rivalutare il programma di assicurazione qualità del metodo, prendendo in considerazione anche l'incremento delle

prove in doppio e dei controlli interni per tenere sotto controllo il livello di quenching e più in generale i fattori determinanti l'efficienza di rivelazione.

ISO 11665-4:2015 - MISURA DELLA RADIOATTIVITÀ NELL'AMBIENTE - ARIA: RADON-222 - PARTE 4: METODO DI MISURAZIONE AD INTEGRAZIONE PER LA DETERMINAZIONE DELLA CONCENTRAZIONE MEDIA DI ATTIVITÀ USANDO UN CAMPIONAMENTO PASSIVO E ANALISI SUCCESSIVA.

Il processo per la determinazione della classe di rischio del metodo in esame comprende i seguenti aspetti:

1. **esecuzione del metodo:** durante l'esecuzione del metodo si può verificare un errore sia in fase di preparativa che in fase di lettura strumentale. Per stimare qual'è la probabilità di rilevare l'eventuale errore, si prendono in esame gli aspetti del controllo di qualità messo in atto nelle diverse fasi:
 - fase di preparativa: la procedura per la preparazione, smontaggio e sviluppo dei rivelatori è consolidata e svolta da personale esperto, ma affetta dal rischio di errore di posizionamento del rivelatore nel contenitore per l'esposizione e di errore per la lettura e l'inserimento manuale dei codici dei rivelatori nei file, considerando che tali operazioni vengono condotte sempre con un numero di qualche decina di rivelatori; ogni bagno contiene almeno un rivelatore di controllo;
 - fase di lettura strumentale: la lettura delle tracce avviene mediante un sistema automatico, ma la codifica dei rivelatori presenta una certa probabilità di errore, che può aumentare o compensare l'errore potenziale in fase di lettura iniziale del codice da parte dell'operatore che prepara il dosimetro; è in uso un database per ridurre le operazioni di trasferimento manuale dei dati ai fini del calcolo della concentrazione di radon; un vantaggio della tecnica di misura è costituito dal fatto che l'analisi non è distruttiva e la lettura può essere ripetuta in caso di dubbio o incongruenze; inoltre l'operazione di calcolo dell'esposizione media annua con il confronto fra due dati semestrali, permette di mettere in evidenza le eventuali grandi incongruenze fra i due dati, potenzialmente attribuibili a errori di posizionamento del rivelatore in fase di lettura o a errori di lettura di codice;
 - il controllo metrologico dell'apparecchiatura usata per la lettura dei rivelatori è articolato e esaustivo; tutti i parametri di lettura sono registrati e possono essere verificati a posteriori, sia dall'esecutore che dal supervisore alla prova. Infine il metodo di misura è tenuto sotto controllo con il processo di assicurazione della qualità che comprende:
 - esecuzione di prove in doppio;
 - partecipazione a circuiti di interconfronto (di norma uno all'anno a 2-3 livelli di esposizione), i cui esiti sono storicamente positivi.

A partire dagli aspetti evidenziati, nonostante i numerosi controlli attuati, si ritiene **medio-bassa** la probabilità di rilevare un errore (in particolare una codifica errata del rivelatore) nella fase di esecuzione della prova.

2. **gestione del metodo:** la probabilità che si verifichi un errore è in linea di principio **media** in quanto:
 - per la taratura si utilizzano fogli di calcolo, protetti, nei quali i dati ottenuti dalla lettura dei rivelatori sono tuttavia inseriti con un procedimento di copia e incolla;
 - il trasferimento dei risultati delle misure viene effettuato con un copia e incolla nel database che effettua il calcolo della concentrazione di radon e della sua incertezza;

- il rapporto di prova è generato con un software di gestione dedicato, mentre la generazione dei rapporti di prova è gestita tramite il sistema documentale di protocollo informatico dell’Agenzia con passaggi manuali; la numerazione dei rapporti di prova è generata automaticamente dal database.

3. impatto dei risultati: la criticità dell'errore è **bassa** perché:

- i livelli di concentrazione di radon possono variare in un intervallo ampio ma la distribuzione di norma log-normale dei valori per un campione di edifici fa sì che la maggior parte dei dati si collochi al di sotto dei livelli di azione/riferimento della normativa;
- la variabilità della concentrazione di radon fra locali anche adiacenti e a piani diversi fa sì che quasi mai decisioni vengano prese sulla base di una sola misura di concentrazione di radon, e, nel caso di valori alti, di norma vengano condotte indagini aggiuntive con sistemi attivi e passivi, che complessivamente limitano le conseguenze immediate e dirette della singola misura.

Inoltre il metodo normato include la valutazione dell'incertezza di misura e tale risultato è sempre riportato nei rapporti di prova.

In conclusione, poiché la probabilità di rilevare un errore nell’esecuzione del metodo è medio-bassa, la probabilità che un errore si verifichi nella gestione del metodo è media e la criticità dell'errore è bassa, si ritiene che la classe di rischio del metodo di prova sia media.

Tenendo conto che la classe di rischio è valutata media, si ritiene che l’assicurazione di qualità del metodo attuale sia adeguata, anche in relazione al numero di rivelatori impiegati per le attività in corso.

I risultati ottenuti si possono riassumere nella tabella 3.

Tabella 3: Risultati dell’analisi di rischio per tre metodi di prova radiometrici

Tecnica analitica	Metodo di prova	Tipologia di rischio per sotto-fasi	Livelli	Rischio
Spettrometria gamma	UNI 11665:2017	Probabilità di rilevare un errore	media	medio
		Probabilità di errore	alta	
		Criticità dell’errore	bassa	
Scintillazione liquida	UNI EN ISO 11704:2019	Probabilità di rilevare un errore	bassa	alto
		Probabilità di errore	alta	
		Criticità dell’errore	media	
Rivelatori a stato solido a tracce nucleari	ISO 11665-4:2015	Probabilità di rilevare un errore	medio-bassa	medio
		Probabilità di errore	media	
		Criticità dell’errore	bassa	

CONCLUSIONI

La norma UNI EN ISO 17025:2018 ha adottato il concetto di analisi di rischio alla base delle azioni che un laboratorio pianifica e attua per lo svolgimento della propria attività, al fine di assicurare che il sistema di gestione raggiunga i risultati previsti, per prevenire o ridurre impatti indesiderati e potenziali criticità e nell’ottica del miglioramento continuo delle attività del laboratorio stesso.

Con il passaggio alla nuova norma UNI CEI EN ISO/17025:2018, ARPAT ha iniziato un processo di valutazione dell'analisi di rischio associata all'attività di prova, anche al fine di rivalutare i programmi di assicurazione di qualità dei metodi.

Il laboratorio di radioattività, in particolare, ha prodotto l'analisi di rischio per tre metodi accreditati, corrispondenti a tre diverse tecniche di misura. Ai fini della valutazione dell'analisi di rischio, sono stati esaminati i risultati del programma di assicurazione qualità che il laboratorio ha elaborato da molti anni per il controllo di questi metodi di prova. Il programma di assicurazione qualità comprende esecuzione di prove in doppio e partecipazione regolare a esercizi di interconfronto. I dati storici hanno mostrato un sostanziale buon andamento del controllo del metodo, mentre problemi occasionali e nella maggior parte dei casi puntuali e non strutturali, sono stati evidenziati, spesso a causa della particolarità dei campioni di interconfronto, tracciati con radionuclidi insoliti rispetto alle analisi di routine. Perciò, pur essendo i risultati delle serie storiche un indispensabile riferimento non sono di per sé stati determinanti per la valutazione del rischio del metodo.

L'analisi di rischio è stata quindi elaborata sulla base di una valutazione apparentemente semplificata in quanto non basata su indici numerici derivati dalle serie storiche, ma in realtà considerando il metodo nel suo complesso a partire dalle sue sotto-fasi fino all'impatto che i risultati hanno nei rispettivi campi di applicazione. Si è stimato perciò il livello di rischio sia nella fase di esecuzione del metodo, in base alle caratteristiche specifiche delle tre tecniche di misure e del piano di assicurazione qualità attuato, sia nella gestione del metodo stesso, in base anche al software utilizzato per la gestione dei dati, l'elaborazione e la generazione del rapporto di prova.

La conclusione delle valutazioni ha condotto a definire medio il livello di rischio per i metodi di prova con le tecniche di spettrometria gamma e di rivelatori a stato solido a tracce nucleari perché, in entrambi i metodi, la probabilità di rilevare un errore nell'esecuzione del metodo è stata ritenuta media o medio-bassa sia per il controllo metrologico della strumentazione utilizzata che per il programma di assicurazione qualità dei metodi; inoltre in entrambi i metodi l'impatto dei risultati è ritenuto aver una criticità bassa essenzialmente perché l'impatto sulle decisioni non deriva in modo immediato dal confronto dei risultati in termini di concentrazioni di attività in aria o nei materiali e rifiuti con livelli di riferimento normativi, ma anzi la conformità normativa è connessa a livelli medi annui, espressi in termini di dose e le decisioni non vengono prese sulla base di una singola misura. Pertanto, in entrambi questi metodi, il livello di rischio complessivo non aumenta anche se la probabilità di commettere un errore è stata valutata media o alta, principalmente a causa dell'assenza di software di gestione del metodo specifici e alle difficoltà analitiche derivanti dalle misure su campioni non routinari, come quelli di interconfronto.

Invece, per quanto riguarda la tecnica della scintillazione liquida, la bassa probabilità di rilevare un errore, unita alla probabilità alta di commetterlo, con un impatto dei risultati valutato con criticità media, dovuta essenzialmente al ruolo fondamentale per la vita umana della matrice su cui sono condotte le analisi (acqua destinata al consumo umano), ha comportato una valutazione di rischio alto e dunque la necessità di rivalutare il programma di assicurazione qualità del metodo, prendendo in considerazione, nello specifico, l'incremento delle prove in doppio e dei controlli interni per tenere sotto controllo il livello di quenching e più in generale i fattori determinanti l'efficienza di rivelazione.

BIBLIOGRAFIA

UNI CEI EN ISO/IEC 17025:2018 Requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e taratura

Accredia RT-08 rev. 4 del 09/04/2018 Prescrizioni per l'accreditamento dei Laboratori di Prova

UNI 11665:2017 Determinazione di radionuclidi gamma emettitori mediante spettrometria gamma ad alta risoluzione.

UNI EN ISO 11704:2019 Qualità dell'acqua - Attività alfa totale e beta totale - Metodo di prova mediante conteggio per scintillazione liquida.

ISO 11665-4:2015 Misura della radioattività nell'ambiente - Aria: radon-222 - Parte 4: Metodo di misurazione ad integrazione per la determinazione della concentrazione media di attività usando un campionamento passivo e analisi successiva.



Tecniche di misura in campi misti radon-toron con una singola cella a scintillazione

Antonio Parravicini¹, Stefano Coria¹

¹*Mi.am srl, via Bolzoni 30, 29122 Piacenza*

info@miam.it

Abstract

La misura della concentrazione di Radon-222, in presenza di quantità non trascurabili di Radon-220 (Toron), può essere affetta da interferenza e quindi portare ad errori di misura, in generale di sovrastima. Nei casi in cui l'isotopo 220 è predominante, come può accadere nel campionamento nel suolo o nei materiali, i risultati possono essere sovrastimati con errore anche dell'ordine del 100%.

Diversi autori hanno proposto varie tecniche di misura per valutare la concentrazione sia di Radon sia di Toron, utilizzando una singola cella a scintillazione.

Abbiamo testato e implementato alcuni di questi metodi per l'uso sul campo. Inizialmente sono stati eseguiti alcuni test di calibrazione nel laboratorio SURO di Praga; in seguito le stesse tecniche di misura sono state utilizzate con successo nell'interconfronto internazionale di misure nel suolo RIM 2018, dove la discriminazione fra Radon e Toron si è rivelata essenziale per avere risultati consistenti.

Inoltre, per il monitoraggio in continuo di Toron, è stata ingegnerizzata e testata la tecnica di misura basata sul metodo delle coincidenze.

Risultati ottenuti nell'ambito del "Progetto scuole - monitoraggio radon nei quartieri Tamburi e Borgo di Taranto"

ROSELLI Giuseppe¹, VITUCCI Luigi¹

¹ ARPA Puglia DAP Bari, U.O.S. Polo di Specializzazione Radiazioni Ionizzanti,

Via Oberdan n.18/E, 70126 – Bari (BA)

Riassunto

Nell'ambito del "Progetto scuole - monitoraggio radon nei quartieri Tamburi e Borgo di Taranto", in coerenza con il Piano Nazionale Radon per la riduzione del rischio di tumore polmonare in Italia, e in linea con la Direttiva Europea 59/2013 e la Legge Regionale n.30/2016 e s.m.i. "Norme in materia di riduzione delle esposizioni alla radioattività naturale derivante dal gas radon in ambiente chiuso", la Direzione Scientifica di ARPA Puglia ha elaborato un piano di misure, finalizzato ad individuare la concentrazione di gas radon negli edifici scolastici dei quartieri Tamburi e Borgo di Taranto. In ottemperanza alla Legge Regionale n.30/2016 e s.m.i., tale monitoraggio ha previsto il posizionamento di misuratori passivi a tracce, in tutti i locali degli edifici scolastici, per un periodo complessivo di un anno solare suddiviso in due semestri consecutivi. In questo lavoro sono presentati i risultati relativi alle misure di concentrazione di gas radon eseguite in n.10 Istituti Scolastici dal 2017 al 2019 per un totale di n.396 punti di misura complessivi (Figura 1).

Normativa di riferimento

La Legge Regionale n. 30/2016 (BURP n. 126 del 04/11/2016), modificata dall'art. 25 dalla Legge Regionale 36/2017 del 09/08/2017 (BURP n. 96 del 11/08/2017), "Norme in materia di riduzione delle esposizioni alla radioattività naturale derivante dal gas 'radon' in ambiente chiuso", fissa il livello limite di riferimento per la concentrazione di gas radon in aria a 300 Bq/m³, misurato come valore medio di concentrazione su un periodo annuale, suddiviso nei due semestri primavera-estate e autunno-inverno, misurato mediante strumentazione passiva, in ambienti chiusi, quali:

- Edifici strategici di cui al D.M. 14/01/2008 ed Edifici destinati all'istruzione;
- Interrati, seminterrati e locali a piano terra di edifici esistenti aperti al pubblico, ad eccezione di locali a piano terra con superficie inferiore a 20m², purché dotati di adeguata ventilazione;
- Nuove costruzioni, i cui titoli abitativi si siano formati a partire dal (11/08/2017), ad eccezione dei vani tecnici isolati al servizio di impianti a rete.

Punti di misura

Ai sensi della Legge Regionale 30/2016 e s.m.i. per gli edifici strategici di cui al D.M. 14.01.2008 e destinati all'istruzione, compresi gli asili nido e le scuole materne, le misure devono essere eseguite in tutti i locali dell'immobile interessato.

In linea di massima le misure non sono state condotte in locali che non sono occupati con continuità, come per esempio i vani tecnici, locali di servizio, spogliatoi e ambienti di passaggio, come i corridoi. Altri ambienti, come i magazzini o locali nei quali non vi è una vera e propria occupazione, ma che rimangono chiusi a lungo, non sono stati sottoposti a misura. Il numero dei punti di misura sono stati selezionati in funzione dell'ampiezza del locale.

I dosimetri sono stati posizionati ad una altezza compresa fra circa 1 e 3 metri, in un'area lontana da fonti di calore (stufe, termosifoni, caloriferi climatizzatori) e di ricambio d'aria (finestre e porte). Ai sensi della Legge Regionale n.30/2016 e s.m.i., il monitoraggio è durato complessivamente un anno solare, suddiviso in due semestri consecutivi, con l'esposizione di n.1 dosimetro per semestre per ogni punto di misura.

Figura 1 – Mappa dei dieci ISTITUTI Scolastici di Taranto sottoposti al monitoraggio del gas radon.



Materiali e metodi

Il Laboratorio Radon della U.O.S. Polo di Specializzazione Radiazioni Ionizzanti di ARPA Puglia utilizza misuratori passivi a tracce (dosimetri radon), costituiti da un piccolo contenitore in PVC di dimensione 50 mm x 20 mm, nel quale è alloggiato un rivelatore del tipo CR-39, delle dimensioni di 25 x 25 mm e spessore 1.5 mm (Figura. 2).

In tali dispositivi, il numero di tracce rilasciate sulla superficie del rivelatore dalle particelle alfa, emesse a seguito del decadimento del radon (Rn-222) e dei suoi figli, è proporzionale alla concentrazione di radon presente nell'ambiente considerato.

Le singole tracce, invisibili anche con un microscopio, dette tracce latenti, sono amplificate mediante una specifica procedura di trattamento chimico, suddivisa in tre fasi consecutive:

- Immersione dei dosimetri CR-39 in una soluzione al 25% di idrossido di sodio e acqua distillata, alla temperatura di 98 °C per un'ora;
- Immersione dei dosimetri CR-39 in una soluzione al 2 % di acido acetico e acqua distillata, a temperatura ambiente per 45 minuti circa (soluzione di arresto);
- Risciacquo finale in acqua distillata (tempo minimo richiesto pari a 60 minuti).

Al termine delle operazioni, i dosimetri radon vengono asciugati e archiviati in busta trasparente sigillata ermeticamente a caldo, pronti per essere sottoposti a lettura mediante sistema ottico

automatico Politrack, in grado di contare il numero di tracce generate dal gas radon, presenti sulla superficie di ogni dosimetro (Figura 2).

Figura 2 – Immagine dei rivelatori CR-39, bagno termico per lo sviluppo chimico e sistema ottico Politrack.



Conclusioni

In questo lavoro sono presentati i risultati relativi alle misure di concentrazione di gas radon eseguite in n.10 Istituti scolastici dal 2017 al 2019 per un totale di n. 396 punti di misura complessivi (Figura 3).

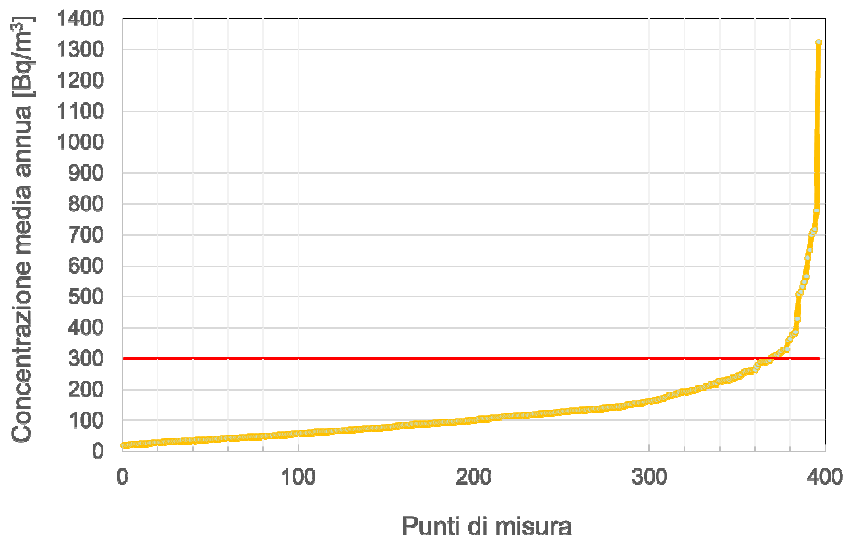
In n.368 punti di misura il valore di concentrazione media annua di gas radon è risultato inferiore al livello limite di riferimento di 300 Bq/m³.

In n.28 punti di misura il valore di concentrazione media annua di gas radon è risultato maggiore del livello limite di riferimento di 300 Bq/m³. Per tali punti il Comune di Taranto ha intrapreso le opere di bonifica, così come previsto ai sensi della Legge Regionale 30/2016 e s.m.i.

I valori superiori a 300 Bq/m³ sono stati riscontrati tutti in scuole del quartiere Tamburi.

Le scuole 06, 07, 08 in Mappa Fig. 1, in cui sono stati riscontrati in più ambienti valori superiori a 300 Bq/m³ sono a diretto contatto con il terreno e sono state costruite dopo gli anni '60. Nelle scuole costruite in epoca precedente (inizi del XX secolo fino agli anni '50 - 01, 02, 03, 04, 05, 09 in Mappa Fig. 1) i valori riscontrati sono risultati inferiori a 300 Bq/m³. Nella scuola 10 in Mappa Fig. 1 (costruita prima degli anni '50), in un solo locale è stata misurata una concentrazione superiore a 300 Bq/m³.

Figura 3 – Risultati ottenuti nei dieci ISTITUTI Scolastici di Taranto.



Adempimenti previsti dalla Legge Regionale n.30/2016 e s.m.i.

La Legge Regionale n.30/2016 e s.m.i. prevede quanto segue:

- Art. 4 - Comma 3: “Qualora all’esito delle misurazioni previste dal comma 2, il livello di concentrazione dovesse risultare superiore al limite fissato dal comma 1, il proprietario dell’immobile presenta al comune interessato, entro e non oltre sessanta giorni, un piano di risanamento al quale siano allegati tutti i contenuti formali e sostanziali per la realizzazione delle opere previste, con relativa proposta di crono-programma di realizzazione delle opere le cui previsioni non potranno superare un anno. Il piano di risanamento è approvato dal comune entro e non oltre sessanta giorni dalla sua presentazione, previa richiesta di esame e parere alla ASL competente.”
- Art. 4 - Comma 6: “Terminati i lavori previsti dal piano di risanamento, il proprietario dell’immobile effettua le nuove misurazioni di concentrazione di attività di gas radon su base annuale suddiviso in due distinti semestri (primavera-estate e autunno-inverno) e dichiara al comune, sotto la responsabilità di un tecnico abilitato alle misurazioni di attività radon, il rispetto dei limiti previsti dalla presente legge.”

BIBLIOGRAFIA

1. Conferenza dei Presidenti delle Regioni e delle Province Autonome di Trento e Bolzano, “*Linee guida per le misure di concentrazione di radon in aria nei luoghi di lavoro sotterranei*”, a cura del Coordinamento delle Regioni e delle Province autonome di Trento e Bolzano, Versione definitiva approvata il 6 febbraio 2003.
2. APAT, Agenzia per la protezione dell’ambiente e per i servizi tecnici, “*Linee guida per le misure di radon in ambienti residenziali*”, RTI CTN_AGF 4/2004.
3. Decreto Legislativo 17 marzo 1995, n. 230 “*Attuazione delle direttive EURATOM 80/836, 84/467, 84/466, 89/618, 90/641 e 92/3 in materia di radiazioni ionizzanti*”. Gazzetta Ufficiale n. 136 Suppl. Ordinario, 13 giugno 1995.
4. Decreto Legislativo 26 maggio 2000, n. 241 “*Attuazione della direttiva 96/29/EURATOM in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti*”. Gazzetta Ufficiale n.203 Suppl. Ordinario, 31 agosto 2000.
5. Decreto Legislativo 9 maggio 2001, n. 257 “*Disposizioni integrative e correttive del decreto legislativo 26 maggio 2000, n. 241, recante attuazione della direttiva 96/29/EURATOM in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti*”. Gazzetta Ufficiale n.153 Serie Generale, 4 luglio 2001.
6. Direttiva 2013/59/EURATOM del Consiglio, del 5 dicembre 2013, che stabilisce norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione contro i pericoli derivanti dall’esposizione alle radiazioni ionizzanti, e che abroga le direttive 89/618/EURATOM, 90/641/EURATOM, 96/29/EURATOM, 97/43/EURATOM e 2003/122/EURATOM, Gazzetta ufficiale dell’Unione europea L 13 del 17.1.2014.
7. Legge Regionale Puglia 3 novembre 2016, n. 30 “*Norme in materia di riduzione dalle esposizioni alla radioattività naturale derivante dal gas ‘radon’ in ambiente chiuso*” (BURP n. 126 del 4-11-2016), modificata dalla Legge Regionale n.36 del 09/08/2017 (BURP n. 96 del 11-08-2017).

**VII Convegno Nazionale Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**



Sessione 3 Radiazioni non Ionizzanti

**VII Convegno Nazionale
Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**

Le nuove indicazioni operative per l'applicazione del D.Lgs81/2008 ai fini della protezione dai rischi di esposizione ai campi elettromagnetici: focus su metodiche e strumentazione di misura

Sara Adda¹, Iole Pinto²

¹ Arpa Piemonte, Dipartimento Rischi Fisici e Tecnologici

² Azienda USL Toscana Sud-Est

sara.adda@arpa.piemonte.it

INTRODUZIONE

Nel 2017 il Coordinamento Tecnico per la sicurezza nei luoghi di lavoro delle Regioni e delle Province autonome, nell'ambito dei macro-obiettivi del PNP relativi alla prevenzione di infortuni e malattie professionali e alla condivisione su tutto il territorio nazionale degli indirizzi tecnici in applicazione della norma, ha dato mandato al Gruppo Interregionale Agenti Fisici per l'aggiornamento delle Linee Guida del Coordinamento Tecnico Regioni-INAIL-ISS, in relazione all'entrata in vigore del D. Lgs 159/2016 in recepimento della Direttiva UE 2013/35 che modifica il Titolo VIII Capo IV del D. Lgs 81/08.

Il gruppo Agenti Fisici ha quindi lavorato all'aggiornamento del capitolo dedicato al Titolo VIII Capo IV, contenuto nelle "Indicazioni Operative" approvate dal Coordinamento Tecnico Interregionale per la Prevenzione e Sicurezza nei luoghi di Lavoro nel 2014, con l'obiettivo di fornire una serie di indicazioni che orientino gli attori aziendali della sicurezza ad una adeguata e corretta applicazione del provvedimento legislativo.

In effetti l'applicazione della norma pone diversi quesiti sulle modalità operative di valutazione dei rischi, stima delle esposizioni, gestione del rischio ed attività di vigilanza, ai quali il Portale Agenti Fisici (PAF) aveva iniziato a dare una risposta attraverso lo strumento delle FAQ. Il documento rivisto dal Gruppo Interregionale Agenti Fisici integra al suo interno anche i contenuti delle FAQ del PAF.

Per gli scopi sopra elencati, il documento è stato organizzato per tematismi, per cui i quesiti posti sono aggregati secondo i seguenti argomenti: effetti sulla salute e sorveglianza sanitaria, metodi di misura e strumenti, valutazione del rischio, gestione del rischio, vigilanza e adempimenti normativi. Di seguito vengono sintetizzati i principali contenuti delle Indicazioni Operative, evidenziandone gli elementi di novità rispetto al documento precedente, e viene dedicato uno specifico approfondimento ad alcuni aspetti relativi a strumenti e metodi di misura, di interesse spesso trasversale rispetto a misure di campi elettromagnetici per valutare l'esposizione non soltanto dei lavoratori, ma anche della popolazione generale.

In particolare, l'approccio seguito nella stesura di questa parte delle indicazioni operative ha voluto chiarire le caratteristiche della strumentazione, le procedure opportune e le metodiche da implementare per potersi confrontare con le diverse tipologie di limiti fissati dalle norme nei vari intervalli di frequenza.

IMPOSTAZIONE DEL DOCUMENTO, AGGIORNAMENTI E PRINCIPALI NOVITÀ

Le indicazioni operative messe a punto vogliono rispondere ai principali quesiti relativi all'applicazione delle norme per la tutela della salute e della sicurezza dei lavoratori, tenendo conto anche dei dubbi emersi negli operatori del settore dall'uscita del D. Lgs 159/2016 (raccolti soprattutto tramite il Portale Agenti Fisici).

Di seguito una sintesi degli aspetti di novità introdotti rispetto al documento del 2014, raggruppati per tematismo.

EFFETTI SULLA SALUTE E SORVEGLIANZA SANITARIA

Per quanto riguarda gli aspetti relativi alla tutela dagli effetti sulla salute, nel documento una specifica attenzione viene posta al tema dei soggetti particolarmente sensibili al rischio (sia portatori di dispositivi medici che non).

Ad esempio, tra i soggetti particolarmente sensibili rientra la donna in gravidanza, per le particolari condizioni fisiologiche e per la presenza del feto/embrione. Per questa categoria di soggetti, il rispetto dei VLE previsti dal D.lgs. 81/08 può non essere sufficiente a prevenire i rischi per la salute connessi alle esposizioni ai campi elettromagnetici.

L'indicazione fornita per la tutela della donna in gravidanza, ma anche di altri soggetti particolarmente suscettibili agli effetti diretti dei campi elettromagnetici, è quella di tenere conto dei limiti di esposizione per la popolazione fissati dalla Raccomandazione Europea 1999/519/CE o, in alternativa, dei valori limite di esposizione fissati da ICNIRP 2009 per il campo magnetico statico e da ICNIRP 2010 per gli effetti non termici dei campi elettrici e magnetici variabili nel tempo che rappresentano il riferimento scientifico più aggiornato.

Ove, in particolari situazioni lavorative, non sia possibile mantenere l'esposizione al di sotto dei limiti di esposizione per la popolazione, il cui rispetto non deriva comunque da alcun obbligo normativo, e fermo restando il pieno rispetto dei limiti per i lavoratori previsti dall'art. 208, l'idoneità della lavoratrice in stato di gravidanza e degli altri soggetti particolarmente sensibili, e le eventuali specifiche misure di protezione, dovrebbero essere valutate su base individuale caso per caso dal medico competente e dall'RSPP.

Altro caso di soggetti sensibili al rischio sono i portatori di protesi o altri dispositivi medici impiantati passivi (protesi articolari, protesi endoauricolari passive, chiodi, piastre, viti, clip chirurgiche, clip per aneurisma, stent, protesi valvolari cardiache, anelli per annuloplastica, impianti contraccettivi, otturazioni dentali etc.).

Se questi dispositivi contengono materiali ferromagnetici, questi possono subire torsioni e/o spostamenti in presenza di campo magnetico statico. Nel caso di esposizione a campi variabili nel tempo, gli impianti metallici possono perturbare il campo elettrico indotto nel corpo generando zone di forti campi localizzati. Gli impianti metallici potrebbero anche essere riscaldati induttivamente; le conseguenze sarebbero riscaldamento e lesioni termiche dei tessuti circostanti.

Il riscaldamento induttivo in grado di provocare lesioni termiche ai tessuti circostanti dipende dalla frequenza e intensità del campo nonché dalle dimensioni e dalla massa dell'impianto.

Tuttavia, secondo la Guida Non Vincolante della Commissione Europea, la conformità alla Raccomandazione 1999/519/CE dovrebbe fornire un'adeguata protezione; esposizione a campi più intensi potrebbero essere consentiti in alcune circostanze, previa specifica valutazione.

Anche per quanto riguarda i portatori di pacemaker ed altri dispositivi medici impiantati attivi (DMIA – ad es. defibrillatori, impianti cocleari, impianti al tronco encefalico, neuro stimolatori, pompe per infusione di farmaci, ecc.) vengono fornite alcune indicazioni.

Ad oggi, i dispositivi medici devono essere progettati e fabbricati in modo da eliminare o ridurre al minimo i rischi connessi con condizioni ambientali ragionevolmente prevedibili, in particolare quelli connessi con i campi magnetici, le influenze elettriche esterne, le scariche elettrostatiche. Nella pratica questo requisito si traduce nell'applicazione, da parte dei fabbricanti dei dispositivi, di specifiche norme tecniche armonizzate, che derivano i requisiti di immunità elettromagnetica dai livelli di riferimento indicati dalla Raccomandazione 1999/519/CE. Tali norme non valutano invece l'immunità dei dispositivi a segnali associati a sorgenti particolari presenti negli ambienti di lavoro, per i quali rimandano ad analisi ulteriori da effettuarsi direttamente con il costruttore del dispositivo, con il datore di lavoro e con il medico curante (ad esempio per la possibilità di impostazioni non standard per l'AIMD).

A supporto dei datori di lavoro il CENELEC ha sviluppato una norma, la EN 50527-1, che definisce una metodologia generale per effettuare la valutazione del rischio di soggetti portatori di uno o più DMIA. L'assunto di base è che i dispositivi medici funzionino correttamente, qualora non siano superati i livelli di esposizione stabiliti per la popolazione generale dalla Raccomandazione 1999/519/CE, quando impiantati e programmati conformemente alle buone pratiche mediche (approccio derivato dalla EN 45502-1).

Un approccio del tutto analogo è delineato nella norme EN50527-2-1 e EN50527-2-2 (di cui è prevista la pubblicazione nel 2019), rispettivamente rivolte alla valutazione del rischio specifica per i portatori di pacemaker e di defibrillatori.

L'approccio della norma EN50527-1 è del tutto coerente con quanto indicato dalle Guide Non Vincolanti previste dall'Articolo 14 della Direttiva 2013/35/UE.

La valutazione del rischio per i portatori di DMIA dovrà necessariamente avvalersi in ogni caso della collaborazione del medico competente, anche sulla base delle informazioni fornite dal medico o struttura curante del paziente e dal produttore del dispositivo che potrà fornire indicazioni sulle sue caratteristiche ed in particolare sui livelli di immunità e le tipologie di possibili malfunzionamenti in ottemperanza a quanto prescritto dalla conformità al marchio CE.

Indipendentemente dal percorso seguito, il processo di valutazione del rischio dovrà comunque terminare con l'individuazione delle aree di accesso (continuativo/transitorio) o di interdizione per il lavoratore e/o con l'adeguamento della postazione di lavoro o dell'attività lavorativa.

VALUTAZIONE DEL RISCHIO

Una delle questioni che è emersa con maggior enfasi nell'applicazione della normativa è quella relativa a quali siano le esposizioni di carattere professionale.

In effetti, le disposizioni del D.Lgs. 81/08 devono essere applicate a qualunque tipo di esposizione dei lavoratori a campi elettromagnetici durante il lavoro, senza alcun riferimento al carattere professionale o meno delle esposizioni. Al contrario, la legislazione italiana per la protezione della popolazione dalle esposizioni a campi elettromagnetici contiene prescrizioni specifiche che esplicitamente non si applicano ai lavoratori esposti per ragioni professionali.

La Legge 22 febbraio 2001, n.36, "Legge quadro sulla protezione dalle esposizioni a campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici", definisce infatti esposizione dei lavoratori "ogni tipo di esposizione dei lavoratori e delle lavoratrici che, per la loro specifica attività lavorativa, sono esposti a campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici" (art.3, comma 1, lettera f). Sono quindi da intendersi come "esposizioni di carattere professionale" quelle strettamente correlate e necessarie alla specifica mansione assegnata.

Inoltre, è da tenere in considerazione che i documenti ICNIRP 2010 ed ICNIRP 98, definiscono "esposizione occupazionale" l'esposizione di soggetti adulti sul posto di lavoro, che siano formati e consapevoli del rischio espositivo e delle opportune precauzioni da mettere in atto. Si tratta di esposizioni che avvengono in condizioni note e nel corso dello svolgimento delle abituali mansioni lavorative. Viceversa per esposizione della "popolazione generale" a CEM riscontrabile in uno specifico luogo/attività l'ICNIRP indica l'esposizione generalmente "inconsapevole" di individui di qualsiasi età, in qualsiasi condizione di salute e/o suscettibilità individuale all'esposizione, e che in genere avviene senza che questi siano in grado di mettere in atto le precauzioni necessarie per prevenire i possibili effetti avversi dell'esposizione.

Alle esposizioni non professionali si applicano in Italia, oltre alle disposizioni del D.lgs.81/08, i limiti di esposizione, i valori di attenzione e gli obiettivi di qualità previsti per la protezione della popolazione dai due DPCM applicativi 8/7/2003 per le sorgenti riconducibili agli elettrodotti alla frequenza di 50 Hz ovvero ai sistemi fissi di telecomunicazione e radiotelevisivi, ed all'insieme delle restrizioni della Raccomandazione Europea 1999/519/CE in tutti gli altri casi.

Per esempio, il lavoratore che per la propria attività utilizza una sorgente di campo elettromagnetico, come ad esempio un saldatore, è interessato da una esposizione di carattere professionale in relazione a quella particolare mansione e, pertanto, non saranno vevoli i limiti applicabili alla popolazione generale ma solo le specifiche misure di tutela fissate dal D.Lgs. 81/08. Per gli altri lavoratori, anche se si trovano in prossimità della saldatura ma non sono direttamente coinvolti in tale lavorazione, dovranno essere rispettati i valori limite previsti per la popolazione, se necessario adottando opportune misure organizzative (spostare il lavoratore, sfasare temporalmente le attività, inserire schermature, ecc.) ed eventualmente anche riprogettando l'intera postazione di lavoro.

Un lavoratore può essere esposto per ragioni professionali anche in considerazione del luogo di lavoro e non solo della mansione specifica; si consideri, infatti, il caso di addetti alle pulizie la cui mansione richieda necessariamente l'accesso in ambienti presso i quali è inevitabile l'esposizione a CEM (ad esempio all'interno di locali in cui siano presenti sorgenti di CEM che non possono

essere spente per effettuare le pulizie, come cabine elettriche in esercizio oppure tomografi di Risonanza Magnetica per quanto riguarda il campo magnetico statico). In tale caso il lavoratore sarà esposto per ragioni professionali in relazione alla mansione svolta in quei particolari ambienti di lavoro e non sarà soggetto ai limiti previsti per la popolazione generale, mentre ovviamente sarà soggetto a tutte le tutele previste dal D.Lgs. 81/08.

Si sottolinea il fatto che la legislazione italiana non prevede una classificazione di lavoratore professionalmente esposto ai CEM, in quanto lo stesso lavoratore può essere sottoposto ad una esposizione professionale in alcuni casi (esposizione connessa alla mansione), non soggetta ai limiti previsti per la popolazione, e ad una esposizione non professionale in altri casi (esposizione non connessa alla mansione), soggetta invece ai limiti per la popolazione. Per chiarire questo punto, si consideri ad esempio il caso dei lavoratori addetti alla Risonanza Magnetica che per svolgere le proprie mansioni non hanno la necessità di accedere in sala magnete ma solo di accedere alla zona ad accesso controllato dove sono possibili esposizioni al campo magnetico statico superiori a 0,5 mT, ma inferiori ai livelli di campo magnetico statico presenti in sala magnete. Questi lavoratori sono soggetti ad un'esposizione professionale al campo magnetico statico finché si trovino all'interno della zona ad accesso controllato dove svolgono le loro mansioni, ma al di fuori della sala magnete. Se per qualche motivo non connesso alla loro mansione specifica questi lavoratori dovessero entrare in sala magnete, l'esposizione di questi lavoratori non avrebbe più un carattere professionale, e pertanto non dovrebbe superare i limiti di esposizione previsti per la popolazione generale (facendo riferimento in questo caso alle restrizioni stabilite nella Raccomandazione Europea 1999/519/CE) sia per quanto riguarda il campo magnetico statico, sia per quanto riguarda i campi magnetici di gradiente variabili nel tempo e il campo elettromagnetico a radiofrequenza.

Alla luce di quanto sopra riportato, risulta che le esposizioni non professionali a sorgenti che ricadono sotto la gestione del datore di lavoro, devono essere contenute entro le restrizioni previste dalla normativa vigente per la tutela della popolazione.

Analogo discorso per esposizioni non professionali a sorgenti che non ricadono sotto la gestione del datore di lavoro, come ad esempio le linee elettrica ad alta tensione o cabine di trasformazione, o impianti fissi per le telecomunicazioni. In questi casi, il DL dovrà acquisire gli atti autorizzativi degli impianti tramite i quali verificare le caratteristiche di emissione ed il rispetto dei limiti di legge. Altri argomenti affrontati per la prima volta in questa sezione sono relativi alla prevenzione di effetti diretti ed indiretti, con particolare attenzione ai valori di riferimento per il campo magnetico statico (effetti sensoriali e sanitari, ed effetti quali l'interferenza con dispositivi impiantabili attivi e il rischio di attrazione e propulsivo nel campo periferico di sorgenti ad alta intensità), ai rischi di incendi ed esplosioni e alle situazioni in cui il rischio dovuto al campo elettrico statico può essere rilevante.

Per quanto concerne quest'ultimo punto, sono elencate alcune attività che possono generare accumulo di cariche elettrostatiche, quali ad esempio l'arrotolamento di pellicole plastiche o tessuti o altri dielettrici, le operazioni di frantumazione e macinazione, i trasferimenti pneumatici di polveri, il trasferimento di liquidi, gli spruzzi di liquidi che producono gocce con alte cariche elettrostatiche, il trasporto di carrelli con ruote in gomma-plastica su pavimenti anche essi in gomma o plastica.

GESTIONE DEL RISCHIO

Uno degli aspetti innovativi trattati nel documento in relazione alla gestione del rischio è quello delle misure di tutela da mettere in atto anche se si rispettano i valori d'azione, con la finalità di prevenire qualsiasi rischio per lavoratori appartenenti a gruppi particolarmente sensibili al rischio e qualsiasi rischio dovuto a effetti indiretti.

Tra queste misure di tutela ricade la delimitazione e segnalazione delle aree di superamento dei livelli di riferimento per la popolazione generale, indipendentemente dal fatto che in azienda siano presenti o meno lavoratori particolarmente sensibili all'atto della valutazione del rischio CEM (che viene aggiornata ogni 4 anni, ed in tale intervallo potrebbero intercorrere modifiche nella suscettibilità individuale dei lavoratori in relazione all'esposizione a CEM).

Nel caso siano presenti aree ove si riscontri il superamento dei livelli di riferimento per la popolazione generale, inoltre, il contenuto della formazione riguarderà necessariamente le procedure specifiche da adottarsi nell'impiego delle sorgenti CEM.

Questo approccio si amplia ad approccio generale nella valutazione e gestione del rischio tramite il concetto di zonizzazione, ossia la distinzione delle aree in cui:

- sono rispettati i livelli di riferimento previsti dalla Raccomandazione 1999/519/CE per la protezione della popolazione e, nel caso del campo magnetico statico, il VA di 0,5 mT,
- non sono rispettati i limiti per la popolazione, ma lo sono i VA inferiori per i lavoratori. In questo caso l'accesso è consentito solo previa idoneità alla mansione e relativa formazione/informazione,
- non sono rispettati i VA inferiori ma lo sono i VA superiori. Anche in questo caso l'accesso è consentito solo previa idoneità alla mansione e relativa formazione/informazione,
- non sono rispettati i VA superiori. A meno che non sia verificato il rispetto dei VLE sanitari, l'accesso dovrebbe essere impedito a chiunque eccetto casi di deroga autorizzata secondo le modalità descritte all'art. 212.

VIGILANZA

Di particolare interesse in questa sezione l'approfondimento dedicato agli obblighi di comunicazione all'organo di vigilanza: tenuto conto del comma 3 dell'Art. 208, la comunicazione non va effettuata in tutti i casi in cui il datore di lavoro possa documentare la conformità ai VLE sensoriali e, in base alle caratteristiche della sorgente e dell'ambiente di lavoro, non debba mettere in atto le misure di protezione specifiche ex articolo 210 finalizzate a prevenire rischi per la sicurezza, anche in condizioni di superamento dei VA inferiori.

Si effettua infine una precisazione in merito alla lettera a) del comma 6 dell'Art. 208, dove si specifica che nella relazione tecnico-protezionistica con cui si comunicano i superamenti all'organo di vigilanza, devono essere contenute le motivazioni per cui ai fini della pratica o del processo produttivo è necessario il superamento temporaneo dei VA inferiori o dei VLE relativi agli effetti sensoriali. Per quanto precedentemente esposto, la temporaneità dei superamenti non è infatti prevista per il superamento dei VA inferiori per il campo elettrico, che non implica di per sé (a meno che non siano superati anche i VA superiori, ma ciò non è permesso dal comma 4) la possibilità che il lavoratore sperimenti effetti sensoriali.

Un ulteriore aspetto trattato è quello delle informazioni sulle attrezzature, cioè quali dati i fabbricanti sono obbligati a fornire e quali informazioni sono da richiedere in fase di acquisto. Questo aspetto è importante pensando alla valutazione dei rischi associati all'uso di apparati con emissioni a distribuzione spaziale molto disuniforme, o di segnali complessi (modulazioni, variabilità temporali, ecc.): infatti in questo caso risulta estremamente complesso ed oneroso per il datore di lavoro fare misure o addirittura valutazioni dosimetriche, e pertanto una buona caratterizzazione della sorgente già in fase di acquisto permette di semplificare valutazione e interventi di prevenzione del rischio.

TEMATICHE SPECIFICHE SU STRUMENTI E METODI DI MISURA

In questa sezione delle Indicazioni Operative, sono riportati alcuni approfondimenti legati alla strumentazione e ai metodi di misura per valutare l'esposizione e confrontarla con le soglie fissate dalla norma. Data l'estensione degli intervalli di frequenza di interesse nei luoghi di lavoro, i diversi meccanismi di interazione a cui riferiscono i differenti VA, la varietà di sorgenti e di caratteristiche dei segnali da rilevare, il documento dettaglia questi aspetti per ciascun tema affrontato, anche tramite esempi pratici.

Si riportano di seguito le indicazioni relative ad alcune tematiche di interesse diffuso, insieme con le analisi e le motivazioni che hanno portato a definirle.

REQUISITI DEGLI STRUMENTI DI MISURA

La strumentazione utilizzata per le misure deve rispondere ad una serie di specifiche generali individuate dalle norme di buona tecnica quali ad esempio le due norme CEI 211-6 e 211-7. Inoltre occorre che lo strumento preveda la specifica funzionalità prescritta dalla normativa o dalle norme tecniche in vigore in relazione alla misura di specifici segnali.

Ecco una sintesi delle caratteristiche che deve avere la strumentazione di misura, in relazione alla misurazione dei parametri richiesti per la valutazione del rischio di insorgenza dei differenti effetti che si vogliono prevenire, facendo riferimento ai seguenti intervalli spettrali:

1) Campi magnetici statici e a frequenze < 1 Hz. Gli strumenti per campo magnetico statico forniscono il valore del campo presente nel punto di misura, da confrontare direttamente con i VLE e i LR indicati dalle normative, nonché con i VA per gli effetti indiretti. Per le intensità di campo riscontrabili in ambiente di lavoro, sono in genere adeguate le sonde ad effetto Hall. Nel caso del movimento di un lavoratore nel campo statico, è necessario utilizzare strumenti in grado di eseguire e memorizzare misure in rapida successione, con una frequenza di campionamento adeguata a caratterizzare la variabilità temporale del campo magnetico percepito.

2) Campi elettrici e magnetici a bassa frequenza (da 1 Hz fino a 100 kHz). In questa gamma di frequenze, è necessario usare strumenti a larga banda dotati di sensori che siano in grado di misurare sia il campo elettrico, sia il campo magnetico. Poiché in questo intervallo di frequenze i VA ed i LR sono da intendersi su base istantanea, lo strumento di misura dovrà essere dotato di funzionalità “max-hold” relativa alla grandezza d’interesse. In alcuni casi, quest’ultima è semplicemente il valore RMS del campo misurato, che può essere confrontato direttamente con i corrispondenti limiti (VA e LR); invece, in presenza di forme d’onda complesse, lo strumento dovrà essere in grado di fornire un indice di esposizione secondo le metodiche previste dalle norme (metodo del picco ponderato).

3) Campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici a frequenze intermedie (da 100 kHz a 10 MHz). In questo intervallo di frequenza coesistono sia gli effetti di stimolazione dei tessuti elettricamente eccitabili, sia quelli di natura termica. Per la valutazione dell’esposizione ai fini del confronto con VA relativi agli effetti di stimolazione, lo strumento deve avere le stesse caratteristiche già descritte al precedente punto 2. Per la valutazione dei rischi connessi agli effetti termici, lo strumento deve consentire la misura/calcolo del valore RMS riferito a una durata di esposizione pari a 6 minuti. In presenza di esposizioni simultanee a frequenze diverse occorre prendere in considerazione l’indice di esposizione secondo le pertinenti espressioni previste per le esposizioni professionali e per la popolazione.

4) Campi elettromagnetici ad alta frequenza (da 10 MHz a 300 GHz). In questo intervallo, valgono le considerazioni riportate al precedente punto 3 in relazione agli effetti termici. Per frequenze superiori a 10 GHz, l’intervallo di tempo su cui effettuare la media è pari a $68/f^{1,05}$ minuti (dove f è espresso in GHz). Nel caso in cui sia necessario valutare l’indice di esposizione, si procede tipicamente con un’analisi in frequenza mediante analizzatore di spettro collegato ad una antenna opportuna.

In presenza di segnali pulsati con basso ciclo di servizio (come ad esempio nel caso dei radar), occorrerà verificare anche la conformità dei valori di picco e non solo di quelli RMS, con l’attenzione a verificare che lo strumento disponga di una frequenza di campionamento e di una velocità di elaborazione adeguate alla rilevazione di segnali pulsati con durata dell’impulso di almeno 1 μ s.

Particolare cautela deve essere riservata alla valutazione delle sorgenti di telecomunicazione con modulazione numerica, in quanto la misura a banda larga, per alcune tipologie di segnale con trasmissione discontinua e trama non piena, possono portare ad una sottostima del livello di campo. Indicazioni più precise in proposito possono essere trovate nell’appendice C alla norma CEI 211-7.

5) Correnti indotte negli arti (da 10 a 110 MHz). In questo intervallo di frequenza la misura della corrente indotta negli arti consente di verificare il rispetto delle restrizioni di base sul SAR locale. La tecnica più comunemente impiegata per la valutazione delle correnti indotte si basa su misuratori di tipo clamp-on (trasformatore di corrente) chiusi intorno all’arto in esame. Per la verifica di conformità la radice quadrata della media quadratica delle misure di corrente indotta su ogni periodo di sei minuti deve essere confrontata con il VA, che non varia con la frequenza e risulta lo stesso per qualunque arto.

MISURE IN SITUAZIONI DI VARIABILITA’ SPAZIALE DEL CAMPO

In generale, i LR per il campo elettrico e per il campo magnetico debbono essere intesi come valori non perturbati, mediati nel volume del corpo dell’individuo esposto. I VA corrispondono invece ai valori massimi nello spazio occupato dal corpo del lavoratore (o in sue parti specifiche), calcolati o misurati sul posto di lavoro in assenza del lavoratore stesso.

Idealmente, i punti di misura o calcolo dovrebbero essere in numero e posizione tali da rappresentare adeguatamente la variabilità spaziale del campo nella regione di spazio occupata dalle diverse parti del corpo del lavoratore esposto, tenendo conto della reale postura assunta durante l'attività lavorativa. L'individuazione del valore di picco spaziale comporta una semplificazione operativa a cui corrisponde una valutazione prudentiale dell'esposizione: alla conformità con i VA/LR di detti valori massimi consegue infatti automaticamente la conformità con i VLE/LB in tutte le condizioni di esposizione. In specifiche situazioni di campo fortemente non uniforme, la valutazione della media spaziale potrebbe risultare più adeguata. In attesa dello sviluppo degli strumenti tecnici e specialistici per la riduzione dei livelli di rischio previsti dall'articolo 28, comma 3-ter del D.Lgs. 81/2008 e citati dal D.Lgs. 159/2016, per il criterio di media spaziale ci si può riferire a quanto indicato nel Volume 1 della Guida Non Vincolante di Buone Prassi.

Quando si ha a che fare con una sorgente distante pochi centimetri dal corpo, la valutazione dell'esposizione a CEM finalizzata al rispetto dei VA non può essere effettuata con misurazioni dirette. Nei casi in cui non sia possibile estrapolare i valori di campo dalle misure eseguite a distanze maggiori, oppure da tale operazione si deduca un superamento dei VA, sarà necessario ricorrere alla valutazione dosimetrica finalizzata alla verifica del rispetto dei VLE.

Per quanto riguarda le modalità di esecuzione di ogni singola misura puntuale, è opportuno tenere presente quanto segue.

In molte situazioni, l'intensità del campo si riduce rapidamente con l'aumentare della distanza dalla sorgente. Se, in particolare, essa varia considerevolmente su distanze paragonabili alle dimensioni della sonda, questa fornirà un risultato medio che potrebbe risultare inadeguato.

Considerando come sonda una spira a sezione rettangolare di 100cm^2 , è possibile calcolare l'errore associato alla misura a seconda del grado di disuniformità: per un andamento del campo con la distanza d dalla sorgente di tipo $1/d$, l'errore è contenuto sotto il 10% a partire da una distanza di 10-12cm dalla sorgente, per un andamento tipo $1/d^2$, per avere un errore sotto il 10% è necessaria una distanza di almeno 18-20 cm, per un andamento tipo $1/d^3$, la distanza dalla sorgente deve essere pari ad almeno 2 volte e mezzo la massima dimensione lineare della spira.

Maggiormente complessa è la sorgente, più questo errore può essere significativo in alcune direzioni rispetto ad altre (Bottauscio et al., 2004), e pertanto va prestata maggiore attenzione alla distanza di misura per garantire di ridurre l'errore.

Ad esempio per misurare le emissioni dal manipolo di una saldatrice ad arco, una sonda da 100cm^2 non dovrebbe essere posizionata ad una distanza dal cavo inferiore a 20 cm - 25 cm per contenere la componente dell'incertezza dovuta alla variabilità spaziale entro il 10%.

Alcune indicazioni relative a questa tematica dipendono poi dall'intervallo di frequenza considerato, come ad esempio il fatto che, essendo i VA e i LR relativi agli effetti termici (sopra i 100kHz di frequenza) finalizzati a prevenire l'eccessivo riscaldamento sistemico o localizzato in ogni parte del corpo, per la relativa verifica sono opportune almeno sei misure in corrispondenza delle regioni occupate dalla testa, dal tronco e da ciascuno degli arti superiori e inferiori.

Nell'intervallo di frequenze tra 10 e 110 MHz poi, specie in prossimità di una sorgente o comunque in condizioni di esposizione ad un campo elettrico fortemente disomogeneo, è indispensabile anche la misura della corrente indotta attraverso gli arti, da confrontarsi con il relativo VA.

In questo intervallo di frequenza, inoltre, il campo elettrico è fortemente perturbato dalla presenza dell'operatore, che influisce anche sulla risposta dello strumento. Per questo motivo, la norma CEI 211-7 indica come precauzione quella di porre l'operatore ad almeno 3m dallo strumento. Negli ambienti di lavoro, dove spesso questo non è possibile, l'indicazione è quella di effettuare una misura il più possibile conservativa. Ad esempio, nel caso della misurazione delle emissioni di un apparecchio a radiofrequenza per uso estetico, una stima delle emissioni si può effettuare durante un trattamento tipico, posizionando la sonda davanti al viso dell'operatrice che utilizza il macchinario.

VARIABILITA' TEMPORALE DEL CAMPO E DURATA DELLE MISURE

Il confronto di un livello di esposizione a CEM con i limiti normativi è a rigore immediato e diretto solo se si ha a che fare con un segnale perfettamente sinusoidale (cioè con ampiezza, frequenza e fase rigorosamente costanti nel tempo). In questo caso, basta ovviamente confrontare il valore

efficace del campo (valutato su un qualsiasi numero intero di periodi della sinusoide) con il limite normativo.

Tuttavia, i segnali perfettamente sinusoidali sono un'astrazione concettuale e non si incontrano mai nelle situazioni reali. Nelle telecomunicazioni, per esempio, si modificano l'ampiezza e/o la frequenza e/o la fase del segnale per codificare e veicolare l'informazione da trasmettere.

In varie applicazioni industriali e sanitarie (come riscaldatori a induzione o elettrobisturi in modalità taglio) si ha a che fare con segnali apparentemente sinusoidali a frequenza fissa, la cui intensità viene fatta variare, automaticamente o manualmente, secondo le esigenze dell'applicazione: si tratta cioè, tecnicamente, di segnali modulati in ampiezza.

In questa sezione è stato affrontato il problema di come effettuare la valutazione dell'esposizione ad un campo elettrico, magnetico o elettromagnetico che si presenti come segnale "quasi-sinusoidale", nel quale cioè almeno una caratteristica della sinusoide (ampiezza, frequenza o fase) varia nel corso dell'esposizione, ma a condizione che tale variazione sia sufficientemente lenta rispetto al periodo della portante.

In casi di questo tipo, va effettuata la misura del valore efficace, in termini di livello massimo nella condizioni di massima emissione delle attrezzature quando ci si sta occupando della prevenzione degli effetti di stimolazione dei tessuti elettricamente eccitabili (0Hz – 10MHz), o di livello medio sull'intervallo di tempo fissato dalla norma se ci si occupa di effetti sanitari di tipo termico (100kHz – 10GHz).

MISURA DELLE CORRENTI DI CONTATTO: PROBLEMATICHE E PROCEDURE PER LA RIDUZIONE DEL RISCHIO

Le correnti di contatto costituiscono uno dei meccanismi di accoppiamento indiretto tra CEM e soggetti esposti. Una corrente di contatto può manifestarsi quando una persona entra in contatto con un oggetto conduttore, come per esempio una struttura metallica, che – pur non essendo direttamente sotto tensione – si trova a potenziale elettrico diverso da quello del proprio corpo. Questo può succedere in vari modi, quando il corpo oppure l'oggetto sono esposti ad un campo elettrico esterno; la situazione più pericolosa si ha quando una persona non ben isolata da terra tocca un oggetto conduttore di grandi dimensioni, elettricamente non ben connesso a terra ed esposto ad un intenso campo elettrico. L'intensità della corrente di contatto è proporzionale all'intensità del campo e alla frequenza e può dipendere dalle dimensioni dell'oggetto conduttore, dalla taglia della persona, dall'area di contatto e dalle modalità con cui entrambi sono collegati o accoppiati a terra.

Non esistono ad oggi procedure standard per la valutazione del rispetto dei VA per le correnti di contatto. Sono disponibili in commercio specifici strumenti di misura, ma il loro utilizzo è ancora poco diffuso e non completamente validato. Informazioni generiche sono fornite nella norma tecnica CEI EN 50413, che raccomanda di effettuare le misure nelle posizioni di esposizione usuali o comunque accessibili al lavoratore. In attesa della definizione di pertinenti buone prassi o norme tecniche, si potrà ragionevolmente escludere il manifestarsi di correnti di contatto di rilievo protezionistico attraverso l'adozione di semplici misure organizzative, quali la rimozione di oggetti conduttori inutili (soprattutto quelli di grandi dimensioni) in prossimità della sorgente e nell'area ove si riscontrano elevati livelli di campo elettrico.

Qualora non possa essere escluso il rischio da correnti di contatto, è opportuno indicare – nell'ambito della valutazione – le misure specifiche da adottare, quali la messa a terra degli oggetti di lavoro, il collegamento elettrico dei lavoratori con gli oggetti stessi nonché, se del caso, l'utilizzo di scarpe, guanti isolanti e indumenti protettivi per i lavoratori la cui mansione comporti il possibile contatto con oggetti conduttori (non in tensione) esposti al campo elettrico. Importante anche la verifica delle corrette condizioni di installazione delle macchine sotto il profilo della sicurezza elettrica.

INCERTEZZA DI MISURA: INDICAZIONI SUI METODI DI STIMA E COME TENERNE CONTO NEL CONFRONTO CON I LIMITI

Nel paragrafo relativo all'incertezza, il documento di indicazioni operative approfondisce le specificità delle incertezze di tipo A e di tipo B nel caso della misura di campi elettromagnetici.

Ad esempio, per l'incertezza di tipo A (associata alla ripetibilità della misurazione), vengono individuati i principali parametri che influiscono sulla ripetibilità: variabilità/instabilità nella emissione della sorgente o associata alle variazioni non controllabili del ciclo di lavoro, variabilità spaziale dovuta all'incertezza di posizionamento dello strumento, variabilità casuale nell'emissione di sorgenti dello stesso tipo (qualora si misuri una sola sorgente rappresentativa di una "serie" di macchinari simili presenti sul posto di lavoro), differenze casuali delle esposizioni prodotte dalla stessa sorgente utilizzata da differenti operatori.

Tra i principali contributi di incertezza di tipo B (errori sistematici) sono invece individuati i fattori legati alla strumentazione, quali l'incertezza di taratura, l'incertezza sulla risposta in frequenza, l'incertezza sulla linearità in ampiezza, l'anisotropia e la risposta in temperatura.

Per quanto riguarda l'incertezza sulla risposta in frequenza, gli errori possono essere minimizzati attraverso l'uso di un fattore di correzione, nel caso in cui sia nota la frequenza del campo misurato. Qualora non sia possibile applicare tale fattore di correzione (ad esempio nel caso di misura in banda larga in presenza di più sorgenti diverse), per una stima adeguata dell'incertezza si potrà fare riferimento alle indicazioni dell'allegato F alla norma CEI UNI 70098-3 (par. F 2.4.5).

Per la misura di segnali con modulazioni complesse, andrà inoltre stimato il possibile contributo all'incertezza dovuto alla risposta alla modulazione.

Una stima di massima delle incertezze associate alle misure dei CEM emessi da specifici macchinari può poi essere tratta dalle norme di prodotto relative ai campi elettromagnetici, ove vengono analizzati nello specifico i bilanci di incertezza per la procedura di misura adottata per il macchinario oggetto della norma (ad esempio il bilancio di incertezza previsto dalla norma 50444 "Norma di base per la valutazione dell'esposizione umana ai campi elettromagnetici prodotti dalle apparecchiature per la saldatura ad arco e processi affini").

Per quanto riguarda invece il confronto con i limiti, l'approfondimento riguarda il fatto che, se l'incertezza è molto elevata, la valutazione di conformità o di non conformità di un valore di esposizione rispetto a un limite sarà tanto meno affidabile quanto più il valore di esposizione misurato è prossimo al valore limite.

Una volta determinata l'incertezza estesa della valutazione, corrispondente ad un intervallo di fiducia pari al 95%, è necessario definire ed adottare specifiche regole nei casi in cui non può essere presa una decisione certa di conformità o non conformità rispetto ai limiti di legge, per esempio quando il valore limite cade all'interno dell'intervallo di fiducia associato al risultato.

A tal fine le norme di prodotto CEI/CENELEC adottano in genere il criterio per cui i risultati delle misurazioni possono essere comparati direttamente con i pertinenti valori limite (ICNIRP 98 popolazione o Valori di Azione per i lavoratori), a condizione che non sia superato un determinato livello massimo di incertezza estesa. Se tale livello massimo viene superato, l'incertezza è compresa direttamente nelle misurazioni o nei valori limite per rendere più severi i criteri di conformità e compensare l'incertezza eccessiva.

Questo è ad esempio l'approccio seguito dalla norma CEI EN 62311 ("Valutazione degli apparecchi elettronici ed elettrici in relazione ai limiti di base di esposizione a campi elettromagnetici"), nella quale il criterio per il confronto diretto con il valore limite è che l'incertezza estesa sia contenuta entro il 30%. In caso di incertezza più elevata, la norma prescrive di aggiungere alla misura un valore di penalizzazione, ossia in pratica abbassare il valore limite di una percentuale definita in funzione dell'incertezza e del limite stesso.

Tale approccio tiene conto degli ampi margini di sicurezza con cui sono stati stabiliti da ICNIRP i livelli di riferimento per la popolazione ed i valori di azione per i lavoratori, in relazione alla possibilità di insorgenza degli effetti diretti ed indiretti che la normativa intende prevenire.

Un criterio analogo è quello contemplato nella norma CEI 211-7, per le misure di esposizione della popolazione ai campi elettromagnetici a frequenze superiori a 100kHz: in questo caso, il criterio per il confronto diretto con il valore limite è che l'incertezza estesa sia contenuta entro il 40% (3dB).

In caso di incertezze superiori ai livelli sopra indicati, è pertanto opportuno prendere in considerazione un approccio il più possibile di tutela nei confronti del lavoratore esposto, tenendo in considerazione il fatto che potrebbero essere richiesti criteri più restrittivi nel caso di valutazioni particolari, come ad esempio per valutazioni relative ai portatori di dispositivi medici impiantati

attivi, protesi, etc. In questi casi, il criterio di accettabilità dell'incertezza di misura deve essere attentamente preso in esame nell'ambito della valutazione del rischio.

CONCLUSIONI

L'aggiornamento del capitolo dedicato al Titolo VIII Capo IV, contenuto nelle "Indicazioni Operative" del Coordinamento Tecnico Interregionale per la Prevenzione e Sicurezza nei luoghi di Lavoro (2014) ha voluto fornire uno strumento pratico per integrare le indicazioni delle Linee Guida Non Vincolanti, emanate dalla comunità europea per l'attuazione della Direttiva 35, sulla base delle specificità introdotte dall'applicazione del D.Lgs. 159/2016 nell'ambito nazionale.

Il lavoro svolto dal Gruppo Interregionale Agenti Fisici ha quindi affrontato i vari temi relativi all'attuazione della tutela dei lavoratori potenzialmente esposti a campi elettromagnetici, fornendo chiarimenti interpretativi della norma ed esempi pratici, nonché riferimenti a norme tecniche e documentazione ed informazioni disponibili in banche dati (quali il Portale Agenti Fisici), al fine di garantire la possibilità di un adeguato percorso di valutazione e minimizzazione del rischio.

In particolare, la sezione relativa a metodiche e strumentazione di misura dei campi elettromagnetici è stata curata da un gruppo costituito non soltanto da rappresentanti del Gruppo Interregionale Agenti Fisici (Rosaria Falsaperla (INAIL) coordinatrice, Sara Adda (Arpa Piemonte), Andrea Bogi (Azienda USL Toscana Sud Est)), ma anche da esperti esterni che si occupano di misure in ambiente di vita e di lavoro (Daniele Andreuccetti (IFAC CNR Firenze), Riccardo Di Liberto (Policlinico S.Matteo - Pavia), Alex Soldi (ENI), Paolo Zanichelli (ARPA Emilia Romagna)).

Tale sezione è stata sviluppata in modo da chiarire tutta una serie di aspetti che rendono particolarmente delicata la rilevazione dei campi elettromagnetici in presenza di sorgenti ed ambienti di propagazione estremamente complessi. L'approccio seguito ha voluto fornire le indicazioni adeguate all'effettuazione di misure ai fini del confronto con i limiti fissati dalla norma, tenendo conto dei diversi parametri fisici da valutare a seconda degli intervalli di frequenza e delle caratteristiche dei segnali rilevati. Importanti approfondimenti sono anche stati dedicati ai requisiti e alle caratteristiche della strumentazione, alle procedure da seguire per minimizzare gli errori ed i rischi associati, alla stima delle incertezze ed a come esse vadano tenute in conto nel confronto con i limiti.

Bibliografia

Bottauscio O., Chiampi M., Crotti G., Zucca M., *Influence of the probe size on the measurement accuracy of non-uniform ELF magnetic fields*, 2004, Radiation Protection Dosimetry

Sviluppo di web application per l'analisi dei dati ambientali: consultazione e analisi dei database degli impianti di telefonia, confronto con il catasto regionale ed individuazione delle anomalie tramite procedure automatiche

Enrica Caputo¹, Marco Giacomelli¹, Christian Ronchi²

¹Arpa Piemonte Dipartimento Tematico Rischi fisici e tecnologici – via Jervis 30, Ivrea

²Arpa Piemonte Dipartimento Tematico Rischi naturali e ambientali – via Pio VII 9, Torino

e.caputo@arpa.piemonte.it

Riassunto

La legge n 221 del 17/12/2012 ha introdotto l'utilizzo di dati medi giornalieri di potenza degli impianti di telefonia per il confronto dei valori misurati di campo elettrico con i valori di attenzione e per la stima previsionale in fase autorizzativa. Tali dati sono contenuti all'interno di database, consultabili online, in cui i gestori memorizzano i dati di potenza massima erogabile ed i valori medi orari e giornalieri della potenza dell'impianto ai morsetti d'antenna.

La consultazione di questi dati che risulta immediata per controlli spot su singoli impianti, è tuttavia onerosa per l'analisi di tutti gli impianti ed il loro confronto con quanto presente nel catasto regionale.

Sono quindi state sviluppate delle web application che, a partire dai dati .csv esportati dai database dei gestori i quali ad oggi si avvalgono dell'uso del fattore alfa24, permettono di confrontare, per la totalità degli impianti, la potenza richiesta in fase di autorizzazione (massima e media) con la potenza di esercizio, evidenziando nel contempo anche tutte le anomalie.

INTRODUZIONE

La legge n 221 del 17/12/2012 ^[1] ha stabilito che, nell'attività di controllo delle emissioni degli impianti radiomobili di comunicazione, i livelli di campo da confrontare con i valori di attenzione e con gli obiettivi di qualità, sono da intendersi non più come media su un intervallo temporale pari a 6 minuti, ma come media dei valori nell'arco delle 24 ore.

Questa modifica sostanziale ha implicato che, anche ai fini della verifica attraverso stima previsionale del valore di attenzione e dell'obiettivo di qualità, gli operatori di telefonia mobile forniscano valori mediati nell'arco delle 24 ore, valutati in base alla riduzione della potenza massima al connettore d'antenna con appositi fattori (α_{24h}) che tengano conto della variabilità temporale dell'emissione degli impianti nell'arco delle 24 ore. Tali fattori sono calcolati come il massimo su base annua degli α_{24h} giornalieri (α_{24h}^{day}): nella fase post autorizzazione risulta quindi fondamentale un controllo periodico della conformità degli impianti autorizzati con potenza ridotta.

$$\alpha_{24h}^{day} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{P_i}{P_{max}}$$

P_{max} è il valore della potenza massima erogabile ai morsetti di antenna, m è pari al numero di intervalli temporali di durata pari a 60 minuti compresi in un giorno, cioè 24.

Il decreto stabilisce inoltre che gli operatori forniscano ad ISPRA e alle ARPA/APPA i dati di potenza degli impianti tramite la realizzazione di un database, consultabile "on line", in cui devono essere memorizzati i valori di potenza massima P_{max} erogabile ai morsetti di antenna ed il valore medio P_i , della potenza dell'impianto ai morsetti d'antenna, calcolato su un intervallo di 60 minuti e sulla base di un numero di campioni statisticamente significativo.

Ogni gestore che abbia deciso di avvalersi dell'uso di questo fattore ha quindi implementato un database al cui interno sono contenute le informazioni sulle reali condizioni di funzionamento degli impianti in termini di potenza massima, media oraria e giornaliera.

I database esistenti, pur rispettando le specifiche dettate dal decreto, sono risultati molto diversi fra loro, sia come contenuti, sia come ricerca, visualizzazione ed estrazione dei dati (tab 1); il database dell'operatore 1 è risultato di più semplice ed efficace utilizzo su controlli spot a campione, tuttavia non permette l'analisi di tutte le celle autorizzate con $\alpha_{24h} < 1$ presenti sul territorio regionale ed il confronto con quanto contenuto nel catasto degli impianti. Al contrario i

database degli operatori 2 e 3 risultano difficilmente utilizzabili per controlli spot a campione, ma permettono l'analisi di tutte le celle con tools specifici sviluppati ad hoc. I tools sviluppati, rivolti esclusivamente ai database degli operatori 2 e 3, oltre che per l'analisi estesa a tutte le celle, sono stati progettati per la consultazione immediata dei dati dei singoli impianti, rendendo possibile la visualizzazione delle reali condizioni di funzionamento.

Tabella 1 – Specifiche database

Modalità	Operatore telefonico 1	Operatore telefonico 2	Operatore telefonico3
Ricerca	Singolo impianto	Singolo impianto/Gruppo impianti per provincia	Singolo impianto/Gruppo impianti per provincia
Visualizzazione online	Tabella singolo sistema/Grafico singola cella	ND	Tabella
Estrazione	Singolo impianto	Secondo ricerca	
Numero files	1 per cella (file .xls su 2 sheets)	3 + 3 (2G,3G,4G)	1
		Dati orari	
		Dati giornalieri	
Parametri estratti	P_{max} installata P_{mean} giornaliera P_{mean} oraria	P_{max} installata P_{mean} giornaliera P_{mean} oraria	P_{max} autorizzata alfa24h giornaliero P_{mean} oraria

Analizzando le caratteristiche ed i parametri contenuti nei database (tab 1) risulta evidente che ogni confronto e ricerca delle anomalie debba essere effettuato in termini assoluti, considerando quindi la Potenza, massima e media, e non il valore alfa24 dichiarato dall'operatore. La scelta è necessaria in quanto non in tutti i casi il valore alfa24h giornaliero dichiarato dall'operatore è calcolato sulla base della reale massima potenza installata (es Operatore 3) e, nel caso in cui lo sia, essa potrebbe non coincidere con la potenza richiesta in fase di autorizzazione.

MATERIALI E METODI

Data l'eterogeneità dei dati, la scelta è stata quella di sviluppare 2 web application per ogni operatore; "Anomalie_P" e "Search_Pmean", scritte con il linguaggio dell'ambiente R -CRAN, gestiscono i dati estratti ed analizzano la potenza media giornaliera sulla scala temporale prescelta.

AMBIENTE DI SVILUPPO

R^[2] è un linguaggio di programmazione ed un ambiente open source, nato per l'analisi statistica dei dati e sviluppato da una comunità di programmatori estesa su scala mondiale.

L'ambiente si basa su un insieme di funzioni, librerie e oggetti che possono essere utilizzati per la gestione, l'analisi dei dati e la produzione di grafici. La sua caratteristica principale è l'integrazione fra la semplice gestione dei dati e l'utilizzo di funzioni statistiche di differente livello di complessità, le quali rendono l'analisi dei dati particolarmente flessibile. Essendo un ambiente di programmazione ha tuttavia lo svantaggio di dover procedere tramite la scrittura di codice, inoltre non è possibile creare applicativi che possano essere utilizzati con un'interfaccia grafica; per diffondere l'utilizzo anche ad utenti non esperti è stato quindi recentemente rilasciato uno specifico pacchetto^[3,4] che permette lo sviluppo di web application scritte in R e pubblicate su server Linux (locale o su servizi di hosting specifici open source), in una logica server/client. Successivamente alla pubblicazione è possibile accedere ai tools messi a disposizione dall'applicazione, tramite un url web, sia su server proprio (localhost), sia su piattaforme di hosting on line. Nella modalità server/client, non è quindi necessario per il funzionamento dell'applicazione, installare il core di R su ogni singola macchina locale, ma gli utenti accedono direttamente al server a cui è demandato il repository dell'intera infrastruttura ovvero è installato il core di R e tutti i pacchetti necessari al calcolo, in particolare il pacchetto Shiny che si occupa effettivamente di rendere l'applicazione specifica di elaborazione dei dati, interattiva, dinamica e fruibile via web.

Anche tutti gli script R specifici risiedono sulla macchina server in modalità "trasparente" all'utente, il quale accede solo ai risultati finali dell'applicazione a seconda delle proprie esigenze. E' infatti possibile estrarre tabelle, grafici e report automatici.

I vantaggi di un tale approccio informatico sono molteplici: innanzitutto l'applicativo che elabora i dati è estremamente portabile e scalabile e, lato client, è raggiungibile da qualsiasi browser su qualsiasi sistema operativo. Unica richiesta è che l'infrastruttura lato server sia ospite su S.O. linux/unix o macOS.

In secondo luogo, qualsiasi modifica, miglioramento o più in generale, manutenzione dell'applicativo specifico viene effettuata solo sul server e quindi resa disponibile immediatamente ed in modo omogeneo a tutti gli utenti che ne usufruiscono

Infine, l'automatizzazione delle elaborazioni minimizza la possibilità di errore umano e rende i risultati altamente riproducibili.

APP "ANOMALIE_P"

Questo tool confronta^[5] i dati presenti all'interno del database PostgreSQL ARPA, in cui sono inseriti i dati tecnici ed amministrativi degli impianti di telefonia, con i dati estratti dai database degli operatori telefonici.

I files .csv sono salvati periodicamente in modalità manuale su server, con opportuna codifica temporale, lo script legge i dati riferiti all'operatore di interesse inseriti nel database ARPA, i dati contenuti all'interno di tutti i files dell'operatore con data di registrazione successiva ai due mesi dall'ultima autorizzazione rilasciata da ARPA e confronta i dati di potenza massima e media sulla base dell'identificativo della cella, costruito a partire dalla sequenza univoca codice impianto – sistema – banda – direzione.

Per un corretto merge dei dati risulta quindi indispensabile l'inserimento all'interno del catasto ARPA del codice dell'impianto secondo il formato dell'operatore specifico.

I controlli eseguiti dallo script sono riferiti sia al database dei gestori, sia al database ARPA, nello specifico sono evidenziati:

- il numero degli impianti e delle celle autorizzati con $\text{alfa24} < 1$;
- tutti gli impianti inseriti nel database ARPA con codice non corrispondente alla codifica dell'operatore;
- tutti gli impianti autorizzati con $\text{alfa24} < 1$ non presenti nel database dell'operatore;
- tutte le celle non conformi in potenza massima ($P_{\text{max}} > P_{\text{max aut}}$);
- tutte le celle non conformi in potenza media, il giudizio di conformità si basa sullo scostamento tra P_{media} e $P_{\text{media aut}}$ per un periodo superiore al 20 % della base temporale prescelta (quadrimestrale/semestrale/annuale).

I risultati sono esportati in forma tabellare e grafica, è infatti generato un report .pdf^[6] contenente i grafici dell'andamento temporale della potenza massima e media di tutte le celle non conformi, sovrapposto al relativo valore autorizzato. All'interno dei grafici le celle sono identificate tramite l'ID univoco "codice impianto – sistema – banda – direzione".

APP "SEARCH_PMEAN"

Questo tool permette di visualizzare i grafici dell'andamento temporale della potenza media giornaliera delle celle autorizzate con $\text{alfa24h} < 1$ presenti all'interno dei database degli operatori, visualizzando il valore puntuale tramite spostamento del cursore.

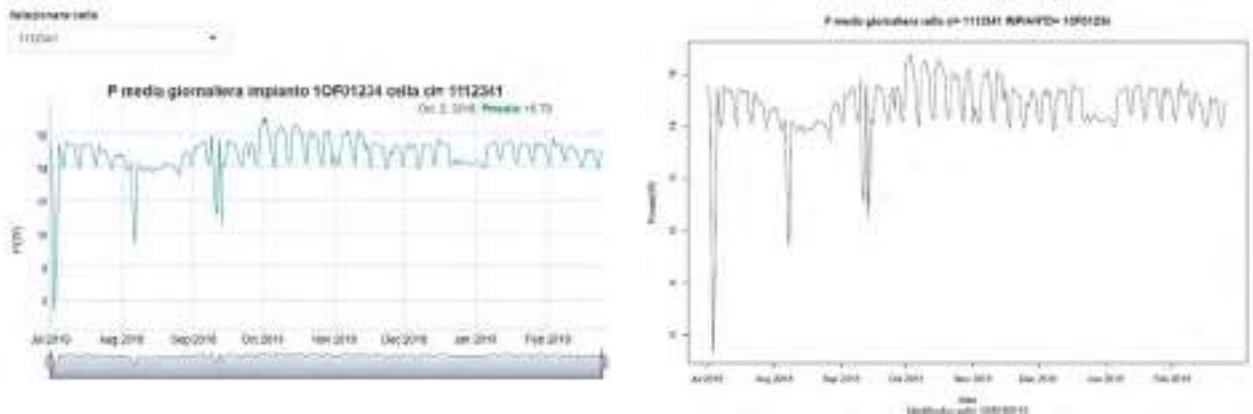
Lo script legge i dati contenuti all'interno di tutti i files dell'operatore aggiornati all'ultimo download eseguito manualmente, inserendo il codice dell'impianto che si vuole controllare si visualizzano i dati delle celle presenti (codice impianto – sistema – banda – direzione), selezionando la cella di interesse si visualizza il grafico interattivo^[7] dell'andamento giornaliero della potenza media della cella. La base temporale di default è quella della disponibilità dei dati, ma è possibile eseguire zoom su intervalli temporali diversi.

I risultati sono esportati in forma grafica, è infatti generato un report .pdf contenente il grafico della dell'andamento temporale della potenza media giornaliera della cella selezionata o di tutte le celle dell'impianto.

Figura 1 – APP “ANOMALIE_P”



Figura 2 – APP “SEARCH_PMEAN”, grafici Pmedia giornaliera



APP “Search_Pmean”: (A) Esempio di grafico interattivo visibile su APP (B) grafico esportato .pdf

Gli script sviluppati per questi tools possono essere integrati in altre applicazioni per analisi statistiche sulle reali condizioni di funzionamento degli impianti, confrontando i dati presenti nei database operatori e ARPA è infatti possibile associare ai dati estratti le coordinate degli impianti, permettendo l'analisi geostatistica all'interno dell'ambiente R e la successiva coerente creazione di dati vettoriali in formato shapefiles^[8] importabili in ambiente GIS.

Questi tools sono stati sviluppati per analisi specifiche su un determinato argomento, il metodo è tuttavia flessibile e può essere utilizzato per l'analisi di qualsiasi tematica, soprattutto nei casi in cui la gestione dei dati risulta problematica per struttura o estensione.

RISULTATI

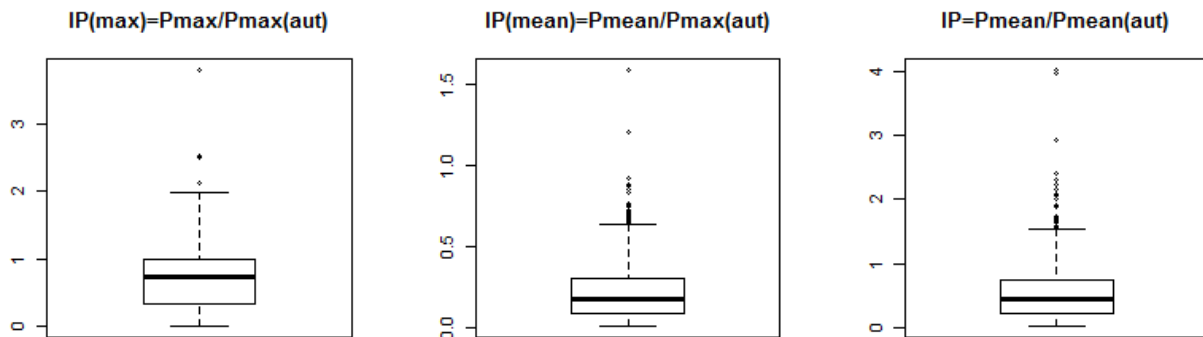
Ad oggi, sul territorio della regione Piemonte, sono autorizzati 1455 impianti con $\alpha_{24h} < 1$, per un totale di 10318 celle, suddivise fra gli operatori che hanno dichiarato di utilizzare tale fattore.

L'analisi statistica sul reale utilizzo della potenza da parte delle celle permette di avere una maggior consapevolezza delle reali condizioni di funzionamento degli impianti, analizzando infatti i rapporti fra le massime P_{media} , $P_{media\ aut}$, P_{max} e $P_{max\ aut}$ su tutto il territorio regionale si ottiene una stima, anche se conservativa¹, della validità delle valutazioni previsionali, eseguite sulla base dei parametri richiesti in fase di autorizzazione.

In figura 3 è riportato un esempio di analisi statistica effettuato per tre indicatori:

- $IP(max) = P_{max}/P_{max}(aut)$;
- $IP(mean) = P_{media}/P_{max}(aut)$;
- $IP = P_{media}/P_{media}(aut)$.

Figura 3 – Analisi statistica indicatori IP

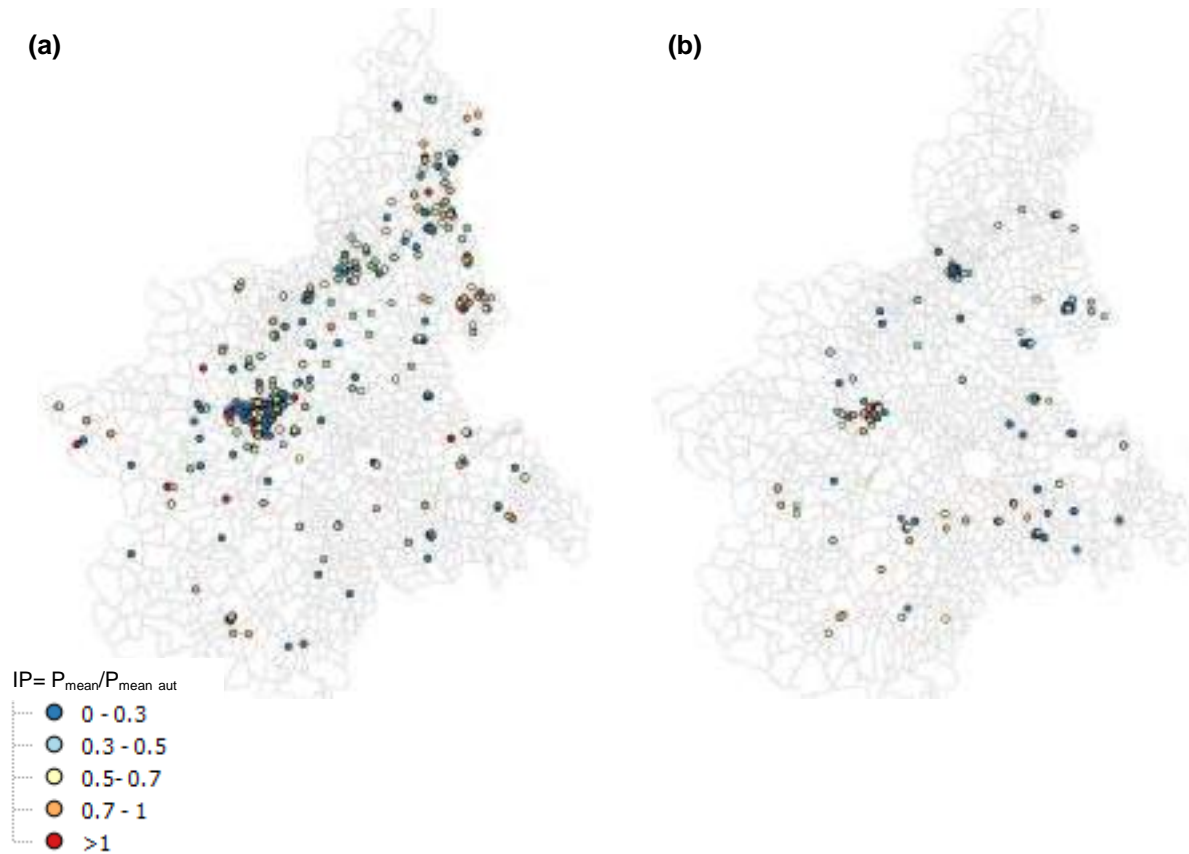


Utilizzando questi dati in ambiente GIS, è possibile evidenziare le zone in cui gli indicatori IP raggiungono valori anomali (fig 4).

Analizzando tramite "ANOMALIE_P" gli impianti di due operatori (al momento il terzo operatore non permette l'estrazione dei dati di tutte le celle), si sono trovate anomalie sia sul database degli operatori, sia sul database ARPA, si sono individuati infatti numerosi impianti con codice errato o non presenti all'interno dei database degli operatori. Il controllo automatico ha permesso di correggere il dato fondamentale per il confronto tra le due serie di dati (codice impianto) ed estendere le analisi ad un numero sempre maggiore di impianti, nonché di notificare all'operatore l'assenza di alcuni degli impianti autorizzati con $\alpha_{24} < 1$, impianti che ai sensi della normativa vigente devono invece essere obbligatoriamente presenti nei database forniti dai gestori. Le analisi su base temporale quadrimestrale o annuale hanno evidenziato discrepanze fra la potenza massima autorizzata e quella realmente installata.

Per tali anomalie, nella maggior parte dei casi confermate dagli operatori, sono state individuate le cause ed è stato ripristinato il corretto funzionamento degli apparati. In alcuni casi la non conformità era reale, in altri casi era imputabile al non corretto processo burocratico della pratica (es. mancata trasmissione di richiesta di aumento potenza da parte del SUAP).

Figura 4 – Rapporto $P_{\text{mean}}/P_{\text{mean aut}}$



Distribuzione geografica per operatore 2 (a) e operatore 3 (b)

Anche per quanto riguarda la potenza media, quindi i fattori α_{24h} , sono state individuate non conformità. Successivamente alla notifica al gestore, nella maggior parte dei casi, è stato richiesto l'adeguamento del valore di potenza media e, conseguentemente, una nuova istruttoria autorizzativa.

L'utilizzo di "SEARCH_PMEAN" ha permesso di effettuare controlli specifici di rispondenza alle condizioni autorizzative in caso di misure in campo, ha inoltre permesso di verificare i dati forniti dall'operatore a seguito di misure selettive in frequenza. In questo caso il valore α_{24h} risulta infatti indispensabile per l'estrapolazione del livello medio su 24 ore a partire dal valore massimo misurato, da confrontare con il valore d'attenzione e obiettivo di qualità.

$$E_{24h} = E_{\text{max}} \sqrt{\alpha_{24h}}$$

CONCLUSIONI

I tools sviluppati permettono di analizzare facilmente le reali condizioni di funzionamento degli impianti di telefonia che si sono avvalsi, in fase autorizzativa, del fattore riduttivo α_{24h} , la consultazione online dei dati contenuti all'interno dei database degli operatori può infatti risultare di difficile applicabilità nell'attività lavorativa quotidiana, soprattutto per i portali che non hanno implementato una visualizzazione grafica dei risultati.

L'applicazione SEARCH_PMEAN sopperisce a questa carenza ricreando i grafici dell'andamento temporale della potenza media giornaliera degli impianti inseriti nei database sprovvisti di tale funzionalità. La base temporale di partenza è impostata pari a quella dell'aggiornamento dei dati, il grafico interattivo permette di focalizzarsi sui periodi di interesse visualizzando il valore puntuale della potenza media su 24 ore del giorno specifico. Questo tipo di analisi risulta particolarmente utile sia per il controllo della potenza media da effettuarsi dopo il rilascio dell'autorizzazione, sia per le misure in campo, per effettuare l'extrapolazione del livello medio su 24 ore a partire dal valore massimo misurato in una specifica giornata, da confrontare con il valore d'attenzione e obiettivo di qualità

ANOMALIE_P è uno strumento che permette l'analisi complessiva dei catasti ARPA e degli operatori, nonché delle reali condizioni di utilizzo della rete, controllando in automatico la conformità degli impianti a quanto autorizzato. L'applicazione confronta infatti i dati contenuti all'interno dei database degli operatori con quelli presenti all'interno del catasto regionale e fornisce, come output, l'elenco degli impianti autorizzati con $\alpha_{24h} < 1$ che non sono presenti nel database degli operatori e di tutte le celle non conformi, con relativo grafico, sia sulla base della potenza massima installata, sia sulla base della potenza media su 24 ore. Il criterio di conformità per la potenza media è stato stabilito sulla base dello scostamento tra P_{media} e $P_{media aut}$ per un periodo superiore al 20 % della base temporale prescelta, le anomalie quindi non vengono considerate puntualmente, ma su un intervallo di tempo sufficiente ad escludere eventi spot.

Gli script R sviluppati per questi tools possono essere integrati in altre applicazioni per analisi statistiche geografiche, confrontando i dati presenti nei database operatori e ARPA.

E'infatti possibile associare ai dati estratti le coordinate degli impianti, permettendo quindi l'analisi geostatistica all'interno dell'ambiente R e la successiva coerente creazione di fati vettoriali in formato shapefiles importabili in qualsiasi ambiente GIS.

L'ambiente di sviluppo utilizzato, R CRAN permette di creare attraverso la sua libreria shiny applicativi interattivi e dinamici pubblicabili su server propri o su piattaforme di hosting, a cui gli utenti finali possono accedere tramite url web. Questa peculiarità permette di non richiedere particolari dotazioni o conoscenze informatiche a tutti gli utilizzatori finali, in quanto non è necessario installare l'ambiente R sulla propria macchina. L'utente finale non necessita di conoscere il linguaggio, né di processare in modo attivo il codice, in quanto i calcoli sono eseguiti tramite interfaccia grafica.

Questi tools sono stati sviluppati per analisi specifiche su un determinato argomento, il metodo è tuttavia flessibile e può essere esteso all'analisi di qualsiasi tematica specifica, soprattutto nei casi in cui la gestione dei dati risulta problematica per la loro struttura o estensione.

Note

1 La stima è conservativa in quanto in questi esempi si assume come valore di P_{mean} il massimo valore raggiunto sulla base temporale prescelta, è tuttavia possibile scegliere un differente indice statistico (media, percentili, ...)

Bibliografia

- [1] LEGGE 17 dicembre 2012, n. 221:Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 18 ottobre 2012, n. 179, recante ulteriori misure urgenti per la crescita del Paese. (12G0244) (GU Serie Generale n.294 del 18-12-2012 - Suppl. Ordinario n. 208)
- [2] <https://www.r-project.org/> R Foundation
- [3] <https://shiny.rstudio.com/>
- [4] <https://cran.r-project.org/web/packages/shiny/index.html>
- [5] <https://cran.r-project.org/web/packages/RPostgres/index.html>
- [6] <https://rstudio.github.io/dygraphs/>
- [7] <https://cran.r-project.org/web/packages/rmarkdown/index.html>
- [8] <https://cran.r-project.org/web/packages/rgdal/index.html>

Applicazione *online* per l'acquisizione e l'elaborazione di dati nel dominio del tempo e della frequenza nella valutazione dell'esposizione a CEM

Moreno Comelli, Daniele Andreuccetti

IFAC-CNR, via Madonna del Piano 10, 50019 Sesto Fiorentino (FI)

M.Comelli@ifac.cnr.it

Riassunto

L'Istituto di Fisica Applicata "Nello Carrara" del Consiglio Nazionale delle Ricerche (IFAC-CNR), nell'ambito di un progetto di ricerca finanziato dall'INAIL che vede coinvolte, oltre all'IFAC (in qualità di capofila) e all'INAIL, altre tre unità operative (Azienda USL Toscana Sud Est, Fondazione IRCCS Policlinico San Matteo e Istituto Superiore di Sanità), sta sviluppando WEBNIR, una piattaforma web ad accesso libero, attraverso la quale sono rese disponibili, tra le altre, alcune applicazioni relative alla valutazione del rischio da esposizione a campi elettromagnetici (CEM).

In questo lavoro viene descritta in particolare l'applicazione che permette di elaborare in maniera automatizzata i file prodotti da varie catene strumentali, operanti nel dominio del tempo o della frequenza, per eseguire operazioni di analisi e verifica del rispetto di valori di esposizione, il calcolo di indici radioprotezionistici riferiti alla normativa vigente e la visualizzazione grafica dei dati di partenza e dei risultati delle elaborazioni.

Secondo il progetto iniziale, si prevedeva di strutturare la procedura solo sulla base delle caratteristiche degli strumenti di misura più comuni, implementando algoritmi di scansione specifici per ciascuna delle catene strumentali per cui fosse noto il formato di file restituito. In seguito, questo approccio è stato ampliato in modo da accettare file del tipo più generico possibile, potenzialmente prodotti da qualunque catena di misura, purché in formato aperto (file di testo o foglio di calcolo), a condizione che - per i file-dati la cui struttura non sia già nota al sistema - l'utente fornisca alla procedura di importazione i parametri necessari alla sua corretta interpretazione, secondo un modello prestabilito ma sufficientemente flessibile.

L'applicazione sviluppata, oltre a visualizzare l'andamento, nel rispettivo dominio (tempo o frequenza), dei dati acquisiti, consente di eseguire una serie di operazioni standardizzate per il calcolo e la rappresentazione visiva di grandezze rilevanti da un punto di vista radioprotezionistico, ma non sempre rese disponibili dalla catena di misura utilizzata (per esempio: indici di esposizione, variazione $\Delta B/3s$). Inoltre, l'interfaccia permette di personalizzare l'aspetto dei grafici prodotti tramite l'utilizzo di un'apposita utility, che intercetta i risultati delle varie elaborazioni e modifica l'output in base alle impostazioni scelte dall'utente.

INTRODUZIONE

È stato sviluppato e messo a disposizione del pubblico (Andreuccetti et al., 2017-2019) uno strumento, basato su interfaccia web, che consente di importare file generati nel dominio del tempo o della frequenza da catene di misura nell'ambito CEM, e quindi procedere alla visualizzazione grafica e, nel caso in cui i dati lo consentano, di accedere a strumenti di elaborazione per determinare, ad esempio, vari indici radioprotezionistici, tra cui gli indici di picco ponderato secondo le principali normative, visualizzare l'andamento della variazione $\Delta B/3s$, lo spettro, o eseguire l'interpolazione su vari indici a seguito di misure su uno solo di essi.

Tale applicativo è costituito da componenti che si relazionano in modo da permetterne una completa gestione da parte dell'amministratore del sistema, e l'importazione dei dati e l'esecuzione delle utility di elaborazione da parte degli utilizzatori.

Sia le informazioni necessarie alla gestione del sistema, sia i dati relativi alla strumentazione di misura, sono memorizzati in un database relazionale (RDB), gestito tramite interfaccia web.

Le utility di elaborazione sono state sviluppate in linguaggio PHP se rivolte all'acquisizione dei file in input, in Python qualora si sia resa necessaria una maggiore efficienza computazionale.

Il dialogo tra l'interfaccia web e l'ambiente Python è garantito da uno strato intermedio bidirezionale, il GateWay to Python (GW2Py), che rende disponibili a una procedura Python (e viceversa) i dati inseriti in una pagina HTML e trasmessi sulla rete con protocollo HTTP.

La produzione di grafici ottenuti dalle applicazioni realizzate è stata infine realizzata tramite jqPlot, un plugin Javascript basato sul framework jQuery.

Sono stati definiti dei formati standard (uno per i dati nel dominio del tempo e uno per quelli nel dominio della frequenza) in cui convertire i file generati dalla strumentazione prima di procedere alla loro elaborazione. In questo modo la procedura di analisi è standardizzata e per ogni file è necessario personalizzare solamente la fase in cui viene omogeneizzato al formato convenuto. Inoltre, questo ha permesso di sviluppare un sistema che, generalizzando quanto prodotto per alcune catene di misura note, elabora file ottenuti - in linea di principio - da qualunque catena purché rispetti certe caratteristiche che si è cercato di mantenere il più possibile universali.

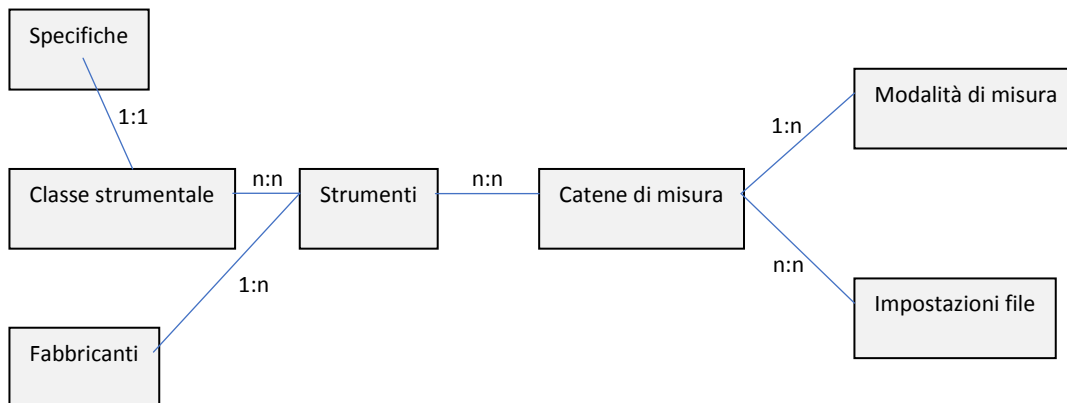
IL DATABASE DI GESTIONE

Il sistema di gestione della strumentazione di misura tramite RDB ha semplificato il procedimento di analisi delle varie tipologie di file in output dalle diverse catene strumentali. Lo stesso approccio è stato infatti utilizzato sia per collegare una tipologia di file alle catene in archivio, sia per descrivere analiticamente la struttura del file stesso (fig. 1).

Sono state realizzate pagine specifiche per tutti gli aspetti inerenti alla gestione della strumentazione (fabbricanti, classi strumentali, specifiche tecniche, strumenti di misura, catene, impostazioni dei file).

In particolare, a una catena viene associato un file con caratteristiche di formattazione specifiche. Il sistema relazionale consente di gestire in maniera agevole strumenti che generano file di output formattati allo stesso modo. Per ogni impostazione è necessario specificare i parametri che permettono di interpretare correttamente la formattazione del file di output (in formato testuale o foglio di calcolo), e caricare un file di esempio da visualizzare nel sistema di gestione delle catene associate a questa impostazione.

Figura 1– Struttura relazionale dello schema relativo alla strumentazione di misura.



Il template relativo all'interfaccia di gestione, comune a tutti questi elementi, prevede:

- un sistema evoluto di filtri in base ai campi della tabella per cui si possono definire gli elementi da includere, escludere, se effettuare un'intersezione sugli oggetti definiti, se considerare o no caratteri speciali ed elementi vuoti o di tipo NULL;
- un modulo per la definizione dell'ordinamento dei risultati, con opzione ascendente o discendente e possibilità di forzare un cast sul tipo di dato;
- un sistema per la gestione multipagina con definizione del numero di risultati per pagina, e pulsanti per accesso alle altre pagine;
- tabella di gestione dei singoli record con possibilità di inserire, modificare o eliminare elementi.

L'INTERFACCIA DELL'APPLICAZIONE

L'interfaccia utente è costituita due sezioni dedicate a catene strumentali presenti in archivio, operanti rispettivamente nel dominio del tempo e della frequenza, da una sezione per accettare file forniti dall'utente in formato personalizzato (fornendo tutti i parametri necessari alla loro corretta interpretazione), e infine da una dedicata alla personalizzazione dell'aspetto dei grafici.

La selezione ed importazione dei file è diversa a seconda che si voglia utilizzare una delle schede relative a procedure specializzate o quella dedicata ai formati non standard. Al momento dell'invio dei dati al server, le due procedure vengono allineate e offrono le stesse opzioni all'utente. Schematicamente, si comportano come visualizzato in tab. 1.

Tabella 1 - Successione dei passaggi per le due modalità di selezione dei file.

Catena da archivio	File generici
<ul style="list-style-type: none"> • Scelta di una catena di misura • Impostazione dei parametri 	<ul style="list-style-type: none"> • Selezione del dominio (tempo o frequenza) • Definizione dei parametri specifici per il dominio selezionato • Definizione dei parametri relativi alla modalità di misura (fattore di conversione, offset in tensione, unità di misura) • Eventuale scelta della catena da archivio, per modificare in seguito solo alcuni parametri • Impostazione dei parametri per la scansione del file • Esportazione degli stessi in formato JSON
<ul style="list-style-type: none"> • Selezione e caricamento dei file • Eventuale ordinamento dei file 	
	<ul style="list-style-type: none"> • Eventuale test di verifica sul formato dei file
	<ul style="list-style-type: none"> • Invio dei file al server

FILE DATI DA STRUMENTI NEL DOMINIO DEL TEMPO

In questa sezione l'utente può selezionare una catena di misura presente in archivio e la grandezza misurata. Se è richiesta l'impostazione di alcuni parametri, viene generata l'interfaccia necessaria per la loro definizione (Andreuccetti et al., 2018). Ad esempio, per una strumentazione basata su un analizzatore Narda ELT-400 (fig. 2), vanno specificati:

- tipo di sonda (3 cm² o 100 cm²),
- impostazioni dello strumento,
- frequenza di campionamento impostata nell'acquisitore collegato all'uscita analogica.

Figura 2– Interfaccia per la selezione di una catena strumentale da archivio, definizione delle impostazioni di misura, caricamento e ordinamento dei file.



Selezionando i file dati, l'interfaccia consente di ordinarli tramite un semplice trascinarsi del mouse, in modo che, una volta trasmessi al server, vengano elaborati nello stesso ordine in cui sono stati generati dalla strumentazione.

In seguito, inviando i dati al server, si attivano le opzioni di visualizzazione ed elaborazione. Queste verranno analizzate nel seguito, dopo aver introdotto la gestione di file generici, in quanto le due modalità di analisi coincidono a partire dal caricamento dei file.

FILE DATI DA STRUMENTI NEL DOMINIO DELLA FREQUENZA

Le procedure dedicate all'elaborazione di file dati generati da specifiche catene di misura operanti nel dominio della frequenza sono attualmente in fase di sviluppo e non sono disponibili al pubblico. Sono comunque strutturate in maniera analoga a quelle nel dominio del tempo. Una volta caricato il file dati sul server, si viene rimandati alla sezione comune relativa alla produzione dei grafici e all'elaborazione.

FILE DATI GENERICI DA STRUMENTI IN ARCHIVIO O DA CATENA PERSONALIZZATA

Qualora si rendesse necessario gestire file non riconducibili ad un modello memorizzato in archivio, è necessario specificarne i parametri che ne consentano la corretta interpretazione prima dell'elaborazione vera e propria.

A seconda del dominio scelto dall'utente (Tempo o Frequenza), viene generato un menu nel quale inserire i parametri per caratterizzare ciascun dato: nel dominio del tempo, uno tra risoluzione temporale, frequenza di campionamento e colonna contenente i valori di tempo; nel dominio della frequenza, fattori di integrazione e uno tra distanza spettrale, larghezza di banda di risoluzione e colonna contenente i valori di frequenza.

Contestualmente, compaiono i dati relativi alle catene di misura presenti in archivio relativamente al dominio selezionato. Una volta selezionata la catena, si specificano eventuali impostazioni strumentali e il formato del file in output.

Allo stesso tempo, una scheda denominata 'Struttura file' (fig. 3) viene popolata con i parametri relativi al formato del file associato a questa catena di misura, secondo i parametri specificati. In particolare, sono riportate le informazioni:

- se file di testo o di foglio di calcolo, e in tal caso il progressivo del foglio da considerare;
- il numero di righe iniziali da saltare (o una stringa contenuta nell'ultima riga da saltare);
- il progressivo delle colonne da saltare;
- il simbolo delle grandezze fisiche;
- il carattere che funge da separatore tra i dati;
- come gestire eventuali dati non validi;
- se le colonne che riportano i dati sono ripetute più volte.

Figura 3 - Scheda 'Struttura file'.



Questi dati sono convertibili in e da un oggetto JSON, tramite apposite funzioni. Questo permette di memorizzare i parametri relativi ad un particolare tipo di file, e riutilizzare in un secondo tempo

una struttura nota senza fare riferimento a dati in archivio o dover procedere ad un nuovo inserimento manuale.

L'utente può quindi selezionare i propri file, disponendoli in modo da essere elaborati secondo l'ordine in cui sono stati prodotti.

È inoltre disponibile una procedura che verifica la compatibilità dei file selezionati con il formato associato alla catena selezionata.

A questo punto i file possono essere inviati al server. Le successive elaborazioni si riallineano con quelle per le catene di misura per cui sono previste le procedure di scansione specifiche. In particolare, si viene rimandati alla scheda relativa al dominio cui sono riferiti i file dati.

Qualora si debbano analizzare file-dati che non provengono né dalle catene per cui sono state definite procedure specifiche, né dalle catene inserite in archivio e per le quali sia stato definito un formato di file specifico, è necessario ricorrere all'inserimento manuale dei parametri che definiscono la struttura del file.

LA VISUALIZZAZIONE DEI DATI

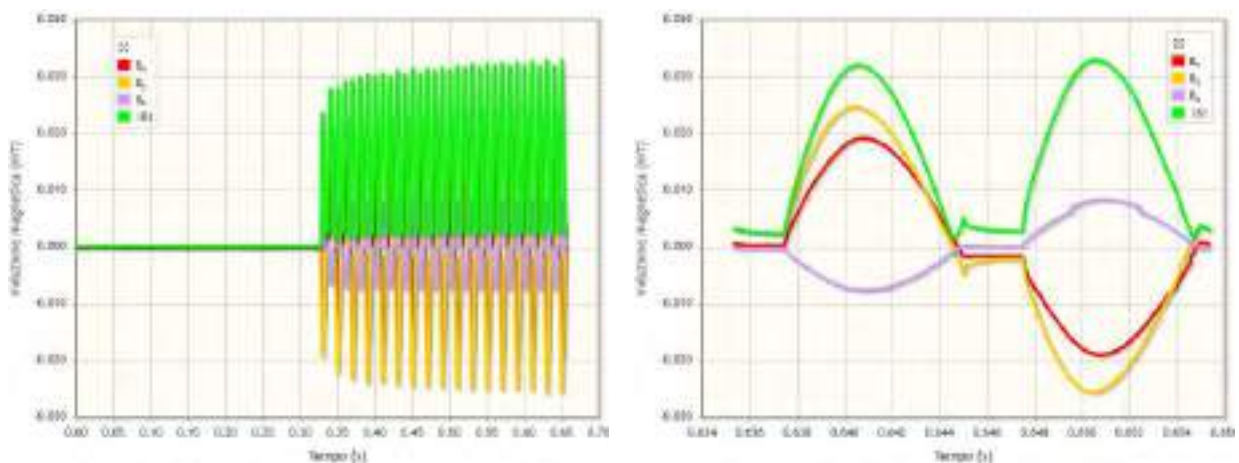
Quando l'utente carica i file sul server, questi vengono interpretati a seconda delle impostazioni specificate (sia che si tratti di un modello di file da archivio, sia di uno personalizzato), e viene rimandato alla sezione relativa (tempo o frequenza). Qui viene presentata una scheda contenente una tabella riassuntiva dei dati inviati, ed una in cui sono presenti le opzioni di visualizzazione ed elaborazione dei dati.

Se i dati inviati al server appartengono al dominio della frequenza o è presente solo il modulo del campo, è prevista la sola visualizzazione dei dati acquisiti (fig. 4). Questo è possibile nelle due seguenti modalità.

- **Tutti i dati (condensati).** Visualizza i dati nell'intero intervallo di tempo o di frequenza, ma in formato condensato in modo da non sovraccaricare eccessivamente client e server in caso di quantità considerevoli di dati.
- **Zoom intorno al massimo.** Vengono visualizzati solo i dati attorno al valore massimo, in formato non condensato.

È possibile restringere l'intervallo di interesse (nel tempo o nella frequenza) impostando manualmente gli estremi desiderati. In questo modo si otterrà un grafico più aderente ai dati originali nella sola zona di interesse, dal momento che i dati vengono condensati a partire da un set più ristretto.

Figura 4 - Visualizzazione dello stesso set di dati utilizzando le due opzioni: "Tutti i dati condensati" (a sinistra) e "Zoom intorno al massimo" (a destra).

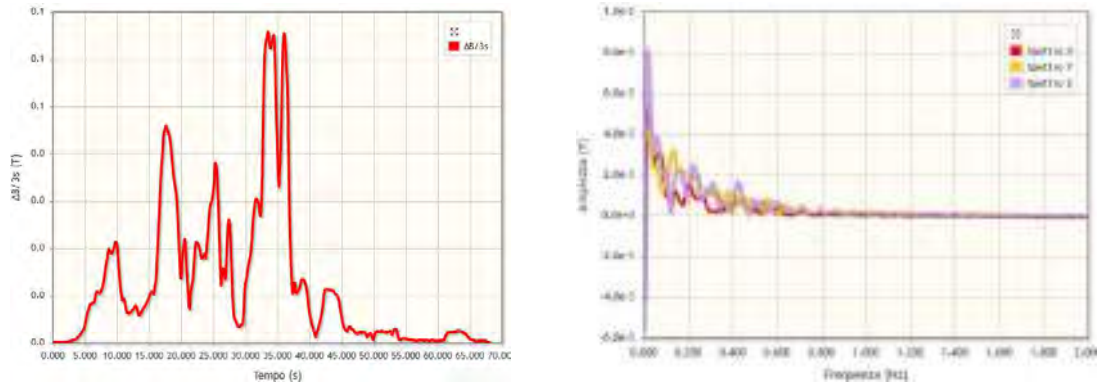


LE ELABORAZIONI NEL DOMINIO DEL TEMPO

Qualora i dati nel dominio del tempo includano le componenti di induzione magnetica, si attivano ulteriori opzioni. In particolare, è possibile generare una tabella ed un grafico riportanti, rispettivamente, i dati relativi a $\text{Max } \Delta B/3s$ e il suo andamento nel tempo (fig. 5, a sinistra) e una tabella con i dati relativi al calcolo dello spettro (in cui sono visualizzate la grandezza fisica

misurata, il numero di componenti spettrali e la risoluzione in frequenza) e due grafici che ne riportano l'andamento, in formato continuo e discreto (fig. 5, a destra, per quanto riguarda il formato continuo):

Figura 5 - Grafico relativo a Max $\Delta B/3s$ (a sinistra) e visualizzazione continua dello spettro (a destra).



Una volta calcolato lo spettro, si attiva un'ulteriore sezione, che consente di calcolare gli indici di picco ponderato e gli indici della somma spettrale lineare nel dominio della frequenza.

LA PERSONALIZZAZIONE DEI GRAFICI

Quando viene generato un grafico, è possibile salvarlo in formato PNG e personalizzare i parametri per ridisegnarlo tramite un'apposita maschera di inserimento (Figura 6), in cui l'utente può impostare i parametri di interesse (titolo, colori, formato delle serie, assi...).

I parametri di personalizzazione di un grafico sono esportabili in (e successivamente importabili da) formato JSON, in modo da evitare di reinserirli manualmente dopo una successiva elaborazione.

Figura 6 - Inserimento dei parametri per la personalizzazione dei grafici.



CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI

L'applicazione disponibile online mette a disposizione al pubblico, e in particolare ai tecnici operanti nel settore della protezione dall'esposizione ai campi elettromagnetici, una serie di strumenti automatizzati che consentono la determinazione di grandezze rilevanti (come indici radioprotezionistici o distanze di rispetto) ottenibili dai dati forniti dall'utente in seguito a proprie misure.

Per alcune catene di misura operanti nel dominio del tempo sono state sviluppate procedure specifiche che consentono di selezionare la catena utilizzata e caricare i propri file. Lo stesso tipo di lavoro è in corso per quanto riguarda il dominio della frequenza.

Gli operatori possono inoltre utilizzare una funzionalità avanzata che consente loro di caricare file ottenuti da una generica catena di misura, specificandone in dettaglio il formato. È inoltre possibile

fornire i dettagli tecnici relativi ad una nuova catena (e le specifiche associate ai file prodotti) richiedendo che questa sia inserita in archivio ed essere così messa a disposizione di altri tecnici eventualmente interessati.

CREDITI

Il presente lavoro si è avvalso del supporto finanziario fornito dall'INAIL nell'ambito del progetto a Bando Bric-2016, Programma 4, Tematica 30.

BIBLIOGRAFIA

Andreuccetti D., Comelli M., Zoppetti N., *WEBNIR. Piattaforma web sviluppata nell'ambito del progetto ex bando INAIL Bric-2016 (P4-ID30). Strumenti web di ausilio alla valutazione del rischio da esposizione a campi elettromagnetici - anche in riferimento ai portatori di dispositivi medici impiantabili attivi - e a radiazioni ottiche artificiali.* 2017-2019. (<http://webnir.ifac.cnr.it/>).

Andreuccetti D., Comelli M., D'Agostino S., Falsaperla R., Zoppetti N., *Sviluppo ed utilizzo di uno strumento web per l'elaborazione delle misure di esposizione al campo magnetico di bassa frequenza e la determinazione dell'indice di picco ponderato*, 2018, Atti del convegno dBA2018, I rischi fisici nei luoghi di lavoro, ISBN 978-88-940868-6-7.

L'Affidabilità della misura selettiva con l'analizzatore di spettro in siti multisorgente in superamento: quali problemi, quali rimedi?

Sergio La Placa¹, Antonio Sansone Santamaria²

¹A.R.P.A. Sicilia – U.O. Agenti Fisici - Palermo

²A.R.P.A. Sicilia – S.T. di Siracusa - Siracusa

slaplaca@arpa.sicilia.it

Riassunto

La misura selettiva in siti complessi (p.es.: siti con forte presenza di sorgenti DVBT, FM, SRB, etc.), e per di più in superamento, espongono gli operatori a molteplici pericoli di errori nelle misure dovuti ad una serie di interferenze (o prodotti spuri) più o meno esplicite.

Com'è possibile rendersi conto degli errori di questo tipo? Com'è possibile minimizzarli? Il presente contributo è indirizzato alla consapevolezza di questi interrogativi: conoscere le cause delle interferenze e rapportarle al funzionamento del dispositivo di misura può aiutare l'operatore a prevenire e/o minimizzare l'errore.

I PRODOTTI SPURI: CAUSE E NATURA

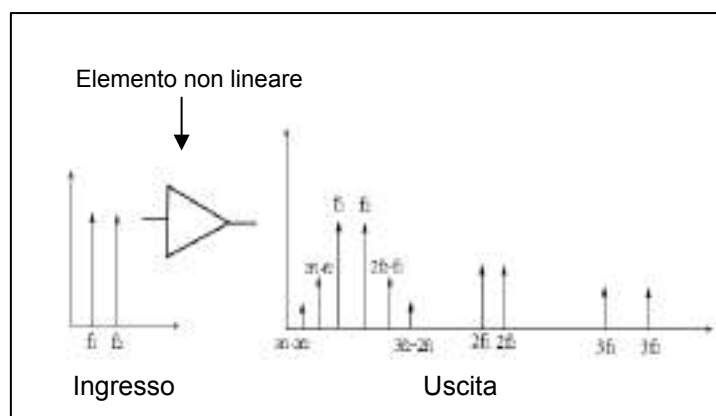
a cura di S. La Placa

I prodotti spuri possono generarsi per una serie di concause nelle diverse parti del sentiero di misura (dalla sorgente, a ciò che circonda il sito di misura per finire allo strumento adoperato per il rilevamento dei contributi trasmissivi) e possono presentarsi tutti insieme o soltanto alcuni di essi. Fondamentalmente possono essere di tre tipi rispetto al luogo fisico in cui hanno origine:

- intermodulazioni per non linearità passive (PIM – Passive Intermodulation);
- intermodulazioni per non linearità degli stati finali dei trasmettitori (IMI – Intermodulation Interference) (fig. n.1);
- produzione di intermodulazione negli stadi RF dei ricevitori/misuratori (IMI) (fig. n.1).

Più il sito è energeticamente denso più è possibile che questi prodotti si moltiplichino a dismisura;

Figura 1 – Prodotti di intermodulazione



infatti più volte la letteratura tecnica ha mostrato, p.es. in (Lui P. L., 1990), che all'aumentare delle sorgenti attive in siti geograficamente circoscritti, si registra un aumento di prodotti spuri. Le cause più difficili da individuare, tra le altre, restano i prodotti spuri dovuti ad *elementi passivi* con *caratteristica non lineare* che possono trovarsi sparpagliati in tutto il sito di misura. I più conosciuti tra questi sono:

- gli elementi ferromagnetici che hanno una caratteristica del tipo *ad isteresi* (tipica caratteristica a funzione non lineare a più valori) come ringhiere in ferro, recinzioni, etc...;
- gli elementi soggetti a corrosione galvanica per contatto metallo-metallo (p. es: tralicci, perni di tralicci, connettori, stralli specialmente nei punti di ancoraggio con i sostegni...) dovuta ad una serie di eventi che permettono l'instaurarsi del fenomeno (vento, polvere, miscugli chimici, etc.) -;
- saldature tra elementi non bene eseguite.

Per quello che invece riguarda i prodotti di intermodulazione, questi sono quei prodotti spuri che si generano a vario titolo negli stadi RF dei trasmettitori e/o dei ricevitori in cui hanno sede elementi circuitali a caratteristica intensionalmente non lineare; sono i dispositivi che permettono la miscelazione dei segnali o la produzione di segnali RF adatti alla trasmissione. In funzione dell'entità delle emissioni in gioco, sia desiderate che interferenti, si avranno tutta una serie di disturbi che possono provocare notevoli errori nelle misure; gli effetti sono:

- *compressione e desensibilizzazione* della dinamica negli stadi RF per effetto di segnali multipli in ingresso;
- *intermodulazione* con produzione di n prodotti spuri;
- modulazione incrociata (*cross-modulation*);
- mescolamento reciproco o, in dizione anglosassone, *reciprocal mixing*.

Sia per i prodotti IMI che per i prodotti PIM, il meccanismo che si manifesta è la produzione di segnali indesiderati che, per gli effetti visti prima, provocano un detrimento alla misura e tali effetti si sostanziano in presenza di elementi non lineari. Come è possibile vedere dalla figura (fig. n.1), tra i prodotti spuri, i più nocivi sono quelli del terzo ordine, poiché cadono molto vicini alla banda passante di operazione dei dispositivi di misura. Per apprezzare tali fenomeni, possiamo utilizzare un modello matematico di un dispositivo a caratteristica non lineare, per piccoli segnali d'ingresso, utilizzando la serie polinomiale di potenze (Signatron, Inc., 1973):

$$y(t) \approx a_1 \cdot x_i(t) + a_2 \cdot x_i^2(t) + a_3 \cdot x_i^3(t) + \dots \quad (1)$$

limitando il modello ai termini del terzo ordine, dove $y(t)$ è l'uscita di un dispositivo non lineare e $x_i(t)$ è un segnale d'ingresso.

Adesso supponiamo che in ingresso si presenti la seguente situazione:

$$D_1(t) = d_1 \cdot \cos(\omega_1 t)$$

$$I_2(t) = i_2 \cdot \cos(\omega_2 t) \quad (2)$$

$$I_3(t) = i_3 \cdot \cos(\omega_3 t)$$

dove $D(t)$ è il *segnale desiderato* mentre i segnali $I(t)$ sono *segnali interferenti*, in pratica il segnale $x(t)$ ha la seguente forma:

$$x(t) = d_1 \cdot \cos(\omega_1 t) + i_2 \cdot \cos(\omega_2 t) + i_3 \cdot \cos(\omega_3 t) \quad (3)$$

Componendo la (1) e la (2) e supponendo il segnale $I_3(t)=0$, si ha:

$$y(t) \approx a_1 \cdot [d_1 \cdot \cos(\omega_1 t) + i_2 \cdot \cos(\omega_2 t)] + a_2 \cdot [d_1^2 \cos^2(\omega_1 t) + i_2^2 \cos^2(\omega_2 t) + 2d_1 i_2 \cdot \cos(\omega_1 t) \cos(\omega_2 t)] + a_3 \cdot [d_1^3 \cos^3(\omega_1 t) + 3d_1^2 i_2 \cdot \cos^2(\omega_1 t) \cos(\omega_2 t) + 3d_1 i_2^2 \cdot \cos(\omega_1 t) \cos^2(\omega_2 t) + i_2^3 \cos^3(\omega_2 t)] \quad (4)$$

raccogliendo nella (4) i soli termini della fondamentale, cioè i termini con la pulsazione in ω_1 , e di primo grado, la (4) diventa:

$$y(t) \approx a_1 d_1 \cdot \left[1 + \frac{3 \cdot a_3}{4 \cdot a_1} d_1^2 + \frac{3 \cdot a_3}{2 \cdot a_1} i_2^2 \right] \cos(\omega_1 t) + \text{termini delle altre frequenze} \quad (5)$$

La (5) mostra che il segnale in uscita è formato da tre termini:

$$a_1 d_1 \quad (6)$$

$$\frac{3}{4} \cdot a_3 d_1^3 \quad (7)$$

$$\frac{3}{2} \cdot a_3 d_1 i_2^2 \quad (8)$$

la (6) rappresenta l'ampiezza del segnale della risposta lineare desiderata, la (7) è il termine di *compressione* del terzo ordine, ed in ultimo, la (8) rappresenta l'ampiezza del termine di *desensibilizzazione* del terzo ordine. Nota particolare va fatta al termine di *desensibilizzazione*; come è possibile vedere dalla (8) questo termine dipende dal quadrato dell'ampiezza di un eventuale segnale interferente rispetto all'ampiezza della banda di misura, e posto in offset di frequenza anche notevole.

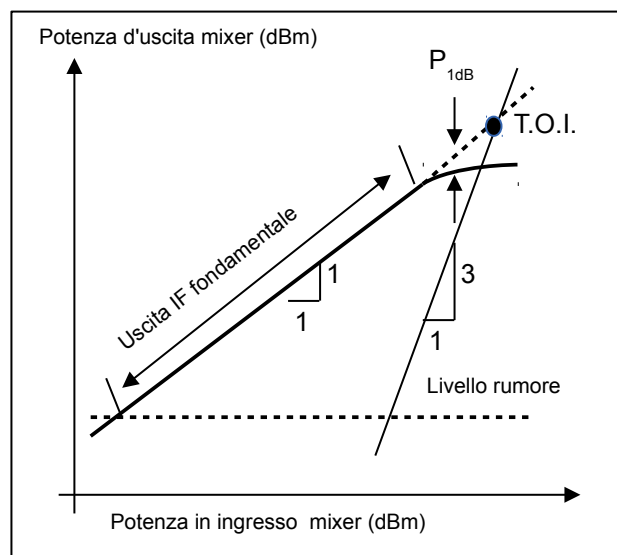
In dipendenza del segno dei coefficienti a_1 e a_3 si possono avere i due seguenti casi (Razavi Behzad, 2012):

1. se $a_1 a_3 > 0$, la caratteristica non lineare sarà di tipo espansiva;
2. se $a_1 a_3 < 0$, la caratteristica non lineare sarà compressiva.

Nella pratica a_3 risulta negativo, pertanto sia amplificatori che mixer dopo un certo livello d'ingresso tendono a lasciare la zona lineare della loro caratteristica per iniziare un tratto non lineare dovuta alla compressione, ed infine, raggiungere la saturazione (e quindi il blocco). I parametri che misurano tale situazione sono due (nдр.: solitamente forniti dal costruttore) (fig. n.2):

- il punto di compressione ad 1 dB (P_{1dB});
- il punto di intercetta del terzo ordine ($T.O.I.$).

Figura 2 – P_{1dB} e T.O.I.



Puntando l'attenzione agli stadi RF d'ingresso dell'analizzatore di spettro (in particolar modo al mixer) nel caso di segnale interferente molto forte ed abbastanza vicino alla banda passante della misura, questo, è capace di produrre un ulteriore meccanismo di *desensibilizzazione* correlato alla conversione in frequenza conosciuto col nome di *reciprocal mixing*; infatti quando un segnale interferente raggiunge gli stadi di conversione di frequenza genera prodotti di mescolamento con la banda laterale dell'oscillatore locale ($L(f)$). Se questi prodotti cadono nella banda IF di uscita del mixer, gli stessi vanno ad aumentare il rumore in uscita e, di conseguenza, si produce una perdita

di sensibilità che, in funzione dell'offset in frequenza del segnale interferente e dalla forza dello stesso segnale, può portare ad una situazione di blocco dell'operatività del mixer. Nella situazione di misura avremo un contributo *artefatto* sulla determinazione del segnale desiderato. E' chiaro che sono molteplici gli aspetti che condizionano l'ammontare di questo contributo non voluto, e cioè (fig. n.3) (fig. n.4):

1. la distanza del segnale interferente da quello desiderato (*l'offset in frequenza*) - maggiore è la distanza minore è il contributo -;
2. l'intensità del segnale interferente - abbiamo visto dalla (8) che l'ampiezza del segnale interferente pesa col suo quadrato nel fattore di desensibilizzazione -;
3. dalla bontà spettrale dell'oscillatore locale dell'analizzatore di spettro - più ampia e più consistente è la banda spettrale dell'oscillatore locale maggiore sarà il contributo-;
4. dall'ampiezza del filtro di IF selezionato (RBW) per la misura.

Figura 3 – Relazione tra segnali in ingresso ad un mixer

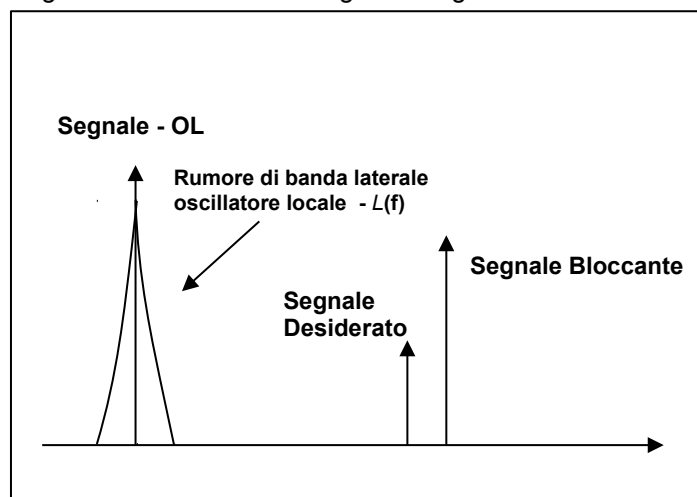
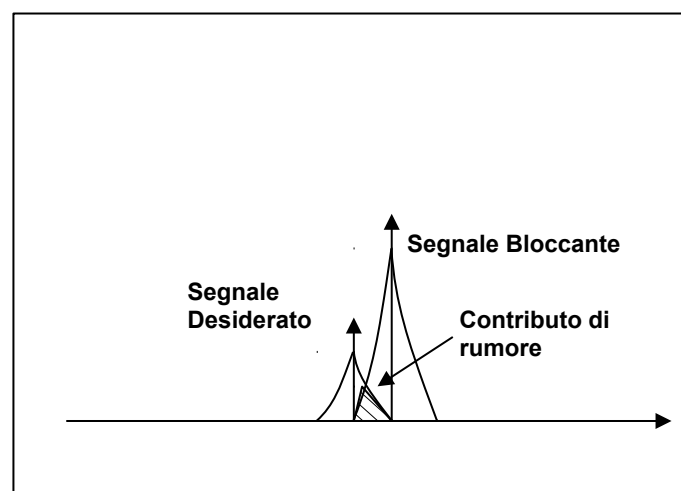


Figura 4 – Reciprocal mixing negli stadi di uscita



CONCLUSIONI: I RIMEDI E LE PRECAUZIONI

a cura di S. La Placa

Determinata la fenomenologia dell'evento, già ben nota agli operatori del settore, bisogna quantificarla per poi sottrarla alla misura nonché adottare degli accorgimenti per ridurre al massimo i probabili contributi non desiderati. Per far questo bisogna tenere in considerazione il rumore presente nelle sue componenti; infatti accanto al rumore di tipo termico (*broadband noise*) che affligge tutti i componenti investiti dalla misura, è da considerare il rumore di fase dell'oscillatore locale (*phase noise*); questi vanno computati secondo le seguenti formule (Greibenkemper, 1981):

$$P_{LO,n} = P_I + \mathcal{L}(f)_{\text{f.offset}} \quad (9)$$

$$P_n = F_{(dB)} - 174_{(dB)} \quad (10)$$

$$P_{n,tot} = 10 \log(RBW) + 10 \log \left(10^{\frac{P_{LO,n}}{10}} + 10^{\frac{P_n}{10}} \right)_{\text{f.offset}} \quad (11)$$

dove la (9) quantifica il contributo della potenza di rumore dovuto all'oscillatore locale ($P_{LO,n}$) in funzione della potenza del segnale interferente (P_I) e della potenza spettrale laterale dell'oscillatore locale ($L(f)$) a un determinato offset di frequenza, la (10), invece, quantifica il *broadband noise* (P_n) termico dovuto anche al rumore introdotto dal dispositivo (n.d.r.: Noise Factor $F_{(dB)}$) ed infine la (11) (Watson, 1987) quantifica il contributo rumoroso ($P_{n,tot}$) complessivo delle due sorgenti di rumore non correlate (fig. n.4).

La refluenza di una forte emissione fuori della banda di misura provoca, o può provocare, effetti distorsivi nel dato di misura (presenza di contributi non correlati alla emissione in misura, incapacità dello strumento nella misura di emissioni a basso contenuto energetico, etc.) ed è chiaro che l'approccio alla campagna di misura in siti densi, deve partire da un minimo di consapevolezza sulle emissioni presenti (tipo, livello presunto e relative distanze dal punto di misura) per poi passare a delle particolari attenzioni allo strumento di misura (analizzatore di spettro o ricevitore di misura).

Per approntarsi allo scopo, si ritiene utile preparare lo strumento nella seguente maniera:

- *normalizzazione del punto di lavoro termico dell'oscillatore locale prima della misura* - strumento acceso e chiuso su un carico adattato non irradiante, inserimento attenuazione negli stadi d'ingresso, attesa di un tempo congruo per la stabilizzazione del punto di lavoro dell'oscillatore di riferimento interno (solitamente a cristallo) in modo da evitare il più possibile fenomeni di *drift* termico del punto di lavoro (con possibili refluenze sulla ripetibilità delle misure), per esempio un tipico cristallo raggiunge una situazione di stazionarietà rispetto alla temperatura dopo circa 15 minuti (altri cristalli entro 6 minuti) -;
- *test dei prodotti spuri interni a misura in corso* - inserimento 10 dB di attenuazione alla volta in questo modo i segnali entranti dal bocchettone RF diminuiranno in conseguenza di 10 dB alla volta, i prodotti di intermodulazione, invece, di 30 dB alla volta (la retta T.O.I. ha una pendenza di 1:3) questo dimostra, o no, che i segnali non sono generati all'interno del dispositivo di misura (fig. n.1) (fig. n.2) -;
- *scelta del filtro di IF (n.d.r.: RBW)* - il più possibile stretto in dipendenza della emissione da misurare, più il filtro è largo più si raccolgono componenti di rumore per l'effetto (n.d.r.: vedi formula (11)), ad esempio, del *reciprocal mixing* (in Appendice 1 ampiezza qualitativa dei filtri di IF) e/o del *noise floor* dell'Analizzatore di Spettro, infatti diminuendo l'ampiezza del filtro di IF diminuisce il rumore totale (ma non l'ampiezza del segnale in misura) secondo la formula (12) -.

$$P_{n,2} = P_{n,1} + 10 \log(RBW_2) \quad (12)$$

APPENDICE 1

a cura di S. La Placa

Nella figura successiva (IFR Americas Aeroflex 2025 data sheet) si può apprezzare un tipico rumore di banda laterale dell'oscillatore locale (n.d.r.: senza nessun tipo di correzione, e ad 1 GHz) con varie curve di selettività di tipici filtri di IF (n.d.r.: filtri di tipo Gaussiano - figura di base come in bibliografia, le curve di selettività dei filtri tracciate, qualitativamente, dall'autore dell'articolo -).

Figura 5 – Curva tip. rumore banda laterale OL con diverse RBW



Bibliografia

- Ballato A., Vig J., *Ultrasonic instruments and devices* - pp. 637-701 (Chapter 7: Frequency Control Device) – 1999, Academic Press Inc.
- Grebenkemper John C., *Local oscillator phase noise and its effect on receiver performance* – 1981, Watkins-Johnson Company – WJ Tech note.
- IFR Americas – Aeroflex data sheet for 2025 signal generator.
- Lui P.L., *Passive intermodulation interference in communication systems* – June 1990, Electronics & Communication Engineering Journal.
- Ornitz Barry L., Message 24.Dec.1998 – https://yarchive.net/Electr/Galvanic_Corrosion.html.
- Razavi Behzad, *RF Microelectronics 2nd ed.* – 2012 Prentice Hall.
- Semtech, *Improving the accuracy of a crystal oscillator* – 2009, Application Note AN1200.7.
- Signatron, Inc. – Graham James W., Ehrman Leonard, *Nonlinear system modeling and analysis with applications to communications receivers*, Prepared for Roma Air Development Center – June 1973, Distributed By NTIS.
- Watson Robert E., *Receiver dynamic range: Part 1* – 1987, Watkins-Johnson Company – WJ Tech note.



Origin and Nature of Electromagnetic Interferences in C and X-band Weather Radars

Mattia Vaccarone^{1,2}, V. Chandrasekar², Renzo Bechini³, Roberto Cremonini³, Sara Adda¹

¹Arpa Piemonte, Dipartimento Rischi Fisici e Tecnologici, via Jervis 30, Ivrea

²Colorado State University, Fort Collins, USA

³Arpa Piemonte, Dipartimento Rischi Naturali, via Pio VII 9, Torino

correspondence to: mattia.vaccarono@arpa.piemonte.it

INTRODUCTION

One of the main challenges in weather radar data quality is electromagnetic interference. Often weather radars operate in frequency bands close to, or shared with, other telecommunication systems. This is the case of C and X-band weather radars managed by Arpa Piemonte, the environmental protection agency of Piemonte region, Italy. The amount of interferences received by these radars are affecting the data quality, especially for polarimetric observations. In Italy, like in the most European countries, operational weather radars operate at C-band, in the 5.6GHz band, sharing the frequency band with Radio Local Area Network (RLAN) and Wireless Local Area Network. These telecommunication systems are continuously increasing in rural areas as broadband Internet access points. The coexistence of C-band weather radar and WLAN is nowadays a primary topic in the weather radar community (Saltikoff 2016).

Concerning the X-band weather radar, electromagnetic interferences started a couple of years ago and their amount is increasing. The analysis of the interferences received during the month of October 2017 showed a day-night pattern, with interferences received from approximately 6 a.m. to 24 p.m. This typical pattern seems to be related to a human-related activity or to an out-of-band emission of some transmitting towers. Since the number X-band radars deployed in Europe is constantly increasing, such as in the United States, the coexistence of the weather radars with telecommunications system requires further investigations.

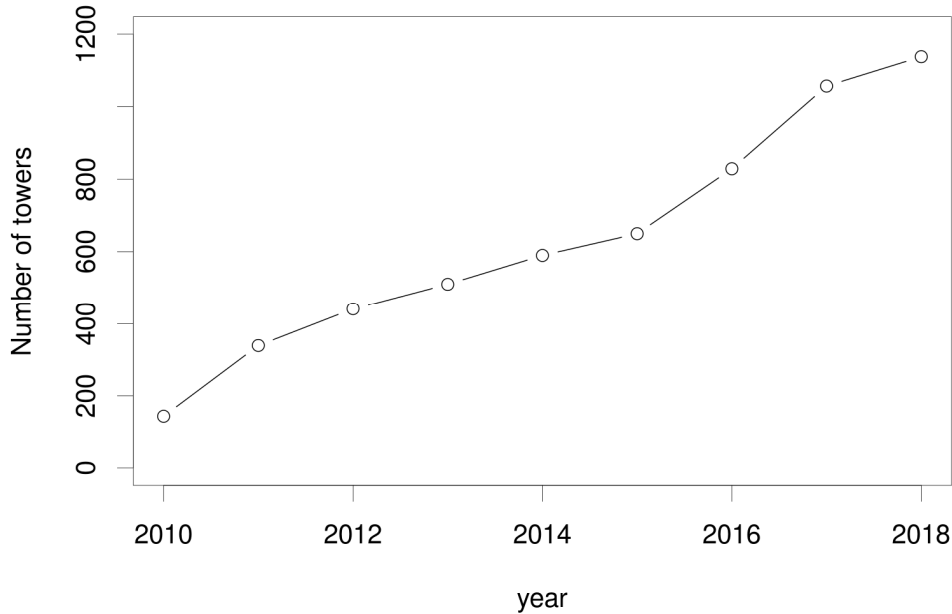
A method to preliminary detect the likely interfering sources is implemented based on the regional database of electromagnetic sources managed by Arpa Piemonte. This paper gives a survey on the electromagnetic interference in weather radars located in North-West Italy, investigating their sources and the key-features of the interfering signals. Interference removal or mitigation tools will be developed based on the interfering signals features, but these methods are not discussed in this paper.

ELECTROMAGNETIC INTERFERENCES AT C-BAND

C-band weather radars share the unlicensed 5.4750 - 5.725 GHz frequency band with RLAN, WLAN and HyperLAN systems which are continuously expanding. Due to its orography, composed by hills and mountains, in Piemonte region more than 1200 towers are currently transmitting in the C-band. In 2010, only less than 200 towers were operational (Fig. 1).



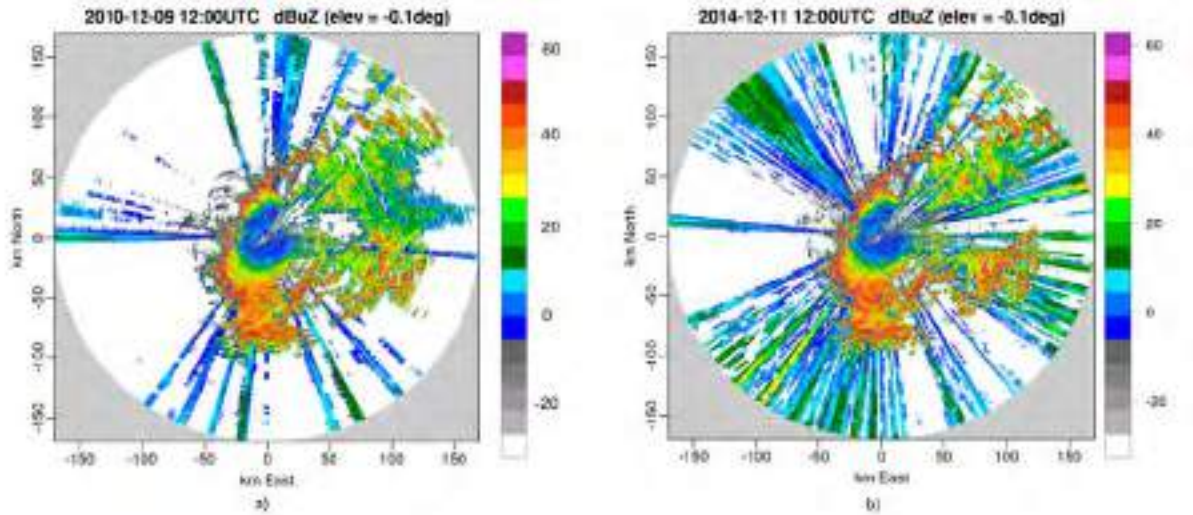
Figure 1 – Increase of towers trasmitting at C-band in Piemonte region



Increase of transmitting towers operating in the 5.4750 - 5.725 GHz frequency band in Piemonte region.
Data available in the regional databasse of electromagnetic sources.

These towers, whose technical information are available in the regional database of electromagnetic sources managed by Arpa Piemonte, are mainly HyperLAN systems, which are providing broadband Internet access in rural areas. In the last couple of years, a remarkable amount of wireless surveillance cameras has been deployed by municipalities. The 2010-2018 trend suggest a continuous growth of telecommunication systems operating in the 5.4750 - 5.725 GHz. From the radar perspective, the electromagnetic spectrum sharing with those tower produces a notable amount of radio interferences, causing a data quality loss. In Figure 2 the same scan acquired in 2010 and 2014 at the lowest elevation angle are shown. Only few interferences were received in 2010, while four years later only West sector is not affected by electromagnetic interferences.

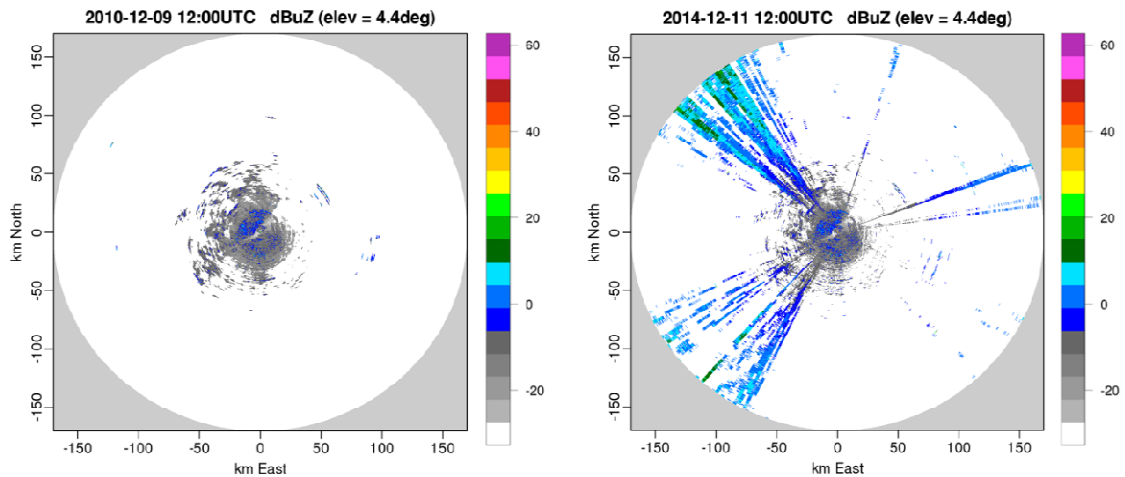
Figure 2 – Radar Reflectivity



Uncorrected horizontal reflectivity Z_h acquired by Bric della Croce radar in 2010 (a) and 2014 (b) at the same elevation angle (-0.1°). Note the increase of electromagnetic interferences visible as rays.

Considering the 4.4° elevation scan (Fig. 3), in 2010 no interferences were received, while in 2014 the South-West and North-West sectors are affected by electromagnetic interferences.

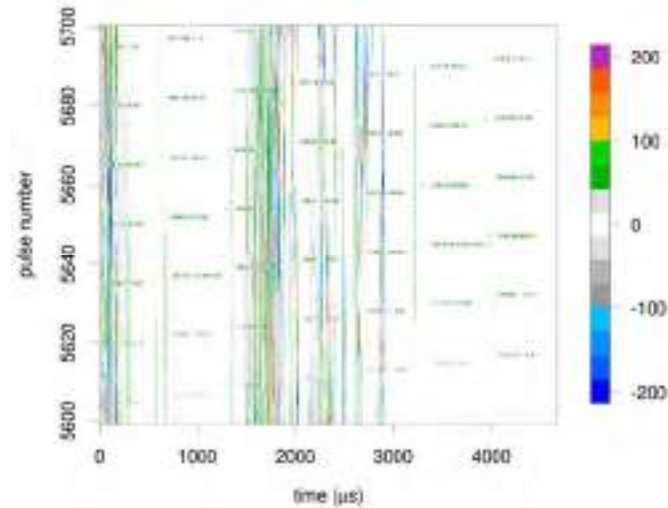
Figure 3 – Radar Reflectivity



As in Fig. 2, but at 4.4° elevation.

Investigations have been performed acquiring time series of interfering signals. Figure 4 shows a pulsed interfering signal received by the radar in a portion of the East sector. The signal duration is $5.8\mu\text{s}$ and it repeats every 1.2 microseconds. The received signal is slant polarized, which is common for telecommunication antennas since it increases performances in dense wireless environments.

Figure 4 – Interfering signal in-phase horizontal component

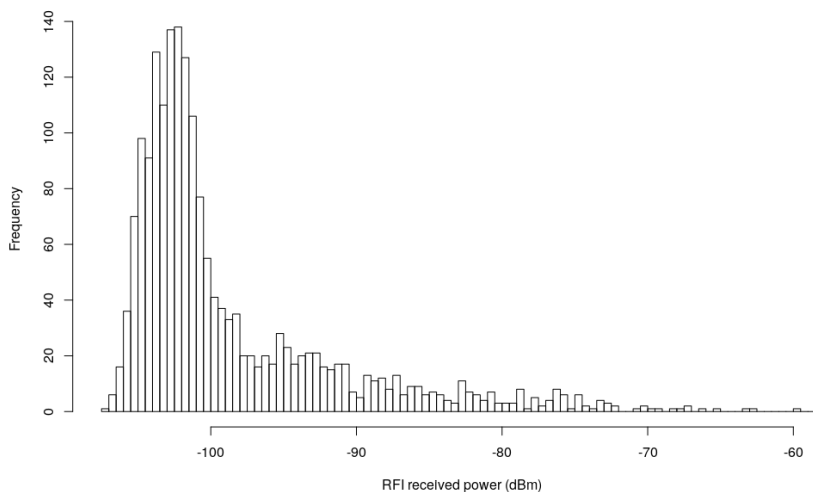


Horizontal in-phase component of the received signals in a portion of the East sector. The electromagnetic interference is visible as pulsed signal in the time axis.

ELECTROMAGNETIC INTERFERENCES AT X-BAND

In addition to C-band radars, Arpa Piemonte manages a X-band mobile radar, currently located near Vercelli, 50km North-East of Turin. The radar operational frequency is 9.365 GHz, licensed by the Italian Ministry of Economical Development. At X-band no other communications are allowed. This radar started to receive electromagnetic interferences, with an increasing trend, in 2014. During a single day, the 14th of October 2017, the mobile X-band radar received more than 1500 electromagnetic interferences. The average power of the received signals was -99 dBm, with a maximum value of -58 dBm. The interferences power distribution is reported in Fig. 5.

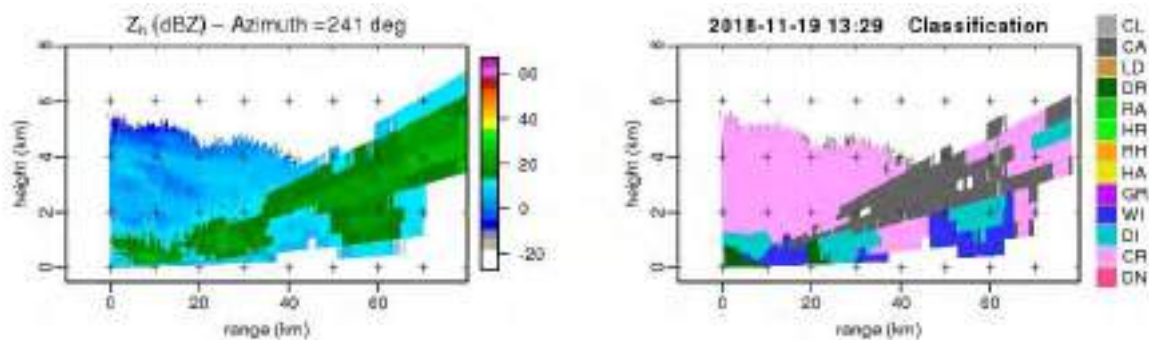
Figure 5 – Interfering signals power distribution



Electromagnetic interferences power distribution based on signals received the 14th of October 2017

Electromagnetic interference may produce deep impact on dual-polarization radar retrievals. In Fig. 6 the RHI (Range Height Indicator) acquired the 19th of November 2018 at 13:29 UTC is shown. An electromagnetic interference is received for several elevation angles, overlapping with meteorological echoes. The hydrometeor classification based on (Bechini, 2015) partially identifies the nature of the received echoes. The interference is recognized as clutter and those data are removed and not considered for quantitative estimations and post-processing analysis. Nevertheless, the meteorological information is also removed, causing the underestimation of the precipitation.

Figure 6 – RHI and Interferences

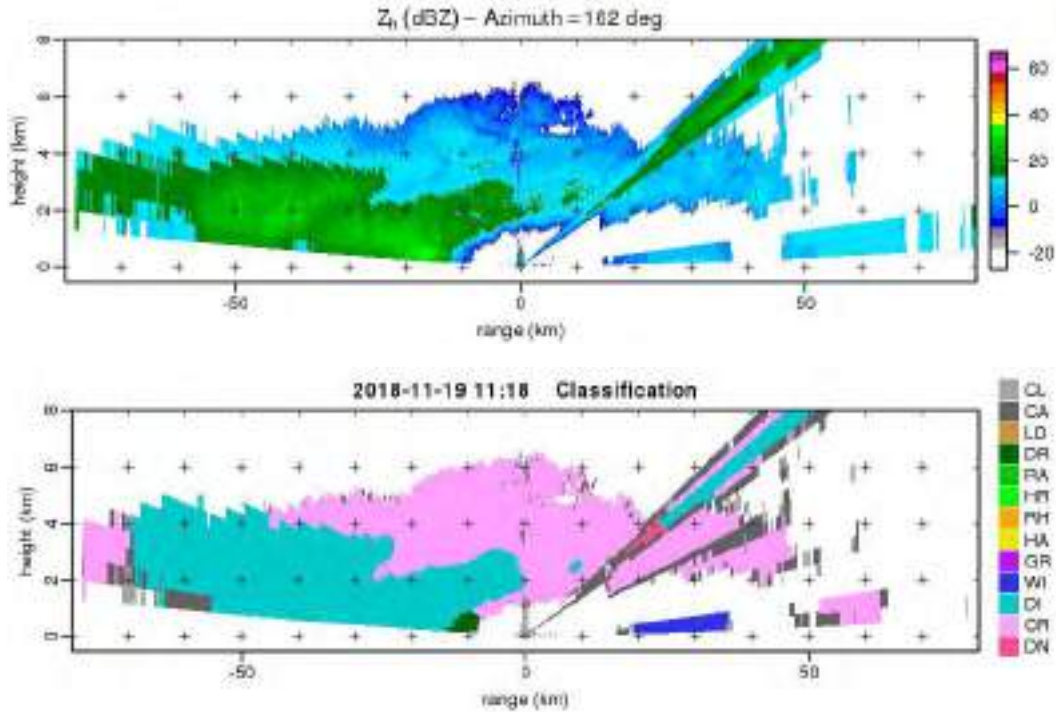


Range Height Indicator acquired the 19th of November 2018 at 13:29 UTC. Uncorrected H-pol reflectivity and hydrometeor classification are shown. The electromagnetic interference, clearly visible in the uncorrected reflectivity, is removed by hydrometeor classification algorithm.

Similarly, as reported in Fig. 7 at 11:18 UTC the during the RHI scan electromagnetic interferences are received when the radar antenna is pointing at 162° N. In this case, two interferences are visible: one received for low elevation angles; one received around 50° of elevation. These interferences are not completely removed by the hydrometeor classification since their features may be related to dry and wet ice.



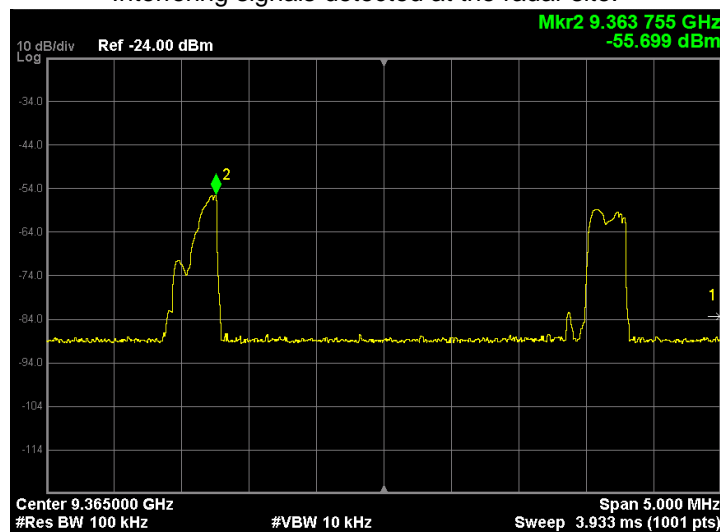
Figure 7 – RHI and Interferences



As in Fig. 6 but at 11:18 UTC. The electromagnetic interference, clearly visible as ray, is not removed by hydrometeor classification algorithm.

The analysis of clear air radar observations shows a daily pattern, with interferences detected mostly between 7am and midnight, local time. During in field measurement at the radar site, the interfering signals have been detected, as shown in Fig. 8.

Figure 8 – Spectrum of interfering signals at X-band
Interfering signals detected at the radar site.





The analysis of the interfering signal time series showed the different components inside the signal: preamble (likely BPSK modulated) and core signal (PSK modulation). The polarization is slant-pol likely interferences at C-band.

CONCLUSIONS

Electromagnetic interferences are a treat for weather radars. The impact of electromagnetic has been shown and it may yield to biased radar estimations, which may be especially relevant for QPE (Quantitative Precipitation Estimation) products. The knowledge of the origin and nature of interfering signals is mandatory to implement robust removal tools. The database of electromagnetic sources managed by Arpa Piemonte is a useful tool to detect which sources or systems may interfere in weather radar systems.

Bibliography

Bechini, Renzo and Chandrasekar, V, *A Semisupervised Robust Hydrometeor Classification Method for Dual-Polarization Radar Applications*, 2015, Journal of Atmospheric and Oceanic Technology

Saltikoff, Elena and Cho, John YN and Tristant, Philippe and Huuskonen, Asko and Allmon, Lynn and Cook, Russell and Becker, Erik and Joe, Paul, *The threat to weather radars by wireless technology*, 2016, Bulletin of the American Meteorological Society

I/Q Capture: metodologie di registrazione e riproduzione in playback di segnali acquisiti su campo

S. Pavoncello¹, D. Franci¹, E. Grillo¹, S. Coltellacci¹, R. Cintoli¹, T. Aureli¹

¹ARPA Lazio, Sezione Provinciale di Roma, Dipartimento Pressioni sull'Ambiente, UO Controlli 2

settimio.pavoncello@arpalazio.gov.it

INTRODUZIONE

Molti degli analizzatori di spettro vettoriali oggi presenti in commercio offrono soluzioni software utili all'effettuazione della registrazione dei segnali oggetto di analisi. Tali soluzioni consentono a chi fa misure di poter richiamare il contenuto acquisito avendo la possibilità di rigenerare il segnale e osservarlo nuovamente in post analisi come nella fase di prima acquisizione.

Quanto illustrato è possibile acquisendo, attraverso opportuno campionamento, le componenti in fase e quadratura (componenti I/Q) del segnale modulato e successivamente rigenerando il segnale in una modalità normalmente denominata nei software commerciali "playback". Se l'hardware dell'analizzatore possiede le opzioni necessarie alla "cattura I/Q" è comunque possibile acquisire le componenti I/Q del segnale modulato e successivamente rigenerare il segnale con l'ausilio di un generatore di segnali senza avere la necessità di compiere le suddette operazioni con l'ausilio di un software commerciale.

La dotazione strumentale a disposizione di Arpa Lazio comprende un analizzatore di spettro vettoriale con opzioni hardware che consentono la cattura I/Q e un generatore di segnali vettoriali capace di rigenerare un segnale a partire dalle sue componenti in fase e quadratura. Nell'ottica di valorizzare al massimo la strumentazione disponibile si è scelto di utilizzare una soluzione software sviluppata "in casa" che consentisse di registrare le componenti I/Q di un segnale. Tale software è andato a potenziare i pacchetti di acquisizione già presenti nel software SpectrEM. La possibilità di rigenerare un segnale acquisito in campo consente effettuare una serie di attività che hanno la potenzialità di migliorare la qualità dei servizi offerti dell'Agenzia. Di seguito alcune delle linee di attività alle quali si sta lavorando:

- Controllare la funzionalità delle sonde in banda larga in alta frequenza con la possibilità di determinare il MAE (Modulation Additional Error) su segnali effettivamente eserciti dai gestori (reali);
- Effettuare interconfronti inter/intra Agenziali con la possibilità di generare segnali reali con potenza e frequenza variabile attraverso l'ausilio del generatore;
- Demodulare in post analisi segnali radio e TV consentendo di individuare con certezza la titolarità delle sorgenti emittenti.

Nel presente lavoro verranno esposte le modalità con le quali è possibile procedere alla cattura I/Q dei segnali in campo e alle modalità di rigenerazione degli stessi condotte da Arpa Lazio attraverso il parco strumentale in dotazione all'Agenzia.

PREMESSA

Di seguito il richiamo ad alcune nozioni, utili ad una migliore comprensione delle impostazioni necessarie alla acquisizione automatizzata delle componenti I/Q, descritta nel paragrafo successivo.

Un generico segnale passa-banda modulato in fase, ampiezza od entrambe può essere espresso analiticamente nel modo seguente:

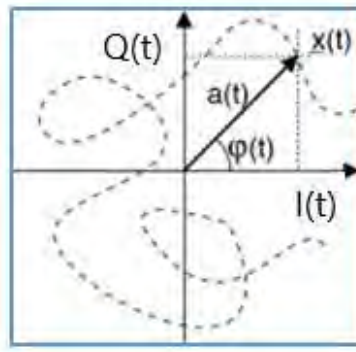
$$\begin{aligned}x_{bp}(t) &= A(t) \cos[2\pi f_c t + \varphi(t)] = A(t)[\cos 2\pi f_c t * \cos \varphi(t) - \sin 2\pi f_c t * \sin \varphi(t)] \\ &= I(t) \cos(2\pi f_c t) - Q(t) \sin(2\pi f_c t)\end{aligned}$$

dove:

$$I(t) = A(t)\cos\varphi(t) \text{ e } Q(t) = A(t)\sin\varphi(t)$$

sono segnali limitati in banda, centrati intorno all'origine e costituiscono la parte reale ed immaginaria di un segnale denominato inviluppo complesso indicato con $x(t) = I(t) + jQ(t) = A(t)e^{j\varphi(t)}$. Le alterazioni prodotte sul segnale modulato da parte del messaggio modulante $m(t)$, possono essere descritte mediante operazioni condotte su $I(t)$ e $Q(t)$. Tali componenti, indicate come componenti analogiche di bassa frequenza, sono quelle all'interno delle quali è contenuta l'informazione da trasmettere a distanza attraverso l'ausilio di un segnale portante associato alla frequenza f_c .

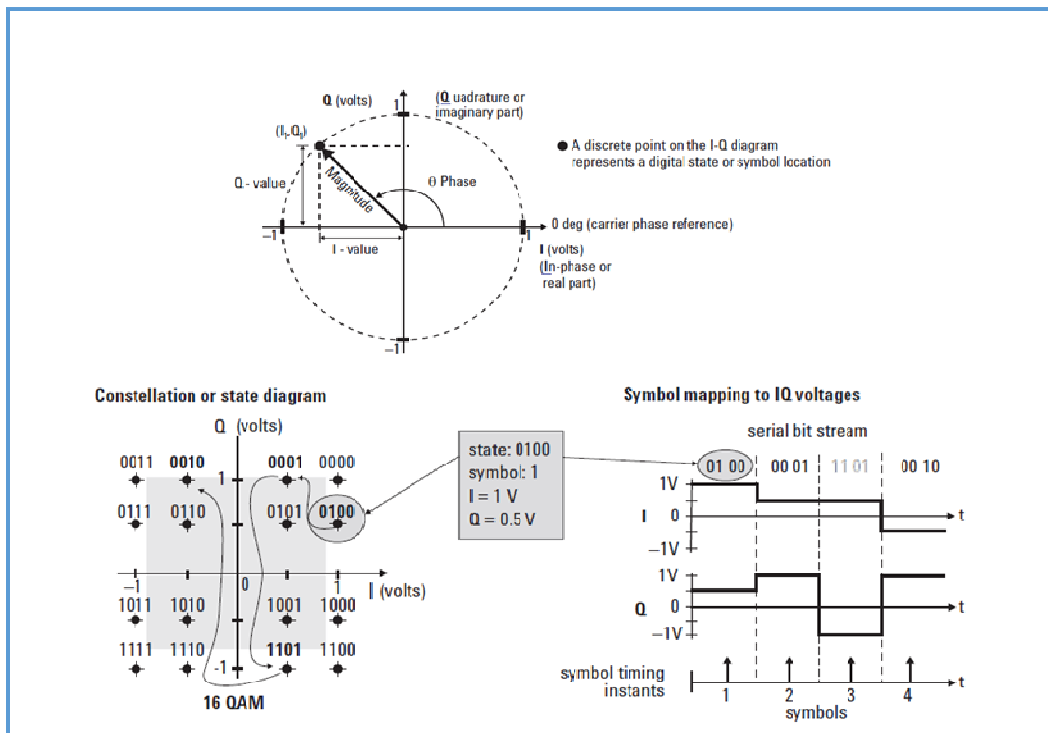
Figura 1 - Inviluppo complesso di un segnale modulato



$$A(t) = \sqrt{I(t)^2 + Q(t)^2}$$

$$\varphi(t) = \tan^{-1} \left[\frac{Q(t)}{I(t)} \right]$$

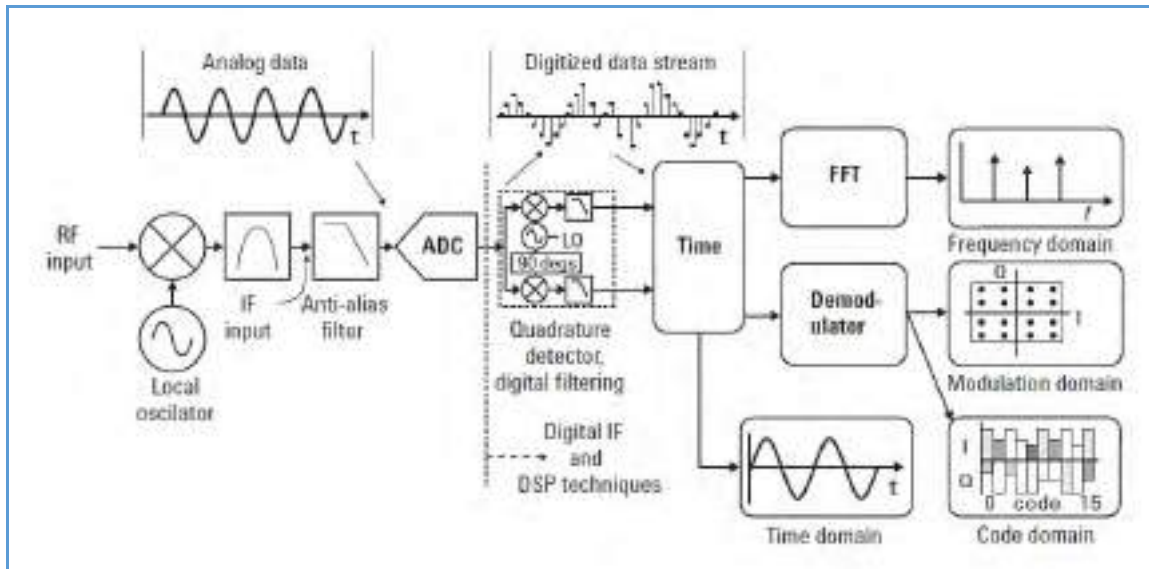
Figura 1 - Componenti I/Q e diagramma a costellazione



Nelle moderne modulazioni digitali ad ogni punto del piano I/Q corrisponde un simbolo ossia una stringa di bit informativi (in numero variabile a seconda dello schema di modulazione) che corrisponde ad una precisa variazione di fase e/o ampiezza del segnale modulato.

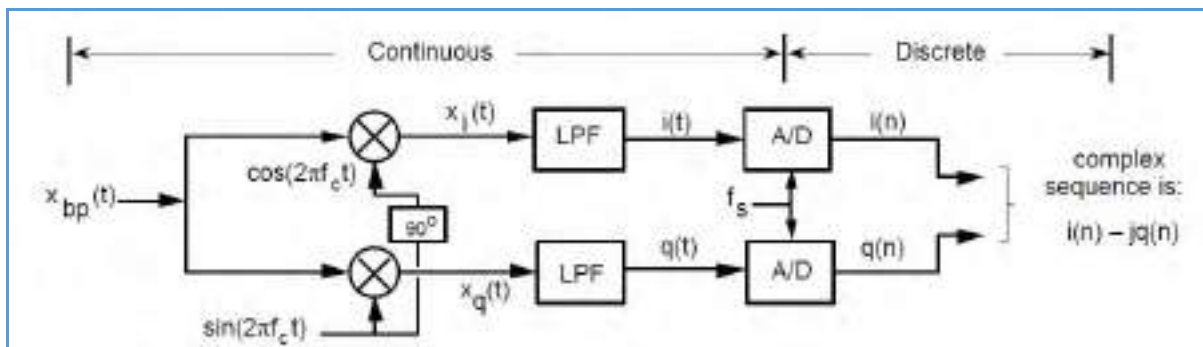
Come indicato nell'introduzione i moderni analizzatori di spettro vettoriali consentono l'acquisizione delle componenti I/Q del segnale modulato. Nella figura seguente è riportato lo schema a blocchi qualitativo di un **Vector Spectrum Analyzer**:

Figura 3 -Schema a blocchi qualitativo di un VSA



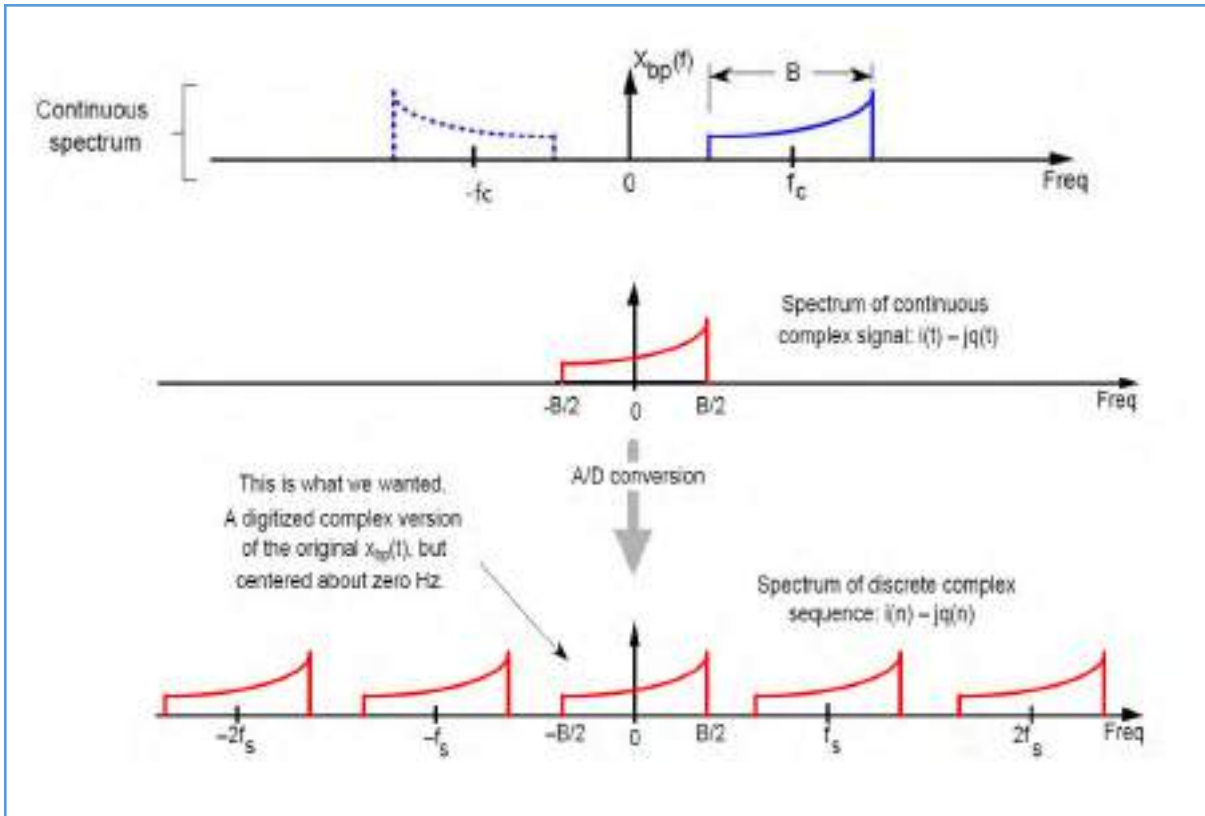
Tipicamente il campionamento A/D è eseguito dopo il recupero delle componenti in fase e quadratura del segnale, come indicato nella figura seguente. I vantaggi della demodulazione I/Q sono legati alla possibilità di campionare il segnale ricevuto ad una frequenza inferiore a quella del segnale passa-banda effettivamente ricevuto.

Figura 4 - Schema a blocchi di un demodulatore I/Q



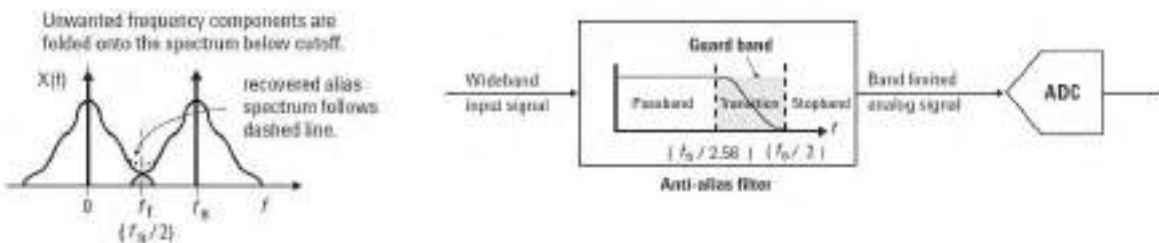
Il teorema del campionamento impone che venga rispettata la condizione di Nyquist ossia che venga scelta una frequenza di campionamento almeno pari al doppio della massima frequenza del segnale passa banda ($f_s \geq 2f_{max}$). La possibilità di recuperare in ricezione le componenti in fase e quadratura, segnali che come già rimarcato sono in bassa frequenza e centrati intorno all'origine, consente di poter campionare ad una frequenza inferiore.

Figura 5 - Effetti della demodulazione I/Q



Prima del campionamento è operato un filtraggio passa basso che ha la funzione di eliminare componenti spettrali che possono produrre aliasing. La non idealità del filtro passa basso impone che venga considerata una frequenza di campionamento tipicamente superiore e pari a $f_s \geq 1,25 * B_{I/Q}$ (nell'immagine in basso sono riportati fattori moltiplicativi diversi da quelli indicati in quanto riferiti al campionamento del generico segnale passa banda con occupazione spettrale pari a B).

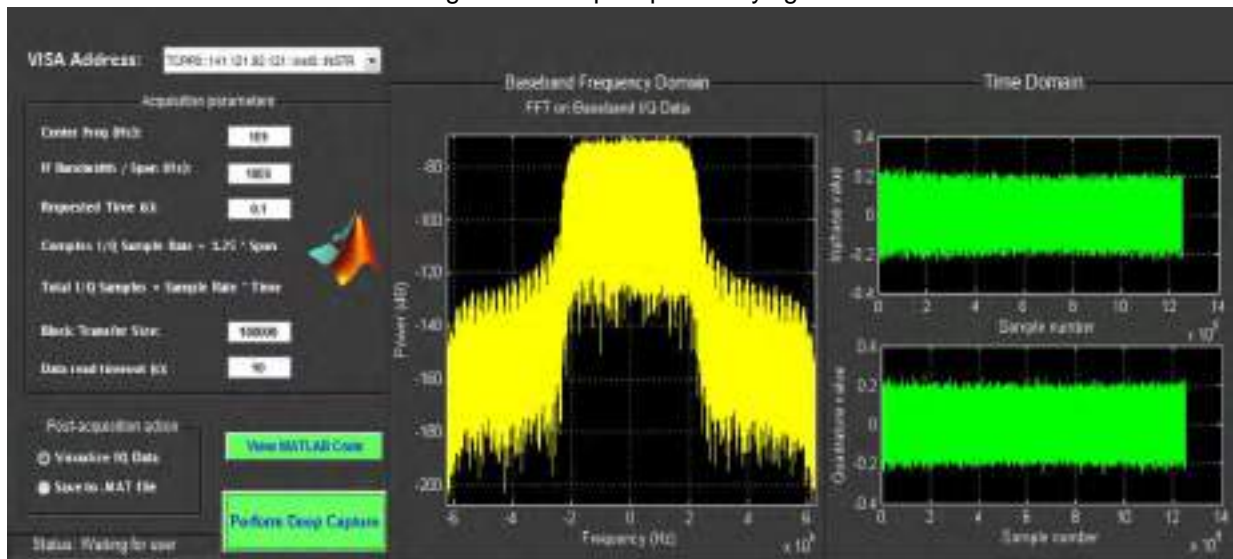
Figura 6 - Roll off del filtro anti aliasing



I/Q CAPTURE – IMPLEMENTAZIONE DI UNA PROCEDURA DI ACQUISIZIONE AUTOMATIZZATA

La procedura di acquisizione delle componenti I/Q prende spunto da un progetto sviluppato in MATLAB, reperibile online all'indirizzo [1].

Figura 7 - Deep Capture Keysight



Per poter implementare la “I/Q Capture” l’analizzatore di spettro vettoriale deve essere dotato del banco di memoria opportuno. Nello specifico l’analizzatore di spettro Keysight MXA in dotazione all’Arpa Lazio è equipaggiato dell’opzione **2GB IQ capture memory** che consente l’acquisizione di **512 Msamples complessi I/Q**.

L’acquisizione delle componenti I/Q non può essere avviata utilizzando i pulsanti dell’analizzatore ma solamente attraverso specifiche righe di comando passate allo strumento. I tecnici del Dipartimento Controlli della sezione di Roma di Arpa Lazio hanno sviluppato un software di acquisizione delle componenti I/Q sia utilizzando la programmazione visuale in ambiente Labview che utilizzando la programmazione ad oggetti in ambiente C++.

Il software di acquisizione è stato integrato tra le routine di acquisizione disponibili all’interno del software SpectrEM [2]. Di seguito una videata del software SpectrEM che richiama i parametri e ne indica il significato, da impostare prima che avvenga l’acquisizione:

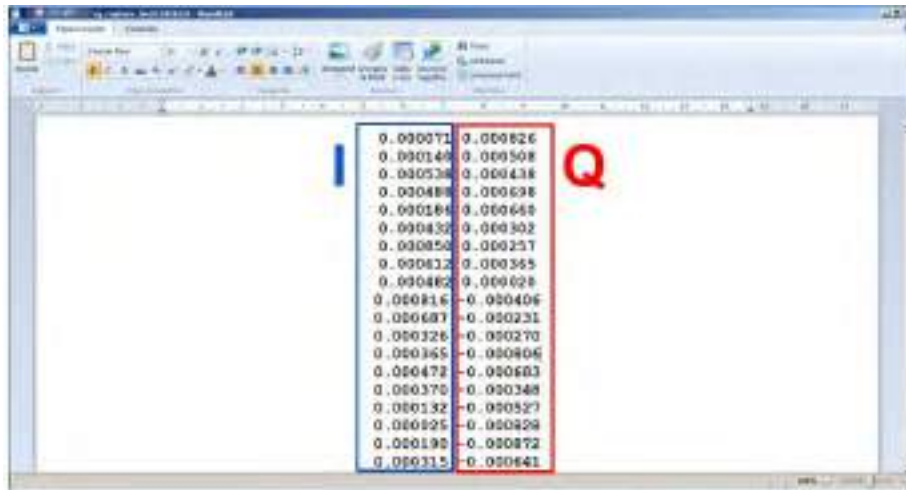
Figura 8 - Maschera di configurazione dei parametri - Software SpectrEM



L'output della procedura di acquisizione è un file in formato .txt con due colonne [componente I, componente Q]

Il numero di campioni I/Q acquisiti al secondo è regolato dalla sample rate. Il segnale acquisito possiede il formato seguente:

Figura 9 - Cattura I/Q - File di output



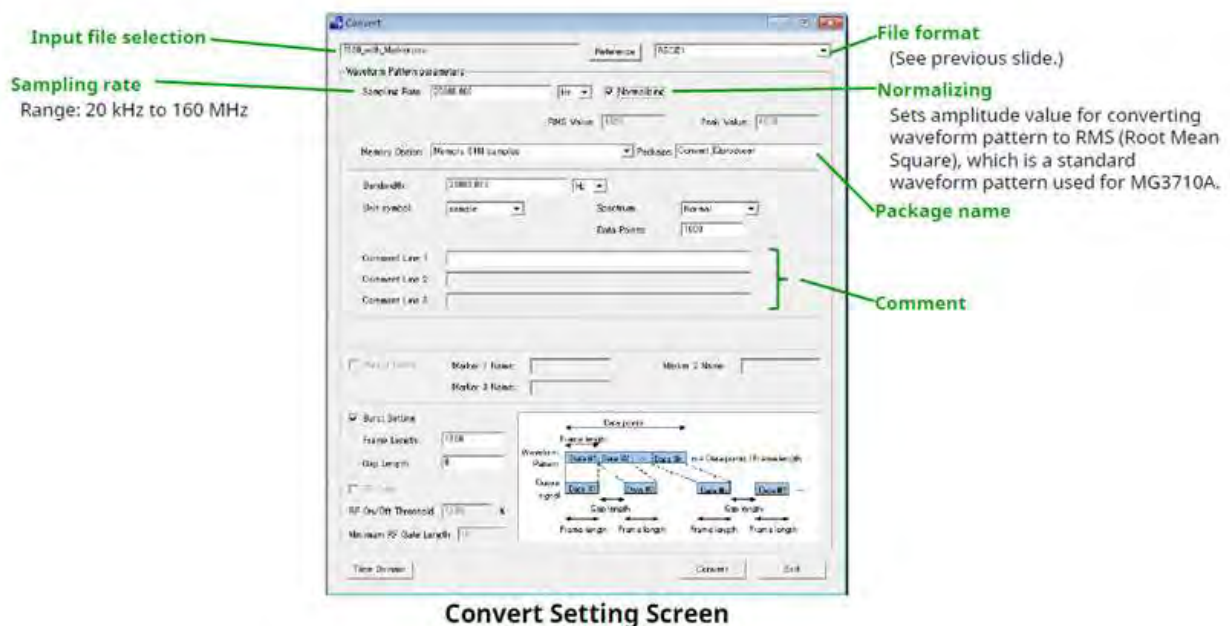
RIGENERAZIONE DEL SEGNALE E PROVE DI LABORATORIO

Il segnale le cui componenti I/Q sono state acquisite attraverso le procedura automatizzata precedentemente descritta possono essere utilizzate per la rigenerazione dello stesso mediante l'utilizzo di un generatore di segnali vettoriali.

Il generatore di segnale vettoriale Anritsu MG3710 in dotazione all'Arpa Lazio consente la rigenerazione di un segnale a partire dalle sue componenti I/Q attraverso l'ausilio di una utility software interna all'apparecchio denominata I/Q producer. Di seguito la videata di rigenerazione del generatore di segnale vettoriale:

Figura 10 - Maschera di configurazione dell'utility di rigenerazione I/Q producer

Convert Function



Il parametro fondamentale alla corretta rigenerazione del segnale è il passo di campionamento che deve essere ovviamente esattamente pari a quello impostato nella fase di acquisizione delle componenti I/Q.

Le procedure descritte hanno permesso di condurre, presso il laboratorio di Roma di Arpa Lazio, prove di acquisizione su diverse tipologie di segnali.

I primi segnali acquisiti sono stati segnali FM e DVBT. Ciascuno di essi è stato acquisito e rigenerato variandone la potenza di generazione e la frequenza portante. La corretta rigenerazione è stata verificata utilizzando demodulatori dedicati che hanno permesso di riprodurre l'audio ed il video dei segnali oggetto di cattura I/Q.

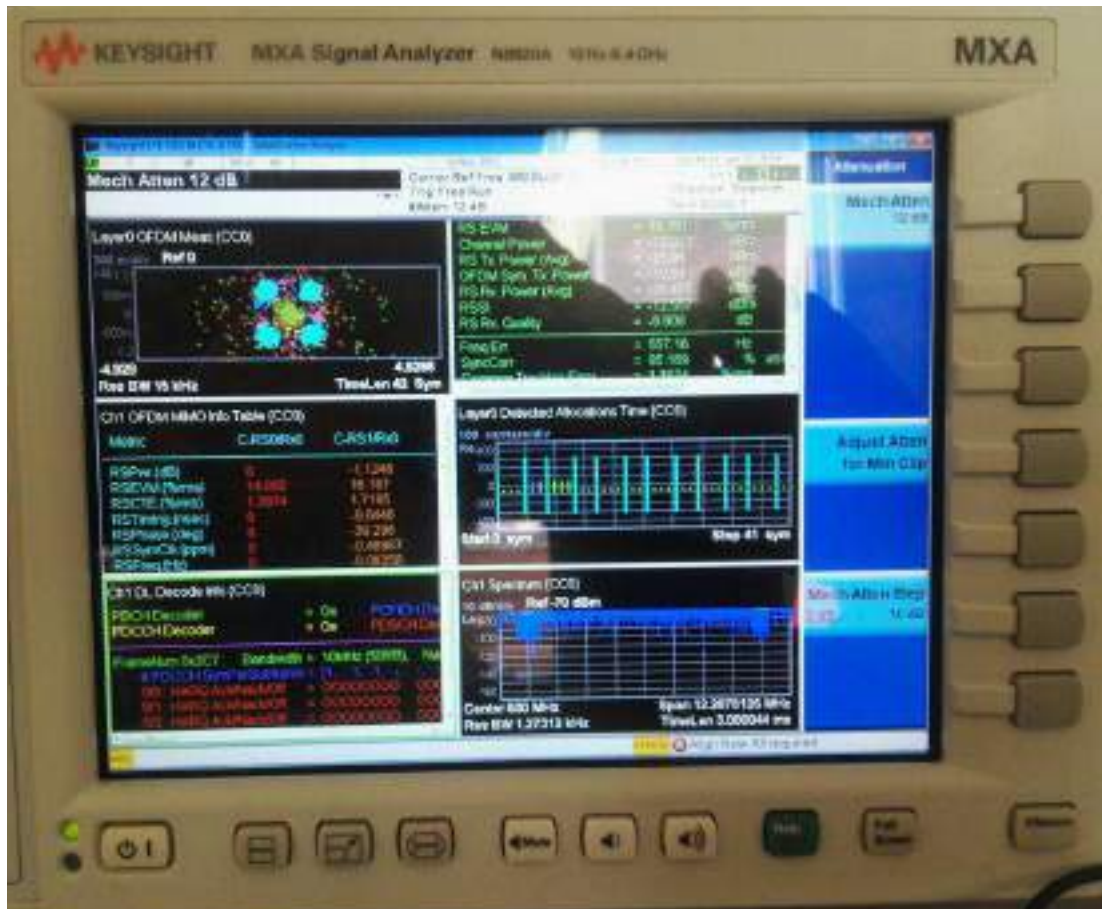
Tali prove hanno permesso di verificare quanto previsto dalla teoria esposta nei paragrafi precedenti e nello specifico il fatto che il contenuto informativo del segnale trasmesso sia contenuto nelle componenti I/Q e non dipenda in alcun modo dalla frequenza del segnale portante. Successivamente sono state effettuate con successo prove di acquisizione dei segnali di telefonia mobile 2G,3G e 4G. In particolare nel caso dei segnali 3G e 4G si è proceduto, dopo la rigenerazione, alla loro demodulazione vettoriale che ha evidenziato la possibilità di recuperare correttamente tutti i parametri utili alla loro estrapolazione ai sensi della norma tecnica CEI 211-7/E.

La procedura di acquisizione è risultata essere molto robusta dando ottimi risultati anche nel caso i cui i segnali campionati fossero di livello estremamente basso.

Figura 11 - Setting strumentale per la acquisizione e rigenerazione I/Q laboratorio Arpa Lazio di Roma



Figura 12 - Segnale LTE 10 MHz rigenerato e demodulato vettorialmente



CONCLUSIONI E FUTURI SVILUPPI

La possibilità di rigenerare un segnale acquisito in campo consente effettuare una serie di attività che hanno la potenzialità di migliorare la qualità dei servizi offerti dell'Agenzia. Il primo, ovvio, vantaggio che una procedura di cattura dei segnali in aria fornisce è rappresentata dalla possibilità di analizzare in dettaglio (e senza i vincoli temporali imposti da un appuntamento di misura presso il privato cittadino) le caratteristiche dei segnali complessi eserciti dai gestori radio/TV e di telefonia mobile. In aggiunta, tale procedura consente all'Arpa Lazio di avere costantemente a disposizione segnali 'reali', riproducibili a qualsiasi valore di frequenza portante e di intensità, utilizzabili per molteplici scopi. Il primo obiettivo è quello di utilizzare i segnali registrati in campo per effettuare le prove di funzionalità e di verifica intermedia della taratura delle sonde in alta frequenza, così come previsto dalle procedure operative adottate dall'Agenzia. In questa maniera la funzionalità delle sonde – insieme alla determinazione dell'impatto del MAE sui risultati di misura - può essere testata con segnali del tutto analoghi a quelli che poi saranno rilevati in campo dalle medesime sonde. Altre applicazioni di interesse prevedono la possibilità di utilizzare segnali 'reali' per campagne di interconfronto, sfruttando la possibilità di generare tali segnali impostando a piacimento il valore della frequenza portante e dell'intensità. Tali segnali possono perciò rappresentare degli standard a cui risulta facile riferirsi in fase di valutazione dei risultati dell'interconfronto, pur mantenendo quelle caratteristiche di non idealità impossibili da ottenere con segnali generati in laboratorio.



Bibliografia

[1] Sito internet Keysight Technologies

<https://www.keysight.com/main/editorial.jsp?cc=IT&lc=ita&ckey=1426402&nid=11143.0.00&id=1426402>

[2] S. Pavoncello, D. Franci, E. Grillo, S. Coltellacci, T. Aureli, *SpectrEM – Un software per il controllo remoto dell'analizzatore di spettro vettoriale e per la gestione dell'attività di analisi selettiva in conformità alla norma tecnica CEI 211-7/E*, Atti del VI Convegno Nazionale Agenti Fisici, Alessandria 6-8 Giugno 2016.

La sperimentazione 5G a Roma: esperienza di misura in campo nella banda delle onde millimetriche

D. Franci¹, S. Pavoncello¹, E. Grillo¹, S. Coltellacci¹, R. Cintoli¹, T. Aureli¹, F. Spadafora², E. Merli³

¹ARPA Lazio

²Keysight Technologies Italia

³Fastweb S.p.A

daniele.franci@arpalazio.gov.it

INTRODUZIONE

La sperimentazione Fastweb S.p.A./Ericsson Italia a Roma va ad arricchire il panorama delle sperimentazioni 5G disseminate su tutto il territorio nazionale. L'installazione di un impianto 5G, operante nella banda delle onde millimetriche, all'interno del complesso museale delle Terme di Diocleziano, ha costituito un formidabile banco di prova per mettere a punto le prime procedure di misura sui segnali di nuova generazione, fino ad oggi sviluppate e testate esclusivamente su segnali generati in laboratorio. Grazie alla collaborazione di Keysight Technologies Italia, lo studio ha previsto una fase preliminare di generazione in laboratorio e la decodifica di segnali 5G 'ideali' finalizzata alla ottimizzazione della procedura operativa da seguire in campo per la misura del primo segnale 5G commerciale attivo nel territorio del Comune di Roma. Le sessioni di misura in campo hanno consentito di produrre prime stime (preliminari) del fattore di abbattimento statistico – intrinseco della tecnologia 5G e introdotto nel documento IEC TR 62669:2019 [1].

IL SEGNALE 5G

Una trattazione esaustiva delle caratteristiche del segnale 5G esula dalle finalità di questo lavoro. Pertanto ci si concentrerà sulle caratteristiche principali della nuova tecnologia, evidenziando qualora possibile eventuali analogie o differenze rispetto alla tecnologia 4G, rimandando per approfondimenti alla letteratura specifica [2-3].

- **Bande di frequenza:** il segnale 5G in Italia verrà implementato in due macro-regioni dello spettro elettromagnetico: *sub-6 GHz* (con blocchi nelle bande 700 e 3700 MHz) e *mmWave* (con blocchi nella banda 26 GHz). L'analogia con il segnale LTE è evidente in quanto anch'esso è stato implementato in diverse regioni dello spettro elettromagnetico;
- **Larghezza di banda:** le larghezze di banda ammesse dallo standard LTE sono 1.4, 3, 5, 10, 15 e 20 MHz. La tecnologia 5G estende la larghezza massima consentita fino a **100 MHz per il segnale sub-6 GHz e 400 MHz per il segnale mmWave;**
- **Numerologia:** a differenza del LTE – dove l'unico valore consentito per la spaziatura di una sottoportante è 15 kHz – la tecnologia 5G supporta diverse numerologie, indicate dal parametro μ . Tale parametro può variare da 0 a 4 ed è strettamente legato alla spaziatura delle sottoportanti dalla formula $\Delta f = 2^\mu \cdot 15 \text{ kHz}$. Di conseguenza, anche la durata del simbolo è connessa a μ , in quanto inversamente proporzionale a Δf . Nello specifico, $\mu=3$ e 4 sono riservati esclusivamente alla segnale 5G nella banda mmWave. Da notare che la trama del segnale 5G può essere frazionata in *bandwidth parts* che possono far riferimento a numerologie diverse (ad esempio, numerologie diverse per i canali di controllo e per i dati);
- **Struttura del frame:** il frame 5G ha la medesima durata del frame LTE (10 ms) ed è allo stesso modo costituito da 10 subframes ciascuno di durata 1 ms. Tuttavia, mentre per il segnale LTE ogni subframe è sempre costituito da un numero fissato di simboli OFDM, per il segnale 5G tale numero dipende dalla numerologia. In generale, nella tecnologia 5G, uno slot è costituito da 14 simboli e **il numero di slot contenuti in un subframe è**

- 2^a. Pertanto si va da un minimo di 140 simboli per frame per $\mu=0$ (condizione analoga al segnale LTE) fino a un massimo di 2240 simboli per frame per $\mu=4$;
- **Duplexing FDD/TDD:** analogamente alla tecnologia LTE, anche il 5G prevede due possibili modalità di accesso alla risorsa radio: Frequency Division Duplex (FDD), dove le trasmissioni di downlink e uplink viaggiano su frequenze separate e Time Division Duplex (TDD), dove downlink e uplink condividono la medesima banda di frequenza, occupandola alternativamente in specifici slot temporali previsti dallo standard. La modalità TDD implementata dal 5G è è analoga quella del segnale LTE. Le differenze principali sono che la configurazione della direzione di trasmissione avviene a livello di subframe per il segnale LTE e di slot per il 5G e che **per il 5G esistono molte più configurazioni rispetto alla controparte LTE;**
 - **Canali di controllo:** la tecnologia 5G prevede un utilizzo più intelligente delle risorse radio, **limitando l'emissione dei canali di segnalazione e controllo esclusivamente ad alcune finestre temporali.** Tale caratteristica è profondamente differente rispetto a quanto avviene nel segnale LTE dove il Reference Signal è costantemente presente all'interno della trama. I canali di segnalazione e controllo per il 5G sono del tutto analoghi a quelli del LTE – PSS, SSS, PBCH, PBCH_DMRS¹ - ma sono compressi in una struttura chiamata **SS-Block** che viene trasmessa solo in specifiche locazioni di trama previste dallo standard. La struttura del SS-Block verrà approfondita più avanti nel paragrafo;
 - **Beam sweeping e beamforming:** la differenza più marcata rispetto alla tecnologia 4G risiede nella dinamicità del diagramma di radiazione prodotto dalle antenne operanti in tecnologia 5G. A fronte di un corrispettivo diagramma LTE statico tempo-invariante, la nuova tecnologia propone fasci che nel tempo scansionano porzioni di spazio differenti per ottimizzare la connessione con gli UE distribuiti attorno alla SRB. A ciascun fascio è tipicamente associato uno specifico SS-Block. Questa caratteristica rappresenta una vera rivoluzione nell'ottica della valutazione dell'esposizione umana in quanto **cade il paradigma che i canali di controllo vengano acquisiti sempre a potenza costante.** La potenza misurata per ciascun SS-Block dipenderà infatti dalla specifica forma del fascio a cui tale blocco si riferisce. La procedura è ulteriormente complicata dal fatto che la SRB è in grado di raffinare ulteriormente la forma del beam una volta che ha stabilito una connessione con l'UE, dando luogo al fenomeno del beamforming.

Il Synchronization Signal Block (SS-Block) è la struttura fondamentale utilizzata dalla tecnologia 5G per gestire la connessione con gli UE. Il blocco – Figura 1 – ha una durata di 4 simboli e ha, nei simboli 2, 3 e 4, un'estensione massima pari a 240 sottoportanti. Il primo simbolo ospita le 127 portanti del PSS, mentre il secondo e il quarto sono occupate dal PBCH. Il terzo simbolo, invece, è condiviso dal SSS – che occupa le 127 portanti centrali – e dal PBCH che occupa 48 sottoportanti al di sopra e al di sotto del SSS (i due canali sono opportunamente separati da alcune sottoportanti di guardia). Disseminato all'interno del PBCH si trova il PBCH_DMRS che funge da Reference Signal allo scopo di rendere possibile la decodifica del PBCH da parte del terminale mobile.

Il numero e la posizione degli SS-Block all'interno della trama sono fissati dallo standard 5G e definiti in specifici Case (A, B, C, D ed E). Indipendentemente dal case, però, gli SS-Blocks sono contenuti in 5 ms, ovvero metà trama. L'intero set degli SS-Block locato entro i 5 ms assegnatogli dallo standard è chiamato SS-Burst ed è trasmesso periodicamente, con T generalmente pari a 5, 10 o 20 ms (Figura 2).

¹ Il PBCH_DMRS è analogo al Reference Signal del segnale LTE

Figura 1 - Struttura del SS-Block

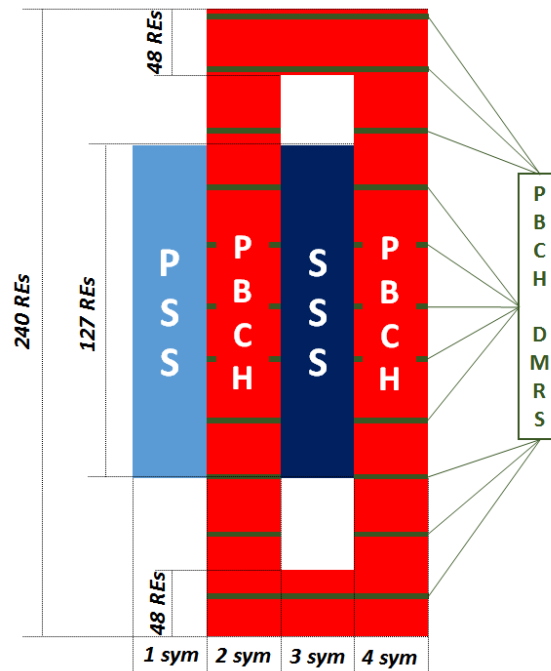
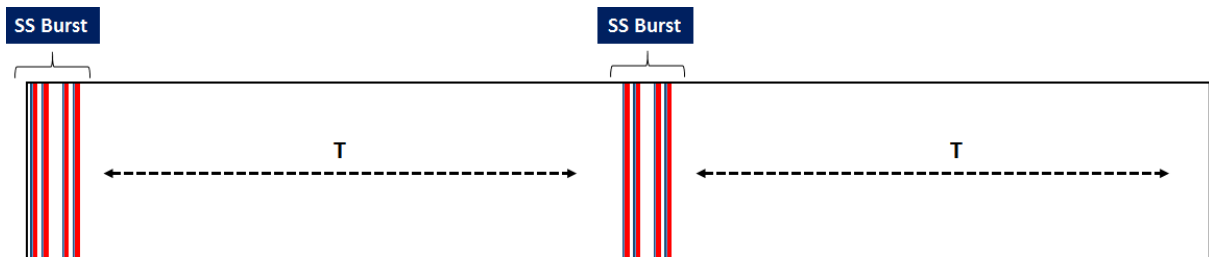
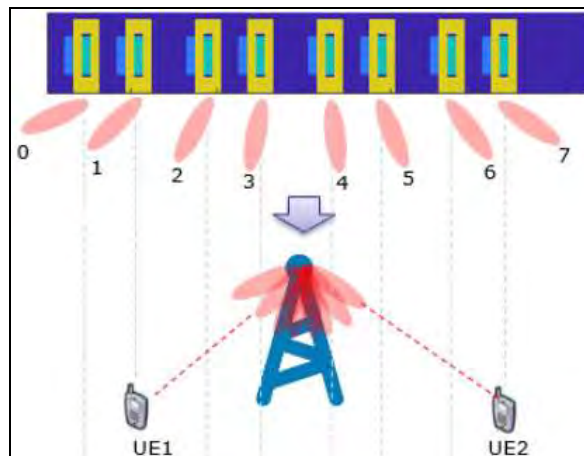


Figura 2 - Periodicità degli SS-Burst



La caratteristica peculiare del 5G di trasmettere la segnalazione in blocchi separati sta alla base del concetto di beam sweeping. Come già anticipato, i diversi SS-Blocks sono veicolati nello spazio mediante fasci che variano la loro direzione nel tempo (Figura 3). Tale tecnica è realizzata sfruttando antenne di nuova generazione, dotate di un array di elementi radianti tra loro indipendenti. Il beam sweeping consente di ottimizzare la copertura dell'impianto 5G, limitando allo stesso tempo il consumo di potenza. Il fatto che la segnalazione venga trasmessa, istante per istante, in direzioni differenti implica che le misure di potenza ricevuta del SS-Block non siano costanti nel tempo.

Figura 3 - Schematizzazione del beam sweeping



ESPERIENZA SUL SEGNALE GENERATO IN LABORATORIO

La prima esperienza di misura su un segnale in tecnologia 5G è stata effettuata presso i laboratori Keysight Technologies Italia di Roma, con l'ausilio di un generatore vettoriale Keysight Technologies MXG N5182B equipaggiato con il modulo software Signal Studio per la generazione di segnali 5G NR (Figura 4).

Figura 4 - Setup sperimentale

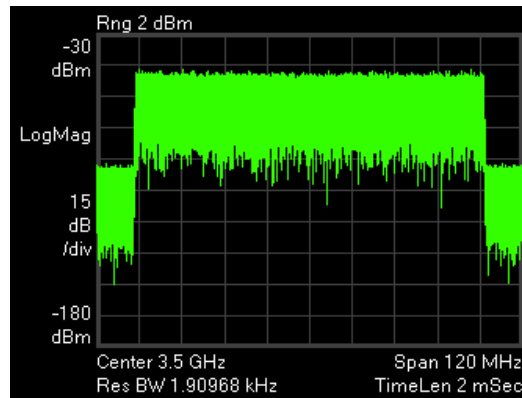


Il segnale generato è stato analizzato con un analizzatore vettoriale Keysight Technologies UXA N9040B munito del software di analisi VSA aggiornato alla versione compatibile con il segnale in tecnologia 5G. Le caratteristiche del segnale generato sono:

- 1) Frequenza centrale 3500 MHz;
- 2) Larghezza di banda 100 MHz;
- 3) $\Delta f = 30$ kHz ($\mu = 1$, Case C);
- 4) 8 SS-Blocks, in corrispondenza dei simboli $\{2,8\} + 14n$, con $n=0,1$;
- 5) Frequenza centrale degli SS-Blocks coincidente con la frequenza centrale del segnale;
- 6) Duplexing FDD.

La visualizzazione del segnale 5G in modalità 'classica' mostra uno spettro abbastanza simile alla controparte LTE, con ripidi fronti di salita e discesa tipici del segnale OFDM. La differenza più evidente risiede nella larghezza di banda – 100 MHz contro (al massimo) 20 MHz del segnale 4G (Figura 5).

Figura 5 - Visualizzazione dello spettro del segnale 5G generato



Il segnale è stato successivamente generato escludendo i canali di traffico, al fine di evidenziare più chiaramente le caratteristiche degli SS-Blocks. Per il Case C preso in esame, le caratteristiche degli SS-Blocks sono:

- Larghezza di banda: 240 Resource Elements x 30 kHz = 7,2 MHz
- Durata: 4 simboli / (30000 Hz) \approx 130 μ s.

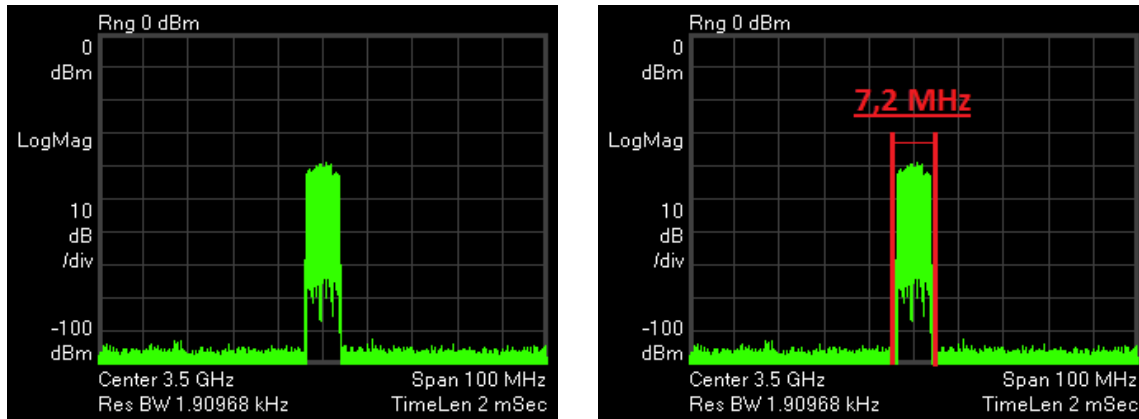
Il segnale è stato acquisito con l'analizzatore UXA e analizzato con il modulo 5G del software VSA (Figura 6). La schermata mostra il diagramma IQ dei canali di controllo associati agli SS-Blocks, il riepilogo delle misure dei parametri di sincronizzazione, la trama del segnale con posizione e composizione degli otto SS-Blocks che costituiscono il SS-Burst, lo spettro acquisito, la potenza misurata per ciascun SS-Block e il riepilogo della potenza associata a ciascun canale di controllo (PSS, SSS, PBCH e PBCH_DMRS).

Figura 6 - Schermata di analisi del segnale 5G del software VSA



Analizzando nel dettaglio lo spettro si può apprezzare che la larghezza di banda associata agli SS-Block corrisponde a 7.2 MHz, esattamente la larghezza prevista dallo standard per $\mu = 1$ (Figura 7).

Figura 7 - Spettro associato agli SS-Blocks del segnale 5G



Ulteriori valutazioni relative alla struttura degli SS-Block possono essere fatte impostando l'analizzatore in modalità span zero, al fine di visualizzare il profilo della potenza acquisita in funzione del tempo (Figura 8). Le impostazioni utilizzate sono:

- Span Zero;
- $f_c = 3500$ MHz;
- Sweep Time = 5 ms (ovvero uno sweep time sufficientemente lungo da visualizzare tutti gli otto SS-Blocks del burst);
- RBW = 8 MHz (ovvero un RBW maggiore della larghezza di banda associata agli SS-Block al fine di catturare l'intera potenza).

La visualizzazione in span zero consente anche di valutare la durata del singolo SS-Block. Tale durata risulta essere circa $130 \mu\text{s}$, anch'essa in ottimo accordo con quanto previsto dallo standard. La determinazione della potenza degli SS-Blocks è stata effettuata sempre in modalità span zero e utilizzando l'utility Band Power fornita dall'analizzatore UXA (Figura 9). Tale funzione consente di aprire delle finestre temporali – impostate per l'occasione a $200 \mu\text{s}$ per essere sicuri di acquisire tutta la potenza associata al singolo SS-Block e, nel contempo, di evitare sovrapposizioni tra le finestre di analisi – all'interno di ciascuna delle quali viene effettuato un Channel Power. Le potenze acquisite per i diversi SS-Blocks sono riportate in Tabella 1, dalla quale si evince che essi sono trasmessi dal generatore tutti alla stessa potenza. Tale comportamento è congruente con il fatto che, in assenza di una adeguata antenna, il segnale generato in laboratorio non implementa il beam sweeping. Il beam sweeping, pertanto, è una caratteristica peculiare del segnale generato da impianti on air.

Figura 8 - Analisi in span zero degli SS-Blocks

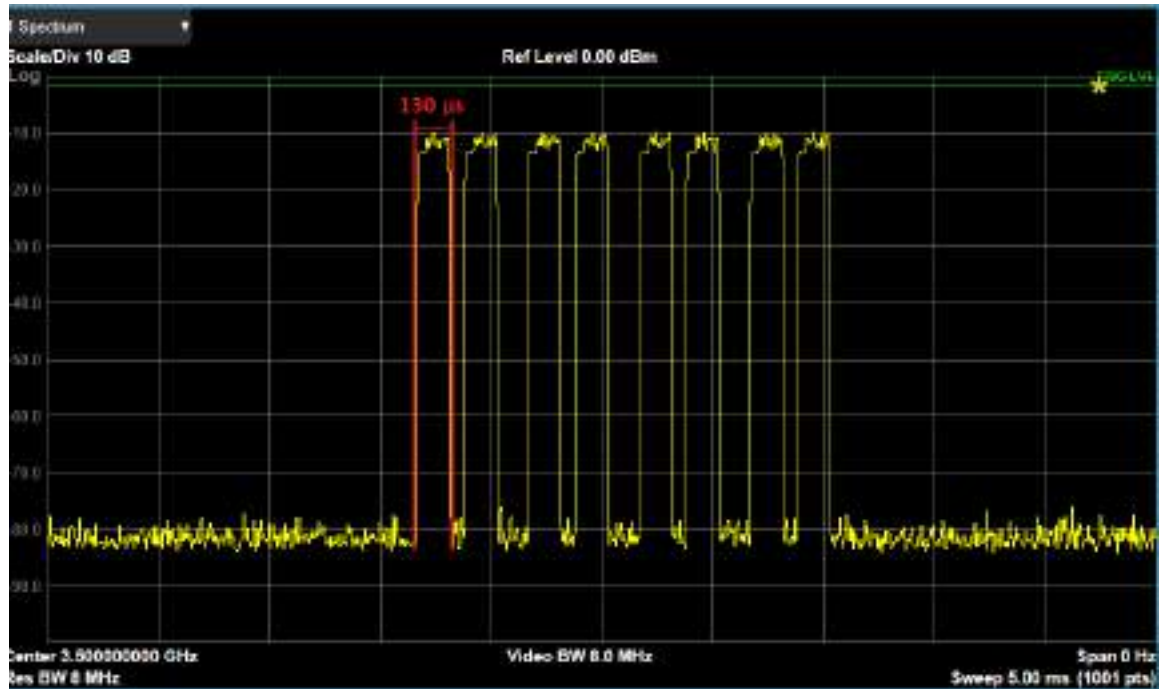


Figura 9 - Band Power sugli SS-Blocks



Tabella 1- Potenza acquisita per ciascun SS-Block del segnale generato

SS-Block index	SS-Block power [dBm]
1	-13.28
2	-13.25
3	-13.26
4	-13.26
5	-13.27
6	-13.29
7	-13.20
8	-13.29

MISURE SUL SEGNALE 5G ON AIR

L'esperienza di misura maturata sul segnale 5G generato in laboratorio è stata applicata sul primo segnale 5G on air attivo a Roma. L'impianto afferisce alla sperimentazione 5G condotta da Fastweb S.p.A e Ericsson Italia nell'ambito del Protocollo d'Intesa siglato con Roma Capitale. L'area selezionata è quella del complesso museale delle Terme di Diocleziano e l'impianto 5G è asservito a uno use case che prevede l'utilizzo della AR/VR per rendere più immersiva l'esperienza del visitatore, attraverso dettagliate ricostruzioni 3D dell'aspetto originale degli ambienti del complesso.

L'impianto 5G serve un UE prototipale statico, posizionato in linea di vista rispetto all'antenna trasmittente. L'installazione e la postazione di misura è dettagliata in Figura 10.

Figura 10 - Dettaglio fotografico dell'installazione, della UE e della postazione di misura





Le caratteristiche del segnale 5G irradiato dall'impianto delle Terme di Diocleziano sono le seguenti:

1. $f_c = 27742.06$ MHz;
2. Larghezza di banda = 100 MHz;
3. $\Delta f = 240$ kHz per gli SS-Blocks ($\mu = 4$, Case E) – larghezza di banda degli SS-Blocks = 57.6 MHz;
4. $\Delta f = 120$ kHz per il PDSCH ($\mu = 3$, Case D);
5. Frequenza centrale degli SS-Blocks = 27740.62 MHz (ovvero 1.44 MHz al di sotto della f_c);
6. 12 SS-Blocks attivi su 64 previsti da standard;
7. Duplexing TDD con struttura del frame del tipo D-D-D-S-U-D-D-S-U-U;
8. Struttura dello slot S del tipo D:G:U = 10:4:0 (ovvero 10 simboli dedicati al downlink, 4 simboli di guardia e zero simboli dedicati all'uplink).

E' stato evidente sin dal principio come il segnale 5G implementato da Fastweb ed Ericsson rappresentasse un eccezionale banco di prova per testare e affinare le procedure di misura di segnali di nuova generazione. Le caratteristiche salienti, che distinguono questo segnale rispetto a tutti gli altri segnali attualmente implementati in Italia sono:

- La frequenza di esercizio, che lo pone come unico esempio di segnale 5G attualmente nella banda millimetrica;
- L'implementazione di bandwidth parts distinte per canali di controllo e traffico, con l'utilizzo di due differenti numerologie;
- Uno schema TDD complesso, basato sulla personalizzazione simbolo per simbolo della trama.

Le misure sul segnale 5G Fastweb/Ericsson sono state effettuate con l'analizzatore Keysight Technologies UXA già utilizzato per l'esperienza in laboratorio e l'antenna logaritmica HL050 della Rohde & Schwarz. La Figura 11 mostra lo spettro del segnale, evidenziando la larghezza di banda pari a 100 MHz dello stesso. Ricalcando le prove eseguite in laboratorio, è stata successivamente effettuata una misura in span zero che ha permesso di evidenziare le diverse peculiarità del segnale oggetto di studio (Figura 12). Per l'analisi in span zero è stata impostata la frequenza centrale degli SS-Blocks (che ricordiamo essere 1.44 MHz al di sotto della f_c). Inoltre la RBW è stata fissata pari a 8 MHz: tale valore, a differenza dell'esperienza in laboratorio, non permette di catturare l'intera potenza degli SS-Blocks, in quanto la larghezza di banda di quest'ultimi è pari a 57.6 MHz per $\mu = 4$. Il valore di RBW pari a 8 MHz rappresenta tuttavia il limite superiore raggiungibile dallo strumento: ciò implica che la misura in span zero non può essere utilizzata per una valutazione quantitativa della potenza associata agli SS-Blocks.

Figura 11 - Spettro del segnale 5G alle Terme di Diocleziano

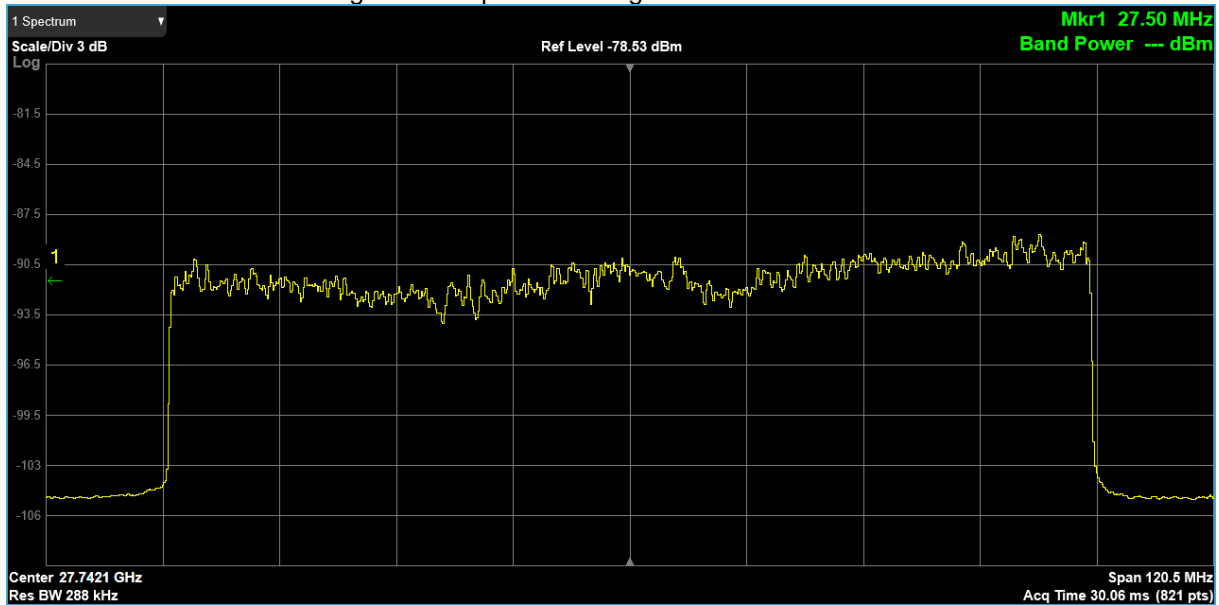
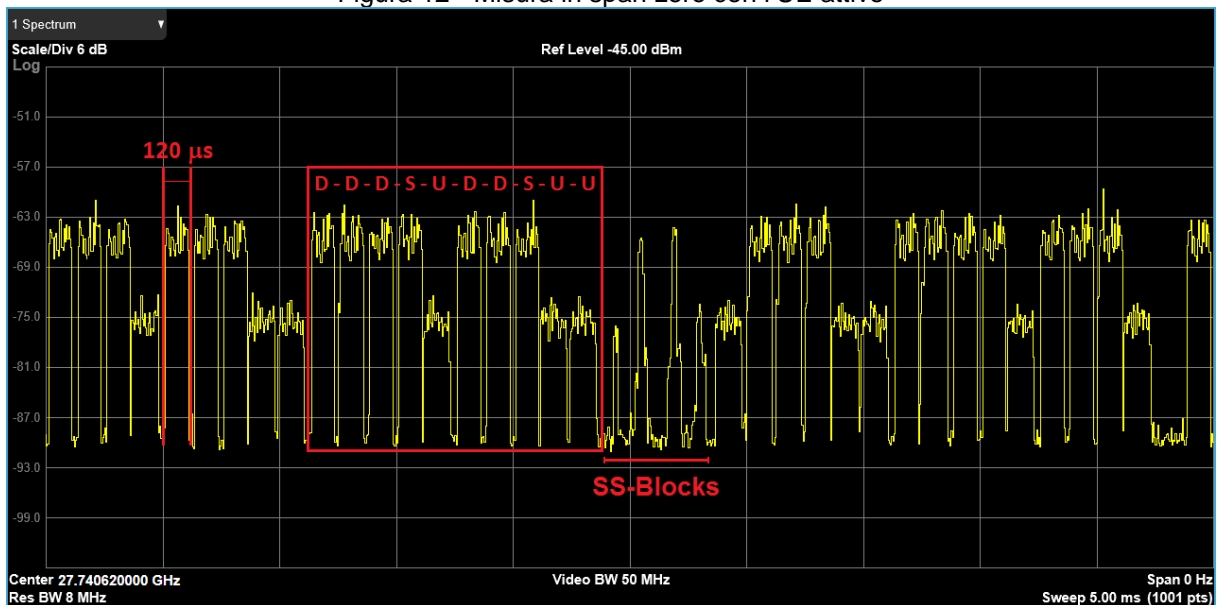


Figura 12 - Misura in span zero con l'UE attivo



Un'analisi approfondita dello spettro in Figura 12 evidenzia alcune caratteristiche salienti del segnale:

- In primo luogo, è chiaramente visibile la struttura D-D-D-S-U-D-D-S-U-U del duplexing TDD implementato dalla trama del segnale. Si noti che, data la prossimità dell'antenna ricevente rispetto allo UE, nello spettro è possibile distinguere chiaramente anche il contributo energetico degli slot/simboli dedicati all'uplink.
- La durata del singolo slot PDSCH, misurata pari a circa 120 μ s, risulta essere perfettamente compatibile con quanto previsto dallo standard per la numerologia $\mu = 3$ (14 simboli / 120000 Hz = 116 μ s). Si ricordi a tal proposito che il segnale implementa numerologie differenti per gli SS-Blocks e il PDSCH.
- Gli SS-Blocks sono perfettamente identificabili all'interno della trama e mostrano, a differenza di quanto osservato al generatore, una potenza altamente variabile. Tale variabilità è perfettamente compatibile con l'implementazione del beam sweeping.

Successivamente lo UE è stato disattivato allo scopo di annullare il traffico dati in entrambe le direzioni e di concentrarsi sugli SS-Blocks (Figura 13). E' stato possibile determinare

sperimentalmente il periodo di trasmissione degli SS-Blocks (5 ms) – immagine a sinistra - e di verificare che la durata degli stessi fosse compatibile con quanto previsto dallo standard – immagine a destra. I 60 μ s indicati nell'immagine a destra si riferiscono alla durata di 3 SS-Blocks con numerologia $\mu = 4$, che da standard sono previsti durare 12 simboli / 240000 Hz = 50 μ s. Lo scostamento lieve dal valore atteso può essere spiegato dall'utilizzo forzato di una RBW molto più piccola rispetto alla larghezza di banda complessiva del SS-Block.

Dopo le valutazioni in span zero si è proceduto alla misura vettoriale della potenza dei canali di controllo e, in generale, degli SS-Blocks. Dopo aver impostato opportunamente i parametri di misura all'interno del modulo 5G del software VSA è stato possibile sincronizzarsi con successo con il segnale in esame (Figura 14). Da notare che, nonostante la distanza rispetto all'antenna trasmittente, la ridotta potenza di emissione dell'impianto e l'elevata attenuazione tipica della regione delle onde millimetriche, il grado di correlazione ottenuto – superiore al 99% - è da ritenersi ottimo.

Figura 13 - Misura in span zero con l'UE disattivato – sweep time differenti

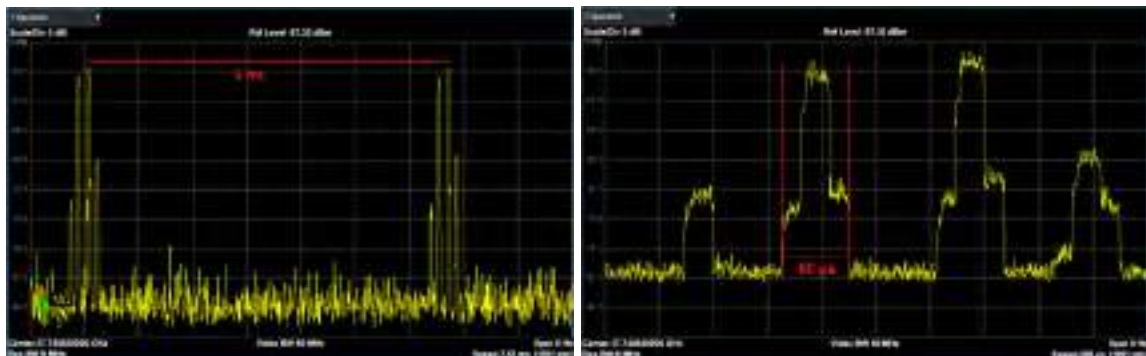


Figura 14 - Analisi vettoriale del segnale 5G



La Tabella 2 riporta le potenze acquisite per ciascuno dei 12 SS-Blocks. L'estrema variabilità delle potenze associate ai diversi SS-Blocks conferma l'intuizione che l'effetto del beam sweeping nella misura del segnale 5G si traduce in un **canale di controllo ricevuto a potenza non costante. La potenza ricevuta non costante non è da attribuirsi a una potenza trasmessa variabile associata ai differenti SS-Blocks ma, al contrario, è indicativa di SS-Blocks trasmessi a potenza costante ma veicolati da fasci la cui direzione di massimo irraggiamento risulti più o meno allineata rispetto alla posizione del punto di misura.** Il fattore di riduzione della potenza ricevuta a causa del beam sweeping può essere facilmente stimato come il rapporto tra la potenza media dei 12 SS-Blocks e la potenza del SS-Block più intenso. **Tale rapporto, per l'impianto in esame e per lo specifico punto di misura scelto,**

risulta essere pari a circa il 18%. Il valore ottenuto, sebbene riferito ad una situazione ideale di totale assenza di traffico, può essere considerato un importante punto di partenza per la definizione rigorosa del fattore di abbattimento statistico introdotto dal TR 62669:2019

Tabella 2 - Potenza acquisita per ciascun SS-Block del segnale Fastweb/Ericsson

SS-Block index	SS-Block power [dBm]
1	-76.973
2	-83.541
3	-84.142
4	-66.277
5	-78.228
6	-83.984
7	-65.333
8	-76.826
9	-83.896
10	-75.850
11	-78.821
12	-84.135

CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI

Il presente lavoro costituisce una sintesi dell'attività condotta dall'ARPA Lazio nell'ultimo semestre sui segnali 5G di nuova generazione.

Gli obiettivi principali che tale attività si è prefissa sono:

1. La verifica strumentale dei fattori di abbattimento statistici dovuti all'utilizzo delle antenne attive che implementano il massive MIMO recepiti dallo IEC nel TR 62669:2019;
2. L'elaborazione di una procedura di misura che consenta di valutare il campo elettromagnetico prodotto da un segnale fortemente variabile nel tempo e nello spazio quale il segnale 5G.

L'installazione, nell'ambito della sperimentazione 5G Fastweb/Ericsson a Roma, di un impianto 5G, operante nella banda delle onde millimetriche, all'interno del complesso museale delle Terme di Diocleziano, ha costituito un formidabile banco di prova per mettere a punto le prime procedure di misura sui segnali di nuova generazione, fino ad oggi sviluppate e testate esclusivamente su segnali generati in laboratorio.

In riferimento alla linea di attività 1, sebbene la determinazione strumentale del fattore di abbattimento statistico sia stata eseguita in assenza di traffico e considerando i soli rapporti di potenza tra gli SSB dei diversi beam e dunque sia necessariamente da considerarsi un lavoro allo stato "embrionale", ha sicuramente fornito un risultato (18%) in linea con i fattori di abbattimento descritti nel citato TR 62669:2019.

In riferimento alla linea di attività 2 la demodulazione di un segnale 5G complesso come quello esaminato lascia immaginare come sia possibile stimare il campo elettromagnetico prodotto da un sistema 5G, fortemente variabile nel tempo e nello spazio, con formule di estrapolazione simili a quelle utilizzate per le tecnologie precedenti.

Le due linee di attività descritte saranno oggetto di ulteriori studi e valutazioni nei prossimi mesi con segnali 5G operanti in bande di frequenza non millimetriche.

Bibliografia



- [1] IEC TR 62669:2019, “*Case studies supporting IEC 62232 - Determination of RF field strength, power density and SAR in the vicinity of radiocommunication base stations for the purpose of evaluating human exposure*”.
- [2] ETSI TR 138 912 “*5G; Study on New Radio (NR) access technology*”.
- [3] Quick Reference 5G/NR http://www.sharetechnote.com/html/5G/Handbook_5G_Index.html

Criticità connesse alle misure di campo elettromagnetico prodotto da micro celle in ambiente indoor in aree intensamente frequentate

T. Aureli¹, D. Franci¹, S. Pavoncello¹, E. Grillo¹, S. Coltellacci¹, R. Cintoli¹

¹ARPA Lazio

tommaso.aureli@arpalazio.gov.it

INTRODUZIONE

Negli ultimi anni si è assistito ad una crescita esponenziale della richiesta di connessione mobile efficiente e stabile in luoghi in cui la presenza di un elevato numero di utenti tende a congestionare rapidamente le risorse radio disponibili. Per soddisfare tale richiesta, gli operatori TLC hanno provveduto ad installare, nei luoghi a maggiore densità di frequentazione (aeroporti, stazioni ferroviarie e/o metro, grandi esercizi commerciali, ospedali, ecc.), un numero sempre più crescente di micro celle. Tali impianti si configurano come SRB tipicamente installate a soffitto o a parete che, nonostante presentino potenze ridotte, sono locate in punti molto prossimi all'utilizzatore finale. Sebbene quindi l'impatto elettromagnetico prodotto da tali impianti sia generalmente contenuto, possono sussistere casi particolari in cui lo specifico punto di installazione produca situazioni puntuali di criticità ambientale.

Campagne di misura recentemente effettuate dall'Agenzia in corrispondenza di impianti analoghi a quelli descritti, hanno evidenziato la possibilità di superamenti puntuali dell'obiettivo di qualità per i quali non è prevista, da normativa, l'applicabilità del procedimento di riduzione a conformità. Tali situazioni aprono pertanto una questione sulle modalità di gestione di eventi del genere.

CARATTERISTICHE DELLE MICRO CELLE INDOOR

Dal punto di vista logistico e radioelettrico le micro celle installate in ambienti indoor condividono alcune caratteristiche peculiari:

1. Potenze trasmesse molto ridotte in confronto alle SRB classiche;
2. Impianti radianti omni-direzionali o con lobi molto 'larghi', al fine di assicurare copertura uniforme;
3. Installazione a parete o, più frequentemente, a soffitto;
4. Pannelli radianti specifici per le installazioni indoor (Fig. 1);
5. Ridotta distanza tra il centro elettrico e l'utilizzatore finale;
6. Tipologia di segnali raramente utilizzati in impianti SRB classici.

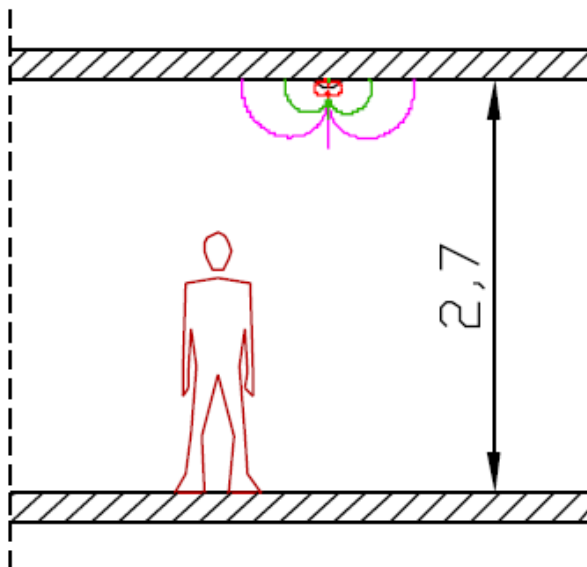
Figura 1 - Esempi di pannelli radianti per installazioni indoor



Sebbene la distanza tra il punto di installazione e l'utilizzatore finale sia generalmente molto contenuta, la ridotte potenze a cui lavorano gli impianti indoor non presentano – il più delle volte –

criticità tali da poter essere facilmente individuate attraverso un'indagine documentale sul valore di campo previsionale prodotto (Figura 2).

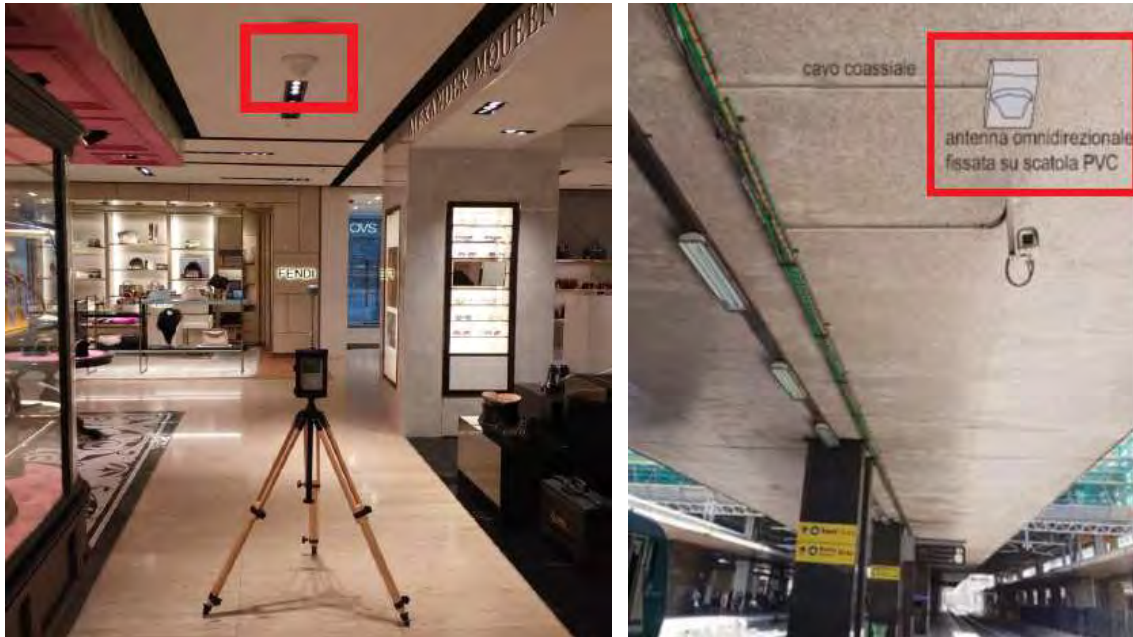
Figura 2 - Previsionale tipico prodotto da una micro cella indoor



Tuttavia l'estrema vicinanza tra sorgente e bersaglio e la totale accessibilità all'impianto radiante, rendono le micro celle indoor molto sensibili sia ad eventuali configurazioni che si discostano – anche lievemente – dallo stato autorizzato, sia a incidentali manomissioni che possono modificare lo stato elettromagnetico della zona circostante.

Un'ultima considerazione va fatta sulla destinazione d'uso e il tempo di permanenza della popolazione nei luoghi interessati dalle emissioni prodotte dalle micro celle. Se da un lato le micro celle sono comunemente utilizzate in luoghi indoor che si configurano come luoghi con permanenza superiore alle quattro ore giornaliere e per i quali si applica come limite di legge il valore di attenzione pari a 6 V/m, tali impianti sono spesso utilizzati anche per luoghi di passaggio (ad esempio scali ferroviari, stadi e palazzetti, metropolitane) identificabili come aree ad alta frequentazione. Il DPCM 8 Luglio 2003 identifica tali luoghi come 'aree intensamente frequentate' per i quali si applica l'obiettivo di qualità, anch'esso pari a 6 V/m. Tuttavia, a differenza di quanto avviene per i luoghi in cui si applica il valore di attenzione, per un superamento dell'obiettivo di qualità non è prevista da normativa l'attivazione di un procedimento di riduzione a conformità. E' evidente pertanto che per impianti di questo tipo si renda necessaria una riflessione attenta al fine di individuare le modalità corrette ed efficaci per risolvere eventuali criticità. Un paio di esempi di installazioni di micro celle asservite ad impianti SRB indoor è rappresentato in Figura 3.

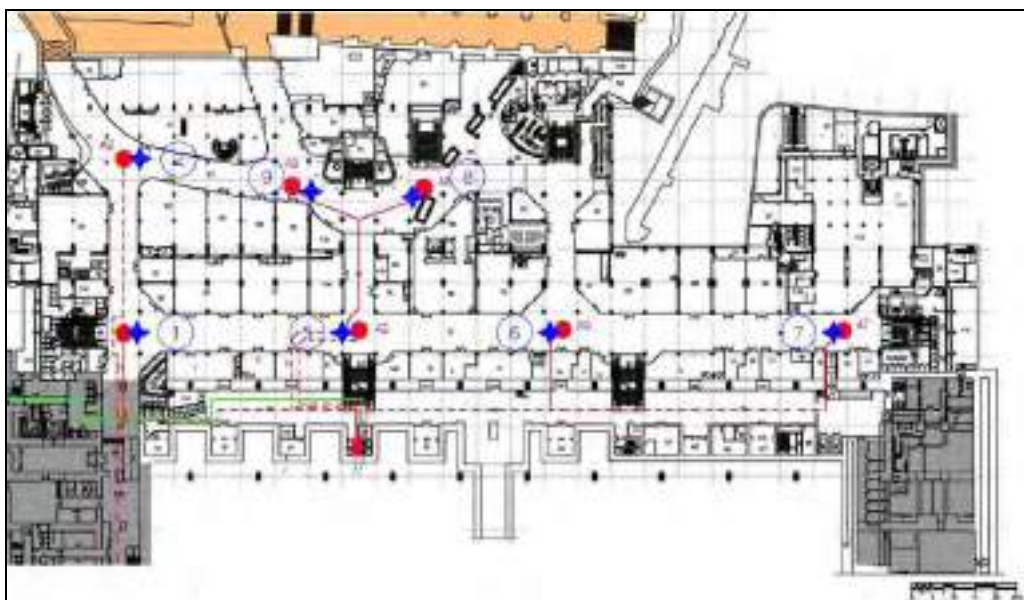
Figura 3 - Esempi di installazione di micro celle



ESPERIENZE DI MISURA SU MICRO CELLE

Nell'ambito dei controlli effettuati dall'Arpa Lazio su micro celle locate in ambiente indoor, un'esperienza sicuramente significativa è stata quella condotta nei locali commerciali di un importante snodo ferroviario romano. L'impianto in questione si compone di diversi elementi radianti dislocati in punti specifici di in un corridoio di passaggio caratterizzato da un'ampia metratura (Figura 4). L'utilizzo di diversi hot spots garantisce una copertura uniforme della zona, con potenze applicate per il singolo impianto dell'ordine di qualche watt.

Figura 4 - Posizionamento degli hot spots e punti di misura



La prima fase dell'attività di controllo è consistita in una campagna di misure in banda larga su tutti gli hot spots allo scopo di confrontare i valori di campo elettrico misurati con il valore

previsionale stimato sulla base delle caratteristiche radioelettriche degli impianti autorizzati (Figura 5).

Figura 5 - Misura in banda larga in corrispondenza di un hot spot



La attività ha permesso di caratterizzare in maniera rapida l'impatto elettromagnetico di ciascun impianto, verificando una generale omogeneità nei valori di campo elettrico misurati (circa 2 V/m). Tale valore, sebbene ben inferiore all'obiettivo di qualità applicabile negli spazi monitorati, è stato osservato essere abbastanza superiore al valore di campo elettrico stimabile a livello previsionale a partire dalle caratteristiche radioelettriche delle micro celle.

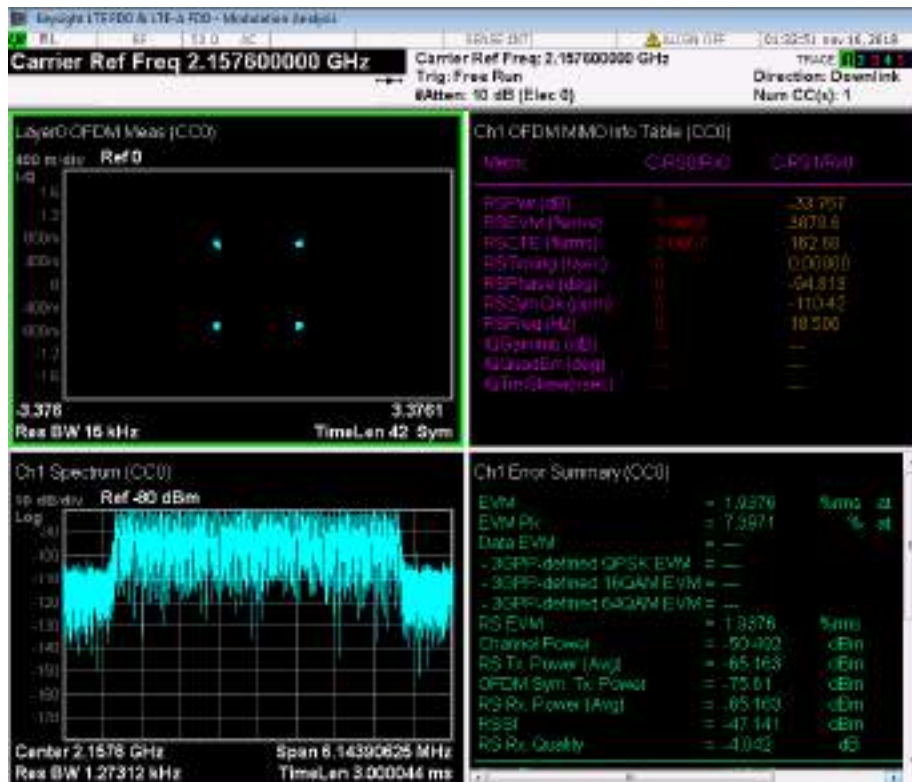
Inoltre, in uno dei punti indagati è stato possibile evidenziare un valore di campo elettrico anomalo – circa 7 V/m - che si discosta nettamente rispetto ai valori misurati in corrispondenza degli altri hot spots. Tale discrepanza è risultata essere del tutto inaspettata anche in considerazione del fatto che le caratteristiche radioelettriche della micro cella in questione risultavano essere del tutto analoghe a quelle degli altri impianti. Il valore rilevato – su sei minuti in quanto la logistica non consentiva di mantenere la strumentazione in loco per 24 ore come sarebbe stato corretto fare da normativa – ha reso necessario un approfondimento tecnico attraverso misure selettive. L'intervento di misura in banda stretta è stato effettuato con l'analizzatore di spettro vettoriale MXA N9020A della Keysight Technologies, accoppiato mediante cavo coassiale con un'antenna biconica compatta PCD 3250 Seibersdorf. Dal punto di vista logistico, l'attività di misura ha presentato diverse criticità legate al continuo passaggio di persone nelle vicinanze dell'antenna. Al fine di minimizzare l'ingombro e di agevolare il più possibile il flusso di viaggiatori, il cavo coassiale è stato nastrato al pavimento e l'analizzatore è stato alloggiato su un supporto portatile in posizione defilata rispetto al punto di misura (Figura 6).

Figura 6 - Misura in banda stretta



Da un punto di vista prettamente tecnico, la misura in banda stretta effettuata sulla micro cella ha rivestito carattere di forte interesse in quanto l'estrema prossimità del punto di misura rispetto alle sorgenti radianti ha garantito un elevatissimo grado di sincronizzazione con i segnali vettoriali presenti, normalmente raggiungibile solo con segnali generati in laboratorio. In aggiunta tali impianti implementano spesso tecnologie normalmente non utilizzate negli impianti outdoor come ad esempio segnali LTE larghi 5 MHz, ospitati nella banda 2100 MHz generalmente occupata dalla tecnologia UMTS, e implementazione della tecnologia MIMO con un solo ramo attivo. Un esempio lampante di segnale di interesse è riportato in Figura 7, in cui è mostrata la decodifica di un segnale LTE con frequenza centrale 2157.6 MHz, largo 5 MHz e con un unico ramo MIMO attivo, come si evince dal fatto che la potenza del Reference Signal acquisita sul secondo ramo risulta essere 33.767 dB sotto il livello del ramo di riferimento.

Figura 7 - Decodifica del segnale LTE



L'accertamento in banda stretta, unito alla richiesta ai gestori dei parametri di rete per effettuare le estrapolazioni ai sensi della norma CEI 211-7/E, ha consentito di accertare il superamento dell'obiettivo di qualità nel punto oggetto dell'indagine e di mettere prontamente in atto misure per riportare la situazione a conformità.

CONCLUSIONI

Le micro celle asservite a impianti di telefonia mobile indoor sono spesso considerate come impianti a scarso impatto elettromagnetico. Tale assunto si fonda sulle basse potenze e la scarsa direttività che caratterizzano questa tipologia di impianti, caratteristiche che conducono spesso ad una valutazione previsionale che non evidenzia alcuna situazione di criticità.

L'esperienza di misura condotta da ARPA Lazio ha al contrario mostrato che, in particolari situazioni tecnico-logistiche, il contributo di tali impianti può essere tutt'altro che trascurabile. Considerando anche il fatto che tipicamente le micro celle sono installate in ambienti ad alta frequentazione ne risulta un'esposizione complessiva della popolazione meritevole di attenzione da parte degli enti di controllo.

L'attività condotta ha inoltre messo in evidenza il grande interesse che una misura in banda stretta su tali sorgenti riveste, dovuto al fatto che le micro celle spesso implementano tecnologie normalmente non utilizzate negli impianti outdoor.

Campagna di misure di campi di gradiente su tomografi RM: set-up strumentale, verifica dei limiti e zone di rispetto

Riccardo Di Liberto¹, Daniele Andreuccetti², Moreno Comelli², Giancarlo Burriesci³

¹ IRCCS Policlinico San Matteo, viale Camillo Golgi 19, 27100 Pavia

² IFAC-CNR, via Madonna del Piano 10, 50019 Sesto Fiorentino (FI)

³ INAIL-DIMEILA, via Fontana Candida 1, 00078 Monte Porzio Catone (RM)

D.Andreuccetti@ifac.cnr.it

Riassunto

Vengono presentati gli obiettivi, i metodi e i risultati di una campagna di misure di esposizione a campi magnetici di gradiente (CMG) che ha riguardato tre tomografi a risonanza magnetica posti in due ospedali lombardi. Tra gli obiettivi: indagare le emissioni di sorgenti per alcuni versi peculiari e mettere alla prova gli strumenti disponibili sulla piattaforma WEBNIR per questo tipo di indagine. La piattaforma WEBNIR è un portale sviluppato nell'ambito di un progetto di ricerca finanziato dall'INAIL, coordinato dall'IFAC e nel quale è coinvolto, tra le unità operative partner, il Policlinico San Matteo. Le misure eseguite hanno riguardato la determinazione dell'indice di picco ponderato per l'induzione magnetica dovuta ai campi di gradiente, relativo ai valori di azione per i lavoratori e ai livelli di riferimento per la popolazione. La metodica e la strumentazione utilizzate si rifanno a precedenti esperienze, arricchite grazie all'impiego di due strumenti diversi ed integrate con la ricerca delle distanze di rispetto, resa più agevole dalle risorse della piattaforma WEBNIR. I risultati confermano che i livelli di esposizione ai campi di gradiente sono sostanzialmente sicuri per i lavoratori professionalmente esposti non portatori di rischi specifici, mentre per gli altri lavoratori – come pure per gli individui della popolazione generale – è opportuno rispettare una distanza di rispetto di circa un metro dal tomografo.

INTRODUZIONE

Si descrivono i metodi e i risultati di una recente (novembre 2018) campagna di misure svoltasi in due strutture sanitarie della Lombardia, poste nelle città di Lodi e di Pavia. La campagna ha riguardato l'esposizione ai campi magnetici di gradiente (CMG) prodotti dal funzionamento di tre diversi tomografi per immagini a risonanza magnetica (MRI). Come è noto, i CMG sono generati da apposite bobine interne al tomografo ed hanno lo scopo di modificare localmente il campo magnetostatico principale (e quindi la frequenza di risonanza dei nuclei atomici), in modo da codificare spazialmente il segnale con cui viene costruita l'immagine diagnostica.

La campagna si è prefissata i seguenti obiettivi.

1. Indagare i livelli di esposizione, in alcune condizioni e posizioni di lavoro tipiche – anche nell'ottica dell'applicazione del D.Lgs. 159/2016 (Repubblica Italiana, 2016) – generati da attrezzature che rappresentano una delle più rilevanti fonti di campi elettromagnetici negli ambienti sanitari. Sebbene misure del genere siano già state eseguite in passato, anche da alcuni degli autori (Andreuccetti et al., 2013), tuttavia nuovi dati consentono di arricchire la conoscenza sulle esposizioni di questo tipo, in modo particolare in questo caso, in cui si è potuto esaminare un apparato peculiare (a magnete aperto), confrontare dal punto di vista radioprotezionistico apparati strutturalmente molto diversi tra loro e paragonare i risultati forniti da due catene strumentali diverse.
2. Collaudare gli strumenti web messi a disposizione dalla piattaforma WEBNIR, che viene sviluppata nell'ambito di un progetto di ricerca finanziato dall'INAIL, coordinato dall'IFAC e nel quale è coinvolto, tra le unità operative partner, il Policlinico San Matteo.
3. Validare le indicazioni (ove disponibili) fornite dalla documentazione tecnica dei tomografi, in merito all'esposizione ai campi elettromagnetici.

MATERIALI E METODI

APPARATI ESAMINATI

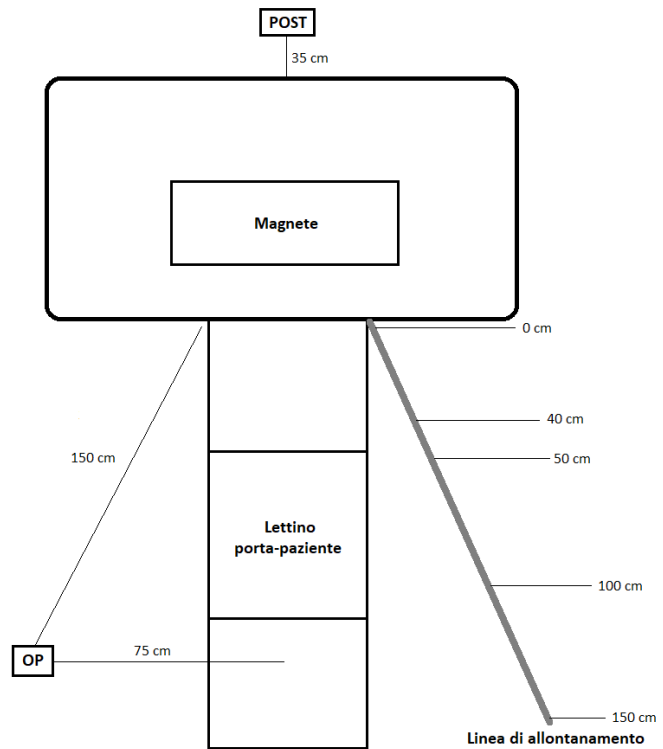
Le misure hanno interessato l'induzione magnetica dispersa dalle bobine di gradiente di tre tomografi per MRI di due tipologie diverse: la prima a magnete aperto superconduttivo da 1 T, la seconda comprendente due apparati a magnete chiuso superconduttivo cilindrico da 1.5 T. Sono state eseguite anche misure del campo elettrico emesso dalle stesse bobine, ma sono risultate

meno significative rispetto al campo magnetico e, per brevità, non saranno riportate in questo lavoro. I tre tomografi sono correntemente utilizzati per attività diagnostiche di routine: il primo (che chiameremo tomografo “A”, un apparato Philips Panorama da 1 T), è operativo del 2007 presso l’Ospedale Maggiore di Lodi; il secondo (tomografo “B”, Philips Ingenia da 1.5 T), è in funzione del 2017 presso il reparto di pediatria del Policlinico San Matteo di Pavia; il terzo (tomografo “C”, Siemens Magnetom Aera da 1.5 T), viene utilizzato dal 2018 nel reparto di radiologia dello stesso nosocomio.

PROCEDURA

La procedura di misura prevede una “linea di allontanamento” dall’imboccatura anteriore del *gantry* (la parte centrale in cui viene inserito il paziente) di ciascun tomografo con un’inclinazione di circa 35° rispetto all’asse longitudinale del lettino porta-paziente (**Figura 1**). I punti di misura, in corrispondenza ai quali sono state posizionate le sonde, sono stati scelti a 100 e 160 cm di altezza dal pavimento e a distanze di 0, 40/50, 100 e 150 cm dal punto più vicino al *gantry*, lungo la linea di allontanamento. Il punto di misura individuato con “OP” è situato a fianco del lettino porta-paziente ed il punto “POST” è nella parte posteriore del *gantry*, allineato con l’asse del lettino stesso, a 35 cm dal bordo della parte posteriore del *gantry*.

Figura 1



Posizione dei punti di misura: nella planimetria sono evidenziati i punti “OP” e “POST” e i punti di misura lungo la *linea di allontanamento*.

Per ciascun tomografo sono state eseguite alcune prove preliminari per individuare, tra le sequenze diagnostiche impiegate nella routine clinica, quelle associate ai maggiori livelli di esposizione al campo magnetico. Queste sono state poi mantenute per ogni sessione di misure, in modo da garantirne la riproducibilità.

Le sequenze indagate sono riassunte nella **Tabella 1**; in essa, la colonna “Codice” riporta il riferimento con cui le sequenze sono indicate nelle successive tabelle dei risultati.

Tabella 1 – Tomografi e sequenze CMG analizzate.

Tomografo	Sequenza dei gradienti	
	Codice	Descrizione
A) Philips Panorama 1 T Lodi, Ospedale Maggiore	A1	SPIN-ECHO, Tempo di Ripetizione 729 ms, Slice Gap 0.35 mm.
	A2	STIR, Tempo di Ripetizione 2500 ms, Tempo di Inversione 120 ms, Tempo di Eco 70 ms.
B) Philips Ingenia 1.5 T Pavia, Policlinico S.Matteo	B1	SPAIR Colonna Lombare 200 mm, Tempo di Eco 80 ms, Tempo di Ripetizione 4179 ms, Soppressione del grasso.
	B2	STIR Long TE Colonna Lombare (Sagittale-Lombare), Tempo di Eco 60 ms, Tempo di Ripetizione 2500-4000 ms, Tempo di Inversione 160 ms.
C) Siemens Magnetom Aera 1.5 T Pavia, Policlinico S.Matteo	C1	T1 TIRM Coronale P2-320 Bilaterale, Tempo di Ripetizione 5110 ms, Tempo di Eco 52 ms, Slice Thickness 4.5 mm.
	C2	TURBO SPIN ECHO FatSat 256 bilaterale, Tempo di Ripetizione 481 ms, Tempo di Eco 7.3 ms, Slice Thickness 4.5 mm.

Pur non essendo prassi comune permanere all'interno della sala magnete in prossimità del *gantry* durante le acquisizioni diagnostiche, la presenza di personale sanitario o di accompagnatori può essere saltuariamente richiesta per esigenze particolari (ad esempio per esami su bambini, pazienti poco collaboranti o complicati). Per tali motivi, al fine di rendere possibile una valutazione completa dei rischi relativi all'esposizione ai CMG in sala magnete, è opportuno individuare le *zone di rispetto* attorno al *gantry* di ciascun tomografo. Queste zone, secondo l'approccio proposto dall'Allegato G della norma CEI EN 50499 (CEI, 2009), garantiscono:

- Zona 0: il rispetto dei Livelli di Riferimento (LR) definiti dalla Raccomandazione Europea 1999/519/CE (Consiglio Europeo, 1999) per la tutela della popolazione (sono individui della popolazione, ad esempio, gli accompagnatori dei pazienti pediatrici; sono altresì da considerare alla stregua di individui della popolazione i lavoratori non professionalmente esposti e i lavoratori professionalmente esposti portatori di rischi specifici); questa è una zona di libero accesso per chiunque;
- Zona 1: il superamento dei LR di cui sopra e il rispetto dei Valori di Azione (VA) definiti dal D.Lgs. 159/2016 per la tutela dei lavoratori (Repubblica Italiana, 2016); in questa zona dovrebbero essere ammessi solo i lavoratori professionalmente esposti non portatori di rischi specifici;
- Zona 2: il superamento dei VA di cui sopra; in questa zona dovrebbe essere impedito l'accesso a chiunque.

I segnali di CMG emessi dai tomografi per MRI sono caratterizzati da forme d'onda complesse con contenuto spettrale fino ad alcuni kilohertz. Si è pertanto utilizzato il *metodo del picco ponderato* come metrica per l'interpretazione radioprotezionistica delle misure di induzione magnetica. Il metodo permette di ricavare un indice radiometrico (ICNIRP, 2003; ICNIRP, 2010) il cui valore, espresso in termini percentuali, indica rispettivamente – a seconda che risulti minore o maggiore di 100 – la conformità o la violazione dei limiti normativi presi a riferimento per il suo calcolo.

Disponendo inoltre, per due dei tre tomografi analizzati, dei dati dei rispettivi fabbricanti per le emissioni dei gradienti, si è proceduto ad un confronto tra le distanze di sicurezza per lavoratori e popolazione valutate sulla base delle misure effettuate.

STRUMENTAZIONE

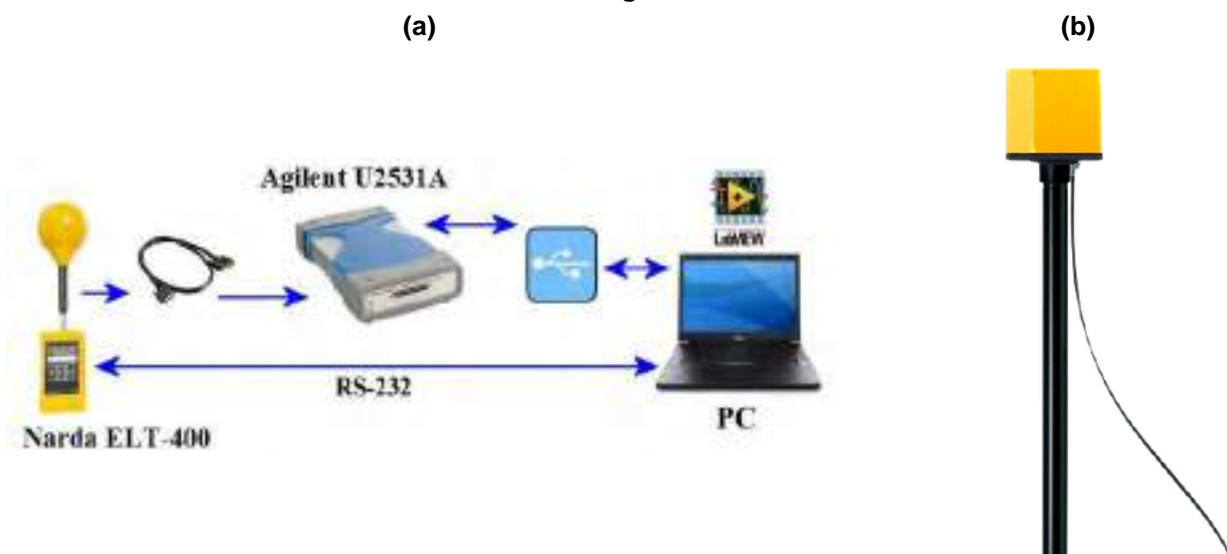
Per le misure si sono utilizzate due catene strumentali distinte, anche al fine di confrontarne le indicazioni.

La prima catena è stata sviluppata da alcuni degli autori in occasione di precedenti attività di ricerca (Lodato et al., 2011; Andreuccetti et al., 2013) e si compone (**Figura 2**) di una sonda di campo magnetico ELT-400 Exposure Level Tester (Narda Safety Test Solutions, Pfullingen, Germany) con sensore triassiale da 100 cm², un acquirente di dati U2531A (Agilent Technologies,

Santa Clara, CA 95051, USA) collegato alle uscite analogiche della sonda, un personal computer portatile connesso via interfaccia USB all'acquisitore ed infine un'applicazione software *ad hoc* realizzata in Labview 2009 (National Instruments Corp., Austin, TX 78759, USA) per la gestione della catena e la memorizzazione dei dati acquisiti. La catena consente di misurare direttamente sia l'induzione magnetica, sia l'indice di picco ponderato relativo a due specifiche normative. Elaborando fuori linea i dati acquisiti attraverso le uscite analogiche della sonda, è possibile determinare l'indice di picco ponderato relativo a qualunque altro limite normativo: a questo scopo, è disponibile sulla piattaforma WEBNIR uno specifico strumento (v. sotto).

La seconda catena consiste di una sonda triassiale di campo elettrico e magnetico EHP-50F Field Strength Analyzer (Narda-PMM, Cisano sul Neva (SV)), in grado sia di effettuare l'analisi spettrale via FFT in tempo reale, sia di determinare l'indice di picco ponderato nel dominio del tempo in relazione alle principali normative; la sonda è collegata ad un personal computer (dotato di apposito software di acquisizione e controllo) per mezzo di un cavo bidirezionale in fibra ottica.

Figura 2



Catene strumentali per la misura dei CMG: (a) sonda Narda ELT-400 con sistema di acquisizione; (b) sonda Narda-PMM EHP-50F.

LA PIATTAFORMA WEBNIR

La piattaforma WEBNIR (Andreuccetti et al., 2017) viene sviluppata nell'ambito di una ricerca in collaborazione affidata nel 2017 da INAIL all'IFAC e il cui completamento è previsto per la fine del 2019. La piattaforma raccoglie una serie di strumenti operativi, pensati per dare supporto agli operatori della prevenzione pubblici e privati, nell'attività di valutazione e riduzione del rischio da esposizione ai campi elettromagnetici e alle radiazioni ottiche artificiali. Sulla piattaforma sono stati inseriti numerosi contenuti pertinenti la normativa protezionistica e le sorgenti di campi elettromagnetici e sono stati resi disponibili alcuni applicativi web.

La sezione pubblica della piattaforma (posta all'indirizzo <http://webnir.ifac.cnr.it/pub/>) è articolata in tre aree tematiche, rispettivamente dedicate ai campi elettromagnetici (CEM), alle radiazioni ottiche artificiali (ROA) e alle problematiche dei dispositivi medici impiantabili attivi (DMIA).

L'area CEM dà accesso agli strumenti web per la valutazione dell'esposizione, che possono essere selezionati sia ricercandoli per tipologia di strumento, sia passando attraverso un elenco strutturato di sorgenti occupazionali di campi elettromagnetici, per ciascuna delle quali sono indicati gli strumenti applicabili.

Sono attualmente disponibili, sotto forma di prototipi perfezionabili ma completamente operativi, gli strumenti web che consentono di:

- analizzare le normative del settore, visualizzare l'andamento dei relativi valori limite in funzione della frequenza e calcolarne il valore esatto ad una frequenza specificata;

- riportare in grafico e confrontare tra loro gli andamenti in funzione della frequenza di due o più limiti normativi, relativi a grandezze omogenee;
- determinare la distanza di rispetto da una sorgente CEM tramite interpolazione dei dati misurati lungo una linea retta, a distanze progressivamente crescenti (Zoppetti et al., 2019);
- elaborare una sequenza di misure di campo magnetico percepito nel caso di movimento di un soggetto in un campo magnetostatico e determinare i pertinenti indici radioprotezionistici;
- analizzare nel dominio del tempo o della frequenza una forma d'onda a frequenza bassa o intermedia opportunamente campionata e calcolare gli indici radioprotezionistici relativi alle normative applicabili (Comelli et al., 2019): questo strumento consente, in particolare, di elaborare le misure di induzione magnetica relative all'esposizione ai CMG acquisite con la catena strumentale di **Figura 2(a)**;
- valutare l'efficacia schermante di schermi piani ideali;
- determinare i livelli di campo magnetico dispersi da elettrodotti aerei ed interrati.

Tutti questi strumenti dispongono di un'interfaccia utente realizzata per mezzo di una pagina web, mentre il carico computazionale è suddiviso tra il computer utilizzato dall'utente e la piattaforma server che distribuisce le applicazioni.

RISULTATI

Vengono di seguito riportate le tabelle con i valori degli indici di picco ponderato in termini percentuali, relativi al rispetto dei VA e dei LR per l'induzione magnetica secondo le normative applicabili.

TOMOGRAFO A MAGNETE APERTO PHILIPS PANORAMA 1 T

Tabella 2 – Risultati delle misure con sonda ELT-400 (Valori a display – Mode Exposure STD ICNIRP 1998 General Public – Range Low – Low Cut 30 Hz – Detector STND) e EHP-50F (Modo WP, campo magnetico, fondo scala 100 μ T).

Sequenza	Posizione		Sonda ELT-400	Sonda EHP-50F		
	Distanza (cm)	Altezza (cm)	LR EU1999/519/CE	LR EU1999/519/CE	VA Inf. D.Lgs.159/2016	VA Sup. D.Lgs.159/2016
A1	0	100	46.6%			
A2	0		76.0%	70.0%	2.0%	1.5%
	50		7.0%	9.0%	0.3%	0.3%
	100		2.4%	2.4%	0.1%	0.1%
	150		1.7%			

Tabella 3 – Risultati delle misure con sonda ELT-400 (Postprocessing dei dati acquisiti dalle uscite analogiche – Mode Field Strength 320 μ T – Range Low – Low Cut 30 Hz).

Sequenza	Distanza (cm)	Altezza (cm)	LR EU1999/519/CE	VA Inf. D.Lgs.159/2016	VA Sup. D.Lgs.159/2016
A2	0	100	69.5%	3.36%	3.56%

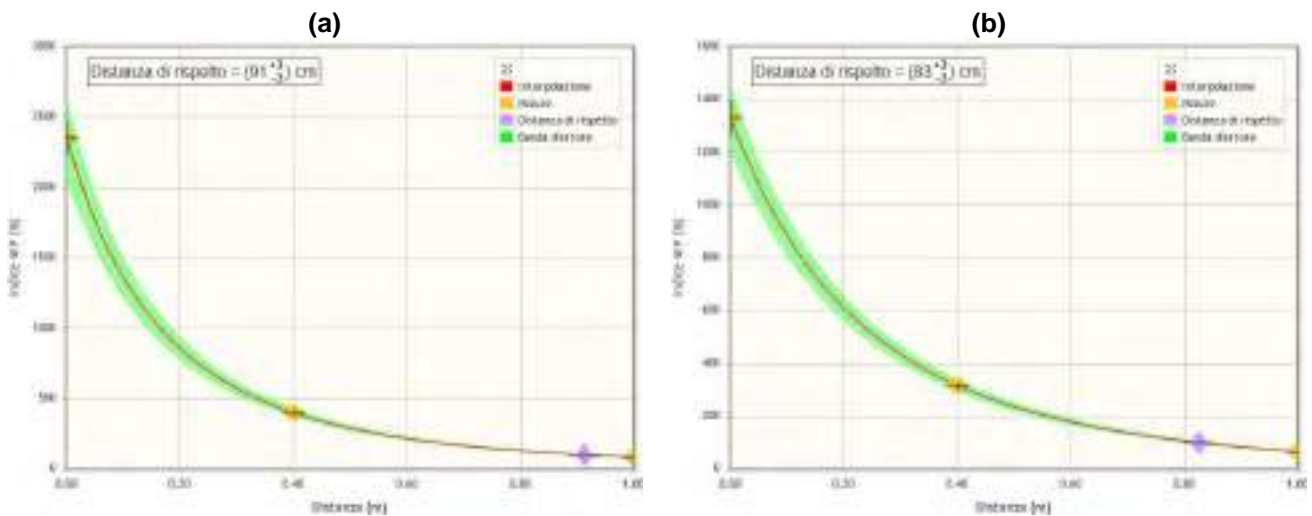
TOMOGRACO A MAGNETE CHIUSO PHILIPS INGENIA 1.5 T

Tabella 4 – Risultati delle misure con sonda EHP-50F (Modo WP, campo magnetico, fondo scala 100 μ T).

Sequenza	Distanza (cm)	Altezza (cm)	LR EU1999/519/CE	VA Inf. D.Lgs.159/2016	VA Sup. D.Lgs.159/2016
B1	0	100	1389%	45.0%	45.6%
	OP		22.5%	0.70%	0.60%
B2	0	100	2356%	76.0%	72.5%
	40		401%	13.0%	12.0%
	100		83%	2.50%	2.10%
	OP		51%	1.57%	1.25%
	0	160	1332%	40.1%	40.8%
	40		317%	9.70%	9.17%
	100		66%	2.00%	1.65%

Interpolando, con l'apposito strumento WEBNIR, i risultati relativi alla sequenza B2 alle varie distanze, sono state calcolate le distanze di rispetto per la popolazione generale alle due altezze di misura. I valori risultanti sono pari a 91 ± 3 cm a 100 cm da terra e a 83 ± 3 cm a 160 cm da terra. Queste distanze identificano il confine tra la Zona 0 e la Zona 1.

Figura 3



Interpolazione delle misure di indice e calcolo della distanza di rispetto per la popolazione generale. Tomografo B), sequenza B2). Grafico (a): altezza 100 cm da terra. Grafico (b): altezza 160 cm da terra.

Tabella 5 – Risultati delle misure con sonda ELT-400 (Postprocessing dei dati acquisiti dalle uscite analogiche – Mode Field Strength 320 μ T – Range Low – Low Cut 30 Hz).

Sequenza	Distanza (cm)	Altezza (cm)	LR EU1999/519/CE	VA Inf. D.Lgs.159/2016	VA Sup. D.Lgs.159/2016
B1	0	100	1423 %	52.4 %	53.2 %
B2	0	100	1106 %	41.4 %	40.9 %

TOMOGRFO A MAGNETE CHIUSO SIEMENS MAGNETOM AERA 1.5 T

Tabella 6 – Risultati delle misure con sonda EHP-50F (Modo WP, campo magnetico, fondo scala 100 μ T).

Sequenza	Distanza (cm)	Altezza (cm)	LR EU1999/519/CE	VA Inf. D.Lgs.159/2016	VA Sup. D.Lgs.159/2016
C1	0	100	2032%	78.9%	86.5%
C2	0	100	2642%	88.0%	92.0%
	50		338%	11.4%	10.7%
	100		100%	3.36%	2.82%
	150		44.4%	1.51%	1.21%
	POST		916%	31.0%	29.5%

L'interpolazione delle misure relative alla sequenza C2 in funzione della distanza conduce in questo caso a determinare una distanza di rispetto per la popolazione generale pari a 104 ± 3 cm. Questa distanza identifica il confine tra la Zona 0 e la Zona 1.

Tabella 7 – Risultati delle misure con sonda ELT-400 (Postprocessing dei dati acquisiti dalle uscite analogiche – Mode Field Strength 320 μ T – Range Low – Low Cut 30 Hz).

Sequenza	Distanza (cm)	Altezza (cm)	LR EU1999/519/CE	VA Inf. D.Lgs.159/2016	VA Sup. D.Lgs.159/2016
C1	0	100	1376 %	55.5 %	55.9 %
C2	0	100	1257 %	53.8 %	53.4 %

DISCUSSIONE

I risultati delle misure eseguite attorno al magnete aperto del tomografo A) da 1 T mostrano che anche in posizione ravvicinata all'imboccatura del *gantry*, a fianco del lettino porta-paziente nelle posizioni accessibili dal personale addetto o da accompagnatori, sono sempre rispettate le prescrizioni normative per l'induzione magnetica generata dai gradienti diagnostici, relative ai VA per i lavoratori e ai LR per la popolazione.

Per le due apparecchiature B) e C) a magnete cilindrico chiuso da 1.5 T, si evidenzia la necessità di mantenere una distanza minima di circa 100 cm dall'imboccatura del *gantry* per garantire il rispetto dei LR previsti per la popolazione. Per i lavoratori addetti, le misure sono risultate sempre conformi ai VA. Non si riscontrano differenze significative tra gli indici di picco ponderato riferiti ai VA superiori e ai VA inferiori, a dimostrazione che il contenuto spettrale dei segnali di CMG si colloca in massima parte al di sopra della frequenza di 300 Hz, a partire dalla quale i due limiti coincidono.

La valutazione del livello di esposizione al campo elettrico (non riportata in questo lavoro) non evidenzia in alcun punto di misura condizioni di rischio significative per gli individui della popolazione, né quindi tantomeno per i lavoratori professionalmente esposti.

I dati forniti dai fabbricanti dei tomografi da 1.5 T riportano gli andamenti di intensità dell'induzione magnetica per i gradienti diagnostici, normalizzati al centro del *gantry*, in funzione della distanza. Dai grafici è possibile riscontrare che gli andamenti calcolati a seguito delle misure eseguite sono sovrapponibili a quelli dei fabbricanti, così come le distanze di sicurezza indicate.

Infine, il confronto tra le misure eseguite con la catena basata su sonda ELT-400 e con la sonda EHP-50E mostra in alcuni casi una buona corrispondenza, in altri casi un accordo peggiore. Si ritiene che questa variabilità (specie nei punti di misura più vicini al *gantry*, dove il gradiente spaziale del campo è maggiore) dipenda principalmente dalla difficoltà di riposizionare il sensore esattamente nello stesso punto.

CONCLUSIONI

Le misure e le valutazioni effettuate portano a chiare indicazioni in relazione al livello di esposizione dei lavoratori addetti a tomografi per diagnostica fino a 1.5 T, definendo uno scenario rassicurante in normali condizioni operative, anche all'interno della sala magnete. Un modesto spostamento laterale di poche decine di centimetri dall'imboccatura del *gantry* è sufficiente per garantire il rispetto dei limiti di esposizione occupazionale all'induzione magnetica anche durante le sequenze diagnostiche più impattanti.

Agli eventuali soggetti della popolazione, lavoratori non professionalmente esposti o portatori di rischi specifici che dovessero permanere all'interno della sala durante un esame, potranno essere fornite adeguate raccomandazioni circa il mantenimento di una distanza di almeno un metro dall'imboccatura del *gantry*.

In termini di zonizzazione secondo la norma CEI EN 50499 (CEI, 2009), è possibile definire le seguenti aree:

- Zona 0: oltre 100 cm di distanza dal magnete;
- Zona 1: dall'imboccatura a 100 cm di distanza dal magnete.

CREDITI E RINGRAZIAMENTI

Il presente lavoro si è avvalso del supporto finanziario fornito dall'INAIL nell'ambito del progetto a Bando Bric-2016, Programma 4, Tematica 30.

Gli autori ringraziano il personale dell'Ospedale Maggiore di Lodi e del Policlinico San Matteo di Pavia per la collaborazione fornita in occasione della campagna di misure.

BIBLIOGRAFIA

Andreuccetti D, Contessa GM, Falsaperla R, Lodato R, Pinto R, Zoppetti N and Rossi P, 2013. *Weighted-peak assessment of occupational exposure due to MRI gradient fields and movements in a nonhomogeneous static magnetic field*. Medical Physics (ISSN 0094-2405), Vol.40, N.1, January 2013, 011910.

Andreuccetti D, Comelli M, Zoppetti N, 2017. *WEBNIR. Piattaforma web sviluppata nell'ambito del progetto ex bando INAIL Bric-2016 (P4-ID30). Strumenti web di ausilio alla valutazione del rischio da esposizione a campi elettromagnetici - anche in riferimento ai portatori di dispositivi medici impiantabili attivi - e a radiazioni ottiche artificiali*. 2017-2019. (<http://webnir.ifac.cnr.it/>).

CEI, 2009. *EN 50499. Procedura per la valutazione dell'esposizione dei lavoratori ai campi elettromagnetici*.

Comelli M, Andreuccetti D, 2019. *Applicazione online per l'acquisizione e l'elaborazione di dati nel dominio del tempo e della frequenza nella valutazione dell'esposizione a CEM*. Atti del VII Convegno Nazionale Agenti Fisici, Stresa, 5-7 giugno 2019.

Consiglio Europeo, 1999. *Raccomandazione 1999/519/CE del 12 luglio 1999 relativa alla limitazione dell'esposizione della popolazione ai campi elettromagnetici da 0 Hz a 300 GHz*. G.U. Comunità europee L 199/59-70, 30.7.1999.

ICNIRP, 2003. *Guidance on determining compliance of exposure to pulsed and complex non-sinusoidal waveforms below 100 kHz with ICNIRP guidelines*. Health Physics, Vol.84, N.3, March 2003, pp.383-387.

ICNIRP, 2010. *Guidelines for limiting exposure to time-varying electric and magnetic fields (1 Hz to 100 kHz)*. Health Physics, Vol.99, N.6, December 2010, pp.818-836.

Lodato R, Mancini S, Contessa GM, Brugaletta V, Andreuccetti D, Zoppetti N and Rossi P, 2011. *Set up for gradients field measurement in MRI*. Abstract collection of the X International Congress of the European Bioelectromagnetics Association (EBEA2011), Rome (Italy), 21-24 February 2011.

Repubblica Italiana, 2016. *Decreto Legislativo 1 agosto 2016, n.159. Attuazione della direttiva 2013/35/UE sulle disposizioni minime di sicurezza e di salute relative all'esposizione dei lavoratori ai rischi derivanti dagli agenti fisici (campi elettromagnetici) e che abroga la direttiva 2004/40/CE*. (16G00172) GU Serie Generale n.192 del 18-08-2016.

Zoppetti N, Andreuccetti D, Comelli M, D'Agostino S, Falsaperla R, 2019. *Incertezza nella determinazione della distanza di rispetto mediante interpolazione spaziale di indici di esposizione a campi elettromagnetici*. Atti del VII Convegno Nazionale Agenti Fisici, Stresa, 5-7 giugno 2019.

Portatori di dispositivi medici impiantabili attivi: verso la definizione di una procedura generale per la valutazione del rischio da esposizione a campi elettromagnetici in ambiente di lavoro

Eugenio Mattei¹, Giovanni Calcagnini¹, Federica Censi¹, Iole Pinto², Andrea Bogi², Rosaria Falsaperla³.

¹Dipartimento di Malattie Cardiovascolari, Endocrino-metaboliche e Invecchiamento, Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena 299, 00161 Roma,

²Laboratorio di Sanità Pubblica Agenti Fisici, Azienda USL Toscana Sud Est, Strada del Ruffolo 4, 53100 Siena

³Dipartimento di medicina, epidemiologia, igiene del lavoro e ambientale, INAIL, Via di Fontana Candida 1, 00078 Monte Porzio Catone (Roma)

eugenio.mattei@iss.it

Riassunto

Il tema della protezione dei lavoratori portatori di dispositivi medici impiantabili attivi (DMIA) è diventato sempre più rilevante negli ultimi anni considerata la crescente diffusione di questi dispositivi, in particolare stimolatori cardiaci, impianti cocleari e neurostimolatori. L'abbassamento dell'età di primo impianto, l'aumento della vita media e il tendenziale incremento della durata della vita lavorativa hanno comportato la crescente presenza di soggetti portatori di DMIA anche in ambiente di lavoro.

La presente relazione illustra i risultati di uno studio, condotto nell'ambito di un progetto di ricerca INAIL, finalizzato ad approfondire la tematica della compatibilità tra portatori di DMIA, in particolare pacemaker e sorgenti di campi elettromagnetici al fine di individuare procedure generali e standardizzate per la valutazione e la gestione del rischio in ambiente di lavoro. Sono state pertanto individuate alcune sorgenti di interesse in ambito sanitario (elettrobisturi e stimolatori transcranici) e industriale (saldatrici industriali ad arco) che, per la tipologia del segnale emesso, di tipo complesso e impulsivo, non consentono di escludere a priori un'influenza sul funzionamento dei pacemaker e richiedono pertanto un'analisi specifica. Allo scopo è stato messo a punto un set-up di misura basato su un fantoccio antropomorfo, di dimensioni reali, riempito di soluzione salina ed equipaggiato per alloggiare pacemaker e cateteri. Per monitorare l'attività del pacemaker sono stati implementati dei logger di segnali elettrici in grado di acquisire differenze di potenziale fra coppie di elettrodi, immersi nella soluzione o di superficie. La caratterizzazione del segnale delle sorgenti è stata effettuata mediante sensori di campi elettrici e magnetici in grado di rilevare ed elaborare segnali complessi.

Questa tipologia di test, cosiddetti in-vitro, è indicata dalla pertinente normativa tecnica internazionale (EN50527-1 ed EN505027-2-1) per valutare il comportamento dei pacemaker in condizioni espositive molto vicine a quelle reali senza comportare rischi per il paziente e il loro esito può costituire la base della formulazione del giudizio di idoneità alla mansione di un lavoratore.

1. INTRODUZIONE

I lavoratori portatori di DMIA hanno sempre rappresentato una categoria riconosciuta come particolarmente sensibile al rischio per esposizione ai campi elettromagnetici. Il datore di lavoro deve pertanto adottare specifiche misure di protezione per questi lavoratori in conformità agli articoli 183 e 210 del D.lgs. 81/08 [1] e, se del caso, procedere ad una valutazione individuale del rischio.

Di fatto, pur se l'introduzione dell'Articolo 210-bis arricchisce i contenuti dell'attività di formazione di cui all'Articolo 184 del D. lgs. 81/08, con richiami specifici agli effetti indiretti e alla possibilità di rischi per i lavoratori particolarmente sensibili quali i portatori di DMIA, i Valori di Azione (VA) e i Valori Limite di Esposizione (VLE) previsti dal Capo IV del Titolo VIII non garantiscono un'adeguata protezione di questi soggetti. Interferenze con i DMIA possono verificarsi infatti a livelli inferiori ai VA e devono quindi essere adottate adeguate precauzioni e misure protettive

La Guida non vincolante in tre volumi [2] pubblicata dalla Commissione Europea per supportare i datori di lavoro nell'attuazione della Direttiva 2013/35/UE [3], conferma, per quanto riguarda la valutazione del rischio dei portatori di DMIA l'approccio delineato dalla norma tecnica [4] redatta a suo tempo dal CENELEC in applicazione della Direttiva 2004/40/CE, fornendo però al contempo utili indicazioni per una corretta interpretazione ed implementazione dei principi in esse descritti.

In generale questi lavoratori sono adeguatamente tutelati se sono rispettati i requisiti di protezione stabiliti per la popolazione. Sia le norme tecniche che la Guida suggeriscono pertanto di effettuare una prima analisi dei rischi semplificata basata sul presupposto che i dispositivi medici funzionino correttamente, sebbene con opportune precisazioni, qualora non siano superati i livelli di riferimento stabiliti dalla Raccomandazione 1999/519/CE [6] per la protezione della popolazione dall'esposizione ai campi elettromagnetici. Allo stesso tempo però evidenziano in modo chiaro che questa analisi semplificata non sempre è sufficiente per affrontare in modo adeguato la molteplicità e complessità di situazioni espositive che si possono incontrare in ambiente di lavoro, e può quindi essere necessario effettuare valutazioni più approfondite. Nel caso di portatori di pacemaker la norma tecnica [5] indica la possibilità effettuare, per valutazioni specifiche, prove *in-vitro*.

Il presente lavoro illustra l'attività di ricerca condotta nell'ambito di un progetto INAIL in collaborazione (bando BRIC-2016, tematica ID30, capofila IFAC-CNR), e in particolare i risultati di una sperimentazione *in-vitro* effettuata allo scopo di approfondire la tematica della compatibilità tra portatori di pacemaker e sorgenti di campi elettromagnetici di interesse protezionistico, al fine di fornire al datore di lavoro elementi utili per effettuare una corretta valutazione dei rischi per i lavoratori portatori di DMIA.

2. REQUISITI DI IMMUNITÀ PER I DMIA

La valutazione dei rischi per il lavoratore portatore di DMIA non può prescindere dalla conoscenza dei requisiti di immunità che i dispositivi stessi devono soddisfare per poter essere messi in commercio. L'individuazione di tali requisiti parte dall'individuazione delle direttive e delle relative norme tecniche armonizzate applicabili al particolare dispositivo medico in esame. A tal fine è utile riportare le definizioni presenti nel Nuovo Regolamento Dispositivi Medici (MDR) 2017/45 [7]:

1) "**Dispositivo Medico**": *qualunque strumento, apparecchio, apparecchiatura, software, impianto, reagente, materiale o altro articolo, destinato dal fabbricante a essere impiegato sull'uomo, da solo o in combinazione, per una o più delle seguenti destinazioni d'uso mediche specifiche:*

- *diagnosi, prevenzione, monitoraggio, previsione, prognosi, trattamento o attenuazione di malattie;*
- *diagnosi, monitoraggio, trattamento, attenuazione o compensazione di una lesione o di una disabilità;*
- *studio, sostituzione o modifica dell'anatomia oppure di un processo o stato fisiologico o patologico;*
- *fornire informazioni attraverso l'esame in-vitro di campioni provenienti dal corpo umano, inclusi sangue e tessuti donati, e che non esercita nel o sul corpo umano l'azione principale cui è destinato mediante mezzi farmacologici, immunologici o metabolici, ma la cui funzione può essere coadiuvata da tali mezzi.*

2) "**Dispositivi Attivo**": *qualsiasi dispositivo il cui funzionamento dipende da una fonte di energia diversa da quella generata dal corpo umano per tale scopo o dalla gravità e che agisce modificando la densità di tale energia o convertendola. I dispositivi destinati a trasmettere, senza modifiche di rilievo, l'energia, le sostanze o altri elementi tra un dispositivo attivo e il paziente non sono considerati dispositivi attivi.*

3) "**Dispositivo Impiantabile**": *qualsiasi dispositivo, compresi quelli che sono parzialmente o interamente assorbiti, destinato a:*

- *essere impiantato totalmente nel corpo umano, oppure*
- *sostituire una superficie epiteliale o la superficie oculare, mediante intervento clinico e a rimanere in tale sede dopo l'intervento. È considerato un dispositivo impiantabile anche qualsiasi dispositivo destinato a essere introdotto parzialmente nel corpo umano mediante intervento clinico e a rimanere in tale sede dopo l'intervento per un periodo di almeno 30 giorni.*

Esempi di DMIA sono:

- stimolatori cardiaci (pacemaker e defibrillatori impiantabili)
- impianti cocleari
- impianti al tronco encefalico
- protesi dell'orecchio interno
- neurostimolatori
- pompe per l'infusione di farmaci
- codificatori della retina
- Protesi di arto con attuatori impiantati

Tutti i DMIA immessi sul mercato dopo il primo gennaio 1995 hanno dovuto rispettare i requisiti essenziali della Direttiva 90/385/CEE [8] per il ravvicinamento delle legislazioni degli Stati Membri relative ai dispositivi medici impiantabili attivi. A partire dal 2007 tale direttiva, unitamente a quella sui dispositivi medici (93/42/CEE [9]), è stata integrata all'interno di una unica direttiva, la 2007/47/CE [10], che, per quanto riguarda i DMIA ha introdotto un'importante novità consistente nella necessità di effettuare, da parte del fabbricante, una adeguata valutazione clinica che prenda in considerazione non solo la sicurezza del dispositivo ma anche la sua efficacia clinica. Nel 2017, le direttive sopra citate sono state abrogate dal Nuovo Regolamento Dispositivi Medici (MDR) 2017/45 del 5 aprile 2017, pubblicato in Gazzetta 117/92 del 5 maggio 2017 [11]. Per quanto il nuovo regolamento introduca sensibili cambiamenti rispetto alle precedenti direttive (e.g. ampliamento della definizione di dispositivi medici per includere dispositivi che non hanno una destinazione d'uso in ambito medico e materiali e dispositivi impiantabili ad uso cosmetico, una più rigorosa valutazione clinica e vigilanza post-vendita, la considerazione di dispositivi che contengano o siano costituiti da nano materiali, etc.), l'approccio generale adottato dall'Unione Europea non è cambiato: i requisiti indicati nelle direttive prima e nel regolamento poi sono volutamente di carattere generale, in modo da garantirne l'applicabilità e validità su tempi lunghi. I contenuti tecnici sono invece rimandati a norme tecniche che, pur non vincolanti, se seguite dal fabbricante in fase di progettazione e realizzazione del dispositivo, ne garantiscono la presunzione di conformità ai requisiti essenziali delle pertinenti direttive (norme tecniche armonizzate).

Per quanto riguarda i campi elettromagnetici, il Nuovo Regolamento, analogamente alla precedente direttiva, stabilisce che i dispositivi medici devono essere progettati e fabbricati in modo tale da eliminare o ridurre per quanto possibile *“i rischi ragionevolmente prevedibili connessi a influenze esterne o a condizioni ambientali, quali campi magnetici, effetti elettrici ed elettromagnetici esterni, scariche elettrostatiche, radiazioni collegate a procedure diagnostiche o terapeutiche, pressione, umidità, temperatura, variazioni di pressione e di accelerazione o interferenze nel segnale radio”*. Questo requisito include la necessità di prevenire possibili effetti di interferenza causati da campi elettromagnetici a cui il dispositivo può essere esposto, effetti rilevanti ai fini della valutazione dei rischi dei lavoratori portatori di DMIA.

Le norme tecniche armonizzate cui devono riferirsi i fabbricanti in applicazione dei requisiti essenziali del Regolamento sono, ad oggi, ancora quelle armonizzate alla vecchia Direttiva 90/385 ed in particolare, per quanto riguarda i DMIA, sono la EN45502-1 [11] (norma orizzontale, valida per tutte le tipologie di dispositivo) e la serie EN45502-2-X di norme particolari, specifiche per le varie tipologie di DMIA (45502-2-1 [12] per i pacemaker; 45502-2-2 [13] per i defibrillatori; 45503-2-3 [14] per gli impianti cocleari).

Queste norme derivano i requisiti di immunità elettromagnetica dai livelli di riferimento indicati dalla Raccomandazione 1999/519/CE per la protezione della popolazione [6]. Si assume infatti che l'esposizione del paziente sia limitata a campi di un ordine di grandezza che è probabile trovare nell'ambiente “normale”, ovvero dovuti alle più comuni sorgenti ambientali.

Partendo da questo rationale, le norme descrivono procedure per la verifica dell'immunità elettromagnetica in un ampio intervallo di frequenze (campo magnetico statico e campi elettromagnetici variabili da 16,6 Hz a 3GHz), includendo prove sia di natura condotta che radiata. Come prevedibile, una sorgente esplicitamente presa in considerazione dalla norma nel definire le condizioni di prova radiata (in termini di potenza, frequenza, modulazione del segnale) è il telefono cellulare, considerata la sua diffusione negli ambienti di vita comune.

I test previsti dalle norme tecniche non valutano l'immunità dei dispositivi a segnali associati a sorgenti specifiche, non comuni, come quelle che spesso si possono trovare negli ambienti di lavoro. Per queste situazioni la norma rimanda ad analisi ulteriori da effettuarsi direttamente con il costruttore del dispositivo.

3. VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER IL LAVORATORE CON DMIA

Come evidenziato nel precedente paragrafo, le norme tecniche di prodotto non sempre sono sufficienti a garantire la sicurezza per un lavoratore portatore di DMIA. Inoltre, come già detto, se si esclude il caso dell'esposizione ai campi magnetici statici, il rispetto dei limiti stabiliti dal D. lgs. 81/08 [1] non permette di escludere potenziali problemi di interferenza sui DMIA. Il decreto tuttavia, pur evidenziando la necessità di adottare adeguate precauzioni e misure protettive per il lavoratore con DMIA, non fornisce indicazioni tecniche per implementare tali misure. Appare quindi chiaro come sia compito del datore di lavoro individuare i potenziali rischi e mettere in atto misure di protezione specifiche in grado di mitigarli.

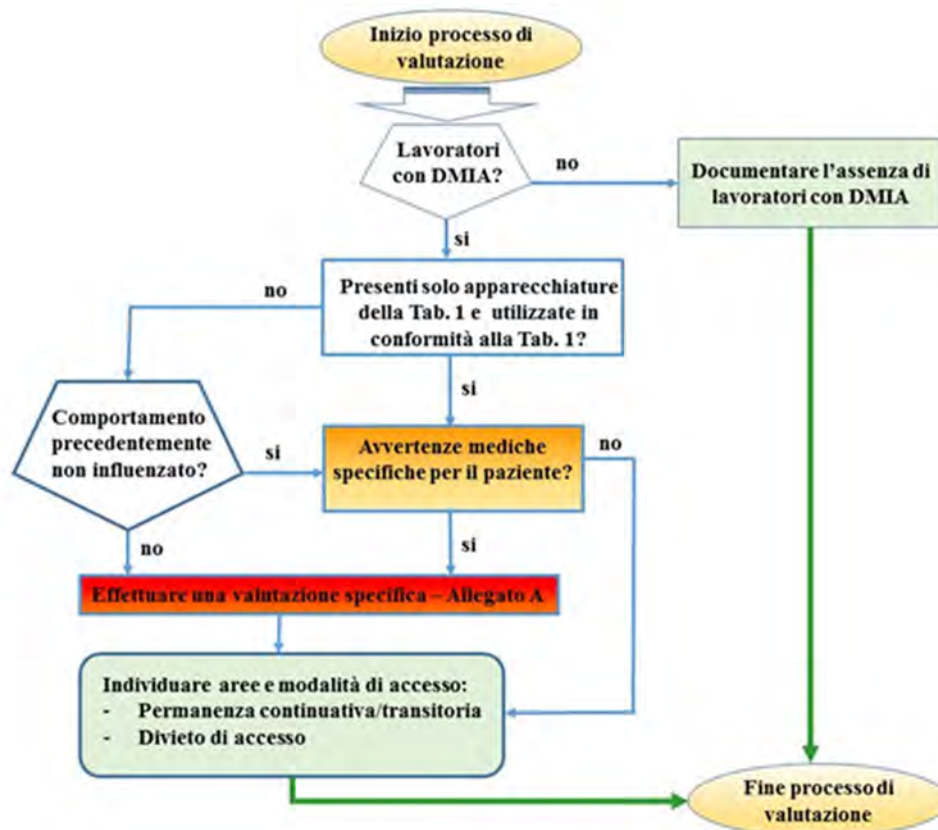
A supporto dei datori di lavoro, in seguito alla pubblicazione della precedente Direttiva 2004/40/CE CENELEC, sulla base di uno specifico mandato, ha redatto una serie di norme applicative che forniscono gli elementi necessari per effettuare la valutazione del rischio per tutte le categorie di lavoratori inclusi i portatori di DMIA (EN 50499 [15]; EN50527-1 [4]; EN50527-2-1 [5]). La Direttiva 2013/35/UE ha previsto invece, come già detto, guide non vincolanti a cura della Commissione Europea (Articolo 14) [16].

Le indicazioni fornite da tali guide, in particolare per quanto riguarda l'approccio di base alla valutazione del rischio dei portatori di DMIA, nel Volume 1: "Guida Pratica", sono del tutto coerenti con quanto riportato nelle menzionate norme CENELEC, e l'approccio suggerito non presenta sostanziali differenze. Il presupposto di partenza è, come già detto, che nella maggior parte dei casi i dispositivi medici funzionino correttamente qualora non siano superati i livelli di riferimento stabiliti dalla Raccomandazione 1999/519/CE [6]. Condizioni specifiche che contrastano questo assunto possono derivare ad esempio da una particolare configurazione del DMIA, dovuta ad esigenze specifiche del paziente, o nel caso in cui il fabbricante del dispositivo dichiari esplicitamente di non aver rispettato i requisiti di immunità del DMIA richiesti dalle norme armonizzate.

Da un punto di vista pratico, sia le norme CENELEC che la Guida propongono, in prima istanza, un'analisi dei rischi semplificata seguita, se necessario, da una più approfondita valutazione del rischio. L'analisi semplificata delineata nella norma generale EN50527-1 [4] presuppone l'iniziale identificazione delle sorgenti potenzialmente interferenti con il DMIA, sorgenti che devono poi essere confrontate con quelle riportate in una tabella (Tabella 1), che elenca gli ambienti di lavoro e le apparecchiature considerate automaticamente conformi, purché vengano rispettate le indicazioni riportate nella colonna "Eccezione e Note". Se tutte le sorgenti individuate rientrano nella tabella e sono utilizzate come specificato nella stessa, il processo di valutazione del rischio può essere considerato concluso e non sono necessarie ulteriori azioni. Ad esempio, per i telefoni cellulari e per i telefoni senza fili, indipendentemente dal luogo di utilizzo, la valutazione del rischio, a meno di indicazioni particolari (Tabella 1 "Eccezioni e Note"), presuppone come unica misura precauzionale il mantenimento di una distanza di sicurezza di 15 cm. Se sul luogo di lavoro sono presenti sorgenti diverse da quelle riportate nella Tabella 1, o il loro utilizzo non è conforme a quanto indicato nella tabella stessa, lo sforzo di valutazione può essere comunque ridotto verificando se il lavoratore con DMIA abbia già lavorato nella sua mansione attuale senza effetti clinicamente significativi (comportamento precedentemente non influenzato, paragrafo 5.1.3 di EN50527-1, [4]). La norma specifica in ogni caso che tale approccio non offre margini di sicurezza e non è quindi consigliabile adottarlo a meno che si possa escludere la probabilità di interazioni gravi, ossia clinicamente significative. Le stesse considerazioni si possono estendere al caso in cui siano disponibili dati storici di assenza di influenze sul DMIA in relazione alla sorgente in esame. La valutazione della probabilità di interazioni gravi in seguito ad una possibile interferenza sottende dunque, nella sua intenzione, il razionale sia della norma generale che di quella specifica sui portatori di pacemaker. L'approccio delineato è infatti di carattere probabilistico e soprattutto indirizzato all'analisi dei rischi per il paziente: è necessario valutare non solo la probabilità di interferenza sul dispositivo, ma anche la probabilità che le conseguenze abbiano rilevanza clinica per il lavoratore. Entrambi questi fattori contribuiscono alla definizione del rischio complessivo associato ad una particolare condizione di

esposizione e l'esito della valutazione può prevedere la possibilità di un rischio residuo per il paziente purché questo non comporti effetti clinicamente significativi. Per fare un esempio per un portatore di pacemaker una interferenza può comportare conseguenze clinicamente significative se il malfunzionamento del dispositivo si traduce nella soppressione di oltre tre battiti cardiaci. Nel caso in cui nessuno degli approcci semplificati risponda alle peculiarità del luogo di lavoro, è necessario procedere ad una valutazione specifica, seguendo le indicazioni riportate nell'Allegato A della norma [4], anch'esso di carattere normativo. Sono proposti due possibili approcci alternativi:

Figura 1: Procedura di valutazione del rischio per portatori di DMIA ispirata alla norma CENELEC EN 50527-1.



- **Approccio non clinico:** si basa sul confronto tra i livelli di esposizione presenti sul luogo di lavoro e i livelli di immunità del dispositivo. I livelli di esposizione e gli eventuali effetti indotti sul dispositivo possono essere determinati per via diretta, tramite misure sperimentali e test *in-vitro*, o indirettamente, attraverso calcoli o informazioni fornite dal costruttore della apparecchiatura sorgente.

È importante sottolineare che la valutazione dei livelli di esposizione deve essere effettuata su base istantanea, senza alcuna media temporale (media su 6 minuti per frequenze superiori ai 100 kHz), in quanto possibili effetti interferenti sul DMIA dipendono dai valori istantanei di campo e non dai valori mediati.

Coerentemente con i presupposti protezionistici della norma, qualora non vengano superati i livelli di riferimento per la popolazione (Raccomandazione 1999/159/CE [6]) e in assenza di avvertenze specifiche, non è necessaria una ulteriore valutazione di conformità. In caso contrario, occorre effettuare la valutazione della compatibilità del DMIA con i livelli di esposizione ottenuti e individuare le aree dove consentire l'esposizione transitoria o a lungo termine del lavoratore, in funzione della rilevanza clinica degli effetti dell'interferenza. Se le conseguenze dell'interferenza sono clinicamente accettabili per brevi periodi di permanenza ma non per periodi prolungati, il lavoratore può transitare nell'area ma non sostarvi o lavorarci. Viceversa potrà lavorare in aree dove non si prevedono conseguenze anche per

esposizioni prolungate. In ogni caso gli sarà negato l'accesso ad aree in cui le conseguenze di possibili interferenze siano clinicamente rilevanti.

Anche nel caso in cui, dalle misure sperimentali o dai dati ottenuti attraverso simulazioni numeriche, non emergano condizioni di rischio significativo per il paziente, questo approccio permette di approfondire ulteriormente la valutazione, implementando condizioni di prova di "caso peggiore" (ad esempio aumentando i valori di campo o testando configurazioni di impianto del dispositivo non clinicamente realistiche), attraverso cui avere una stima del fattore di sicurezza esistente rispetto al verificarsi un possibile evento pericoloso per la salute del lavoratore.

Approccio clinico: si basa sul monitoraggio del funzionamento del DMIA in condizioni di esposizione reali o simulate in laboratorio. Nel caso particolare dei pacemaker, è possibile utilizzare un holter 24h per registrare il funzionamento del dispositivo durante l'intera giornata lavorativa. Tale approccio potrebbe non individuare un margine di sicurezza a meno di effettuare un test provocativo (aumento dei livelli di esposizione fino all'induzione di un'interferenza sul DMIA) e deve essere adottato sotto la supervisione medica.

Indipendentemente dal percorso seguito, il processo di valutazione del rischio deve comunque terminare, come detto, con l'individuazione delle aree di accesso (continuativo/ transitorio) o di interdizione per il lavoratore. Un eventuale esito di questo processo potrebbe pertanto anche comportare la modifica della mansione lavorativa. I possibili percorsi per la valutazione del rischio sono riportati in fig. 1. La Guida non vincolante della Commissione europea [3] richiama e conferma esplicitamente il rationale delle norme CENELEC. La necessità di un approccio semplificato/specifico è riassunto all'interno di un'unica tabella (Tabella 3.2 della Guida non vincolante, Volume 1, [2]), nella quale, per alcune sorgenti, viene preso in considerazione anche il caso del suo utilizzo diretto da parte del lavoratore rispetto alla sola presenza della sorgente stessa nell'ambiente di lavoro.

4. ESEMPI DI TEST *IN-VITRO* PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DEL LAVORATORE PORTATORE DI PACEMAKER

Nel 2017, nell'ambito di una ricerca INAIL in collaborazione (bando BRIC-2016, tematica ID30, capofila IFAC-CNR), è stato avviato il progetto "*Strumenti web di ausilio alla valutazione del rischio da esposizione a campi elettromagnetici - anche in riferimento ai portatori di dispositivi medici impiantabili attivi - e a radiazioni ottiche artificiali*", mirato a sviluppare strumenti operativi per dare supporto agli operatori della prevenzione pubblici e privati, nell'attività di valutazione e riduzione del rischio da esposizione ai campi elettromagnetici (CEM) e alle radiazioni ottiche artificiali (ROA), anche in riferimento ai portatori di dispositivi medici impiantabili attivi (DMIA).

Figura 2: Fantoccio antropomorfo utilizzato durante i test *in-vitro*



Logger per l'acquisizione dell'attività del pacemaker

Per quanto riguarda i DMIA, l'attività è stata indirizzata ad approfondire la tematica della compatibilità tra portatori di DMIA, in particolare pacemaker, e sorgenti di campi elettromagnetici presenti in ambito occupazionale. In particolare, sono state individuate alcune sorgenti di interesse in ambito sanitario (elettrobisturi e stimolatori transcranici) e industriale (saldatrici industriali ad arco) che, per la tipologia del segnale emesso, di tipo complesso e impulsivo, non consentono di escludere a priori un'influenza sul funzionamento dei pacemaker e richiedono pertanto un'analisi specifica. Per effettuare questa analisi specifica, è stato scelto di seguire l'approccio non clinico suggerito nella EN50527-2-1 [5] e di effettuare misure sperimentali *in-vitro* attraverso cui ottenere informazioni utili alla valutazione del rischio. Allo scopo, seguendo sempre le indicazioni fornite della norma EN50527-2-1 [5], è stato messo a punto un set-up di misura basato su un fantoccio antropomorfo, di dimensioni reali, riempito con una soluzione salina, la cui concentrazione dipende dal range di frequenza dei campi elettromagnetici in studio. Il fantoccio è stato equipaggiato per alloggiare pacemaker e cateteri e consente di riprodurre sia situazioni realistiche di esposizione del lavoratore che condizioni di caso peggiore.

In particolare, all'interno del fantoccio è stato riprodotto un impianto di pacemaker nella regione pettorale di sinistra, con lo stimolatore programmato alla massima sensibilità e con sensing in modalità unipolare (programmazione più sensibile ad eventuali interferenze elettromagnetiche esterne). L'elettrocatteter è stato posizionato in modo da formare un'area efficace di 225cm^2 , valore indicato come condizione di test nella EN50527-2-1 [5].

Al fine di poter monitorare l'attività di pacemaker e defibrillatori impiantabili è stato costruito un logger di segnali elettrici in grado di acquisire differenze di potenziale fra coppie di elettrodi e di salvarli su memoria flash. I dati possono essere quindi rilette ed analizzati off-line. Il logger ha una risoluzione di 24 nV, una dinamica di ± 200 mV ed una frequenza di campionamento fino a 500 S/s (fig. 2).

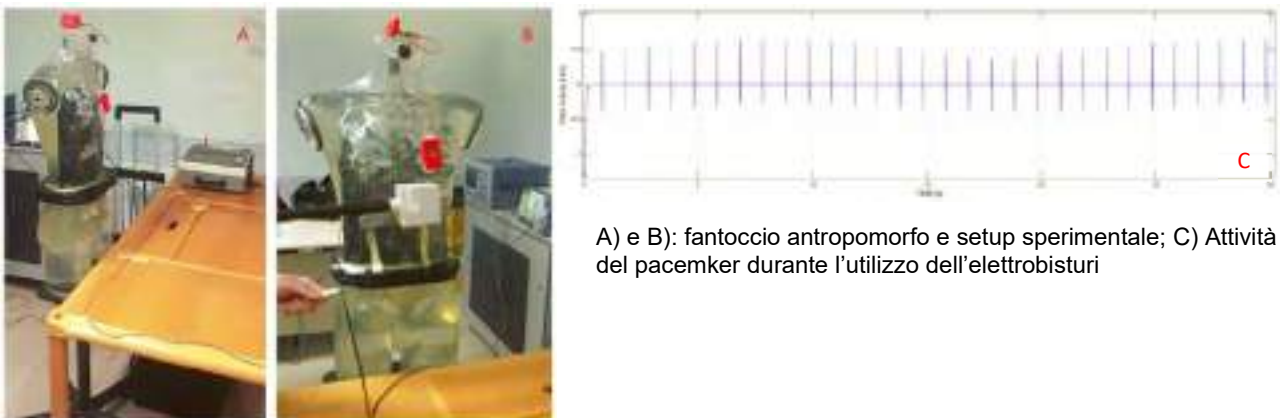
Il logger è stato oggetto di una valutazione specifica per le emissioni elettromagnetiche, attraverso misure effettuate in camera anecoica presso i laboratori accreditati. I livelli emessi sono risultati inferiori a quelli previsti per dispositivi elettromedicali e definiti nella norma EN 60601-2-1 [17]. La conformità con norme medicali consentirebbe anche di estendere l'uso del logger da misurazioni *in-vitro* a misurazioni su lavoratori.

La caratterizzazione del segnale delle sorgenti è stata effettuata mediante sensori di campi elettrici e magnetici in grado di rilevare ed elaborare segnali complessi.

4.1 CARATTERIZZAZIONE DI ELETTROBISTURI

L'elettrobisturi è stato fatto funzionare sia in modalità taglio che coagulo. Per simulare le condizioni di caso peggiore di funzionamento, è stato provato sia con elettrodo aperto (massimo campo elettrico) che chiuso su un carico di 400 Ohm a 400 W di potenza e su un carico di 50 Ohm a 250 W di potenza (massimo campo magnetico). Il percorso dei cavi è stato disegnato tenendo conto delle tipiche modalità di utilizzo ed in modo da massimizzare il campo magnetico generato (percorso formante una spira sul tavolo di lavoro), che per massimizzare l'accoppiamento con campo elettrico dell'elettrocatteter (percorso del cavo parallelo al torso del fantoccio, fig. 3).

Figura 3: Caratterizzazione dell'elettrobisturi



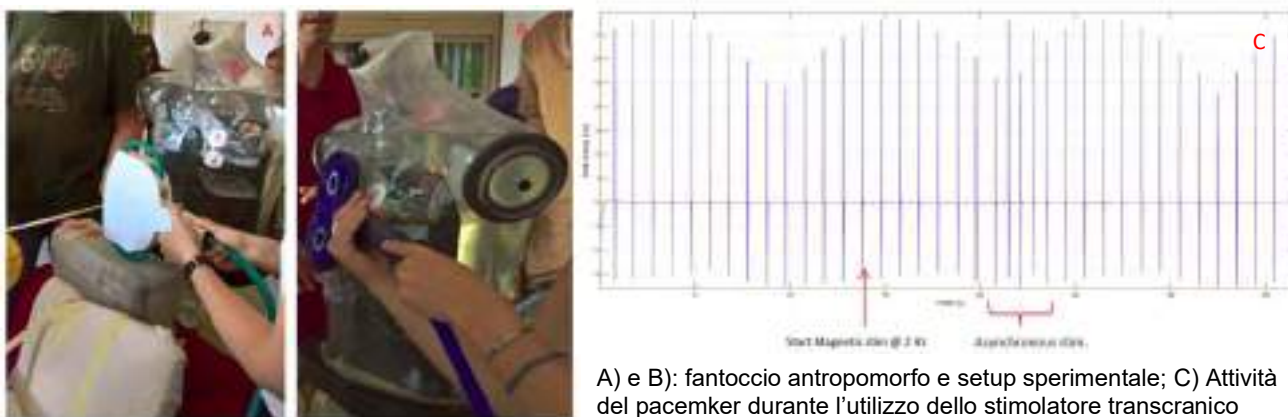
A) e B): fantoccio antropomorfo e setup sperimentale; C) Attività del pacemaker durante l'utilizzo dell'elettrobisturi

Il logger è risultato sostanzialmente immune ai disturbi dell'elettrobisturi, ed ha consentito l'analisi dei tracciati rilevati, dai quali, per il pacemaker studiato, non sono stati evidenziati, fenomeni di inibizione o di passaggio al "noise reversion mode" (disattivazione del sensing ed innesco della stimolazione asincrona).

4.2 CARATTERIZZAZIONE DI STIMOLATORI TRANSCRANICI

Gli stimolatori transcranici sono generatori di impulsi magnetici ad alta intensità (fino a 3T), con durate dell'ordine di qualche decina di ms, e possono essere configurati per erogare un treno di impulsi con frequenze di ripetizione fino a qualche Hz. In molti casi l'operatore utilizza il dispositivo collocandosi alle spalle del paziente e tenendo le bobine di generazione su aree specifiche della testa (fig.4). Questo comporta una distanza ridotta fra la bobina di generazione ed il torace dell'operatore. Durante i test sono stati utilizzati due modelli di dispositivi (ATES e MAGSTIM). Dopo alcuni test con impulsi singoli, ed in accordo con il rationale della norma EN45502-2-1 [5], si è considerato come caso peggiore quello di uno stimolatore che emette impulsi ripetuti con frequenza pari a 2 Hz. Poiché inoltre il generatore crea un campo magnetico, è stata studiata come condizione di caso peggiore quella in cui la bobina di stimolazione è tenuta in posizione parallela al torace dell'operatore. Con la bobina di stimolazione tenuta in posizione parallela al torace dell'operatore, stato osservato nel pacemaker il passaggio dalla stimolazione programmata (VVI) alla modalità di "noise reversion".

Figura 4: Caratterizzazione dello stimolatore transcranico

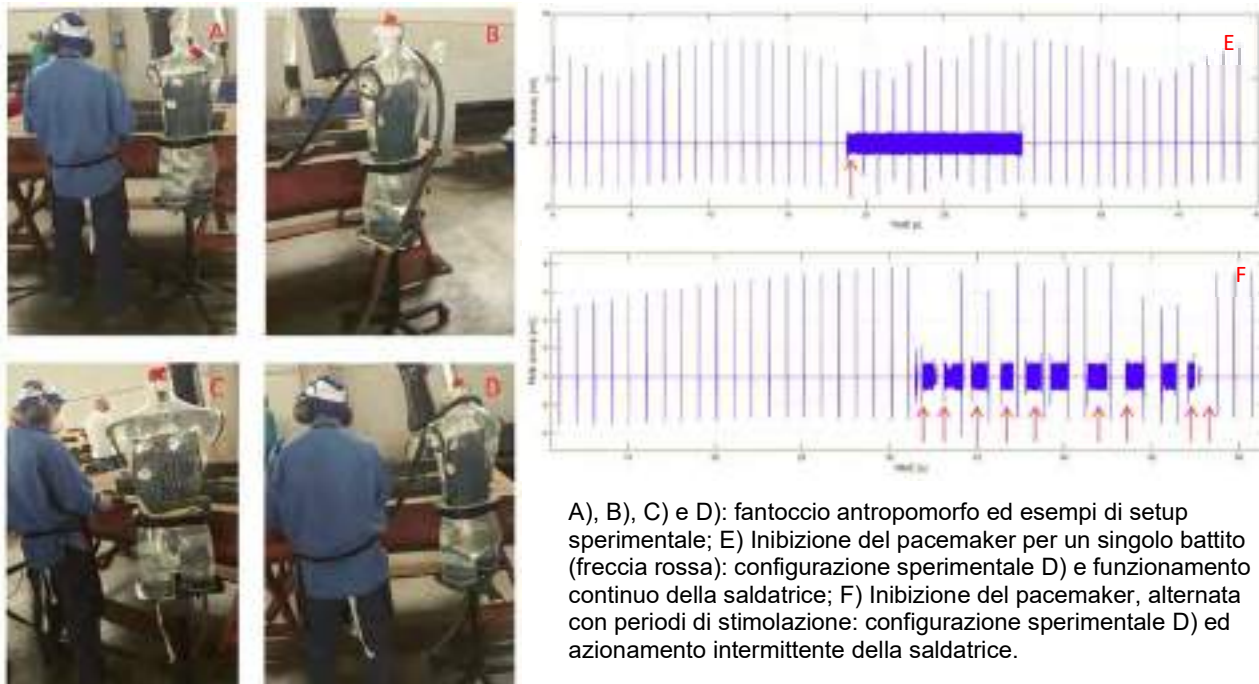


4.3 CARATTERIZZAZIONE DI SALDATRICI AD ARCO

Anche in questo caso, come nelle misure su elettrobisturi e stimolatori magnetici, sono state individuate le configurazioni realistiche di caso peggiore, sia per la componente elettrica che per quella magnetica del campo. Alcuni esempi delle configurazioni studiate sono riportate in fig.5.

In alcune configurazioni, in particolare quelle in cui il posizionamento del cavo generava un con campo magnetico perpendicolare al piano occupato dall'impianto (fig. 5D), i segnali registrati hanno evidenziato la possibilità di inibizione del pacemaker, sia quando la saldatrice è stata fatta funzionare in modalità continua (fig. 5E) che in modalità intermittente, con un tempo di ripetizione di circa 1Hz (fig. 5F).

Figura 5: Caratterizzazione della saldatrice ad arco



5. CONCLUSIONI

La valutazione del rischio dei lavoratori portatori di DMIA presenta notevoli difficoltà. Quale supporto operativo, i datori di lavoro possono riferirsi all'approccio descritto da specifiche norme tecniche ([4,5]), la cui validità è stata confermata dalla Guida non vincolante [3] pubblicata dalla Commissione ai sensi dell'Articolo 14 della Direttiva 2013/35/UE

Considerata la complessità della problematica, nell'ambito di un progetto di ricerca INAIL in collaborazione, cui partecipano gli autori della presente relazione, sono state avviate alcune attività finalizzate a fornire strumenti operativi e indicazioni per supportare i datori di lavoro nella valutazione del rischio. Allo scopo, basandosi sulle indicazioni fornite dalla norma EN 50527-2-1 [5] specifica per i pacemaker, sono state effettuate prove *in-vitro* su sorgenti di particolare interesse in ambito industriale e sanitario che, malgrado la loro grande diffusione, non sono state ancora estesamente caratterizzate in termini di potenziali effetti sui portatori di pacemaker. Gli esiti delle prove *in-vitro* hanno evidenziato episodi di interferenza solo in limitate configurazioni per gli apparati di stimolazione transcranica e delle saldatrici industriali esaminati. Nessun fenomeno di interferenza al contrario è stato osservato nel caso dell'elettrobisturi.

Le misure *in-vitro* attraverso fantocci sono indicate dalla norma [5] quale strumento operativo nei casi in cui sia richiesta una valutazione individuale, anche finalizzata alla verifica dell' idoneità alla mansione specifica di un lavoratore. Esse non richiedono il coinvolgimento diretto del lavoratore e rappresentano uno strumento utile per riprodurre sia condizioni di esposizione realistiche che configurazioni di caso peggiore, attraverso test provocativi. Questi ultimi permettono, quando dalle misure effettuate in condizioni realistiche non emergono elementi di rischio significativo per il lavoratore, di approfondire ulteriormente la valutazione e di stimare il fattore di sicurezza esistente rispetto al verificarsi un possibile evento pericoloso.

È importante tenere in ogni caso presente che i loro esiti sono strettamente specifici per il particolare dispositivo in esame e per lo specifico ambiente di lavoro testato. La complessità richiesta dalla loro effettuazione comporta ad ogni modo la necessità di avvalersi di personale tecnico specializzato, sostanzialmente disponibile solo presso istituti di ricerca, e della collaborazione di tutti i soggetti coinvolti a vario titolo, quali il datore di lavoro (per l'individuazione delle potenziali sorgenti elettromagnetiche da dover prendere in esame), il fabbricante del dispositivo ed il medico curante

(per la scelta e la configurazione dei parametri di funzionamento del dispositivo) ed il paziente stesso (per l'individuazione delle condizioni e delle modalità abituali di lavoro).

6 – CREDITI

Il presente lavoro si è avvalso del supporto finanziario fornito dall'INAIL nell'ambito del progetto a Bando Bric-2016, Programma 4, Tematica 30.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Decreto Legislativo 9 aprile 2008, n. 81 - : Testo coordinato con il D.Lgs. 3 agosto 2009, n. 106: "Attuazione dell'articolo 1 della legge 3 agosto 2007, n. 123, in materia di tutela della salute e della sicurezza nei luoghi di lavoro". G.U. n. 101 del 30 aprile 2008; Supplemento ordinario n. 108/L (Decreto integrativo e correttivo: Gazzetta Ufficiale n. 180 del 05 agosto 2009 - Suppl. Ordinario n. 142/L). Consultabile all'indirizzo: https://www.portaleagentifisici.it/fo_campi_elettromagnetici_normativa.php?lg=IT
- [2] Guide non vincolante di buone prassi per l'attuazione della direttiva 2013/35/UE relativa ai campi elettromagnetici. Consultabile all'indirizzo: http://www.portaleagentifisici.it/fo_campi_elettromagnetici_documentazione.php?lg=IT
- [3] Direttiva 2013/35/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 26 giugno 2013 sulle disposizioni minime di sicurezza e di salute relative all'esposizione dei lavoratori ai rischi derivanti dagli agenti fisici (campi elettromagnetici) (ventesima direttiva particolare ai sensi dell'articolo 16, paragrafo 1, della Direttiva 89/391/CEE) e che abroga la Direttiva 2004/40/CE. G.U. UE L179: 1-21.
- [4] EN50527-1:2010. *Procedure for the assessment of the exposure to electromagnetic fields of workers bearing active implantable medical devices. Part 1: General.*
- [5] EN50527-2-1:2016. *Procedure for the assessment of the exposure to electromagnetic fields of workers bearing active implantable medical devices Part 2-1: Specific assessment for workers with cardiac pacemakers.*
- [6] Raccomandazione 1999/519/CE del Consiglio dell'Unione europea del 12 luglio 1999 relativa alla limitazione dell'esposizione della popolazione ai campi elettromagnetici da 0 Hz a 300 GHz. GUCE L199 del 30 luglio 1999.
- [7] Regolamento (UE) 2017/745 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 5 aprile 2017 relativo ai dispositivi medici, che modifica la direttiva 2001/83/CE, il regolamento (CE) n. 178/2002 e il regolamento (CE) n. 1223/2009 e che abroga le direttive 90/385/CEE e 93/42/CEE del Consiglio.
- [8] Direttiva 90/385/CEE del Consiglio, del 20 giugno 1990, per il ravvicinamento delle legislazioni degli Stati Membri relative ai dispositivi medici impiantabili attivi. G. U. UE L 189 del 20/07/1990.
- [9] Direttiva 93/42/CEE del Consiglio, del 14 giugno 1993 concernente dispositivi medici. G. U. UE L 169 del 12/07/1993.
- [10] Direttiva 2007/47/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 5 settembre 2007 che modifica la direttiva 90/385/CEE del Consiglio per il ravvicinamento delle legislazioni degli Stati membri relative ai dispositivi medici impiantabili attivi, la direttiva 93/42/CEE del Consiglio concernente i dispositivi medici, e la direttiva 98/8/CE relativa all'immissione sul mercato dei biocidi. G. U. UE L 247 del 21/09/2007.
- [11] EN45502-1:2015. *Implants for surgery - Active implantable medical devices - Part 1: General requirements for safety, marking and for information to be provided by the manufacturer*
- [12] EN45502-2-1:2003. *Active implantable medical devices Part 2: Particular requirements for active implantable medical devices intended to treat bradyarrhythmia (cardiac pacemakers).*
- [13] EN45502-2-2:2008. *Active implantable medical devices. Particular requirements for active implantable medical devices intended to treat tachyarrhythmia (includes implantable defibrillators).*
- [14] EN 45502-2-3:2010. *Active implantable medical devices - Part 2-3: Particular requirements for cochlear and auditory brainstem implant systems.*
- [15] EN50499:2008. *Procedure for the assessment of the exposure of workers to electromagnetic fields.*
- [16] CONTESSA G.M., *Esposizione ai campi elettromagnetici: la valutazione del rischio secondo le indicazioni della Guida non vincolante della Commissione europea.* Atti del Convegno Nazionale dBA Incontri 2016 "Campi Elettromagnetici nei luoghi di lavoro. Legislazione, Valutazione, Tutela", Bologna, 21 ottobre 2016.
- [17] EN60601-1-2 Ed. 4.0:2014. *Medical electrical equipment - Part 1-2: General requirements for basic safety and essential performance - Collateral Standard: Electromagnetic disturbances - Requirements and tests*

Incerteza nella determinazione della distanza di rispetto mediante interpolazione spaziale di indici di esposizione a campi elettromagnetici

Nicola Zoppetti¹, Daniele Andreuccetti¹, Moreno Comelli¹, Simona D'Agostino², Rosaria Falsaperla²

¹ IFAC-CNR, Istituto di Fisica Applicata "Nello Carrara" del Consiglio Nazionale delle Ricerche, via Madonna del Piano 10, 50019 Sesto Fiorentino (FI)

² INAIL DiMEILA, Dipartimento di Medicina, Epidemiologia, Igiene del Lavoro e Ambientale, Via di Fontana Candida 1, 00040 Monte Porzio Catone (Roma)

N.Zoppetti@ifac.cnr.it

Riassunto

In questo lavoro si descrive come sia possibile determinare la distanza di rispetto a partire da misure di indice di esposizione, grazie ad un metodo di interpolazione flessibile che può essere utilizzato in abbinamento a diversi modelli di sorgente. È inoltre possibile propagare l'incerteza di ciascuna misura sul risultato dell'interpolazione e determinare anche quella relativa alla distanza di rispetto. Il metodo è stato implementato come applicazione online, dotata di una chiara interfaccia operativa, che consente all'utente di gestire in modo flessibile e completo la selezione dei dati da processare e la personalizzazione dei risultati dell'elaborazione.

INTRODUZIONE

Gli indici di esposizione sono grandezze di rilievo nella valutazione dell'esposizione umana ai campi elettromagnetici, in particolare in ambito occupazionale, perché tengono conto sia dello spettro del campo, sia dell'andamento in frequenza dei limiti normativi. In commercio sono disponibili strumenti che permettono di misurare questi indici, in genere esprimendoli come valore percentuale. In molte situazioni, un parametro che permette di caratterizzare l'esposizione e dare indicazioni sintetiche ed efficaci sulla valutazione e la riduzione del rischio, è la distanza di rispetto, cioè la distanza dalla sorgente oltre la quale l'indice di esposizione considerato è inferiore al 100%. In questo lavoro si descrive come sia possibile determinare la distanza di rispetto a partire da un numero limitato di misure, grazie ad un metodo di interpolazione flessibile che può essere utilizzato in abbinamento a diversi modelli di sorgente. È inoltre possibile propagare l'incerteza di ciascuna misura sul risultato dell'interpolazione e determinare quindi l'incerteza della distanza di rispetto.

MATERIALI E METODI

Si descrivono di seguito le basi matematiche del metodo. Si suppone di avere m misure caratterizzate da $x_M = [x_1 \dots x_m]$, $y_M = [y_1 \dots y_m]$, $\sigma_M = [\sigma_1 \dots \sigma_m]$ dove x_M è il vettore che rappresenta la distanza dalla sorgente dei punti di misura (che si intendono allineati lungo una retta passante per la sorgente), y_M rappresenta gli indici misurati e σ_M l'incerteza delle misure di questi ultimi. Si considera un modello di sorgente rappresentato da una generica funzione $y = f(x, p_1, \dots, p_n)$ che esprime l'indice misurato y in funzione della distanza x e di n parametri p_i . Si determinano i valori degli n parametri p_i che minimizzano lo scarto quadratico tra le misure ed il modello e si definisce P_0 il relativo vettore. Durante la minimizzazione, si determina anche la matrice S_P di varianza-covarianza dei parametri.

Per ottenere indicazioni sull'incerteza della grandezza misurata y in un insieme di k punti x_j scelti a piacere (ed in genere non coincidenti con x_M), si determina (analiticamente o numericamente) la matrice F (k righe, n colonne) delle derivate parziali del modello al variare dei parametri in ciascun punto:

$$F = \frac{\partial f(x_j, p_i)}{\partial p_i}$$

e si osserva che:

$$\Delta f^2 = \Delta f \cdot \Delta f^T = (F \cdot \Delta P)(F \cdot \Delta P)^T = F \cdot \Delta P \cdot \Delta P^T \cdot F^T = F \cdot \Delta P^2 \cdot F^T$$

dove ΔP è il vettore (colonna) degli errori sui parametri (inteso come scostamento rispetto ad un ipotetico valore 'vero' dei parametri stessi) mentre Δf è il vettore dell'errore sulla grandezza interpolata. Considerando il valore medio della precedente espressione, si ottiene S_f cioè la matrice varianza covarianza della grandezza interpolata (k righe, k colonne) che ha sulla diagonale una stima della varianza in ciascuno dei k punti considerati.

$$S_f \stackrel{\text{def}}{=} (\Delta f^2) = F \cdot (\Delta P^2) \cdot F^T \stackrel{\text{def}}{=} F \cdot S_p \cdot F^T$$

Si determinano quindi tre curve: una centrale, $f(x, P_0)$ che è la interpolante vera e propria relativa ai parametri P_0 ed altre due, $f(x, P_0) \pm \sigma_f$, ottenute sommando e sottraendo a $f(x, P_0)$ una deviazione standard della grandezza interpolata, determinata in ciascun punto come la radice quadrata della diagonale della matrice S_f .

Il metodo appena descritto permette di tenere conto della sola incertezza sui valori misurati, ma non di quella relativa al posizionamento del sensore. Per tenere conto di quest'ultima, è possibile ricorrere sia ad un metodo di minimizzazione matematicamente più complesso, sia ad approssimazioni. Ad esempio, un approccio consiste nel determinare i parametri senza tenere conto dell'incertezza di posizionamento, ricavando poi l'incertezza complessiva su y come combinazione dell'incertezza propria più quella propagata dall'incertezza di posizionamento.

RISULTATI E DISCUSSIONE

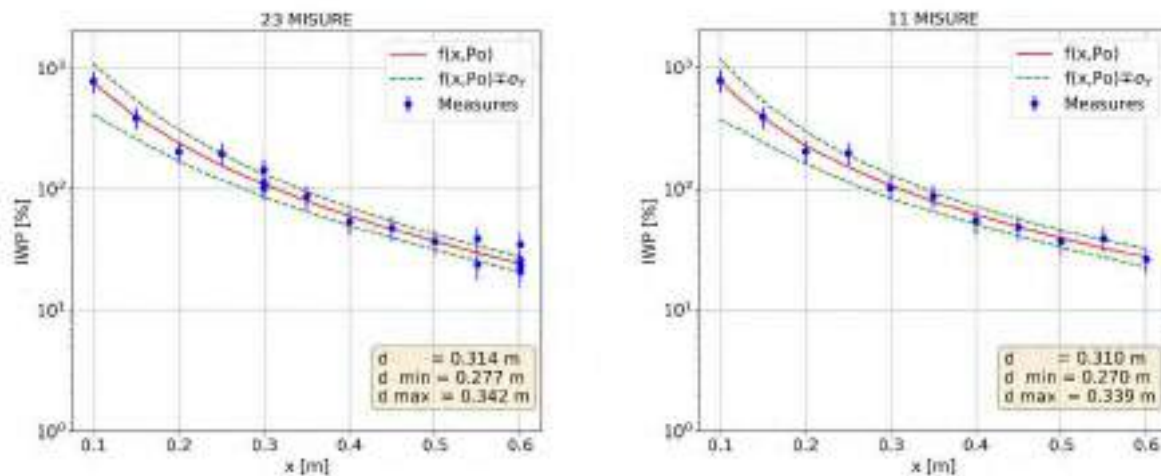
In fig. 1 si illustra il risultato dell'interpolazione dell'indice di picco ponderato riferito ai livelli di riferimento per i lavoratori e per l'induzione magnetica (ICNIRP 1998), misurato con la sonda Narda ELT-400 (Narda Safety Test Solutions, Pfullingen, Germany) e relativo ad una saldatrice ad arco (Zoppetti et al. 2015). Il modello matematico della sorgente utilizzato è una funzione con 4 parametri:

$$f(x, p_i) = \frac{p_3}{(x + p_0)^3} + \frac{p_2}{(x + p_0)^2} + \frac{p_1}{(x + p_0)^1}$$

I grafici di fig. 1 sono stati ottenuti ponendo un errore di misura fisso pari a 1.3% (rumore intrinseco dello strumento) più uno pari al 20% dell'indice misurato. Si è tenuto conto inoltre di un errore di posizionamento della sonda pari a 3 cm, applicando l'approccio descritto nel paragrafo precedente.

In particolare, nel pannello di sinistra, a 30, 55 e 60 cm di distanza dalla sorgente le misure sono state ripetute (23 misure in totale), mentre nel pannello di destra si considera una sola misura per ogni distanza dalla sorgente (11 misure in totale). Nel riquadro testuale sono riportate le distanze di rispetto ottenute e si può notare che pur essendo le misure ripetute abbastanza disperse, il loro utilizzo comporta una piccola riduzione dell'intervallo tra le distanze di rispetto relative alle due curve ottenute sommando e sottraendo a $f(x, P_0)$ una deviazione standard della grandezza interpolata.

Figura 1 – Curve di interpolazione e distanze di rispetto



L'APPLICAZIONE WEB

Il metodo descritto è stato implementato sotto forma di applicazione web e integrato nel portale WEBNIR <http://webnir.ifac.cnr.it/> (Andreuccetti et. al. 2019). Il portale WEBNIR è ad accesso libero; questa applicazione mette a disposizione degli utenti un metodo relativamente semplice e flessibile per determinare la distanza di rispetto e la sua significatività a partire da misure di indice e dall'incertezza ad esse associata.

L'applicazione si presenta all'utente strutturata in tre schede adibite rispettivamente a:

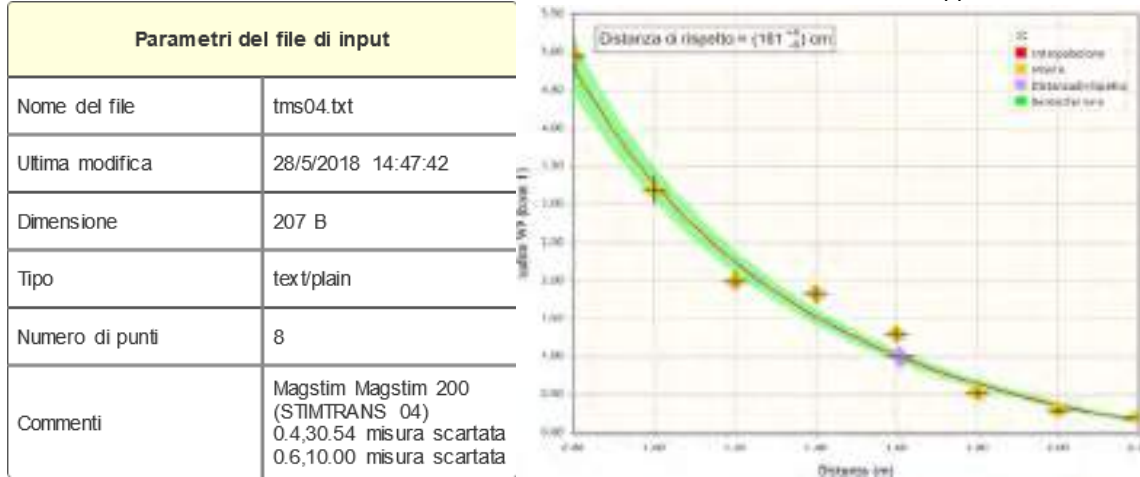
- inserire il file dati e impostare i parametri per il calcolo;
- visualizzare il risultato;
- presentare la documentazione necessaria a spiegare l'utilizzo del programma.

I dati, riportati come coppie di valori (distanza dalla sorgente, indice), sono contenuti in un file di testo (un punto di misura per ogni riga) da caricare nell'interfaccia per essere inviato al server, assieme ad alcuni parametri che ne rendano possibile l'interpretazione (l'unità di misura delle distanze e se i valori di indice sono riportati come valori assoluti o percentuali). L'utente ha inoltre facoltà di specificare un errore assoluto da associare ai valori di distanza, e un errore assoluto e relativo per quanto riguarda le misure di indice. Una prima verifica sulla validità dei dati inseriti viene eseguita già lato client, tramite apposite procedure *Javascript*, mentre l'elaborazione vera e propria si avvale delle potenzialità di calcolo offerte dal linguaggio *Python*. Le procedure di calcolo sono infatti eseguite lato server; a questo fine, è stato messo a punto un protocollo standardizzato (denominato GateWay to Python, GW2Py) per lo scambio dei dati nelle due direzioni tra pagine web e procedure Python, pensato con lo scopo di garantire uniformità di approccio tra le varie applicazioni del portale, portabilità e flessibilità nella suddivisione del lavoro tra più sviluppatori e nella ripartizione del carico computazionale tra terminale utente e piattaforma server.

Alla fine del calcolo, in una seconda scheda viene visualizzato un riepilogo con tempo di calcolo e metodo di interpolazione, nonché una tabella riassuntiva (fig. 2) relativa ai parametri del file di input (con gli eventuali commenti in esso contenuti), esportabile in formato PNG e XLS per eventuali utilizzi esterni all'applicazione. A partire dalla risposta del server, viene quindi generato lato client un grafico (fig. 2) in cui sono visualizzati i dati di misura, la curva interpolatrice, la distanza di rispetto e le bande d'errore. Per questa funzionalità, si è scelto di utilizzare la libreria *jqPlot*, che

consente di personalizzare accuratamente l'interfaccia, mette a disposizione funzioni interattive evolute (come zoom ed interrogazione degli elementi al *rollover*) e rende semplice l'esportazione del contenuto in formato PNG.

Figura 2 – Tabella relativa al file dati e grafico ottenuti al termine dell'elaborazione. dell'applicazione web



CONCLUSIONI

Si è brevemente descritto un metodo di elaborazione che permette di determinare la distanza di rispetto interpolando una serie di misure di indice di esposizione, acquisite procedendo lungo una linea retta a distanze progressivamente crescenti dalla sorgente. Il metodo consente di valutare l'incertezza sulla distanza di rispetto a partire da quella sui dati misurati. Esso ben si presta a fungere da base per protocolli di valutazione dell'esposizione in ambito occupazionale, poiché ha il pregio di fornire un risultato sintetico ma esauriente e di pronto impiego, tenendo conto di molteplici misurazioni.

Il metodo è stato implementato come applicazione *online*, distribuita attraverso il portale WEBNIR di libero accesso (<http://webnir.ifac.cnr.it/>) e dotata di una chiara interfaccia operativa, che consente di gestire in modo flessibile e completo la selezione dei dati da processare e la personalizzazione dei risultati dell'elaborazione.

Crediti

Il portale WEBNIR è in corso di realizzazione con il supporto finanziario dell'INAIL, nell'ambito del progetto a Bando Bric-2016, Programma 4, Tematica 30.

Bibliografia

Andreuccetti D, Comelli M, Zoppetti N, 2017. WebNir. *Piattaforma web sviluppata nell'ambito del progetto ex bando INAIL Bric-2016 (P4-ID30). Strumenti web di ausilio alla valutazione del rischio da esposizione a campi elettromagnetici - anche in riferimento ai portatori di dispositivi medici impiantabili attivi - e a radiazioni ottiche artificiali.* 2017-2019. (<http://webnir.ifac.cnr.it/>).

Zoppetti N., Bogi A., Pinto I. Andreuccetti D., *Evaluation of human exposure to complex waveform magnetic fields generated by arc-welding equipment according to european safety standards*, Radiat Prot Dosimetry, Oxford University Press, 2015, **163** (3), 292-305; doi:10.1093/rpd/ncu188.

Analisi e risultati del Circuito d'Interconfronto IC_ISPRA2016_LTE

Ardoino L.¹, Adda S.², Anglesio L.², Barbieri E.³

¹ISPRA – CN-LAB Area Metrologia, Via Brancati, 48 - 00144 Roma (I)

²Arpa Piemonte – Dipartimento Radiazioni, Via Jervis, 30 – 10015 Ivrea (TO)

³ISPRA – CN-COS, Via del Cedro (c/o Dogana d'Acqua) - 57122, Livorno

lucia.ardoino@isprambiente.it

A giugno 2016, nell'ottica di garantire un miglioramento globale delle prestazioni del sistema agenziale e una loro sempre maggiore omogeneità sul territorio nazionale, è stato attuato un interconfronto riguardante le misure di campi elettromagnetici associati ai segnali di telefonia mobile LTE, di recentissima introduzione a quell'epoca. Il circuito d'interconfronto, progettato e realizzato secondo i criteri della 17043, è stato organizzato nell'ambito di una consolidata collaborazione tra ISPRA e ARPA Piemonte. I risultati ottenuti, preceduti da una sintetica descrizione dell'intero processo di organizzazione e analisi, sono oggetto del presente lavoro.

L'IC_ISPRA2016_LTE ha riguardato in particolare: - le procedure di misura in banda stretta utilizzate in campo; - la scelta delle modalità di decodifica, misura ed estrapolazione del risultato di sintesi; - la risposta della strumentazione, limitatamente ai modelli presenti in campo. Il sito scelto dagli organizzatori, preliminarmente caratterizzato attraverso misure e valutazione teorica del campo, è il tetto del Lingotto a Torino.

Al circuito hanno partecipato complessivamente 27 laboratori: 25 dipartimenti dell'SNPA (inclusi gli organizzatori ARPA Piemonte e ISPRA) e due privati. Tutti i partecipanti hanno fornito i risultati richiesti. L'esito del confronto è stato decisamente positivo: 2 soli partecipanti, per i quali verrà anche illustrata una valutazione congiunta delle possibili cause (in accordo con ISO 5725:2), hanno ottenuto risultati significativamente diversi.

INTRODUZIONE

La partecipazione a programmi di confronti interlaboratorio è oggi un elemento fondamentale di qualsiasi processo di accreditamento ed è richiesta, in generale, nell'ambito dell'assicurazione della qualità dei risultati di un laboratorio.

Lo scopo principale dei circuiti di interconfronto è quello di fornire ai partecipanti strumenti obiettivi per la dimostrazione d'affidabilità dei propri risultati di misura, mediante l'attuazione di un protocollo comune e il confronto coi risultati forniti dagli altri partecipanti. Ciò è tanto più necessario in situazioni, come nel caso delle misure dei livelli di campo elettromagnetico ambientale, in cui le misure sono effettuate direttamente in campo e non in laboratorio, e in cui le grandezze da misurare (misurandi) sono grandezze fisiche associate a segnali intenzionalmente variabili nel tempo.

A ciò si aggiunge il fatto che, soprattutto nell'ambito della comunicazione mobile e dei servizi individuali, le "piattaforme utilizzate" per le trasmissioni sono in continua e rapida trasformazione, sia con modifiche del segnale fisico (del campo elettromagnetico emesso) sia con modifiche dell'architettura della rete.

In virtù di ciò sarebbe sempre auspicabile che ad un interconfronto partecipasse un numero elevato (> 15) di laboratori esperti. Il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) costituisce, quindi, il terreno ideale per processi di questo tipo.

Nel caso specifico delle misure dei livelli di campo elettromagnetico ambientale associato a trasmissioni e telecomunicazioni di segnali complessi e di vario tipo, si possono definire due diversi aspetti la cui valutazione finale richiede di essere oggetto di campagne di interconfronto:

- la risposta della strumentazione,
- le procedure di misura utilizzate in campo; naturalmente, entrambi i punti, includono diversi "sotto-punti".

L'IC_ISPRA2016_LTE ha riguardato in particolare:

- le procedure di misura in banda stretta utilizzate in campo, in quanto per i **segnali LTE**, di recente introduzione al momento dell'IC, non vi erano procedure di misura dettagliate né gli operatori delle Agenzie avevano esperienza a causa, soprattutto, del traffico poco presente su tale tipologia di segnale 4G;

- la scelta delle modalità di decodifica, misura ed estrapolazione del risultato di sintesi, poiché tali scelte, nel caso di segnali con modulazione digitale complessa, intervengono pesantemente sul risultato finale della misura.

MATERIALI E METODI

La predisposizione di un circuito di interconfronto di questo tipo prevede innanzitutto l'individuazione e la caratterizzazione di un sito idoneo [1]. In questo caso, grazie al catasto delle sorgenti di Arpa e al fatto che si trattava di una sorgente di recente introduzione, un potenziale sito è stato individuato nel tetto del Lingotto ai lati del quale si trovavano ben due sorgenti, con portanti in diverse bande. La caratterizzazione ha richiesto diverse campagne di misura effettuate a distanza di diversi mesi.

Verificata l'adeguatezza del sito, è stato definito un protocollo preliminare con le informazioni relative alle finalità dell'interconfronto, date e luoghi in cui si sarebbe svolto ed i requisiti minimi per la partecipazione, in termini di personale, strumenti e procedure.

I requisiti per la partecipazione erano, come nel precedente IC, semplicemente quelli di disporre, al momento dell'attuazione delle prove in campo, di personale debitamente formato, e di disporre di adeguati strumenti omologati e provvisti di certificato di taratura LAT su cui fosse riportata la catena di riferibilità e l'incertezza (non erano richiesti strumenti per la decodifica in quanto all'epoca delle misure in campo, ben pochi laboratori ne erano provvisti).

Ai partecipanti è stato chiesto di aderire ai dettami del protocollo definitivo che è stato loro inviato al termine delle adesioni, sia riguardo a turni e posizioni nel sito, sia riguardo ad alcuni dettagli sulle modalità di acquisizione ed elaborazione dei dati (conformemente alla Linea guida CEI 211-7 App. E).

Tutti i partecipanti hanno fornito i risultati secondo le modalità previste dal protocollo: compilazione di schede con risultati e relativa incertezza per ogni sessione di misura e relazione tecnica, redatta secondo le proprie consuetudini, in cui è stato possibile segnalare eventuali dati ritenuti "inattendibili".

Riassumendo, le fasi in cui si è articolato il circuito d'interconfronto, sono state:

- caratterizzazione del sito e analisi dei risultati delle misure preliminari, per individuare aree sufficientemente omogenee,
- predisposizione di uno schema di punti di misura con possibilità di ripetizioni,
- organizzazione e gestione della logistica (autorizzazioni di accesso, prese elettriche, etc),
- misure in campo,
- raccolta e analisi dei risultati,
- predisposizione e invio delle schede di valutazione individuali e del Report finale.

CARATTERIZZAZIONE DEL SITO

Il sito scelto è l'ultimo piano, "la pista", dell'edificio del Lingotto a Torino ove, in corrispondenza delle due curve, sono installate due antenne emittenti segnali LTE a 800 e 1800 Mhz, rispettivamente della TIM e di Vodafone. L'area utilizzata per il circuito di interconfronto è stata solo quella del lato nord, coperta dall'emittente della TIM a 800 Mhz (Fig.1).

Nel sito sono state effettuate diverse campagne di misure, affiancate da valutazioni numeriche e simulazioni, allo scopo di verificare l'idoneità del sito relativamente all'uso come "sito campione" per un interconfronto.

Le misure per la caratterizzazione sono state effettuate in un'area di circa 14x18 m, in una griglia di punti di passo 2,5 m per un totale di 42 punti di misura; sono state fatte misure sia in modalità Channel Power (CP), sia misure dei Reference Signals (RS); per entrambe le modalità di misura è stata valutata l'uniformità dei livelli di campo attraverso la dispersione dei valori, con un coefficiente di variazione di $\pm 16\%$ (dispersione ottenuta dalla Standard Deviation dell'insieme delle misure nel caso peggiore dell'intera area). L'analisi della distribuzione spaziale del campo (Fig.2) ha rivelato un livello di uniformità abbastanza buono con la sola esclusione di alcuni punti critici (punti più prossimi alla sorgente, parapetti, vicinanza di oggetti metallici), escludendo, comunque, la possibilità di "definire" due aree, di diversi livelli di intensità di campo, con coefficienti di variazione minori. Il livello del segnale è risultato basso ma rilevabile. L'estensione dell'area ha permesso di definire una selezione di punti in cui allocare almeno una quindicina di laboratori contemporaneamente (Fig.3).

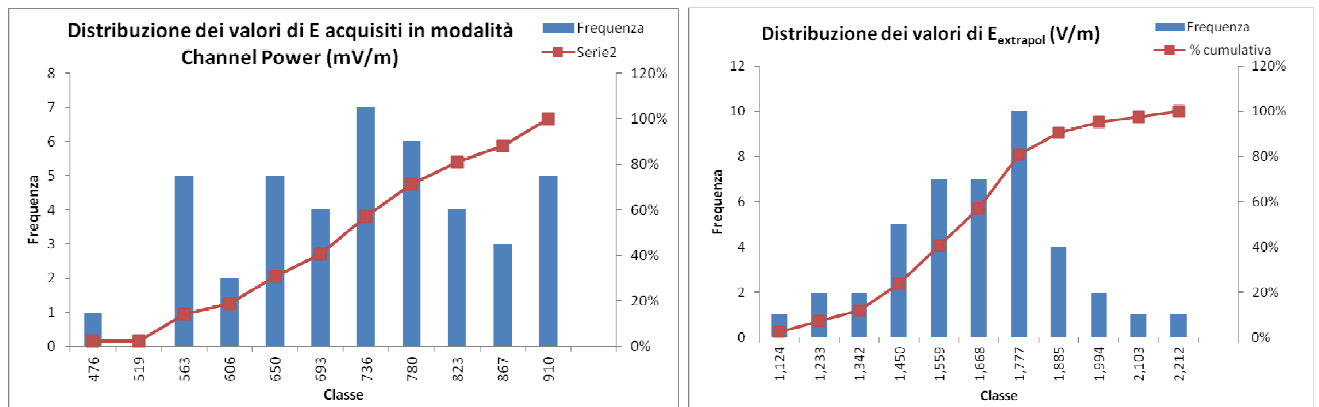
A causa della recente introduzione di questo segnale (all'epoca delle prime misure, 2015) e, quindi, della ridotta quantità di traffico, le misure di caratterizzazione sono state ripetute a distanza di circa sei mesi (misure 2016), in prossimità della data dell'interconfronto, per verificare che il livello del segnale si fosse mantenuto omogeneo e rilevabile.

I risultati delle misure di caratterizzazione sono parzialmente riportati nel paragrafo dedicato ai risultati, insieme a quelli dell'analisi delle misure dei partecipanti.

Figura 1 - Il sito di misura (sito campione) visto dall'alto.



Figura 2 – Distribuzioni dei valori di E misurati nelle due modalità RSi e ChPow. Le distribuzioni ottenute, con un valor medio definito e un coefficiente di variazione di $\pm 16\%$ e $\pm 14\%$, non erano tali da prestarsi a suddividere l'area in due.



PIANO DELLE MISURE DI INTERCONFRONTO

Il programma delle misure in campo ha previsto due sessioni di misura, in due giorni distinti, di sei turni ciascuna. Ogni partecipante ha effettuato misure in una sola sessione, nelle sei posizioni predefinite, una per ogni turno, secondo la sequenza riportata in tabella 1 (le posizioni sono rappresentate in Fig.3) Le sequenze delle sei posizioni verranno, nel seguito, definite “sestine”.

La scelta delle posizioni di ciascuna sequenza è stata vincolata principalmente dal fare in modo che ogni partecipante effettuasse misure in tutti i settori dell’area, senza ripetere mai la misura nello stesso punto e senza che, nello stesso turno, due partecipanti si trovassero nella stessa posizione.

Figura 3 – Schema dei punti di misura (distanze non in scala).

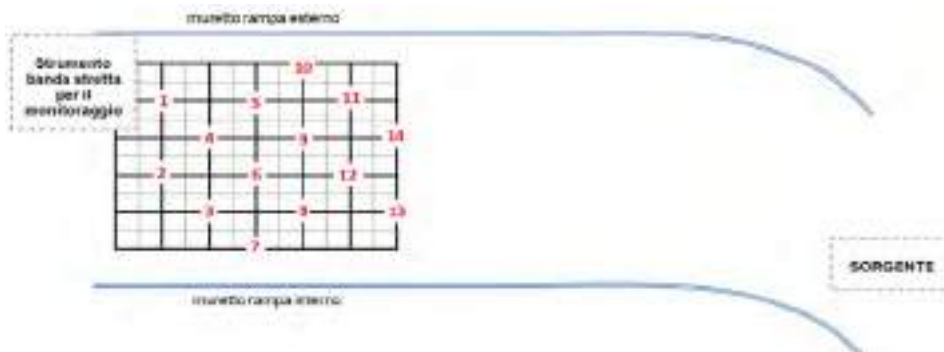


Tabella 1 – Tabella delle sequenze delle posizioni (sestine) per ciascun partecipante.

sessione 1	sessione 2	sequenza dei punti di misura (sestina)	turni					
			1°	2°	3°	4°	5°	6°
A01	A02	A	1	5	11	13	6	10
A20	A04	B	2	6	12	14	10	5
B05	A06	C	3	8	13	11	5	1
A07	A08	D	4	9	14	12	7	2
B09	B27	E	5	11	8	3	2	13
B11	B15	F	6	12	10	4	1	14
B13	A14	G	7	2	4	10	11	8
A12	A16	H	8	13	5	9	3	12
A17	B18	I	9	14	7	2	4	11
B26		L	10	1	3	6	12	7
B03	B21	M	11	4	2	7	13	9
A22	A24	N	12	7	9	8	14	6
A25	A19	O	13	3	6	1	9	4
A10	A28	P	14	10	1	5	8	3

Durante ogni turno i partecipanti hanno effettuato le misure nella posizione loro assegnata avendo a disposizione 30 minuti, durante i quali hanno acquisito i valori di campo elettrico in tutte le modalità previste (Channel Power, decodifica RSi e SpanZero) dal Protocollo e in accordo con la CEI 211-7 App. E.

Tutti i partecipanti dovevano fornire i risultati della misura del campo elettrico in modalità CP mentre la misura dei Reference Signals (e/o del campo elettrico estrapolato) è stata chiesta a tutti i gruppi in grado di effettuare la decodifica del segnale mentre la misura in modalità SpanZero era facoltativa per tutti.

Solo 3 partecipanti non hanno restituito i risultati della misura CP (effettuata quindi da 24 gruppi), tutti i gruppi dotati di strumenti per la decodifica hanno fornito gli RSi (19) e 12 partecipanti hanno restituito i risultati della misura in modalità SpanZero. Tra i partecipanti ben 8 hanno effettuato le misure in tutte e tre le modalità.

Durante tutte le sessioni di misura, per verificare che non ci fossero variazioni significative del livello dei segnali d'interesse, è stato posizionato in prossimità dell'area di misura uno strumento per l'acquisizione in continua in banda stretta (SRM3006).

ANALISI DEI DATI E DEI RISULTATI

L'analisi dei risultati è stata preceduta da una fase di "verifica numerica" finalizzata principalmente ad individuare eventuali errori di trascrizione ed effettuata confrontando i dati forniti con le schede e quelli riportati nelle relazioni tecniche. I valori di E_{LTE} delle estrapolazioni sono stati sempre ricalcolati per verificare la corretta applicazione della norma.

In tutta la procedura di analisi sono stati esclusi soltanto i risultati dichiarati "inattendibili" dal partecipante stesso. Non sono state effettuate correzioni né esclusioni di alcun tipo, neanche dei pochi *outliers* presenti in alcuni campioni.

Per ciascuna modalità di misura è stato determinato il valore da assegnare al misurando come valore di consenso (*consensus value*) a partire dai risultati dei partecipanti dopo aver effettuato un confronto con il valore determinato in fase di caratterizzazione. Tale valore di consenso, determinato tramite statistica robusta [Annex C della ISO13528, Algoritmo A], è rappresentativo della situazione nel momento delle misure.

I risultati sono stati analizzati secondo due diversi schemi denominati rispettivamente "per posizioni" e "per sestine".

Nell'analisi "per posizioni", per ciascuna delle 14 posizioni è stato creato un "campione" coi risultati di tutti coloro che hanno effettuato la misura in quella posizione nei diversi turni delle due sessioni di misura: ogni campione è costituito da un massimo di 12 valori (tabella 3).

Verificata per ciascun campione la distribuzione normale (mediante Normal Probability Plot) e l'eventuale presenza di outliers (test di Huber), è stata applicata la statistica robusta per determinare il valore di consenso (assegnato al misurando), lo scarto tipo e l'incertezza di tale valore, utilizzati sia per rappresentare l'insieme dei valori del campione mediante *pomplot* sia per la determinazione di *z-scores* "parziali" (ovvero relativi alla singola misura).

Lo stesso schema è stato utilizzato sia per i risultati delle misure Channel Power, sia per quelli delle misure dei valori estrapolati a partire dagli RSi (E_{LTE_RS}) (tabella 4). Per le misure in modalità SPAN-ZERO, invece, l'esiguo numero di risultati forniti, non ha reso possibile applicare l'analisi "per posizioni" a tali misure.

Nell'analisi "per sestine", i sei risultati delle misure effettuate da ciascun partecipante nelle sei posizioni assegnate, sono state trattate come "ripetizioni della misura in punti diversi di un'area uniforme" dal punto di vista del livello di campo elettrico. È stata determinata, pertanto, la media delle misure come valore rappresentativo della misura del partecipante (misura della sestina).

Al campione di tali sestine, una per ogni partecipante, è stata poi applicata la statistica robusta per determinare il valore di consenso (*consensus value*) da assegnare al misurando, e i relativi scarto tipo e incertezza.

Anche in questo caso, lo schema è stato utilizzato sia per le misure CP che per le misure dei valori estrapolati a partire dagli RSi (E_{LTE_RS}) e per le misure SpanZero (E_{LTE_SZ}) ottenendo un valore di E_{LTE_CP} di $0,78 \pm 0,08$ V/m, un valore di E_{LTE_RS} di $1,68 \pm 0,18$ V/m e un valore di E_{LTE_SZ} di $2,11 \pm 0,2$ V/m. Risulta di non immediata interpretazione la differenza significativa, riscontrata sia in fase di caratterizzazione che di interconfronto, tra il valore di campo estrapolato E_{LTE_RS} e quello ottenuto in modalità span zero E_{LTE_SZ} : quest'ultimo, infatti, pur comprendendo eventuali contributi dovuti a celle diverse da quella in esame, risulta essere maggiore del 50% del valore estrapolato ai sensi della norma vigente.

La bontà dell'approccio per determinare i diversi valori di consenso, con relativi scarto tipo e incertezza, è confermata dal fatto che la misura della dispersione dei valori di campo elettrico tra tutti i punti di misura (utilizzando lo scarto tipo/deviazione standard σ come indice di dispersione) è risultata decisamente minore del 10% ovvero, in generale, dell'incertezza tipica delle misure.

RISULTATI

RISULTATI DELLE MISURE DI CARATTERIZZAZIONE

I risultati delle misure di caratterizzazione sono mostrati, sia in tabella 2 che nei grafici successivi (grafico 1 e 2), direttamente confrontati coi valori dei partecipanti.

Tabella 2 - Confronto tra i risultati delle misure di caratterizzazione (effettuati nel 2015 e nel 2016) e quelli dei partecipanti durante l'IC (2016).

sestine	E_{CP} (V/m)		E_{LTER_S} (V/m)	
	caratterizzazione 2015/16	Partecipanti 2016	caratterizzazione 2015/16	Partecipanti 2016
A	0,71	0,77	1,60	1,64
B	0,80	0,77	1,54	1,65
C	0,67	0,76	1,60	1,59
D	0,80	0,77	1,59	1,69
E	0,69	0,73	1,55	1,56
F	0,78	0,75	1,61	1,60
G	0,75	0,71	1,56	1,56
H	0,72	0,79	1,62	1,70
I	0,78	0,75	1,60	1,69
L	0,73	0,82	1,55	1,66
M	0,74	0,74	1,61	1,66
N	0,78	0,83	1,65	1,72
O	0,68	0,75	1,60	1,59
P	0,72	0,77	1,53	1,58
Media	0,74	0,77	1,60	1,63
Scarto tipo %	6,0	4,2	2,1	3,3

Il valore di ogni sestina è determinato come media dei valori delle sei posizioni. Per le misure di caratterizzazione, il valore di ciascuna posizione è la media delle misure delle due campagne, mentre per le misure dei partecipanti, per il valore di ogni posizione si è utilizzata la media robusta dei risultati dell'analisi per posizione (valori delle tabelle 3 e 4).

Grafico 1 – Risultati delle misure di caratterizzazione (sestine) e di quelle dei partecipanti in modalità CP con i relativi intervalli di variabilità ($\pm 2\sigma$).

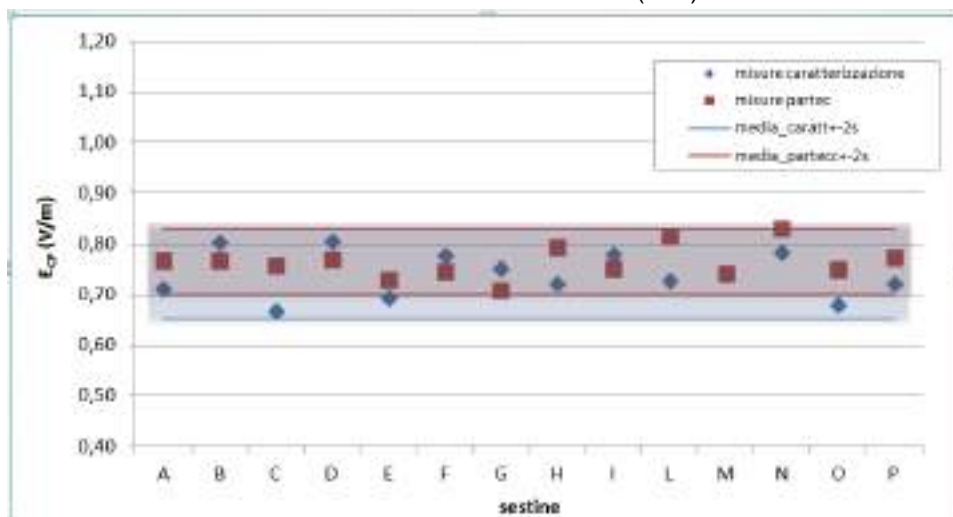
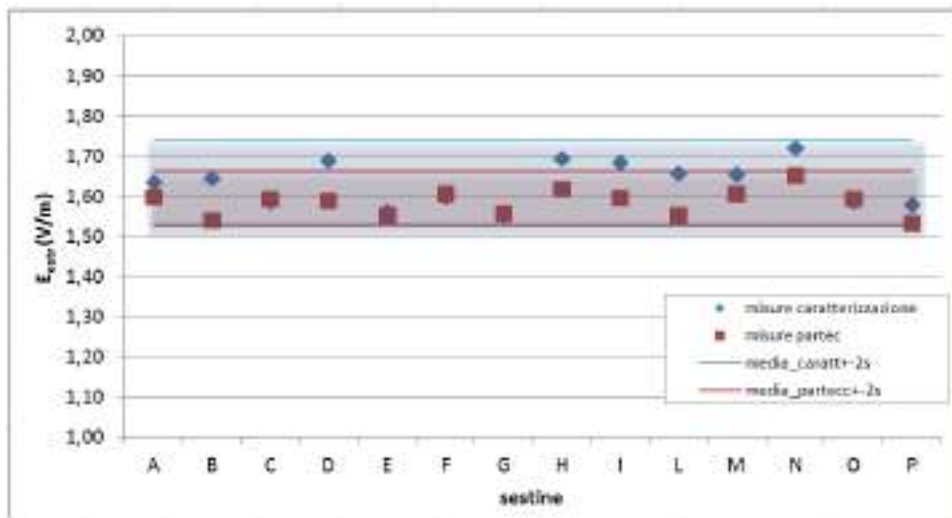


Grafico 2 – Risultati delle misure dell' E_{LTE_RS} di caratterizzazione (sestine) e di quelle dei partecipanti con i relativi intervalli di variabilità ($\pm 2\sigma$).



I grafici mostrano chiaramente il buon accordo tra le misure di caratterizzazione e i dati dell'interconfronto. La maggior dispersione dei valori di caratterizzazione è probabilmente dovuta al fatto che la durata della campagna di misure è stata superiore alle sessioni di misura dei partecipanti.

RISULTATI DELL'INTERCONFRONTO: ANALISI PER POSIZIONI

I risultati delle misure dei partecipanti, raggruppati per posizioni, sono riportati nelle seguenti tabelle 3 e 4, insieme alle medie risultanti. Tali valori sono stati utilizzati, oltreché per il confronto con le misure di caratterizzazione, per determinare lo z-score di ciascuna misura.

Il singolo z-score è stato definito come:

$$z\text{-score}_k = (x_{i,k} - x_{m,k}) / (\text{scarto tipo})_k$$

in cui, $x_{i,k}$ è la misura del partecipante i -esimo nella posizione k -esima, $x_{m,k}$ è la media robusta della posizione k -esima, $(\text{scarto tipo})_k$ è lo scarto tipo robusto della posizione k -esima.

Tabella 3 – I campioni delle misure in modalità CP per tutte le posizioni con i relativi valori medi, scarto tipo e incertezza. E' stata evidenziata, a titolo di esempio, la sestina di un partecipante.

posizioni	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
sessione/turni														
1 - 1	0,7	0,694	1,22	0,27	2,72	0,26			0,96	0,738	0,59	0,89	0,68	0,393
1 - 2	1,038		0,976	0,57	0,75	0,956	1,46	2,1	0,62	0,634		0,51		1,18
1 - 3	0,351	0,71	0,832			0,726	0,86	0,7079	0,8	0,35	0,68	0,814	1,24	0,36
1 - 4	0,642	0,65	0,3736	0,31	0,358	0,791	0,99	0,72			1,49	0,4	0,59	0,762
1 - 5	0,27	0,457		0,7	2,22	0,72	0,56	0,173	0,966	0,916		0,998	0,77	1,02
1 - 6	1,23	0,32	0,407	0,568	0,812	0,76	0,777		0,74	0,72	0,95		0,3618	0,32
2 - 1	0,61	0,6	0,87	0,518	0,5	0,66	0,1		0,74	x	0,61	2	0,777	1,08
2 - 2		0,33	0,788	0,7	0,84	0,7	2	0,76	0,85	0,76	0,45	0,81		0,65
2 - 3	1,95	0,77		0,31		1,037	1,06	0,6	2,1	0,9	0,95	1	0,91	1,15
2 - 4	0,808	0,83	0,54	0,48	0,81			2		0,45	0,74	0,735	0,77	0,9
2 - 5	0,77	0,4		0,46	0,93	0,92	1,155	0,5	1,07	0,9	0,44		1,03	1,2
2 - 6	0,79	0,556	0,56	0,734	0,8	1,3	x	0,37		0,83	1,07		0,4	0,59
media robusta	0,77	0,60	0,79	0,52	0,82	0,79	0,98	0,69	0,87	0,75	0,71	0,82	0,77	0,83
Scarto tipo rob	0,28	0,21	0,34	0,27	0,16	0,17	0,39	0,36	0,19	0,20	0,36	0,29	0,24	0,42
Incertezza rob	0,11	0,08	0,14	0,10	0,06	0,06	0,15	0,15	0,08	0,08	0,14	0,12	0,09	0,15

Tabella 4 – I campioni delle misure del valore E_{LTE_RS} per tutte le posizioni con i relativi valori medi, scarto tipo e incertezza.

posizioni	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1 - 1	1,888	-	-	-	-	0,883	1,860	1,200	-	1,892	-	2,289	1,794	1,023
1 - 2	1,752	1,150	2,102	1,300	1,784	-	2,113	-	-	0,387	-	1,225	1,400	-
1 - 3	0,850	1,900	2,131	0,930	1,800	2,201	-	1,475	1,955	1,225	1,906	-	-	-
1 - 4	1,525	-	1,190	1,039	0,850	1,871	1,900	1,941	2,000	2,100	-	-	1,802	-
1 - 5	0,693	1,122	1,400	-	-	1,715	-	0,364	2,096	-	1,760	2,131	1,500	1,957
1 - 6	-	-	1,196	1,408	-	1,703	1,848	1,670	1,900	1,756	-	1,400	0,991	1,039
2 - 1	1,249	1,855	1,355	1,568	-	1,646	1,907	-	2,364	-	-	1,386	2,063	-
2 - 2	-	1,040	1,931	-	3,118	1,854	1,386	1,230	2,165	-	-	2,081	-	2,536
2 - 3	-	-	-	0,745	-	1,665	2,582	-	1,732	1,837	2,258	2,152	1,387	2,358
2 - 4	1,665	2,330	-	1,438	-	-	-	1,428	-	1,353	0,608	1,579	2,020	1,945
2 - 5	1,907	-	-	1,632	1,435	1,549	2,581	-	1,939	1,873	1,249	-	-	0,883
2 - 6	0,888	1,091	-	1,643	1,888	0,693	-	1,568	-	1,319	2,971	-	-	1,676
media robusta	1,38	1,23	1,53	1,32	1,75	1,67	1,95	1,43	2,00	1,59	1,81	1,83	1,63	1,81
Scarto tipo rob	0,56	0,21	0,40	0,35	0,41	0,25	0,24	0,35	0,17	0,47	0,89	0,56	0,39	0,94
Incertezza rob	0,23	0,10	0,19	0,15	0,21	0,10	0,11	0,15	0,08	0,20	0,45	0,25	0,17	0,42

Ogni campione di risultati è stato rappresentato mediante *pomplot*. Si è deciso di adottare tale rappresentazione in quanto ogni punto rappresentato include direttamente sia l'incertezza del dato stesso sia quella del valore di riferimento.

Il pomplot è ottenuto mappando il binomio

$$((x_i - x_m)/MAD; u_{tot}/MAD)$$

ove: x_i è la singola misura del partecipante,

x_m è il valore di consenso (media robusta),

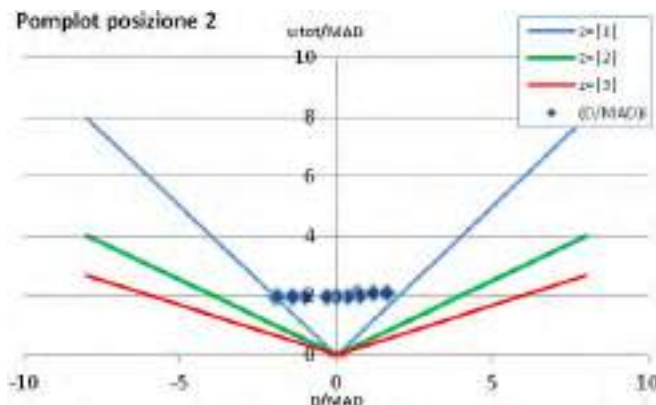
MAD è la mediana dei valori assoluti degli scarti,

u_{tot} è l'incertezza combinata ottenuta dai contributi di quella strumentale del partecipante e di quella del valore di consenso.

Nel seguito sono riportati i pomplot di rappresentazione di alcuni campioni di dati per alcune posizioni: 3 per misure effettuate in modalità CP ed uno per misure dell' E_{LTE_RS} .

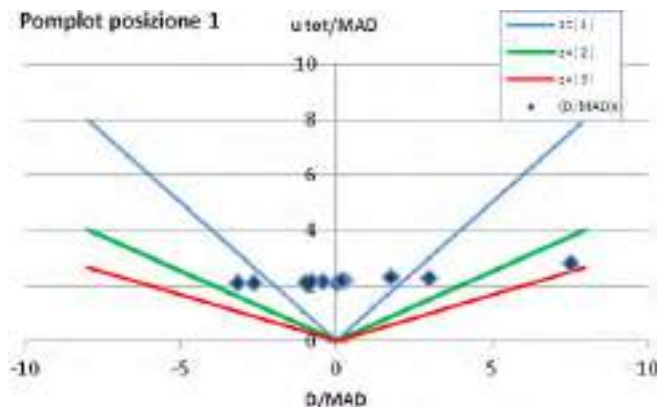
Il grafico 3 (posizione 2) mostra una situazione di discreta concordanza: i valori, tutti con analoga incertezza, sono uniformemente distribuiti nell'intervallo di variabilità "min-max"; il grafico 4 (pos. 1) mostra invece una situazione "mista" in cui vi sono diversi risultati molto concordanti (addensamento dei punti al centro), un paio dispersi ed uno al limite dell'accettabilità, tutti ancora con analoga incertezza. Il grafico 5 (pos. 5) mostra ancora una situazione "mista" in cui però, la maggior parte dei dati presentano un ottimo grado di concordanza tranne due che, nonostante l'incertezza più elevata, non rientrano nell'area di accettabilità.

Grafico 3 – Pomplot delle misure nella posizione 2.



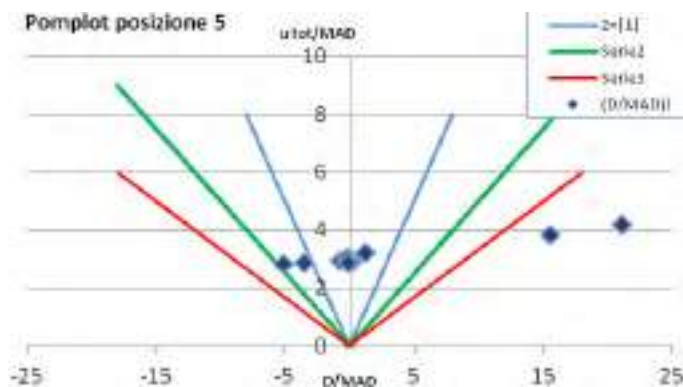
media robusta	0,60
Incertezza rob	0,08
MAX (V/m)	0,83
Min (V/m)	0,33
Incer max	14 %
Incer min	8 %

Grafico 4 – Pomplot delle misure nella posizione 1.



media robusta	0,77
Incertezza rob	0,11
MAX (V/m)	1,95
Min (V/m)	0,27
Incer max	15 %
Incer min	7 %

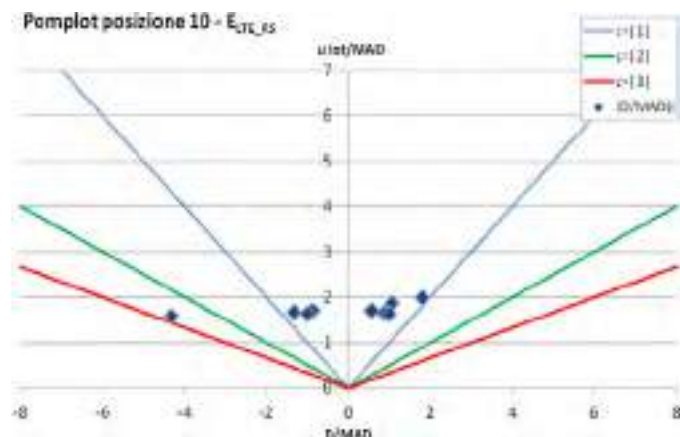
Grafico 5 – Pomplot delle misure nella posizione 5.



media robusta	0,82
Incertezza rob	0,06
MAX (V/m)	2,72
Min (V/m)	0,36
Incer max	15 %
Incer min	6 %

Il grafico 6 (pos. 10, misure di E_{LTE_RS}) mostra invece una situazione piuttosto atipica di due “addensamenti” di punti (a parte un valore al limite dell'accettabilità), corrispondenti al fatto che i partecipanti hanno effettivamente conseguito tutte misure attorno ai due valori di 1,3 V/m e 1,9 V/m alternate nei vari turni senza che, quindi, ciò si possa attribuire a una significativa variazione temporale.

Grafico 6 – Pomplot delle misure E_{LTE_RS} nella posizione 5.



media robusta	1,59
Incertezza rob	0,20
MAX (V/m)	2,10
Min (V/m)	0,39
Incer max	16 %
Incer min	6 %

RISULTATI DELL'INTERCONFRONTO: ANALISI PER SESTINE

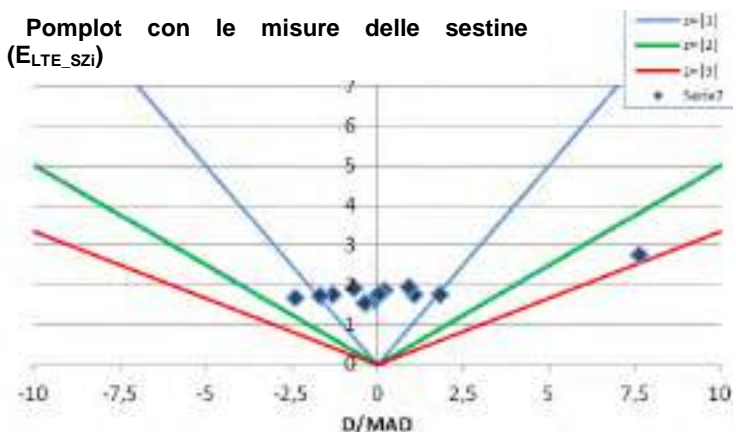
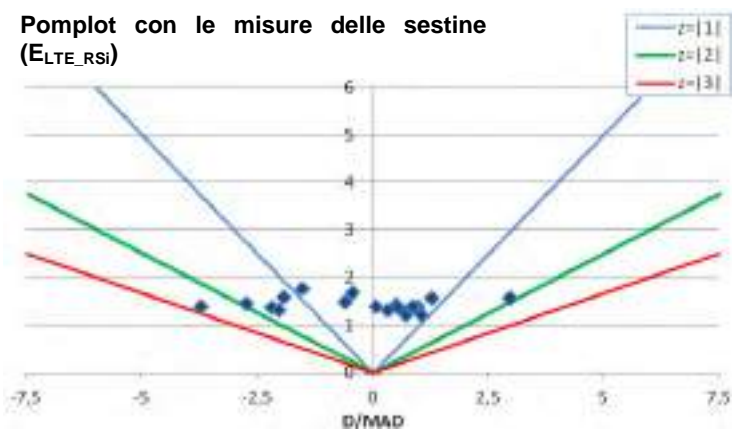
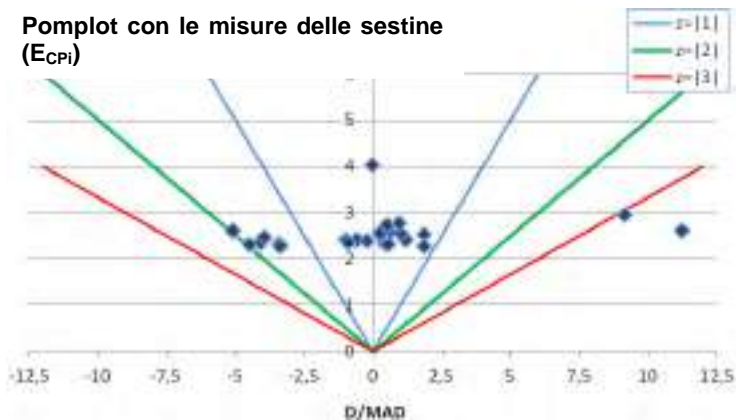
Nell'analisi per sestine, come innanzi detto, i risultati delle misure effettuate da ciascun partecipante nelle sei posizioni sono stati trattati come "ripetizioni della misura" e mediati; la media risultante è utilizzata come valore rappresentativo della misura del partecipante (sestina) a cui è stata associata l'incertezza (strumentale) fornita dal partecipante. Al campione di tali sestine è stata applicata la statistica robusta per determinare il valore di consenso da assegnare al misurando e i relativi scarto tipo e incertezza. Tale valore di consenso, uno per ogni modalità di misura, è assunto come valore rappresentativo della grandezza (E_{CP} , E_{LTE_RS} , E_{LTE_SZ}).

La seguente tabella 5 riassume i risultati dell'interconfronto.

Tabella 5 – Risultati delle sestine, z-scores e valori delle grandezze E_{CP} , E_{LTE_RS} , E_{LTE_SZ}

codice partecipante	E_{CP}		E_{LTE_RS}		E_{LTE_SZ}	
	E_{CPi} (V/m)	z_score	E_{LTE_RSi} (V/m)	z_score	E_{LTE_SZi} (V/m)	z-score
A01	0,69	-0,54	1,81	0,43		
A02	0,82	0,25	1,92	0,80		
B03	0,73	-0,32	1,70	0,07	2,35	0,68
A04	0,82	0,23	1,93	0,82		
B05	1,58	5,03				
A06	0,83	0,33	1,15	-1,76	1,81	-0,83
A07	0,42	-2,24				
A08	0,83	0,30	1,89	0,70	2,08	-0,06
B09	0,48	-1,88	1,19	-1,63		
A10	0,39	-2,46	0,78	-3,00		
B11	0,43	-2,18	1,02	-2,21		
A12	X	X	1,54	-0,48		
B13	X	X	1,58	-0,34		
A14	0,33	-2,80	1,31	-1,23	1,56	-1,53
B15	0,70	-0,49	1,76	0,28	2,03	-0,22
A16	X	X			2,53	1,18
A17	0,88	0,65				
B18	0,80	0,14	2,40	2,41		
A19	0,87	0,56	1,82	0,46		
A20	0,83	0,29			3,86	4,91
B21	0,78	-0,02				
A22	0,94	1,01	1,99	1,04	1,73	-1,07
A24	1,77	6,17	1,21	-1,55	2,15	0,12
A25	0,76	-0,13	1,85	0,58	2,32	0,60
B26	0,86	0,51	1,94	0,86		
B27	0,48	-1,86			2,12	0,04
A28	0,94	1,02			1,95	-0,43
media rob	0,78		1,68		2,11	
Sc tipo rob	0,16		0,30		0,36	

Nel seguito sono riportati i pomplot rappresentanti i tre campioni di dati (uno per ogni modalità di misura) da cui sono stati determinati i valori assegnati alle grandezze (misurandi) E_{CP} , E_{LTE_RS} , E_{LTE_SZ} e gli z-scores complessivi dei partecipanti (uno per ogni modalità di misura).



Infine, il grafico 7 mostra la differenza, significativa, tra i valori del campo elettrico misurato secondo le tre diverse modalità, e il grafico 8 mostra la distribuzione degli z-scores.

Grafico 7 – Confronto fra i risultati delle tre modalità di misura.

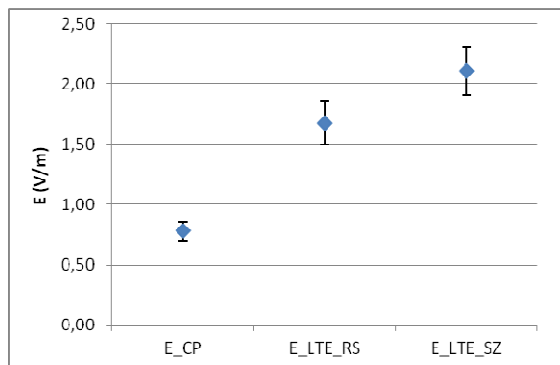
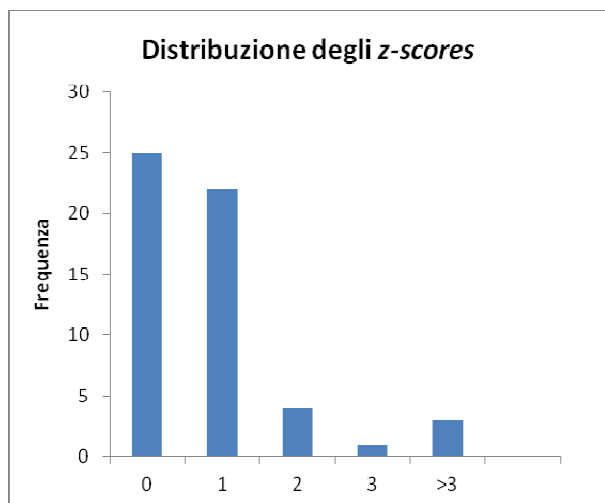


Grafico 8 – Distribuzione degli z-scores di tutti i partecipanti e di tutte le modalità di acquisizione.



BIBLIOGRAFIA

1. Norma Italiana CEI 211-7/E "Guida per la misura e per la valutazione dei campi elettromagnetici nell'intervallo di frequenza 10 kHz - 300 Ghz, con riferimento all'esposizione umana. Appendice E: Misura del campo elettromagnetico da stazioni radiobase per sistemi di comunicazione mobile (2G, 3G, 4G)" 2013.
2. ISO/IEC 17043:2010(E): "Conformity assessment: general requirements for proficiency testing".
3. ISO 13528:2005(E): "Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparisons".



Valutazione dell'esposizione a campi elettromagnetici a radiofrequenza per l'implementazione dei sistemi 5G

C.Carciofi¹, G.Anania², M.Barbiroli³, D. Bontempelli², V.Petrini¹, S.Valbonesi¹, C.Volta², S. Colantonio²

¹Fondazione Ugo Bordoni – Via Celestini 1 – Pontecchio Marconi (BO)

²Arpae Emilia Romagna, APAM Bologna – Via Rocchi, 19 - Bologna

³Università degli Studi di Bologna – DEI – Viale Risorgimento 2 - Bologna

ganania@arpae.it

Abstract

La quinta generazione di reti mobili (5G) consentirà di soddisfare nuovi requisiti in termini di connettività e capacità anche grazie all'utilizzo delle bande ad onde millimetriche e di nuovi sistemi d'antenna di tipo MIMO e beamforming.

Lo sviluppo di infrastrutture di rete per le nuove tecnologie 5G richiede di analizzare la situazione dei siti di stazione radiobase attualmente in uso dalle altre tecnologie (2G,3G,4G) al fine di verificare che l'introduzione di una nuova tecnologia, in aggiunta a quelle preesistenti, avvenga nel rispetto dei limiti vigenti. Si evidenzia che, in generale, si tende a riutilizzare i siti esistenti e le relative infrastrutture, al fine di facilitare lo sviluppo della rete. In questi scenari co-siting, in cui più tecnologie devono coesistere, si rende necessario valutare l'esposizione combinata dei campi elettromagnetici a RF.

Si deve comunque tener conto che nella maggior parte delle grandi città lo spazio elettromagnetico a disposizione, per l'aggiunta di nuovi sistemi e tecnologie, è ormai prossimo alla saturazione. I limiti normativi italiani (DPCM 8 luglio 2003) e la metodologia di valutazione previsionale cautelativa, non agevolano l'installazione di nuovi impianti, e possono rendere difficoltosa l'implementazione di nuovi servizi oltre a quelli esistenti. L'effetto saturazione risulta più evidente nei centri storici delle grandi città, laddove la richiesta di nuovi servizi è maggiore, ma tale effetto inizia a presentarsi anche nelle aree più periferiche.

In questo lavoro sarà analizzata la situazione di alcuni siti collocati in un ambiente urbano e suburbano di una città media italiana come Bologna. In particolare saranno analizzati in forma aggregata i risultati delle stime previsionali e i dati di misure puntuali e in continuo effettuati in prossimità di diverse tipologie di siti. Per alcuni casi significativi verrà riportata un'analisi del confronto tra stime e misure.

Saranno inoltre confrontati i livelli di esposizione ottenuti tramite calcolo numerico considerando un numero crescente di tecnologie collocate nello stesso sito per diverse tipologie di copertura.

Individuazione della configurazione dei canali di segnalazione e di controllo di celle LTE tramite misure nel dominio dei codici e nel dominio del tempo

Barellini A.¹, Bracci B.¹, Licitra G.², Silvi A.M.¹

¹Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana – Area Vasta Costa – Settore Agenti Fisici – via Marradi, 114 – Livorno

²Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana – Area Vasta Costa – via Marradi, 114 – Livorno

Riassunto

Allo scopo di indagare ulteriormente quanto emerso da una precedente serie di misure in modalità Span Zero, sono state effettuate ulteriori misure nel dominio del tempo e dei codici su differenti impianti LTE. Le misure consentono di individuare i rapporti tra le potenze assegnate ai Resource Elements (RE) durante la trasmissione dei canali di controllo/ segnalazione. In particolare le misure nel dominio del tempo confermano che in alcuni casi la potenza ricevuta durante la trasmissione del canale PBCH non risulta la maggiore durante il tempo di trama di 10 ms, in contrasto con l'ipotesi alla base di una delle metodiche per l'estrapolazione indicata dall'Appendice E della norma CEI 211-7.

STANDARD LTE: LO STRATO FISICO

In attesa dell'implementazione dello standard di trasmissione 5G, il protocollo LTE (Long Term Evolution) è ad oggi il principale standard per l'accesso alla banda larga in mobilità. Come noto, per la tratta downlink (trasmissione dalla SRB verso il terminale mobile), lo standard LTE utilizza una tecnica di trasmissione OFDM (Orthogonal Frequency Division Multiplexing) con la quale lo spettro disponibile viene suddiviso in portanti multiple chiamate sottoportanti, equidistanti tra loro. Nello specifico del sistema LTE, la spaziatura tra due sottoportanti contigue è pari a 15 kHz.

Nel dominio del tempo lo standard LTE definisce una trama (*frame*), di durata 10 ms (fig.1), suddivisa in 10 *subframe*, a loro volta costituiti di 2 *slot* della durata di 0,5 ms. Ciascun *slot* risulta costituito di 6 o 7 simboli OFDM in dipendenza della lunghezza del *Cyclic Prefix (CP)*.

Figura 1 – trama LTE

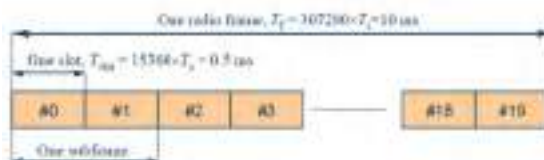
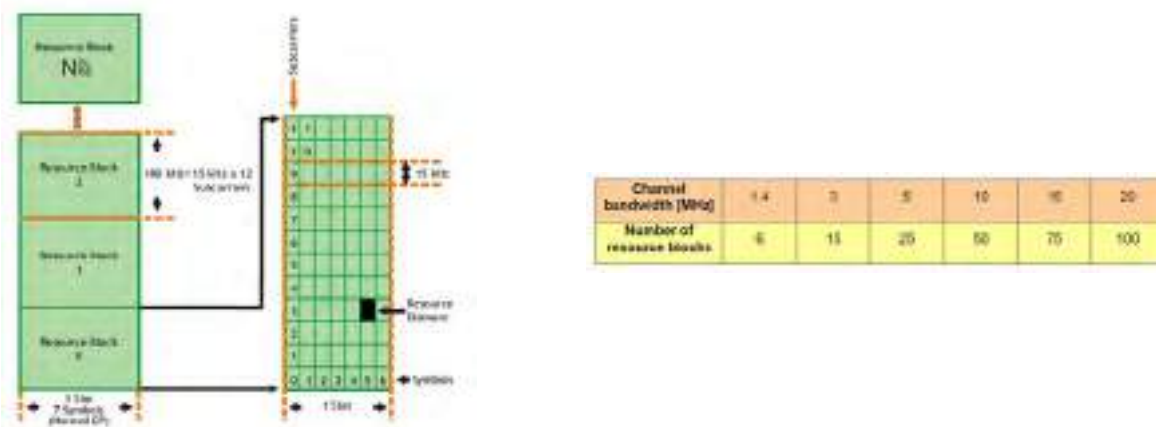


Figura 2 - risorsa fisica nella tratta downlink (sx) e possibili larghezze di banda per lo standard LTE (dx)



All'interno dello strato fisico (*physical layer*, fig. 2) vengono così individuate un'entità minima, detta *Resource Element (RE)*, costituita da un simbolo OFDM nel dominio del tempo ed una

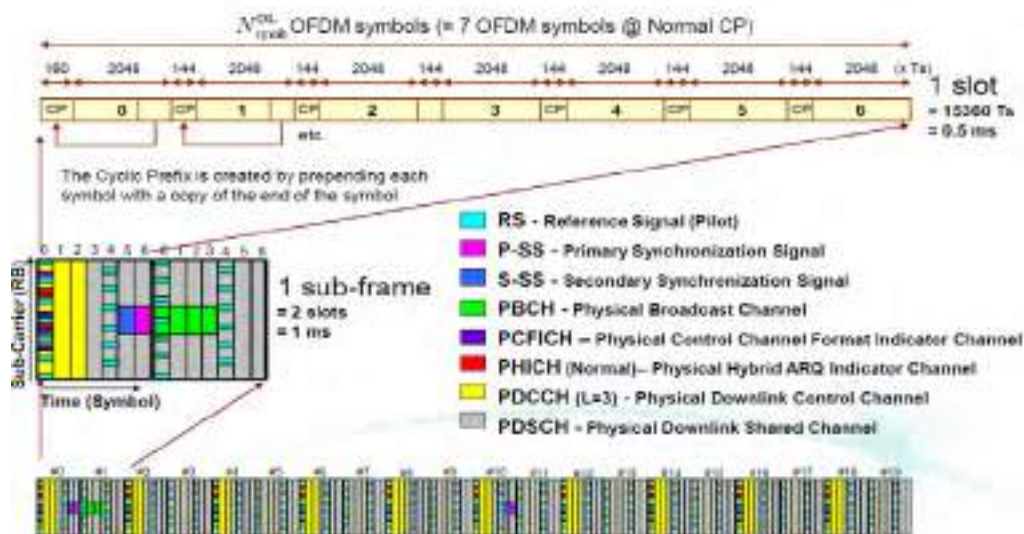
sottoportante nel dominio della frequenza ed una minima unità allocabile per la trasmissione di dati, detta *Resource Block* (RB), formata da 12 sottoportanti contigue nel dominio della frequenza e da uno *slot* in quello del tempo. La loro assegnazione nel tempo consente ai diversi utilizzatori la condivisione della stessa risorsa radio, la cui larghezza di banda può assumere, in base allo standard, differenti valori.

I segnali e canali fisici utili alla segnalazione (sincronizzazione, identificazione della cella, stima del canale radio etc.) previsti dallo standard LTE (fig. 3) vengono trasmessi all'interno della risorsa fisica secondo lo schema di fig. 4. In particolare, i due canali di sincronizzazione, P-SS e S-SS, vengono trasmessi sulle 62 sottoportanti centrali all'interno dei simboli nn. 5 e 6 del primo (#0) e undicesimo (#10) *slot* della trama mentre il canale PBCH viene trasmesso sulle 72 sottoportanti centrali nei primi quattro simboli dello *slot* #1. I *Reference Signals* (RS) vengono trasmessi su due sottoportanti di ciascun RB all'interno dei simboli nn. 0 e 4 di ciascuno *slot*.

Figura 3 – segnali e canali fisici dello standard LTE

Downlink physical signals	Purpose	UL channels	Full name	Purpose
Primary synchronization signal	Used for cell search and identification by the UE. Carries part of the cell ID (one of three orthogonal sequences)	PBCH	Physical broadcast channel	Carries cell-specific information
Secondary synchronization signal	Used for cell search and identification by the UE. Carries the remainder of the cell ID (one of 168 binary sequences)	PMCH	Physical multicast channel	Carries the MCB transport channel
Reference signal	Used for downlink channel estimation. Exact sequence derived from cell ID (one of $3 \times 168 = 504$ pseudo-random sequences)	PDCCH	Physical downlink control channel	Scheduling, ACK/NACK
Uplink physical signals	Purpose	PDSCH	Physical downlink shared channel	Payload
Reference signals (demodulation and sounding)	Used for synchronization to the UE and for UL channel estimation	PCFICH	Physical control format indicator channel	Defines number of PDCCH OFDM symbols per subframe (1, 2, 3, or 4)
		PHICH	Physical hybrid ARQ indicator channel	Carries HARQ ACK/NACK
		UL channels	Full name	Purpose
		PMCH	Physical multicast control channel	Call setup
		PUCCH	Physical uplink control channel	Scheduling, ACK/NACK
		PUSCH	Physical uplink shared channel	Payload

Figura 4 – collocazione segnali e canali fisici nella risorsa fisica LTE



Lo standard LTE prevede l'utilizzo della tecnica MIMO (Multiple In Multiple Out) allo scopo di incrementare il bitrate complessivo. Con questa tecnica due (o più) differenti flussi di dati vengono trasmessi per mezzo di due (o più) antenne (*porte*). Essi condividono la stessa risorsa sia in frequenza che nel tempo. Ciascun strato fisico corrispondente ad una porta è distinto dall'utilizzo di differenti RS allocati su specifici RE predefiniti (fig. 5).

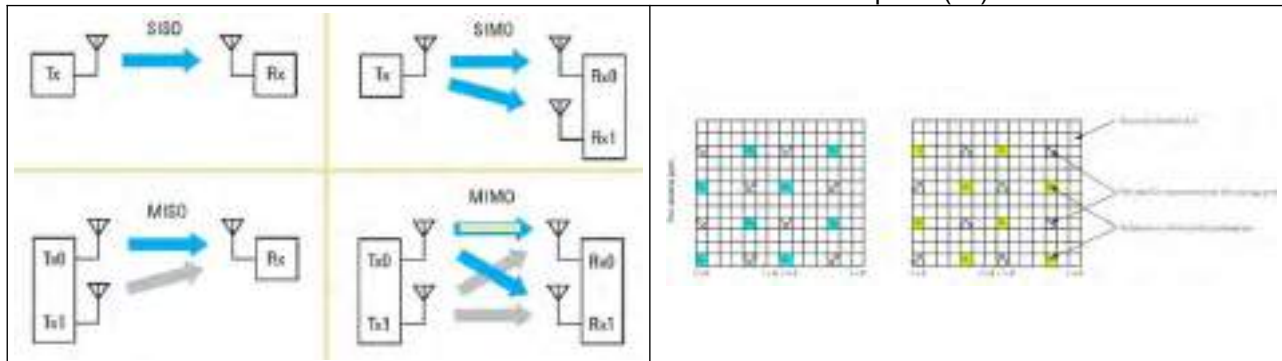
NORMA CEI 211-7/E: METODO DI ESTRAPOLAZIONE NEL DOMINIO DEL TEMPO

L'Appendice E della norma tecnica CEI 211-7, dal titolo "Misura del campo elettromagnetico da Stazioni Radio Base per sistemi di comunicazione mobile (2G,3G,4G)", pubblicata nel 2013 ed attualmente in corso di revisione, è dedicata alla descrizione delle metodologie di misura dei campi elettromagnetici generati dalle stazioni radio base per telefonia mobile con riferimento anche ai sistemi LTE.



Tra le metodiche individuate nell'Appendice sono riportate le tecniche di estrapolazione utilizzabili per escludere il superamento dei limiti normativi (valutazione conservativa).

Figura 5 – tecniche trasmissive SISO (Single In Single Out), SIMO, MISO, MIMO (sx) e struttura dell'allocazione dei RS in un sistema MIMO a 2 porte (dx)



A questa categoria appartiene la tecnica di estrapolazione che utilizza la modalità *Span Zero* dell'analizzatore di spettro. La tecnica prevede la misura della potenza ricevuta sull'analizzatore di spettro durante la trasmissione del canale PBCH che, come già mostrato, utilizza le 72 sottoportanti al centro del canale LTE ed ha pertanto una larghezza di banda pari a 1,08 MHz (72*15 kHz). Per l'effettuazione della misura è necessario impostare l'analizzatore di spettro con la frequenza centrale coincidente con il centro banda del canale LTE, larghezza della banda di frequenza indagata pari a zero (*Span Zero*) e larghezza del filtro RBW pari a 1 MHz, pertanto circa equivalente alla larghezza di banda del canale PBCH.

Il valore di campo elettrico E_{PBCH} ottenuto dalla misura permette di determinare il valore di campo elettrico E_{LTE} della cella LTE nelle condizioni ideali di massima potenza per mezzo dell'espressione:

$$E_{LTE} = \sqrt{n_{PBCH}} \cdot E_{PBCH} \quad (V/m)$$

dove n_{PBCH} è il rapporto tra la potenza massima della cella e quella del canale PBCH e corrisponde al numero complessivo di sottoportanti (pari al numero di RB moltiplicato 12) diviso per 72 (numero di sottoportanti utilizzate dal canale PBCH). Tale valore E_{LTE} può essere utilizzato per escludere un potenziale superamento del limite di esposizione. Diversamente, allo scopo di escludere potenziali superamenti del valore di attenzione e dell'obiettivo di qualità, il valore E_{LTE} deve a sua volta essere moltiplicato per il termine $\sqrt{\alpha_{24_{AUT}}}$, dove il fattore $\alpha_{24_{AUT}}$ rappresenta il rapporto tra la potenza media sulle 24 ore e la potenza massima dell'impianto, comunicato dal gestore in fase di richiesta di autorizzazione dell'impianto.

La tecnica si basa sull'assunto che in condizioni di equiripartizione della potenza complessiva del trasmettitore sulle sottoportanti, la potenza massima ricevuta dall'analizzatore nella banda di 1 MHz corrispondente alla larghezza del filtro RBW durante il tempo di trama risulta comunque non superiore a quella trasmessa in corrispondenza dei simboli in cui viene trasmesso il canale PBCH.

STRUMENTAZIONE E METODI

Nel corso del 2016 una prima serie di misure in modalità *Span Zero* effettuate presso alcune SRB della città di Pisa e provincia aveva evidenziato come in alcuni casi la potenza ricevuta durante la trasmissione del canale PBCH non risultasse la più alta, come nell'ipotesi della metodica di estrapolazione, ma inferiore a quella ricevuta durante la trasmissione dei canali di sincronizzazione P-SS e S-SS (Barellini et al., 2016).

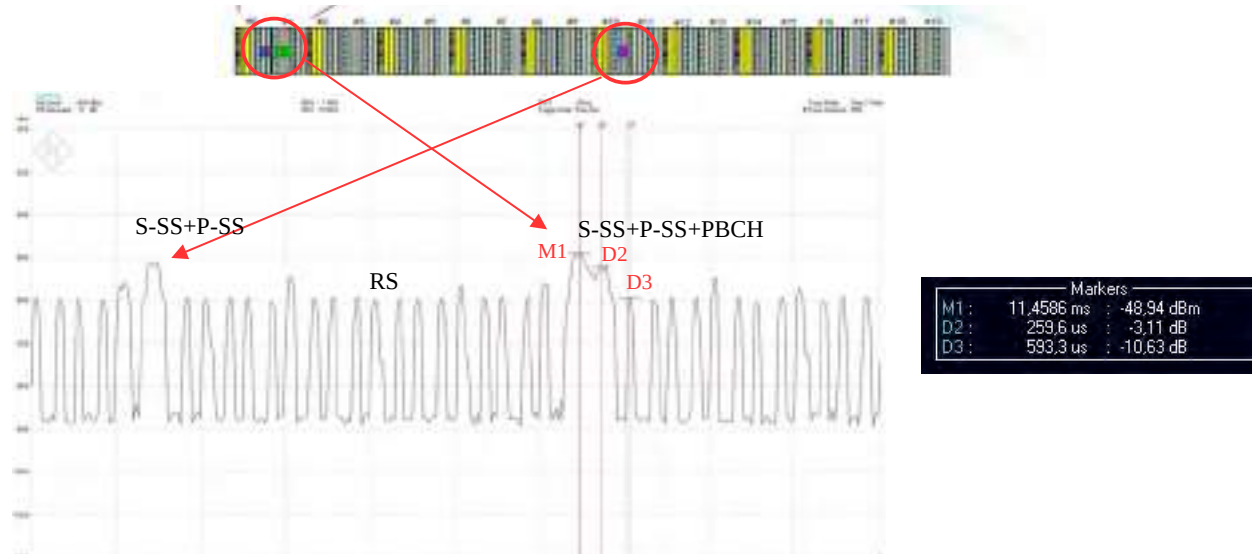
Allo scopo di proseguire l'indagine precedente è stata effettuata una nuova campagna di misure presso alcuni impianti LTE sempre di Pisa e provincia. Le misure sono state eseguite con una catena di misura in banda stretta costituita da un analizzatore di spettro Rohde&Schwarz FSH8 (9kHz-8 GHz) collegato ad un'antenna ARC Seibersdorf mod. PCD 8250 (80 MHz-3 GHz). L'analizzatore è dotato di modulo vettoriale per l'analisi dei segnali LTE nel dominio dei codici e

permette di misurare tra l'altro il valore della potenza ricevuta dovuta ai RE su cui vengono trasmessi i segnali di sincronismo P-SS e S-SS ed ai RS relativi alle porte della cella. I valori forniti dallo strumento in questa modalità sono quelli medi sulla trama LTE. Nel corso della campagna di misure sono state eseguite misure sia nel dominio dei codici che nel dominio del tempo (modalità Span Zero). Relativamente alle seconde, considerato lo scopo di verificare l'andamento nel tempo della potenza ricevuta sull'analizzatore di spettro, diversamente da quanto indicato nella norma CEI sono state eseguite acquisizioni della potenza ricevuta in modalità *Single Sweep* e con tempi di sweep pari a 1 o 2 tempi di trama (10 o 20 ms).

RISULTATI

La fig. 6 mostra un esempio di acquisizione in modalità Span Zero su una portante LTE nella banda di frequenza a 1800 MHz. Nella figura, che riporta un tempo di trama (10 ms), si distinguono principalmente la trasmissione dei due simboli contenenti i due canali di sincronizzazione (all'interno degli slot #0 e #10), nel primo caso seguiti immediatamente dai 4 simboli contenuti il canale PBCH. La potenza ricevuta durante la trasmissione dei simboli corrispondenti ai canali P-SS e S-SS risulta superiore di circa 3 dB rispetto alla potenza ricevuta durante la trasmissione del canale PBCH. Quanto rilevato contrasta con il principio alla base della metodica di estrapolazione indicata dalla CEI 211-7/E e conferma i risultati ottenuti su alcune celle LTE nel corso della precedente campagna di misure.

Figura 6 – esempio di acquisizione in modalità Span Zero con potenza ricevuta durante la trasmissione del canale PBCH inferiore a quella trasmessa durante la trasmissione dei canali P-SS e S-SS

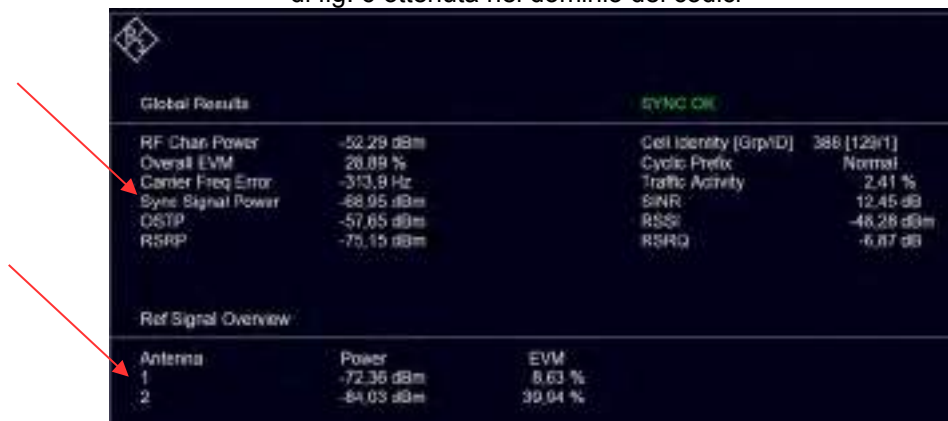


Per quanto attiene la potenza ricevuta durante i simboli contenenti i RS, essa risulta inferiore di circa 7÷8 dB rispetto a quella ricevuta durante la trasmissione del PBCH, in accordo con quanto possibile prevedere in base allo schema di trasmissione della trama LTE. All'interno di ciascun Resource Block infatti solo 2 delle 12 portanti sono occupate dai RS nei simboli in cui vengono trasmessi. Pertanto nell'ipotesi che la potenza sia equiripartita tra tutte le sottoportanti e di considerare il filtro RBW dell'analizzatore come idealmente rettangolare, il rapporto tra la potenza trasmessa durante la trasmissione dei canali di sincronizzazione (che occupano 72 portanti e quindi oltre 1 MHz di banda) e dei RS risulta pari a $10 \cdot \log(1/6) = -7,8$ dB.

La maggiore potenza assegnata ai RE destinati alla trasmissione dei canali di sincronizzazione è confermata dalla misura nel dominio dei codici della medesima cella (fig. 7). Essa risulta infatti circa 3 dB superiore alla maggiore di quelle dei RS delle due porte (una dominante rispetto all'altra con una differenza superiore a 10 dB). In relazione alle misure nel dominio del tempo, si consideri che quanto misurato è dovuto al possibile contributo di più celle e di più porte della medesima cella. Nel caso in esame la cella di fig. 7 (Cell Id.=388) risultava anch'essa dominante rispetto alle altre. L'acquisizione di fig. 6 rappresenta pertanto il segnale determinato principalmente dalla cella

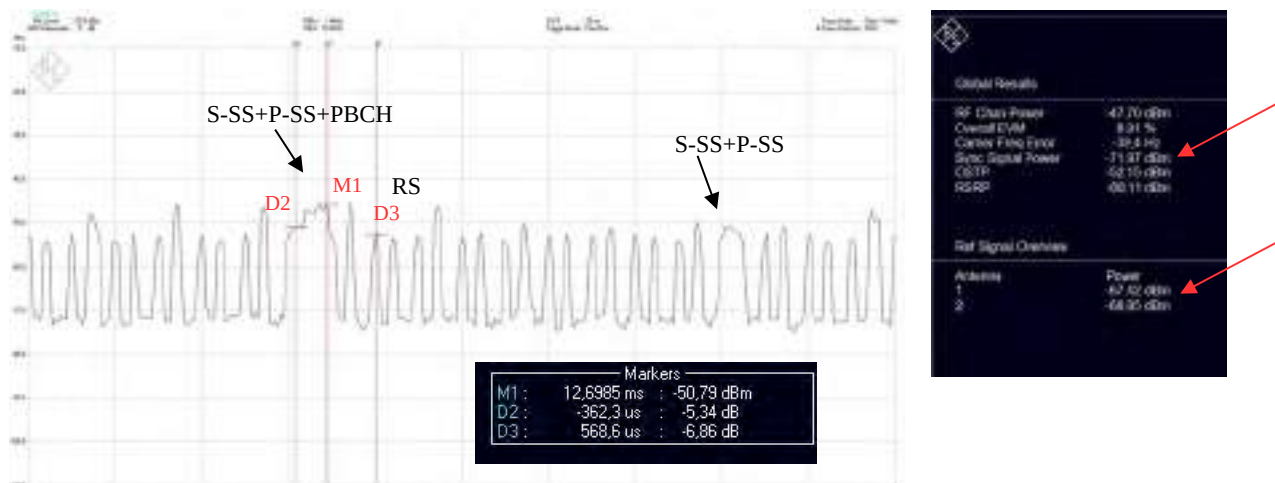
e dalla relativa porta dominante. Con riferimento ai valori ottenuti nelle due tipologie di misure ed ad un loro eventuale confronto, si valuti che nel caso delle misure nel dominio del tempo esse sono ottenute su una porzione della banda del canale LTE sulla quale sono possibili fenomeni di fading che possono determinare differenze nell'ampiezza del segnale ricevuto all'interno della banda.

Figura 7 – misura della potenza ricevuta sui RE dei canali di sincronismo e dei RS della medesima cella di fig. 6 ottenuta nel dominio dei codici



Per la cella in esame si può concludere pertanto che la potenza assegnata ai RE dei canali di sincronizzazione sia di 3 dB superiore a quella assegnata ai RE del canale PBCH e dei RS. Questa caratteristica, rilevata nella banda 1800 MHz, è riscontrabile anche su portanti LTE 800 MHz dello stesso gestore e costituisce, come dallo stesso confermato, un parametro di esercizio della propria rete.

Figura 8 – esempio di acquisizione in modalità Span Zero (sx) e nel dominio dei codici (dx) con potenza ricevuta durante la trasmissione del canale PBCH superiore a quella ricevuta durante i canali P-SS e S-SS



La fig. 8 mostra un'analogica acquisizione effettuata nel dominio del tempo su una portante LTE a 800 MHz di altro gestore. In essa si distinguono nuovamente i simboli corrispondenti ai canali di sincronizzazione ed al canale PBCH. In questo caso, tuttavia, la potenza ricevuta nei simboli corrispondenti al canale PBCH risulta superiore di circa 5 dB rispetto alla potenza ricevuta durante la trasmissione dei canali P-SS e S-SS. La potenza ricevuta durante i simboli contenenti i RS risulta di circa 7 dB inferiore a quella ricevuta durante la trasmissione del canale PBCH, anche in questo caso in buon accordo con quanto previsto. Quanto rilevato nel dominio del tempo viene confermato dalla misura effettuata nel dominio dei codici dove la potenza ricevuta sui RE assegnati ai canali di sincronismo risulta circa 5 dB inferiore a quella ricevuta sui RE assegnati ai RS (in questo caso una porta è di circa 1,5 dB preponderante sull'altra). Per questa cella pertanto,

le misure fanno ipotizzare lo stesso valore di potenza assegnata ai RE di PBCH e RS e superiore di 5 dB rispetto a quella dei RE dei canali di sincronismo. In questo caso la tecnica di estrapolazione indicata dalla norma CEI risulterebbe pertanto applicabile.

Analoghe analisi riguardo i rapporti tra la potenza assegnata ai RE dei canali di controllo e segnalazione possono essere eseguite a partire da misure nel dominio del tempo effettuate con valori di RBW dell'analizzatore inferiori. Utilizzando ad esempio una RBW pari a 200 kHz può essere indagato un singolo RB ponendo la frequenza centrale dell'analizzatore pari alla frequenza centrale dello stesso RB. L'utilizzo di un valore di RBW pari a 30 kHz (larghezza di banda occupata da due sottoportanti) permette invece di verificare il rapporto tra potenza ricevuta sui RS delle due porte. Occorre infine evidenziare che tali analisi sono meglio ricavabili da acquisizioni ottenute in condizioni di basso carico delle celle.

CONCLUSIONI

La nuova campagna di misure in modalità Span Zero effettuata su celle LTE ha confermato come in alcuni casi la potenza ricevuta durante la trasmissione del canale PBCH non risulti la più alta, come nell'ipotesi della metodica di estrapolazione proposta dalla norma CEI 211-7/E che si basa su questo tipo di misura, bensì inferiore a quella ricevuta durante la trasmissione dei canali di sincronizzazione P-SS e S-SS. Ciò è stato peraltro confermato dalle misure nel dominio dei codici eseguite sulle stesse celle e da quanto specificato dal gestore degli impianti per il quale l'attribuzione ai RE dei canali di sincronismo di una potenza superiore rispetto a quella assegnata ai RE del canale PBCH ed ai RS costituisce un parametro della propria rete.

Oltre a poter verificare la sussistenza delle condizioni per l'applicabilità della metodica sopra indicata, le due tipologie di misure consentono l'individuazione dei rapporti tra le potenze assegnate ai RE dei canali di controllo e segnalazione (P-SS, S-SS, PBCH, RS) e di rilevare l'eventuale utilizzo di *power boost* su tali canali.

Bibliografia

- 3GPP TS 36.211, *Evolved Universal Terrestrial Radio Access (E-UTRA): Physical Channel and Modulation*, Release 8 e segg., www.3gpp.org
- 3GPP TS 36.212, *Evolved Universal Terrestrial Radio Access (E-UTRA): Multiplexing and Channel Coding*, Release 8 e segg., www.3gpp.org
- 3GPP TS 36.213, *Evolved Universal Terrestrial Radio Access (E-UTRA): Physical Layer Procedures*, Release 8, e segg., www.3gpp.org
- Barellini A., Bracci B., Licitra G., Pinzauti A., Silvi A.M., *Misure in modalità Span Zero su impianti LTE: prime misure della potenza associata ai canali di segnalazione e di controllo*, VI Convegno Nazionale Agenti Fisici "Il controllo degli agenti fisici: ambiente, territorio e nuove tecnologie", Alessandria, 2016
- CEI, Norma CEI 211-7, *Guida per la misura e per la valutazione dei campi elettromagnetici nell'intervallo di frequenza 10kHz-300 GHz con riferimento all'esposizione umana*, 2001
- CEI, Norma CEI 211-7/E, *Misura del campo elettromagnetico da stazione radio base per sistemi di comunicazione mobile (2G,3G,4G)*, 2013
- D. M. Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 2 dicembre 2014, *Linee guida, relative alla definizione delle modalità con cui gli operatori forniscono all'ISPRA e alle ARPA/APPA i dati di potenza degli impianti e alla definizione dei fattori di riduzione della potenza da applicare nelle stime previsionali per tener conto della variabilità temporale dell'emissione degli impianti nell'arco delle 24 ore*, G.U. n. 296 del 22/ dicembre 2014.
- Legge 17 dicembre 2012, n. 221, *Conversione, con modificazioni, del decreto-legge 18 ottobre 2012, n. 179, recante ulteriori misure urgenti per la crescita del Paese*, G.U. n. 294 del 18 dicembre 2012, s.o. n. 208

Misure automatiche di campo elettrico a banda stretta con antenna monoassiale motorizzata e elaborazione dei risultati secondo quanto previsto dalle norme CEI 211-7 e 211-7/E.

Ing. G. Lorenzetto¹, Dott. F. Guaiti¹, D.ssa L.M. Belleri¹

¹ARPA Veneto, Dip. Provinciale di Vicenza, via Zamenhof 353, Vicenza (VI), Italy.

giuseppe.lorenzetto@arpa.veneto.it

Riassunto

Il presente articolo descriverà un sistema di misura autonomo per la rilevazione in banda stretta del campo elettrico proveniente da sorgenti radio, televisive e di telefonia mobile. La catena di misura è costituita da un analizzatore di spettro vettoriale Anritsu MS2713E, cui è stata collegata tramite cavo coassiale RG142 un'antenna monoassiale Seibersdorf PCD8250, montata su un cavalletto motorizzato realizzato internamente all'Agenzia, in grado di garantire la rotazione automatica e comandabile via software dell'antenna.

E' stato inoltre realizzato, in collaborazione con Anritsu, il software ArpaVE, per la realizzazione in automatico delle misure, compresa la necessaria rotazione dell'antenna triassiale. Il sistema di misura è infine completato da un foglio di calcolo automatizzato per la lettura dei file di output, l'applicazione dei fattori di calcolo previsti dalla norma 201-7/E (ρ_{CA} , BF, n_{RS} , ...) e dei fattori $\alpha_{24, DAY}$ per il calcolo del campo elettrico finale, utile al confronto col valore di attenzione / obiettivo di qualità previsto dal DPCM 08/07/2003. Verranno infine mostrati i risultati di una misura effettuata in un contesto reale, confrontando i valori ottenuti con i risultati della rilevazione a banda larga..

PROGETTAZIONE E REALIZZAZIONE DEL SISTEMA DI MISURA

COMPONENTI HARDWARE E REALIZZAZIONE DELLA STRUTTURA MOTORIZZATA

Il sistema di misura che verrà descritto e utilizzato nel presente lavoro ha come componente principale un analizzatore di spettro vettoriale Anritsu MS2713E, in grado di garantire sia le comuni funzionalità di spectrum analyzer, utili per le misure di segnali FM, 2G, DAB e DVB-T, che la decodifica di segnali 3G e 4G. Su richiesta dell'Agenzia e in collaborazione con essa il produttore, all'atto della fornitura dell'analizzatore ha sviluppato un software per il suo comando, realizzato in Linguaggio VB.NET, fornendo come da capitolato il codice sorgente.

Se da un lato questo software nella versione originale consentiva l'impostazione di una serie di misure successive su diverse tipologie di segnale, restava l'obbligo della rotazione manuale dell'antenna monoassiale alla fine di ogni step di misura, con l'introduzione anche di una maggiore incertezza nel posizionamento della sonda all'atto della rotazione.

Sfruttando la possibilità di operare sul software di controllo, grazie al codice sorgente, si è progettato un sistema di rotazione automatica dell'antenna che, ogniqualvolta viene terminata l'acquisizione su di un asse, comanda la rotazione di 120°; una volta ultimate le 3 misure, l'antenna torna automaticamente nella posizione iniziale per prepararsi al successivo step.

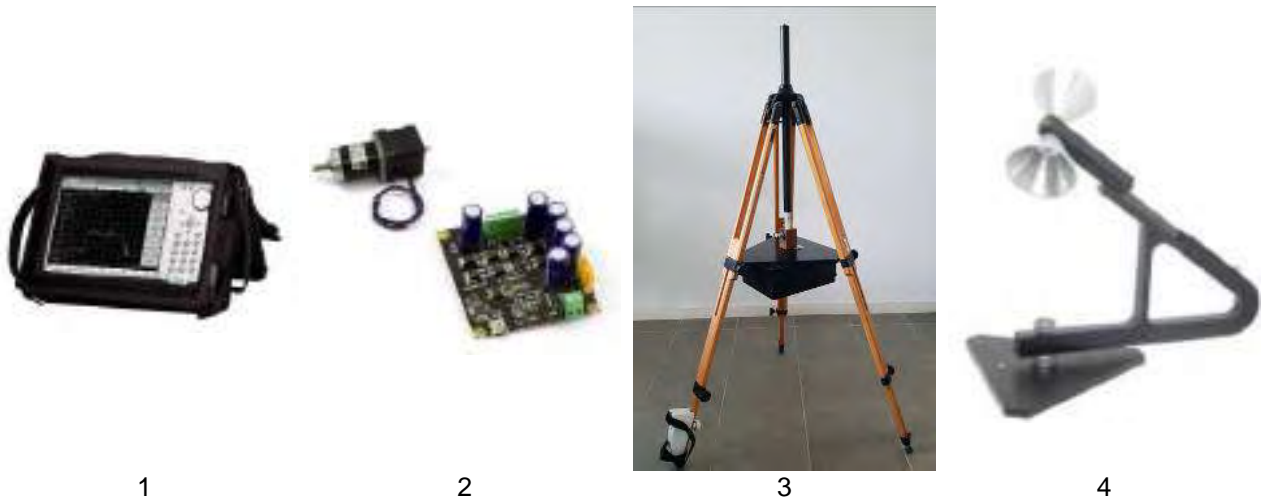
L'antenna, fissata sul suo supporto inclinato, viene posizionata su di un cavalletto dielettrico e collegata al motore passo-passo mediante collegamenti ad incastro a baionetta in modo da garantire un montaggio rapido.

Il motore, montato su di un supporto triangolare, viene fissato sul cavalletto a 40 cm da terra mediante incastri su opportune sedi in modo da garantire con precisione il posizionamento.

Sul supporto, oltre al motore sono presenti l'elettronica di comando e le batterie che consentono più di 10 ore di misura in continuo; lo stato di carica delle batterie è monitorabile tramite un display LCD.

Alla base del cavalletto viene installato un distanziale in legno su cui va fissato il cavo con le ferriti in modo tale che questo non si impigli nelle gambe della struttura durante le operazioni di rotazione, evitando così cadute accidentali.

Fig. 1 – Principali componenti del sistema automatizzato di misura



1: Analizzatore Anritsu MS2713E; 2: NEMA-17 Bipolar Stepper e scheda di controllo Phidget 1067; 3: cavalletto regolabile in altezza modificato per utilizzo del motore; 4: antenna Seibersdorf PCD 8250.

IL SOFTWARE DI CONTROLLO ARPAVE

ArpaVE è il software sviluppato da Anritsu in collaborazione con ARPA Veneto per poter comandare l'analizzatore di spettro ed eseguire le acquisizioni secondo le norme tecniche 211-7:2001 e 211-7E:2013.

Il software permette tramite un pannello di controllo di inserire innanzitutto le attenuazioni dei cavi e di eventuali attenuatori utilizzati, oltre all'antenna factor per poter ottenere i risultati già espressi in campo elettrico.

Tramite l'interfaccia è poi possibile inserire una serie di misure distinte in quattro tipologie principali:

- Spectrum Analyzer (SPA): utilizzato principalmente per le misure di segnali FM e 2G;
- Channel Power (CHP): DVBT e DAB;
- UMTS: decodifica del segnale 3G con determinazione della potenza associata al canale CPICH (P_{CPICH});
- LTE: decodifica del segnale 4G con rilevazione della potenza associata ai Reference Signal (RS);

Fig. 2 – Pannello di Controllo ArpaVE



A seconda della modalità di misura scelta cambiano i parametri di acquisizione che possono essere definiti dall'utente: ad esempio se si sceglie SPA e CHP l'intervallo di acquisizione andrà espresso in secondi (tempo su cui eseguire maxhold o average sulle tracce rilevate), mentre nelle modalità UMTS e LTE viene definito il numero di acquisizioni dei parametri da valutare

(rispettivamente P_{CPICH} e RS). Inoltre nelle prime due modalità possono essere variati RBW, VBW e Detector utilizzati.

Nella schermata principale è inoltre presente una casella in cui inserire i gradi di rotazione dell'antenna, per posizionarla in fase preliminare nella posizione di 0.

Esiste infatti una posizione predefinita da cui far partire la rotazione per renderla sicura, senza rischio che il cavo si possa impigliare durante il movimento, che è in corrispondenza della gamba in cui è posizionato il distanziale in legno.

E' stata infine predisposta la funzione di scansione iniziale dello spettro (senza rotazione degli assi), al fine di poter visionare qualitativamente lo stesso e decidere quali misure effettuare e inserire nel setup.

Definito il setup di misura si inizia l'acquisizione: dopo una fase di inizializzazione l'analizzatore inizia la misura sul primo asse, ultimata la quale avviene la rotazione di 120° dell'antenna. Alla fine della misura sul secondo asse l'antenna gira di 240° in verso opposto, in modo da muoversi sempre di più o meno 120° rispetto alla posizione iniziale.

Alla fine di ogni misura, ultimati cioè i tre assi, viene salvata nella cartella definita inizialmente dall'utente un file di testo che ha la seguente nomenclatura:

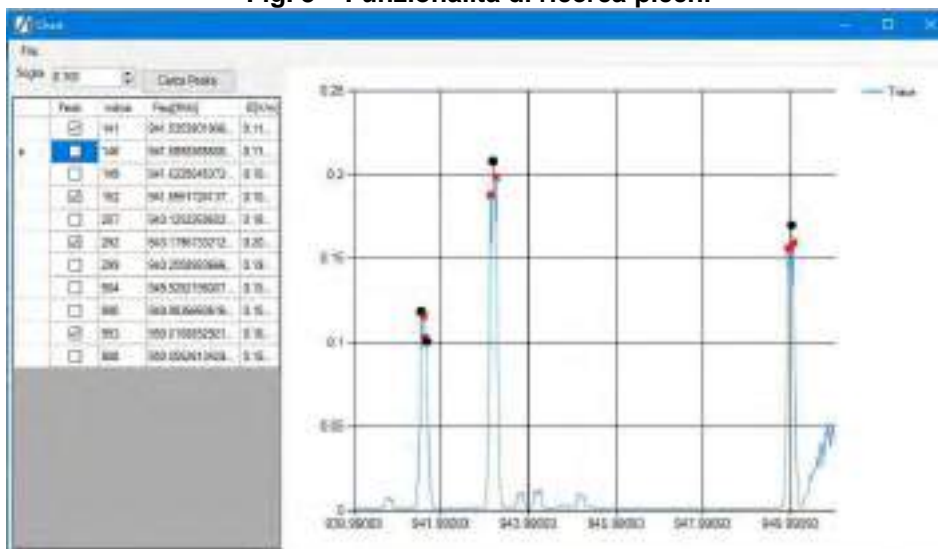
tipomisura_frequenza_banda_nomemisura_tre_assi_data_ora.txt

Questa nomenclatura sarà fondamentale per riconoscere in fase di post elaborazione le diverse tipologie di output e applicare quindi le differenti tecniche di estrapolazione del campo previste dalle norme tecniche.

LA POST ELABORAZIONE DEI DATI

Una prima fase di post elaborazione, riguardante la misura di segnali FM e GSM, è garantita da una funzionalità interna ad ArpaVE: si tratta della funzione di ricerca dei picchi, utile per definire la potenza associata alle diverse portanti FM e ai BCCH nel caso del GSM. Questa permette di caricare i file provenienti da diverse misure realizzate in modalità SPA e di far ricercare tutti i massimi relativi superiori ad una soglia, che viene fissata dall'operatore. Il software segnala graficamente con un pallino nero i picchi selezionati e con una x rossa quelli scartati, in quanto individuati come massimi relativi ma non assoluti. L'operatore ha comunque la possibilità di agire manualmente, aggiungendo o eliminando i massimi relativi spuntandoli sulla lista che appare a sinistra. Alla fine la lista dei soli picchi selezionati viene salvata, con un nome definito dall'utente ma con un suffisso automatico "_peaks", anche in questo caso utile per il riconoscimento di questo tipo di file da parte del foglio di calcolo di post elaborazione.

Fig. 3 – Funzionalità di ricerca picchi



Si tratta di un file sviluppato in ambiente Microsoft Excel[®], corredato da macro in linguaggio VBA. La schermata iniziale è molto semplice e riporta in maniera sintetica le istruzioni di utilizzo e due pulsanti: "Avvio" e "Riepilogo risultati". Col primo pulsante si apre un menu di selezione file, che

permette di scegliere all'interno di una cartella gli output di ArpaVe da analizzare; come già accennato, dalla nomenclatura il software riconosce la tipologia di file e distribuisce i risultati in uno dei 4 sottofogli successivi al principale: "SPA", "CHP", "UMTS", "LTE". Viene compilata nella parte sottostante i due pulsanti la lista dei file caricati per l'elaborazione. A questo punto l'operatore deve agire sui risultati di misura, selezionando quali valori vanno considerati nel calcolo del campo elettrico finale e applicando gli opportuni fattori per la determinazione del campo in massima espansione prima e mediato sulle 24 ore poi.

Fig. 4 – Schermata iniziale file di post elaborazione

1- Premere "Avvio" per aprire una finestra per la selezione dei file di misura provenienti dall'analizzatore Anritsu MS2713E
La cartella di lavoro da cui parte la ricerca è quella di questo foglio excel. Si consiglia quindi di salvare questo file di analisi in un percorso prossimo a quello dei dati da analizzare.
IMPORTANTE: i file devono mantenere alcune caratteristiche di nomenclatura, già proprie dei file in output dal software ARPAVE:
- i file per la misura UMTS iniziano con "UMTS"
- i file per la misura LTE iniziano con "LTE"
- i file che riportano misure eseguite in channel power iniziano con "CHP"
- i file che riportano misure eseguite nella modalità Spectrum Analyzer e che contengono i picchi per segnali FM e GSM devono terminare con "PEAKS"

2- Visionare le schede dei singoli sistemi per selezionare con l'apposita colonna quali misure considerare nel calcolo finale del campo elettrico (quali picchi per FM/GSM, quali Ci, quale segnale mimo e quale modalità di misura (Average o maxhold) per i segnali LTE, ...)
Completare nelle singole schede anche i dati di alfa24 o i parametri per il calcolo del campo in massima espansione (num. Portanti per settore in GSM, ro_SA in UMTS, n_RS e BF in LTE), utili per avere già nelle singole schede il valore di campo elettrico "per singolo sistema"

3- premere "Riepilogo Risultati" per riportare nella scheda risultati le singole componenti selezionate e trovare il campo totale

Avvio
Riepilogo risultati

Cartella contenente i file analizzati: \\Vifs\GruppiFisica\2018\Alte Frequenze\010_Analizzatore SE

File da cui sono stati estrapolati i risultati:

```
CHP_0474.0_DVB-T_TV_1_tre_assi_2018-12-04_12_13_47.txt
CHP_0490.0_DVB-T_TV_2_tre_assi_2018-12-04_12_16_27.txt
```

A titolo di esempio si riporta la schermata relativa alle misure UMTS; i colori dati alle diverse celle dipende dall'operatore, secondo una griglia di frequenze assegnate riportate nel foglio "bande_gestori". L'operatore, per ogni scrambling code individuato, può scegliere se considerare la media o il massimo delle acquisizioni effettuate di P_{CPICH} , ponendo una x sulla colonna selezione; è stata anche creata una funzione per la selezione automatica dei valori (max o average) che superano una determinata soglia di campo totale. Ai valori rilevati dall'analizzatore è possibile applicare il fattore ρ_{CA} per calcolare il campo in massima espansione e, quando disponibile, il fattore $\alpha_{24h, DAY}$ per il calcolo della media giornaliera.

Fig. 5 – Schermata del foglio di post elaborazione relativo alle misure UMTS

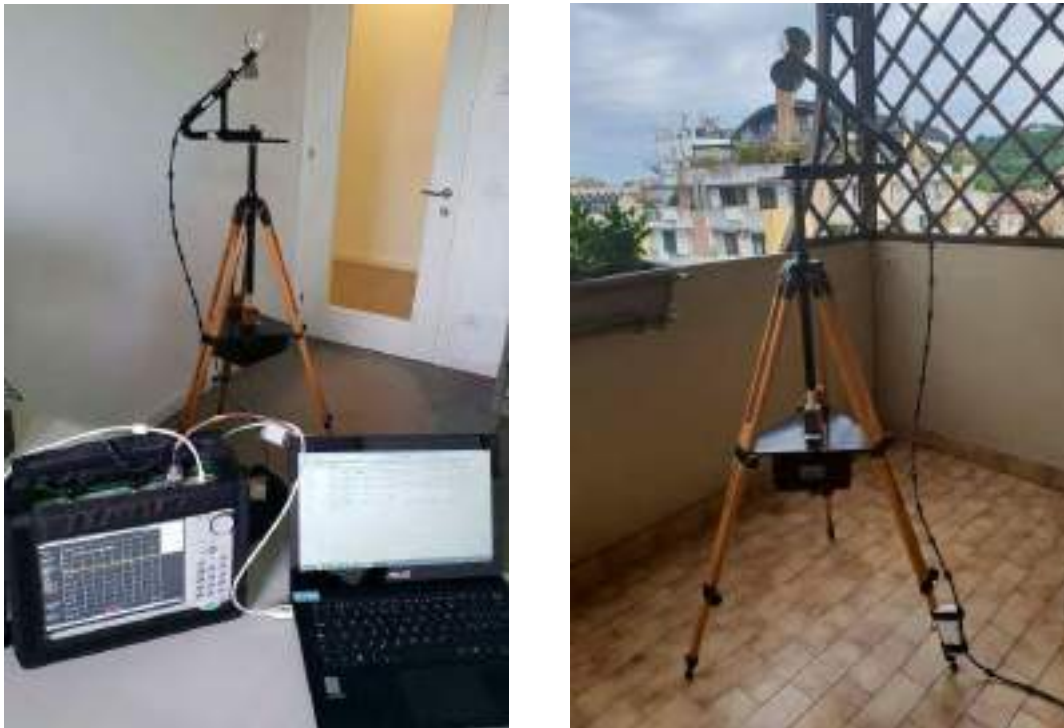
Canale	Freq (MHz)	Scrambling Code	Modulazione	Assi 1	Assi 2	Assi 3	ESR (risultato / W)	se	senza espansione	Coef esp (W)	Alpha24	Coef (W)	Sequenza
78	2117.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	2227.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	2337.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	2447.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	2557.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	2667.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	2777.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	2887.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	2997.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	3107.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	3217.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	3327.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	3437.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	3547.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	3657.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	3767.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	3877.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	3987.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	4097.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	4207.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	4317.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	4427.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	4537.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	4647.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	4757.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	4867.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	4977.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	5087.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	5197.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	5307.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	5417.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	5527.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	5637.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	5747.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	5857.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	5967.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	6077.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	6187.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	6297.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	6407.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	6517.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	6627.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	6737.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	6847.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	6957.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	7067.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	7177.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	7287.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	7397.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	7507.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	7617.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	7727.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	7837.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	7947.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	8057.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	8167.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	8277.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	8387.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	8497.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	8607.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	8717.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	8827.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	8937.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	9047.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	9157.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	9267.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	9377.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	9487.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	9597.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	9707.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	9817.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	9927.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	10037.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	10147.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	10257.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	10367.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	10477.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10	1	0.10	
79	10587.5	39	QPSK	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		100.0	0.10			

foglio omonimo un riassunto delle sole misure selezionate dall'operatore, in cui è ancora possibile modificare i parametri di estrapolazione e i valori di $\alpha_{24h, DAY}$, per ottenere il valore finale.

MISURA EFFETTUATA IN UN CASO REALE

Si riportano ora i risultati di una misura effettuata in un contesto reale, nel comune di Vicenza a fine 2018; il punto di misura si trovava a vista con tre impianti collocati sul medesimo edificio, uno del gestore TIM e gli altri di WINDTRE (uno era un ex impianto H3G, in funzione al momento della misura). Dall'analisi preliminare era emerso uno scarso contributo dei segnali FM e DVBT, comunque misurati nelle bande più rappresentative, e una decisa preminenza dei contributi legati alla telefonia mobile, soprattutto derivanti dall'impianto TIM.

Fig. 6 – sistema di misura completo e antenna motorizzata installata in ambiente reale



Durante la misura, in posizione limitrofa rispetto all'antenna motorizzata, è stato eseguito un monitoraggio del campo tramite catena di misura a banda larga costituita da un rilevatore PMM 8053, repeater ottico PMM OR02 e sonda PMM EP330.

Inoltre nei 45 giorni successivi la misura a banda stretta, è stato eseguito un monitoraggio in continuo sulle 24 ore, mediante centralina di monitoraggio PMM 8057. I risultati delle misure a banda larga sono contenuti nella tabella sottostante.

Tabella 1 – Titolo della tabella

E banda larga nel punto di misura [V/m]	E banda larga medio nel punto limitrofo durante la misura a banda stretta [V/m]	Massima media giornaliera del campo elettrico a banda larga nei giorni successivi [V/m]
1,7 ± 0,6	1,9 ± 0,7	1,6 ± 0,6

La catena di misura a banda larga garantisce un'incertezza estesa del 35% con fattore di copertura $k=2$.

La misura a banda larga si è protratta per poco meno di 3 ore. I risultati della misura sono riportati nella figura sottostante, che mostra il foglio "Riepilogo_Risultati" alla fine delle operazioni di post elaborazione

Fig. 7 – Schermata di riepilogo dei risultati del file di post elaborazione

Sistema	Gestore	Freq[MHz]	ID	Assc1	Assc2	Assc3	Dist. risultata (V/m)	per a rete esp.	BF	Emis. deg (V/m)	Alpha24	Fattore (V/m)	Selezione
DCS	WIND3	1842.3		0.0641	0.1512	0.0755	0.1730	4		0.35	0.74	0.30	x
FM		94.8		0.1991	0.0813	0.1136	0.2457	1		0.25	1	0.25	x
FM		96.8		0.2141	0.0571	0.1085	0.2407	1		0.25	1	0.25	x
FM		98.8		0.1341	0.0640	0.0788	0.1652	1		0.17	1	0.17	x
FM		101.0		0.0714	0.0673	0.0798	0.1265	1		0.13	1	0.13	x
DEM	TIM	895.7		0.2002	0.5428	0.3208	0.6979	2		0.99	0.74	0.85	x
DEM	WIND3	966.8		0.1109	0.2473	0.0542	0.2758	2		0.39	0.76	0.34	x
DVB-T		474.0		0.0668	0.0794	0.2010	0.2334	1		0.37	1	0.23	x
DVB-T		490.0		0.0503	0.0794	0.0507	0.0530	1		0.00	1	0.00	x
DVB-T		578.0		0.0217	0.0609	0.0687	0.0749	1		0.07	1	0.07	x
DVB-T		598.0		0.0146	0.0251	0.0347	0.0453	1		0.05	1	0.05	x
UMTS	WIND3	827.0	11	0.0181	0.0479	0.0190	0.0548	0.078		0.20	0.22	0.08	x
UMTS	WIND3	862.8	75	0.0492	0.0885	0.0261	0.1055	0.088		0.25	0.2	0.18	x
UMTS	TIM	2127.8	204	0.0687	0.3430	0.0588	0.2674	0.1		0.85	0.22	0.40	x
UMTS	TIM	2132.8	207	0.1027	0.2279	0.0496	0.2541	0.1		0.80	0.22	0.38	x
UMTS	TIM	2137.8	459	0.1214	0.1979	0.0270	0.2338	0.1		0.74	0.22	0.35	x
LTE	WIND3	786.0 (4715-7)		0.0081	0.0087	0.0091	0.0156	800	1	0.38	0.23	0.15	x
LTE	TIM	1820.0 (8250-7)		0.0089			0.0086	1200	1	0.23	0.21	0.11	x
LTE	TIM	1820.0 (12642-0)		0.0217	0.0411	0.0317	0.0574	1300	1	1.99	0.24	0.07	x
LTE	WIND3	1802.5 (481150-1)		0.0038	0.0037	0.0042	0.0081	900	1	0.24	0.23	0.12	x
											E Totale (V/m)	1.62	

La catena di misura a banda larga garantisce un'incertezza estesa del 8% con fattore di copertura $k=2$ (risultato finale $1,62 \pm 0,13$ V/m).

Come si può vedere il risultato delle misurazioni a banda stretta, soprattutto se si confronta con la massima media giornaliera ottenuta durante il monitoraggio (vd. Tabella 1), appare compatibile e all'interno dell'incertezza di misura.

Nella misura su di un campo elettrico reale si è notato come, nel caso di segnali 4G di debole intensità, l'analizzatore abbia difficoltà nella decodifica, fornendo risultati spuri, che spesso vengono misurati in una sola acquisizione. In questi casi però si è notato come la potenza del RS misurata sia molto bassa, tale da fornire un campo elettrico in massima espansione inferiore a 0,2V/m. L'operatore quindi in fase di post elaborazione può escludere questi risultati spuri valutando per l'appunto il campo in massima espansione, il numero di occorrenze in cui è stato decodificato un determinato Cell Id e non da ultimo i dati forniti dal gestore, che comprendono il Cell Id assegnati alle celle misurate.

Va sottolineato come alcuni gestori abbiano molte difficoltà nel fornire i fattori $\alpha_{24h, DAY}$, indispensabili per un confronto con le misure a banda larga, soprattutto con i monitoraggi. E' risultato del tutto impossibile, se non per un solo sistema di un solo gestore, ottenere i dati α su base oraria, che potrebbero consentire un confronto diretto con le misure a banda larga effettuate in contemporanea a quelle a banda stretta.

Altra considerazione di carattere generale riguarda l'incertezza associata alle misure a banda stretta, per la parte riguardante la decodifica dei segnali 3G e 4G. Se infatti si può valutare la risposta della catena al segnale, nulla è possibile dire sulla fase di elaborazione dello stesso, indispensabile alla sua decodifica e che avviene in maniera del tutto incontrollabile da parte dell'operatore.

CONCLUSIONI

E' stato descritto un sistema di misurazione a banda stretta per realizzare in automatico misure secondo quanto previsto dalle norme tecniche 211-7:2001 e 211-7E:2013, al fine di poter confrontare i risultati ottenuti con i limiti previsti dalla normativa.

Durante le misure su campo, utili alla validazione del sistema, sono emerse alcune criticità relative alla decodifica di segnali 4G di debole potenza, che sono però superabili nella fase di post elaborazione.

Il sistema andrà validato con ulteriori misure in casi reali, anche se il confronto con le misure a banda larga risulta spesso critico, a causa della difficoltà da parte di alcuni gestori a fornire i valori di $\alpha_{24h, DAY}$ per tutti i sistemi.



BIBLIOGRAFIA

Norma CEI 211-7:2001, Guida per la misura e per la valutazione dei campi elettromagnetici nell'intervallo di frequenza 10 kHz - 300 GHz, con riferimento all'esposizione umana.

Norma CEI 211-7/E:2013, Appendice E: Misura del campo elettromagnetico da stazioni radio base per sistemi di comunicazione mobile (2G, 3G, 4G), 2013-09.

Impatto ambientale della telefonia cellulare: andamento temporale dei livelli di fondo elettromagnetico

A. Bampo¹, S. Barba¹, M. Benes¹, M. Marzona¹, A. Merlino¹, C. Montefusco¹, M. Moretuzzo¹, N. Poles¹,
A. Soldan²

¹ARPA-FVG Via Cairoli, 14 Palmanova (UD)

²Università degli Studi di Udine – Dipartimento di Area Medica - Corso di laurea in Tecniche della
Prevenzione nell'Ambiente e nei luoghi di Lavoro, Viale Ungheria, 20 Udine

anna.bampo@arpa.fvg.it

Riassunto

Il continuo sviluppo delle telecomunicazioni ha portato, negli ultimi vent'anni, ad una copertura radioelettrica sempre più capillare del territorio, con l'inserimento e l'ammodernamento degli impianti per la telefonia mobile. Tali sorgenti di campo elettromagnetico costituiscono una pressione per l'ambiente, che viene gestita dalle Agenzie mediante appositi database e monitorata mediante misure di fondo in banda larga.

L' ARPA-FVG ha popolato, nel corso degli anni, un database di oltre 40.000 misure, è stato quindi possibile analizzare statisticamente i valori di campo elettrico rilevati presso gli impianti di telefonia allo scopo di indagarne l'andamento temporale.

Per descrivere lo stato dell'ambiente per questa particolare tematica, il territorio è stato suddiviso in tasselli di 1 chilometro quadrato mediante un reticolo. Tale strumento può risultare utile anche per eventuali studi epidemiologici da effettuare considerando tutte le informazioni disponibili in corrispondenza ad ogni singolo tassello inerenti le sorgenti, le misure ed i dati sanitari.

Successivamente, a completamento dell'analisi, il territorio è stato suddiviso in macro-aree (corrispondenti alle quattro province ed all'intera regione), per studiare l'andamento temporale dei livelli di campo elettrico anche su aree più vaste.

INTRODUZIONE:

Le Agenzie Regionali/Provinciali per l'Ambiente (ARPA/APPA) svolgono il monitoraggio e il controllo degli impianti a radiofrequenza finalizzati alla protezione della popolazione dai campi elettromagnetici.

L' ARPA svolge una duplice azione per il monitoraggio di tali impianti: la prima è un'attività preventiva all'installazione, ovvero la verifica della compatibilità del progetto con i limiti di legge relativi ai campi elettromagnetici, la seconda è l'attività di misura delle emissioni a impianto installato. L'Agenzia quindi ha monitorato negli anni sia l'andamento del numero d'installazioni, inserendo i dati nel Catasto Regionale degli Impianti Radioelettrici, che la variazione dei valori di campo sul territorio (Bampo, 2012).

Nel seguito verranno descritte le caratteristiche delle sorgenti esaminate e, per le stazioni radiobase di telefonia mobile, verrà rappresentata la distribuzione sul territorio ed il progressivo incremento della potenza autorizzata. Si passerà poi alla descrizione del dato disponibile (misure in Banda Larga del campo elettrico) ed all'analisi statistica effettuata al fine di ottenere informazioni sull'andamento temporale del fondo elettromagnetico per diverse tipologie di estensione geografica dell'area di analisi.

DESCRIZIONE DELLE PRESSIONI

Le tipologie d'impianto più importanti per quel che riguarda le emissioni elettromagnetiche sono le Radio-TV e le antenne per la telefonia mobile: se le prime sono rimaste sostanzialmente stabili nel tempo, le seconde hanno subito un notevole aumento nel corso degli anni sia in termini di numero di siti che in termini di potenza trasmissiva (Bampo, 2015, De Donato, 2015, Poli, 2015, Adda, 2015).

Si ritiene pertanto opportuno, nell'ottica della valutazione dell'incremento dei livelli di campo elettromagnetico, fornire una rappresentazione della crescita di queste ultime

Nella fig. 1 è riportato l'andamento relativo agli impianti di telefonia (stazioni radio base - SRB) dal 2001 ad oggi, sia per quanto riguarda il numero di impianti che la potenza complessiva. La crescita risulta evidente per entrambi i parametri rappresentati: la curva che interpola i valori dei vari anni, evidenzia come l'andamento del numero degli impianti ha subito un rallentamento nell'ultimo periodo (indicativamente dal 2011) mentre la potenza totale ha continuato ad aumentare (secondo una parabola). Questo è presumibilmente legato al fatto che la rete per la telefonia mobile è oramai sufficientemente fitta e l'attività dei gestori si è concentrata maggiormente sulla riconfigurazione degli impianti esistenti e l'attivazione su questi delle nuove tecnologie di trasmissione (UMTS-3G, LTE-4G).

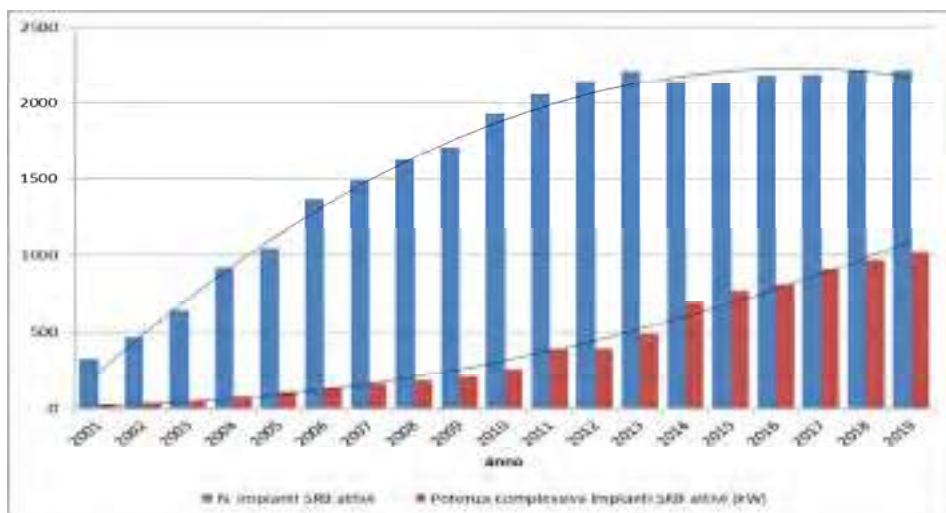


Figura 1 - Andamento del numero degli impianti di telefonia (stazioni radio base - SRB) e della potenza totale in regione dal 2001 ad oggi.

LA DISTRIBUZIONE DELLE SORGENTI SUL TERRITORIO

Gli impianti di telefonia mobile, a differenza di quelli radio-televisivi, hanno bisogno di essere inseriti all'interno del tessuto urbano. Questo per poter garantire la copertura di rete ed il servizio all'utenza: ogni stazione radiobase riesce a soddisfare infatti un numero limitato di utenti e quindi deve esser duplicata a breve distanza secondo una struttura cellulare. Ne consegue che la maggiore densità di impianti verrà riscontrata in corrispondenza della maggiore densità abitativa e quindi nei centri urbani maggiormente popolati (Moretuzzo, 2005).

I quasi duemila impianti SRB della regione costituiscono quindi una pressione diffusa sul territorio con una distribuzione spaziale come quella illustrata in fig. 2, in cui viene mostrato il reticolo realizzato con tasselli di 1 chilometro quadrato e la corrispondente densità di impianti. È stata scartata l'ipotesi di suddividere il territorio regionale per comuni per il fatto

che la maggior parte di essi presenta aree estese distanti dalle sorgenti. Tale ripartizione quindi avrebbe lo svantaggio di diluire troppo il contributo delle sorgenti stesse.

Legenda

Numero di SRB

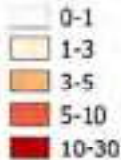


Figura 2 - Reticolo di suddivisione della regione in tasselli di 1 km² e rappresentazione della densità di impianti SRB.

Dall'osservazione della figura emergono le aree cittadine maggiormente popolate, come i capoluoghi di provincia (Trieste, Udine, Pordenone e Gorizia), e le principali città: Cervignano del Friuli, Cividale del Friuli, Codroipo, Grado, Lignano Sabbiadoro, Monfalcone, Palmanova, Sacile, San Vito al Tagliamento. Al fine dell'analisi statistica oggetto del presente lavoro, sono stati scelti i tasselli con una densità di impianti SRB maggiore od uguale a 6, tale valore è risultato il più idoneo a rappresentare le aree a maggiore densità abitativa. In fig. 3 viene riportato tra parentesi, accanto al nome del comune, il numero di impianti SRB ricadenti nel tassello considerato. Per alcuni comuni sono emersi due tasselli con densità di SRB maggiore a 6 e in questi casi sono stati analizzati entrambi.

DESCRIZIONE DELLO STATO DELL'AMBIENTE

Le misure di campo elettrico sono state svolte in Banda Larga (ai sensi della Norma CEI 211-7) a partire dal 2000. La soglia di sensibilità della strumentazione maggiormente impiegata si attesta attorno ai 0.30-0.35V/m. Tali misure sono state effettuate prevalentemente in vicinanza alle SRB nell'ambito della valutazione dei livelli di fondo elettromagnetico per l'emissione dei pareri tecnici preventivi. Hanno pertanto una distribuzione spaziale che ricalca quella presentata in fig. 2 per le SRB.

RISULTATI DELLO STUDIO SU MICROAREE

Per valutare lo stato e la variazione nel tempo dei livelli di campo elettromagnetico presenti in regione, è stata effettuata un'analisi statistica utilizzando il reticolo descritto in precedenza e considerando le misure di campo elettrico ricadenti nei tasselli selezionati.

Poiché lo scopo del presente lavoro è quello di studiare la variazione nel tempo del campo elettrico su tutto il territorio si è scelto di non considerare le situazioni di criticità puntuale, ma di considerare la distribuzione generale dei valori di campo elettrico. Si sottolinea che poiché la potenza emissiva degli impianti radio e TV è maggiore di quella degli impianti di telefonia, è proprio in prossimità dei siti radiotelevisivi che si riscontrano i valori più elevati di campo elettrico, tali aree hanno estensioni limitate e sono generalmente lontane dalle aree urbane. Operativamente quindi si è proceduto selezionando le misure effettuate nei pressi delle SRB (misure entro 300 metri da esse), escludendo quelle effettuate in condizioni particolari (quelle eseguite ai piani alti, all'interno di abitazioni o in occasioni di verifiche su singoli impianti), al fine di poter garantire una maggiore uniformità di condizioni di misura e quindi per poter confrontare agevolmente dati simili di diversi anni. Si sono così ottenuti più di 20000 dati di misura sui quali effettuare l'analisi.

Tale scelta non garantisce tuttavia una sufficiente copertura del territorio in ciascun anno, pertanto si è deciso di operare una aggregazione delle misure in gruppi di 4 anni (periodo maggiormente rappresentativo).

In fig. 3 viene riportato l'andamento del campo elettrico medio per ogni tassello considerato. E' possibile osservare come vi sia una tendenza all'aumento dei livelli di campo misurati per la maggior parte dei comuni.

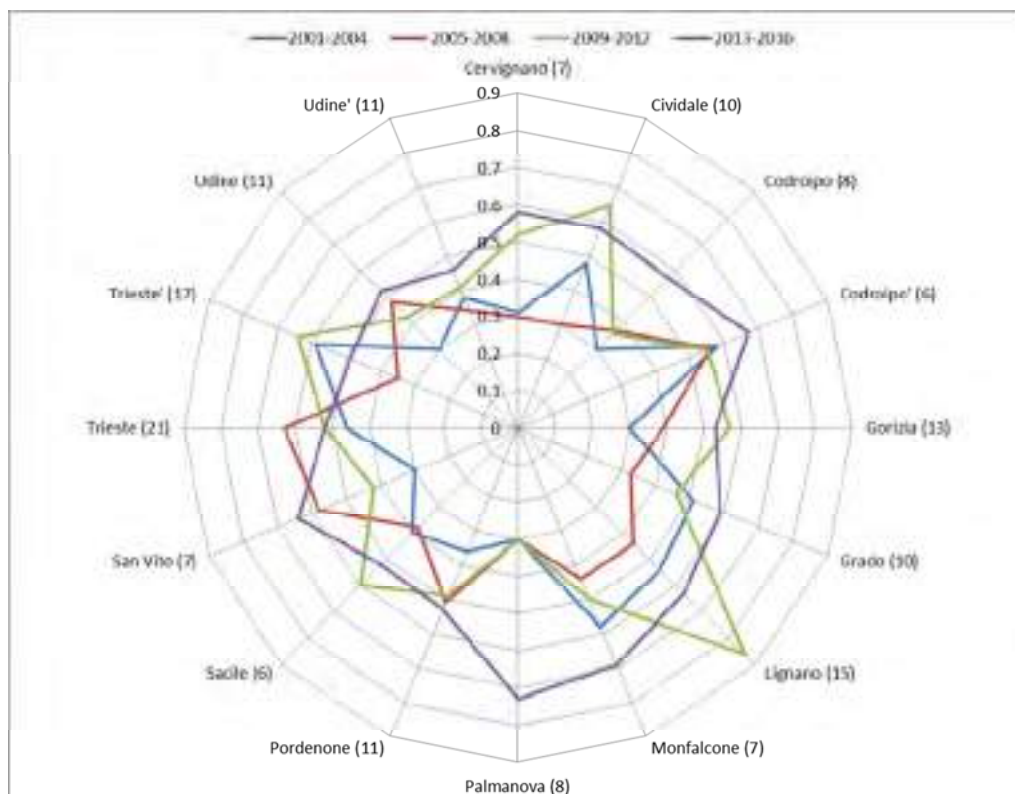


Figura 3 – Andamento del campo elettrico medio per ogni tassello considerato.

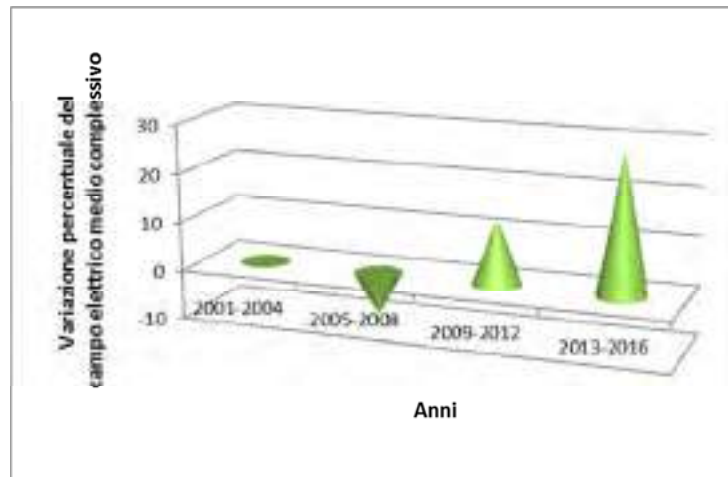


Figura 4 – Variazione percentuale del campo elettrico medio complessivo.

Nel diagramma di fig. 4 viene riportato come risultato il valore medio complessivo di campo elettrico, inteso su tutti i tasselli considerati, rappresentato come variazione percentuale rispetto ai dati del periodo 2001-2004. Si evince un incremento di circa il 20% in quindici anni dei valori di campo elettrico relativi al fondo elettromagnetico. Anche in [5] è stato messo in luce un risultato analogo. Si noti l'oscillazione iniziale negativa, in corrispondenza al quadriennio 2005-2008, presumibilmente attribuibile alla statistica delle misure per valori prossimi a quelli della soglia di sensibilità dello strumento.

RISULTATI DELLO STUDIO SU MACROAREE

A completamento dell'analisi condotta in precedenza, è stata effettuata anche un'analisi statistica per vaste porzioni di territorio: l'intera regione e le sue province, ottenendo i risultati illustrati nelle figg. 5a e 5b:

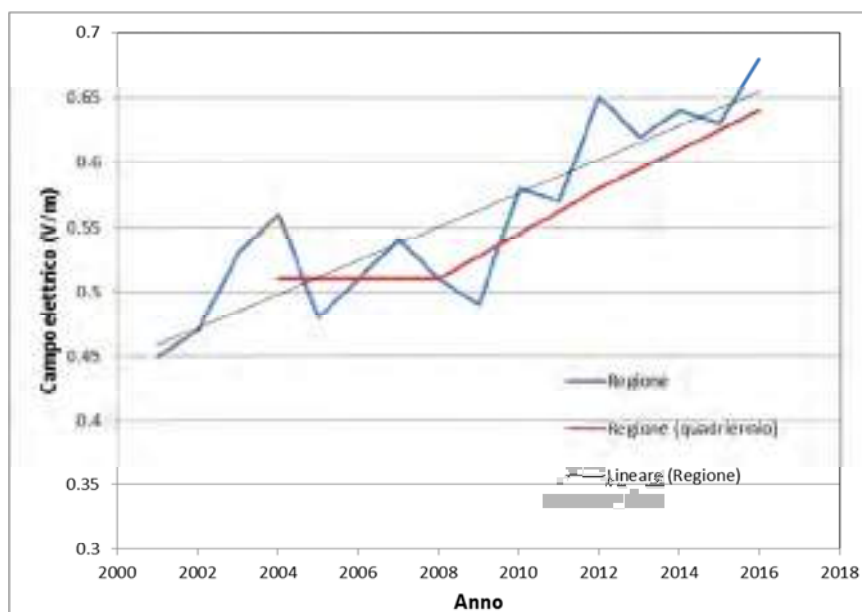


Figura 5a - Evoluzione negli anni del campo elettrico medio sul territorio regionale.

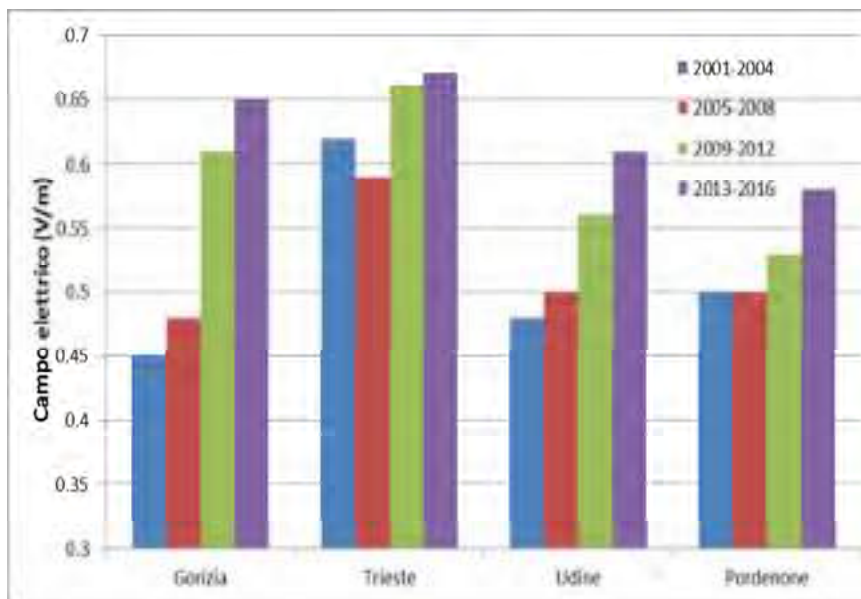


Figura 5b - Evoluzione negli anni del campo elettrico medio nelle province.

È interessante osservare l'andamento medio (curva rossa) che rispecchia ancora una volta quanto ottenuto per le microaree (aumento di circa 20%), inoltre l'andamento è approssimativamente lineare, come ci si può aspettare dalla crescita parabolica della potenza complessiva degli impianti riportata in precedenza in fig. 1 e dalla relazione quadratica tra campo elettrico e potenza. Allo stesso modo il trend è crescente, anche se poco significativamente, per le singole province.

DISCUSSIONE ED INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI

Per cercare di spiegare l'evoluzione riscontrata, è possibile formulare alcune ipotesi collegate alla specifica natura delle sorgenti interessate. Per fare ciò è necessaria una piccola premessa di carattere generale: la telefonia mobile è un fenomeno piuttosto recente, basti pensare all'emergere dell'uso del telefono cellulare ed alla sua evoluzione in questi anni. Lo sviluppo della rete di telefonia procede di pari passo ed è suscettibile alle leggi di mercato. I gestori di telefonia, inoltre, operano delle scelte privilegiando nel tempo alcune aree piuttosto che altre e colmando il divario magari successivamente. Le nuove tecniche impiegate per la codifica del segnale possono venire implementate prima di tutto nelle città maggiormente popolate, anche se non è detto che per l'utenza sia già avvenuto il cambio dei dispositivi cellulari. Come ulteriore parametro interpretativo si deve considerare la scelta dei punti di misura (eseguiti principalmente per la valutazione del fondo elettromagnetico) che tipicamente viene effettuata sulla base delle richieste di parere dei gestori. Nei diversi anni quindi le misure possono essere state effettuate in aree differenti tra loro: centro anziché periferia, aree urbane invece che extraurbane. La fluttuazione delle misure in anni successivi evidenziate nelle figure dipende quindi da questi fattori, che si riducono quando si considerano periodi di monitoraggio più lunghi (4 anni), presentando pertanto un andamento più regolare.

Comunque, si rileva che mentre il valore della potenza negli ultimi 10 anni (2006-2016) è aumentato di sei volte e il numero degli impianti è aumentato di più di una volta e mezza, non si ha analogo riscontro nell'aumento dei valori misurati (variazione massima del 20%). La discrepanza tra valori misurati e valori attesi considerando la relazione quadratica tra campo elettrico e potenza trova una probabile motivazione nel fatto che l'aumento degli impianti e delle potenze è ricavato dalle informazioni provenienti dalle richieste di

installazione/modifica delle SRB nelle quali viene fornita per legge la potenza massima utilizzabile dall'impianto. In realtà alcuni impianti potrebbero non essere stati ancora realizzati ovvero funzionare a potenze inferiori a quelle di progetto, ne consegue che il catasto delle sorgenti rappresenta una condizione teorica e non una situazione concreta, mentre le misure indicano le emissioni effettivamente presenti sul territorio.

È importante ricordare che il funzionamento di ogni antenna di telefonia e quindi le sue emissioni, sono legate al numero di utenti connessi in quel particolare momento e sono legate alla tecnologia che utilizzano. In generale l'utenza potrebbe essere tecnologicamente in ritardo rispetto alla disponibilità messa in campo dai gestori.

La discordanza tra i dati degli impianti e i dati di misura è più evidente per la provincia di Trieste. In tal caso ciò può dipendere anche da una scelta dei punti di misura che, effettuati generalmente a livello del terreno, non riescono a cogliere perfettamente i valori di campo in quanto risultano schermati dagli edifici. Trieste presenta inoltre un'orografia del territorio più complessa di quella degli altri capoluoghi di provincia.

CONCLUSIONI

Lo studio condotto sull'andamento temporale del fondo elettromagnetico generato dagli impianti di telefonia mobile sul territorio della Regione Friuli Venezia Giulia, per misure che coprono un arco temporale di 16 anni, ha portato ai seguenti risultati.

Per le microaree è stato possibile osservare che i livelli di campo elettrico medio hanno un andamento lievemente crescente, pur mantenendosi ampiamente al di sotto dei limiti di legge previsti dal DPCM 08.07.03 (valore di attenzione di 6 V/m). È interessante osservare che l'incremento medio per tutti i Comuni di cui alla fig. 3 corrisponde a circa il 20%.

Per le macroaree si ha un andamento lievemente crescente dei valori di campo elettrico (aumento di circa il 20%), pur mantenendosi ampiamente al di sotto dei limiti di legge previsti dal DPCM 08.07.03 (valore di attenzione di 6 V/m). Si può inoltre osservare che l'aumento è approssimativamente lineare come conseguenza dall'aumento parabolico di potenza degli impianti SRB.

La discrepanza riscontrata tra l'aumento di potenza e l'aumento dei livelli di fondo può attribuirsi alle leggi di mercato che regolano sia l'iter autorizzativo che il livello tecnologico dei dispositivi cellulari in possesso dell'utenza.

Sulla base dei risultati ottenuti nel presente lavoro è possibile inoltre proporre l'utilizzo degli indicatori *densità di impianti SRB* e *campo elettrico medio per porzione di territorio* come utili parametri per la descrizione delle pressioni e dello stato dell'ambiente. Questi risultano in grado di fornire informazioni sia per studi su macroaree che su microaree (tasselli di 1 km²). Inoltre il ricorso allo strumento cartografico del *reticolo* permette di effettuare analisi comparate e di correlazione anche con altre basi dati, come ad esempio eventuali dati epidemiologici.

Infine, la situazione potrebbe evolvere in futuro con l'introduzione da parte dei gestori della quinta generazione (5G), chiamata anche *Internet of Things* (IoT) (Confalonieri, 2018), che prevede collegamenti alla rete non più da parte delle sole persone, ma anche da parte delle cose (elettrodomestici, automobili, sistemi di allarme, ecc.). Il cambio della tipologia dell'utenza potrebbe quindi modificare la situazione attuale più di quanto non abbia fatto l'evoluzione della tecnologia dei telefoni cellulari.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Bampo A. et al., *Catasto degli impianti radioelettrici per telecomunicazioni: un nuovo approccio per la comunicazione dei dati*. 2012 AIRP Atti del XXXV Congresso Nazionale di Radioprotezione, Venezia.
- [2] Bampo A et al., *Analisi dei dati storici delle Stazioni radio base (SRB) e delle misure in radiofrequenza (RF) in tre città della Regione Friuli Venezia Giulia (Pordenone, Udine, Trieste)*, 2015 ISPRA Focus su inquinamento elettromagnetico e ambiente urbano, XI Rapporto.
- [3] De Donato S.R. et al., *Confronto fra i livelli stimati di campo elettrico prodotti da antenne di telefonia mobile su edifici residenziali della provincia di Rimini negli anni 2014 e 2009*, 2015 ISPRA, Focus su inquinamento elettromagnetico e ambiente urbano, XI Rapporto.
- [4] Poli S. et al., *Esposizione della popolazione al campo elettrico prodotto dalle stazioni radio base: risultati per i comuni capoluogo del Veneto*, 2015 ISPRA Focus su inquinamento elettromagnetico e ambiente urbano, XI Rapporto.
- [5] Adda S. et al., *Esposizione ai campi elettromagnetici a radiofrequenza nelle aree urbane del Piemonte: evoluzione normativa e variazione dei livelli di campo*, 2015 ISPRA Focus su inquinamento elettromagnetico e ambiente urbano, XI Rapporto.
- [6] Moretuzzo M. et al., *Centraline per il monitoraggio in continuo dell'inquinamento elettromagnetico: proposta di un metodo di localizzazione*, 2005 AIRP Convegno nazionale di radioprotezione, Catania.
- [7] Confalonieri A. et al., *Il 5G: quali prospettive future nell'attuale quadro normativo*, 2018 AIRP XXXVII Congresso Nazionale AIRP di radioprotezione, Bergamo.

Sistema di test di funzionalità intermedio per sonde di campo elettrico in alta frequenza e banda larga

S. Coltellacci¹, S. Pavoncello¹, E. Grillo¹, D. Franci¹, R. Cintoli¹, T. Aureli¹

¹ARPA LAZIO, Sezione Provinciale di Roma, Dipartimento Pressioni sull'Ambiente, UO Controlli 2

stefano.coltellacci@arpalazio.gov.it

Riassunto

L'Unità Operativa Controlli 2 di ARPA LAZIO è accreditata UNI CEI EN ISO/IEC 17025 per le misure di campo elettrico in alta frequenza; al fine di garantire i requisiti del Sistema Qualità le sonde di misura in banda larga devono essere tarate una volta l'anno. Questa procedura, oltre ad essere onerosa per l'Agenzia, sottrae dalla disponibilità degli operatori la strumentazione di misura in banda larga per un periodo non accettabile dai livelli di operatività richiesti all'unità. La possibilità di estendere la taratura delle sonde di misura di campo elettrico in banda larga ed alta frequenza da uno a due anni è possibile previa verifica periodica della corretta funzionalità intermedia delle stesse tramite un sistema di test apposito. In assenza di un ambiente a campo elettromagnetico controllato si è attuata una soluzione "in house" semplice ma efficace da posizionare in ambiente indoor con valori di campo <0.5 V/m, a distanza adeguata da superfici riflettenti e linee di alimentazione elettrica.

1. INTRODUZIONE: PROBLEMATICHE CONNESSE AI TEST DI FUNZIONALITÀ INTERMEDI

Nella gestione pratica di questo tipo di operazioni si incontrano principalmente varie tipologie di problemi da risolvere al fine di una esecuzione che soddisfi i requisiti di qualità e correttezza delle misure di campo elettrico effettuate:

- a. Disponibilità di un ambiente a campo elettromagnetico controllato
- b. Possibilità di generazione di segnali stabili in potenza e modulazione
- c. Possibilità di alloggiare antenne per generazione dei segnali e sonde/antenne da testare in posizioni fissate al fine di soddisfare i requisiti di ripetibilità ottimale della misura nel tempo
- d. Gestione documentale e trattazione dei dati rilevati

Nei successivi capitoli è illustrata la soluzione utilizzata da ARPA LAZIO per affrontare questo elenco di azioni nel modo più semplice ed efficace.

2. SCELTA DELL'AMBIENTE IDONEO AI TEST DI FUNZIONALITÀ INTERMEDI

Nella impossibilità di ottenere un vero e proprio ambiente a campo elettromagnetico controllato (camera anecoica o similari dispositivi atti a realizzare questa condizione) si è proceduto ad una lunga e minuziosa investigazione tra i locali disponibili presso la Sede Provinciale di Roma in accordo con i requisiti minimi seguenti:

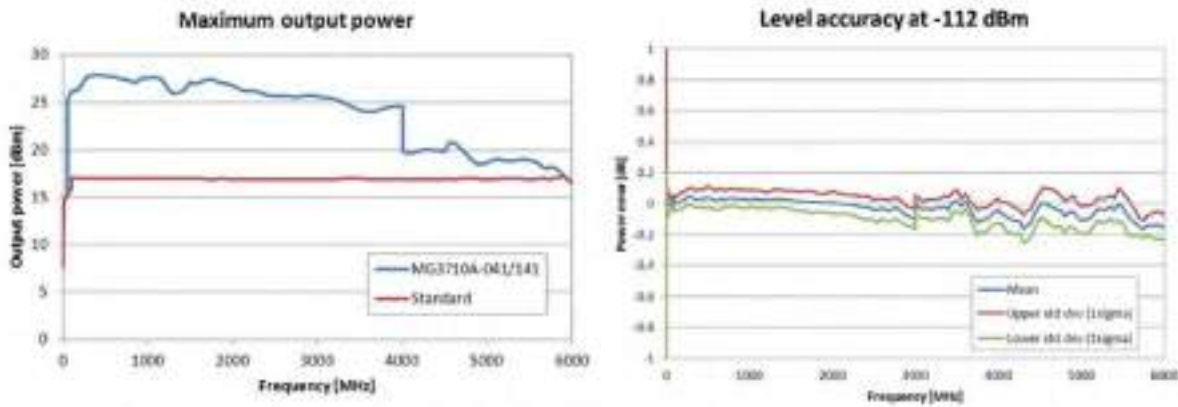
- a. Presenza di superfici metalliche ridotta al minimo e comunque a distanze superiori a 1 metro da antenne trasmettenti e antenne/sonde riceventi
- b. Dimensioni del locale adeguate alla sistemazione ottimale di cablaggi, personale deputato all'esecuzione dei test, strumentazione di misura e generazione dei segnali
- c. Valori di campo elettrico inferiori a 0.5 V/m (indagine svolta con prolungate serie di monitoraggi con sonde HF in vari punti del locale)
- d. Distanza adeguata da linee elettriche di alimentazione, trasformatori, gruppi di continuità e stabilizzatori di tensione

3. EGSE (ELECTRICAL GROUND SUPPORT EQUIPMENT)

ARPA LAZIO ha acquisito un generatore di segnali vettoriali Anritsu MG3710A con range di frequenza da 9 KHz a 6 GHz, potenza di uscita da -112 a + 17 dBm; al suo interno sono preinstallate varie forme d'onda sia analogiche che vettoriali tra cui le più comuni utilizzate per le telecomunicazioni cellulari GSM/EDGE, WCDMA, LTE FDD/TDD, inoltre lo strumento rende

disponibile un software proprietario (IQProducer®) che permette la costruzione in totale autonomia di questi segnali a seconda delle esigenze dell'operatore che può anche riprodurre segnali acquisiti esternamente in modalità I/Q.

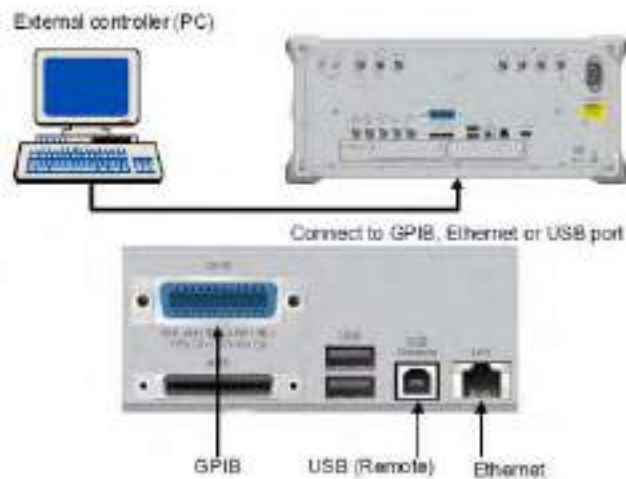
Figura 1 - caratteristiche generatore di segnale Anritsu MG3710A STANDARD



In questi grafici sono illustrate le caratteristiche di potenza in uscita nell'intervallo di frequenza (sx) e l'accuratezza sul livello di potenza in uscita nell'intervallo di frequenza (dx)

Il generatore di segnali vettoriali può essere pilotato da un applicativo residente su un PC portatile esterno che è un modulo aggiuntivo del sistema SpectrEM già realizzato e utilizzato dall'Unità Controlli 2 della Sede Provinciale di Roma di ARPA LAZIO per il pilotaggio di analizzatori di spettro vettoriali per le misure ambientali di campo elettromagnetico in banda stretta.

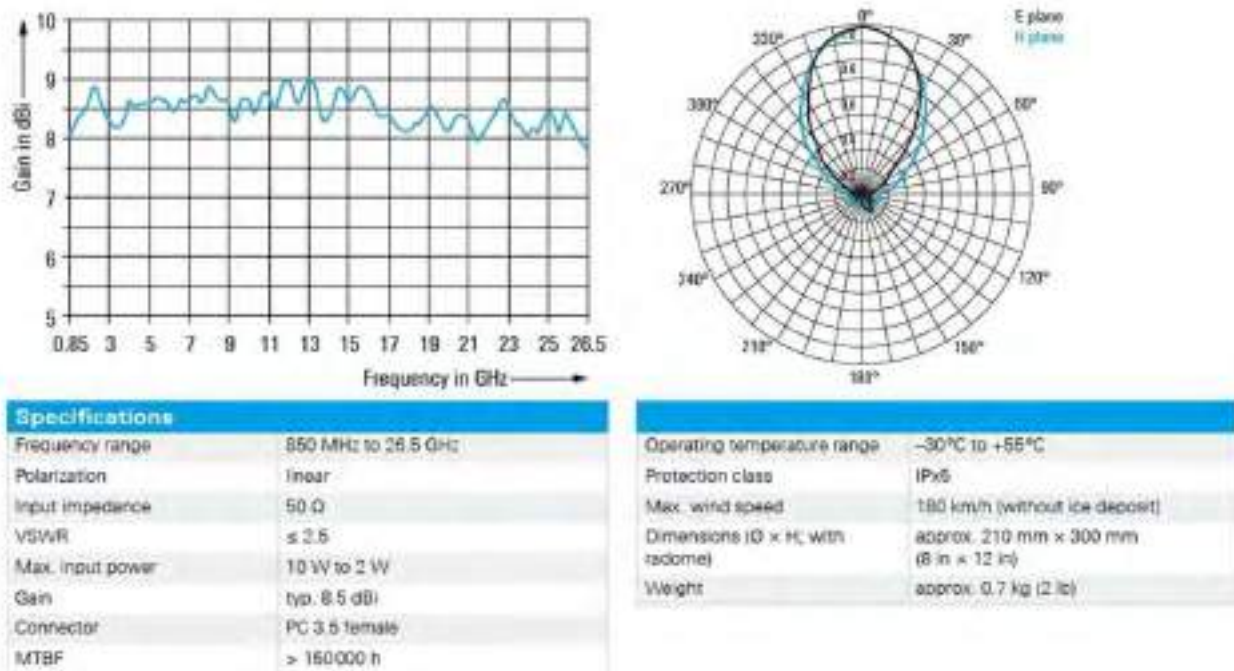
Figura 2 - modalità di connettività del generatore di segnale Anritsu MG3710A



Illustrate le modalità di connessione del generatore di segnale con PC esterno per pilotaggio e memorizzazione dati

Come antenna trasmittente dei segnali generati viene utilizzata una antenna log-periodica direzionale Rhode & Schwarz® HL050 con apertura di fascio di circa 60° operante nella gamma di frequenza 850 MHz – 26.5 GHz.

Figura 3 - caratteristiche antenna Rhode & Schwartz® HL050



Il grafico a destra mostra il guadagno di antenna nel range di frequenze, il diagramma polare i fattori di antenna per azimuth e la tabella sottostante le specifiche dell'antenna

Completano la dotazione strumentale di test un cavo di collegamento a bassa perdita HUBER-SUHNER Sucoflex 104 da 10 metri e un analizzatore di spettro classico (FSP30 Rohde & Schwarz) accoppiato con antenna isotropica al fine di monitorare la correttezza delle forme d'onda generate e i livelli di potenza durante la prova.

Figura 4 - banco EGSE



In questa figura è raffigurato il banco EGSE a radiofrequenza per il sistema test di funzionalità intermedio

MGSE (MECHANICAL GROUND SUPPORT EQUIPMENT)

Da esperienze preliminari sui test di funzionalità intermedi, si è rilevato che l'impossibilità di fissare la posizione relativa tra antenna trasmittente e sonda/antenna ricevente porta ad una grossa fonte di dispersione dei risultati di misura tale da non soddisfare i requisiti di ripetibilità necessari per questa tipologia di test. Anche la distanza tra antenna trasmittente e antenna/sonda ricevente è stata un fattore di cui si è tenuto conto al fine di poter approssimare il campo elettromagnetico generato con una onda piana e poter effettuare test in zona di "campo lontano" rispettando il requisito di mantenere una distanza superiore al maggiore di λ o $2d^2/\lambda$ (par. 4.2.18 CEI 211-7), per rispettare questa distanza si è tenuto conto della seguente tabella

Tabella 1 - distanze di campo lontano tra antenna trasmittente e sonda/antenna ricevente

<i>f</i> [MHz]	<i>distanza TX-RX</i> [cm]		<i>f</i> [MHz]	<i>distanza TX-RX</i> [cm]
800	37.5		2300	34.5
900	33.3		2400	36.0
1000	30.0		2500	37.5
1100	27.3		2600	39.0
1200	25.0		2700	40.5
1300	23.1		2800	42.0
1400	21.4		2900	43.5
1500	22.5		3000	45.0
1600	24.0		3100	46.5
1700	25.5		3200	48.0
1800	27.0		3300	49.5
1900	28.5		3400	51.0
2000	30.0		3500	52.5
2100	31.5		3600	54.0
2200	33.0		3700	55.5

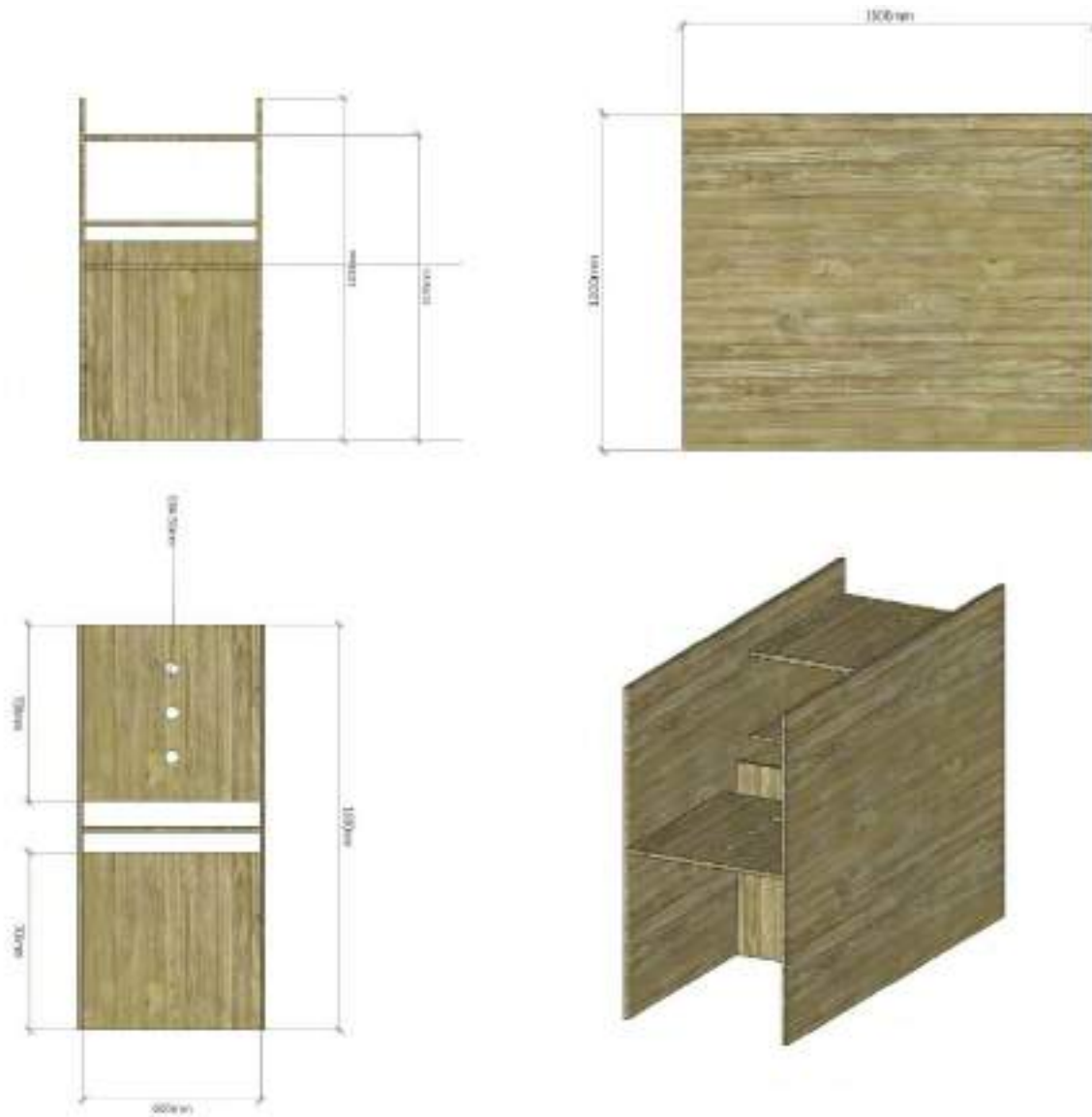
Nella tabella 1, al variare della frequenza, si sono calcolate le distanze minime tra sorgente del segnale trasmesso e antenna/sonda ricevente, considerando la dimensione massima dell'antenna trasmittente pari a 15 cm. Le misure ottenute sono diventate requisiti di base del progetto MGSE. Altri fattori che hanno prodotto requisiti minimi di progettazione sono le esigenze di misura del campo elettromagnetico dell'Unità Controlli 2 della Sede Provinciale di Roma di ARPA LAZIO in accordo con la normativa tecnica e legislativa vigente, la tabella 1 è stata costruita in modo da tener conto di varie esigenze:

- Range di frequenze specificate per le misure in alta frequenza del DPCM 8 Luglio 2003 e in particolare per l'intervallo di frequenza per cui si applica il valore di attenzione dei 6 V/m [100 KHz – 3 GHz]
- Range di frequenze per le sonde, utilizzate in ARPA LAZIO, di misura di campo elettromagnetico in alta frequenza e banda larga NARDA® EP330 e EP333
- Range di frequenze delle telecomunicazioni mobili attualmente in uso e in recente dispiegamento (5G NR a 3700 MHz)
- Range di frequenze possibile per i segnali generati in accordo con le specifiche dell'antenna trasmittente [850 MHz – 26.5 GHz] e del generatore di segnale [10 KHz – 6 GHz]
- Esigenza di realizzare una semplice struttura di dimensioni non eccessive e compatibile con la movimentazione a mano da parte del personale tecnico

Con i requisiti sopra elencati si è proceduto alla progettazione e successiva realizzazione di una struttura in laminato fenolico di legno compatibile con i requisiti di bassa riflettività delle onde di campo elettromagnetico e stabilità dimensionale per l'alloggiamento delle sonde di campo elettrico in posizioni fisse o variabili con la frequenza. I vari pannelli sono stati uniti con degli angolari in acciaio zincato. La semplicità della struttura progettata si è tradotta in una costruzione di facile

esecuzione operata dal personale tecnico dell'Unità Controlli 2 che ha dovuto solamente avvalersi di un service di falegnameria esterno.

Figura 5 - progetto MGSE



In questa proiezione ortogonale e assonometria è illustrato il progetto con quotature dell'MGSE per il sistema di test di funzionalità intermedio

Figura 6 - MGSE realizzato

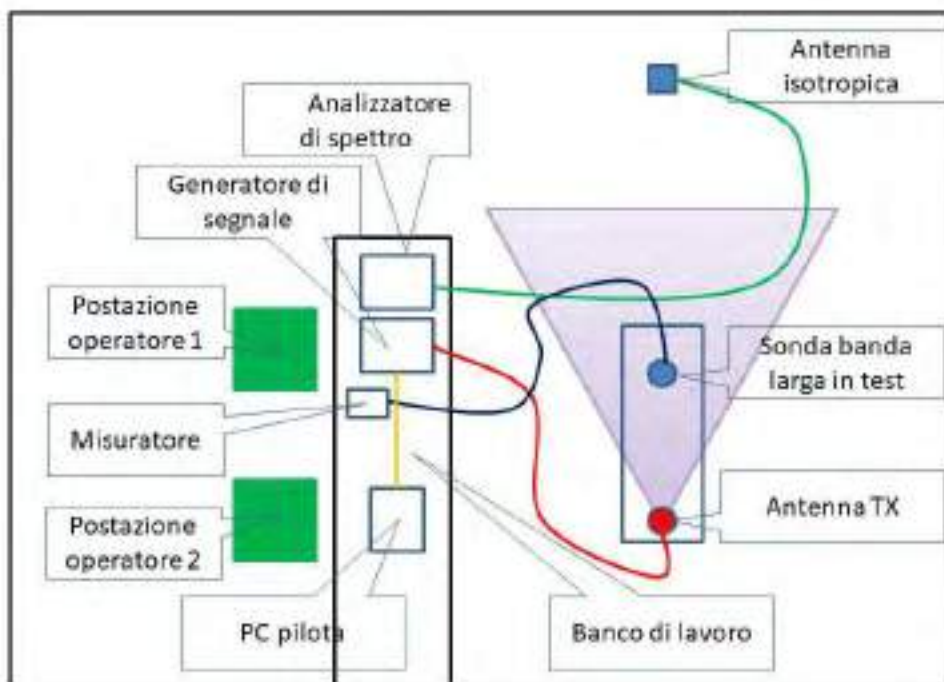


In questa figura è illustrato, a sinistra, un rendering del progetto dell'MGSE per il sistema di test di funzionalità intermedio mentre a destra la struttura finita con due possibili configurazioni di alloggiamento delle catene di misura, catena completa (centro) e sonda collegata al misuratore tramite ripetitore ottico e fibra ottica (destra)

4. DISPOSIZIONE DELLA POSTAZIONE DI MISURA

Avendo acquisito l'adeguata strumentazione per l'EGSE e realizzato l'MGSE, si è proceduto alla loro sistemazione nel locale prescelto al fine di soddisfare i requisiti di qualità per i test di funzionalità intermedio e la sicurezza del personale preposto all'esecuzione dei test. In figura 7 è illustrata la soluzione scelta

Figura 7 - Ambiente di test



In questa figura è illustrato, l'allestimento dell'ambiente dove si svolgono i test di funzionalità intermedi con l'occupazione degli spazi

Figura 8 - Ambiente di test realizzato



In questa foto è illustrato l'ambiente dove si svolgono i test di funzionalità intermedi

5. GESTIONE DOCUMENTALE E TRATTAMENTO DEI DATI

Il sistema di controllo di funzionalità intermedio quadrimestrale permette, tramite analisi delle carte di controllo di ciascuna sonda, di verificare la sua risposta a diverse frequenze, diverse potenze di emissione e segnali con e senza modulazione. E' stata approntata una idonea procedura che ha soddisfatto i requisiti di gestione del sistema Qualità verificati attraverso un preliminare audit del Sistema Qualità interno e successivamente la verifica ispettiva di terza parte, Accredia Ente unico nazionale di accreditamento.

Tabella 2 - esempio di dati da test di funzionalità di sonde di misura del campo elettromagnetico in banda larga e alta frequenzain banda larga

TONO SINUSOIDALE			TONO SINUSOIDALE			UMTS 5 Mhz	LTE 10 MHz	LTE 20MHz	UMTS 5 Mhz	LTE 10 MHz	LTE 20MHz
0	0	0	10	10	10	0	0	0	10	10	10
900	1800	2600	900	1800	2600	900 UMTS 5 MHz	1800 LTE 10 MHz	2600 LTE 20 MHz	900 UMTS 5 MHz	1800 LTE 10 MHz	2600 LTE 20 MHz
0.72	0.61	0.62	1.85	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.88	1.88	1.8
0.72	0.61	0.62	1.82	2.14	1.99	0.69	0.58	0.57	1.91	1.84	1.8
0.73	0.61	0.62	1.83	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.93	1.84	1.8
0.72	0.61	0.61	1.81	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.89	1.84	1.8
0.72	0.62	0.61	1.83	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.9	1.84	1.8
0.73	0.62	0.62	1.84	2.14	1.99	0.69	0.56	0.56	1.91	1.84	1.8
0.73	0.61	0.61	1.86	2.14	2	0.69	0.57	0.56	1.91	1.84	1.8
0.73	0.61	0.63	1.86	2.14	1.99	0.69	0.57	0.57	1.91	1.84	1.8
0.73	0.61	0.61	1.86	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.92	1.84	1.8
0.73	0.62	0.62	1.84	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.91	1.83	1.8
0.73	0.63	0.61	1.82	2.14	1.99	0.69	0.56	0.56	1.91	1.83	1.8
0.72	0.64	0.61	1.82	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.91	1.83	1.8
0.72	0.62	0.61	1.82	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.9	1.83	1.8
0.73	0.62	0.62	1.82	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.89	1.83	1.8
0.72	0.62	0.62	1.82	2.14	1.99	0.69	0.57	0.57	1.89	1.83	1.8
0.72	0.62	0.63	1.82	2.14	1.99	0.69	0.56	0.56	1.88	1.83	1.8
0.73	0.62	0.63	1.82	2.14	1.99	0.69	0.57	0.57	1.89	1.84	1.8
0.73	0.62	0.64	1.82	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.89	1.84	1.8
0.73	0.62	0.62	1.83	2.14	1.99	0.69	0.57	0.56	1.90	1.84	1.80
0.511%	0.808%	0.900%	1.641%	0.000%	0.236%	0.000%	0.471%	0.428%	1.383%	1.150%	0.000%

Con l'introduzione dei test di funzionalità intermedio delle sonde di misura di campo elettromagnetico in alta frequenza e banda larga, i tempi di taratura delle catene possono essere

estesi a due anni con un taglio del 50% sulle spese di taratura, soddisfacimento dei requisiti di qualità richiesti per mantenere l'accreditamento delle misure e aumento della disponibilità di strumentazione per le attività connesse a compiti istituzionali di controllo dei campi elettromagnetici. Tali compiti istituzionali sono delegati alle Agenzie Regionali di Protezione Ambientale come da Legge 36/2001. La procedura che implementa il sistema di controllo di funzionalità intermedio quadrimestrale permette di eseguire test di funzionalità che producono dati trattati tramite analisi delle carte di controllo di ciascuna sonda, di verificare la sua risposta a diverse frequenze, diverse potenze di emissione e segnali con e senza modulazione.

6. SVILUPPI FUTURI

Un simile sistema di test apre nuovi scenari di studio e verifica del comportamento della strumentazione di misura in alta frequenza nella misura di sorgenti di campo elettrico in alta frequenza; in particolare:

- a) segnali di nuova generazione recentemente introdotti come LTE FDD/TDD o 5G NR
- b) calcolo del Modulation Additional Error per le sonde di misura in alta frequenza e banda larga di vecchia generazione in presenza di segnali modulati
- c) studi su comportamento delle sonde/antenne del segnale On Air

In particolare durante l'ultima visita ispettiva Accredia si è evidenziata la possibilità di poter estendere il periodo di taratura da uno a due anni anche per le catene per misure selettive in alta frequenza; infatti un test di funzionalità intermedio quadrimestrale sull'intera catena e opportuna verifica tramite carte di controllo, potrebbe essere sufficiente dal momento che è molto improbabile che i vari elementi (analizzatore + cavo + antenna) abbiano avuto degradazioni da utilizzo che si compensino vicendevolmente (vedi DT-08-DL).

RINGRAZIAMENTI

Si vuole ringraziare, per l'apporto breve ma decisivo in alcune fasi di realizzazione del sistema di test e di redazione del presente articolo, la Dott.ssa Daniela Stella e il Dott. Luca Massaro di ARPALAZIO.

7. Bibliografia

- [1] MG3710A Vector Signal Generator Operation Manual, 11th edition, Anritsu Corporation
- [2] SINAL; SISTEMA NAZIONALE PER L'ACCREDITAMENTO DI LABORATORI, DT-0002/6, GUIDA AL CALCOLO DELLA RIPETIBILITÀ DI UN METODO DI PROVA ED ALLA SUA VERIFICA NEL TEMPO
- [3] ACCREDIA - Guida per la taratura di strumenti nel settore della compatibilità elettromagnetica - DT-08-DL - Revision 00 - Date 19-12-2017
- [4] CEI 211-7 - Guida per la misura e per la valutazione dei campi elettromagnetici nell'intervallo di frequenza 10 kHz - 300 GHz, con riferimento all'esposizione umana
- [5] DPCM 08/07/2003 - Fissazione dei limiti di esposizione, dei valori di attenzione e degli obiettivi di qualità per la protezione della popolazione dalle esposizioni a campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici generati a frequenze comprese tra 100 kHz e 300 GHz. (GU n. 199 del 28-8-2003)
- [6] Legge 36/2001 - Legge quadro sulla protezione dalle esposizioni a campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici - (G.U. n. 55 del 7 marzo 2001)

Utilizzo delle System Information Broadcasting nell'acquisizione dei segnali 2G e 4G in conformità alla norma CEI 211-7/E

E. Grillo¹, D. Franci¹, S. Pavoncello¹, S. Coltellacci¹, R. Cintoli¹, T. Aureli¹

¹Arpa Lazio, Sede di Roma - Via G. Saredo 52 – 00173 Roma

enrico.grillo@arpalazio.gov.it

INTRODUZIONE

Nell'ambito delle attività di controllo delle Agenzie per l'Ambiente per valutare il rispetto dei limiti normativi relativi ai campi elettromagnetici mediante analisi in banda stretta dei segnali, è utile conoscere il maggior numero di informazioni a riguardo delle modalità trasmissive dei segnali, in particolare di quelli relativi alle comunicazioni radiomobili. Come ben noto, la conformità di un punto di misura viene valutata mediante delle procedure di estrapolazione che non possono prescindere dalla acquisizione di alcuni segnali di riferimento e parametri di trasmissione noti al solo operatore di telefonia. Da tempo la nostra attività, in qualità di operatori di Arpa Lazio, sta cercando di affiancare alla mera acquisizione tal quale dei segnali una pre-analisi degli stessi, mediante strumentazione adeguata, al fine di riuscire ad avere quante più informazioni possibili sulle modalità trasmissive degli impianti in maniera indipendente e con un elevato grado di autonomia. In questo lavoro si cercherà di illustrare quello che è stato fatto per quanto riguarda i sistemi 2G, quello che attualmente si fa nel caso di sistemi 4G, e di illustrare alcune potenzialità relative a qualsiasi altra tipologia di sistemi.

SYSTEM INFORMATION BROADCASTING E SEGNALAZIONE DI RETE.

Nell'acquisizione dei segnali relativi alla telefonia mobile si fa riferimento ai canali di controllo che sono a servizio della segnalazione di rete. I canali di segnalazione sono integrati nell'interfaccia radio e incapsulati nei canali logici di controllo. Questi trasportano tutte le informazioni necessarie agli UE (User Equipment) al fine dell'instaurazione e della gestione del collegamento alla rete mediante opportuni protocolli di segnalazione, tramite i quali si possono gestire le varie fasi della comunicazione del dispositivo mobile con la Rete. La segnalazione avviene sui primi tre livelli OSI che di seguito si riassumono brevemente: livello di rete (gestisce il controllo delle risorse radio per interfaccia alla rete detto anche RRC); livello di collegamento (gestisce la formattazione delle informazioni per l'invio sulla risorsa radio); livello fisico (a tale livello avviene la trasmissione delle informazioni di segnalazione sulle portanti a radiofrequenza).

Le informazioni utili al UE per decidere le modalità di accesso alla rete mediante la cella corrente sono dette System Information Broadcasting (SIB), vengono diffuse dalla SRB a tutti i mobili e sono suddivise in diversi sottolivelli a seconda del servizio a cui fanno riferimento. Esse sono gestite a livello di rete dai canali logici di controllo e sono organizzate come definito negli Standard ETSI e 3GPP rispettivamente per il 2G e il 4G.

SISTEMI 2G

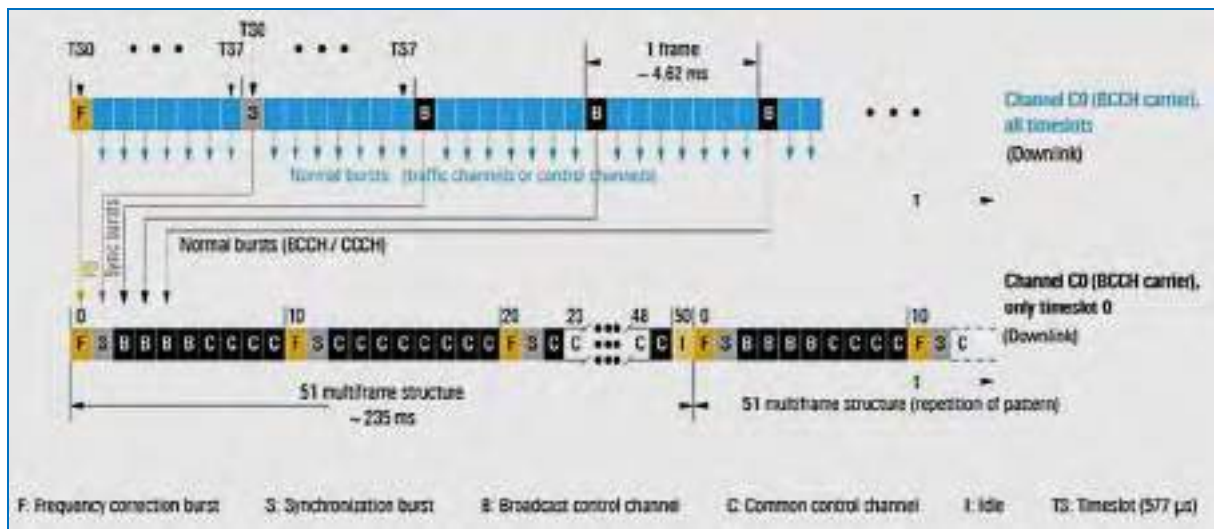
Per quel che riguarda i sistemi 2G la decodifica delle informazioni trasportate dalle SIB fornisce informazioni che riguardano l'organizzazione dei canali di controllo e dei canali di traffico allocati per le singole celle della rete mobile. Si riportano alcune definizioni valide per i canali di segnalazione per gli standard 2G:

- Canale Logico: contiene tutte le informazioni di segnalazione che vengono mappate sui canali fisici secondo gli specifici protocolli di segnalazione.
- Canale Fisico: è indicato da uno slot e da una portante (es. il time slot 0 della portante BCCH detto anche **TS0**).

- Canale Radio: è il canale che si instaura in aria mediante la portante radio (**BCCH**).
Sul canale radio viene inviata la *multitrama* di controllo, che è composta da 51 frame a loro volta costituite da 8 time slot (figura 1).

Il canale fisico di controllo è il **Time Slot 0 della BCCH (C0)** ed è usato dal UE per decodificare la informazioni di controllo. I **TS0** della portante **C0** sono organizzati in modo da trasportare tutti i canali logici di controllo (FCH, SCH, BCH, CCH).

Figura 1 – Multitrama di controllo segnale 2G



Le SIB contengono molteplici informazioni relative ai canali logici di controllo di ciascuna cella della rete 2G e sono organizzate in sottolivelli denominati “System Information Type” seguiti da un numero progressivo (SI1, SI2, S3,, S13). Le System Information Type 1 (S1) contengono informazioni relative alla descrizione dei canali nella cella (Cell Channel Description), quali la frequenza¹ della portante di controllo BCCH univocamente associata alla cella, e la frequenza di tutte le portanti di traffico disponibili. Le S2 contengono informazioni relative alle celle adiacenti, utili ad es. per l’handover, e informazioni relative alle reti telefoniche permesse (PLMN² list) utili in caso di roaming. Le S3 contengono invece informazioni relative alla Cell Identity (numero che identifica univocamente la cella trasmittente), le informazioni relative alla Location Area (che identificano MCC, MNC e LAC) e informazioni relative alle opzioni attivabili nella cella quali ad esempio il Power Control (PC) e la trasmissione discontinua (DTX).

Ai nostri fini interessano solo alcune informazioni contenute nelle SIB che possono essere utili nelle procure di estrapolazione dei valori di campo elettromagnetico ed in particolare quelle relative alla portante di controllo e alle portanti di traffico associate nella cella (lista di BCCH e TCH) e le informazioni relative all’utilizzo del Power Control e DTX.

Per poter decodificare le informazioni contenute nelle SIB, operazione effettuata continuamente da tutti i terminali mobili, si è fatto uso di un ricevitore di rete TSMQ associato al software Romes 3NG Drive Test System della Rohde & Schwarz, normalmente utilizzato per l’effettuazione di drive test dagli operatori di telefonia mobile. Tale sistema consente di avere una mappatura delle reti radio

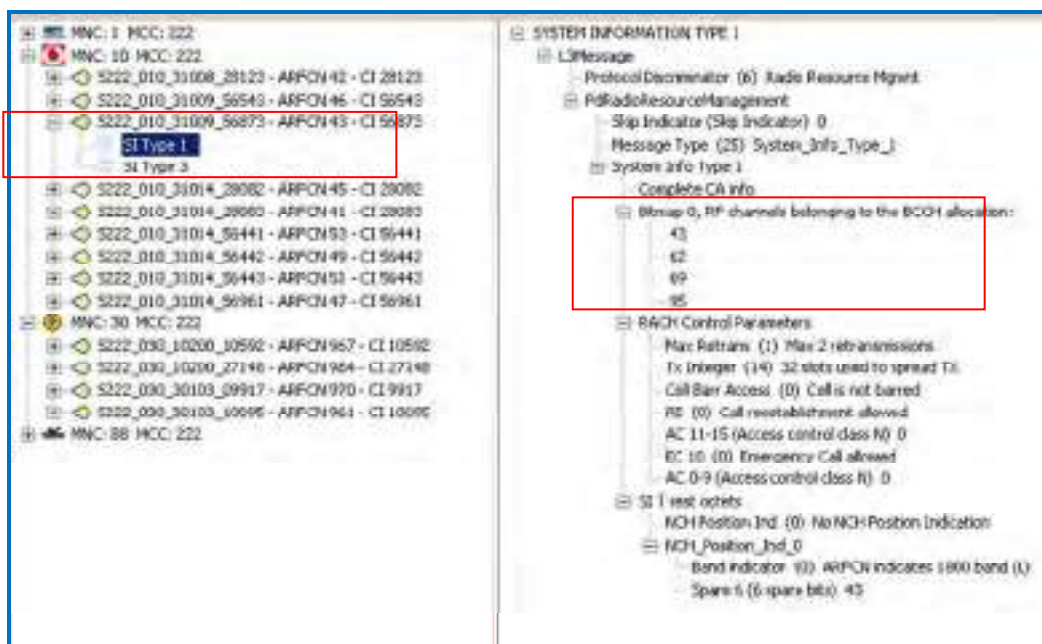
¹ Le frequenze vengono rappresentate mediante l’ARFCN (Absolutely Radio Frequency Channel Number) che è un numero intero univoco associato ad una singola portante radio all’interno dello standard 2G (per approfondimenti si veda 3GPP TS 05.05)

² Public Local Mobile Network: è il codice che identifica univocamente la rete 2G di uno specifico operatore. Esso è costituito aggregando i due codici relativi al MCC (Mobile Country Code) che identifica univocamente il paese (es. 222 per l’Italia) e MNC (Mobile Network Code) che identifica il gestore telefonico (es. 001 per TIM).

presenti in aria e per ciascun operatore permette di conoscere tutte le celle radio che è possibile rilevare e di ciascuna decodificare tutte le SIB.

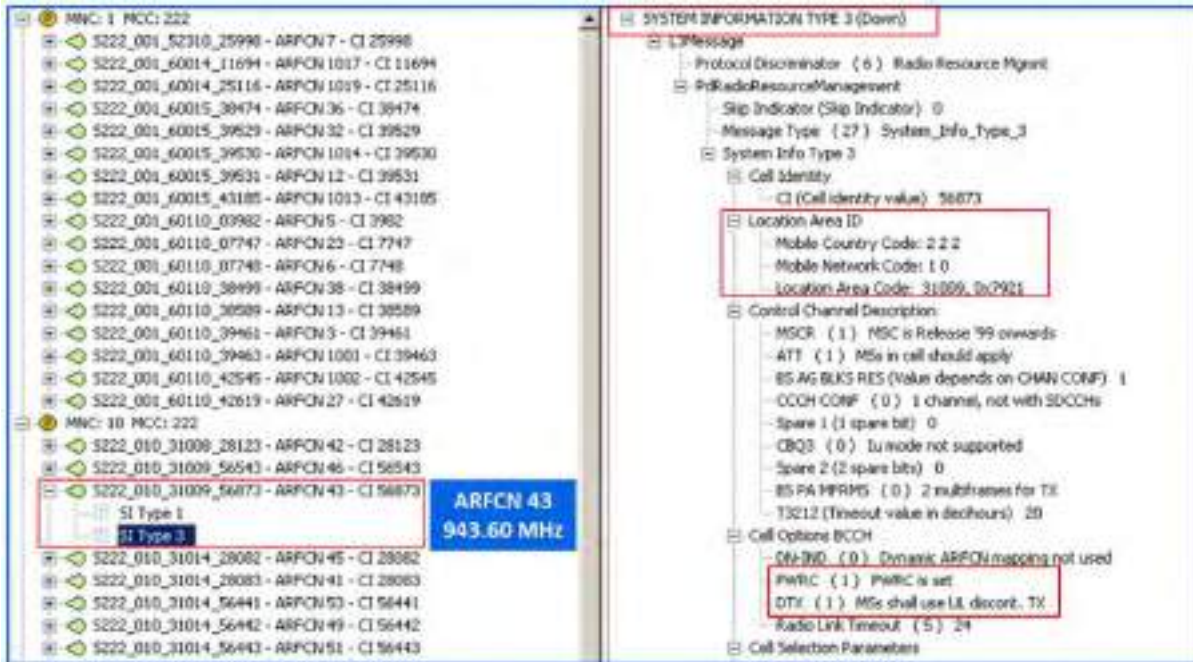
La figura 2 mostra la schermata acquisita delle SI1 mediante la catena sopra descritta. Nel pannello di sinistra si possono osservare le informazioni generali relative alla cella tra cui l'identificativo di cella Cell Identity (che nel caso in questione è CI=56873), le indicazioni relative al codice MNC dell'operatore mobile e il numero ARFCN della portante BCCH (nel caso riportato ARFCN = 43 corrisponde alla frequenza $f = 943.60$ MHz). Nel pannello di destra sono dettagliate tutte le informazioni relative alle SI1, e in particolare quelle evidenziate si riferiscono alla lista ARFCN delle portanti attive nella cella, nella quale oltre alla portante BCCH sono riportate tutte le portanti di traffico TCH attive nella cella, da questa lista si desume il numero di portanti di traffico attive, nel caso in questione si può osservare che oltre alla BCCH sono presenti altre tre portanti di traffico individuate dai rispettivi ARFCN.

Figura 2 – SI1 acquisite mediante sistema TSMQ-Romes3NG



Andando a demodulare anche le informazioni relative alle System Information di livello 3 si ottengono ulteriori informazioni (figura 3), tra cui le opzioni relative alla cella ci forniscono il dettaglio relativi all'implementazione da parte della rete del controllo di potenza e della trasmissione discontinua con i corrispettivi flag PWRC e DTX a cui è associato il valore binario indicativo dell'utilizzo o meno di tali modalità (nel caso in esame entrambi i flag sono pari a 1).

Figura 1 - SI3 acquisite mediante sistema TSMQ-Romes3NG



Le informazioni acquisite in precedenza possono essere utilizzate direttamente nelle formule di estrapolazione, previste dalla guida CEI 211-7E, per l'accertamento del superamento dei limiti o per escludere il superamento (figura 4).

Figura 2 - Tabella Guida CEI 211-7E relativa ai segnali 2G

		METODI PER IL CONFRONTO CON I LIMITI		METODI PER ESCLUDERE IL SUPERAMENTO DEI LIMITI	
		VALORE MISURATO (confronto con soglia normativa per verifica di effettivo superamento)	ESTRAPOLAZIONE DEI VALORI MISURATI (Estropolazione per confronto con soglia normativa per verifica di effettivo superamento)	VALORE MISURATO (confronto con soglia normativa escludere il superamento di una soglia normativa)	VALORE ESTRAPOLATO (confronto con soglia normativa per verifica di potenziale superamento nel corso della vita dell'impianto, es. per rilascio pareri amministrativi e riduzione conformità)
2G	Media su 6 minuti (20 V/m)	An. Spettro classico, somma portanti GSM, AVERAGE / 6 MIN		Misura in banda larga, mediata su un intervallo temporale coerente con la definizione della soglia	$E = E_{RECH} \cdot \sqrt{3 + (N-1) \cdot \alpha_{PC}}$ Analizzatore di Spettro MAX HOLD
	Media su 24 ore (6 V/m)	An. Spettro classico, somma portanti GSM, AVERAGE / 24 ORE	$E = E_{RECH} \cdot \sqrt{N} \cdot \sqrt{\alpha_{24DAY}}$ Analizzatore di Spettro MAX HOLD		$E = E_{RECH} \cdot \sqrt{N} \cdot \sqrt{\alpha_{24DAY}}$ Analizzatore di Spettro MAX HOLD

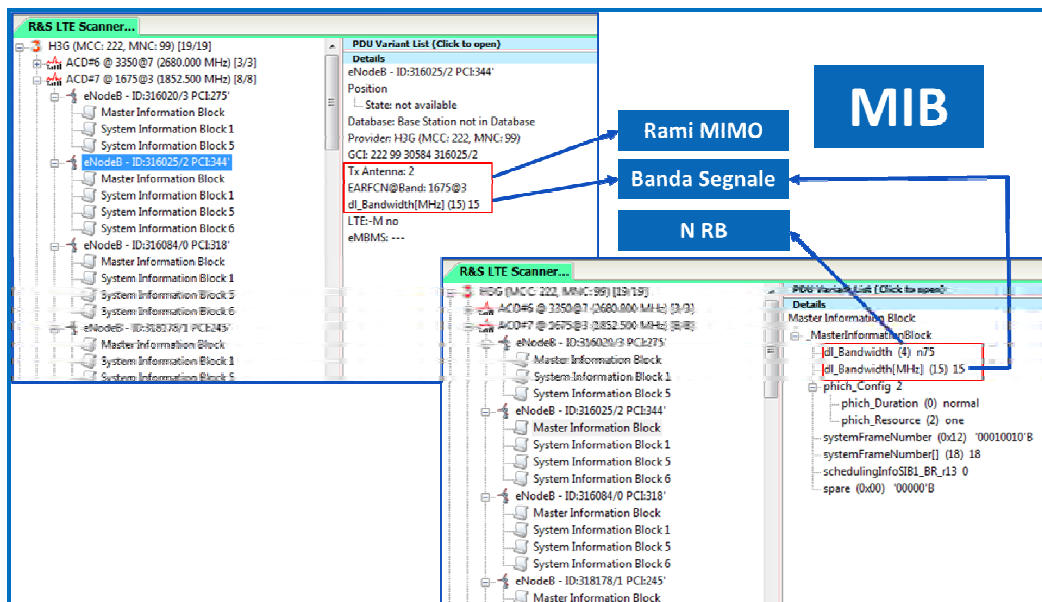
Rilevando i valori di N, di α_{PC} e α_{DTX} , come illustrato in precedenza, e misurando il valore del campo elettrico associato alla portante di controllo, l'unico parametro ignoto resta il parametro α_{24DAY} che deve essere richiesto all'operatore di telefonia mobile. Inoltre conoscendo la configurazione in frequenza delle portanti di controllo e di traffico trasmesse dalla cella si può determinare in modo immediato la conformità di tale cella rispetto al limite di esposizione, mediante l'acquisizione del valore in average di tutte le portanti 2G.

SISTEMI 4G

Per quanto riguarda la tecnologia 4G, lo standard suddivide le System Information Broadcasting in due blocchi: Master Information Block (MIB) e System Information Block (SIB) a loro volta organizzate secondo differenti livelli (SIB1, SIB2, ecc.). Nel MIB, trasmesso sul canale PBCH (Physical Broadcasting Channel)³, vi sono le informazioni essenziali di downlink che consentono allo UE di collegarsi alla rete, quali frequenza e banda del segnale 4G, numero di antenne in trasmissione (MIMO), ecc. Le SIB trasportano le informazioni di rete relative alle azioni del Radio Resource Control (RRC) per l'allocazione e gestione delle risorse radio. Queste sono trasmesse con differenti periodicità sul PDSCH⁴, e consentono di identificare le impostazioni e le opzioni relative alle specifiche celle della rete 4G. Analogamente al caso 2G tali informazioni possono essere utili ai fini delle procedure di estrapolazione del campo elettromagnetico così come definite nelle guide tecniche di riferimento.

La decodifica delle informazioni di rete è stata effettuata mediante un network scanner dotato di modulo dedicato per i segnali LTE, e avendo in dotazione un analizzatore vettoriale con funzione di analisi nel dominio dei codici, si è effettuata la decodifica dei simboli della trama LTE associati alle System Information.

Figura 5 - Decodifica MIB con sistema TSMA-ROMES 18.0 Rohde & Schwarz



³ PBCH - Physical Broadcasting Channel.

⁴ PDSCH - Physical Downlink Shared Channel

Figura 3 - MIB decodificato sul canale PBCH con analizzatore Keysight mod. MXA9020A



Nella figura 5 sono state riportate le schermate acquisite con il sistema TSMA-Romes 18.0 della Rohde & Schwarz ed in particolare le informazioni relative al MIB che, come evidenziate, riguardano la banda in downlink del segnale, il numero di Resource Block (RB) allocabili e il numero di antenne in trasmissione relative all'implementazione MIMO. Le stesse informazioni possono essere ricavate mediante l'uso dell'analizzatore vettoriale Keysight MXA N9020A dotato di modulo di decodifica LTE, in particolare (figura 6) si è proceduto alla decodifica del canale PBCH che contiene le informazioni relative al Master Information Block.

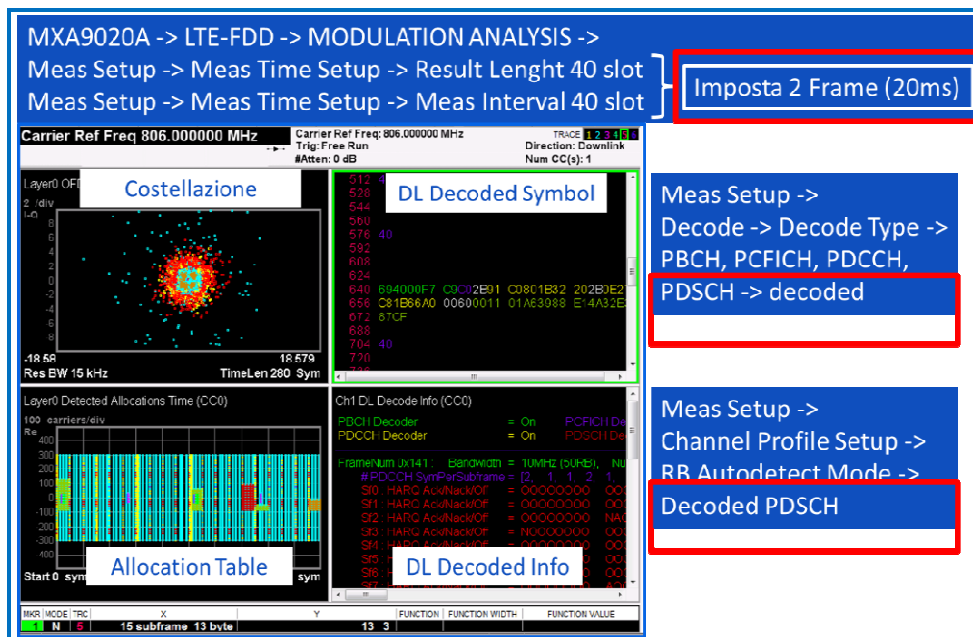
L'acquisizione delle SIB può essere quindi effettuata in modo immediato mediante un sistema di rilevamento ad hoc (sistema TSMA-Romes 18.0) o mediante l'uso di analizzatore vettoriale con funzioni di demodulazione e decodifica diretta dei canali di controllo del segnale 4G.

Lo standard 3GPP definisce le modalità di trasmissione delle SIB, in particolare per quel che riguarda le SIB1 queste sono trasmesse nel quinto subframe (Sf) del canale PDSCH con periodicità pari a 20 ms (una volta ogni due frame). La decodifica delle SIB1 sono essenziali per l'instaurazione della connessione dello UE alla cella 4G. La sincronizzazione avviene mediante la ricerca all'interno del canale PDCCH⁵ dell'identificatore detto SI-RNTI⁶ che è un identificatore fisso utilizzato in tale canale per indicare i SIB trasmessi sul PDSCH. Al SI-RNTI con valore esadecimale FFFF corrispondono le informazioni relative alle SIB1, per cui se decodificando il canale PDCCH al quinto Sf troviamo il suddetto valore ciò identifica che le SIB1 sono trasmesse in tale Sf.

⁵ PDCCH – Physical Downlink Common Channel. È il canale di controllo utilizzato in downlink per supportare la trasmissione efficiente dei dati. Il PDCCH trasporta un messaggio noto come DCI (Downlink Control Information), che include le assegnazioni delle risorse di trasmissione e altre informazioni di controllo per gli UE.

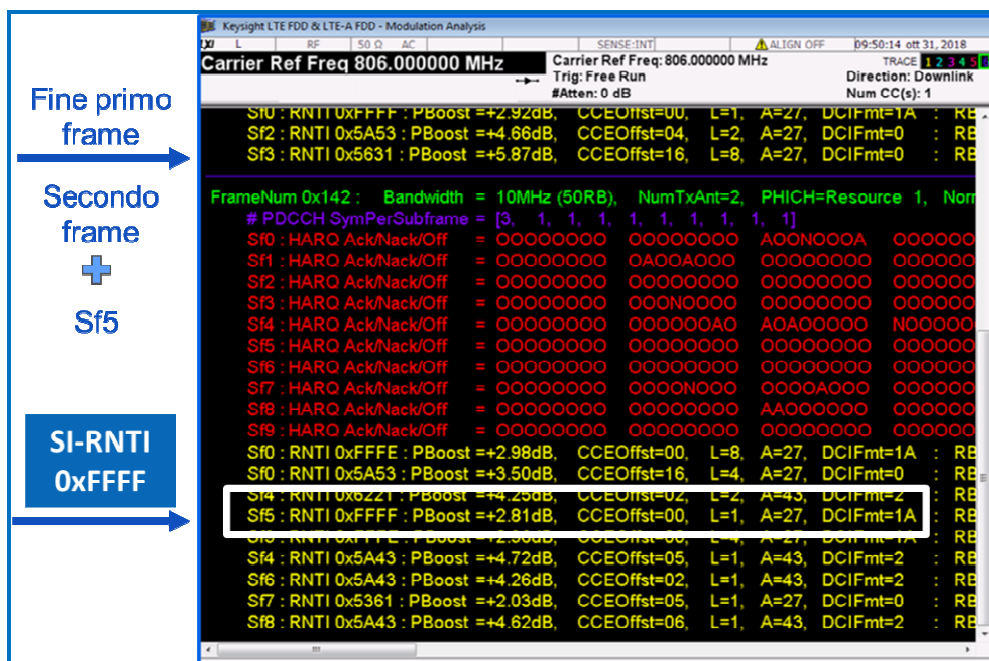
⁶ SI-RNTI - System Information Radio Network Temporary Identifier.

Figura 7 – Settaggi per la decodifica delle SIB1



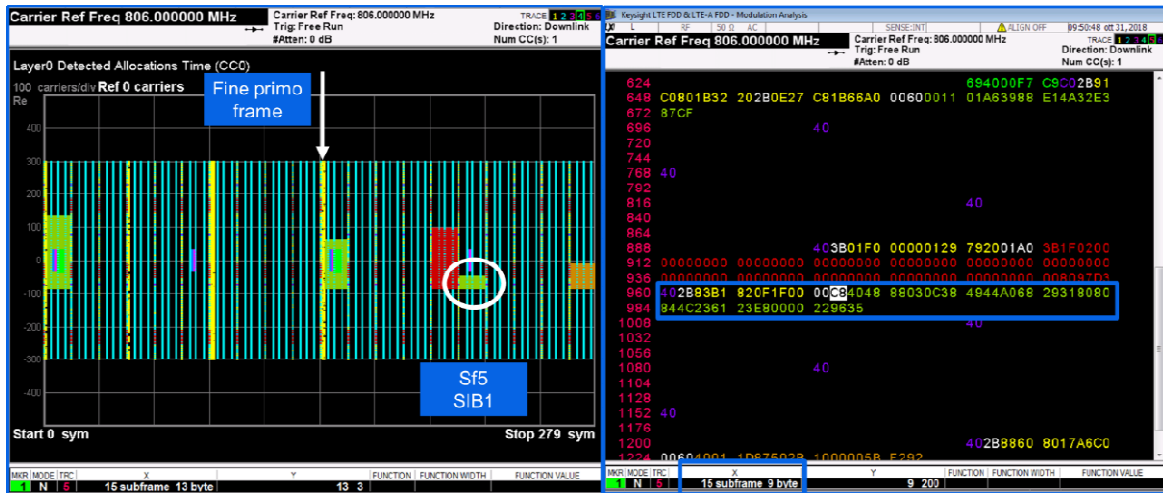
Nella figura 7 sono rappresentati i settaggi da impostare per la demodulazione e decodifica dei canali PDCCH e PDSCH con l'analizzatore vettoriale MXA Keysight N9020A. Per riuscire ad identificare le SIB1 è necessario impostare un tempo di osservazione pari 20 ms che corrisponde alla periodicità delle SIB1 (due frame). Successivamente all'interno dell'intervallo di osservazione si analizzano i Sf5 di ciascun frame andando ad cercare l'identificatore SI-RNTI pari a FFFF (figura 8).

Figura 4 - Decodifica del canale PDCCH contenente l'informazione SI-RNTI



Nel nostro caso le informazioni relative al SIB1 si trovano nel Sf5 del secondo frame, che corrisponde al quindicesimo subframe di osservazione.

Figura 9a – Tabella di allocazione del segnale 4G Figura 9b - Decodifica dei simboli del Sf5



La presenza delle SIB1 è distinguibile anche nella tabella di allocazione relativa all'intervallo di osservazione (figura 9a) dalla quale è evidente la presenza di RB allocati nel Sf5. Andando a decodificare i simboli relativi a tale Sf5, corrispondente al quindicesimo Sf nell'intervallo di osservazione, si ottiene una stringa esadecimale relativa alle SIB1 (figura 9b).

Mediante un semplice software (reperibile anche in versione online⁷), si può effettuare la conversione del messaggio, così come definito nello standard 3GPP, contenuto della stringa esadecimale relativa

Figura 10 - Decodifica del messaggio contenuto nei simboli relativi alle SIB1 del segnale LTE



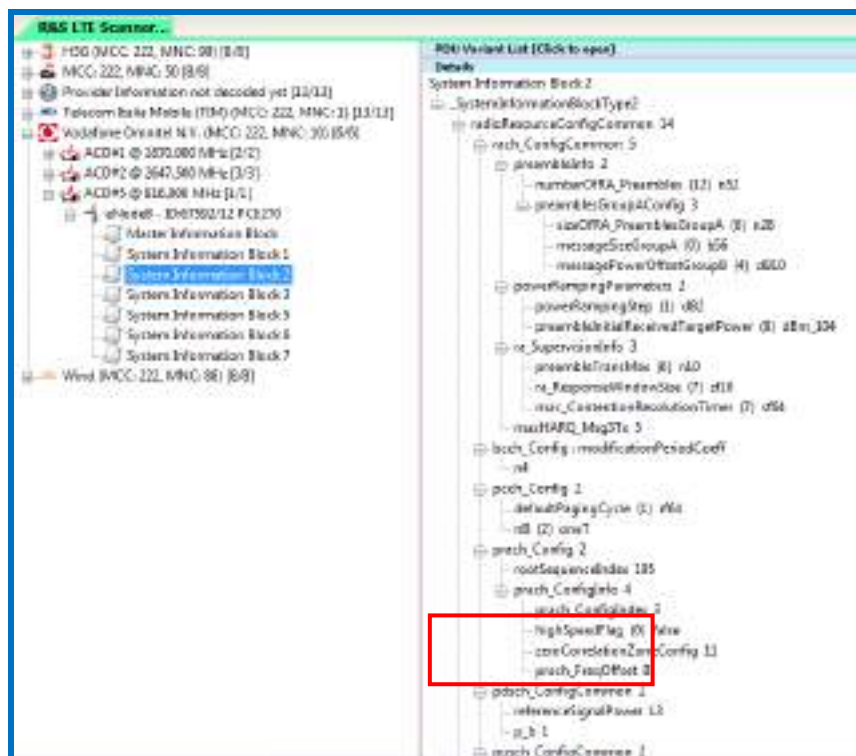
alle SIB1. Nella figura 10 è riportato il risultato finale della conversione del messaggio trasportato nelle SIB1 relativo ad un segnale LTE con frequenza centrale pari a 796 MHz acquisito con analizzatore vettoriale. La conversione non è altro che la traduzione dei simboli contenuti nella stringa relativa alla Sf5 in base allo standard 3GPP TS36.331 Rel15 e trasportato dal canale di controllo PDSCH. Nelle SIB1 sono contenute le informazioni relativi alla lista di PLMN consentiti

⁷ <http://www.3gpp-message-analyser.com/decoder/eurrc.htm>

dalla rete. Nella parte destra della figura si desume che nel caso in questione il PLMN non è unico in quanto è presente una lista costituita da tre operatori possibili. Il caso in questione è un caso particolare in quanto l'operatore principale corrisponde al codice 222-88 che identifica il gestore Wind Tre che attualmente detiene le frequenze Ex-Wind (appunto 222-88) e le frequenze Ex-H3G (222-99), inoltre il terzo operatore permesso dalla rete corrispondeva al PLMN pari a 222-50 che identifica il gestore Iliad che evidentemente operava in roaming sulla frequenza esaminata. Questo semplice esempio applicativo fa capire l'utilità di conoscere le informazioni di controllo inviate sulla rete, non solo ai fini estrapolativi (consentendo l'individuazione di parametri di rete utili all'analisi quantitativa del segnale 4G) ma anche ai fini di una analisi qualitativa che fornisca maggiori dettagli in merito alle impostazioni di rete.

Nelle SIB1 sono contenute le informazioni utili alla decodifica degli altri livelli SIB (schedulingInfoList) che sono trasmessi con differenti periodicità, così come definiti dallo standard, per cui volendo ad esempio decodificare le SIB2 si deve riuscire a determinare la stringa relativa all'interno dei simboli trasmessi sul PDSCH. L'utilizzo dell'analizzatore vettoriale per catturare i simboli delle SIB2 è possibile ma si complica notevolmente per il fatto che la periodicità di tale SIB è superiore al tempo di osservazione massimo impostabile nell'analizzatore (2 frame) e pertanto non è facile identificare il subframe contenente i simboli di interesse all'interno del flusso del PDSCH. È possibile invece utilizzare il sistema TSMA-Romes18.0 per effettuare in modo immediato la decodifica di tutte le SIB.

Figura 11 - Decodifica delle SIB2 mediante sistema TSMA-Romes18.0 della Rohde & Schwarz



In figura 11 è riportata la schermata di acquisizione di un segnale LTE a frequenza centrale pari ad 816 MHz, tra le varie informazioni presenti si può osservare il parametro **p_b** evidenziato tra le informazioni comuni relative al PDSCH. Tale parametro è legato alla presenza di due tipi di Boosting Factor⁸ (BF) all'interno dei frame LTE, difatti è noto che la rete 4G presenta la possibilità di implementare più livelli per differenti tipologie di simboli, questo al fine di ottimizzare l'utilizzo della rete da parte degli utenti. Il valore **p_b** di figura 11 rappresenta l'indice **P_B** che corrisponde ad

⁸ Il BF o Boosting Factor è una differenza di livello tra i simboli che trasportano gli RS (Reference Signal) e gli altri simboli trasmessi ed è introdotto per facilitare e la sincronizzazione e la comunicazione degli UE con la rete 4G.

un determinato rapporto tra i due diversi BF detti di tipo A o di tipo B a seconda che il simbolo della trama sia interamente dedicato al traffico associato al PDSCH o vi siano anche elementi relativi ai Reference Signal. Nel caso preso in esame un valore di p_b pari ad 1, essendo implementati due rami MIMO in trasmissione, equivale ad un rapporto unitario tra BF che quindi assumono lo stesso valore.

Figura 5 - Tabella relativa al rapporto tra i differenti tipi di boosting factor

P_B	ρ_B / ρ_A	
	One Antenna Port	Two and Four Antenna Ports
0	1	5/4
1	4/5	1
2	3/5	3/4
3	2/5	1/2

Una trattazione approfondita e rigorosa dell'argomento esula dalle finalità del presente lavoro⁹, quello che risulta interessante sottolineare è l'innunerevole quantità di informazioni che possiamo ricavare dalla interpretazione delle SIB.

CONCLUSIONI

In conclusione, l'acquisizione delle informazioni relative alle SIB è utile nelle procedure di estrapolazione ai sensi della norma CEI 211-7/E. Queste possono essere acquisite in campo e svincolano gli operatori Arpa dalla richiesta di alcuni parametri di rete ai gestori di telefonia mobile, facilitando l'accertamento della conformità delle stazioni di telefonia.

Bibliografia

- [1] ETSI TS 100 940, *Digital cellular telecommunications system (Phase 2+); Mobile radio interface layer 3 specification* (GSM 04.08 version 6.1.0 Release 1997)
- [2] E. Grillo, T. Aureli, "Accertamento della conformità delle emissioni delle SRB mediante l'ausilio del Drive Test System ROMES TSMQ", Atti del V Convegno Nazionale Agenti Fisici
- [3] Norma CEI 211-7 Appendice E
- [4] ETSI TS 136 331 V14.2.2 (2017-05), *LTE; Evolved Universal Terrestrial Radio Access (E-UTRA); Radio Resource Control (RRC); Protocol specification* (3GPP TS 36.331 version 14.2.2 Release 14)
- [5] ETSI TS 136 213 V14.2.0 (2017-04), *LTE; Evolved Universal Terrestrial Radio Access (E-UTRA); Physical layer procedures* (3GPP TS 36.213 version 14.2.0 Release 14)
- [6] ETSI TS 136 211 V13.9.0 (2018-04), *LTE; Evolved Universal Terrestrial Radio Access (E-UTRA); Physical channels and modulation* (3GPP TS 36.211 version 13.9.0 Release 13)
- [7] D. Franci, E. Grillo, S. Pavoncello, S. Coltellacci, S. Ceradini, S. Adda, L. Anglesio, M. Vaccarone, S. D'Elia, R. Suman, "Boosting Factor Procedura operativa per la misura del Boosting Factor per impianti di telecomunicazione in tecnologia LTE", Atti del XXXVII Congresso Nazionale AIRP
- [8] <http://www.3gpp-message-analyser.com/decoder/eurrc.htm>

⁹ Capitolo 5.2 del documento 3GPP TS 36.213

Programma CEM: attività di controllo e monitoraggio in Valle d'Aosta

Valeria Bottura¹, Claudio Lucianaz², Erik Imperial¹, Florida Damasco¹, Leo Cerise¹, Marco Cappio Borlino¹

¹ARPA Valle D'Aosta, Loc. La Maladière - Rue de La Maladière, 48 - 11020 Saint-Christophe (AO)

² Collaboratore esterno

v.bottura@arpa.vda.it

Riassunto

Arpa Valle d'Aosta è stata incaricata dalla Regione Autonoma Valle d'Aosta per l'esecuzione del progetto per l'esercizio delle attività di controllo e monitoraggio dei campi elettromagnetici a radiofrequenza e a bassa frequenza sul territorio regionale in attuazione del Programma Ministeriale CEM (ex DM 14/7/2016).

A radiofrequenza, gli edifici in cui eseguire le misure sono stati selezionati prevalentemente all'interno del procedimento autorizzativo nei casi in cui le simulazioni hanno fornito un valore superiore alla metà del valore di attenzione. Sono state eseguite misure in banda larga istantanee e prolungate tramite l'installazione di una centralina, e misure in banda stretta. Se tali interventi si sono svolti ai piani alti dei condomini, sono state ripetute le misure a banda larga anche ad un piano basso.

A bassa frequenza, l'attività ha riguardato l'individuazione e poi il controllo con misure di siti potenzialmente critici lungo le linee ad alta tensione o nei pressi di cabine di trasformazione MT/BT. Al fine di selezionare i siti in cui svolgere rilievi, per le linee si è tracciata la Dpa su ortofoto aggiornate, mentre per le cabine ne sono state individuate alcune installate presso edifici.

In entrambi i casi sono anche stati effettuati interventi su richiesta di privati.

I valori misurati sono stati elaborati sia per la valutazione dell'esposizione della popolazione, sia per il controllo del rispetto del limite di legge. Le misure presso edifici vicini ad elettrodotti non hanno mostrato evidenti variazioni rispetto a misure precedenti se presenti, per contro le elaborazioni delle misure RF hanno presentato risultati più variabili.

INTRODUZIONE

Le sorgenti di campi elettromagnetici a radiofrequenza sono in continua evoluzione: nell'arco di pochi anni il servizio televisivo si è trasformato da analogico a digitale, le comunicazioni di telefonia mobile sono giunte alla 4^a generazione LTE (Long Term Evolution) e presto verrà introdotta la 5^a generazione, infine sono ormai diffusi in modo capillare impianti di tipo Wi-Fi (Wireless Fidelity). La Valle d'Aosta ha accolto queste nuove tecnologie e le ha introdotte anche in aree difficilmente raggiungibili via cavo a causa delle caratteristiche del territorio: tutto questo ha comportato un notevole aumento delle potenze irradiate e di conseguenza un generale aumento dei livelli di campo elettromagnetico ad alta frequenza sul territorio.

Rispetto alle sorgenti a radiofrequenza quelle a 50 Hz, soprattutto gli elettrodotti ad alta tensione, subiscono lente trasformazioni nel tempo: la tecnologia è stabile e si modifica raramente il percorso e il numero delle linee. La Valle d'Aosta è attraversata da numerose linee elettriche ad alta tensione che connettono la rete italiana a quella francese e svizzera: in considerazione delle caratteristiche orografiche della regione è frequente che vi siano situazioni di vicinanza tra abitazioni ed elettrodotti.

Dall'inizio del 2018 fino a giugno 2019 Arpa Valle d'Aosta è stata incaricata dalla Regione Autonoma Valle d'Aosta per l'attuazione del Programma Ministeriale CEM (ex DM 14/7/2016) e ha quindi potuto intensificare sul territorio regionale l'importante impegno di controllo e monitoraggio delle sorgenti di campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici che le compete. L'Agenzia infatti, grazie al contributo economico apportato dal progetto, ha potuto acquistare nuova strumentazione di misura ed attivare un contratto di collaborazione con un professionista.

SCELTA DEI SITI DI MISURA E METODO DI MISURA A RADIOFREQUENZA

I siti in cui svolgere gli interventi di misura a radiofrequenza sono stati selezionati principalmente tra quelli in cui le simulazioni (fig. 1) eseguite per l'espressione del parere di competenza all'interno del procedimento autorizzativo hanno fornito un valore superiore alla metà del valore di attenzione ma comunque inferiore ad esso, ossia tra i pareri che nel procedimento seguito in Valle d'Aosta vengono espressi con la specifica "da confermare". Per parere da confermare si intende un parere

positivo (quindi il gestore può attivare l'impianto) ma con procedimento autorizzativo non ancora concluso poiché deve essere confermato con misure successive all'accensione dell'impianto. Questo esito della valutazione tiene conto dell'elevata incertezza legata alla modellistica.

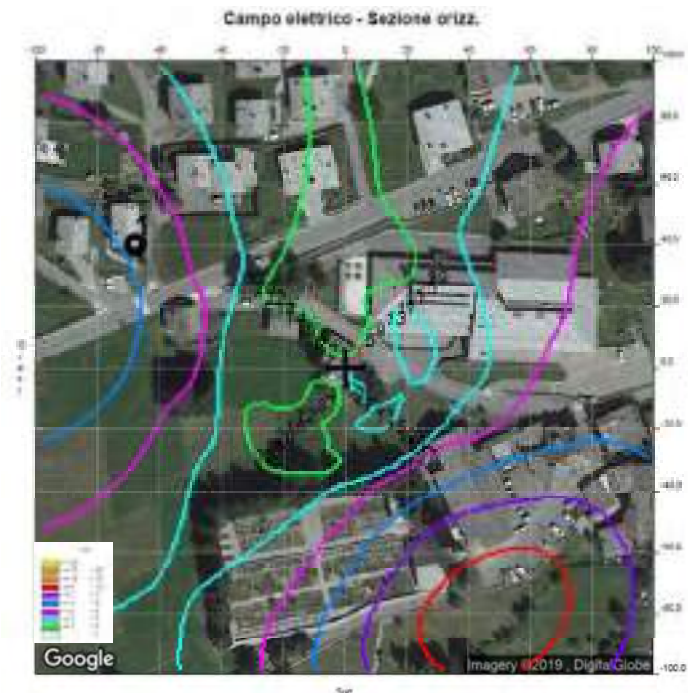
Fare misure successive all'entrata in servizio degli impianti per la conferma dei pareri permette di verificare sul territorio la situazione reale dell'esposizione della popolazione. Visto che lo spazio elettromagnetico a disposizione sul territorio regionale si sta riducendo, il numero di pareri da confermare è sempre più in aumento (Salvemini, 2017).

Altri interventi di misura sono stati effettuati su richiesta di privati se motivati dalla presenza delle sorgenti.

Infine, indipendentemente dalle esigenze di verifica strumentale per la conferma del rispetto dei riferimenti normativi, si è stabilito di effettuare le misure a banda larga anche ad un piano basso, se la misura di controllo era stata effettuata a piani alti, e a livello stradale nelle zone accessibili alla popolazione. L'obiettivo di questi rilievi è ricavare un valore di fondo elettromagnetico utile alla valutazione dell'esposizione della popolazione ai piani rappresentativi della maggior densità abitativa (piano primo o secondo) e negli spazi di transito (strade, piazze, ecc.).

Si riporta di seguito (fig. 1) l'esito di una simulazione di campo elettrico in cui i valori stimati superavano la metà del limite normativo.

Figura 1 – Simulazione campo elettromagnetico generato da stazioni radiobase



Le misure sono state eseguite in accordo con la normativa specifica di settore, in particolare il metodo di misura adottato presso edifici, sia ai piani alti che ai piani bassi, è il seguente (fig. 2):

- misure istantanee in banda larga nell'area esterna (balcone, terrazzo, giardino, ecc.) in direzione delle stazioni radioelettriche
- misure istantanee in banda larga all'interno del locale di accesso a tale area sia a finestra aperta che a finestra chiusa
- installazione di una centralina in banda larga per un monitoraggio protratto per alcuni giorni
- misure in banda stretta.

Nelle misure a livello strada (fig. 2) l'estensione dell'area interessata, il numero e la localizzazione dei punti di misura sono stati valutati in base ai valori dei livelli di campo elettrico ricavati dalle simulazioni teoriche.

L'utilizzo di centraline in banda larga per acquisire misure per un tempo prolungato di alcuni giorni permette la verifica diretta del rispetto dei limiti, in modo particolare del valore di attenzione che è espresso come valore medio su 24 ore. Inoltre queste misure permettono di analizzare le variazioni temporali dell'andamento del campo elettrico generato dalle stazioni radioelettriche.

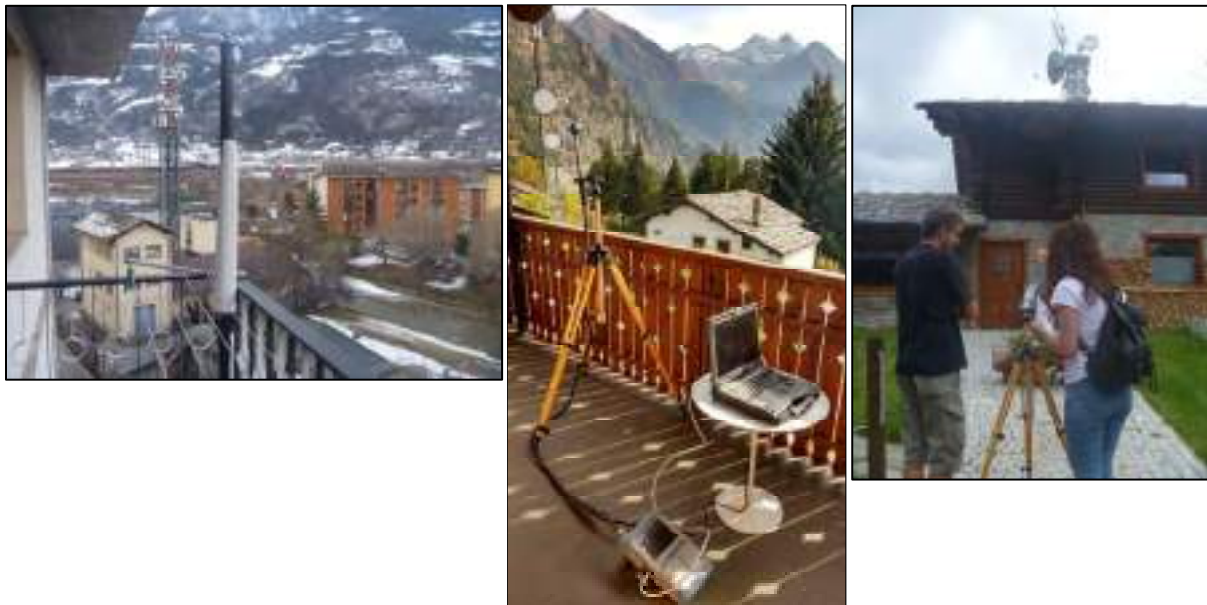
È importante sottolineare anche il valore sociale delle misure prolungate nel tempo presso le abitazioni: il cittadino che vede il monitoraggio protrarsi per giorni, a volte settimane, si sente particolarmente tutelato.

La centralina può essere posizionata (fig. 2), a seconda delle esigenze, all'esterno delle abitazioni, su balconi, terrazze e giardini, o all'interno delle abitazioni stesse, nei punti in cui la misura istantanea del campo elettrico ha fornito i massimi valori. I dati misurati dalle centraline vengono acquisiti da remoto, scaricati direttamente sui pc ed elaborati (Imperial, 2016).

Le misure in banda stretta (fig. 2), invece, sono utili per un'indagine più approfondita e permettono di contestare eventualmente il superamento del limite. Tali misure sono state affiancate ai rilievi con le centraline anche quando questi potevano essere sufficienti, allo scopo di individuare i contributi dei singoli operatori e confrontare i due metodi di misura. I dati misurati vengono estrapolati in condizioni di massimo traffico e pesati in base ai fattori di riduzione della potenza per la variabilità temporale (α_{24}). Questo permette di verificare se i due metodi di misura sono tra loro confrontabili.

Arpa ha deciso di effettuare le misure in banda stretta lo stesso giorno in cui ha posizionato o ritirato la centralina, con il fine di arrecare meno disturbo possibile alle persone residenti.

Figura 2 – Misure presso edifici con centralina e in banda stretta e misure a livello strada



SCELTA DEI SITI DI MISURA E METODO DI MISURA A BASSA FREQUENZA

Negli anni passati Arpa ha effettuato vari interventi di controllo presso abitazioni site vicino ad elettrodotti ad alta tensione: in particolare era stata individuata una fascia di controllo attraverso la proiezione al suolo dell'isolinea del valore di $10 \mu\text{T}$, definita D10, corrispondente al valore di attenzione come definito dalla normativa, ed erano poi stati eseguiti sopralluoghi sistematici in tutte le zone individuate in cui fossero presenti abitazioni, verificando la reale posizione tra elettrodotto e struttura, nonché la reale destinazione d'uso degli edifici stessi (Bottura, 2016).

A seguito di questi interventi, grazie anche alla disponibilità del gestore della rete elettrica nazionale a fornire annualmente i dati di corrente, sfruttando la dipendenza del campo dal flusso di corrente negli elettrodotti, l'Agenzia è stata in grado di monitorare il campo magnetico negli anni in alcune abitazioni in cui aveva eseguito le misure, tramite una valutazione indiretta basata sul calcolo del campo a partire dalla corrente, ovvero senza l'effettuazione di ulteriori rilievi.

Per l'esecuzione del progetto, al fine di identificare le abitazioni da monitorare, è stato utilizzato un criterio analogo: sono stati scelti alcuni elettrodotti conosciuti perché particolarmente gravanti sul territorio, ma questa volta è stato scelto di calcolare e tracciare su ortofoto aggiornate la distanza di prima approssimazione (Dpa) nel rispetto dell'obiettivo di qualità di $3 \mu\text{T}$ del campo magnetico, individuando perciò una fascia di controllo più ampia rispetto al caso precedente (fig. 3). Sono state così selezionate sia abitazioni già monitorate precedentemente, perché critiche, sia nuovi edifici lungo il percorso delle linee.

Figura 3 – Dpa tracciata su ortofoto nel rispetto dell'obiettivo di qualità di $3 \mu\text{T}$



Per individuare le cabine di trasformazione MT/BT installate presso abitazioni in cui eseguire interventi di controllo, l'Agenzia si è servita di un database creato negli anni passati, contenente le informazioni cartografiche e tecniche delle cabine installate sul territorio regionale. Quasi tutte le cabine sono state già oggetto di sopralluoghi ed eventuali interventi di misura nel passato (Bottura 2012), ne rimanevano alcune ancora da controllare, alcune che hanno subito modifiche negli anni e alcune di nuova installazione.

Per le cabine di trasformazione MT/BT non esistono sistemi di registrazione sistematici dei flussi di corrente per poter effettuare elaborazioni con dati storici ed estrapolazioni sui dati rilevati in analogia con gli elettrodotti ad alta tensione: pertanto per le cabine a servizio delle abitazioni situate in luoghi prettamente a carattere turistico, in cui i consumi dipendono quasi completamente dalle presenze, è stato necessario effettuare le misure nelle stagioni di maggior affluenza di persone per essere certi di eseguire il rilievo in un periodo di alta richiesta di energia elettrica e, quindi, di maggior carico per la cabina stessa (Bottura, 2012).

Infine, come per l'alta frequenza, sono stati effettuati diversi interventi su richiesta di cittadini: anche in questo caso è possibile chiedere la verifica delle emissioni di elettrodotti nei pressi delle proprie abitazioni.

Le misure sono state eseguite in accordo con la normativa specifica di settore, in particolare il metodo di misura adottato per le linee elettriche è il seguente:

- misure istantanee di campo magnetico nell'area esterna (balcone, terrazzo, giardino, ecc.) (fig. 4) e all'interno dell'abitazione
- misure istantanee di campo elettrico nell'area esterna (fig. 4)
- predisposizione di uno strumento per un monitoraggio nel tempo di alcuni giorni del campo magnetico nella zona in cui i rilievi istantanei hanno fornito i valori massimi

Più nel dettaglio, le misure in esterno, sia di campo elettrico che di campo magnetico, sono state effettuate in diversi punti nell'area all'aperto da monitorare, seguendo una griglia spaziale definita in base alle intensità rilevate, alla forma dell'area e a chiari punti di riferimento, in modo da poter ripetere le misure negli stessi punti in qualunque altro momento fosse necessario.

All'interno degli edifici, invece, il campo magnetico è stato misurato in un numero congruo di punti in ogni locale in cui vi sia accesso e permanenza di persone, in relazione anche alle dimensioni del locale stesso.

Figura 4 – Misure istantanee di campo elettrico e magnetico in esterno



Per le cabine di trasformazione MT/BT, invece, ogni intervento di misura è stato svolto come segue:

- misure istantanee di campo magnetico all'interno dell'abitazione
- predisposizione di uno strumento per un monitoraggio nel tempo di alcuni giorni del campo magnetico nella zona in cui i rilievi istantanei hanno fornito i valori massimi

Come per le linee elettriche, il campo magnetico è stato misurato in ogni locale in cui vi sia accesso e permanenza di persone ma, in quest'ultimo caso, la quota di misura è stata scelta di volta in volta in base alla localizzazione della sorgente di campo magnetico: spesso i locali cabina sono ricavati in spazi sottostanti alle abitazioni (fig. 5). Possono quindi essere state eseguite misure a due quote differenti.

Figura 5 – Cabina elettrica di trasformazione MT/BT in locale sottostante un'abitazione



Sia per le linee che per le cabine dai dati rilevati dalla misura prolungata nel tempo sono stati ricavati i valori delle massime medie giornaliere da confrontare con il valore di attenzione individuato dalla normativa. Per le linee, ove possibile grazie all'applicazione dei principi descritti dal metodo normativo di valutazione dell'esposizione, si è anche provveduto all'analisi partendo dai dati delle correnti negli anni.

RISULTATI ALTA FREQUENZA

Si riportano di seguito alcune tabelle riassuntive dei valori misurati nei vari interventi effettuati durante il periodo di svolgimento del progetto.

Tabella 1 – Misure in banda larga

*ID	Piano misure	Misure Balcone (V/m)	Misure finestra aperta (V/m)	Misure finestra chiusa (V/m)	Massima media su 24 h nel periodo di misura (V/m)	Giorni monitoraggio centralina
1	P5	1.80	1.70	0.66	1.59	15
2	P6	3.67	5.00	0.98	3.76	16
3	P6	4.20	2.20	1.03	3.60	12
4	P1	0.80	0.67	0.50	0.66	15
5	P1	0.51	0.41	0.44	0.75	15
9	P1	0.55	0.34	0.33	0.42	9
10	P1	4.04	0.67	0.59	3.95	14
12	P3	2.34	1.77	1.29	2.12	11
14	P1	1.20	0.47	0.31	0.82	14
15	P1	1.25	1.55	0.38	1.23	13
18	P4	0.66	0.47	0.42	0.63	13
20	P1	0.36	0.24	0.21	0.63	13
23	P7	2.80	1.53	1.25	3.44	13
25	P1	0.65	0.20	0.16	0.72	15
26	P3	0.93	0.32	0.20	1.20	21
29	P2	1.70	1.14	0.95	1.84	6
36	P1	0.64	0.54	0.50	0.60	23
35	P4	0.65	0.60	0.51	0.97	12
39	P4	1.85	1.25	1.36	2.03	16
42	P3	0.58	0.23	0.18	0.86	14
43	P1	1.79	0.43	0.52	2.13	20
45	P1	0.25	0.20	0.16	0.25	7
47	P7	1.00	0.70	0.40	1.42	15
50	P4	1.15	0.47	0.24	1.92	21
53	P1	0.96	0.75	0.58	1.39	19
56	P5	3.93	1.62	1.55	3.65	19
61	P3	0.50	0.15	0.07	0.53	28

*Numero identificativo dell'intervento di misura ricavato dal database dell'Agenzia

Osservando la tabella 1 si nota che, nella quasi totalità degli interventi, le misure istantanee eseguite sul balcone presentano valori più elevati o simili rispetto alle misure effettuate a finestra aperta all'interno degli edifici. Una situazione analoga si verifica se confrontiamo le misure a finestra aperta con quelle a finestra chiusa: queste ultime sono generalmente inferiori o uguali alle prime. In pochi casi questi risultati, che sembrano ovvi, invece sono stati disattesi. Ciò potrebbe essere spiegato da fenomeni di riflessione nel locale dovuti alle dimensioni delle aperture in relazione alla frequenza dei campi misurati e ai materiali di cui sono costituite.

Tabella 2 – Misure in banda larga a livello strada

*ID	Piano misure	Campo elettrico istantaneo max (V/m)
11	Livello strada	1.60
17	Livello strada	1.25
22	Livello strada	1.90
27	Livello strada	2.10
28	Livello strada	1.77
32	Livello strada	1.66
33	Livello strada	0.65
48	Livello strada	1.58
60	Livello strada	0.58

*Numero identificativo dell'intervento di misura ricavato dal database dell'Agenzia

Esaminando e confrontando i valori della tabella 2 con quelli della tabella 1 si nota che in alcuni casi dove le persone transitano si hanno dei valori di campo elettrico confrontabili con quelli misurati su alcuni balconi. La Valle d'Aosta, infatti, è una regione montana, e in alcuni punti il dislivello del terreno è tale da avvicinare zone non troppo distanti dagli impianti al livello delle antenne stesse.

Tabella 3 – Misure in banda stretta

*ID	Piano misure	Campo massimo estrapolato (V/m)	Campo estrapolato con α_{24} (V/m)	**Valore media 24h centralina per confronto valore estrapolato (V/m)
6	P5	3.03	1.73	1.58
7	P6	5.75	3.24	3.51
8	P6	6.84	4.37	3.29
13	P1	7.01	3.89	3.78
16	P3	3.89	1.89	1.91
21	P4	1.18	0.65	0.63
30	P2	2.47	1.62	1.84
37	P3	2.84	1.07	1.03
34	PT	5.28	1.90	1.70
38	P4	1.30	0.54	0.75
40	P4	5.54	1.88	1.91
41	P3	1.43	0.62	0.82
44	P1	3.37	1.60	1.98
46	P1	0.80	0.25	0.25
49	P7	1.85	1.09	1.31
51	P4	3.13	1.37	1.08
54	P1	2.49	1.12	1.21
57	P5	7.60	4.18	3.35
59	P7	6.50	3.16	3.16

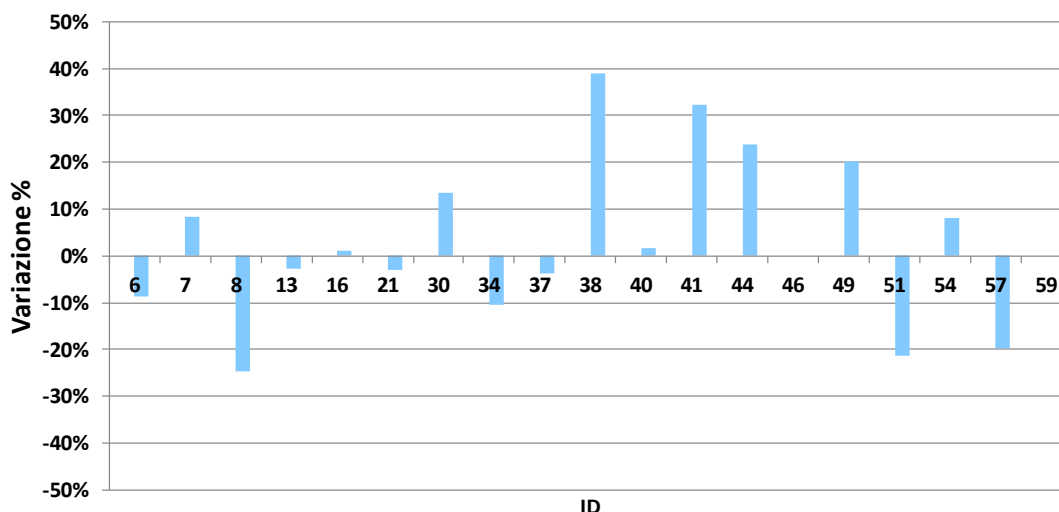
*Numero identificativo dell'intervento di misura ricavato dal database dell'Agenzia

**Media nelle 24 ore rilevata con la centralina il giorno precedente o successivo alle misure in banda stretta.

I dati misurati in banda stretta, estrapolati in condizioni di massimo traffico e pesati in base ai fattori di riduzione della potenza per la variabilità temporale (α_{24}), se si considerano le incertezze di misura possono essere considerati coincidenti con i valori mediati in 24 ore del monitoraggio prolungato. Il campo massimo estrapolato senza l'utilizzo degli α_{24} , chiaramente, presenta valori decisamente elevati e non rappresentativi della situazione reale di esposizione della popolazione (tab. 3).

Si mostra di seguito il grafico delle variazioni percentuali delle misure acquisite con le centraline rispetto alle corrispondenti elaborazioni ricavate dalle misure in banda stretta pesate per i valori degli α_{24} (fig. 6).

Figura 6 – Variazione % medie misure centraline rispetto alle estrapolazioni con $\alpha 24$ delle misure in banda stretta (centraline-BS)/BS



ID= Numero identificativo dell'intervento di misura ricavato dal database dell'Agenzia

Le situazioni riportate nel grafico precedente si riferiscono a 19 casi, quindi da un punto di vista statistico sono poco rappresentative, ma ci dicono comunque già con una buona accettabilità che i risultati ottenuti con i due metodi sono tra loro confrontabili entro i limiti delle incertezze strumentali richieste dalla normativa di settore.

RISULTATI BASSA FREQUENZA

Si riportano di seguito alcune tabelle riassuntive dei valori misurati nei vari interventi effettuati durante il periodo di svolgimento del progetto.

Tabella 4 – Misure e simulazioni presso abitazioni site vicino ad elettrodotti ad alta tensione

*ID	Numero e tensione linee (kV)	Piano misure interne	Misura massima campo B istantaneo (μT)	Misura massima campo E istantaneo (V/m)	**Mediana massima misure (μT)	Valore campo B simulato (μT)
14	1 x 220	T - P1 - P2	1.52	588	1.94	2.05
15	1 x 220	T - P1	0.10	347	0.65	0.65
17	1 x 220	P2	2.70	1200	5.08	5.13
16	1 x 220	P2	2.00	790	0.96	0.96
18	2 x 220	P1 - P2	4.00	278	4.25	4.21
19	2 x 220	P2	4.48	-	5.71	5.56
20	2 x 220	P3	2.18	-	3.59	3.86
21	2 x 220	P1	1.22	190	3.05	2.83
23	1 x 132	P1	1.22	188	1.42	-
27	2 x 220	P1	0.68	31	0.79	0.75
28	2 x 380	P1	1.06	233	1.49	1.59
29	1 x 220 1 x 132	P1	2.70	178	5.08	-
30	1 x 220	P3	2.40	1429	2.78	2.78

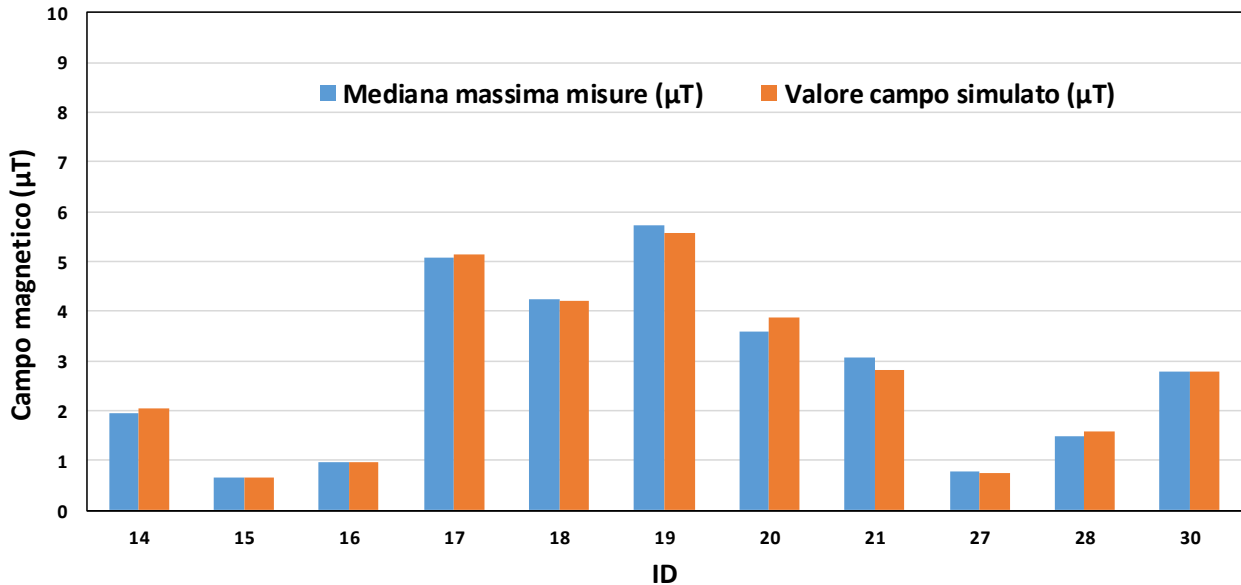
*Numero identificativo dell'intervento di misura ricavato dal database dell'Agenzia

**Mediana massima di campo magnetico misurata nel periodo di misura

Osservando la tabella 4 si nota che, nella quasi totalità degli interventi effettuati vicino ad elettrodotti ad alta tensione, il valore di campo simulato e la massima mediana misurata nel

periodo di misura presentano valori decisamente confrontabili, soprattutto quando il campo magnetico rilevabile è generato dalla corrente transitante in un solo elettrodotto. Questo è ancora più evidente nella rappresentazione successiva (fig. 7), nella quale in alcuni punti è possibile visualizzare una perfetta coincidenza e in altri solo un leggero disallineamento.

Figura 7 – Confronto tra mediana massima misurata e valore di campo magnetico simulato



ID= Numero identificativo dell'intervento di misura ricavato dal database dell'Agenzia

Nella tabella 5, infine, vengono riportati, a titolo informativo, i valori di campo magnetico massimi misurati istantaneamente e la mediana di campo magnetico massima misurata durante gli interventi in abitazioni site in prossimità di cabine di trasformazione MT-BT.

Tabella 5 – Misure presso abitazioni site vicino a cabine di trasformazione MT-BT

*ID	Piano misure	Misura massima campo B istantaneo (µT)	**Mediana massima misure (µT)
22	PT	0.57	0.64
24	PR	0.02	-
25	T - P1	0.60	0.09
26	PT	0.49-1.40	0.44-0.87
31	PT	0.30	0.20

*Numero identificativo dell'intervento di misura ricavato dal database dell'Agenzia

**Mediana massima di campo magnetico misurata nel periodo di misura

Nell'intervento di misura 26 si nota che sono presenti duplici valori di campo magnetico rilevati: questo perché, in questo caso specifico, è stato deciso di ripetere l'intervento di misura in due periodi diversi in quanto tale cabina MT/BT è prevalentemente a servizio di appartamenti utilizzati come seconde case e, quindi, è stato scelto di effettuare un ulteriore rilievo in un periodo in cui l'afflusso turistico risultasse maggiore. In effetti i valori sono raddoppiati, pur mantenendosi molto bassi.

CONCLUSIONI

Arpa Valle d'Aosta, grazie all'attuazione del Programma Ministeriale CEM (ex DM 14/7/2016), ha potuto ampliare sul territorio regionale l'importante impegno di controllo e monitoraggio delle sorgenti di campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici che le compete, sia acquistando nuova strumentazione di misura, sia attivando un contratto di collaborazione con un professionista.

Il progetto è stato articolato tenendo conto delle esigenze istituzionali richieste dalla normativa vigente, nazionale e regionale, sull'espressione dei pareri preventivi, sul controllo del rispetto dei limiti e sul monitoraggio dell'esposizione della popolazione, ma è stato organizzato con modalità di scelta dei siti di misura e di tipo di intervento da effettuare leggermente differenti rispetto alla consuetudine, in modo da poter elaborare i dati raccolti per ulteriori e specifiche considerazioni.

In particolare per quanto riguarda le sorgenti a radiofrequenza, rispetto alle modalità operative consuete seguite dall'Agenzia, sono state effettuate misure nei locali di accesso alle pertinenze esterne sia a finestra aperta che a finestra chiusa, sono stati effettuati interventi ai piani bassi degli edifici, sono state effettuate misure a banda larga anche a livello strada ed è stata affiancata alle misure con centralina sempre anche una misura in banda stretta.

Per le verifiche riguardanti le sorgenti a 50 Hz, elettrodotti ad alta tensione e cabine di trasformazione MT/BT, le modalità di misura sono le medesime utilizzate in passato dall'Agenzia, ma nel caso delle linee ad alta tensione è stata ampliata l'area territoriale su cui selezionare gli edifici da monitorare: è stata utilizzata la Dpa (distanza di prima approssimazione) come parametro spaziale.

A radiofrequenza il lavoro si è concentrato principalmente sul controllo degli impianti delle stazioni di telefonia mobile, più critici in quanto situati più in prossimità delle aree abitate e frequentate e in continua espansione e modifica, rispetto agli impianti di trasmissione radiotelevisiva situati, in Valle d'Aosta, sulle alture, lontani in genere da aree abitate.

A bassa frequenza, invece, è stata effettuata una quantità di interventi più limitata rispetto a quelli a radiofrequenza, soprattutto perché Arpa in passato aveva già realizzato sistematiche campagne di misura presso tali sorgenti, le quali rimangono abbastanza stabili negli anni.

Nonostante il numero dei dati acquisiti, sia a radiofrequenza che a 50 Hz, sia stato superiore a quello ottenibile con risorse ordinarie, cioè al di fuori del programma CEM, esso è ancora ridotto per valutazioni statistiche complesse. Le semplici elaborazioni prodotte, mostrano comunque, per entrambe le tipologie di sorgenti, dei risultati e delle tendenze interessanti. Questo costituisce una conferma dell'adeguatezza delle scelte operative fatte nel tempo dall'Agenzia per i controlli e i monitoraggi a tutela dell'esposizione della popolazione. Sono confermate, ad esempio, la validità dell'uso delle centraline in banda larga per il controllo sulle 24 ore in riferimento alle misure a banda stretta e la validità delle valutazioni tramite simulazioni, sia preventive che basate sulla correlazione tra campo magnetico e corrente, per il controllo dell'esposizione dovuta a elettrodotti di alta tensione.

Bibliografia

Bottura Valeria, *Controlli sugli elettrodotti di alta tensione transitanti sul territorio della Valle d'Aosta*, 6-8 giugno 2016, VI Convegno Nazionale Agenti Fisici "Il controllo degli agenti fisici: ambiente, territorio e nuove tecnologie", Alessandria.

Bottura Valeria, *Monitoraggio delle cabine secondarie MT/BT di uso civile su tutto il territorio regionale della Valle d'Aosta*, 6-8 giugno 2012, V Convegno Nazionale Agenti Fisici - Il controllo degli agenti fisici: ambiente, salute e qualità della vita, Novara.

Imperial Erik, *Monitoraggio del campo elettrico con centraline RF sul territorio della Valle d'Aosta: 10 anni di misure*, 6-8 giugno 2016, VI Convegno Nazionale Agenti Fisici "Il controllo degli agenti fisici: ambiente, territorio e nuove tecnologie", Alessandria.

Salvemini Chiara, *Stima del campo elettrico generato da antenne e misure di controllo per l'emissione dei pareri ambientali dell'ARPA Valle d'Aosta*, 8-10 novembre 2017, Convegno Nazionale di Radioprotezione AIRP, Salerno.

Impatto elettromagnetico delle Stazioni Radio Base: analisi dei dati di potenza oraria

S. Barba¹, N. Poles¹, A. Bampo¹, M. Benes¹, M. Marzona¹, A. Merlino¹, C. Montefusco¹, M. Moretuzzo¹

¹ARPA-FVG Via Cairoli, 14 Palmanova (UD)

salvatore.barba@arpa.fvg.it

Abstract

Lo sviluppo tecnologico nel campo della telefonia mobile e la conseguente necessità di adattamento e potenziamento della rete hanno portato all'aggiornamento delle modalità di valutazione del rispetto dei limiti indicati dal DPCM 08.07.2003, sia a livello preventivo sia per quanto attiene alle modalità di misura. Il DL 179/2012 e s.m.i. hanno modificato in modo sostanziale il precedente decreto, stabilendo che i livelli di campo da confrontare con i valori di attenzione e gli obiettivi di qualità debbano intendersi come media dei valori di campo elettrico nell'arco delle 24 ore, consentendo così di tenere conto della variabilità della potenza di trasmissione degli impianti. Ciò ha portato all'introduzione dei cosiddetti "fattori di riduzione α_{24h} ". Secondo quanto previsto dal DM 02.12.2014, tali valori devono essere giustificati sulla base dei dati di potenza oraria pregressi dell'impianto in oggetto, forniti in un apposito database predisposto dal Gestore. La disponibilità di tali dati "reali" permette da un lato di verificare quanto autorizzato e dall'altro di stimare il reale impatto elettromagnetico.

Nell'articolo sono presentati i risultati ottenuti dall'analisi statistica delle potenze orarie. In particolare vengono confrontate le distribuzioni di potenza per le diverse tecnologie attualmente implementate (GSM, UMTS e LTE), evidenziandone le differenze in termini di impatto elettromagnetico. Inoltre, poiché l'apparato normativo ad oggi fa riferimento a diversi intervalli temporali di misura e valutazione, si analizzano dettagliatamente i dati di potenza di una cella considerata maggiormente rappresentativa. Viene inoltre fornita una stima dell'impatto elettromagnetico di tale cella in funzione del tempo, in modo da valutare le implicazioni dell'uso del fattore di riduzione α_{24h} in termini di potenziale superamento dei 6 V/m.

1. INTRODUZIONE

Il costante sviluppo delle tecnologie impiegate nella telefonia mobile ha portato alla necessità di aggiornare la normativa riguardante l'esposizione ai campi elettromagnetici, in particolare per tenere conto dell'alta variabilità temporale delle emissioni prodotte dagli impianti SRB. Se da un lato ciò permette una più realistica valutazione dell'esposizione ai campi elettromagnetici prodotti da questa tipologia di sorgenti, in particolare nell'arco delle 24 ore, dall'altro consente di gestire in modo più efficiente lo spazio radioelettrico disponibile. Tuttavia ciò ha portato anche ad una maggiore complessità delle modalità di misurazione e calcolo dei limiti normativi fissati dal DPCM 08.07.2003. In quanto segue verranno brevemente richiamati i concetti riguardanti i riferimenti temporali presenti nella normativa.

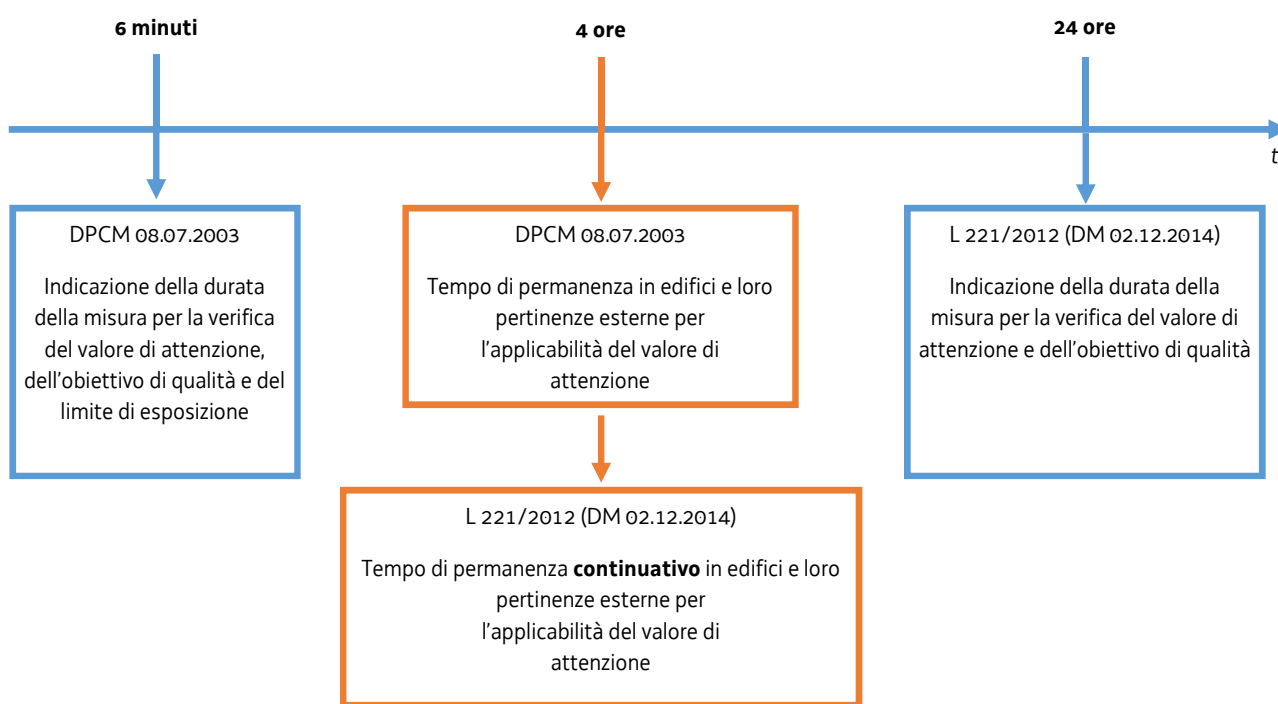
Gli art. 3 e 4 del DPCM 08.07.2003 stabiliscono che i limiti di esposizione, i valori di attenzione e gli obiettivi di qualità di cui alle tabelle 1, 2 e 3 dell'allegato B devono essere valutati come media dei valori su qualsiasi intervallo di 6 minuti. Inoltre, il suddetto DPCM afferma che il valore di attenzione va applicato "a titolo di misura di cautela per la protezione da possibili effetti a lungo termine eventualmente connessi con le esposizioni ai campi all'interno di edifici adibiti a permanenze non inferiori a 4 ore giornaliere, e loro pertinenze esterne ...".

L'art. 14 comma 8 del DL n. 179/2012 (come convertito dalla L. 221/2012) modifica in modo sostanziale il precedente decreto, stabilendo che i livelli di campo da confrontare con i valori di attenzione e gli obiettivi di qualità, intesi come valori efficaci, debbano intendersi come media dei valori nell'arco delle 24 ore. Afferma inoltre che i valori di attenzione vanno applicati "all'interno di edifici utilizzati come ambienti abitativi con permanenze continuative non inferiori a quattro ore giornaliere", precisando che la durata della permanenza nell'ambiente ritenuto abitativo deve

essere continuativa. Per quanto riguarda il calcolo previsionale, il DL 179/2012 stabilisce che si può tener conto della variabilità temporale dell'emissione degli impianti nell'arco delle 24 ore, tramite opportuni fattori di riduzione della potenza α_{24h} , meglio definiti dal DM 02.12.2014.

Quindi la normativa attuale fornisce dei riferimenti temporali sia per la durata delle misure, che differiscono a seconda del limite applicabile, sia per la determinazione della destinazione d'uso di un ambiente (criteri localizzativi). Quanto detto è schematicamente illustrato nel seguente prospetto (Fig. 1):

Figura 1: Riferimenti temporali contenuti nella normativa vigente



Per quanto concerne la valutazione preventiva e in particolare la verifica del rispetto del valore di attenzione, il DM 02.12.2014 fissa le modalità con cui l'operatore fornisce il fattore di riduzione della potenza α_{24h} al fine di tenere conto della variazione di potenza dell'impianto nell'arco delle 24 ore. In particolare impone il mantenimento dei dati di potenza oraria in appositi database, predisposti dai Gestori, che consentano di giustificare e monitorare nel tempo il fattore di riduzione scelto in fase preventiva.

Dall'entrata in vigore del DM 02.12.2014 ad oggi, il numero di celle per le quali è stato richiesto l'uso del fattore di riduzione α_{24h} è cresciuto sensibilmente. Ciò ha comportato la disponibilità dei dati di potenza oraria di un numero statisticamente significativo di celle, accrescendo il numero di informazioni tecniche a disposizione delle ARPA/APPA permettendo una più approfondita valutazione dell'impatto elettromagnetico derivato dagli impianti SRB.

Nel seguito verranno analizzati i dati di potenza oraria delle celle disponibili cercando di evidenziare le differenze di impatto elettromagnetico tra le tecnologie attualmente implementate. Verrà poi discusso, per un caso ritenuto rappresentativo, come le variazioni di potenza nel tempo si confrontino con i riferimenti temporali presenti nella normativa vigente.

2. IL METODO DI ANALISI DEI DATI

Il confronto tra i dati di celle diverse, seppure qualitativo, può essere effettuato solo se le distribuzioni di potenza giornaliera sono “omogenee” nel periodo di riferimento (convenzionalmente un anno, secondo quanto previsto dalla normativa vigente). In questo contesto il termine “omogeneo” si riferisce ad un set di dati relativi ad un periodo temporale in cui la presenza dell’utenza si possa considerare costante. I set di dati analizzati hanno mostrato essenzialmente due tipi di andamento:

- Per le celle presenti nelle zone centrali delle principali città (ad esempio Trieste), dove l’utenza rimane pressoché invariata nei vari mesi dell’anno, la distribuzione di potenza è omogenea, quindi può essere analizzata integralmente;
- Per le celle presenti in città prevalentemente marittime/turistiche (ad esempio Lignano Sabbiadoro (UD)) la distribuzione di potenza dipende fortemente dal periodo dell’anno, mostrando un aumento significativo di potenza nel periodo estivo. In tal caso è necessario considerare due diversi gruppi di dati che presentino ognuno una distribuzione omogenea e quindi analizzarli separatamente. I due gruppi riguardano il periodo invernale e quello estivo.

Per ciascun set di dati omogeneo così individuato, si procede ad una ulteriore suddivisione, individuando due sotto-gruppi:

- Diurno, che comprende le ore dalle 08 alle 22;
- Notturno, che comprende le ore dalle 23 alle 07.

Assumendo che durante il periodo notturno il traffico sia molto limitato, questa distinzione permette di evidenziare le differenze di potenza emessa e quindi di valutare l’impatto elettromagnetico delle SRB in condizioni di presenza (periodo diurno) e di assenza (periodo notturno) di traffico.

A titolo di esempio delle variazioni di potenza nei diversi mesi dell’anno, si riportano due casi analizzati, entrambi relativi a celle operanti nella banda 2100 MHz con tecnologia UTMS (3G).

Figura 2.a: Andamento temporale della potenza media giornaliera normalizzata alla potenza autorizzata (cella di Trieste)

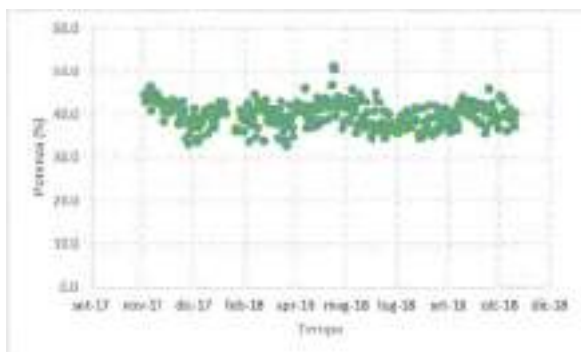
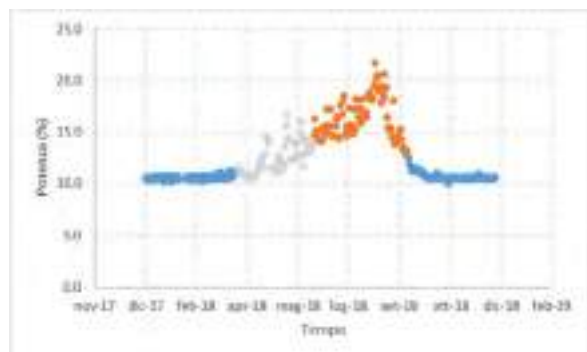


Figura 2.b: Andamento temporale della potenza media giornaliera normalizzata alla potenza autorizzata (cella di Lignano Sabbiadoro)



Com’è possibile notare in Fig. 2.a, relativa ad una cella di un sito a Trieste, la distribuzione delle potenze medie giornaliere risulta omogenea nell’anno, pertanto può essere analizzata nel suo complesso. Viceversa, come visibile in Fig. 2.b, relativamente ad una cella di un sito a Lignano

Sabbiadoro (zona marittima/turistica), la distribuzione delle potenze medie giornaliere presenta un andamento costante durante il periodo invernale (punti in blu), mentre cresce significativamente durante il periodo estivo (punti in rosso). I punti in grigio, relativi al periodo compreso indicativamente tra aprile e giugno, sono stati scartati perché riguardano una fase di transizione in cui si assiste ad un progressivo aumento dell'utenza e quindi del traffico, pertanto non omogenei.

Una volta individuato il set di dati omogeneo, è stata ricavata la distribuzione delle potenze orarie. L'analisi è stata ulteriormente affinata valutando anche l'andamento delle potenze orarie medie, massime e minime (calcolate nel periodo di riferimento, ovvero un anno) per ciascuna ora del giorno.

3. LE TECNOLOGIE GSM, UMTS E LTE

L'analisi dei dati di potenza oraria, eseguita sul set di dati disponibile, ha permesso di osservare delle caratteristiche tipiche per ogni tecnologia. Per poterle discutere vengono riportati in quanto segue i dati di sintesi più indicativi tra quelli disponibili per ogni tecnologia analizzata.

GSM (2G)

Figura 3.a: distribuzione della potenza oraria normalizzata alla potenza autorizzata con indicazione dei contributi delle ore diurne e notturne. Le linee tratteggiate verticali indicano il fattore di riduzione α_{24h} misurato (giallo) e autorizzato (arancione)

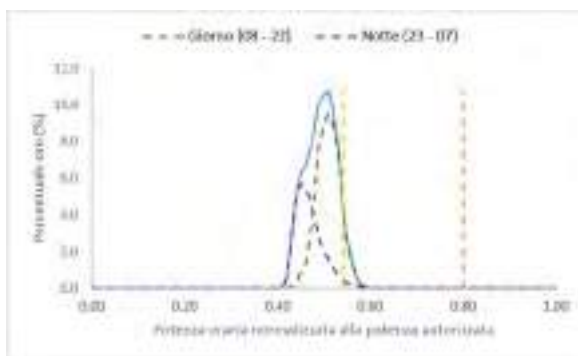
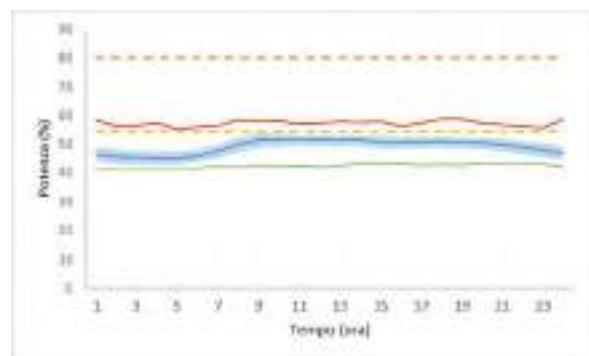


Figura 3.b: andamento orario della potenza minima (curva verde), media (curva blu) e massima (curva rossa). Le linee tratteggiate orizzontali indicano il fattore di riduzione α_{24h} misurato (giallo) e autorizzato (arancione)



Come è possibile osservare in Fig. 3.a, le distribuzioni di potenza oraria relative ai periodi diurno e notturno sono rappresentate da due picchi centrati su valori medi molto vicini tra loro, aventi una differenza pari a circa il 7%. Tale differenza può essere ulteriormente apprezzata in Fig. 3.b, in cui l'andamento della potenza media oraria (curva blu) presenta delle variazioni molto contenute. Infatti lo scarto tipo rappresentato dalla fascia blu (scarto quadratico medio con fattore di copertura pari a 1) è pari a circa il 2.5% e si mantiene praticamente costante nelle 24 ore. La differenza tra i valori di massimo (curva rossa) e minimo (curva verde) è contenuta entro il 20 % circa.

Infine è possibile osservare che il valore minimo di potenza è pari a circa il 40% della potenza massima. Ciò implica che, anche in condizioni di traffico limitato o assente, la cella emette una potenza considerevole.

UMTS (3G)

Figura 4.a: distribuzione della potenza oraria misurata normalizzata alla potenza autorizzata con indicazione dei contributi delle ore diurne e notturne

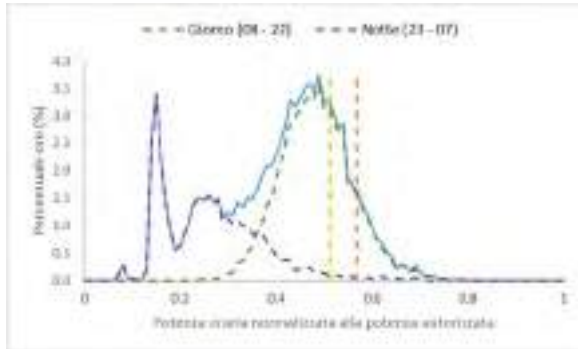
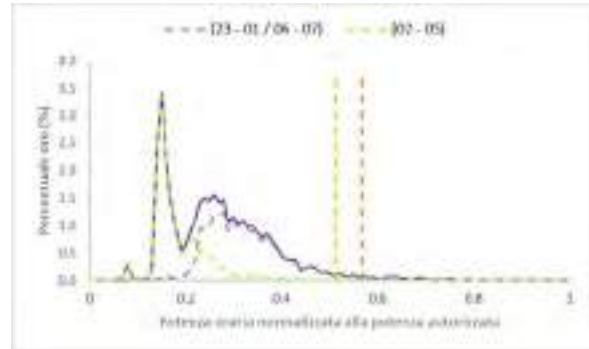
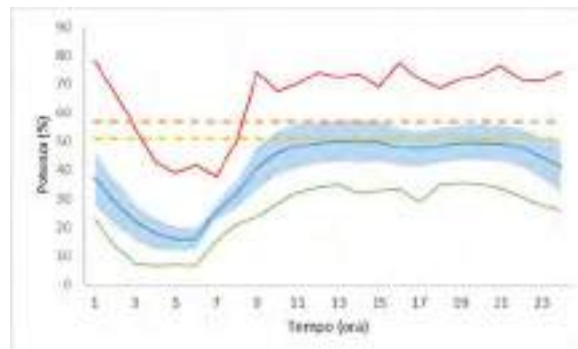


Figura 4.b: dettaglio della distribuzione della potenza oraria misurata normalizzata alla potenza autorizzata delle ore notturne



Le linee tratteggiate verticali indicano il fattore di riduzione α_{24h} misurato (giallo) e autorizzato (arancione)

Figura 4.c: andamento orario della potenza minima (curva verde), media (curva blu) e massima (curva rossa). Le linee tratteggiate orizzontali indicano il fattore di riduzione α_{24h} misurato (giallo) e autorizzato (arancione)



Come è possibile osservare in Fig. 4.a, le distribuzioni di potenza oraria relative ai periodi diurno e notturno consistono in due curve distinguibili seppure parzialmente sovrapposte. Infatti la lunga coda della distribuzione di potenza relativa al periodo notturno è dovuta principalmente alle variazioni di traffico nei periodi di tarda serata (dalle 23 alle 01 circa) e di prima mattinata (dalle 06 alle 07 circa), come mostrato in dettaglio in Fig. 4.b. Ciò è ancora più evidente osservando l'andamento della potenza media oraria (curva blu) in Fig. 4.c, in cui è possibile notare un minimo in corrispondenza del periodo della giornata che comprende le ore dalle 02 alle 05 circa. Lo scarto tipo rappresentato dalla fascia blu (scarto quadratico medio con fattore di copertura pari a 1) rende conto della variabilità della potenza, maggiore nelle ore diurne.

Inoltre, come è possibile osservare in Fig. 4.b, durante il periodo notturno (dalle 02 alle 05), nell'ipotesi che il traffico sia molto limitato o assente, la potenza media emessa, dovuta quasi esclusivamente ai soli canali di controllo, è pari a circa il 15 %.

Per il periodo diurno, invece, la distribuzione di potenza è simmetrica e centrata attorno al 50 % della potenza autorizzata.

Si può osservare che la differenza percentuale tra la cella in condizioni di traffico (periodo diurno) e di assenza di traffico (periodo notturno dalle 02 alle 05) è circa il 35 %, a conferma dell'ipotesi di traffico limitato nelle ore notturne.

LTE (4G)

Figura 5.a: distribuzione della potenza oraria misurata normalizzata alla potenza autorizzata con indicazione dei contributi delle ore diurne e notturne. Le linee tratteggiate verticali indicano il fattore di riduzione α_{24h} misurato (giallo) e autorizzato (arancione)

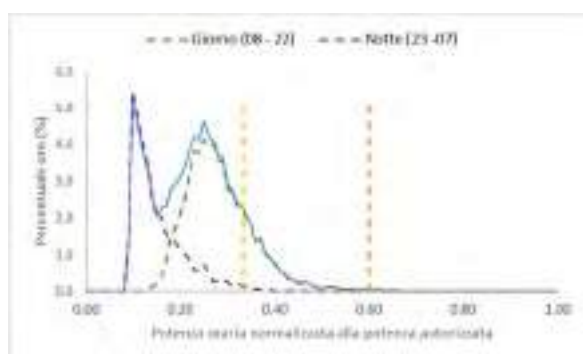
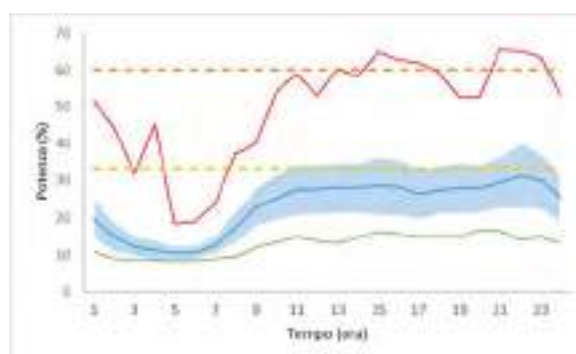


Figura 5.b: andamento orario della potenza minima (curva verde), media (curva blu) e massima (curva rossa). Le linee tratteggiate orizzontali indicano il fattore di riduzione α_{24h} misurato (giallo) e autorizzato (arancione)



Come è possibile osservare in Fig. 5.a, le distribuzioni di potenza oraria relative ai periodi diurno e notturno consistono in due curve distinguibili seppure parzialmente sovrapposte. Per il periodo diurno si osserva una distribuzione abbastanza simmetrica con una coda a potenze più alte. Inoltre lo scarto tipo rappresentato dalla fascia blu (scarto quadratico medio con fattore di copertura pari a 1) nel periodo diurno, pari a circa 15 %, risulta significativamente maggiore rispetto al corrispondente del periodo notturno, pari a circa 5 %. Ciò rende conto delle variazioni di potenza in funzione del traffico utente.

Per il periodo notturno, nell'ipotesi di traffico limitato o assente, la potenza impiegata è riconducibile ai soli canali di traffico. La coda a potenze più alte nel periodo notturno è presumibilmente dovuta ad un uso sporadico dell'utenza, visto che il dispositivo mobile, una volta connesso alla rete 4G, rappresenta un terminale sempre connesso alla rete.

Infine, in Fig. 5.b si può notare, a differenza delle precedenti tecnologie, come l'andamento della potenza media oraria (curva blu) risenta poco delle fluttuazioni dei valori massimi (curva rossa).

4. IL CONFRONTO TRA LE TECNOLOGIE ANALIZZATE

È importante precisare che i risultati ottenuti fotografano lo stato attuale di utilizzo delle diverse tecnologie di telefonia mobile. Ci si aspetta che tali risultati cambino anche drasticamente in un prossimo futuro, ad esempio perché verrà introdotto massivamente il 5G e dismesso il 2G, o per l'adeguamento dell'utenza alle tecnologie più recenti.

Estendendo l'analisi precedente a tutte le celle di cui sono disponibili i dati di potenza oraria è possibile trarre alcune osservazioni riguardo il funzionamento intrinseco delle tecnologie precedentemente discusse e alcune conclusioni di carattere più generale.

In particolare, per la tecnologia GSM (2G) si osserva che la potenza oraria ha variazioni contenute. Ciò può essere dovuto ad uno scarso utilizzo della cella, considerando anche che il progressivo adeguamento tecnologico dell'utenza fa sì che la tecnologia GSM tenda ad essere sempre meno utilizzata.

Inoltre il valore di potenza minimo relativamente elevato è strettamente legato ai canali di controllo e quindi al numero di portanti attive. Ad esempio, per la tecnologia GSM, il canale di controllo BCCH, necessario a segnalare la presenza della SRB ai dispositivi mobili, viene emesso sempre alla massima potenza stabilita [3]. Si ricorda che per il GSM il controllo di potenza viene gestito in base al livello di rapporto segnale-rumore (quest'ultimo dovuto anche alle interferenze), pattuito tra SRB e dispositivo mobile, che deve superare una certa soglia perché la comunicazione possa avere luogo [6][7][8].

Per la tecnologia UMTS (3G) si osserva una potenza minima sicuramente inferiore rispetto a quella del GSM, pari a circa il 15 %. Ciò è compatibile con il fatto che il canale di controllo CPICH, usato per trasmettere il codice di scrambling della cella [4], viene emesso sempre ad una percentuale fissa della potenza stabilita (solitamente compresa tra 8 % e 10 % della potenza massima), mentre gli altri canali di controllo vengono emessi a frazioni di potenza di quest'ultima [3].

Per la tecnologia LTE (4G) la potenza minima è inferiore a quella dell'UMTS e quindi del GSM, segno di una migliore gestione dei canali di controllo. La coda alle potenze più alte relativa al periodo diurno è indice del maggiore fattore di cresta (PAPR), dovuto alla natura multi portante del segnale [3] [5] nonché all'utilizzo da parte dell'utenza della tecnologia stessa.

Si ricorda che per l'UMTS e LTE il controllo di potenza si basa sul raggiungimento di un certo livello di QoS (Quality of Service), quindi è dinamico [8]. In particolare per LTE il QoS può essere adattato a seconda del tipo di applicazione (voce, video, internet) che l'utente utilizza.

Infine è possibile trarre due importanti conclusioni di carattere generale, ricavate in condizioni di funzionamento **reale** degli impianti (posizionati in centro città per cui è possibile supporre che l'utenza sia abbastanza alta), e dall'analisi delle potenze **misurate**:

- In condizioni di assenza di traffico, la tecnologia più recente è in media meno impattante. In condizioni di traffico non è possibile trarre una conclusione altrettanto netta perché la forma della distribuzione oraria e la percentuale di potenza utilizzata dalla cella potrebbero cambiare. Tuttavia si fa presente che le celle analizzate si trovano in centro città e come tali sono presumibilmente molto utilizzate;
- I valori di potenza oraria normalizzati alla potenza autorizzata possono superare il valore del fattore di riduzione α_{24h} autorizzato (come esempio si veda la Fig. 4.a). Inoltre i valori di potenza massima (curve rosse) possono superare la potenza autorizzata corretta per il fattore di riduzione α_{24h} (come esempio si vedano le Fig. 4.c e 5.b).

Se il primo risultato è la dimostrazione del progresso della tecnologia nell'ambito delle telecomunicazioni (maggiore efficienza con un minore impatto elettromagnetico), il secondo solleva un potenziale problema riguardo il rispetto dei 6 V/m per un periodo di tempo inferiore alle 24 ore. In quanto segue, si cercherà di analizzare dettagliatamente il secondo punto, in riferimento, a titolo esemplificativo, alla sola tecnologia UMTS.

5. IL CONFRONTO CON I RIFERIMENTI TEMPORALI PRESENTI NELLA NORMATIVA VIGENTE

L'analisi dei dati di potenza della cella con tecnologia UMTS e operante nella banda 2100 MHz descritta in precedenza (Fig. 4) mostra che esiste una percentuale di ore in un anno per le quali la potenza oraria normalizzata alla potenza autorizzata supera il valore del fattore di riduzione α_{24h} autorizzato, come specificato meglio in Fig. 6.a. Sebbene tale confronto non coincida con quanto previsto dalla normativa, può essere utile per comprendere il potenziale impatto elettromagnetico per intervalli di tempo inferiori alle 24 ore, ovvero 6 minuti e 4 ore.

In quanto segue verranno illustrati i risultati ottenuti per la sola cella in esame. Tali risultati saranno poi confrontati con i riferimenti temporali presenti nella normativa.

Figura 6.a: distribuzione della potenza oraria misurata normalizzata alla potenza autorizzata. Le linee tratteggiate verticali indicano il fattore di riduzione α_{24h} misurato (giallo) e autorizzato (arancione)

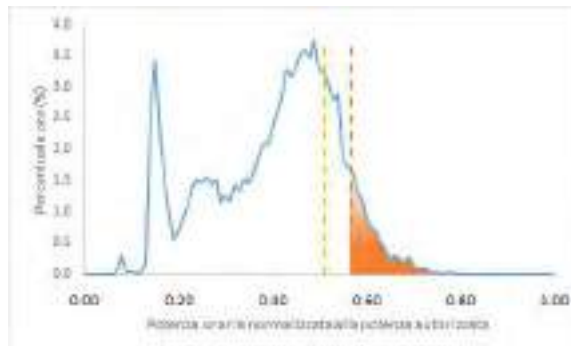


Figura 6.b: istogramma, per numero di ore, del numero di giorni in cui la potenza oraria (P_h) normalizzata alla potenza autorizzata (P_{aut}) supera il valore α_{24h} autorizzato

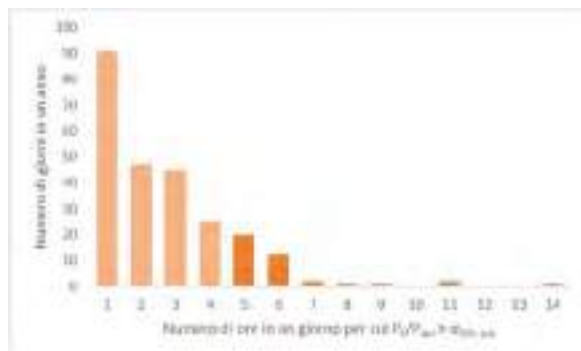
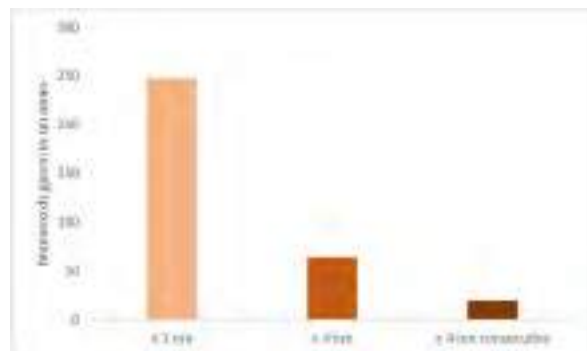


Figura 6.c: numero di giorni in un anno in cui la potenza oraria (P_h) normalizzata alla potenza autorizzata (P_{aut}) supera il valore α_{24h} autorizzato



In Fig. 6.b viene riportato, in funzione del numero di ore in un giorno, il numero di giorni in cui la potenza oraria normalizzata alla potenza autorizzata supera il valore del fattore di riduzione α_{24h} autorizzato. In particolare i giorni dell'anno interessati sono circa 247 (67.6 % di un anno). Per 64 giorni (17.5 % di un anno) la condizione precedente è soddisfatta per più di 4 ore al giorno e, in 19 giorni di questi (5.2 % di un anno) per più di 4 ore consecutive (da 4 a 9 ore), come meglio indicato in Fig. 6.c.

6. CONCLUSIONI

Dall'entrata in vigore del DM 02.12.2014 ad oggi, il numero di celle per le quali è stato richiesto l'uso del fattore di riduzione α_{24h} è cresciuto sensibilmente. La conseguente disponibilità dei dati di potenza oraria ha permesso una più approfondita valutazione dell'impatto elettromagnetico derivato dagli impianti SRB, ricavata in condizioni di funzionamento reale e dall'analisi di potenze misurate.

Dall'analisi effettuata, descritta in dettaglio nei paragrafi precedenti emergono due risultati: le tecnologie più recenti risultano meno impattanti e, per quanto riguarda il rispetto dei valori di legge, in particolare del valore di attenzione e dell'obiettivo di qualità, risulta che in condizioni di funzionamento reale, i valori di potenza oraria normalizzati alla potenza autorizzata possono superare il valore del fattore di riduzione α_{24h} autorizzato (si veda la Fig. 4).

Poiché la normativa attuale fornisce dei riferimenti temporali sia per la durata delle misure, che differiscono a seconda del limite applicabile, sia per la determinazione della destinazione d'uso di un ambiente, ovvero stabilisce dei criteri temporali per la permanenza (si veda la Fig. 1), si è cercato di valutare il possibile impatto ambientale di un impianto SRB, in termini di potenza emessa, in funzione del tempo. Dall'analisi effettuata si è visto che, per la cella in esame, la potenza oraria normalizzata alla potenza autorizzata supera il valore del fattore di riduzione α_{24h} autorizzato anche per più di 4 ore consecutive (si veda la Fig. 6). Ciò nonostante la potenza media valutata nelle 24 ore risulta inferiore al valore di attenzione, quindi non costituisce un superamento del limite di legge.

L'analisi precedente rappresenta la dimostrazione di un concetto generale: maggiore è l'intervallo temporale in cui le misure vengono mediate, meno cautelativa sarà la valutazione. Quindi effettuare le misure come media nelle 24 ore è sicuramente meno cautelativo per la valutazione dell'impatto elettromagnetico. Ciò implica che il principio di cautela su cui si basano i concetti di valore di attenzione e obiettivo di qualità, espressi dalla L 36/2001 e dal DPCM 08.07.2003, possa venir meno.

Infine, l'analisi e il confronto con i riferimenti temporali presenti nella normativa sopra descritti potranno essere estesi a tutte le celle per le quali saranno disponibili in futuro i dati di potenza oraria, in modo da quantificare l'entità del potenziale problema.

Bibliografia

- [1] DPCM 08.07.2003 – *“Fissazione dei limiti di esposizione, dei valori di attenzione e degli obiettivi di qualità per la protezione della popolazione dalle esposizioni a campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici generati a frequenze comprese tra 100 kHz e 300 GHz”*
- [2] DM 02.12.2014 – *“Linee guida, relative alla definizione delle modalità con cui gli operatori forniscono all’ISPRA e alle ARPA/APPA i dati di potenza degli impianti e alla definizione dei fattori di riduzione della potenza da applicare nelle stime previsionali per tenere conto della variabilità temporale dell’emissione degli impianti nell’arco delle 24 ore”*
- [3] Norma CEI 211-7 App. E – *“Misura del campo elettromagnetico da stazioni radio base per sistemi di comunicazione mobile (2G, 3G, 4G)”*
- [4] G. Columpsi, M. Leonardi, A. Ricci – *“UMTS. Tecniche e architetture per le reti di comunicazioni mobili multimediali”* – 2005 – Hoepli
- [5] Application Report *“AN-1434 Crest Factor Invariant RF Power Detector”* – 2013 – Texas Instruments
- [6] F. Hägglund – *“Improved Power Control for GSM/EDGE”* – 2005 – Luleå University of Technology
- [7] GSM Technical Specification – *“Digital cellular telecommunications system (Phase 2+); Radio transmission and reception (GSM 05.05)”* – 1996 – ETSI
- [8] M. Chiang, P. Hande, T. Lan, C. W. Tan – *“Power Control in Wireless Cellular Networks”* – 2008 – Now Publishers Inc.

Saturazione dello spazio radioelettrico: esperienza di ARPA FVG sull'utilizzo del fattore di riduzione α_{24h}

S. Barba¹, N. Poles¹, A. Bampo¹, M. Benes¹, M. Marzona¹, A. Merlino¹, C. Montefusco¹, M. Moretuzzo¹

¹ARPA-FVG Via Cairoli, 14 Palmanova (UD)

salvatore.barba@arpa.fvg.it

Abstract

Il potenziamento dei sistemi UMTS e l'introduzione capillare della tecnologia LTE nella rete di telefonia mobile, dovuti alla sempre maggiore necessità di connettività dati da parte degli utenti, hanno portato nel corso degli anni ad un continuo aumento della potenza delle Stazioni Radio Base (SRB). Sempre più frequentemente la potenza complessiva richiesta dai Gestori è tale per cui il campo elettrico, calcolato secondo le metodologie previste dalla normativa vigente, è prossimo ai limiti di legge. Ne consegue una maggior difficoltà all'installazione di nuovi impianti o alla riconfigurazione, con aumento di potenza, di impianti esistenti: si verifica cioè la condizione di saturazione dello spazio radioelettrico disponibile.

Uno degli strumenti a disposizione dei Gestori per risolvere tali criticità è rappresentato dal fattore di riduzione α_{24h} , come previsto dal DL 179/2012 (convertito nella L 221/2012) e successivamente specificato dal DM 02.12.2014. Questo prevede che i valori di attenzione e gli obiettivi di qualità per la protezione della popolazione dalle esposizioni ai campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici generati a frequenze comprese tra 100 kHz e 300 GHz siano intesi come media dei valori nell'arco delle 24 ore, in modo da tenere conto della variabilità temporale della potenza di trasmissione.

Nell'articolo viene analizzato l'utilizzo del fattore di riduzione α_{24h} . In particolare è discussa l'analisi statistica dei dati di potenza "reali" degli impianti SRB, reperibili nei database predisposti dai Gestori, nonché la loro disponibilità, distribuzione geografica e variabilità temporale. I risultati ottenuti sono quindi confrontati con quanto dichiarato in sede autorizzativa. Viene infine valutata l'efficacia dell'uso di tali fattori nella riduzione della saturazione dello spazio radioelettrico disponibile.

1. INTRODUZIONE

A partire dall'emanazione della L 36/2001, "Legge quadro sulla protezione dalle esposizioni a campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici", con cui da un lato si costituiva un catasto delle sorgenti fisse e mobili di radiazioni non ionizzanti e dall'altro si affidava alle amministrazioni provinciali e comunali, con il supporto tecnico delle Agenzie regionali e provinciali dell'Ambiente, le funzioni di controllo e di vigilanza sanitaria e ambientale sulle sorgenti di radiazioni non ionizzanti, si è iniziato il censimento e il costante aggiornamento dei dati degli impianti radioelettrici. Dall'analisi della variazione nel tempo di tali dati si è potuto osservare un rapido aumento della potenza degli impianti a radiofrequenza presenti sul territorio della Regione Friuli Venezia Giulia [1].

Figura 1.a: Andamento annuo della potenza complessiva in FVG

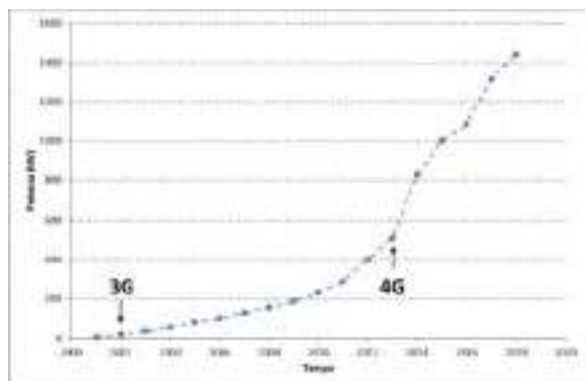
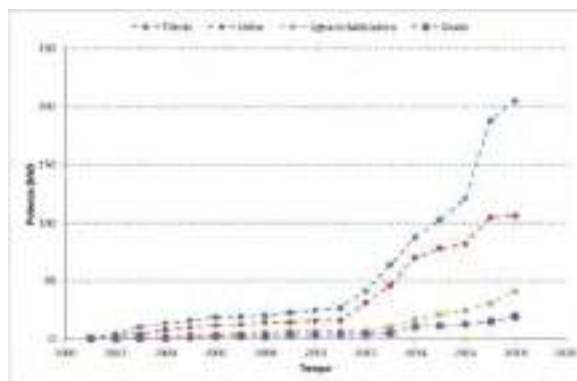


Figura 1.b: Andamento annuo della potenza per alcuni comuni in FVG



La Fig. 1.a riporta per ciascun anno dal 2000 al 2018 la potenza degli impianti di telefonia mobile presenti nel catasto regionale degli impianti radioelettrici curato da ARPA FVG. Nonostante l'andamento sia sempre crescente, si osserva un rapido aumento della potenza complessiva successivamente all'introduzione di nuove tecnologie (2002 per il 3G, 2013 per il 4G) seguito da periodi di flessione in cui la copertura territoriale con la nuova tecnologia veniva completata. A titolo di esempio, si riporta in Fig. 1.b. l'andamento temporale della potenza complessiva degli impianti SRB presenti nelle città di Trieste (TS) e Udine (UD), in cui è possibile notare come, a partire dal 2011, ci sia stato un incremento di potenza significativo, presumibilmente dovuto alla maggiore complessità territoriale (orografia del territorio) e all'alta densità abitativa. Per le località turistiche di Grado (GO) e Lignano Sabbiadoro (UD) l'incremento di potenza risulta invece più contenuto.

Tale richiesta di aumento di potenza ha portato in alcuni casi a situazioni di criticità, cioè ai casi in cui il campo elettrico, in prossimità degli edifici, è maggiormente vicino al limite applicabile, portando ad una progressiva saturazione dello spazio radioelettrico. Tali criticità vengono riscontrate soprattutto in fase preventiva. Una possibile soluzione è rappresentata dall'utilizzo del fattore di riduzione α_{24h} .

Nel seguito verrà richiamato il concetto di fattore di riduzione α_{24h} , così come definito dalla normativa, e verranno presentati i risultati dell'analisi statistica dei dati di potenza reperibili nei database predisposti dai Gestori.

2. IL FATTORE DI RIDUZIONE α_{24h}

Il DM 02.12.2014 definisce il fattore di riduzione α_{24h} come un coefficiente che tenga conto della variabilità temporale dell'emissione degli impianti nell'arco delle 24 ore da applicarsi nelle stime previsionali [2]. In particolare stabilisce che:

*“per ogni segnale elettromagnetico generato da un impianto, corrispondente ad una tipologia di servizio, emesso in un particolare settore su una determinata banda di frequenza, sia P_i la potenza media ad esso associata nell'intervallo temporale i -esimo, si definisce il coefficiente α_{24h} relativo al “segnale” come il **valore massimo su base annua** del coefficiente giornaliero α_{24h}^{day} definito come:*

$$\alpha_{24h}^{day} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{P_i}{P_{max}}$$

dove P_{max} è il valore della potenza massima erogabile ai morsetti di antenna ed m è pari al numero di intervalli temporali di durata pari a 60 minuti compresi in un giorno, cioè 24”.

L’art. 14, comma 8, del DL n. 179/2012 (come convertito dalla L. 221/2012), richiamato dal DM 02.12.2014, stabilisce che i livelli di campo da confrontare con i **valori di attenzione** e gli **obiettivi di qualità** di cui alle tabelle 2 e 3 dell’allegato B del DPCM 08.07.2003, intesi come valori efficaci, debbano intendersi come media dei valori nell’arco delle 24 ore. Lo stesso articolo conferma invece la precedente normativa relativamente ai livelli di campo elettrico da confrontare con i **limiti di esposizione** di cui alla tabella 1 dell’allegato B del DPCM 08.07.2003, intesi come valori efficaci, che devono essere mediati su qualsiasi intervallo di 6 minuti.

Questa distinzione ha ripercussioni sul processo di valutazione preventiva perché richiede di diversificare l’analisi in funzione del limite applicabile: mentre per verificare il rispetto del limite di esposizione è necessario considerare la potenza massima al connettore di antenna P_{max} , per verificare il rispetto del valore di attenzione e dell’obiettivo di qualità deve essere utilizzata la potenza massima al connettore d’antenna ridotta del fattore α_{24h} .

Quindi l’utilizzo del fattore di riduzione α_{24h} in fase preventiva implica un aumento dei tempi necessari sia per la progettazione da parte degli studi incaricati sia per il rilascio del parere tecnico di competenza di ARPA ed inoltre comporta la fornitura e il mantenimento dei dati di potenza in appositi database predisposti dai Gestori, secondo quanto previsto dal DM 02.12.2014. Per tali motivi l’uso del fattore di riduzione α_{24h} in fase preventiva è spesso limitato ai casi di criticità. In tal senso, l’utilizzo dei fattori di riduzione α_{24h} può rappresentare un indice della saturazione dello spazio radioelettrico perché correlato all’aumento dei suddetti casi.

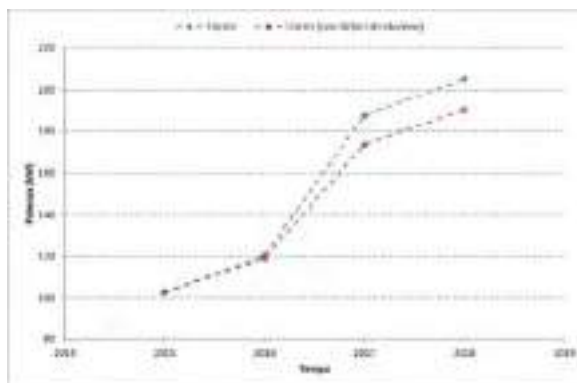
In quanto segue verranno utilizzate le espressioni:

- α_{24h} “*autorizzato*”, ad indicare il fattore di riduzione autorizzato in fase preventiva. Tale fattore viene scelto in base all’analisi dei dati di potenza dell’impianto in una configurazione che può essere anche significativamente diversa da quella per la quale viene richiesta l’autorizzazione. Infatti la riconfigurazione di un impianto, in generale, può comportare la variazione anche sostanziale di altri parametri radioelettrici. Inoltre, limitatamente alla prima attivazione di nuove tecnologie, il DM 02.12.2014 prevede di ricavare il fattore di riduzione scelto dall’analisi delle potenze di uno o più impianti con “*caratteristiche tecniche simili*”.
- α_{24h} “*misurato*”, ad indicare il fattore di riduzione calcolato sulla base dei dati storici dell’impianto.

Si è ritenuto utile evidenziare le differenze concettuali tra i fattori di riduzione α_{24h} “autorizzato” e “misurato” in quanto come si vedrà nel seguito possono essere significativamente diversi.

Per avere un’idea della variazione di potenza che comporta l’uso del fattore di riduzione α_{24h} , in figura 2 viene riportato l’andamento annuo della potenza complessiva dei siti presenti nel comune di Trieste a partire dal 2015, data successiva all’entrata in vigore del DM 02.12.2014. Si può notare una differenza di circa 14 kW al 2018 tra le potenze senza e con il fattore di riduzione α_{24h} .

Figura 2: Andamento annuo della potenza dei siti del comune di Trieste senza (blu) e con i fattori di riduzione α_{24h} (rosso)



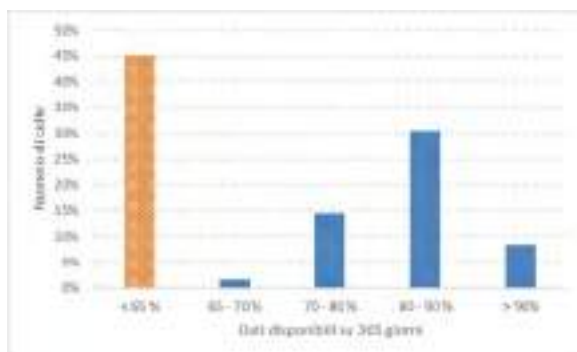
3. LA DISPONIBILITÀ DEI DATI DI POTENZA

I risultati e le considerazioni seguenti si basano sull'analisi dei dati di potenza messi a disposizione dai Gestori di telefonia, secondo quanto previsto dal DM 02.12.2014, ed aggiornati a ottobre 2018, nonché sui dati radioelettrici degli impianti presenti nel catasto delle sorgenti RF gestito da ARPA FVG.

La percentuale di siti che fanno uso dei fattori di riduzione α_{24h} è pari al 2.4 % del totale (61 su 2560), a cui corrisponde un numero di celle pari all'1.6 % del totale (430 su 26851), di cui l'80.5 % di queste sono collocati nella città di Trieste.

Per questi siti, la disponibilità dei dati di potenza nei database predisposti dai Gestori raramente risulta completa, così come il loro aggiornamento dopo l'attivazione della configurazione autorizzata. Accade infatti che i dati di potenza reperibili non siano sufficienti a giustificare in maniera documentata la scelta del fattore di riduzione adottato, secondo quanto richiesto dal DM 02.12.2014 sia in fase preventiva che di verifica post installazione, perché non permettono un'analisi statistica significativa in un anno (ad esempio la disponibilità di soli 6 mesi di dati per un settore che si trova in una località marittima/turistica può portare a valutazioni errate – si vedano le figure 5.a e 5.b). Da qui la necessità di fissare una soglia minima specificatamente per le valutazioni preventive sotto la quale ritenere insufficienti i dati di forniti, ovvero il 90 % di dati validi di un anno.

Figura 3: Disponibilità dei dati di potenza oraria su 365 giorni (430 celle totali). In arancione la percentuali di celle i cui dati di potenza oraria risultano inferiori al 65 % di un anno.



In Fig. 3 viene mostrata la disponibilità dei dati di potenza oraria per le celle con un fattore di riduzione α_{24h} diverso da 1, in cui è possibile notare che solo per una ristretta percentuale di celle (meno del 10 %) i dati di potenza sono superiori al 90 %. Pertanto, vista l'esiguità dei dati disponibili, si è deciso di effettuare la presente analisi tenendo conto delle celle per le quali sono disponibili dati di potenza superiori al 65 % (237/365 giorni ovvero 8 mesi circa), cioè 236 celle, escludendo comunque le celle i cui dati sono poco rappresentativi.

4. LA DISTRIBUZIONE GEOGRAFICA DEI DATI

Nelle figure 4.a e 4.b è riportata la distribuzione geografica degli impianti con almeno una cella con un fattore di riduzione α_{24h} diverso da 1 nel territorio della Regione Friuli Venezia Giulia. Come si può notare la massima concentrazione è nel comune di Trieste. Ciò è dovuto prevalentemente alla particolare orografia del territorio, alla grande variabilità dell'altezza degli edifici e all'alta densità abitativa, caratteristiche critiche ai fini dell'ottimizzazione della copertura del servizio di telefonia mobile stante il rispetto dei limiti di legge di cui alla L 36 del 2001.

In figura 4.a si può notare come il fattore di riduzione α_{24h} venga utilizzato anche nelle località turistiche di Lignano Sabbiadoro e Grado. Infatti ciò permette di aumentare la potenza media di emissione degli impianti SRB, necessaria a gestire maggiore utenza, continuando a garantire il rispetto dei limiti di legge.

Figura 4.a: Distribuzione geografica delle celle con fattore di riduzione α_{24h} diverso da 1

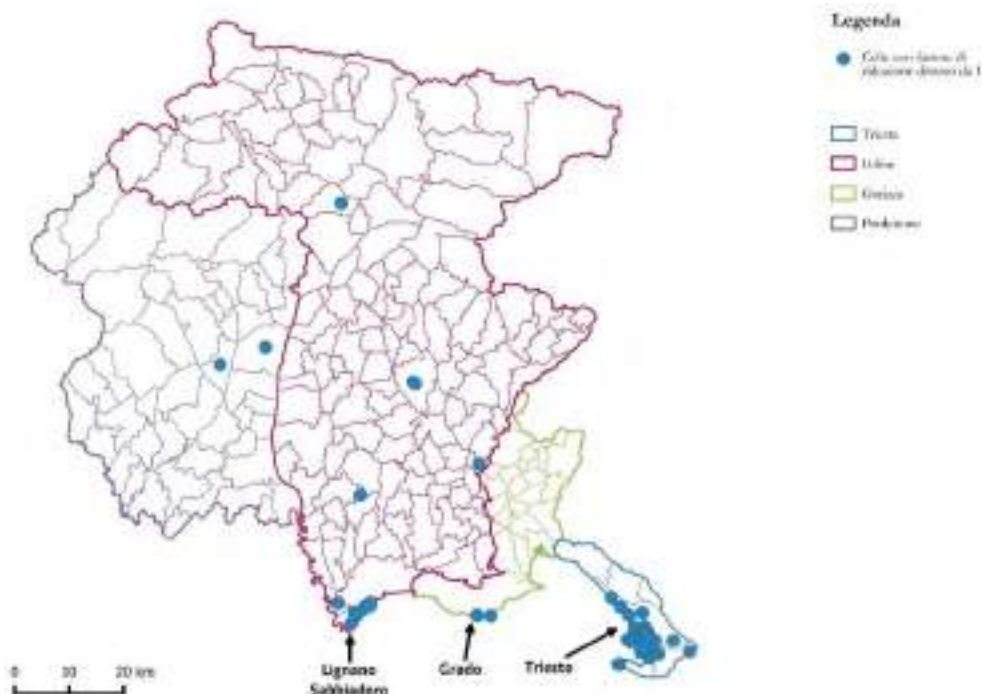
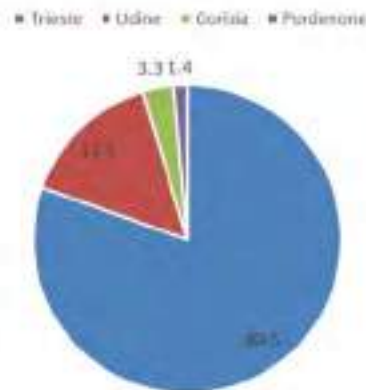


Figura 4.b: Distribuzione percentuale tra le 4 provincie delle celle con fattore di riduzione α_{24h} diverso da 1



5. LA DISTRIBUZIONE TEMPORALE DEI DATI

La variabilità del fattore di riduzione α_{24h}^{day} , legata alle fluttuazioni della potenza media giornaliera al connettore di antenna, può dipendere anche dalla localizzazione geografica dell'impianto, come evidenziato al punto precedente. Nei grafici sotto riportati vengono confrontate due celle rappresentative operanti nella banda 2100 MHz con tecnologia UMTS, site rispettivamente a Lignano Sabbiadoro (Fig. 5.a), zona turistica stagionale, e a Trieste (Fig. 5.b). Mentre nel primo caso si osserva un aumento della potenza media giornaliera durante la stagione estiva, dovuta ad un incremento dell'utenza, nel secondo caso la distribuzione di potenza rimane pressoché uniforme per tutto l'anno. Da ciò la necessità di tenere conto, in fase preventiva, del valore massimo in un anno del fattore di riduzione α_{24h}^{day} , cioè α_{24h} , in modo che la valutazione preventiva rimanga sempre valida.

Figura 5.a: Andamento temporale della potenza media giornaliera misurata per una cella di un sito di Lignano Sabbiadoro

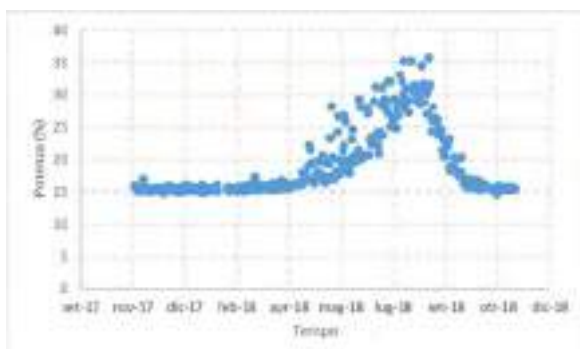


Figura 5.b: Andamento temporale della potenza media giornaliera misurata per una cella di un sito di Trieste

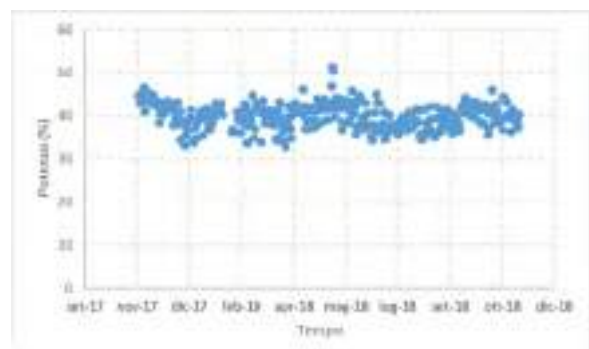


Figura 5.c: Distribuzione della potenza media giornaliera misurata per una cella di un sito di Lignano Sabbiadoro (Linea rossa: $\alpha_{24h_aut} = 0.57$ - Linea gialla: $\alpha_{24h_mis} = 0.36$)

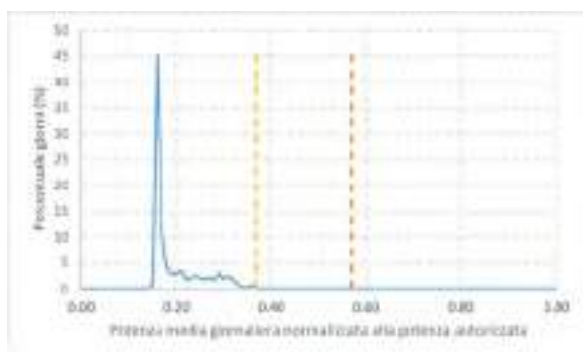
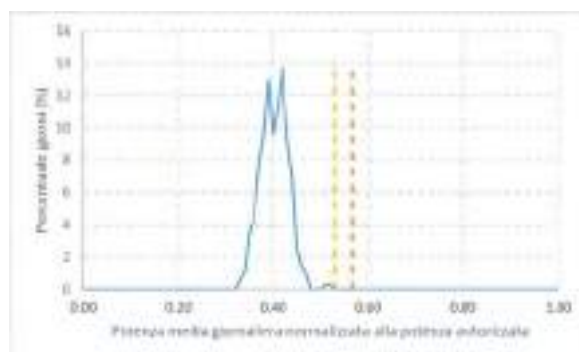


Figura 5.d: Distribuzione della potenza media giornaliera misurata per una cella di un sito di Trieste (Linea rossa: $\alpha_{24h_aut} = 0.57$ - Linea gialla: $\alpha_{24h_mis} = 0.51$)



Per maggiore chiarezza, nelle Fig. 5.c e 5.d si riportano le distribuzioni della potenza media giornaliera normalizzata alla potenza massima autorizzata (α_{24h}^{day}), confrontate con i fattori di riduzione α_{24h} “misurato” ed “autorizzato”. Nel primo caso (cella di Lignano Sabbiadoro) la distribuzione è concentrata attorno al valore minimo, ben inferiore rispetto ai fattori di riduzione α_{24h} “misurato” ed “autorizzato”. Nel secondo caso (sito di Trieste), le potenze medie presentano una distribuzione pressoché simmetrica rispetto al loro valore medio, a sua volta vicino ai fattori di riduzione α_{24h} “misurato” ed “autorizzato”.

6. I RISULTATI STATISTICI DELL'ANALISI DEI DATI

Espandendo l'analisi a tutte le celle con un fattore di riduzione diverso da 1 e per le quali sono disponibili i dati di potenza superiore al 65 % di un anno, sono stati confrontati i fattori di riduzione α_{24h} “misurato” ed “autorizzato”. Gli istogrammi sotto riportati mostrano l'andamento per i due fattori.

Figura 6.a: Confronto tra α_{24h} misurato e autorizzato

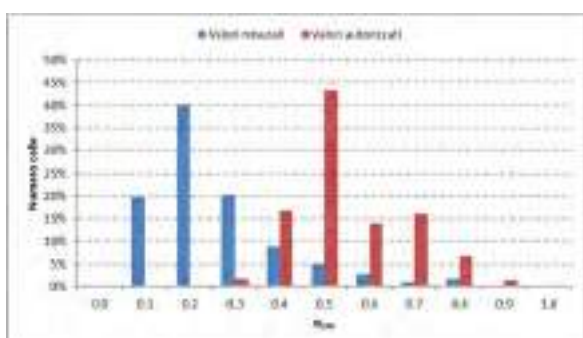
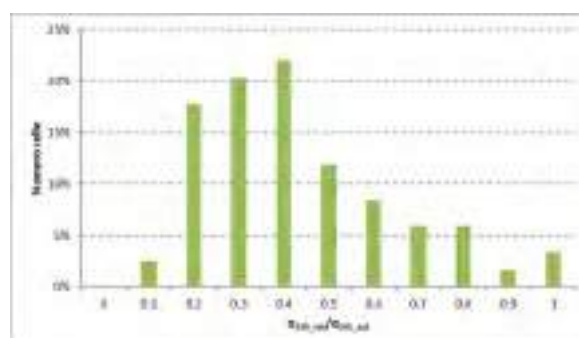


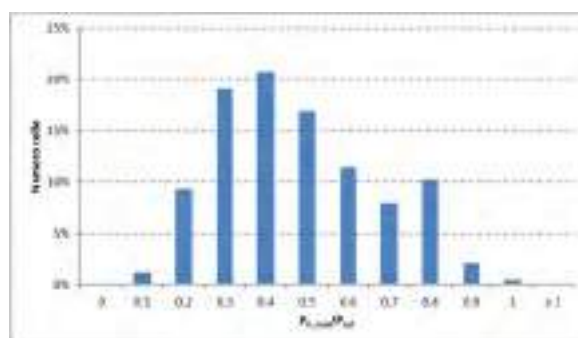
Figura 6.b: Rapporto tra α_{24h} misurato e autorizzato



Come anticipato al paragrafo 2, le due distribuzioni di Fig. 6.a appaiono traslate: è infatti possibile affermare che, in generale, i fattori di riduzione α_{24h} “autorizzati” sono sovrastimati rispetto a quelli “misurati”. Mediamente (Fig. 6.b) il fattore di riduzione α_{24h} “misurato” si colloca a circa il 40 % di quello “autorizzato” [3][4][5].

Infine, in Fig. 7 si riporta la distribuzione della potenza oraria massima in un anno normalizzata alla potenza autorizzata. Tale distribuzione mostra come la potenza massima realmente impiegata sia sempre inferiore alla potenza autorizzata. Il fatto che tale distribuzione sia centrata attorno a 0.4 dimostra come le potenze richieste siano comunque sovrastimate rispetto a quelle realmente impiegate.

Figura 7: Confronto tra la potenza oraria massima misurata (P_{h_max}) e la potenza autorizzata (P_{aut})



I risultati sopra esposti sono rappresentativi della potenza reale impiegata dalle SRB e conseguentemente del reale fattore di riduzione α_{24h} . Se confrontati con i dati autorizzati, appare evidente che la condizione di saturazione dello spazio radioelettrico sussista solo a livello autorizzativo. Infatti, attualmente, non sono stati riscontrati casi di criticità a livello di misura.

Pertanto, secondo l'esperienza maturata da ARPA FVG, l'uso del fattore di riduzione α_{24h} non ha portato ad alcuna riduzione dell'occupazione dello spazio radioelettrico, ma solo ad una risoluzione localizzata delle criticità emerse in fase preventiva.

7. CONCLUSIONI

Nel corso degli anni si è assistito a un aumento della potenza richiesta/autorizzata per gli impianti SRB presenti sul territorio della Regione Friuli Venezia Giulia, dovuto sia all'introduzione di nuove tecnologie sia all'aumento dell'utenza. Ciò ha portato ad una progressiva saturazione dello spazio radioelettrico, determinando delle difficoltà per la modifica o per l'installazione di nuovi impianti.

Uno degli strumenti che consente di superare le criticità che emergono in fase preventiva è rappresentato dal fattore di riduzione α_{24h} . L'analisi dei dati di potenza e quindi dei fattori di riduzione discussa sopra ha portato ai seguenti risultati.

I fattori di riduzione α_{24h} vengono impiegati prevalentemente in zone che presentano un'alta densità abitativa, una elevata complessità territoriale ed una forte variabilità stagionale dell'utenza. Quindi la distribuzione di siti con fattori di riduzione α_{24h} diversi da 1 è fortemente disomogenea sul territorio.

Emerge anche che la distribuzione delle potenze medie giornaliere nell'anno dipende dalla localizzazione geografica del sito. Di ciò è necessario tenere conto per il calcolo corretto del fattore di riduzione α_{24h} , sia in fase preventiva che di verifica post-installazione, considerando un opportuno set di dati di potenza che sia rappresentativo dell'attività dell'impianto durante il periodo di maggiore uso da parte dell'utenza.

Dall'analisi statistica dei dati di potenza emerge che i fattori di riduzione α_{24h} "autorizzati" sono sovrastimati rispetto a quelli "misurati". Mediamente il fattore di riduzione α_{24h} "misurato" si colloca a circa il 40 % di quello "autorizzato". Inoltre si osserva che la potenza massima realmente impiegata è sempre inferiore alla potenza autorizzata. Ciò comporta una saturazione virtuale dello spazio radioelettrico. Tuttavia è necessario sottolineare che tale problema si osserva solo in fase preventiva. Infatti al momento non sono stati riscontrati casi di criticità a livello di misura.

Sulla base dei risultati emersi, può essere interessante un'analisi più approfondita dei dati di potenza oraria al fine di ottenere maggiori informazioni sul reale impatto elettromagnetico delle SRB anche per periodi inferiori alle 24 ore. Ciò consentirebbe di capire qual è il comportamento reale di un impianto con una risoluzione temporale maggiore confrontandolo con quanto previsto in fase autorizzativa.

BIBLIOGRAFIA

[1] A. Bampo et al – *“Analisi dei dati storici delle stazioni radio base (SRB) e delle misure in radiofrequenza (RF) in tre città della regione Friuli Venezia Giulia (Pordenone, Udine, Trieste)”* – 2015 – Qualità dell'ambiente urbano – XI Rapporto

[2] DM 02.12.2014 – *“Linee guida, relative alla definizione delle modalità con cui gli operatori forniscono all'ISPRA e alle ARPA/APPA i dati di potenza degli impianti e alla definizione dei fattori di riduzione della potenza da applicare nelle stime previsionali per tenere conto della variabilità temporale dell'emissione degli impianti nell'arco delle 24 ore”*

[3] L. Anglesio – *“Problematiche aperte nell'applicazione della normativa”* – Lecce – 14-15 maggio 2018 – 55° Corso della Scuola Superiore di Radioprotezione “Carlo Polvani”

[4] L. Anglesio, G. Licitra – *“L'applicazione delle Linee Guida ex DL 179/2012 sulla valutazione dell'esposizione della popolazione a campi elettromagnetici: il punto di vista delle ARPA”* – Roma – 27 – 28 aprile 2017 – Giornata di studio AIRP – Campi elettromagnetici: novità normative e tecniche di misura emergenti

[5] A. Confalonieri et al – *“Il 5G: quali prospettive future nell'attuale quadro normativo”* – Bergamo – 17-18-19 Ottobre 2018 – XXXVII Congresso Nazionale AIRP di radioprotezione

Monitoraggio finalizzato alla valutazione dell'esposizione della popolazione ai campi elettromagnetici generati da elettrodotti e da impianti per telecomunicazioni: metodi per la determinazione dei punti di misura, tecniche di misura e analisi dei dati, primi risultati

Sara Adda¹, Chiara Pedrolì¹, Mattia Vaccarone¹, Laura Anglesio¹

¹ Arpa Piemonte, Dipartimento Rischi Fisici e Tecnologici

sara.adda@arpa.piemonte.it

Riassunto

Nell'ambito del "Programma di contributi per esigenze di tutela ambientale connesse alla minimizzazione dell'intensità e degli effetti dei campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici", istituito dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Arpa Piemonte ha progettato e sta realizzando un piano di monitoraggio dei livelli di campo elettromagnetico sul territorio regionale, finalizzato a fornire un'indicazione delle condizioni effettive di esposizione della popolazione ai campi elettromagnetici generati da sorgenti fisse.

La progettazione è partita da un'analisi territoriale basata sulle conoscenze delle sorgenti ricavate dai catasti regionali e sulla distribuzione della popolazione sul territorio piemontese ricavata dai dati dell'ultimo censimento ISTAT. Tale analisi è servita per individuare quelle aree dove è possibile un'esposizione significativa al campo magnetico generato da elettrodotti e/o al campo elettrico generato da impianti per telecomunicazioni, e dove si riscontra una densità di popolazione anch'essa significativa. In particolare, per gli impianti di telecomunicazioni la stima della potenziale esposizione è stata basata sulla valutazione teorica del campo elettrico su tutto il territorio regionale in corrispondenza del 3° piano fuori terra, mentre per gli elettrodotti, sono stati identificate come potenzialmente significative quelle tratte di linea aventi DPA maggiori di 25m e che attraversano aree edificate.

Per le aree di indagine così individuate, sono stati poi definiti dei criteri per la selezione dei punti di monitoraggio, nei quali effettuare misure per qualche giorno/settimana.

E' stata anche messa a punto una procedura di coinvolgimento degli enti locali, al fine di garantire la possibilità di accesso alle abitazioni per l'effettuazione delle misure.

Sulla base dei primi risultati delle misure, è stato poi definito un protocollo di analisi dei dati che fornisca informazioni sintetiche e significative sull'esposizione della popolazione, anche in base all'area di residenza.

INTRODUZIONE

Questo lavoro nasce dal progetto sviluppato nell'ambito del "Programma di contributi per esigenze di tutela ambientale connesse alla minimizzazione dell'intensità e degli effetti dei campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici", istituito dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, e riguarda il percorso seguito nella progettazione e realizzazione di un piano di monitoraggio dei livelli di campo elettromagnetico sul territorio regionale, finalizzato a fornire un'indicazione delle condizioni effettive di esposizione della popolazione ai campi elettromagnetici generati da sorgenti fisse. L'obiettivo è stato quindi non tanto quello di indagare situazioni di criticità, già tenute sotto controllo nell'attività di routine dell'Agenzia, quanto di riuscire ad avere un quadro il più possibile rappresentativo dei livelli di esposizione medi della popolazione residente in aree interessate dalla presenza di sorgenti con emissioni significative.

Questo obiettivo ha orientato tutto il procedimento di determinazione delle aree di indagine, scelta dei punti di misura, definizione di strumenti e metodi di misura e tecniche di analisi dei dati di seguito descritto.

METODI

PROGETTAZIONE DEL MONITORAGGIO

I criteri seguiti per la progettazione del monitoraggio (scelta dei punti di misura, tipologie di misure, durata delle misure, ecc.) sono stati improntati ad una raccolta di informazioni rappresentative delle condizioni di esposizione della popolazione piemontese in prossimità delle sorgenti fisse presenti nella regione.

Per questo motivo, sulla base della conoscenza delle sorgenti di campi a bassa frequenza (elettrodotti ad alta e altissima tensione) e a radiofrequenza (impianti per telecomunicazioni) sul territorio regionale, le aree di misura sono state identificate individuando i siti con possibili esposizioni significative e nei quali vi siano molte persone potenzialmente esposte.

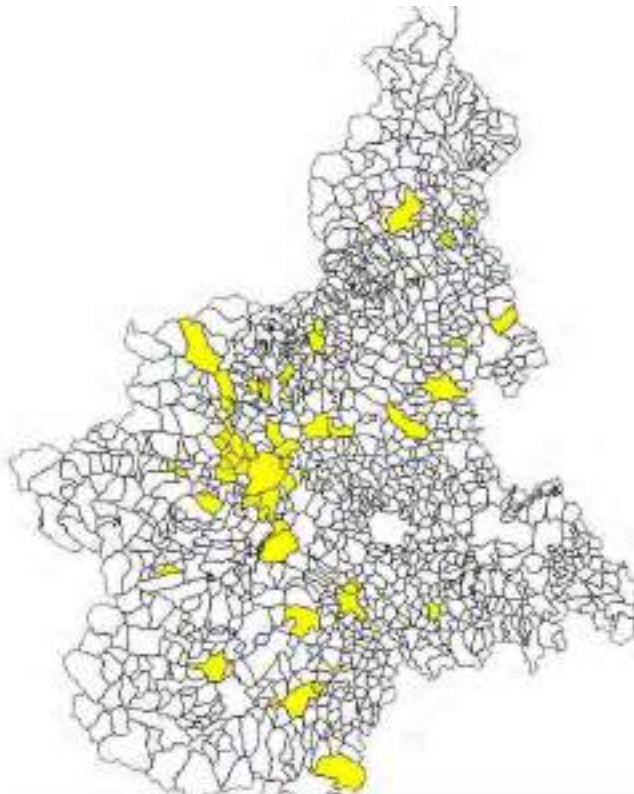
Di seguito si esplicitano i metodi utilizzati per definire le aree presso elettrodotti e presso impianti di telecomunicazioni.

Per quanto riguarda gli elettrodotti, una prima analisi geografica è stata eseguita al fine di intersecare le informazioni circa la presenza di aree edificate nelle fasce definite dalle DPA (Distanze di Prima Approssimazione) degli elettrodotti con i dati di popolazione nelle sezioni dell'ultimo censimento ISTAT disponibile (2011).

Sono stati quindi selezionati i tratti di linea elettrica corrispondenti alle aree per cui erano soddisfatti i due seguenti requisiti: densità di popolazione superiore a 0.001 persone/m² e ampiezza del corridoio definito dalla DPA superiore a 25m. Tali requisiti garantiscono di aver selezionato aree rappresentative per la popolazione residente, ed elettrodotti con impatto significativo dal punto di vista del campo magnetico emesso.

Questo metodo ha quindi permesso di individuare una serie di aree di possibile interesse per l'effettuazione delle misure, distribuite sul territorio regionale come rappresentato in fig. n 1.

Figura 1 – distribuzione territoriale delle aree di indagine su elettrodotti



In giallo sono evidenziati i comuni in cui sono presenti aree di indagine per elettrodotti determinate con il metodo descritto

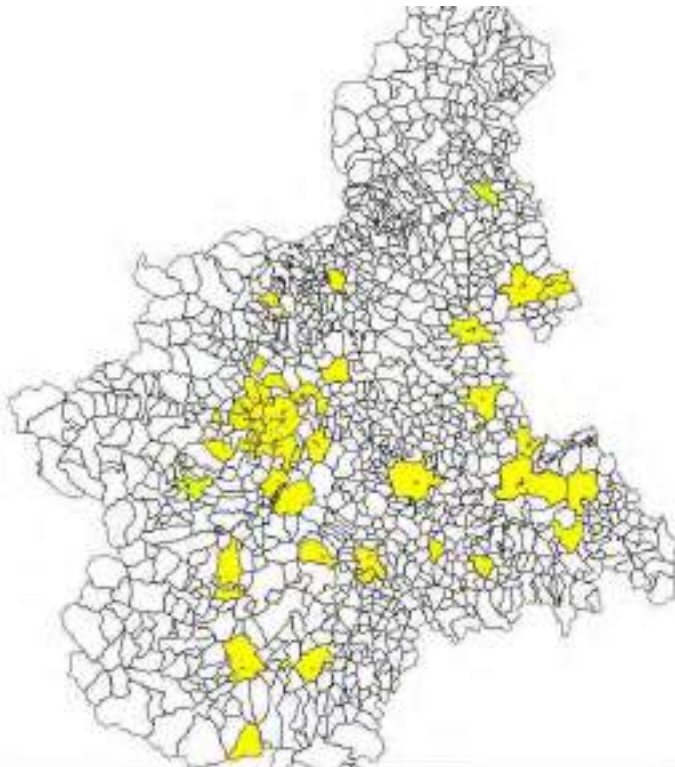
Per quanto riguarda invece gli impianti per telecomunicazioni, l'individuazione delle aree con livelli significativi di esposizione è stata effettuata grazie al sistema di valutazione teorica automatica precedentemente messo a punto (Bonino et al, 2014) .

Da un'analisi dell'altezza dei fabbricati nei capoluoghi di provincia piemontesi, è emerso che l'intervallo definito da valor medio \pm deviazione standard è compreso tra 2 p.f.t. e 5 p.f.t., e pertanto si è deciso di considerare come indicativa la valutazione teorica del livello di campo in corrispondenza del 3° p.f.t.

Sono state quindi individuate quelle sezioni di censimento per le quali la densità di popolazione è superiore a 0.005 persone/m², ed il livello medio di campo elettrico sull'area della sezione è superiore a 1 V/m.

Anche in questo caso, è stata quindi individuata una serie di aree di possibile interesse per l'effettuazione delle misure, distribuite sul territorio regionale come rappresentato in fig. n 2.

Figura 2 – distribuzione territoriale delle aree di indagine su impianti per telecomunicazioni



In giallo sono evidenziati i comuni in cui sono presenti aree di indagine per impianti di telecomunicazioni determinate con il metodo descritto

Per quanto riguarda invece la tipologia di misure, nell'ottica di rappresentare al meglio le condizioni di esposizione si è scelto di monitorare i campi elettromagnetici per periodi da qualche giorno a 2-3 settimane, lavorando poi sui parametri previsti dalle norme per le esposizioni prolungate (mediana su 24 ore per il campo magnetico a frequenza industriale e media su 24 ore per il campo elettrico a radiofrequenza).

Nel caso delle misure su impianti per telecomunicazioni, si è sempre proceduto anche all'identificazione dei segnali presenti e/o alla misura in banda stretta con decodifica ed estrapolazioni ai sensi delle norme tecniche.

PROCEDURE PER LE MISURE

A seguito dell'individuazione delle aree di indagine secondo il metodo descritto nel paragrafo precedente, si è reso necessario definire alcuni criteri per la scelta dei punti dove effettuare le misure.

Il criterio di base che si è seguito è stato quello di scegliere punti che fossero rappresentativi di un'esposizione media della popolazione nell'area indagata e non di particolari situazioni di criticità, secondo l'obiettivo specifico del progetto.

A questo, si sono aggiunti altri due aspetti ritenuti importanti al fine di uniformare l'attività di monitoraggio sul territorio regionale: preferire le aree con assenza di misure recenti e le aree mancanti di misure prolungate nel tempo.

Sulla base di tali criteri condivisi si è creata una procedura, affinché i diversi tecnici potessero seguire un metodo unico nella scelta dei punti di misura. Di seguito si riporta il modo di procedere che è stato definito, valido sia per la pianificazione delle misure di campo magnetico generato da elettrodotti che per quelle di campo elettrico generato da impianti di telecomunicazione.

1. Preferenza di aree meno monitorate.

A partire dal database dell'Agenzia, costantemente aggiornato con le misure di campo elettrico e magnetico che vengono effettuate, si sono distinte le misure per data, dividendo quelle eseguite fino al 2014 da quelle eseguite dal 2015 in avanti.

Ciò consente di poter selezionare le aree meno monitorate sul territorio regionale, ritenute prioritarie per il monitoraggio.

2. Preferenza di aree senza misure prolungate nel tempo.

Un'ulteriore suddivisione ha riguardato la tipologia della misura, che può essere istantanea o prolungata nel tempo. Poiché per una corretta valutazione di esposizione al campo magnetico e al campo elettrico occorre fare un'analisi su un periodo di almeno 24 ore, un secondo criterio è stato quello di preferire le aree con assenza di misure su un arco di tempo di almeno 24 ore.

3. Valutazione di un'esposizione media.

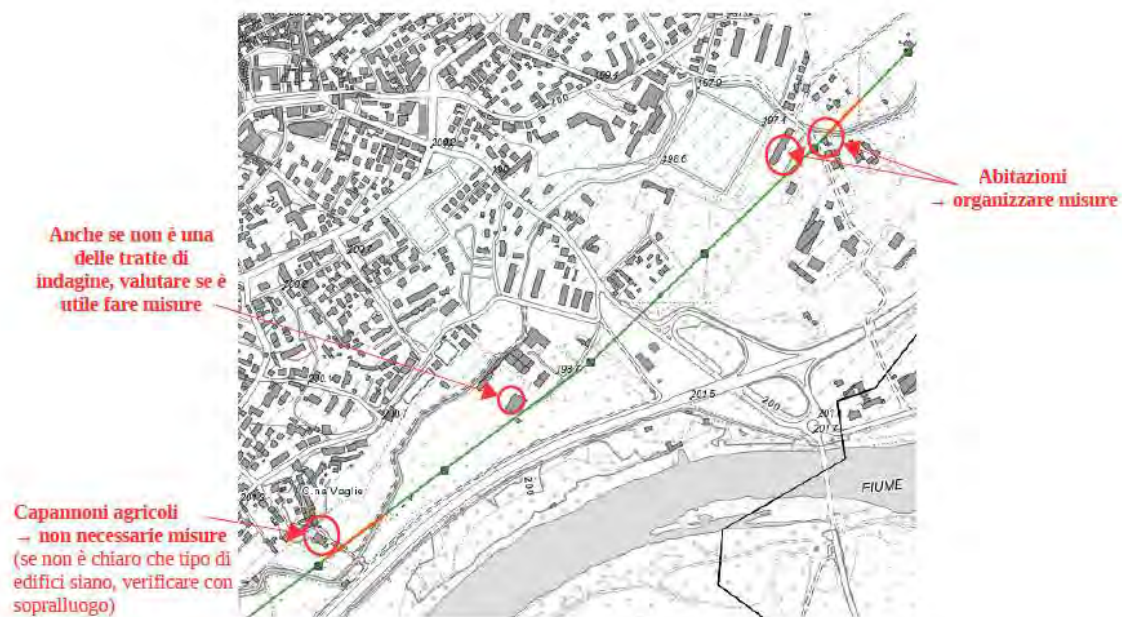
I primi due aspetti permettono di selezionare determinate aree, che sono da indagare nello specifico per individuare le singole abitazioni dove effettuare le misure.

Occorre innanzitutto verificare che vi siano effettivamente edifici in prossimità di sorgenti di campo elettromagnetico e che siano luoghi rappresentativi di esposizione della popolazione. Successivamente, è necessario valutare il numero di piani fuori terra degli edifici dell'area, in modo da individuare il numero di piano che sia rappresentativo di un'esposizione media.

Inoltre, nel caso si trattasse di un'area con impianti di telecomunicazione, le abitazioni da selezionare sono quelle che si affacciano verso gli impianti.

Un esempio di valutazione è riportato in fig. n.3, dove vi è un'area critica dovuta alla presenza di un elettrodotto (linea di colore verde) e sono evidenziati gli edifici di interesse con le relative considerazioni, annotate sull'immagine stessa.

Figura 3 – Individuazione dei punti di misura – Settimo Torinese



Esempio di valutazione per l'individuazione dei punti di misura in prossimità di un elettrodotto

Nella fase di pianificazione dell'attività di misura si sono riscontrate alcune criticità, in quanto risulta necessario accedere all'interno delle abitazioni e non sempre si è riusciti a reperire i riferimenti di chi vi abita o non si è avuta una risposta positiva da parte degli inquilini. Questo è dovuto in particolare al fatto che l'attività di monitoraggio non parte da una richiesta del cittadino ma su iniziativa dell'Agenzia.

Per questo motivo diventa importante la comunicazione agli enti locali della campagna di monitoraggio in corso, per avere la collaborazione delle amministrazioni finalizzata alla sensibilizzazione e alla partecipazione dei cittadini.

Si è quindi definita una procedura per il coinvolgimento delle amministrazioni locali. Essa consiste nell'inviare una lettera descrittiva con allegato un opuscolo, che riportino le seguenti informazioni:

- una panoramica sull'inquinamento elettromagnetico (da cosa è generato, il ruolo dell'Agenzia per il controllo dei livelli di esposizione della popolazione, la distribuzione dei livelli di esposizione tra la popolazione piemontese);
- la descrizione del progetto di monitoraggio in corso, inserito all'interno del Programma del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare;
- l'indicazione del numero di misure effettuate (dal 2010 in avanti) nello specifico comune e della classe di esposizione in cui ricade la maggior parte della popolazione (se in una classe di valori non significativa, media, medio-alta). Viene inoltre riportata la mappa con le sorgenti di campo elettromagnetico presenti nel comune e le relative aree di influenza dei campi elettrico e magnetico;
- la collaborazione che si richiede all'amministrazione locale per essere accompagnati nelle abitazioni di interesse o per reperire i riferimenti di chi vi abita;
- l'indicazione degli edifici di interesse dove effettuare le misure, evidenziati su cartografia;
- la richiesta di un referente comunale o dei vigili urbani per facilitare il contatto con l'amministrazione.

Mettere in pratica tale procedura si è rivelato essere efficace, in particolare nei comuni medio-piccoli, consentendo di portare avanti la campagna di misure grazie alla collaborazione con l'amministrazione locale e alla disponibilità da parte dei cittadini, e contribuendo alla sensibilizzazione sul territorio riguardo alle attività dell'Agenzia.

ANALISI DEI DATI

Il progetto di monitoraggio è ad oggi in corso (si concluderà nei primi mesi del 2020), e pertanto l'analisi dei dati è ancora parziale, sia in termini di numerosità di dati raccolti, sia di metodi utilizzati: sono stati analizzati i risultati delle misure effettuate in 22 aree di interesse per gli elettrodotti (totale punti di misura con acquisizione prolungata: 15) e in 22 aree di interesse per impianti di telecomunicazioni (totale punti di misura con acquisizione prolungata: 36).

Per entrambe le tipologie di misura (campi magnetici a bassa frequenza o campi elettrici a radiofrequenza), sono state analizzate sia le misure spot, sia quelle prolungate nel tempo, ricavandone alcune informazioni statistiche quali gli stimatori delle principali grandezze (media, deviazione standard) o le caratteristiche della distribuzione.

Inoltre, i dati delle misure sono stati incrociati con le informazioni sulla popolazione residente per stimare l'indicatore "percentuale di popolazione esposta in determinati intervalli di valori di campo". Supponendo infatti, date le premesse di scelta dei punti di misura, che le misure effettuate siano rappresentative dell'esposizione media della popolazione nell'area, il valore rilevato (o la media dei valori in caso siano state effettuate misure in più punti per la stessa area) ricade certamente nello stesso intervallo di valori della reale esposizione media nell'area, ed è quindi possibile assegnare tale classe di esposizione alla popolazione ivi residente. Come dimostrato più avanti, questa supposizione è maggiormente adeguata nel caso delle misure da elettrodotti, mentre si ha una minore affidabilità del metodo per le misure di campo elettrico generato da impianti per telecomunicazioni, in quanto i dati di misura sono molto dispersi e non ben rappresentabili da una distribuzione statistica.

Proprio per tale motivo, è stata impostata anche un'analisi basata sul confronto tra le misure di campo a radiofrequenza effettuate con le centraline di monitoraggio e la valutazione teorica del livello medio di campo elettrico nell'area, con la finalità di verificare se la valutazione del livello

medio al 3° p.f.t. possa essere adeguatamente rappresentativa della classe di esposizione nell'area.

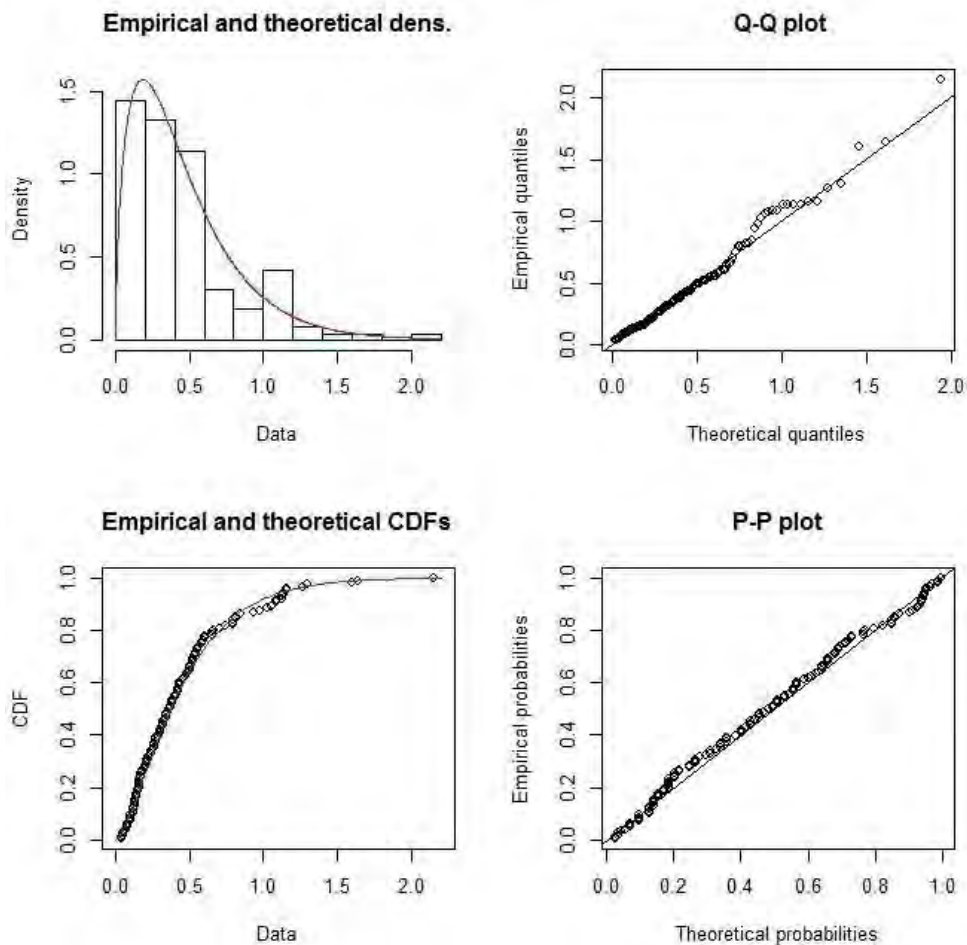
RISULTATI

MISURE DI CAMPO MAGNETICO GENERATO DA ELETTRODOTTI

Dall'analisi delle misure spot nelle aree individuate (totale 132 punti di misura) emergono le considerazioni di seguito riportate.

La distribuzione dei dati segue una distribuzione di tipo Gamma, come ben evidenziato dalla fig. n. 4.

Figura 4 – analisi della distribuzione dei dati di misura spot presso elettrodotti



Dall'alto a sinistra: istogramma e curva di distribuzione gamma, distribuzione dei quantili teorici ed empirici, distribuzione cumulativa, distribuzione delle probabilità

Tale funzione di distribuzione è definita dalla seguente espressione

$$f(x) = \left[\frac{\alpha}{\Gamma(\alpha)} \right] e^{-\lambda x} x^{\alpha-1}$$

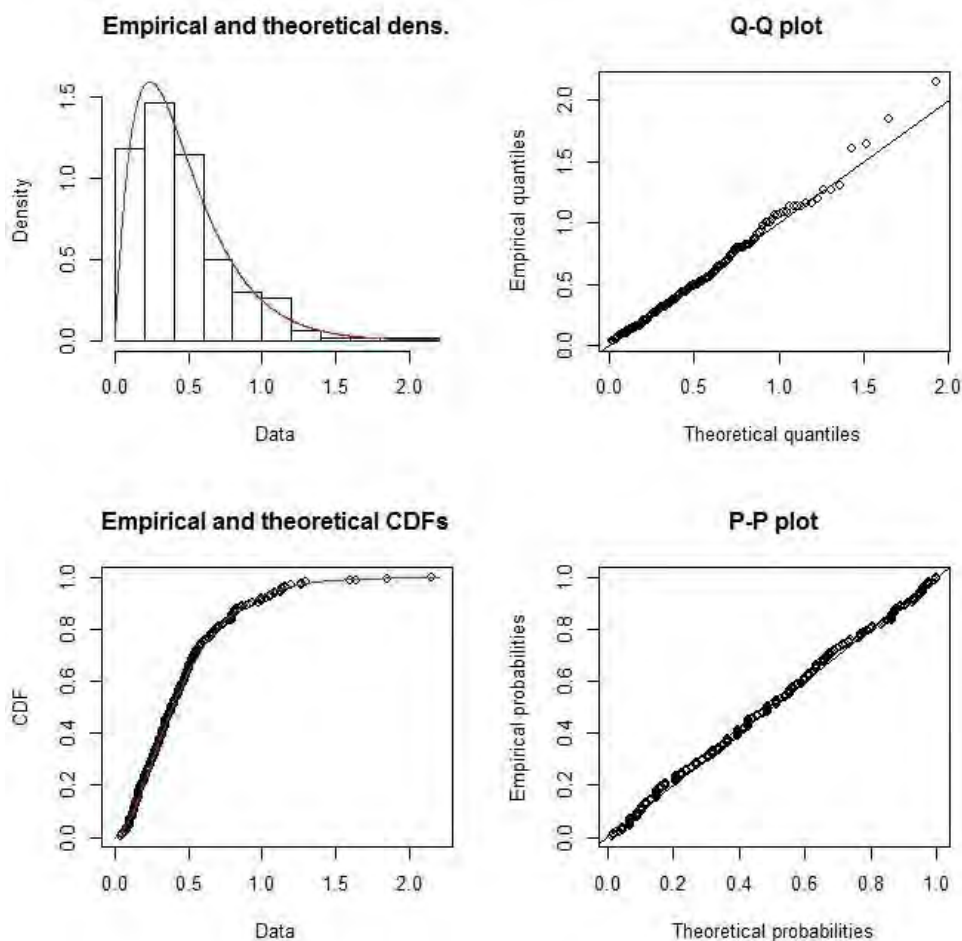
Sulla base dei parametri di questa funzione, è poi possibile ricavare la media m_x e la varianza σ_x^2 :

$$m_x = \alpha/\lambda$$

$$\sigma_x^2 = \alpha/\lambda^2$$

Al fine di ampliare la numerosità del campione e verificare quindi la distribuzione in modo definitivo, si è scelto di aggiungere i dati di misure effettuate negli anni precedenti (a partire dal 2013), scegliendo tra i punti di misura quelli che rispondono agli stessi requisiti definiti per questo progetto. Il campione è in questo modo salito a 250 dati, dai quali emerge la distribuzione gamma caratterizzata in fig.n. 5 e tab n. 1.

Figura 5 – analisi della distribuzione dei dati del campione ampliato



Dall'alto a sinistra: istogramma e curva di distribuzione gamma, distribuzione dei quantili teorici ed empirici, distribuzione cumulativa, distribuzione delle probabilità

Tabella 1 – principali parametri di caratterizzazione della distribuzione e del campione di misure spot

Parametri distribuzione	Stima	Standard error
α	2.06	0.17
λ	4.45	0.42
Parametri statistici	Campione	Distribuzione
media	0.463	0.464
varianza	0.114	0.104

Considerando la serie iniziale di dati del solo monitoraggio regionale, la media del campione era pari a 0.46 μT e la varianza pari a 0.141 μT .

Dalle analisi sopra riportate, emerge come sia valida l'ipotesi di distribuzione gamma delle misure spot presso elettrodotti, effettuate in abitazioni esposte a livelli significativi di campo magnetico, ma non in situazioni di criticità. In particolare, si conferma sul territorio regionale un valore medio dell'esposizione di 0.46 μT , con i percentili nella distribuzione dei valori sintetizzati nella tab n.2 seguente.

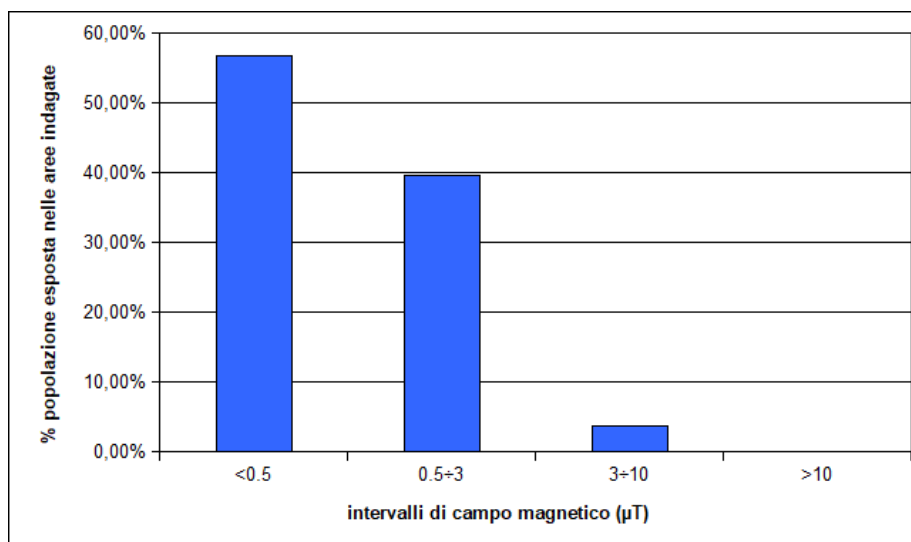
Tabella 2 – percentili della distribuzione cumulativa

Percentile	Campo magnetico (μT)
80°	0.79 (pari a media + deviazione standard)
90°	0.94
95°	1.13
99°	1.65

Prendendo invece in considerazione i dati di mediana su 24 ore acquisiti nei 15 punti in cui è stato effettuato il monitoraggio prolungato (per un totale di 45 valori), la media del campione è pari a 0.34 μT (scarto inferiore al 30% dalla media dei dati spot). Il campione è però ancora troppo piccolo per riuscire a fare ipotesi sulla distribuzione di probabilità. Il confronto tra la distribuzione dei dati di mediana e quella dei dati spot verrà effettuata a fine monitoraggio.

Avendo sin qui verificato la buona omogeneità dei dati raccolti, e l'effettiva appartenenza degli stessi alla popolazione, è possibile procedere alla stima dell'indicatore di popolazione esposta, basandosi sull'ipotesi che la media dei valori misurati in ciascun'area di censimento sia rappresentativa dell'effettivo valore medio dell'esposizione in quell'area. Il risultato di tale elaborazione è visibile nel grafico di fig n.6.

Figura 6 – distribuzione della popolazione residente nelle aree indagate fra i diversi intervalli di valori di campo magnetico



Rispetto alla distribuzione dei dati su tutto il territorio regionale, l'analisi geografica evidenzia come vi siano alcune aree molto impattate dagli elettrodotti, per cui localmente i valori medi di esposizione possono essere più elevati rispetto alla media regionale, anche se tali casi sono poco frequenti (il 97% circa della popolazione residente nelle aree indagate è comunque esposta a valori inferiori a 3 μT).

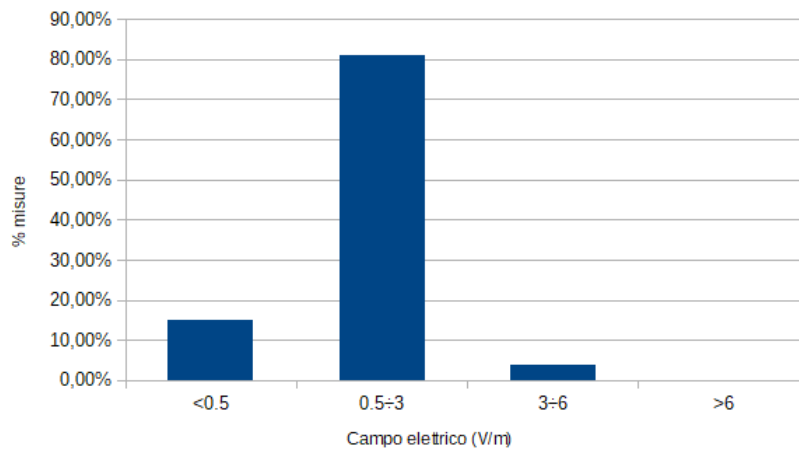
MISURE DI CAMPO ELETTRICO GENERATO DA IMPIANTI PER TELECOMUNICAZIONI

Dall'analisi delle misure spot nelle aree individuate (totale 56 punti di misura), emerge il fatto che i valori rilevati difficilmente possono essere ricondotti ad una distribuzione definita: a differenza delle misure presso elettrodotti, per le quali la poca disuniformità di campo e la bassa variabilità

temporale delle sorgenti garantiscono un'appartenenza di tutte le misure ad una stessa distribuzione, in prossimità di sorgenti quali le stazioni radiobase non si verificano le medesime condizioni, e dunque ciascuna misura è fortemente influenzata da parametri molto variabili quali l'ambiente di propagazione, le condizioni di traffico sugli apparati, le caratteristiche specifiche della sorgente (diagramma, puntamento, ecc.).

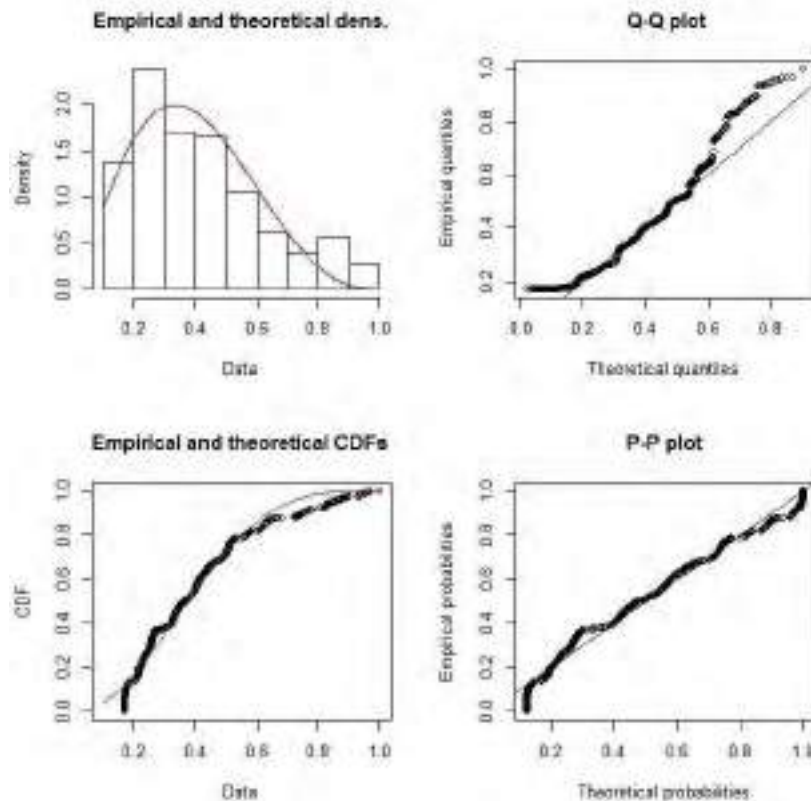
Una prima analisi dei dati di misure spot fatta dividendole in classi piuttosto ampie di valori di campo elettrico porta ai risultati visibile in fig n.7.

Figura 7 – distribuzione delle misure spot presso impianti per telecomunicazioni



E' disponibile in questo caso un maggior numero di dati di media su 24 ore ricavati dai 36 monitoraggi con centralina effettuati sino ad oggi (circa 530 dati): l'analisi di queste misure porta ad ipotizzare l'appartenenza dei dati ad una distribuzione di tipo Beta, come visibile in fig n.8.

Figura 8 – analisi della distribuzione dei dati di media su 24 ore dei 36 monitoraggi



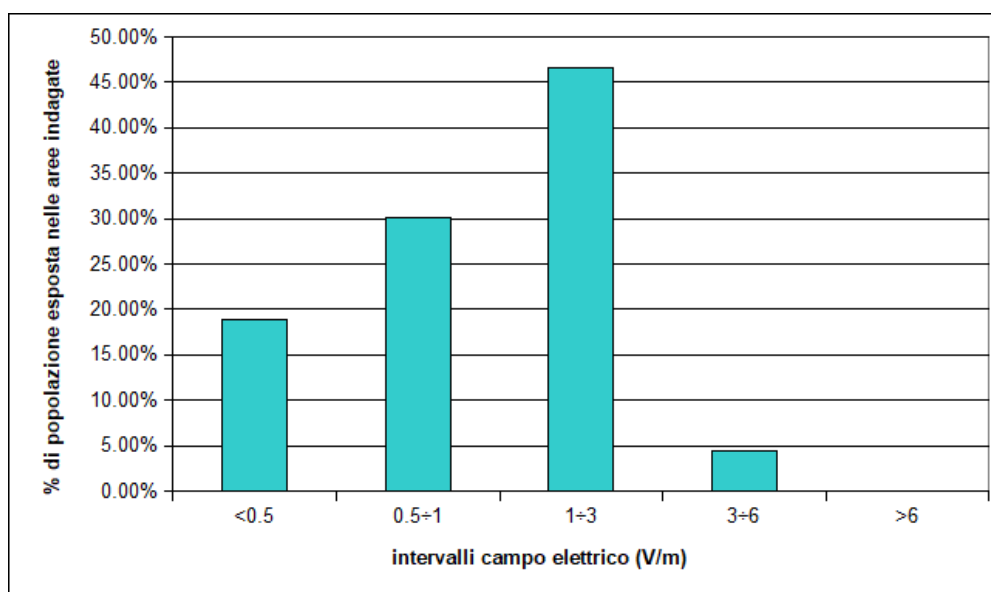
Dall'alto a sinistra: istogramma e curva di distribuzione gamma, distribuzione dei quantili teorici ed empirici, distribuzione cumulativa, distribuzione delle probabilità

Dall'analisi fatta emerge che per questi dati c'è maggiore uniformità nella distribuzione dei livelli (trattandosi di medie su 24 ore, si riduce l'influenza del fattore "variabilità temporale della sorgente" sui risultati), ma resta meno definita la distribuzione dei valori rispetto a quanto accadeva per le misure su elettrodotti, soprattutto nelle code della distribuzione stessa.

Il valore medio di questo campione di dati è pari a 1.13 V/m, la deviazione standard a 0.56 V/m.

Sulla base dei dati delle centraline di monitoraggio è stato anche stimato l'indicatore di esposizione della popolazione, prendendo in considerazione il valore medio dell'intera campagna di monitoraggio per ciascuna sezione di censimento. Il risultato è riportato nella fig n.9.

Figura 9 – distribuzione della popolazione residente nelle aree indagate fra i diversi intervalli di valori di campo elettrico



Un dato interessante emerge invece dall'analisi del confronto tra i valori massimi registrati dalle centraline durante tutto il periodo di monitoraggio e il valore medio nell'area di censimento calcolato tramite la valutazione teorica al 3° pf.t. (valutazione eseguita in condizioni di massima potenza degli impianti): lo scarto medio tra queste due grandezze per tutti i monitoraggi presi in considerazione è risultato del 10% circa. Anche se la dispersione di questi scarti è piuttosto elevata, si può dedurre che a livello regionale la valutazione teorica al 3° p.f.t. può essere un buon stimatore delle condizioni di esposizione nelle aree impattate dagli impianti per telecomunicazioni.

CONCLUSIONI

Il lavoro svolto ha permesso di mettere a punto un metodo di definizione delle aree e dei punti di misura e della tipologia di misure finalizzate a valutare in modo organico l'esposizione della popolazione residente nei pressi di sorgenti fisse di campi elettromagnetici. Inoltre, sono state testate varie tecniche di analisi dei dati al fine di fornire un'informazione sull'esposizione il più possibile sintetica e rappresentativa.

Per quanto riguarda l'esposizione a campi magnetici generati da elettrodotti, è emerso che il fenomeno è ben caratterizzabile dal punto di vista statistico, e la funzione di distribuzione gamma stimata sembra poter prevedere le distribuzioni di dati anche al di fuori di questa singola campagna di misura.

Più complessa è invece la distribuzione dei livelli di esposizione al campo elettrico generato da impianti per telecomunicazioni, per rappresentare la quale può essere maggiormente adeguato l'utilizzo di valutazioni teoriche invece delle misure.

Bibliografia

Bonino A., Adda S., Benedetto A., Anglesio L., d'Amore G., *Implementazione di un sistema automatico per il calcolo delle emissioni degli impianti per telecomunicazione sul territorio della regione Piemonte e la gestione GIS delle valutazioni*, 2014, Atti del XXXVII Convegno Nazionale di Radioprotezione.

Sperimentazione 5G e valutazioni previsionali CEM

Lucia Barbone¹, Tiziana Cassano¹, Claudia Monte¹, Maddalena Schirone¹

¹ARPA PUGLIA - U.O.S. Agenti Fisici Dipartimento Provinciale di Bari - Corso Trieste, 27 – 70126 BARI

c.monte@arpa.puglia.it

Riassunto

Nel settore delle telecomunicazioni l'evoluzione tecnologica nell'ultimo ventennio ha subito un rapidissimo sviluppo fino a portare al recente avvio della sperimentazione dei segnali e delle tecnologie di quinta generazione (cosiddetto 5G) che interessa il territorio della Città Metropolitana di Bari. La tecnologia 5G si caratterizza per l'introduzione di nuove frequenze e nuove funzionalità che rendono i rilievi e le valutazioni teoriche particolarmente impegnativi.

Per la valutazione dell'esposizione della popolazione ai campi elettromagnetici in tale ambito, in assenza di una normativa nazionale di settore e delle relative norme tecniche, si è fatto riferimento alla norma tecnica internazionale IEC 62232 (IEC, 2018), adottata tal quale dal CEI in data 01/03/2018 con numero 106-37, nonché al Technical Report IEC TR 62669:2019 del 05/04/2019 (IEC, 2019).

Verranno presentati dei casi-studio relativi a valutazioni previsionali mediante modelli teorici (Baracca, 2018).

LO STANDARD 5G

Con l'acronimo 5G si fa comunemente riferimento alle tecnologie e agli standard di quinta generazione per la telefonia mobile.

Nel documento "Minimum requirements related to technical performance for IMT-2020 radio interface (s)" (ITU, 2017), la "International Communication Union" (ITU), ovvero l'agenzia Onu che stabilisce le politiche internazionali sullo spettro radio, ha esplicitato i requisiti minimi per definire le caratteristiche tecniche del 5G. I più significativi tra essi sono riportati in fig. 1.

Figura 1 - Gli sfidanti requisiti dello Standard 5G (TIM, 2017).



Una cella 5G dovrà garantire una velocità di picco di almeno 20 Gbps (2,5 gigabyte al secondo) in download e di almeno 10 Gbps (1,25 gigabyte al secondo) in upload, mentre attualmente una cella LTE può trasferire non più di 1 Gbps.

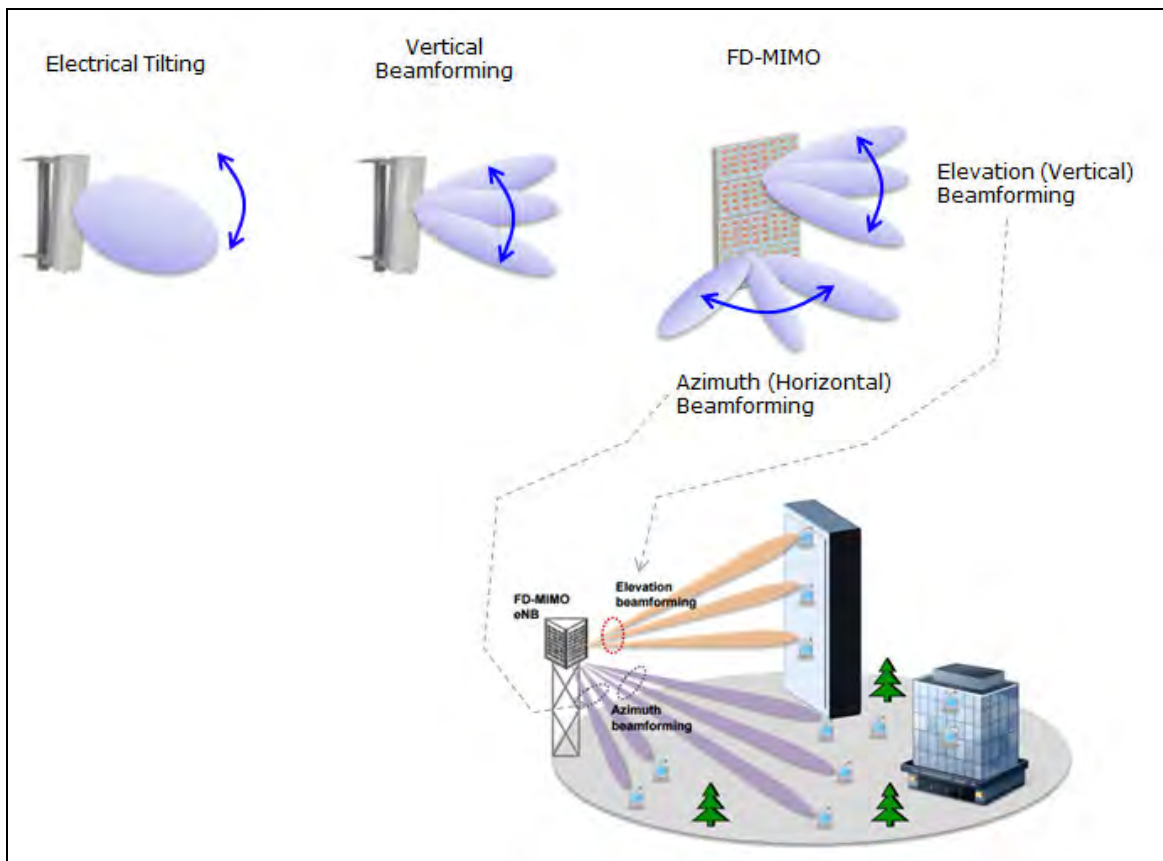
La rete 5G dovrà essere in grado di supportare fino a 1 milione di dispositivi connessi per km². I tempi di latenza non dovranno superare i 4 ms, mentre quelli della rete 4G si attestano attorno ai 20 ms.

Le celle 5G dovranno avere un consumo energetico molto limitato anche quando saranno sotto carico e dovranno essere dotate di una modalità di risparmio energetico quando non saranno utilizzate. Inoltre, le stazioni di terra della rete 5G dovranno supportare qualunque dispositivo si trovi nelle loro vicinanze, sia esso fermo o in movimento. Nel dettaglio, nel documento (ITU, 2017) si fa riferimento alle specifiche da rispettare nelle aree urbane densamente popolate, dove difficilmente i mezzi possono raggiungere velocità altissime (velocità stimate da 0 fino al massimo 120 km/h) e nelle aree rurali, nelle quali invece sarà necessario garantire la connessione agli utenti che si muovono a piedi, a bordo di un'automobile o di mezzi ultraveloci come i treni ad alta velocità (velocità comprese tra 0 e 500 km/h).

Per soddisfare i requisiti appena elencati, ed in particolare l'incremento di velocità di trasmissione e di capacità, la bassa latenza, l'elevata densità di dispositivi simultaneamente connessi, la rete 5G sarà basata su alcuni elementi tecnologici innovativi.

In primo luogo, si utilizzeranno larghezze di banda di 100 MHz e superiori per il trasferimento dati, inoltre, si farà ampio utilizzo del beamforming (Fig. 2) ossia della tecnologia, già nota in campo WiFi, per direzionare e concentrare il segnale verso la posizione fisica dei dispositivi client. In termini più tecnici, il beamforming è una tecnica di "lavorazione" di un'onda che consente la trasmissione e la ricezione direzionale del segnale. Ciò è reso possibile dall'utilizzo combinato di particolari apparati ricetrasmittenti che consentono di creare interferenze costruttive o distruttive, a seconda della necessità. Questo, per l'appunto, consente di direzionare il segnale dove meglio si crede.

Figura 2 – Schema di funzionamento del MIMO e del Beamforming.



Il beamforming si otterrà facendo ricorso ad antenne Massive MIMO (Multiple-Input Multiple-Output) per ottimizzare la possibilità di invio e ricezione simultanea dei dati verso un maggior numero di dispositivi connessi.

I sistemi MIMO sono costituiti da antenne multiple sia in trasmissione che in ricezione (fig. 2): ciò consente di ospitare nel canale una maggior quantità di dati, con notevoli vantaggi prestazionali in termini di affidabilità, efficienza spettrale, efficienza energetica, copertura.

Per tutte le ragioni sopra elencate, spesso ci si riferisce alla tipica antenna 5G indicandola col nome di “smart antenna” (antenna intelligente).

Il 5G sfrutterà prevalentemente la modalità di trasmissione e ricezione TDD (Time Division Duplex), ovvero una modalità di trasmissione e ricezione dati in cui i segnali in uplink e downlink condividono la stessa banda di frequenza ma occupano slot temporali differenti.

Le bande di frequenza da assegnare al 5G sono state stabilite dal MISE, con il Decreto del 05/10/2018 “Piano nazionale di ripartizione delle frequenze” (MISE, 2018) e successivamente messe all’asta. Il 5G lavorerà su tre bande di frequenze, ovvero la banda 700 MHz (da 694 a 790 MHz), la banda 3600 MHz (da 3600 a 3800MHz) e la banda 25 GHz (da 26,5 a 27,5 GHz), come mostrato in Tab. 1.

Tabella 1 – Bande di Frequenza assegnate dal MISE al 5G (MISE, 2018).

BANDA 700 MHz	BANDA 3600 MHz	BANDA 25GHz
694 MHz	3600 MHz	26,5 GHz
790 MHz	3800 MHz	27,5 GHz

La banda 700 MHz è il miglior compromesso per raggiungere un ottimo livello di trasferimento dati e, al contempo, “penetrare” attraverso le strutture come muri, soffitti e, dunque, raggiungere con più efficacia i dispositivi degli utenti. Le basse frequenze sono la base per una copertura mobile diffusa e pervasiva. Attualmente queste frequenze sono occupate dalle trasmissioni del digitale terrestre che, infatti, sarà spostato su altre a partire dal 2020 fino al 2022.

La banda 25GHz include le cosiddette “onde millimetriche” (con frequenza compresa tra 26,5 e 27,5 GHz e lunghezza d’onda compresa tra 1 e 10 mm) che, al contrario delle onde a bassa frequenza (banda 700), hanno una portata inferiore e possono essere facilmente schermate da oggetti come muri, edifici e arredi urbani. Tuttavia, esse consentono di sfruttare canali di comunicazioni molto più ampi rispetto alle frequenze minori e, dunque, garantiscono maggiori velocità di trasferimento dati e minore latenza.

Per ovviare ai problemi delle onde millimetriche (basso potere penetrante), saranno utilizzate antenne più piccole e diffuse, che avranno dunque una portata inferiore rispetto a quelle in uso oggi, ma saranno distribuite sul territorio con una maggior densità. Tali antenne sono conosciute come “small cells” proprio perché dividono il territorio in porzioni ridotte per garantire una copertura migliore.

La banda intermedia, ossia quella caratterizzata da frequenze che vanno da 3600 a 3800 MHz, sarà sfruttata per coperture macro-cellulari in ambienti molto abitati e in quelli contraddistinti da architetture ibride in zone con inferiore densità di popolazione. In Italia la banda 3,5 GHz è considerata la banda “Pioneer” per il 5G, su cui è in corso la sperimentazione in 5 città Italiane: Milano, Prato, L’Aquila, Bari e Matera.

Come si vede, si tratta di un ampio spettro di frequenza, caratterizzato da onde elettromagnetiche con caratteristiche profondamente diverse tra loro e, pertanto, l’uso ottimizzato dello spettro (Fig. 5) rappresenta un elemento fondamentale per un dispiegamento efficace, in grado di raggiungere i diversi obiettivi di performance del 5G (TIM, 2017).

Figura 3 – Spettro 5G e ottimizzazione dell'uso delle frequenze (TIM, 2017)



LA SPERIMENTAZIONE 5G E L'APPROCCIO STATISTICO-CONSERVATIVO

«BariMatera5G» è il progetto con cui TIM, Fastweb e Huawei si sono aggiudicate congiuntamente il bando di gara del MISE per la sperimentazione della nuova tecnologia 5G nelle città di Bari e Matera.

ARPA Puglia è coinvolta direttamente nella sperimentazione del 5G nella città di Bari coerentemente alla propria "mission" ed in ottemperanza ai propri compiti istituzionali. Infatti, in base alla vigente normativa, ARPA interviene nei procedimenti autorizzatori valutando, attraverso un'attività modellistica preventiva, la compatibilità dei progetti degli impianti radioelettrici con i limiti di esposizione, i valori di attenzione e gli obiettivi di qualità stabiliti uniformemente a livello nazionale dal D.P.C.M. 08/07/2003 e s.m.i.

In merito al 5G, per l'attività modellistica preventiva, in assenza di una legislazione nazionale di settore e relative norme tecniche, si è fatto riferimento alla norma tecnica internazionale IEC 62232 (IEC, 2018) adottata tal quale dal CEI in data 01/03/2018 con numero 106-37, nonché al Technical Report IEC TR 62669:2019 del 05/04/2019 (IEC, 2019).

Nella fase modellistica preventiva, è possibile utilizzare un approccio "deterministico conservativo" oppure un approccio "statistico conservativo" (IEC, 2018). L'approccio deterministico conservativo consente di ricondurre la valutazione del campo elettrico generato da antenne "intelligenti" alla valutazione previsionale del campo elettrico generato da antenne passive (tradizionali), utilizzando il guadagno massimo in tutte le direzioni e la potenza massima emessa. Questo approccio non consente però di effettuare delle valutazioni realistiche, in quanto le antenne "intelligenti" del 5G non saranno più caratterizzate da una emissione costante di potenza in tutte le direzioni, ma da una emissione "adattativa" in base al numero di utenze da servire, alla loro posizione ed al tipo di servizio (beamforming, fig. 2).

Al fine di superare tale criticità, garantendo comunque la salvaguardia della popolazione dai rischi che potrebbero derivare dall'eventuale indebita esposizione ai campi elettromagnetici generati dalle antenne attive, è preferibile far ricorso al "metodo statistico conservativo" per una valutazione previsionale più realistica (IEC, 2019).

Secondo questo metodo, la valutazione dell'emissione si basa su un modello statistico che prevede una valutazione della potenza effettivamente emessa nello spazio e nel tempo in grado di soddisfare il numero di utenti attivi nel periodo di osservazione considerato.

Tabella 2 – Coefficienti di Riduzione della massima potenza, misurati in diverse tipologie di sito e con condizioni di traffico variabili (IEC, 2019).

Experiment number	Testbed environment	User mobility	Traffic profile	No. of cells	Measurement period	Power reduction factor using a 100th percentile approach for the actual maximum power	Power reduction factor using a 95th percentile approach for the actual maximum power
#1	Urban neighbourhood	High	Low	8	1 month	0,29	0,22
#2	Suburban campus	High	Low	1	1 month	0,27	0,22
#3	Indoor stadium	Low	High	1	1 week	0,27	0,17
#4	Motor circuit	Low	Low	6	3 days	0,26	0,18
#5	Urban festival	Low	Extremely high	1	5 days	0,31	0,26
#6	Suburban train station	High	Low	1	1 day	0,27	0,20

In Tab. 2 sono riportati i possibili coefficienti di riduzione (da 0,17 a 0,31) da applicare alla potenza massima nominale configurabile all'antenna, ottenuti effettuando misurazioni in diverse tipologie di sito e con diverse condizioni di traffico, utilizzando la tecnologia LTE/TDD sulla quale sono basate tutte le valutazioni del documento Tecnico (IEC, 2019).

Nelle valutazioni previsionali, cautelativamente, ci si è posti nelle condizioni peggiori (ambiente urbano in condizioni di altissima densità di utenti e di traffico) ed è stato applicato il coefficiente moltiplicativo di riduzione della potenza pari a 0,3.

Tale approccio, riferito alla sperimentazione 5G, ha carattere di temporaneità e potrà essere modificato coerentemente con gli sviluppi della letteratura di settore.

IL 5G NELLA CITTÀ METROPOLITANA DI BARI

A partire da Luglio 2018 ad oggi sono state presentate ad ARPA Puglia 26 istanze per la sperimentazione 5G in diversi siti ubicati per la maggior parte nel territorio di Bari. Il Servizio Agenti Fisici del Dipartimento di Bari, dopo aver esaminato la documentazione tecnica allegata alle istanze, ha eseguito un'analisi previsionale del campo elettrico.

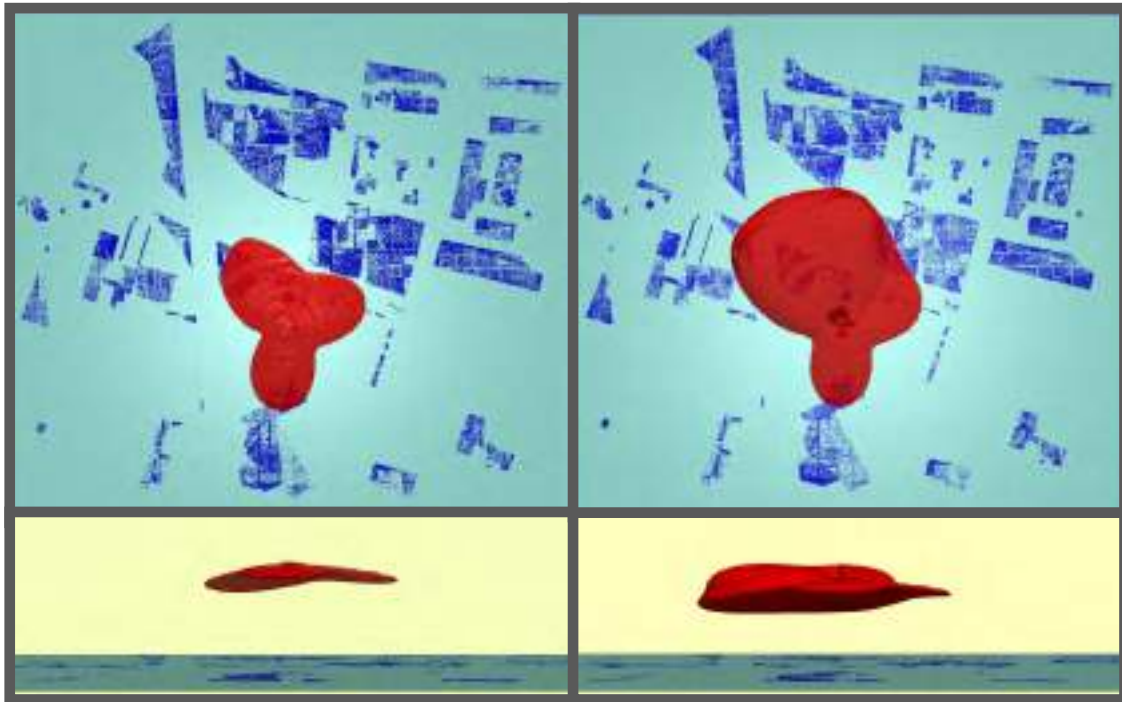
E' stato utilizzato l'approccio statistico-conservativo precedentemente descritto, considerando dunque per il sistema 5G un fattore moltiplicativo pari a 0,3, da applicare alla potenza nominale massima configurabile all'antenna (valore fornito dai gestori nelle schede tecniche d'impianto).

La modellizzazione è stata effettuata utilizzando un software sviluppato internamente all'Agenzia, considerando anche il contributo degli altri gestori eventualmente presenti nel raggio di 100 m (se si tratta di stazioni radio base) o di 200 m (se sono presenti anche impianti RTV) dal sito in esame. L'output del software consente di visualizzare tridimensionalmente l'isosuperficie a 6 V/m (valore di attenzione e obiettivo di qualità, D.P.C.M. 08/07/2003 e s.m.i.) e di sovrapporla alla mappa 2D del territorio in esame. In tal modo è possibile stabilire quali siano i siti a valenza radioprotezionistica per i quali è necessario valutare puntualmente il valore del campo elettrico, tenendo conto della differenza di quota tra il centro elettrico dell'antenna e il punto in esame.

In fig. 4 è mostrata l'isosuperficie (vista dall'alto e vista laterale) ottenuta da una modellizzazione effettuata per una SRB situata nel comune di Bari, in una zona urbana densamente popolata, senza il contributo 5G (sinistra) e con il contributo 5G per un solo settore (destra). E' evidente che l'introduzione del contributo 5G modifica la forma e l'estensione

dell'isosuperficie andando ad incrementare il numero dei siti a valenza radioprotezionistica da «investigare».

Figura 4 – Isosuperficie a 6V/m senza (sinistra) e con il contributo 5G (destra). Vista dall'alto e vista laterale.



L'approccio appena descritto è stato seguito per tutti i siti 5G esaminati e, sebbene si tratti di un approccio conservativo, ha consentito di accertare la conformità ai limiti di esposizione, i valori di attenzione e gli obiettivi di qualità stabiliti uniformemente a livello nazionale dal D.P.C.M. 08/07/2003 e s.m.i. in quasi tutti i casi.

CONCLUSIONI

L'esperienza di ARPA Puglia in questa prima fase della sperimentazione 5G ha evidenziato innanzitutto la necessità di convergere urgentemente verso norme tecniche specifiche per l'emergente tecnologia 5G, sia in ambito modellistico che di misura, per consentire alle ARPA/APPA di ottemperare ai propri compiti istituzionali, operando in maniera tecnicamente corretta, sempre a tutela della popolazione.

Il continuo sviluppo delle tecnologie di comunicazione ed in particolare l'avvento della tecnologia 5G porta all'attenzione il problema della cosiddetta "saturazione dello spazio elettromagnetico". Lo "spazio elettromagnetico", soprattutto nelle aree urbane, è prossimo alla saturazione e quindi spesso risulta difficile installare nuovi impianti (o implementare nuove tecnologie su quelli già esistenti), poiché potrebbero determinare il superamento dei limiti previsti dalla normativa italiana (l'Italia è uno dei Paesi europei con i limiti più restrittivi in questo settore). Infatti, le valutazioni sul rispetto dei limiti di campo elettromagnetico vengono effettuate dalle ARPA/APPA secondo le indicazioni del D. Lgs. 259/03, considerando, cautelativamente, la massima potenza di funzionamento dichiarata dal gestore di telefonia mobile. Quello che si osserva però, nella maggior parte dei casi, è che le potenze effettivamente erogate sono inferiori a quelle richieste dai gestori e successivamente autorizzate.

L'opinione condivisa tra i tecnici di varie Agenzie è che le potenze dichiarate da parte dei gestori siano massimizzate al fine di "accaparrarsi" più spazio elettromagnetico possibile, in vista di un'eventuale futura implementazione di nuovi impianti.

Inoltre, il DM 02/12/2014 ha fornito le linee guida relative alla definizione delle modalità con le quali gli operatori possono fornire all'ISPRA e alle ARPA/APPA i dati di potenza degli impianti e alla definizione dei fattori di riduzione della potenza da applicare nelle stime previsionali, per tener conto della variabilità temporale dell'emissione degli impianti nell'arco delle 24 ore. Tuttavia, sulla base dell'esperienza di ARPA Puglia, il ricorso a tale opportunità da parte dei Gestori non è frequente.

Per quanto riguarda il 5G, la norma (IEC, 2019) prevede che il gestore debba registrare periodicamente i valori della distribuzione cumulativa della potenza e, in analogia a quanto previsto dal DM 02/12/2014 per il fattore di riduzione α_{24} , che renda disponibili tali valori.

Pertanto è necessario che i gestori implementino un sistema di contatori della potenza trasmessa nell'arco delle 24 ore, in modo da consentire una valutazione più realistica della potenza effettivamente erogata.

In definitiva, si può concludere che risulta necessaria una corretta pianificazione ed un uso più consapevole dello spazio elettromagnetico per consentire ad eventuali nuovi operatori delle telecomunicazioni l'introduzione dei loro apparati e soprattutto per agevolare l'introduzione delle tecnologie innovative, come il 5G, in tutti gli Stati europei, inclusi quelli caratterizzati da limiti più restrittivi come l'Italia.

Bibliografia

(Baracca, 2018) – Baracca P. et al. "A statistical approach for RF Exposure compliance boundary assessment in Massive MIMO Systems", 2018, <https://arxiv.org/abs/1801.08351v1>

(IEC, 2018) – IEC, "Determination of RF field strength, power density and SAR in the vicinity of radiocommunication base stations for the purpose of evaluating human exposure", 2018, IEC 62232:2018 adottata tal quale dal CEI num. 106-37

(IEC, 2019) – IEC, "Case studies supporting IEC 62232", 2019, IEC 62669:2019

(ITU, 2017) – ITU, "Minimum requirements related to technical performance for IMT-2020 radio interface (s)", 2017, Report ITU-R M.2410-0 (11/2017)

(MISE, 2018) – MISE, "Piano nazionale di ripartizione delle frequenze tra 0 e 3.000 GHz.", 2018, Dec. MISE 5/10/2018 (18A06719) (GU Serie Generale n.244 del 19-10-2018 - Suppl. Ordinario n. 49)

(Thors, 2017) – Thors B. et al., "Time-averaged realistic maximum power levels for the assessment of radio frequency exposure for 5G Radio Base Station using massive MIMO", 2017, IEEE Access Vol. 5, pag. 19711- 19719

(TIM, 2017) – TIM, "5G Focal Paper TIM", <https://www.telecomitalia.com/tit/it/innovazione/la-rete-5G-in-italia/5G-la-tecnologia-del-futuro.html>

Accertamento del rispetto dei limiti normativi con monitoraggio in continuo di 24 ore

S. Mossetti, E. Lavore, D. Loguercio, M. L. Pasetto, M. Mombelli, E. Nava

ARPA Lombardia – Dipartimento di Como - Varese

s.mossetti@arpalombardia.it

Riassunto

La normativa attuale (D.L. n. 179 del 18 ottobre 2012 e la norma tecnica CEI 211-7 – Appendice E) stabilisce per il controllo dei livelli di esposizione che i valori di attenzione e gli obiettivi di qualità siano intesi come media dei valori nell'arco delle ventiquattro ore. Le misure effettuate con analizzatore di spettro vettoriale richiedono un significativo tempo di misura in campo, rendendo sempre più stringente svolgere rilievi in continuo in banda larga con strumentazione adeguata, sia in ambiente indoor che outdoor.

L'esecuzione di misure su ventiquattro ore prevede un monitoraggio in continuo con il posizionamento di strumentazione per più giorni, comportando in questo modo incognite legate al mancato presidio della misura e al verificarsi di condizioni meteo avverse.

Con lo studio attuale si è verificata la possibilità dell'utilizzo di misure in banda larga eseguite nell'intervallo temporale di 24 ore come metodologia per appurare il rispetto del valore di attenzione e dell'obiettivo di qualità. Le misure sono state eseguite con centraline in banda larga di diversi modelli e case costruttrici per il monitoraggio prolungato e con sonde applicate a misuratori portatili che consentono l'acquisizione per almeno 24 ore.

Il lavoro svolto mostra come il monitoraggio in banda larga permetta di verificare il rispetto dei limiti vigenti attraverso l'esecuzione di misure in banda larga di 24 ore rispetto a campagne di maggior durata, garantendo nondimeno un elevato grado di affidabilità; ciò consente una maggior efficienza nell'utilizzo delle risorse strumentali ed umane assicurando un controllo più capillare del territorio.

INTRODUZIONE

L'emanazione del Decreto Legge n. 179 del 18 ottobre 2012, coordinato con la Legge di conversione del 17 dicembre 2012, n. 221, ha introdotto importanti novità per il controllo dei livelli di esposizione, prevedendo che i valori di attenzione e gli obiettivi di qualità siano intesi come media dei valori nell'arco delle ventiquattro ore.

Al quadro normativo, nel settembre 2013, si è aggiunta la norma CEI 211-7 "appendice E", che fornisce i metodi da seguire per il confronto con i limiti.

Dal catasto regionale degli impianti si ricava che in Lombardia sono presenti oltre quindicimila impianti di telecomunicazione di cui circa diecimila sono stazioni radio base (SRB), collocate in gran parte nel tessuto urbano. L'alta densità di SRB congiunta con la diffusione della tecnologia LTE, che ha comportato un aumento della potenza impiegata da ciascuna stazione, fa sì che le stime modellistiche fatte in fase autorizzativa degli impianti prevedano valori di campo elettrico prossimi ai valori d'attenzione, richiedendo un incremento del numero di controlli in campo.

L'esperienza maturata in questi anni evidenzia come le misure eseguite con analizzatore di spettro vettoriale siano sì affidabili (Mossetti et al., 2015), ma molto impegnative in termini di tempo dedicati alla singola indagine; anche l'impiego di centraline in banda larga risulta piuttosto oneroso in termini temporali e comporta frequentemente la difficoltà logistica di collocare la strumentazione nei luoghi più significativi e l'impossibilità di eseguire misure presidiate. Per queste motivazioni è nata l'idea di valutare la possibilità di effettuare controlli di SRB con strumentazione in banda larga, per tempi contenuti garantendo un elevato grado di affidabilità dei risultati ottenuti. Si vuole ora dimostrare che misure con una durata di sole 24 ore siano esaustive nel verificare il rispetto dei valori di attenzione, evitando così campagne di durata maggiore per contemplare eventuali variabilità temporali dei siti trasmissivi.

MATERIALI E METODI

Nel presente lavoro sono stati presi in esame i risultati di trentasei monitoraggi del valore di campo elettrico effettuati dal dipartimento ARPA di Como e Varese successivamente all'entrata in vigore del DL 179, di cui 25 postazioni outdoor e 11 indoor.

Nei siti considerati, le sorgenti di campo elettrico sono soprattutto SRB dotate di sistemi trasmissivi 2G, 3G e 4G, tuttavia sono stati presi in considerazione anche 9 siti con presenza di impianti radioTV.

Le misure sono state eseguite con centraline in banda larga Tesy 2001, Narda AMB-8057 e Narda AMB-8059. Le strumentazioni impiegate permettono la rilevazione in continuo del campo elettrico, anche se esse possiedono caratteristiche diverse e a tratti complementari. In particolare le due centraline Narda AMB sono costruite per usi esterni con un importante ingombro volumetrico e alimentazione solare, per un funzionamento esteso nel tempo virtualmente illimitato. La centralina Tesy 2001 ha dimensioni volumetriche contenute e può pertanto essere impiegata sia per rilievi outdoor che indoor. Le campagne sono caratterizzate da durate comprese tra 2 e 44 giorni; nel complesso l'analisi riguarda 272 giorni di misura. Per ogni giorno sono disponibili duecentoquaranta dati medi su sei minuti.

Il punto di partenza è stata la validazione dei dati tramite l'identificazione di valori singolari, che potrebbero essere identificati come outlier, e di eventuali altre anomalie.

Successivamente si è verificata, per ogni sito, la stabilità del valore di campo elettrico misurato su ventiquattro ore nei vari giorni di monitoraggio.

Si è proceduto poi con la creazione di un unico database composto quindi dai dati utili in nostro possesso, completato dal calcolo di tutte le medie giornaliere.

Attraverso le tecniche d'inferenza statistica è stato calcolato l'indice di affidabilità del metodo in studio. Particolare attenzione è stata posta nel valutare i casi di sottostima riscontrati attraverso la loro quantificazione, sia in termini assoluti, sia in termini relativi all'incertezza delle catene di misura impiegate.

Tabella 1 – Strumenti di misura e loro incertezza

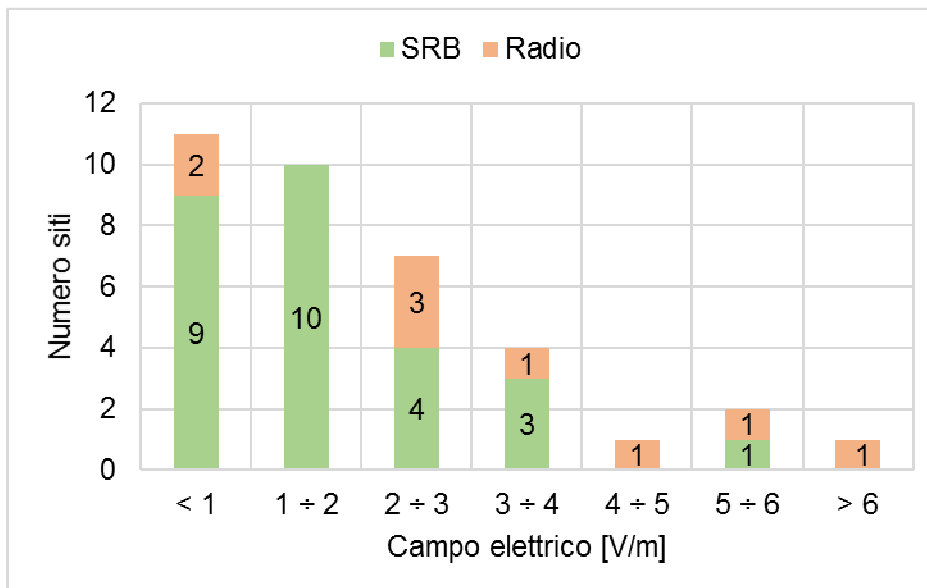
Marca e modello strumento	Valore Incertezza di misura
Narda AMB 8059	1,8 dB
Narda AMB 8057	1,8 dB
Teseo TESI 2001	2,8 dB

ANALISI DEI DATI

Per ogni giorno di misura è stato calcolato il valore medio del campo elettrico, come prevede la normativa vigente per procedere al confronto con il valore di attenzione (6 V/m). Nel complesso, in una sola campagna si è registrato un campo elettrico superiore al valore di attenzione, mentre in circa l'80% delle campagne il valore medio è inferiore a 3 V/m. La distribuzione completa dei valori misurati, distinta tra siti radio e siti SRB, è illustrata in figura 1.

I valori misurati sono stati normalizzati per procedere al loro confronto.

Figura 1 – Distribuzione dei valori di campo elettrico nelle diverse campagne di misura



Sono stati poi calcolati i giorni tipo distinti tra feriale, sabato e festivi. L'analisi della correlazione, svolta con il calcolo del coefficiente di correlazione di Pearson (R) tra i diversi giorni tipo è mostrata in tabella 2. La correlazione è sempre compresa tra 0,95 e 0,99: data l'elevata correlazione registrata tra il giorno feriale e il sabato, si è stabilito di accorpate quest'ultimo nell'insieme dei giorni feriali.

Tabella 2 – Correlazione di Pearson

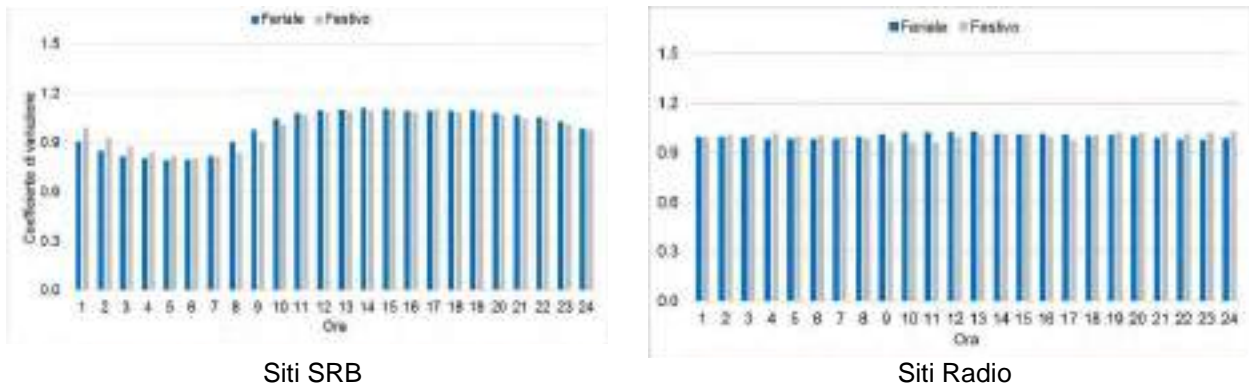
	Feriale	Sabato	Festivo
Feriale	1,00	0,99	0,95
Sabato	0,99	1,00	0,98
Festivo	0,95	0,98	1,00

In figura 2 si riportano i giorni tipo calcolati per i siti con SRB e radio; in entrambi i casi il calcolo è stato distinto per tipologia di giorno lavorativo e festivo.

Il calcolo della deviazione standard sulle ventiquattro ore fornisce un valore pari a 0,02 per i siti radio e pari a 0,12 per i siti con SRB. I risultati confermano la costanza del campo elettrico in presenza di emittenti radio e la modulazione oraria in presenza di SRB.

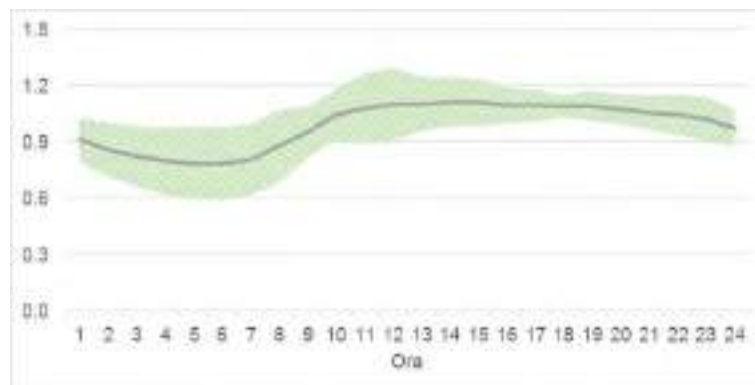
Nel caso di siti SRB si osservano differenze sulla distribuzione oraria tra giorno feriale e festivo. Le maggiori differenze si hanno tra l'una e le cinque del mattino, quando i valori di campo sono più alti nei giorni festivi a conferma dei diversi stili di vita.

Figura 2 – Confronto tra giorno tipo siti SRB e siti Radio



Per i siti SRB , visto i differenti contesti urbani in cui sono collocati, si è valutata la variabilità del giorno tipo. Il risultato è esposto in figura 3. Nell’arco della giornata lo scostamento, con copertura $k=2$, dalla media varia da un massimo del 20 % registrato nelle ore del primo mattino e un minimo del 5% nel tardo pomeriggio. Tali valori sono inferiori all’incertezza tipica degli strumenti di misura utilizzati. L’analisi ciò consente di affermare che la modulazione del giorno tipo è poco influenzata dal contesto in cui è collocata la Stazione Radio Base.

Figura 3 - Analisi della variabilità con copertura $K=2$

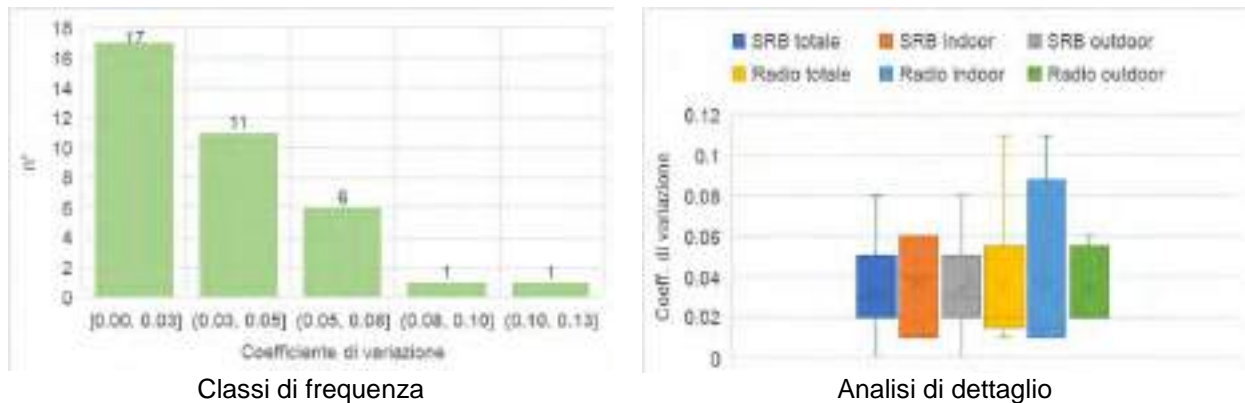


RISULTATI

Per ogni campagna di misura si è calcolato il coefficiente di variazione definito come il rapporto tra la deviazione standard dei valori medi dei singoli giorni e la loro media. Il dettaglio dei risultati è mostrato in figura 4. Dal suo esame emerge che il coefficiente di variazione è compreso tra 0 e 0,11. Nel 78% delle campagne il valore risulta contenuto nell’intervallo $0 \div 0,05$. Il coefficiente di variazione è sempre inferiore all’incertezza attribuita agli strumenti utilizzati.

Sempre in figura 4 è riportata un’analisi di dettaglio del coefficiente di variazione svolta attraverso i box-plot dei coefficienti, distinguendo tra siti radio e siti SRB e in base alla collocazione indoor o outdoor del punto di misura. La massima variabilità si registra nei siti indoor, sia nel caso di siti radio, sia in quelli con SRB. Le analisi effettuate dimostrano che il valore medio sulle ventiquattr’ore del campo elettrico si mantiene costante nel corso dell’intero periodo della campagna, indipendentemente dalla sua durata.

Figura 4 – analisi della variazione



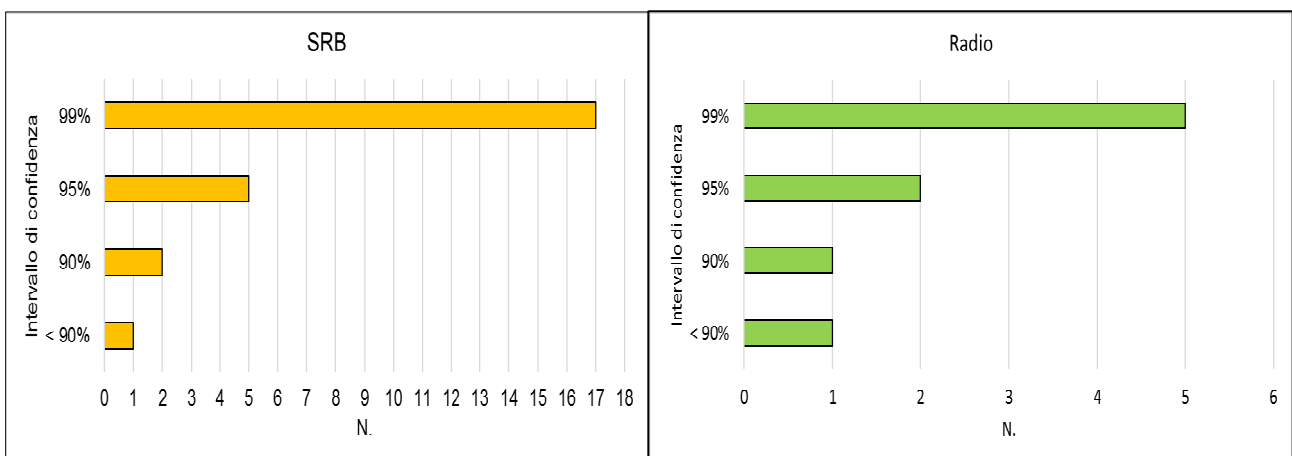
Affinché sia possibile eseguire monitoraggi di breve durata per accertare il rispetto dei limiti vigenti, è necessario che il valore medio di campo elettrico non abbia una eccessiva variabilità di giorno in giorno. Tale condizione è stata verificata applicando il test del t di Student al dataset: il test permette, conoscendo la deviazione standard delle medie giornaliere di campo elettrico e il numero di giorni lungo i quali si è protratto il monitoraggio, di ottenere un intervallo di confidenza significativo della variabilità dei valori misurati.

Dall'analisi sono state escluse le campagne di monitoraggio aventi durata inferiore a tre giorni: sono stati dunque considerati 25 siti SRB e 9 siti radio, ed è stato per ognuno di essi calcolato l'intervallo di confidenza percentuale relativo a α pari a 0,90, 0,95 e 0,99.

Ciascun sito è stato successivamente attribuito a una di quattro classi sulla base del risultato ottenuto tramite test t, considerando l' α più elevato al quale è stato riscontrato un intervallo di confidenza inferiore al 10%. Le classi scelte per la rappresentazione di tale informazione sono: <90%, 90%, 95% e 99%.

In figura 5 viene rappresentato il risultato delle analisi al t di Student.

Figura 5 – intervalli di confidenza (t di Student)



Dalla figura 5 si evince come la maggior parte dei siti – 17 su 25 per le SRB, 5 su 9 per le radio - si collochi all'interno della categoria avente intervallo di confidenza più elevato (99%). Per di più, quasi la totalità dei siti studiati si attesta all'interno di classi la cui confidenza associata è superiore al 90%: in questi casi, corrispondenti al 94% dei siti considerati, è possibile constatare come la variabilità della media giornaliera di campo elettrico efficace sia inferiore all'incertezza della strumentazione utilizzata per i rilievi. Solo in due occasioni viene ottenuto un intervallo di

confidenza inferiore al 90%, uno per le SRB e uno per le radio. Una valutazione più approfondita di tali casi ha permesso di stabilirne le cause: infatti, il monitoraggio SRB è stato eseguito nelle vicinanze del centro città durante giornate nelle quali si svolgeva il mercato cittadino; pertanto, è presumibile che il traffico telefonico sia aumentato durante quelle ore, facendo così ottenere un valore medio di campo elettrico efficace più elevato del solito. In questo caso, l'intervallo di confidenza è risultato pari all'81%. Analizzando il monitoraggio radio, invece, è possibile constatare come la sua durata (pari a 3 giorni) risulti poco significativa al fine di un'analisi al t di Student, la quale suggerisce in ogni caso un intervallo di confidenza dell'84%.

Le analisi svolte mostrano come un monitoraggio di ventiquattr'ore è da considerarsi sufficiente per stabilire il valore di campo elettrico del sito di controllo e per ottenere un confronto con il valore di attenzione e/o obiettivo di qualità.

CONCLUSIONI

Il lavoro svolto ha permesso di evidenziare come misure con una durata di sole 24 ore siano esaustive nel verificare il rispetto dei valori di attenzione: in questo modo è possibile evitare campagne di durata maggiore, le quali non aumenterebbero l'affidabilità dei rilievi.

I risultati ottenuti, omogenei nonostante l'utilizzo di diversa strumentazione, consentono di scegliere la migliore catena di misura per ogni campagna a seconda delle condizioni operative riscontrate nei luoghi monitorati.

Eseguendo monitoraggi di 24 ore è possibile introdurre l'utilizzo di strumentazione avente autonomia più ridotta (48 ÷ 72 ore) e ideata in origine per misure a breve termine. Tale strumentazione presenta il vantaggio di poter essere equipaggiata con sonde aventi estensioni di frequenza differenti, garantendo contestualmente un ridotto ingombro. Questi vantaggi permettono di svolgere in maniera più agevole rilievi indoor.

Tutto ciò permette di utilizzare con maggiore efficienza il parco strumentale a disposizione, migliorando sensibilmente sia la qualità delle prestazioni dell'Agenzia, sia l'efficacia del controllo sul territorio.

BIBLIOGRAFIA

CEI 211-7 "Guida per la misura e per la valutazione dei campi elettromagnetici nell'intervallo di frequenza 10 kHz – 300 GHz, con riferimento all'esposizione umana"

CEI 211-7, appendice E "Misura del campo elettromagnetico da stazioni radio base per sistemi di comunicazione mobile (2G, 3G, 4G), tecniche relative alle procedure di misura"

Nava E., Mossetti S., de Bartolo D., Cosenza C., Veronese I., Cantone M.C. "Prime misure di campo elettromagnetico mediato sulle 24 ore applicando le diverse tecniche proposte dalla Norma CEI 211-7/E del 9/2013". Atti del XXXVI Congresso Nazionale di Radioprotezione, Matera 28-30 ottobre 2015.

Mossetti S., Lavore E., Pasetto M.L., Agrillo G., Mombelli M., Nava E., Carella F. "Correlazione tra misure in banda larga su brevi intervalli temporali e sulle ventiquattro ore previste dal D.L. 179 del 18 ottobre 2012 di campi elettromagnetici. Atti del VI Convegno Nazionale Agenti Fisici, Alessandria 6-8 giugno 2016.



Progetto “CASTEL” : sviluppo di un sistema integrato per la gestione e il controllo delle sorgenti di campo elettromagnetico ad alta frequenza in Lombardia

Andrea Barollo², Marta Bazzoffi², Maria Teresa Cazzaniga¹, Daniela de Bartolo¹, Graziella Dilli²,
Susanna Grasso², Dario Lombardi², Tiziana Maggioni¹,

¹ ARPA Lombardia, Settore Attività produttive e Controlli, UO Agenti Fisici e Radioprotezione

² ARPA Lombardia, Direzione Operazioni, UO Sistemi Informativi e ICT

d.debartolo@arpalombardia.it

Abstract

ARPA Lombardia, a partire dal 2001, ha realizzato il catasto informatizzato delle sorgenti di campo elettromagnetico ad alta frequenza (impianti per telecomunicazione e radiotelevisione), adeguandolo progressivamente alle esigenze di volta in volta identificate.

I dati del catasto sono organizzati in una banca dati che viene continuamente aggiornata. Il catasto è strutturato come un archivio informatizzato degli impianti, alimentato da ARPA ai sensi delle disposizioni dell'articolo 5 della Legge Regionale 11/01. La banca dati contiene le caratteristiche tecniche ed informazioni territoriali che rendono possibili le valutazioni previsionali di campo elettromagnetico e la rappresentazione su un sistema cartografico.

Il progetto “CASTEL” viene sviluppato in conformità alle “Linee di indirizzo per lo sviluppo del catasto regionale degli impianti radioelettrici istituito dall'articolo 5 della legge regionale 11 maggio 2001 n.11 e indicazioni relative al Programma CEM di cui al decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare RINDEC-2016-0000072 del 28 giugno 2016” pubblicate nella D.G.R. 18 novembre 2016 n. X/5827 della Regione Lombardia.

La semplificazione amministrativa dell'iter di installazione e modifica degli impianti ed il miglioramento delle modalità di presentazione e utilizzo per gli operatori ARPA, gli enti ed attori coinvolti (Gestori, SUAP e Comuni, Regione, ecc..) e del pubblico, costituiscono gli obiettivi prioritari del progetto.

Grazie ad apposite funzionalità, inoltre, il sistema consentirà di aggiornare costantemente la mappa regionale dei valori di campo elettromagnetico simulati a partire dai dati tecnici degli impianti; tali valori di campo verranno resi disponibili anche ai gestori ai fini di consentire una più circostanziata valutazione previsionale in fase autorizzativa.



Il progetto “Rete di monitoraggio per il controllo dei campi elettromagnetici” in Emilia-Romagna: organizzazione, esecuzione ed analisi statistica dei risultati della campagna di misura dei campi elettromagnetici a radiofrequenza

Claudia Carciofi¹, Laura Gaidolfi², Alfonso Albanelli³, Giuseppe Bortone², Marco Deserti³, Tanya Fontana³, Andrea Garzia¹, Simona Valbonesi¹, Franco Zinoni²

¹Fondazione Ugo Bordonini, Viale del Policlinico, 147 – Roma - Italia

²Arpae Emilia-Romagna, via Po, 2 - Bologna – Italia

³Regione Emilia-Romagna, D.G. Cura del Territorio e dell'Ambiente, via della Fiera 8 – Bologna

lgaidolfi@arpae.it

Riassunto

Lo sviluppo imminente delle reti 5G permetterà di raggiungere un elevatissimo livello di connettività e capacità attraverso il dispiegamento di diverse tipologie di installazioni. In questo scenario risulta fondamentale il monitoraggio dei campi elettromagnetici attraverso la misura dei livelli di campo realmente presenti sul territorio. L'analisi delle misure sul territorio può agevolare la valutazione delle condizioni di sviluppo dei sistemi 5G nel rispetto dei limiti di esposizione ed in presenza di tecnologie già esistenti. In tale contesto si inserisce il Programma CEM promosso dalla Regione Emilia-Romagna e finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ed in particolare il progetto “Rete di monitoraggio per il controllo dei campi elettromagnetici”. Nell'ambito di tale progetto sono state effettuate sul territorio regionale misure di campo elettromagnetico a radiofrequenza in siti critici e non; i dati sono stati analizzati in modo aggregato a livello regionale, di singola provincia e di singola città tenendo in considerazione anche i dettagli relativi allo scenario specifico

PREMESSA

L'attività di controllo e monitoraggio dei campi elettromagnetici è uno dei compiti affidati alle Agenzie regionali per la protezione dell'ambiente nelle attività definite all'art. 14 (“Controlli”) dalla Legge 36/2001. In Emilia-Romagna, l'Agenzia regionale è stata istituita con Legge Regionale n. 44/1995 e successivamente rinominata “Agenzia Regionale per la Prevenzione, l'Ambiente e l'Energia” (“ARPAE”) con l'emanazione della Legge Regionale n. 13/2015, “Riforma del sistema di governo regionale e locale e disposizioni su Città Metropolitana di Bologna, Province, Comuni e loro Unioni”.

Con il Decreto Direttoriale n. RIN-DEC-2016-0000072 del 28/06/2016, la Direzione Generale per i Rifiuti e l'Inquinamento del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha istituito il “Programma di contributi per esigenze di tutela ambientale connesse alla minimizzazione dell'intensità e degli effetti dei campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici (Programma CEM)” che, attraverso la concessione di contributi alle Regioni, supporta le attività di loro competenza per l'elaborazione dei piani di risanamento, la realizzazione dei catasti regionali e l'esercizio delle attività di controllo e monitoraggio.

La Regione Emilia-Romagna ha partecipato al Programma elaborando il documento deliberato in data 21/12/2016 (DGR 2368) e trasmesso al MATTM; nello stesso documento è stato previsto il supporto di ARPAE per l'effettuazione del progetto. Il MATTM ha quindi ammesso la Regione al programma di contributi in data 21/06/2017.

Il progetto presentato prevedeva l'aggiornamento della strumentazione in dotazione ad ARPAE e l'esecuzione di campagne di misura e monitoraggio su un adeguato numero di siti con presenza di sorgenti di radiazioni non ionizzanti dislocati sul territorio regionale.

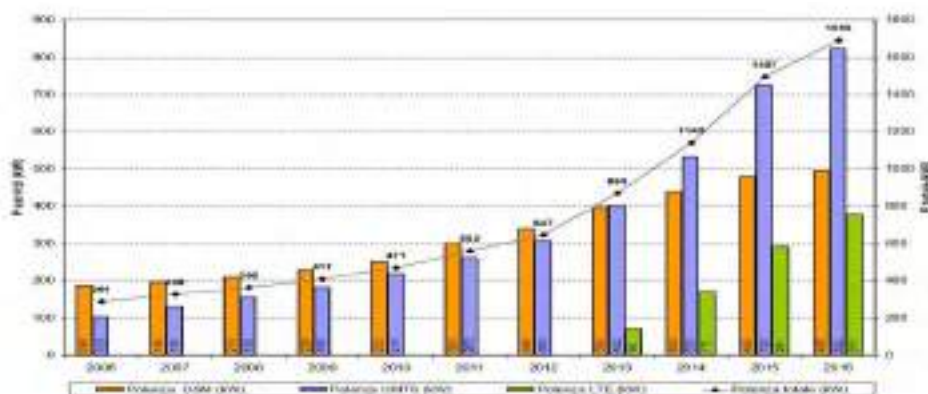
ATTIVITA' DI ARPAE

Nell'ambito delle radiazioni non ionizzanti, i compiti di ARPAE sono finalizzati a:

- implementazione dei catasti regionali delle sorgenti
- valutazioni preventive dei progetti
- monitoraggio e controllo
- informazione

Dalle prime due attività è possibile seguire l'evoluzione di questa tematica nel corso degli anni, soprattutto nel campo delle telecomunicazioni mobili, legate in particolare all'implementazione di nuove tecnologie. A titolo esemplificativo, viene riportato in fig. 1 l'andamento cumulativo della potenza autorizzata nella nostra regione per impianti di Stazione Radio Base (SRB) dal 2006 al 2016. Le singole colonne rappresentano la somma delle potenze autorizzate per tutti gli impianti della regione suddivise per tecnologia.

Figura 1 – Somma potenze autorizzate per tipologia di servizio erogato da impianti SRB (2006-2016)
(Fonte Arpae)



L'attività di monitoraggio e controllo si esplica tramite rilievi puntuali e misure in continuo effettuate attraverso la collocazione sul territorio di stazioni di misura rilocabili che rilevano automaticamente ed in continuo, per periodi di tempo prolungati, i livelli di campo elettromagnetico presenti in determinati punti, permettendo di evidenziarne le variazioni nel tempo.

Le stazioni di misura sono gestite dai centri di controllo locali, presso le sedi provinciali ARPAE, che effettuano l'acquisizione, validazione e trasmissione periodica dei dati al centro di controllo regionale ARPAE, situato presso il Servizio Sistemi Informativi di Bologna.

Il centro di controllo regionale provvede all'archiviazione sistematica dei dati in un database unico centralizzato ed alla loro successiva riaggregazione per finalità di elaborazione e reportistica, nonché alla diffusione dei dati attraverso Internet sul sito di ARPAE.

IL PROGETTO "CEM"

Il progetto "CEM" si è articolato in tre principali attività strettamente collegate ai compiti istituzionali di ARPAE:

- aggiornamento della disponibilità strumentale
- esecuzione di specifiche campagne di misura e monitoraggio
- attività formativa e divulgativa

Aggiornamento dotazione strumentale

Attraverso il finanziamento ministeriale, ARPAE ha proceduto ad aggiornare la strumentazione in dotazione per il rilevamento dei campi elettromagnetici in bassa ed alta frequenza, permettendo la sostituzione della strumentazione obsoleta o non più riparabile e l'adeguamento del proprio parco strumentale (in particolare nel campo delle telecomunicazioni elettroniche) alle evoluzioni sia per le nuove tecnologie che per la normativa di riferimento. In particolare si è provveduto a:



- acquisizione di 22 centraline di monitoraggio (di cui una specifica per misure indoor)
- acquisto di misuratori a larga banda, sia per ELF che RF
- aggiornamento ai segnali LTE per analizzatori di spettro già in dotazione
- acquisto di un nuovo sistema selettivo triassiale

Attività di misura e monitoraggio

A completamento del progetto, sono state previste campagne di misure e monitoraggio in siti correlati alla presenza di impianti a bassa frequenza (elettrorodotti) e alta frequenza (impianti per telecomunicazioni elettroniche).

Allo scopo di indirizzare e uniformare il numero e le tipologie dei controlli, sono stati definiti criteri e modalità attraverso un confronto a livello nazionale con ISPRA e le Arpa, lasciando comunque aperta la possibilità alle Regioni di focalizzare particolari aspetti ritenuti più significativi.

Per indirizzare le attività di monitoraggio verso siti di interesse, sono stati definiti criteri per identificare criticità sulla base di:

- per le RF, “elevati” valori di campo stimati (superiori a 4.5 V/m) o misurati (superiori a 3 V/m)
- per le ELF, presenza di cabine MT/bt posizionate all’interno di edifici residenziali e di linee elettriche in prossimità di luoghi densamente abitati
- per entrambe le tipologie di sorgente: assenza di misure recenti in presenza di alta densità di impianti o potenze in gioco - vicinanza a siti sensibili (asili nido, scuole materne/elementari, strutture sanitarie) - segnalazioni di criticità sociale

Allo scopo di poter confrontare i risultati a livello nazionale, si è concordato un numero minimo di siti di misura, suddiviso per tipologia, così definito:

A) Misure su alta frequenza (RF)

1 monitoraggio in continuo per provincia

2 misure in banda stretta per provincia

2 misure in banda larga (a 4.5 m, breve durata riferite ai 6 V/m)¹ per provincia¹

B) Misure su bassa frequenza (ELF)

1 misura spot per provincia

1 monitoraggio in continuo per provincia

Dal confronto del dimensionamento del progetto con altre regioni, è stato definito il programma che ha comportato la ricerca di una cinquantina di siti su tutto il territorio regionale, sia per siti con impianti a bassa che alta frequenza, se rispondenti ai criteri precedentemente elencati; tuttavia, a causa delle difficoltà di reperire siti di interesse relativamente agli impianti a bassa frequenza, si è ritenuto sufficiente, per garantire la realizzazione del progetto in accordo con la Regione Emilia-Romagna, il numero di due siti per provincia.

Per la caratterizzazione dei siti, gli operatori hanno completato un modulo standardizzato per la raccolta di informazioni; sono stati individuati 96 siti di interesse, di cui 34 relativi ad impianti a bassa frequenza e 62 ad impianti ad alta frequenza.

Le misure sono state quindi eseguite in 73 siti distribuiti sul territorio regionale e le informazioni raccolte in un ulteriore modulo.

Nelle successive tabelle sono riassunti i dati sintetici delle misure effettuate di campo elettromagnetico a bassa frequenza (tab. 1) e a radiofrequenza (tab. 2). Per ciascuna provincia sono riportati il valore medio, massimo e minimo per tutte le tipologie di misure effettuate.

Per quanto riguarda i dati in tab. 2, va sottolineato che i siti selezionati in genere sono di tutte le tipologie (SRB, misto, radiotelevisivo), nelle sole province di Bologna e Rimini i siti sono unicamente stazioni radiobase.

¹ Le misure effettuate in tutte le regioni alla quota di 4.5 m dal piano di campagna (corrispondente al 1°-2° piano fuori terra di un edificio residenziale) saranno elaborate per caratterizzare l'esposizione media della popolazione italiana. Sono classificate in questa tipologia le misure condotte all'esterno, su terrazzi posti al primo/secondo piano degli edifici o attraverso l'uso di mezzo mobile, attrezzato con strumentazione a banda larga posizionata su palo telescopico



Tabella 1 - Misure per campi elettromagnetici a bassa frequenza

provincia	n. siti	tipo sito	misure Banda Larga campo H (μ T)				misure Banda Larga campo E (V/m)				Monitoraggio in continuo campo H (μ T)			
			n.	min	med	max	n.	min	med	max	n.	min	med(*)	max
Piacenza	2	Linea	8	0.12	0.63	1.15	3	3	294	630	3	0.05	2.11	7.75
Parma	2	Cabina/Linea	7	0.02	0.38	1.20	2	47	293	539	2	0,02	0.37	0.81
Reggio Emilia	5	Linea/Misto	32	0.01	0.14	0.34	/	/	/	/	5	0.01	0.63	0.94
Modena	2	Linea	2	0.80	3.09	5.37	2	145	340	534	2	0.33	5.21	6.22
Bologna	2	Cabina/Linea	13	0.45	0.73	1.50	/	/	/	/	2	0.03	0.67	1.08
Ferrara	3	Linea	19	0.04	0.71	1.34	21	0.6	52	291	5	0.01	1.39	1.89
Ravenna	2	Linea/Cabina	13	0.01	0.72	2.88	/	/	/	/	2	0.02	2.26	5.26
Forlì-Cesena	2	Linea/Cabina	10	0.04	0.21	0.69	/	/	/	/	2	0.01	0.27	0.91
Rimini	2	Linea	55	0.05	0.30	0.85	/	/	/	/	2	0.09	0.31	0.55
Regione	22	n. misure	159				28				25			

(*) viene riportato il valore massimo delle mediane calcolate nelle campagne di monitoraggio eseguite

Tabella 2 – Misure per campi elettromagnetici ad alta frequenza

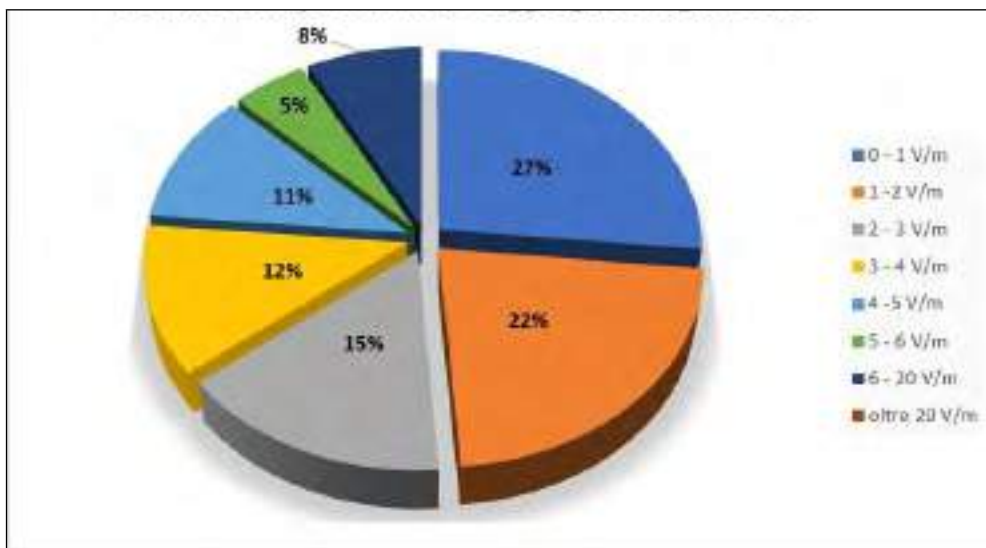
Prov.	n. siti	misure Banda Larga (V/m)				misure Banda Stretta (V/m)				Monitoraggi in continuo (V/m)			misure Banda Larga 4.5 m (V/m)				
		n.	M I N	M E D	M A X	n.	M I N	M E D	M A X	n.	M I N	M A X	n.	M I N	M E D	M A X	
PC	5	23	0.4	2.5	10.6	2	1.1	3.8	6.5	5	0.3	14.6	2	0.3	0.4	0.6	
PR	5	12	0.2	1.6	3.9	2	1.5	2.9	4.2	5	0.5	5.3	1	-	1.0	-	
RE	6	65	0.2	4.3	14.0	5	3.6	6.4	12.5	5	0.7	15	2	3.4	5.3	7.2	
MO	6	8	0.5	3.0	4.9	2	0.9	2.7	4.5	5	0.7	5.8	3	1.0	1.4	1.7	
BO	5	29	0.1	1.1	4.9	2	3.0	3.3	3.7	1	1.7	3.9	2	0.5	0.5	0.6	
FE	6	14	1.0	1.9	2.8	3	1.1	1.4	2.0	4	0.5	3.8	1	-	1.0	-	
RA	6	19	0.7	1.4	4.0	3	1.6	2.5	3.0	5	0.2	6.3	5	0.9	1.1	1.2	
FC	5	9	0.6	2.9	4.6	1	-	1.7	-	5	0.3	9.6	5	0.6	2.4	5.8	
RN	7	5	2.1	4.6	7.2	3	2.9	3.0	3.1	5	0.5	9.4	2	1.8	2.0	2.3	
Tot.	51	184					23				40			23			

ANALISI RISULTATI MISURE DI CAMPI A RADIOFREQUENZA

L'attività di elaborazione statistica dei dati delle misure per campi elettromagnetici ad alta frequenza effettuate dalle diverse sezioni ARPAE è stata svolta dalla Fondazione Ugo Bordoni (FUB) in base dell'accordo di collaborazione tra ARPAE e FUB attivato all'interno del "Progetto CEM" durante l'anno 2018. Si presentano in questo paragrafo i risultati delle elaborazioni delle misure in forma aggregata a livello regionale. Nella analisi sono inclusi i risultati di tutte le misure di campo a radiofrequenza (banda larga, banda stretta, in continuo) condotte nell'ambito del progetto. I risultati delle campagne di misura vengono presentati in forma aggregata classificando i livelli di campo misurati in 8 fasce rappresentative (0-1 V/m, 1-2 V/m, 2-3 V/m, 3-4 V/m, 4-5 V/m, 5-6 V/m, 6-20 V/m, oltre 20 V/m) che vengono presentate nel grafico di fig. 2 con la relativa percentuale di

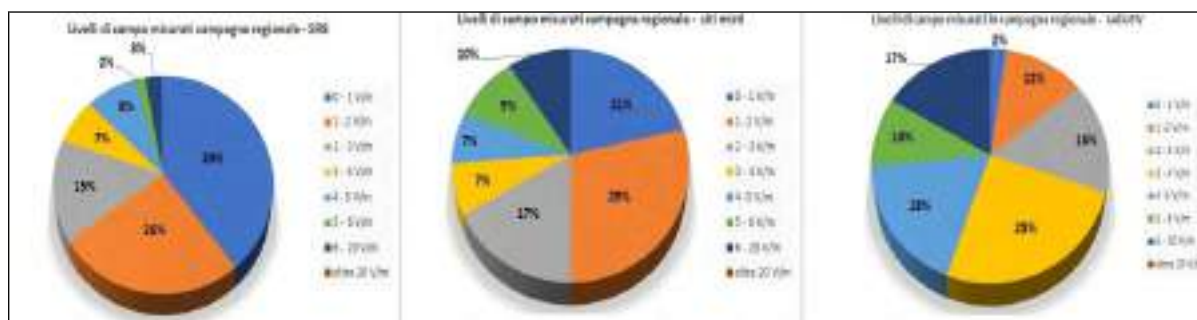
occorrenza. Il grafico illustra in modo sintetico la situazione emersa per l'intera regione Emilia-Romagna nel corso della specifica campagna di misura. Come si può evincere, quasi il 50% delle misure presenta livelli di campo elettrico inferiori a 2 V/m. Il 92% delle misure ha fornito livelli di campo elettrico inferiori al valore di attenzione di 6 V/m. Soltanto nell' 8% dei siti sono stati misurati livelli di campo superiori ai 6 V/m, in tutti i casi tranne alcuni si trattava unicamente di siti misti o di siti radiotelevisivi o di lastrici solari non abitati per i quali il limite vigente è di 20 V/m. Non sono stati invece rilevati sforamenti al limite di 20 V/m (Decreto Legge 18 ottobre 2012, n. 179 DPCM 8 luglio 2003).

Figura 2 - Livelli di campo misurati – aggregato per la regione Emilia – Romagna



In fig. 3 sono riportati i risultati delle misure effettuate su tutta la regione con distinzione basata sulla tipologia di sito. I siti misurati erano più di 50 suddivisi tra stazioni radiobase, siti misti (stazione radiobase + impianti radiotelevisivi) per un totale di oltre 200 punti di misura. Dalla analisi dei grafici emerge, come atteso, che i livelli di esposizione più elevati vengono raggiunti nei siti radioTV (17% dei siti radioTV presentano infatti livelli misurati nella fascia 6-20 V/m, contro il 10% dei siti misti ed il 3% delle stazioni radiobase).

Figura 3 - Aggregato misure effettuate su tutta la Regione – per tipologia di sito



In tab. 3 viene riportato un confronto diretto tra le occorrenze in tre fasce specifiche: la fascia più bassa (0-1 V/m), la fascia 5-6 V/m e la fascia più elevata (6-20 V/m).



Tabella 3 - Confronto occorrenze in fasce specifiche – Regione Emilia Romagna

Tipologia di sito	% misure in fascia 0-1 V/m	% misure in fascia 5-6 V/m	% misure in fascia 6-20 V/m
Stazione radiobase	39%	2%	3%
Sito misto	21%	9%	10%
Sito radiotelevisivo	2%	10%	17%

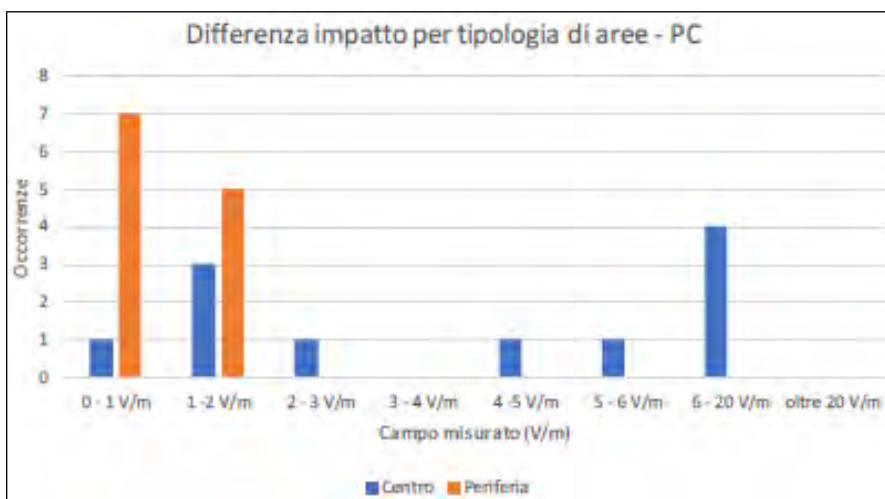
Come si può facilmente evincere, le misure effettuate su stazioni radiobase presentano la maggiore percentuale di occorrenze nella fascia 0-1 V/m, i siti radiotelevisivi la minor percentuale di occorrenze sempre nella stessa fascia ed i siti misti si pongono in una situazione intermedia. Analizzando la fascia 6-20 V/m emerge una situazione capovolta, in cui le stazioni radiobase presentano la minore percentuale di occorrenze ed i siti radiotelevisivi, la maggiore. Lo stesso andamento lo si ritrova per la fascia 5-6 V/m. Questo dato regionale rappresenta una stima aggregata di quanto emerso dalla attività di misura specifica e va riferito unicamente ai siti misurati nell'ambito del progetto. I dati sono stati elaborati singolarmente per tutte le province della Regione e per una serie di città. Di seguito viene riportata una selezione dei risultati emersi.

ANALISI PER TIPOLOGIA DI SCENARIO

a) Distinzione tra scenari ambientali

In questo caso vengono messi a confronto i livelli di campo misurati nelle periferie e nel centro di una città di medie dimensioni, al fine di verificare se il centro città presenta situazioni di impatto elettromagnetico maggiore. La scelta è ricaduta sulla città di Piacenza per il semplice fatto che in questo specifico contesto, per ciascun sito sono state fatte molteplici misurazioni in posizioni diverse, pertanto la potenza statistica risultava maggiore e più adatta a rendere possibile il confronto. Lo studio è stato fatto su quattro campagne di misure (2 effettuate in contesto periferico e 2 nel centro cittadino); tre campagne riguardavano unicamente stazioni radiobase ed una un sito misto), i risultati emersi sono riportati in fig. 4.

Figura 4 - Differenza impatto per tipologia di scenario



In ascisse sono riportati i livelli di campo ottenuti tramite misurazione in situ suddivisi in fasce crescenti, in ordinata le occorrenze, ossia il numero di volte in cui la misura (a banda larga, a banda stretta, in continuo) ha fornito un valore incluso in una specifica fascia. Le colonne blu sono relative a misure effettuate in zone centrali, le colonne arancioni invece sono relative alle periferie. Come si può vedere, le zone periferiche presentano meno problematiche rispetto alle zone centrali, infatti tutte le misure effettuate hanno fornito valori di campo elettrico non superiori ai 2 V/m, cosa che non accade per le zone centrali dove si registrano valori di campo elettrico nella



fasce 2-3 V/m, 4-5 V/m e 5-6 V/m. Questa analisi sulla differenza di impatto tra periferie e centro città trova conferma nei risultati di uno studio effettuato dalla Fondazione Bordoni in collaborazione con Arpa Emilia-Romagna (Carciofi et al., 2018).

b) Differenza di impatto per tipologia di sito

La campagna di misura effettuata da Arpa Emilia-Romagna nell'ambito del progetto ha permesso di ottenere utili informazioni sull'impatto elettromagnetico prodotto in funzione della tipologia di sito (SRB, radioTV, SRB+radioTV). Lo studio, basato sempre sulle occorrenze dei dati all'interno di fasce di esposizione, è stato fatto su un numero ridotto di siti e fornisce informazioni utili sulla differenza tra tipologie di sito in termini di impatto ambientale. I risultati sono relativi unicamente alle campagne di misura effettuate nell'ambito del progetto monitoraggio CEM.

L'analisi è stata fatta per le province di Modena, Forlì-Cesena, Reggio Emilia e Parma differenziando tra stazioni radiobase, siti radio e siti misti, dove per sito misto si intende una installazione nella quale sono presenti contemporaneamente impianti per telefonia mobile, impianti radio, impianti tetra ecc. Nelle fig. 5,6,7,8 a seguire vengono mostrati i confronti diretti per le città oggetto di analisi. Come si può evincere dai grafici, il maggior numero di occorrenze per sistemi costituiti unicamente da stazioni radiobase (colonne blu) sono concentrate nei primissimi blocchi corrispondenti a livelli di campo E inferiori a 3 V/m, mentre per i siti radiotelevisivi (colonna grigia) si ha un incremento di occorrenze nei blocchi caratterizzati da livelli di campo elettrico maggiori. I siti misti (colonna arancio) si pongono in una situazione intermedia.

Figura 5 - Impatto elettromagnetico per tipologia di sito (telefonia, RTV, misto) – Modena

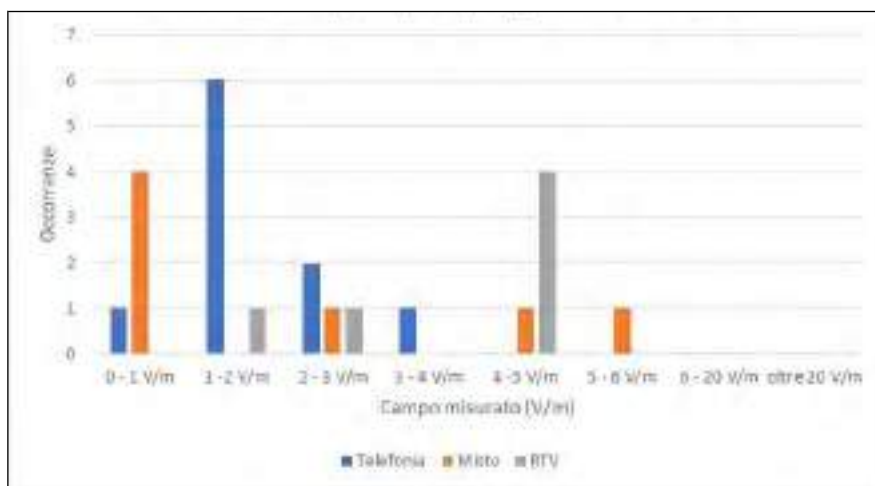


Figura 6 - Impatto elettromagnetico per tipologia di sito (telefonia, RTV, misto) – Forlì Cesena

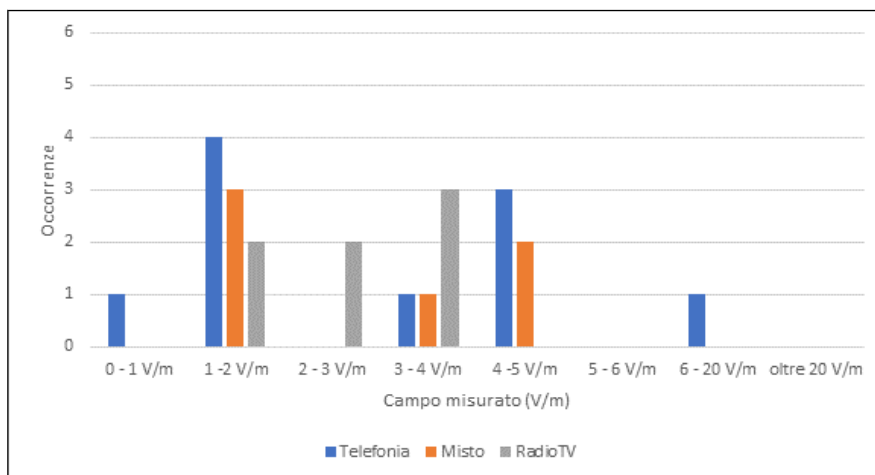




Figura 7 - Impatto elettromagnetico per tipologia di sito (telefonia, RTV, misto) – Reggio Emilia

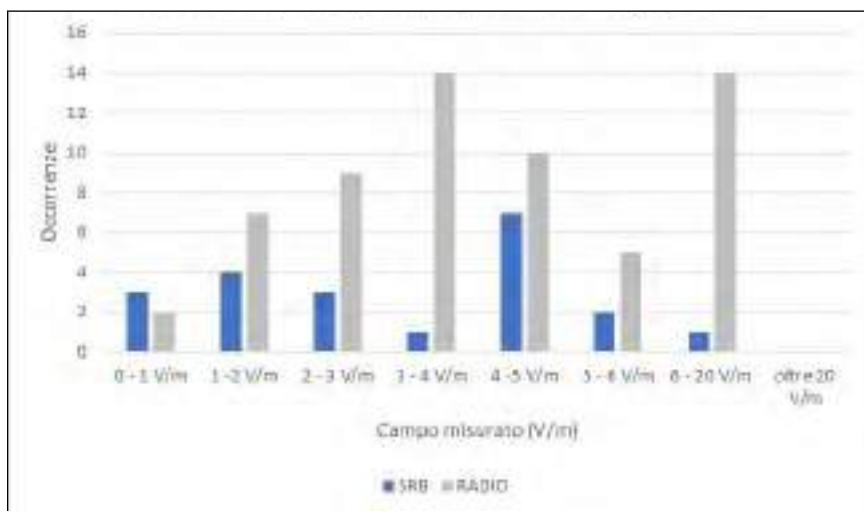
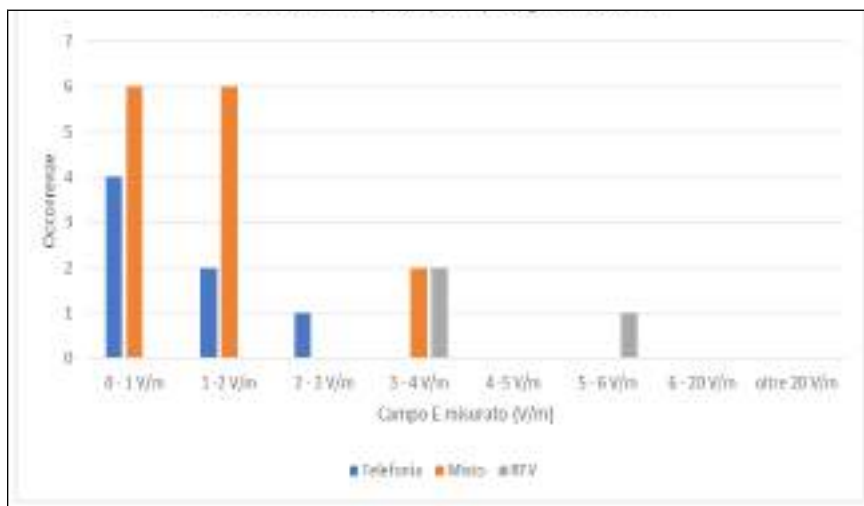


Figura 8 - Impatto elettromagnetico per tipologia di sito (telefonia, RTV, misto) – Parma



SCENARI DI ANALISI A BANDA STRETTA

Le misure a banda stretta, oltre ad informazioni specifiche relative alla valutazione delle emissioni elettromagnetiche presenti in aria, possono fornire informazioni di massima riguardanti in modo indiretto l'utilizzo dello spettro. Tali informazioni possono essere dedotte sulla base del contributo percentuale di ciascuna banda al livello totale del campo elettrico misurato.

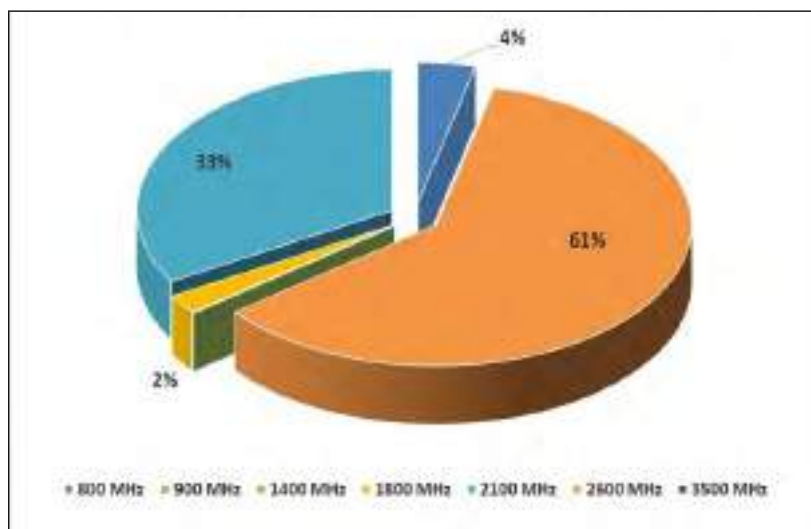
Il risultato che emerge è relativo, ovviamente, al singolo sito ed al momento in cui è stata effettuata la misura. Per questa indagine sono stati selezionati 3 scenari specifici:

- Scenario 1 – stazione radiobase, posta in zona residenziale in un contesto di periferia urbana ad elevata densità abitativa;
- Scenario 2 – stazione radiobase posta in contesto di periferia urbana a media densità
- Scenario 3 – stazione radiobase posta in contesto di periferia urbana ad elevata densità

I grafici a seguire presentano l'analisi dei contributi delle varie bande al campo totale emersi, per i 3 scenari selezionati, dalla attività di misura a banda stretta condotta nell'ambito della campagna.

Il grafico di fig. 9 riporta quanto emerso dalla analisi dei dati relativi allo scenario 1 consistente in una stazione radiobase posta in un contesto di periferia urbana ad elevata densità abitativa. La stazione radiobase consiste in un co-siting a due gestori. Le misure sono state effettuate in un unico punto su una terrazza ad una altezza di 10 m da terra ad una distanza in linea d'aria di circa 85 m dall'impianto, in visibilità.

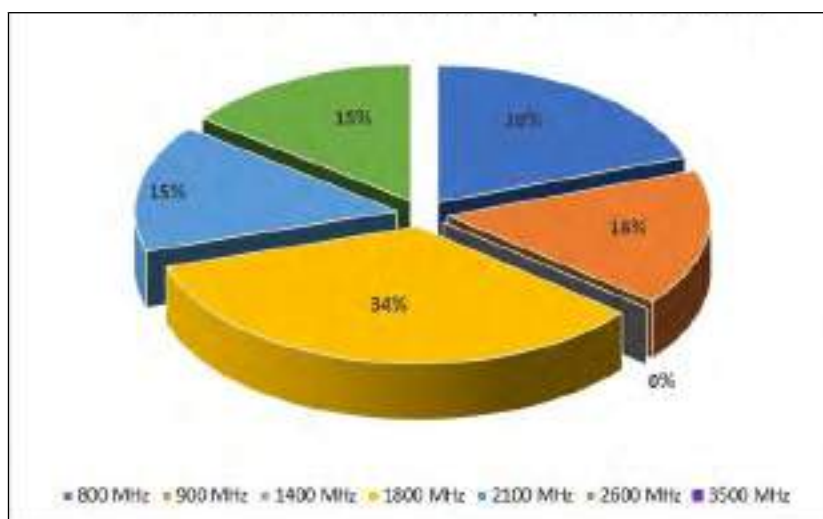
Figura 9 - Contributo percentuale a campo E totale misurato per banda – Scenario 1



La banda che in questo specifico caso contribuisce maggiormente al livello totale di campo elettrico è la 900 MHz (61% del campo totale), la banda 2100 MHz contribuisce invece per il 33% del totale. Il contributo di tutte le altre bande risulta minimo ed in alcuni casi, assente.

In fig. 10 viene riportato quando emerso dalla analisi dei dati riguardanti lo scenario 2 consistente in un gruppo di tre stazioni radiobase che ospitano in tutto quattro gestori, in uno scenario di periferia urbana a media densità. I tre impianti si trovano all'interno di un campo sportivo e sono installati su pali ad una altezza di circa 15 m da terra. Le misure sono state effettuate in un unico punto su una gradinata dell'impianto sportivo ad una altezza di circa 8 m da terra e ad una distanza media da ciascun impianto pari a 50 m.

Figura 10 - Contributo percentuale a campo E totale misurato per banda – Scenario 2

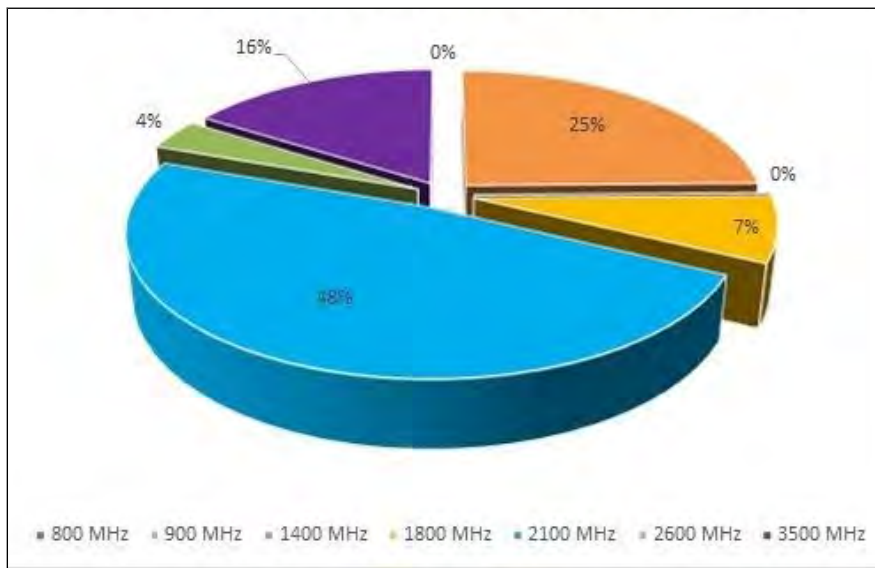


In questo caso la banda che contribuisce maggiormente al livello totale di campo elettrico è la 1800 MHz che contribuisce per un 34% del campo totale. Le altre bande contribuiscono in percentuali più o meno simili.

L'ultimo scenario studiato (fig. 11) riguarda un cositing a quattro gestori più una installazione WiMax poste sul tetto di un edificio a più piani in un contesto di periferia urbana ad elevata densità. Le

misure sono state fatte su un lastrico solare di un edificio ad una altezza di 22 metri ed a una distanza di circa 50 m dagli impianti in diretta visibilità.

Figura 11 - Contributo percentuale a campo E totale misurato per banda – Scenario 3



Dalla analisi emerge che la banda che contribuisce maggiormente al campo elettrico totale è la 2100 MHz (48% del campo totale), la banda 900 MHz contribuisce per un 25% al campo totale, mentre il WiMax a 3500 MHz contribuisce per il 16%.

Sulla base della analisi dei dati ottenuti dalle misure in banda stretta che forniscono i contributi di ciascuna banda al campo elettrico totale emerge che in linea di massima le bande maggiormente utilizzate sono le 900 MHz e la 2100 MHz, anche se in uno scenario specifico si sono ottenuti contributi consistenti nella banda 1800 MHz che altrove non erano presenti o erano presenti limitatamente. Poco presenti i contributi provenienti dalla banda 2600 MHz. In nessuno degli scenari studiati sono stati evidenziati contributi nella banda 1400 MHz.

Quanto emerso dalla analisi presentata in questo paragrafo è relativo unicamente alle misure effettuate nell'ambito della campagna specifica e le conclusioni non possono pertanto essere considerate assolute.

CONCLUSIONI

I dati provenienti da tutte le campagne di misura effettuate nell'ambito del progetto sono stati elaborati in forma aggregata per ottenere informazioni sui livelli di campo elettromagnetico a radiofrequenza emessi dalle stazioni radiobase, dai siti misti (SRB+radioTV) e dai siti radiotelevisivi selezionati per l'indagine relativa al "Progetto CEM". Le elaborazioni sono presentate a livello regionale e di singola città. Altre analisi effettuate in forma aggregata sempre sulla base dei dati provenienti dalle misure effettuate nell'ambito del progetto, hanno riguardato la differenza in termini di livelli di campo elettromagnetico presenti in aria tra centro città e periferie e la differenza di impatto prodotto da stazioni base per telefonia mobile, siti misti (radio tv + srb) e siti radiotelevisivi.

Quello che è emerso dall'analisi aggregata dei dati relativi ai siti campionati è un quadro abbastanza interessante che vede oltre il 90% delle misure presentare valori di campo elettrico inferiori al valore di attenzione di 6 V/m. In nessun caso, anche in prossimità di siti radiotelevisivi, siti misti, si assiste al superamento del limite di 20 V/m. In alcune città addirittura non sono mai stati misurati livelli di campo elettrico a radiofrequenza superiori ai 6 V/m. Il quadro, essendo relativo soltanto a poche decine di siti, non può avere carattere generale, ma la tipologia di indagini statistiche svolte nell'ambito del progetto può costituire uno spunto di studio da portare avanti a livello più ampio per una indagine completa e dettagliata del territorio dal punto di vista delle emissioni elettromagnetiche.



Dalla analisi dei dati relativi alle singole città emerge che la distribuzione dei livelli di campo dipende dal numero e dalla tipologia dei siti: dove sono inclusi anche siti radiotelevisivi, oppure se i siti sono collocati in aree urbane dense si ottengono risultati nelle fasce più alte.

Bibliografia

C.Carciofi, S.Persia, M.Barbiroli, C.Volta, M.Bontempelli, G.Anania, “*Radio Frequency Electromagnetic Field Exposure Assessment for future 5G networks*”, Atti del 2018 IEEE 29th Annual International Symposium on Personal, Indoor, and Mobile Radio Communications (PIMRC), pp.1203-1207, 2018

Decreto Legge 18 ottobre 2012, n. 179, “*Ulteriori misure urgenti per la crescita del Paese*”, Gazzetta Ufficiale n. 245 del 19 ottobre 2012

DPCM 8 luglio 2003, “*Fissazione dei limiti di esposizione, dei valori di attenzione e degli obiettivi di qualità per la protezione della popolazione dalle esposizioni a campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici generate a frequenze tra 100 kHz e 300 GHz*”, Gazzetta Ufficiale n. 199 del 28/8/2003

**VII Convegno Nazionale Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**



Sessione 4 Qualità dell'aria

**VII Convegno Nazionale
Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**

Analisi del potenziale ossidativo del PM_{2.5} e PM₁₀ presso un sito di fondo urbano: influenza della frazione carboniosa

D. Cesari¹, L.C. Giannossa², M. Giannuzzi², A. Mangone², E. Merico¹, A. Dinoi¹,
M. R. Guascito³, D. Contini¹

¹Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima – Consiglio Nazionale delle Ricerche, Strada Provinciale
Lecce-Monteroni km 1,2 - 73100 Lecce, Italy

²Dipartimento di Chimica – Università di Bari Aldo Moro, Via Orabona, 4 – 70126 Bari, Italy

³Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche e Ambientali (DISTEBA) – Università del Salento - 73100
Lecce, Italy

d.contini@isac.cnr.it

Riassunto

Gli effetti nocivi sulla salute del particolato atmosferico (PM) sono oggetto di studio in numerose aree di studio in Italia ed in Europa. I meccanismi della tossicità del PM sono ancora poco chiari, tuttavia, la capacità del particolato di generare stress ossidativo legato alla presenza Reactive Oxygen Species (ROS) è alla base di alcuni effetti negativi a livello cellulare. Pertanto, il potenziale ossidativo (OP) del particolato atmosferico, definito come una misura della capacità del PM di ossidare le molecole bersaglio nei tessuti e negli organi, è considerato come un indicatore globale dei potenziali effetti sulla salute. L'obiettivo di questo lavoro è la caratterizzazione dell'OP associato alle frazioni di particolato PM_{2.5} e PM₁₀ raccolte presso un sito di fondo urbano del Sud Italia. L'analisi dell'OP è condotta mediante il test acellulare del DTT (ditiotreitolo), in parallelo sono state svolte misure del contenuto di carbonio elementare ed organico (EC ed OC). La variabilità stagionale, quella settimanale e la correlazione con le concentrazioni di EC ed OC ha permesso di valutare l'influenza della componente carboniosa su OP, investigando il ruolo delle principali sorgenti di combustione. I risultati mostrano che l'OP specifico è maggiore nella frazione PM_{2.5} e che è fortemente influenzato dall'uso di combustibili fossili e di biomasse con significativi incrementi nel periodo invernale.

INTRODUZIONE

Il particolato atmosferico (PM) è una delle principali cause di preoccupazione per la qualità dell'aria in quanto ha una composizione chimica e morfologica molto eterogenea con effetti potenzialmente negativi sia sul clima sia sulla salute umana a causa di esposizione in ambienti indoor e di esposizione outdoor (Pope et al., 2004; Delfino et al., 2005). Esistono diversi meccanismi di tossicità, molti dei quali ancora non del tutto compresi, dipendenti dalle proprietà chimico-fisiche del PM. Diversi studi mostrano che alcuni degli effetti negativi sulla salute possono essere legati al potenziale ossidativo (OP) del PM che porta ad elevate concentrazioni di Reactive Oxygen Species (ROS) in grado di provocare stress ossidativo a livello cellulare (Li et al., 2003, 2009; Delfino et al., 2013). Pertanto, il potenziale ossidativo (OP) può essere utilizzato come un indicatore del pericolo del particolato atmosferico per la salute umana (Bates et al., 2015; Chirizzi et al., 2017).

Sono stati svolti diversi studi scientifici, in siti di misura in Italia ed all'estero, per caratterizzare il potenziale ossidativo del PM e come questo è influenzato dalla composizione chimica (Saffari et al., 2014; Constantini, 2018; Pietrogrande et al., 2018; Perrone et al., 2019). Un aspetto importante della ricerca sul potenziale ossidativo è la valutazione del contributo di specifiche sorgenti antropiche o naturali al potenziale ossidativo del PM (Verma et al., 2014; Chirizzi et al., 2017; Mousavi et al., 2019). L'influenza delle diverse sorgenti porta a modulazioni stagionali dei valori del potenziale ossidativo ed a differenze nei valori osservati nelle diverse frazioni dimensionali, tuttavia, studi di lungo periodo nell'area SE del Mediterraneo sono ancora scarsi (Paraskevopoulou et al., 2019).

L'obiettivo di questo lavoro è la caratterizzazione dell'OP associato alle frazioni di particolato PM_{2.5} e PM₁₀ raccolte presso un sito di fondo urbano del Sud Italia. L'analisi è condotta su un dataset annuo di campioni giornalieri raccolti simultaneamente (circa uno ogni tre giorni per un totale di 247 campioni) presso l'Osservatorio Ambientale-Climatico di Lecce, stazione regionale della rete Global Atmosphere Watch (GAW-WMO). L'analisi dell'OP è condotta mediante il test acellulare del DTT (ditiotreitolo), mentre le misure di EC ed OC sono state condotte con un analizzatore Sunset

Laboratory (metodo trasmittanza termo-ottica, protocollo EUSAAR2). Lo studio è svolto sia su OP normalizzato in massa (specifico delle sorgenti) sia su OP normalizzato in volume (caratteristico dell'esposizione). Verrà analizzata la variabilità stagionale, quella settimanale e la correlazione con le concentrazioni di EC ed OC per valutare l'influenza della componente carboniosa sui valori di OP, investigando il ruolo delle principali sorgenti di combustione e le differenze tra le due frazioni dimensionali.

SITO DI MISURA E METODOLOGIA

I campioni giornalieri di $PM_{2.5}$ e PM_{10} (a partire dalla mezzanotte) sono stati raccolti presso l'Osservatorio Climatico-Ambientale di ISAC-CNR di Lecce, stazione regionale della Global Atmosphere Watch (GAW-WMO). La stazione (fig. 1) è localizzata presso ISAC-CNR a 37 m slm ed è essenzialmente una stazione di background urbano (Cesari et al., 2018) a circa 4.5 km SO rispetto al centro della città di Lecce. I campioni sono stati raccolti su substrati in fibra di quarzo (Whatmann, 47 mm) utilizzando un campionatore a doppio canale (SWAM, Fai Instruments) a basso volume ($2.3 \text{ m}^3/\text{h}$) con rilevazione on-line delle concentrazioni in massa di particelle basata sulla metodologia dell'attenuazione dei β -ray (Dinoi et al., 2017). I filtri in quarzo sono stati trattati termicamente a $700 \text{ }^\circ\text{C}$ per 2 ore per minimizzare la contaminazione da carbonio organico. Le incertezze medie nella valutazione della concentrazione di PM sono 2.5% per il $PM_{2.5}$ e 3.2% per il PM_{10} .

Figura 1 – L'Osservatorio Climatico-Ambientale di Lecce, stazione regionale della rete Global Atmosphere Watch (GAW)



Un quarto di ogni filtro è stato dedicato all'analisi del contenuto di carbonio organico (OC) e carbonio elementare (EC) ricavando un punch da 1 cm^2 per l'analisi con la metodologia termo-ottica (in trasmittanza) mediante un analizzatore Sunset (OC/EC Analyser) seguendo il protocollo EUSAAR2. Il Limit Of Detection (LOD) era di $0.03 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ for EC e di $0.1 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ per OC. I valori misurati sono stati corretti utilizzando bianchi di campo che hanno mostrato una contaminazione media di OC pari a $0.25 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ ed una contaminazione trascurabile ($< \text{LOD}$) per EC. L'incertezza tipica di misura è stata circa 5% per OC e circa 10% per EC.

Un altro quarto di filtro è stato utilizzato per estrarre la frazione solubile in acqua in 15 mL di acqua deionizzata (Milli-Q) mediante sonicazione per 30 minuti. Gli estratti sono stati filtrati usando filtri per siringa di PTFE (politetrafluoroetilene) con pori da $0.45 \text{ } \mu\text{m}$ per rimuovere i materiali insolubili e le fibre residue ed utilizzati per la valutazione del potenziale ossidativo seguendo la

metodologia (test del DTT) proposta in Cho et al. (2005). Nel saggio, 3,5 mL di ogni estratto sono stati incubati a 37 °C con 0.5 mL di DTT (1mM) e 1 mL di tampone fosfato di potassio 0.5 M a pH 7.4 per tempi variabili da 5 a 90 minuti. I valori di pH e temperatura sono stati scelti per simulare le condizioni fisiologiche e quindi valutare gli effetti che il PM avrebbe nel nostro organismo. A specifici intervalli di tempo (5, 10, 15, 20, 30, 45, 60, e 90 min), un'aliquota di 0.5 mL della miscela di incubazione viene prelevata aggiungendovi 0.5 mL di acido tricloroacetico (10%) per fermare la reazione. Successivamente, si aggiunge alla miscela di reazione 2 mL di 0.4M TriseHCl, pH 8.9 contenente 20 mM EDTA e 25 mL di 10 mM DTNB. Dopo 1 minuto (tempo necessario a far reagire il DTT con il DTNB) è stata misurata l'assorbanza della soluzione a 412 nm utilizzando uno spettrofotometro UV-Vis UVIKON 942 (KONTRON). Il ritmo di deplezione del DTT (δ_{DTT} , pmol/min) è stato determinato dalla pendenza (δ_{ABS}) e intercetta (ABS_0) della regressione lineare tra

$$\delta_{DTT} = \delta_{ABS} \left(\frac{N_0}{ABS_0} \right)$$

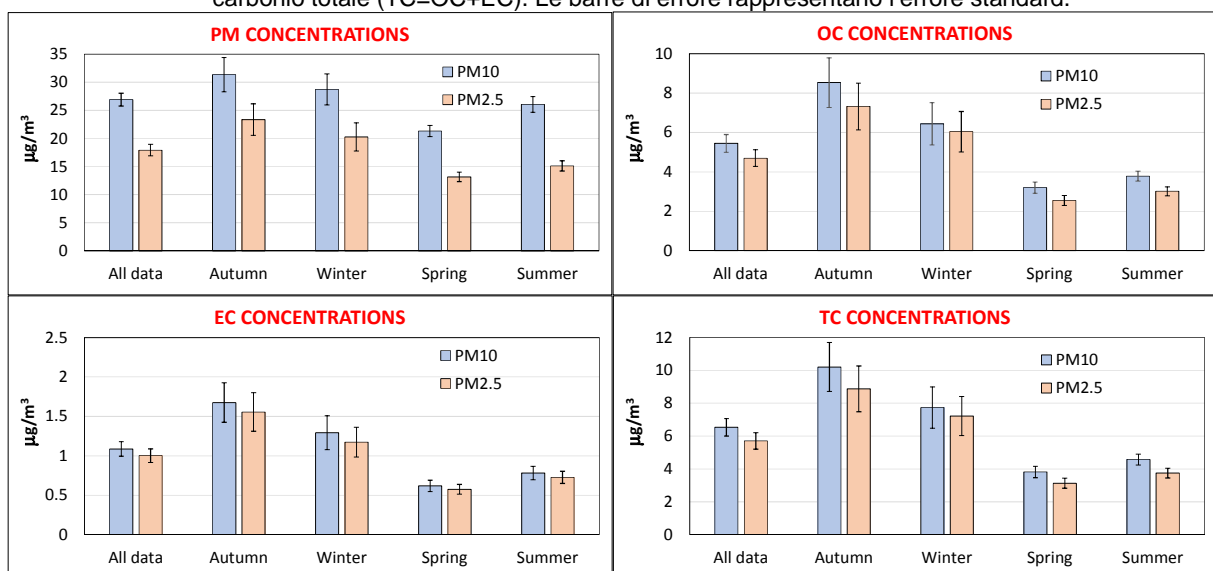
l'assorbanza misurata ed il tempo come $\delta_{DTT} = \delta_{ABS} \left(\frac{N_0}{ABS_0} \right)$, dove N_0 sono le moli iniziali di DTT utilizzate (Cho et al., 2005). Sono state eseguite tre repliche per ciascun campione e la variabilità (deviazione standard) tra i replicati è stata considerato come incertezza dell'attività DTT misurata. I valori rilevati di δ_{DTT} sono stati corretti utilizzando le misure su bianchi di campo. L'incertezza sulla misura dell'attività DTT è generalmente tra il 3% ed il 15% con un livello medio di circa 6%.

Il ritmo di deplezione del DTT permette di calcolare l'OP in termini di attività DTT normalizzata con il volume d'aria (V) effettivamente campionato su ogni filtro $DTT_V = (\delta_{DTT} - \delta_{blank})/V$ o con la massa di particolato raccolta sul filtro $DTT_M = (\delta_{DTT} - \delta_{blank})/M$. I due punti di vista non sono equivalenti: DTT_M rappresenta una proprietà intrinseca delle particelle collegata alle sorgenti, mentre DTT_V dipende dai tassi di emissione e dalle diluizioni e caratterizza l'esposizione umana alle particelle in un sito specifico.

DISCUSSIONE DEI RISULTATI

Gli andamenti medi annuali e stagionali delle concentrazioni di $PM_{2.5}$ e PM_{10} e del contenuto di carbonio organico ed elementare nelle due frazioni dimensionali sono riportati in Fig. 2. La figura include anche i dati del contenuto totale di carbonio ($TC=OC+EC$).

Figura 2 – Andamenti delle medie stagionali delle concentrazioni di $PM_{2.5}$ e PM_{10} e del loro contenuto di OC ed EC e di carbonio totale ($TC=OC+EC$). Le barre di errore rappresentano l'errore standard.



Le concentrazioni di PM sono maggiori nel periodo freddo (autunno e inverno) rispetto al periodo caldo (primavera ed estate) per entrambe le frazioni dimensionali. Il rapporto medio $PM_{2.5}/PM_{10}$ è 0.67, tuttavia varia da 0.63 (in primavera) a 0.75 in autunno. Questo suggerisce che nel periodo caldo si hanno maggiori contributi da sorgenti in grado di influenzare la frazione coarse ($PM_{10-2.5}$).

quali, ad esempio, aerosol marino ed aerosol crostale che risulta incrementato anche a causa della maggiore aridità del suolo (Cesari et al., 2016).

Le concentrazioni medie stagionali di carbonio organico ed elementare mostrano andamenti simili (coefficiente di correlazione di Pearson 0.89 nel PM_{10} e 0.84 nel $PM_{2.5}$) con valori maggiori nel periodo freddo rispetto al periodo caldo e questo è compatibile con un maggiore contributo nel periodo freddo di sorgenti di combustione quali il traffico veicolare e la combustione di biomasse (per riscaldamento domestico ma anche per pratiche agricole) come evidenziato in altri studi sul territorio (Cesari et al., 2018). Il carbonio organico costituisce in media il 20% del PM_{10} con una variabilità stagionale compresa tra il 14.5% in estate ed il 27.1% in autunno. Queste percentuali crescono nel $PM_{2.5}$ a 26% in media, con variazione tra 16.5% in estate e 31.3% in autunno. Il carbonio elementare costituisce in media il 4% del PM_{10} con variabilità dal 2.9% (primavera) al 5.3% in autunno; il suo contenuto nel $PM_{2.5}$ si attesta al 5.5% in media con variabilità tra il 4.0% (estate) ed il 6.6% in autunno. La frazione $PM_{2.5}$ è quindi arricchita in carbonio rispetto al PM_{10} con un contenuto del 87% dei quello presente nel PM_{10} .

Figura 3 – Andamenti delle medie stagionali dei valori di OP_V e OP_M misurati nel $PM_{2.5}$ e nel PM_{10} . Le barre di errore rappresentano l'errore standard.

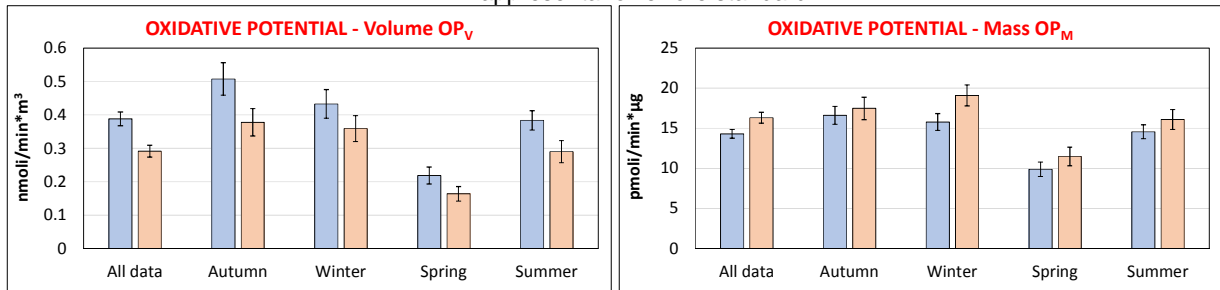


Tabella 1 – Correlazione tra OP_V , OP_M , e contenuto di carbonio per la frazione PM_{10} su tutto l'anno di misura.

	OP_V	OP_M	OC	EC	TC	PM_{10}
OP_V	1	0.64	0.72	0.68	0.73	0.75
OP_M		1	0.16	0.20	0.17	0.04
OC			1	0.89	0.99	0.84
EC				1	0.93	0.74
TC					1	0.83
PM_{10}						1

Tabella 2 – Correlazione tra OP_V , OP_M , e contenuto di carbonio per la frazione $PM_{2.5}$ su tutto l'anno di misura.

	OP_V	OP_M	OC	EC	TC	PM_{10}
OP_V	1	0.57	0.68	0.69	0.70	0.73
OP_M		1	-0.01	0.06	0.00	-0.04
OC			1	0.84	0.99	0.94
EC				1	0.89	0.81
TC					1	0.94
PM_{10}						1

Nella Fig. 3 si riportano gli andamenti stagionali medi del OP_V e del OP_M rilevati nelle due frazioni dimensionali. I valori di OP_V misurati sono comparabili con quelli di altri siti in Italia e si osserva un chiaro andamento stagionale con valori medi più elevati nel periodo freddo rispetto al periodo caldo. Questo trend è analogo per le due frazioni dimensionali ed è correlato con il trend già osservato nella concentrazione di particolato. Infatti, OP_V è una quantità che dipende dalla concentrazione di particolato ed è infatti leggermente maggiore nel PM_{10} rispetto al $PM_{2.5}$. Tuttavia

il rapporto $OP_V(PM_{2.5})/OP_V(PM_{10})$ è 0.75 e quindi leggermente maggiore rispetto al rapporto delle concentrazioni di particolato $PM_{2.5}/PM_{10}$. Pertanto, in termini di potenziale ossidativo specifico (OP_M) si hanno valori leggermente maggiori nel $PM_{2.5}$ rispetto al PM_{10} .

I coefficienti di correlazione (Pearson) tra i parametri rilevati nel PM_{10} sono riportati in Tab. 1 mentre quelli misurati nel $PM_{2.5}$ sono riportati in Tab. 2. Si osserva che OP_V è ben correlato con la massa del particolato e con il contenuto di carbonio, invece OP_M , pur essendo debolmente correlato con OP_V , non risulta significativamente correlato con le concentrazioni di carbonio e con le concentrazioni di particolato. I coefficienti di correlazione nelle due frazioni dimensionali sono comparabili. La correlazione di OPC e del contenuto di carbonio (sia OC sia EC) suggerisce che le sorgenti di combustione, fonti di carbonio, abbiano un ruolo rilevante nella determinazione del potenziale ossidativo del particolato atmosferico sia per il $PM_{2.5}$ sia per il PM_{10} .

La poca correlazione di OP_M con la massa di particolato evidenzia la presenza di sorgenti di particolato che hanno rilevanti contributi alle concentrazioni in massa ma contributi più ridotti ai valori di OP_V . Per approfondire questo aspetto sono stati valutati i livelli medi dei parametri nella frazione coarse ($PM_{10-2.5}$), riportati con i loro errori standard in Tab. 3. Si osservano dei trends diversi in quanto pur essendo i valori di OP_V ed OP_M minimo in primavera hanno una significativa crescita in estate. Il potenziale ossidativo specifico OP_M della frazione coarse non è trascurabile rispetto a quello della frazione fine ($PM_{2.5}$). I livelli di OP_V non sono correlati significativamente con le concentrazioni di carbonio e con le concentrazioni di particolato atmosferico mentre risulta incrementata la correlazione tra OP_V ed OP_M . Questo indica che vi sono sorgenti di particolato coarse, verosimilmente di origine crostale e marina o secondaria (nitrato invecchiato che nel sito di misura spesso porta alla formazione di nitrato di sodio) che influenzano OP_V della frazione coarse anche in maniera più rilevante rispetto alle sorgenti di combustione.

Tabella 3 – Valori medi dei parametri misurati nella frazione coarse. In parentesi gli errori standard.

	OP_V nmol/min*m ³	OP_M pmol/min*µg	$PM_{10-2.5}$ µg/m ³	OC µg/m ³	EC µg/m ³	TC µg/m ³
Annuale	0.10 (0.008)	11.4 (0.8)	9.0 (0.4)	0.76 (0.06)	0.11 (0.02)	0.85 (0.05)
Autunno	0.13 (0.02)	16.2 (2.1)	8.0 (0.6)	1.21 (0.17)	0.22 (0.07)	1.33 (0.14)
Inverno	0.08 (0.02)	9.5 (1.6)	8.4 (1.0)	0.42 (0.08)	0.14 (0.04)	0.56 (0.11)
Primavera	0.06 (0.01)	7.2 (1.4)	8.4 (0.5)	0.64 (0.06)	0.05 (0.01)	0.69 (0.07)
Estate	0.13 (0.01)	12.4 (1.2)	10.9 (0.7)	0.80 (0.06)	0.06 (0.01)	0.86 (0.06)

CONCLUSIONI

E' stato condotto uno studio per valutare gli andamenti stagionali del potenziale ossidativo della frazione solubile in acqua del $PM_{2.5}$ e del PM_{10} rilevati presso un sito di fondo urbano nel Sud Italia. I campioni sono stati analizzati per il contenuto del carbonio organico ed elementare per correlare studiare la correlazione con il potenziale ossidativo ed evidenziare il contributo delle sorgenti di combustione.

Le concentrazioni di $PM_{2.5}$ e PM_{10} mostrano un chiaro andamento stagionale con concentrazioni più elevate osservate durante le stagioni fredde (autunno e inverno) rispetto alle stagioni calde (primavera ed estate). Le concentrazioni medie stagionali di carbonio organico ed elementare mostrano andamenti simili e questo è compatibile con un maggiore contributo nel periodo freddo di sorgenti di combustione quali il traffico veicolare e la combustione di biomasse (per riscaldamento domestico ma anche per pratiche agricole).

L'andamento stagionale dell' OP_V è lo stesso per entrambe le frazioni dimensionali con valori più bassi durante le stagioni calde (il minimo si osserva in primavera) quando il contributo delle fonti di combustione è inferiore (rispetto alle stagioni fredde). Il range tipico di OP_V è comparabile con quello rilevato in altri siti italiani. L' OP_V rilevato in $PM_{2.5}$ è inferiore a quello misurato in PM_{10} , in

media di circa il 25%. Considerando che la concentrazione di massa di $PM_{2.5}$ è inferiore di circa il 34%, ne consegue che il potenziale ossidativo specifico (OP_M) della frazione fine ($PM_{2.5}$) è maggiore rispetto a quello della frazione grossolana ($PM_{10-2.5}$) in termini medi.

I coefficienti di correlazione (Pearson) mostrano che OP_V è ben correlato con la massa del particolato e con il contenuto di carbonio, invece OP_M , pur essendo debolmente correlato con OP_V , non risulta significativamente correlato con le concentrazioni di carbonio e con le concentrazioni di particolato. Questo suggerisce che le sorgenti di combustione, fonti di carbonio, abbiano un ruolo rilevante nella determinazione del potenziale ossidativo del particolato atmosferico sia per il $PM_{2.5}$ sia per il PM_{10} .

La poca correlazione di OP_M con la massa di particolato evidenzia la presenza di sorgenti di particolato che hanno rilevanti contributi alle concentrazioni in massa ma contributi più ridotti ai valori di OP_V .

L'analisi dei dati relativi alla frazione coarse mostra che i livelli di OP_V non sono correlati significativamente con le concentrazioni di carbonio e con le concentrazioni di particolato atmosferico mentre risulta incrementata la correlazione tra OP_V ed OP_M . Questo indica che vi sono sorgenti di particolato coarse, verosimilmente di origine crostale e marina o secondaria (nitrato invecchiato che nel sito di misura spesso porta alla formazione di nitrato di sodio) che influenzano OP_V della frazione coarse anche in maniera più rilevante rispetto alle sorgenti di combustione.

Bibliografia

Bates, J.T., Weber, R.J., Abrams, J., Verma, V., Fang, T., Klein, M., Strickland, M.J., Sarnat, S.E., Chang, H.H., Mulholland, J.A., Tolbert, P.E., Russell, A.G., 2015. *Reactive oxygen species generation linked to sources of atmospheric particulate matter and cardiorespiratory effects*. Environ. Sci. Technol. 49, 13605-13612.

Cesari, D., Donateo, A., Conte, M., Merico, E., Giangreco, A., Giangreco, F., Contini, D., 2016. *An inter-comparison of $PM_{2.5}$ at urban and urban background sites: chemical characterization and source apportionment*. Atmos. Res. 174-175, 106-119.

Cesari, D., De Benedetto, G.E., Bonasoni, P., Busetto, M., Dinoi, A., Merico, E., Chirizzi, D., Cristofanelli, P., Donateo, A., Grasso, F.M., Marinoni, A., Pennetta, A., Contini, D., 2018. *Seasonal variability of $PM_{2.5}$ and PM_{10} composition and sources in an urban background site in Southern Italy*. Sci. Total Environ. 612, 202-213.

Chirizzi, D., Cesari, D., Guascito, M.R., Dinoi, A., Giotta, L., Donateo, A., Contini, D., 2017. *Influence of Saharan dust outbreaks and carbon content on oxidative potential of water-soluble fractions of $PM_{2.5}$ and PM_{10}* . Atmospheric Environment 163, 1-8.

Cho, A.K., Sioutas, C., Miguel, A.H., Kumagai, Y., Schmitz, D.A., Singh, M., Eiguren-Fernandez, A., Froines, J.R., 2005. *Redox activity of airborne particulate matter at different sites in the Los Angeles Basin*. Environ. Res. 99, 40-47.

Costantini, S., 2017. *On the Redox Activity of Urban Aerosol Particles: Implications for Size Distribution and Relationships with Organic Aerosol Components*. Atmosphere 8(10), 205.

Delfino, R.J., Sioutas, C., Malik, S., 2005. *Potential role of ultrafine particles in associations between airborne particle mass and cardiovascular health*. Environ. Health Perspect. 113, 934-946.

Delfino, R.J., Staimer, N., Tjoa, T., Gillen, D.L., Schauer, J.J., Shafer, M.M., 2013. *Airway inflammation and oxidative potential of air pollutant particles in a pediatric asthma panel*. J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol. 23, 466-473.

Dinoi, A., Donateo, A., Belosi, F., Conte, M., Contini, D., 2017. *Comparison of atmospheric particle concentration measurements using different optical detectors: Potentiality and limits for air quality applications*. Meas. J. Int. Meas. Confed. 106, 274-282.

Li, N., Sioutas, C., Cho, A., Schmitz, D., Misra, C., Sempf, J., Wang, M., Oberley, T., Froines, J., Nel, A., 2003. *Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage*. Environ. Health Perspect. 111, 455-460.

Li, N., Wang, M., Bramble, L.A., Schmitz, D.A., Schauer, J.J., Sioutas, C., Harkema, J.R., Nel, A.E., 2009. *The adjuvant effect of ambient particulate matter is closely reflected by the particulate oxidant potential*. Environ. Health Perspect. 117, 1116-1123.

Mousavi, A., Sowlat, M.H., Hasheminassab, S., Polidori A., Shafer, M.M., Schauer, J.J., Sioutas, C., 2019. *Impact of emissions from the ports of Los Angeles and Long Beach on the oxidative potential of ambient PM_{0.25} measured across the Los Angeles County*. Science of the Total Environment 651, 638-647.

Paraskevopoulou, D., Bougiatioti, A., Stavroulas, I., Fang, T., Lianou, M., Liakakou, E., Gerasopoulos, E., Weber, R., Nenes, A., Mihalopoulos, N., 2019. *Yearlong variability of oxidative potential of particulate matter in an urban Mediterranean environment*. Atmospheric Environment 206, 183-196.

Perrone, M.R., Bertoli, I., Romano, S., Russo, M., Rispoli, G., Pietrogrande, M.C., 2019. *PM_{2.5} and PM₁₀ oxidative potential at a Central Mediterranean Site: Contrasts between dithiothreitol-and ascorbic acid-measured values in relation with particle size and chemical composition*. Atmospheric Environment 210, 143-155.

Pietrogrande, M.C., Dalpiaz, C., Dell'Anna, R., Lazzeri, P., Manarini, F., Visentin, M., Tonidandel, G., 2018. *Chemical composition and oxidative potential of atmospheric coarse particles at an industrial and urban background site in the alpine region of northern Italy*. Atmospheric Environment 191, 340-350.

Pope, C.A., Burnett, R.T., Thurston, G.D., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Godleski, J.J., 2004. *Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease*. Circulation 109, 71-77.

Saffari, A., Daher, N., Shafer, M.M., Schauer, J.J., Sioutas, C., 2014. *Seasonal and spatial variation in dithiothreitol (DTT) activity of quasi-ultrafine particles in the Los Angeles Basin and its association with chemical species*. J. Environ. Sci. Health 49 (Part A), 441-451.

Verma, V., Fang, T., Guo, H., King, L., Bates, J.T., Peltier, R.E., Edgerton, E., Russell, A.G., Weber, R.J., 2014. *Reactive oxygen species associated with water-soluble PM_{2.5} in the southeastern United States: spatiotemporal trends and source apportionment*. Atmos. Chem. Phys. 14, 12915-12930.

Modellistica integrata per stime di source apportionment a supporto della gestione della qualità dell'aria in Piemonte

Stefano Bande¹, Francesca Bissardella¹, Cinzia Cascone², Monica Clemente¹, Roberta De Maria², Stefania Ghigo¹, Christian Ronchi¹, Massimo Muraro¹

¹Arpa Piemonte, via Pio VII 9, 10135 Torino

s.bande@arpa.piemonte.it

Riassunto

La conoscenza dei contributi delle fonti di emissione alle concentrazioni di inquinanti in aria (source apportionment) è una condizione imprescindibile per l'elaborazione di piani e programmi di qualità dell'aria coerenti ed efficaci, che permettano il controllo e la riduzione delle principali sorgenti emissive, specialmente nelle aree in cui non sono rispettati gli standard legislativi. L'attribuzione del contributo delle varie sorgenti può essere effettuata con differenti metodologie, analitiche tramite l'utilizzo dei modelli sorgente-recettore, o modellistiche tramite l'utilizzo dei modelli di chimica e trasporto per la qualità dell'aria. Arpa Piemonte, sfruttando la lunga esperienza maturata nel campo della modellistica di qualità dell'aria, avendo a disposizione un sistema modellistico allo stato dell'arte che viene utilizzato operativamente sia per le valutazioni di lungo periodo che per le previsioni giornaliere, ha introdotto nel proprio sistema un modulo con il quale poter effettuare stime quantitative di source apportionment. Il modulo, denominato FARM/BFM, sviluppato in collaborazione con la società Arianet e con Arpa Valle d'Aosta, è stato messo a punto nell'ambito del progetto SH'AIR (Système d'échange atmosphérique inter regional sur la zone Alcotra) attivato nell'ambito del programma ALCOTRA 2007-2013, e successivamente testato nell'ambito del Source and Receptor oriented models intercomparison exercise promosso da FAIRMODE (Forum for AIR quality MODelling in Europe) al quale Arpa Piemonte ha partecipato in collaborazione con la stessa Arianet e con ENEA, per essere infine utilizzato a supporto della Direzione Ambiente di Regione Piemonte nella redazione del nuovo Piano Regionale per la Qualità dell'Aria.

INTRODUZIONE

In termini generali il source apportionment (nel seguito SA) può essere visto come una metodologia che permette di ottenere informazioni sull'influenza delle sorgenti emissive, esistenti nell'aria di studio o in contesti territoriali limitrofi, sulle concentrazioni di inquinanti in aria. La conoscenza dei contributi delle fonti di emissione alle concentrazioni di inquinanti è una condizione imprescindibile per l'elaborazione di piani e programmi di qualità dell'aria coerenti ed efficaci, che permettano il controllo e la riduzione delle principali sorgenti emissive, specialmente nelle aree in cui non sono rispettati gli standard legislativi. A tal proposito l'art. 23 della Direttiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, recepita a livello nazionale nel Decreto Legislativo 155 del 2010, stabilisce che i Piani per la Qualità dell'Aria devono contenere "informazioni sull'origine dell'inquinamento", ovvero l'elenco delle principali fonti emissive responsabili dell'inquinamento, la quantità totale di emissioni da loro prodotte da, nonché informazioni sull'inquinamento proveniente da altre regioni (Allegato XV, punto A). Queste informazioni fanno inoltre parte dei dati che gli Stati Membri devono inviare alla Commissione Europea, secondo lo schema di e-reporting stabilito dalla Decisione di Esecuzione della Commissione 2011/850/EU, recante disposizioni di attuazione delle direttive 2004/107/CE e 2008/50/CE del Parlamento europeo e del Consiglio.

Allo stato dell'arte esistono differenti tecniche di SA (Mircea et al., 2019), raggruppabili in due grandi famiglie: i modelli a recettore ed i modelli orientati alla fonte, indicando con quest'ultimo termine i metodi basati sull'utilizzo dei modelli di dispersione per la qualità dell'aria.

I modelli a recettore (Belis et al, 2014) si basano sul principio di conservazione della massa e ricostruiscono i contributi delle sorgenti analizzando i parametri chimici e fisici misurati in uno o più siti (i recettori), sia utilizzando esplicitamente profili di composizione chimica delle sorgenti (modelli Chemical Mass Balance, CMB), sia tramite analisi multivariata senza informazioni 'a priori' sulle sorgenti (modelli Positive Matrix Factorisation, PMF).

Nei modelli orientati alla fonte (Mircea et al., 2019), le concentrazioni di inquinanti vengono simulate su una data area a partire dalla conoscenza delle sorgenti in essa presenti, descrivendo, con differenti livelli di complessità a seconda del tipo di modello adottato (gaussiano, euleriano o lagrangiano), i processi chimico-fisici di trasporto, dispersione, deposizione e trasformazione chimica a cui sono sottoposti gli inquinanti emessi in atmosfera. Negli studi di SA i modelli maggiormente utilizzati sono i modelli euleriani di chimica e trasporto (nel seguito CTM, Eulerian

Chemistry Transport Models), secondo due approcci principali: Tagged Species (TS) e Brute Force Method (BFM). Nel primo, durante l'esecuzione del modello CTM, uno specifico modulo etichetta le specie chimiche selezionate in accordo con la categoria di sorgente (attività o settore) e/o la sua origine geografica e ne segue l'evoluzione nel corso della simulazione. L'identificazione delle sorgenti è implementata con l'utilizzo di specie chimiche aggiuntive che possono anche reagire chimicamente (traccianti reattivi), permettendo quindi di tracciare non solo gli inquinanti emessi direttamente, ma anche quelli secondari. L'approccio BFM è un'analisi di sensibilità condotta attraverso la realizzazione di una simulazione di riferimento (caso base) e di un numero opportuno di simulazioni di sensibilità, una per ogni sorgente che si intende analizzare e con le emissioni di tutte le specie chimiche variate di un certa percentuale rispetto al caso base: il contributo di ciascuna sorgente viene successivamente stimato analizzando le differenze tra i risultati delle simulazioni di sensibilità ed il caso base. Entrambi i metodi presentano, come naturale, vantaggi e svantaggi. L'approccio TS rispetta il principio di conservazione della massa, anche in situazioni di non linearità, descrive bene la situazione rappresentata nel caso di studio e necessita di una sola simulazione, per contro richiede complessità di implementazione (il modulo deve far parte del codice del modello) e non fornisce informazioni in situazioni differenti da quelle analizzate. L'approccio BFM può essere applicato a qualsiasi modello CTM non richiedendo modifiche sul codice, fornisce le risposte di carattere più generale e di immediato interesse per gli amministratori sulla gestione della qualità dell'aria, per contro necessita di ingenti risorse di calcolo e, in alcune situazioni di non linearità, può non conservare la massa.

Arpa Piemonte ha adottato come sistema di SA orientato alla fonte un approccio BFM che ben si integra con il proprio sistema modellistico di qualità dell'aria operativo su scala regionale sia per le valutazioni e studi di lungo periodo che per previsioni quotidiane. Nel seguito del lavoro, nella sezione METODOLOGIA si descrive il sistema modellistico integrato, con particolare riferimento al modulo di source apportionment FARM/BFM, mentre nella successiva sezione ne vengono presentate le applicazioni ad ora effettuate, le prime due delle quali - il progetto SH'AIR e la partecipazione all'esercizio SAIE (Source Apportionment Intercomparison Exercise for receptor and chemical transport models) - possono essere viste come propedeutiche all'applicazione principale, quella a supporto della redazione del nuovo Piano Regionale della Qualità dell'Aria del Piemonte, approvato dalla Giunta Regionale in data 12 novembre 2018 e dal Consiglio Regionale in data 25 marzo 2019.

METODOLOGIA

Il sistema modellistico integrato per il SA adotta la metodologia del Brute Force Method (Burr et Chang, 2011). Definito il dominio di calcolo, vengono effettuate un certo numero di simulazioni con il modello di qualità dell'aria utilizzando sempre le stesse configurazioni modellistiche (schemi chimici, risoluzione, parametrizzazioni) e gli stessi dati di ingresso (meteorologia, condizioni al contorno, basi dati cartografiche), ad eccezione delle emissioni dell'insieme di sorgenti di cui si vuole valutare l'impatto, che vengono ciclicamente perturbate riducendole di una prefissata percentuale.

Le concentrazioni delle simulazioni perturbate sono confrontate con quelle ottenute nello scenario di riferimento, realizzato con gli stessi dati di ingresso, le stesse configurazioni, ma con le emissioni non alterate, ottenendo su ogni cella del dominio di calcolo una stima del primo ordine SCE del contributo per ogni sorgente (o insieme di sorgenti) i per ogni singolo inquinante di interesse:

$$SCE = 100 * \Delta_i / \sum_{i=1}^n \Delta_i$$

dove:

Δ_i variazione di concentrazione della i -esima simulazione rispetto al riferimento

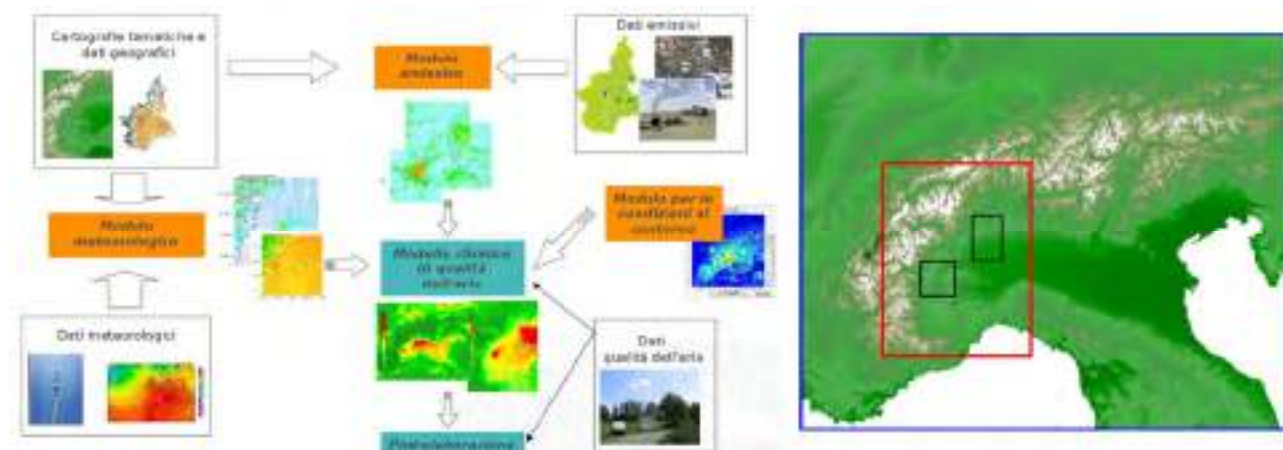
n numero di sorgenti analizzate.

La precedente formula implica che la somma di tutte le sorgenti (o insieme di sorgenti) analizzate corrisponda all'insieme delle sorgenti presenti nell'inventario: è quindi necessario definire un ulteriore insieme, l'insieme resto, che considera tutte le sorgenti di cui non si vuole stimare il contributo. Le sorgenti da analizzare possono essere una qualsiasi combinazione di una o più categorie emissive, con dettaglio sul settore di attività (fino al quinto livello della classificazione EEA SNAP) e/o aree geografiche di interesse (unità amministrative o entità geografiche di diversa natura). La percentuale di riduzione delle emissioni può variare: nell'implementazione adottata si è scelto di utilizzare una percentuale non troppo elevata, per non alterare in modo evidente il comportamento del modello, ma sufficientemente lontana dal caso base per non incorrere in errori numerici. In tutte le applicazioni presentate nel presente lavoro la percentuale di riduzione è stata quindi pari al 20%, riduzione che permette di trascurare i comportamenti non lineari garantendo coerenza tra la massa dell'inquinante nel caso base e la somma della massa delle singole simulazioni di sensitività (comprehensive del resto).

IL SISTEMA MODELLISTICO

ARPA Piemonte ha sviluppato, su mandato della Direzione Ambiente della Regione Piemonte, un sistema modellistico multiscala per la qualità dell'aria, basato sull'applicazione di un modello CTM. Il sistema, sviluppato allo stato dell'arte ed in continuo aggiornamento, è operativo ormai da diversi anni, sia per effettuare valutazioni di lungo periodo (annuali) a supporto degli adempimenti normativi previsti dal D.Lgs 155/2010 e dalla Decisione 2011/850/EU (Bande et al, 2007), sia per previsioni a medio termine dello stato di qualità dell'aria (Giorcelli et al, 2013) e fa parte degli strumenti indicati nel Piano di Valutazione della Regione Piemonte¹, redatto ai sensi degli articoli 3,4,5 del d.lgs 155/2010.

Figura 1- Il sistema modellistico



A sinistra (a) schema dell'architettura del sistema modellistico. A destra (b) domini di applicazione. Il dominio di bacino è rappresentato in blu, il dominio regionale in rosso, mentre i domini ad alta risoluzione in nero (utilizzati solo per le previsioni di qualità dell'aria).

Il sistema modellistico è una rete integrata di codici di calcolo che elaborano le molteplici basi dati di partenza per produrre tutti i dati in ingresso necessari al modello di qualità dell'aria. I principali elementi che compongono il sistema, schematicamente rappresentati in (fig 1), si possono riassumere in:

- un modulo territoriale, che a partire dalle basi dati territoriali costruisce i campi dei parametri geofisici territoriali sui domini di simulazione;
- un modulo di interfaccia meteorologico che, a partire dai dati meteorologici di ingresso (osservazioni al suolo ed in quota e/o campi tridimensionali, previsti o analizzati, di modelli meteorologici, a seconda dell'applicazione) costruisce, sui domini di simulazione, i campi

¹ Deliberazione della Giunta Regionale 29 dicembre 2014, n. 41-855

meteorologici tridimensionali e bidimensionali di turbolenza utilizzati dal modello di qualità dell'aria;

- un modulo delle emissioni, EMMA (Arianet, 2014) che, a partire dagli inventari delle emissioni disponibili sui domini di simulazione, costruisce i campi bidimensionali orari dei ratei di emissione per tutte le specie chimiche trattate dal modello di qualità dell'aria;
- il modulo per le condizioni iniziali ed al contorno, che a partire dai campi tridimensionali di concentrazione di un modello di qualità dell'aria a mesoscala e/o dai dati chimici osservati, prepara i campi di condizioni iniziali ed al contorno sui domini di simulazione;
- un modulo di post elaborazione che effettua, ove possibile, la data fusion dei risultati modellistici con i dati misurati di qualità dell'aria ed elabora i campi tridimensionali di concentrazione per produrre campi aggregati di indicatori e mappe tematiche.

Il sistema modellistico può lavorare su differenti domini di calcolo con differenti risoluzioni. Attualmente è implementato su tre differenti domini, raffigurati in (fig.1): un dominio di background con una risoluzione di 8km, necessario per tenere in conto le sorgenti ed i fenomeni che avvengono a scala di bacino, un dominio regionale con una risoluzione di 4km che è il principale dominio di studio, e due domini ad alta risoluzione (1km) sull'area metropolitana di Torino e sulla città di Novara, utilizzati solo in fase di previsione.

Il cuore del sistema è rappresentato dal modello CTM FARM (Flexible Air quality Regional Model, Mircea et al, 2014), sviluppato dalla società Arianet, diffuso a livello nazionale ed internazionale, adottato, tra gli altri, da ENEA, su incarico del MATTM nell'ambito del progetto MINNI², recentemente entrato a far parte del programma europeo Copernicus Atmosphere Monitoring Service. Il modello tratta tutti gli inquinanti atmosferici normati, implementa meccanismi chimici di varia complessità per il trattamento della fotochimica e del particolato, è in grado di lavorare su domini ad orografia complessa in modalità multiscala, con più griglie innestate di differenti risoluzioni, tratta la chimica in fase acquosa ed eterogenea, oltre ai processi di deposizione secca ed umida. FARM implementa vari paradigmi di parallelizzazione (MPI, OpenMP e MPI-OpenMP) e questo ha permesso ad ARPA Piemonte di installare il sistema modellistico presso il centro di calcolo parallelo ad alte prestazioni del consorzio interuniversitario CINECA (Marras et al, 2012).

IL MODULO FARM/BFM

Nel sistema modellistico sopra descritto è stato integrato il modulo per il SA, denominato FARM/BFM (Arianet, 2015), sviluppato in collaborazione con la società Arianet e con ARPA Valle d'Aosta. Il modulo si interfaccia direttamente con il modello EMMA, con FARM e con tutte le basi dati del sistema, gestendo tutta la procedura di generazione delle simulazioni di sensitività e di elaborazione dei risultati in precedenza descritta. Nel dettaglio, una volta definiti il dominio di calcolo, il periodo temporale di studio, le configurazioni del caso base, i dati meteorologici di ingresso e le condizioni al contorno, il modulo:

- provvede a generare le emissioni ed ad effettuare la simulazione di riferimento per il caso base;
- provvede ad alterare della quantità prefissata le emissioni dell'insieme di sorgenti considerate ed a generare, per ciascuna, lo scenario emissivo di riduzione in ingresso a FARM;
- genera, se necessario, l'insieme resto delle sorgenti non oggetto di indagine ma presenti negli inventari delle emissioni, ne altera le emissioni e produce il conseguente scenario di riduzione;
- esegue le simulazioni di sensitività per ogni scenario di riduzione (compreso il resto);

- aggrega i risultati per generare le statistiche sul periodo, confronta le differenze tra le simulazioni e calcola la stima al primo ordine SCE del contributo di ogni insieme di sorgenti per ogni inquinante target selezionato.

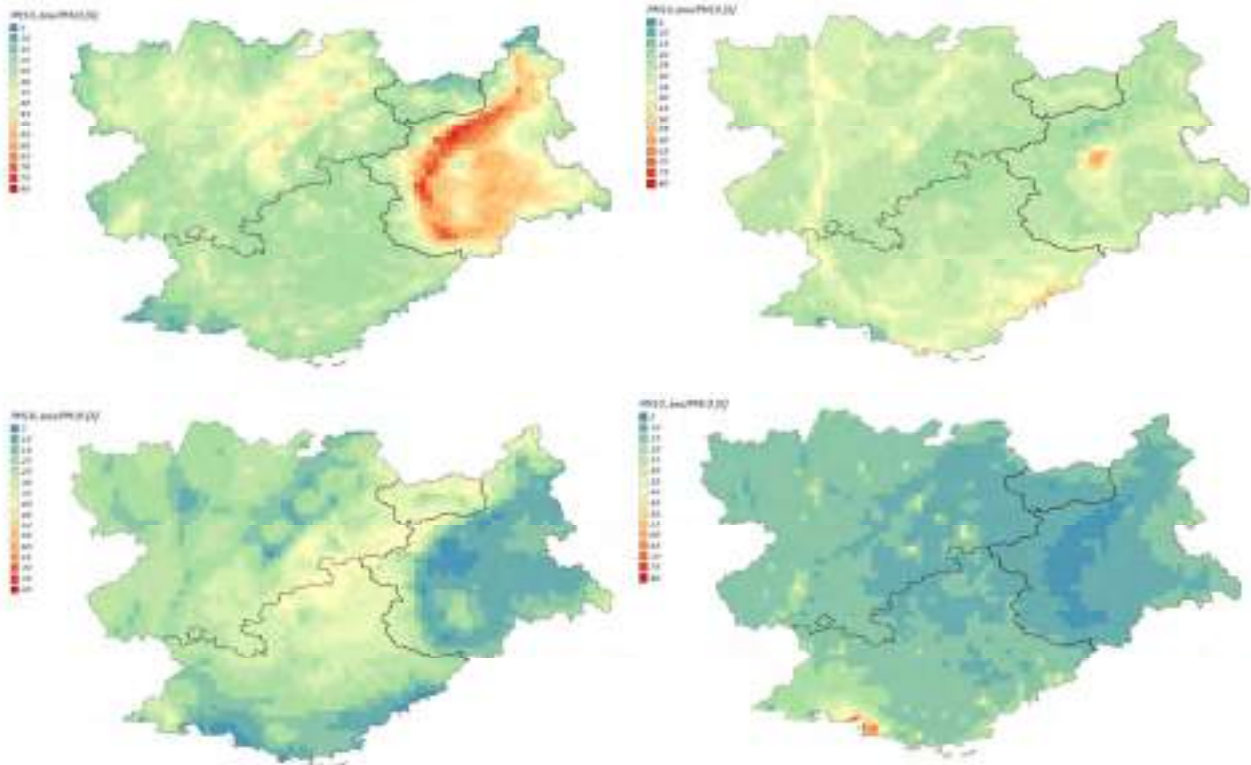
Il prodotto finale di FARM/BFM sono le stime al primo ordine del contributo percentuale medio di ogni sorgente su ogni cella del dominio di calcolo e sui punti recettore selezionati.

APPLICAZIONI

IL PROGETTO SH'AIR

Il modulo FARM/BFM è stato sviluppato ed applicato per la prima volta nel progetto SH'AIR (Système d'échange atmosphérique inter regional sur la zone Alcotra, Chevallier et al, 2016) attivato nell'ambito del programma ALCOTRA 2007-2013. Scopo del progetto era quello di valutare il contributo di differenti sorgenti alle concentrazioni di particolato PM10 all'interno del dominio transfrontaliero – esteso sulle regioni PACA, Piemonte, Valle d'Aosta e Rhône-Alpes - rappresentato in (fig. 2), mediante l'utilizzo di modelli orientati alla fonte, sia con metodologia BFM (FARM/BFM per Arpa Piemonte ed Arpa Valle d'Aosta), sia con metodologia TS (CAMx³ per il partenariato francese).

Figura 2- Alcuni risultati progetto SH'AIR



Mappe della stima del contributo percentuale alle concentrazioni di PM10 sul dominio transfrontaliero del progetto per il periodo invernale. A sinistra: in alto, contributo della combustione a legna, in basso contributo dell'agricoltura; a destra: in alto contributo del trasporto su strada, in basso industria senza la combustione a legna.

Le sorgenti sono state raggruppate in 5 settori di attività: combustione a legna (sia residenziale che industriale), trasporto su strada, industria (senza combustione a legna), agricoltura (zootecnia inclusa). Le simulazioni sono state condotte per due differenti periodi di studio, uno invernale ed uno estivo, entrambi della durata di due mesi, su due domini di calcolo innestati, il primo a scala continentale, il secondo – alla risoluzione di 6km – sul territorio del progetto; su quest'ultimo dominio sono state condotte le analisi di SA.

3 A multi-scale photochemical modeling system for gas and particulate air pollution, <http://www.camx.com/>

I risultati ottenuti, di cui un esempio è in (fig. 2), mostrano come il principale contributo alle concentrazioni di PM10 sia attribuibile alla combustione a biomassa in inverno, in special modo sulle aree alpine e prealpine ed al traffico veicolare nelle aree urbane e in prossimità dei principali assi stradali. In estate la sorgente di gran lunga più importante risulta essere il trasporto su strada. Le stime ottenute con FARM/BFM sono risultate confrontabili con quelle prodotte con il metodo TS da CAMx; si veda per dettagli il rapporto finale del progetto (Chevalier et al, 2016).

SAIE (SOURCE APPORTIONMENT INTERCOMPARISON EXERCISE FOR RECEPTOR AND CHEMICAL TRANSPORT MODELS)

Arpa Piemonte ha partecipato con il modulo FARM/BFM⁴ congiuntamente ad Arianet ed ENEA⁴ al primo *Source Apportionment Intercomparison Exercise* promosso da FAIRMODE⁵ nell'ambito del WG3 Source Apportionment. L'esercizio ha messo a confronto differenti modelli di SA, sia a recettore che orientati alla fonte (in totale 40 partecipanti), allo scopo di valutarne quantitativamente le prestazioni ed analizzare le differenze tra le differenti metodologie.

Per quanto riguarda i modelli orientati alla fonte, hanno partecipato sia modelli con metodologia BFM che con metodologia TS; le simulazioni sono state condotte per un periodo estivo ed uno invernale, su due domini, uno continentale ed uno target centrato sulla città di Lens, con basi dati omogenee fornite a tutti i partecipanti. Rimandando all'esauritivo rapporto finale (Belis et al, 2018) per gli importanti risultati ottenuti nel progetto, in questa sede è sufficiente sottolineare come la partecipazione abbia permesso di evidenziare i pregi dell'approccio adottato (buone prestazioni in termini di contributi medi) ed i limiti (criticità in condizioni di non linearità specie per alcune sorgenti come agricoltura e combustione a biomassa).

IL PIANO REGIONALE PER LA QUALITÀ DELL'ARIA DEL PIEMONTE

Nell'ambito delle attività di supporto svolte da Arpa Piemonte nella redazione del Piano Regionale della Qualità dell'Aria del Piemonte (PRQA), il sistema modellistico integrato FARM/BFM è stato utilizzato per stimare il contributo alle concentrazioni di particolato (PM10 e PM2.5) e biossido di azoto (NO2) di differenti settori di attività (source apportionment di tipo settoriale). Nell'analisi si è scelto di prendere in considerazione le dodici diverse associazioni di sorgenti emmissive riportate in (tab 1). La scelta effettuata è riconducibile a due finalità: rappresenta le principali fonti di particolato e biossido di azoto e fa riferimento ai comparti oggetti di intervento da parte del PRQA.

Tabella 1 – Settori di attività analizzati

1- Industria	5 – Automobili non diesel	9 -Risospensione ed usura
2 – Riscaldamento a legna	6 – Veicoli leggeri	10 – Ferrovie ed offroad
3 – Riscaldamento non a legna	7 – Veicoli pesanti	11- Colture agricole
4 – Automobili diesel	8 - Motocicli e ciclomotori	12 - Zootecnia

Preliminarmente all'analisi di SA, il sistema modellistico è stato applicato per ottenere lo scenario di riferimento. Tale scenario è anche lo scenario di riferimento per il caso base del PRQA, a monte del processo di assimilazione dati⁶.

Tabella 1 – Indici di prestazione per il PM10, media giornaliera⁷

Stazione	RDE	FB	PEARSON
Torino Lingotto	0,19	0,244	0,80

4 Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile

5 Forum for air quality modelling in Europe, <https://fairmode.jrc.ec.europa.eu/>

6 Piano Regionale per la Qualità dell'Aria, Bollettino Ufficiale n. 16, supplemento ordinario n.1, del 18 aprile 2019.

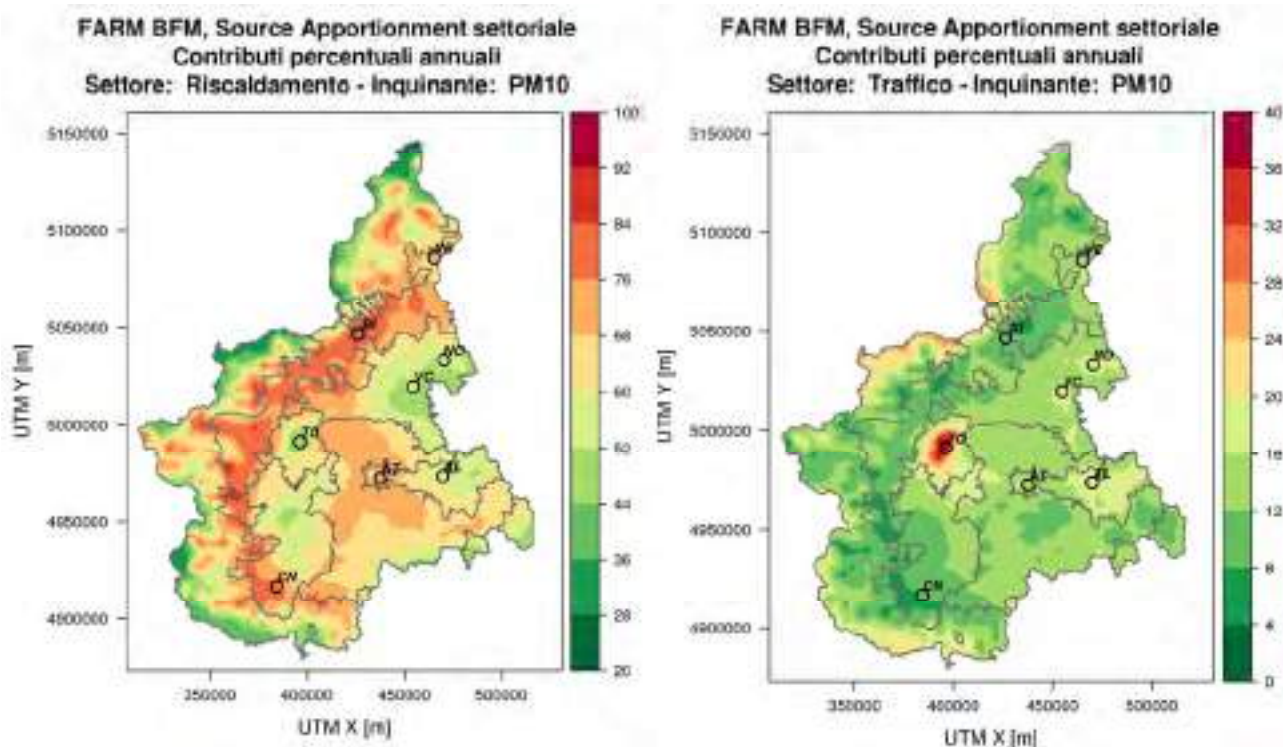
7 RDE, Relative Directive Error: per il PM10 tale indicatore deve essere minore, in valore assoluto, di 0.5; FB, Fractional Bias, indice compreso tra [-2, 2] con ottimo pari a zero; PEARSON, coefficiente di correlazione lineare.

Torino Rubino	0,19	0,231	0,79
Torino Consolata	0,26	0,305	0,818
Novara Roma	-0,06	0,048	0,755
Biella Sturzo	-0,47	-0,21	0,622
Vercelli Coni	-0,04	0,114	0,779
Alessandria Volta	0,1	0,149	0,741
Asti Acquisto	-0,22	-0,168	0,385
Cuneo	-0,07	-0,045	0,3

L'anno di riferimento per il caso base è il 2015, e le simulazioni sono state condotte sul dominio di bacino e sul dominio regionale raffigurati in (fig.2) con cadenza oraria per tutto l'anno. I dati emissivi derivano dall'Inventario Regionale delle Emissioni della Regione Piemonte aggiornato all'anno 2010 (versione più aggiornata disponibile nel periodo di redazione del Piano), integrato con le informazioni relative alle regioni confinanti, ovvero gli inventari di dettaglio di Lombardia e Valle d'Aosta, l'Inventario Nazionale delle Emissioni ISPRA 2010 e l'inventario del programma EMEP⁸.

Le simulazioni del caso base sono state validate seguendo le metodologie indicate in (EEA, 2011) e nell'APPENDICE III del d.lgs 155/2011, in termini di indici di prestazione e di incertezza delle tecniche di modellizzazione. Riassumendo i risultati ottenuti - un esempio relativo al PM10 è riportato in (tab 2) - si può affermare che si ha un ottimo accordo osservato/simulato per l'indicatore media annuale per tutti gli inquinanti per il quale il parametro è normato, ed un buon accordo per la media giornaliera di PM10 e la media oraria di NO2, per le quali si evidenzia una tendenza alla sottostima dei valori di picco. Dal momento che le analisi di SA, per la metodologia adottata, fanno riferimento ad aggregazioni annuali, tale sottostima non incide sui risultati ottenuti.

Figura 3 - Mappe di SA settoriale per il PRQA .



Mappe della stima del contributo percentuale alle concentrazioni di PM10 sul Piemonte del settore aggregato Riscaldamento, a sinistra e del settore aggregato Trasporti, a destra.

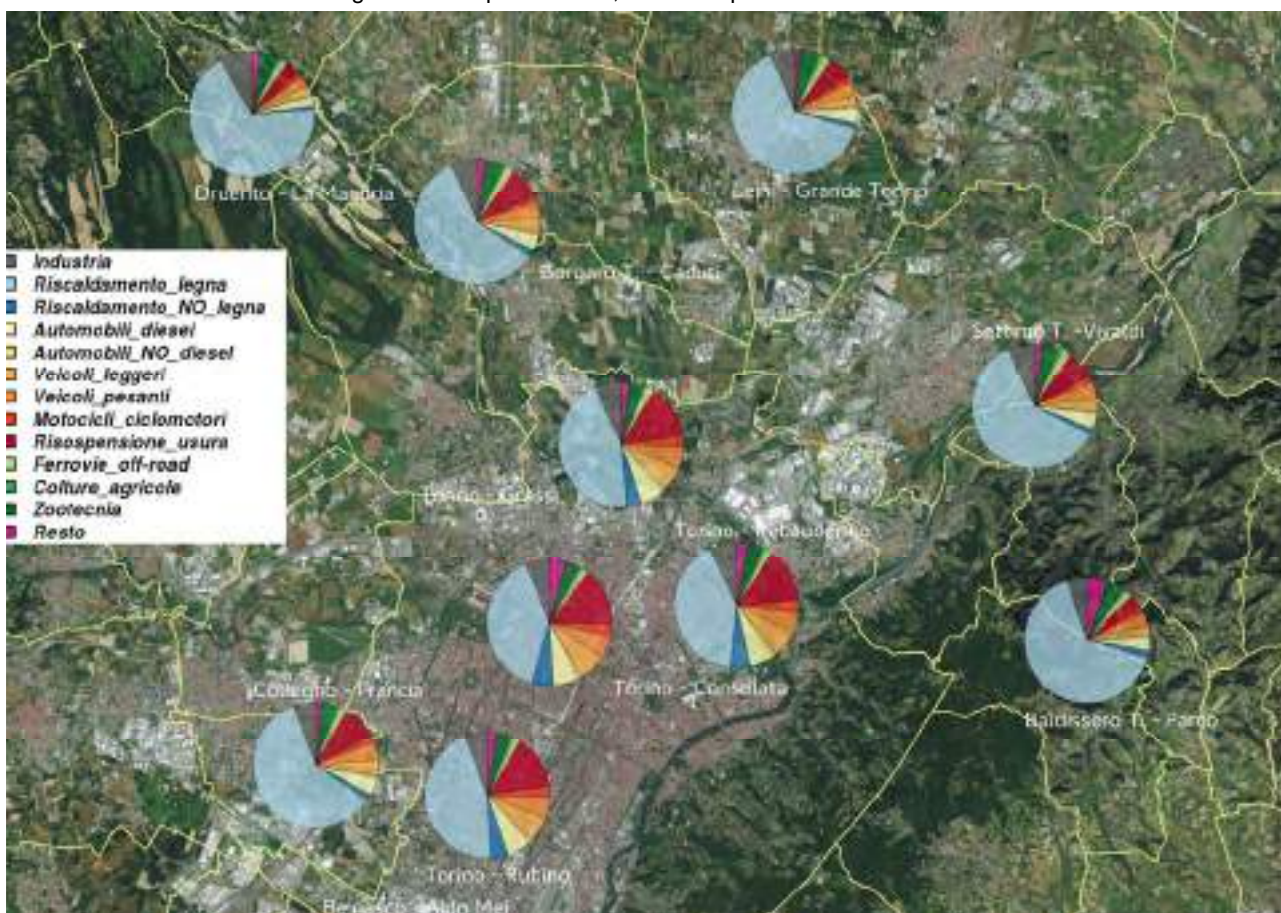
Il modulo FARM/BFM è stato quindi applicato, secondo le procedure in precedenza descritte, a tutti i settori di attività considerati, producendo, come risultato, la stima al primo ordine del contributo percentuale medio dei dodici settori (fig.3) come mappa su tutto il territorio regionale e

8 European Monitoring and Evaluation Programme, <http://www.emep.int/>

come percentuale ai recettori su tutte le stazioni di monitoraggio (fig. 4). Per facilitarne l'interpretazione, i risultati settoriali sono stati anche aggregati, in fase di post elaborazione in 5 categorie: Riscaldamento, Traffico, Agricoltura, Industria, Resto.

In termini generali i risultati ottenuti evidenziano come le misure di pianificazione regionale volte al miglioramento della qualità dell'aria dovranno essere prioritariamente indirizzate al contenimento delle emissioni correlate alla combustione a biomassa legnosa, in particolare in ambito domestico, ed al trasporto su strada. In alcune aree, come quelle a prevalente vocazione agricola e industriale, tali misure dovranno essere affiancate da interventi su pratiche colturali e zootecniche e sugli impianti produttivi.

Figura 4 - SA per il PRQA, contributi percentuali ai recettori



Stazioni dell'area metropolitana torinese, contributi percentuali alla concentrazione di PM10 per i dodici settori di attività analizzati.

CONCLUSIONI

L'approccio Brute Force Method è stato totalmente integrato nel sistema modellistico per la qualità dell'aria operativamente utilizzato da Arpa Piemonte a supporto delle attività di pianificazione regionale. La metodologia adottata, testata e validata nel progetto di interconfronto promosso da FAIRMODE, ha permesso di fornire un importante contributo nella redazione del Piano Regionale per la Qualità dell'Aria del Piemonte, evidenziando i principali settori che contribuiscono all'inquinamento regionale, supportando in tal modo i decisori nella scelta delle misure più efficaci per la riduzione dei livelli di inquinamento ed il rispetto dei limiti previsti dalla normativa nazionale e comunitaria, in particolare per il particolato ed il biossido di azoto.

Bibliografia

Arianet s.r.l., *Emission Manager - Modular processing system for model-ready emission input preparation User's guide*, 2014, <http://doc.aria-net.it/EmissionManager>

Arianet s.r.l. An integrated system for source apportionment calculations FARM/BFM User's guide 2015, <http://doc.aria-net.it/FarmBFM>

Bande S., Clemente M., De Maria R., Muraro M., Piccolo M.E., Arduino G., Calori G., Finardi S., Radice P., Silibello C., Brusasca G., *The modelling system supporting Piemonte region yearly air quality assessment*, 2007, Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality, Cyprus, 27-29 March 2007

Belis C.A., Karagulian F., Larsen B.R., Hopke P.K., *Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe*, 2013, Atmospheric Environment, 69, 94-108

Belis C. A., Pernigotti D., Pirovano G., Favez O., Jaffrezou J.L., Kuenen J., Denier van Der Gon H., Reizer M., Pay M.T., Almeida M., Amato F., Aniko A., Argyropoulos G., Bande S., Beslic I., Bove M., Broto P., Calori G., Cesari D., Colombi C., Contini D., De Gennaro G., Di Gilio A., Diapouli E., El Haddad I., Elbern H., Eleftheriadis K., Ferreira J., Foret G., Garcia Vivanco M., Gilardoni S., Hellebust S., Hoogerbrugge R., Izadmanesh Y., Jorquera H., Karppinen A., Kertesz Z., Kolesa T., Krajsek K., Kranenburg R., Lazzeri P., Lenartz F., Liora N., Long Y., Lucarelli F., Maciejewska K., Manders A., Manousakas M., Martins H., Mircea M., Mooibroek D., Nava S., Oliveira D., Paatero P., Paciorek M., Paglione M., Perrone M., Petralia E., Pietrodangelo A., Pillon S., Pokorna P., Poupkou A., Pradelle F., Prati P., Riffault V., Salameh D., Samara C., Samek L., Saraga D., Sauvage S., Scotto F., Segal K., Siour G., Tauler R., Valli G., Vecchi R., Venturini E., Vestenius M., Yarwood G., Yubero E., *Results of the first European Source Apportionment intercomparison for Receptor and Chemical Transport Models*, 2018 EUR 29254 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-86573-2, doi: 10.2760/41815, JRC 111887.

Burr M.J., Zhang Y., *Source apportionment of fine particulate matter over the Eastern U.S. Part I: source sensitivity simulations using CMAQ with the Brute Force method*, 2011, Atmospheric Pollution Research 2, 300-317.

Chevallier L., Piga D., Souweine R., Ben Salem N., Chanut H., Chappaz C., Troude F., Bande S., Bissardella F., Clemente M., Garbero V., Magri T., Pession G., Tombolato I., SH'AIR, *Recherche de sources et de responsabilités dans la pollution particulaire/Individuazione delle fonti e dei contributi di inquinamento da particolato*, 2016, http://www.arpa.vda.it/images/stories/ARPA/aria/progetti/SHAIR_Final_rapport_Action3_FR-IT_VF.pdf

EEA, *The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide*, 2011, ISBN 978-92-9213-223-1, ISSN Technical report series 1725-2237, doi:10.2800/8060

Giorcelli M., Bande S., Muraro M., Milelli M., *Operational multiscale modelling system for air quality forecast*. COSMO NEWSLETTER, vol. 13, p. 58-63, 2013

Marras G. F., Silibello C., Calori G., *An Hybrid parallelization of Air Quality Model with MPI and OpenMP*, *Recent Advances in the Message Passing Interface*, 2011, pp235-245, Springer Berlin Heidelberg-

Mircea M., Zanini G., Briganti G., Cappelletti A., Pederzoli A., Vitali L., Pace G., Marri P., Silibello C., Finardi S., Calori G., *Modelling air quality over Italy with MINNI atmospheric modelling system: from regional to local scale*, 2010, Steyn DG (ed) STC Air Pollution Modelling and its Application, https://doi.org/10.1007/978-94-007-1359-9_82

Mircea M., Calori G., Pirovano G., Belis C.A., *European Guide on Air Pollution Source Apportionment (SA) for estimating Particulate Matter (PM) source contributions with Source oriented Models (Sms) and combined use of Sms and Receptor Models (Rms)*, 2019, https://source-apportionment.jrc.ec.europa.eu/Docu/european_guide_SA_SMs_2019.pdf

Source Apportionment analitico: attività sperimentale in Arpa Piemonte

Annalisa Bruno¹, Luisella Bardi¹, Monica Clemente¹, Roberta De Maria¹, Francesco Pitasi¹, Milena Sacco¹

¹ Arpa Piemonte, Via Pio VII 9 Torino, 10135

a.bruno@arpa.piemonte.it

Riassunto

A supporto del Piano Regionale di risanamento della Qualità dell'Aria, nel 2016 Arpa Piemonte ha avviato un'attività sperimentale di Source Apportionment (S.A.) analitico per valutare il contributo delle differenti sorgenti emissive al particolato atmosferico. Per potere applicare questa tecnica modellistica a recettore è stato necessario svolgere una speciazione approfondita del particolato PM10 presso due stazioni di misura del territorio piemontese, rappresentanti realtà territoriali differenti: una stazione urbana, Torino-Lingotto, situata in un parco pubblico del capoluogo piemontese e una stazione a vocazione rurale presso il comune di Revello, in provincia di Cuneo.

La stima dei contributi delle sorgenti è stata eseguita con il modello PMF 5.0 (Positive Matrix Factorization) predisposto dall'EPA. I risultati del source apportionment analitico confermano sostanzialmente i risultati dell'S.A. modellistico realizzato da Arpa Piemonte a supporto del Piano Regionale della Qualità dell'Aria. La rilevanza del contributo della sorgente biomassa è evidente dai risultati analitici trattati statisticamente con il modello PMF dell'EPA: il contributo annuale alle concentrazioni di PM10 è risultato infatti pari al 33% a Torino-Lingotto e al 32% a Revello-Staffarda.

INTRODUZIONE AL SOURCE APPORTIOMENT ANALITICO

Il Source Apportionment (nel seguito anche S.A.) è una metodologia in grado di identificare e stimare quantitativamente il contributo ai livelli di inquinamento misurati nell'aria ambiente, nel nostro caso dell'inquinamento da PM10, da parte delle principali sorgenti presenti nell'area di studio.

In particolare, la metodologia del source apportionment analitico – basata su tecniche matematico-statistiche (analisi multivariata) mirate a separare gli elementi in differenti gruppi sulla base del loro grado di associazione - consente di ottenere una stima dei contributi da parte delle classi di sorgenti - sia reali (traffico, riscaldamento a legna, ecc.) sia virtuali (componente secondaria) – partendo da misure/analisi e identificando le diverse sorgenti sulla base della statistica dei contributi analitici e della loro variabilità temporale. Tale metodologia consente quindi di affiancare, con un approccio analitico “a recettore”, il S.A. modellistico, effettuando delle stime partendo dai dati di composizione chimica del particolato PM10, campionato in siti ritenuti significativi, e applicando a tali dati specifiche tecniche statistiche, tra le quali la più utilizzata è la *Positive Matrix Factorization* (PMF).

Si tratta di una tecnica parallela la cui criticità intrinseca è rappresentata dalla discrezionalità con cui in assenza di traccianti chimici specifici, un profilo analitico viene assegnato ad una specifica sorgente. Infatti, se per alcune sorgenti esistono traccianti caratteristici - ad esempio la combustione della biomassa legnosa è tracciata da alcuni componenti organici, in particolare il levoglucosano prodotto dalla pirolisi di composti come la cellulosa - per altri comparti emissivi non sono al momento disponibili traccianti così univoci ed efficaci. Inoltre la componente secondaria del particolato viene trattata come una generica sorgente virtuale (secondario nitrati, secondario solfati) non attribuibile ad uno specifico comparto emissivo (trasporto, riscaldamento, ecc...).

Il S.A. analitico realizzato in via sperimentale da Arpa Piemonte nel periodo 2016-2017 si è articolato nelle seguenti fasi:

1. attività di campionamento specifico di PM10;
2. attività di analisi chimica del PM10 (sia standard che specifica);
3. attività di elaborazione statistica dei dati;
4. attività di valutazione dei risultati.

ATTIVITÀ DI CAMPIONAMENTO

Sono stati effettuati campionamenti presso due siti appartenenti al SRRQA – Sistema Regionale di Rilevamento della Qualità dell’Aria - ritenuti significativi per la situazione piemontese: uno in area urbana, presso la stazione di Torino – Lingotto, e uno in area rurale, a Revello – Staffarda (CN). Il campionamento è durato da novembre 2016 a giugno 2017, utilizzando due campionatori ad alto volume e due campionatori a basso volume.

Figura 1 - Stazione di monitoraggio di Torino-Lingotto: posizione della cabina di misura, ortofoto (a sinistra) e foto (a destra)



Figura 2 - Stazione di monitoraggio di Revello-Staffarda: posizione della cabina di misura, ortofoto (a sinistra) e foto (a destra)



Sono state scelte la stazione di Torino-Lingotto, in quanto rappresentativa dell’area urbana, e la stazione di Revello-Staffarda, come rappresentativa dell’area rurale della regione.

Sono stati eseguiti campionamenti per oltre 130 giorni a Torino e circa 120 a Revello. I campioni eseguiti nel corso della campagna di rilevamento sono risultati essere 277 presso la stazione di Torino-Lingotto (comprensivi del PM10 gravimetrico appartenente alla rete di rilevamento regionale della qualità dell’aria) e 363 presso quella di Staffarda-Revello.

ATTIVITÀ DI ANALISI CHIMICA

La scelta degli analiti da quantificare nel PM10 è stata effettuata tenendo conto della necessità di definire quantitativamente i principali costituenti del particolato, dal punto di vista massico, in modo da permettere da una parte una soddisfacente chiusura di massa dei campioni, dall'altra una determinazione quantitativa dei composti traccianti di particolari sorgenti emittive.

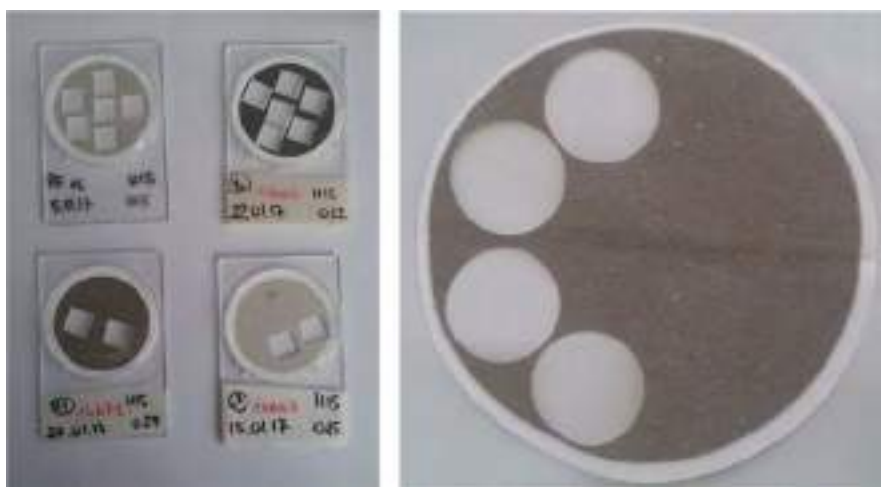
Tabella 1 – analiti determinati quantitativamente nel PM10

Metalli	IPA	Zuccheri	Carbonio	Specie Ioniche
alluminio (Al)	benzo[a]antracene (BaA)	galattosano	carbonio elementare (EC)	<i>Anioni:</i> cloruri (Cl ⁻) nitrati (NO ₃ ⁻) solfati (SO ₄ ²⁻)
antimonio (Sb)	benzo[b]fluorantene (BbF)+	levoglucosano	carbonio organico (OC)	<i>Cationi:</i> ammonio (NH ₄ ⁺) calcio (Ca ⁺) magnesio (Mg ⁺) potassio (K ⁺) sodio (Na ⁺)
arsenico (As)	benzo[j]fluorantene (BjF)+	mannosano	carbonio totale (TC)	
cadmio (Cd)	benzo[k]fluorantene (BkF)			
cobalto (Co)				
cromo (Cr)	benzo[a]pirene (BaP)			
ferro (Fe)	benzo[e]pirene (BeP)			
manganese (Mn)	benzo[g,h,i]perilene (BghiP)			
nichel (Ni)	crisene (Chry)			
piombo (Pb)	indeno[1,2,3-cd]pirene (IcdP)			
rame (Cu)	pirene (Pyr)			
selenio (Se)				
titanio (Ti)				
vanadio (V)				
zinco (Zn)				

Le analisi chimiche sul particolato atmosferico PM10 sono state effettuate su due tipi diversi di filtro installati rispettivamente su due campionatori sequenziali, uno con flusso di campionamento a basso volume e l'altro ad alto volume, posti in parallelo nello stesso periodo di campionamento.

Sui campioni è stata effettuata una speciazione approfondita del particolato (tab. 1): tra gli analiti quantificati vi sono vari idrocarburi policiclici aromatici, metalli (normati e no), carbonio organico e carbonio elementare (OC/EC), anioni (nitrati e solfati) e cationi (ione ammonio) inorganici, determinati secondo le metodiche in uso presso Arpa Piemonte.

Figura 3 – Filtri di campionamento utilizzati nella sperimentazione



Filtri in quarzo con diametro di 47 mm (a sinistra) per la misura di OC/EC e con diametro 150 mm (a destra) per la determinazione di tutti gli altri analiti

ATTIVITÀ DI ELABORAZIONE STATISTICA

Al completamento delle attività analitiche, e successivamente alla validazione dei dati di concentrazione, si è provveduto alla elaborazione statistica dei dati e al S.A. analitico con le modalità utilizzate dal modello EPA PMF.

STATISTICA DESCRITTIVA

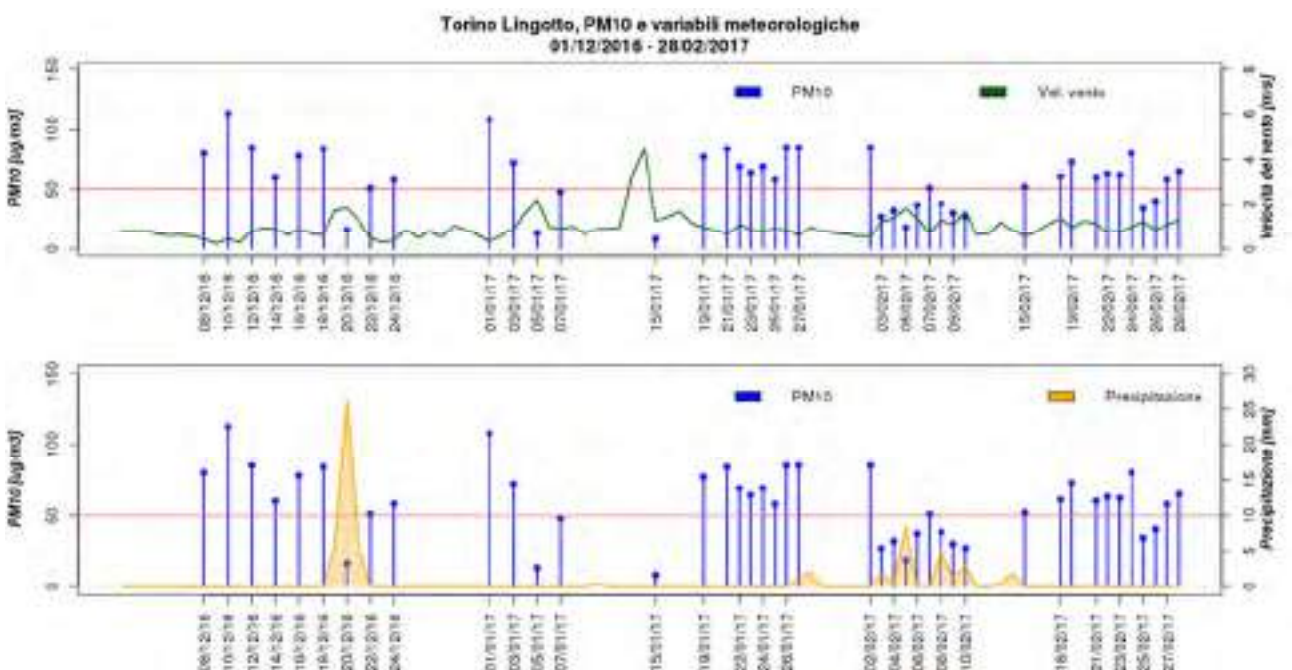
I risultati analitici sono stati rappresentati graficamente aggregando a livello mensile i dati giornalieri e mettendo a confronto vari parametri con la concentrazione di PM10. L'andamento giornaliero del particolato è stato inoltre confrontato con le principali grandezze meteorologiche evidenziando in maniera efficace l'influenza delle principali forzanti meteorologiche sull'andamento delle concentrazioni atmosferiche di particolato.

Ad esempio, per quanto riguarda il rapporto tra carbonio elementare (EC) e carbonio organico (OC), si osservano valori maggiori di EC nella stazione di Torino-Lingotto, presumibilmente legati alla componente traffico presente in ambito urbano (fig. 4).

Figura 4 – confronto PM10, OC e EC



Figura 5 – confronto tra PM10 e alcuni parametri meteorologici



Stazione di Torino-Lingotto confronto tra PM10, velocità del vento e precipitazioni

BILANCIO DI MASSA

Il bilancio di massa permette, attraverso una ricostruzione delle componenti del particolato, di verificare la corretta descrizione quantitativa dei componenti del PM10 consentendo successivamente di avanzare delle ipotesi sulla composizione chimica dello stesso. Le componenti descritte in questa sperimentazione sono la materia cristallina (la componente minerale prodotta dall'erosione della crosta terrestre); gli ossidi degli elementi; la componente secondaria inorganica, solfato e nitrato di ammonio derivanti da processi di ossidazione in atmosfera; carbonio elementare e carbonio organico.

Materia cristallina e ossido elementi sono stati ottenuti sulla base dei rapporti stechiometrici e dei fattori di arricchimento (FA), utilizzando uno studio sulla caratterizzazione dei suoli svolto in Arpa Piemonte.

L'elemento di riferimento considerato per il terreno è il silicio (Si) cui è attribuito un valore unitario di FA. Per ovviare al fatto che questo elemento non è stato determinato nei campioni di Torino-Lingotto e Revello-Staffarda a causa della composizione del filtro, in fibra di quarzo, le concentrazioni in aria di silicio sono state ricostruite prendendo come riferimento il rapporto silicio/alluminio determinato da Arpa Lombardia nel suolo di un sito urbano della città di Milano.

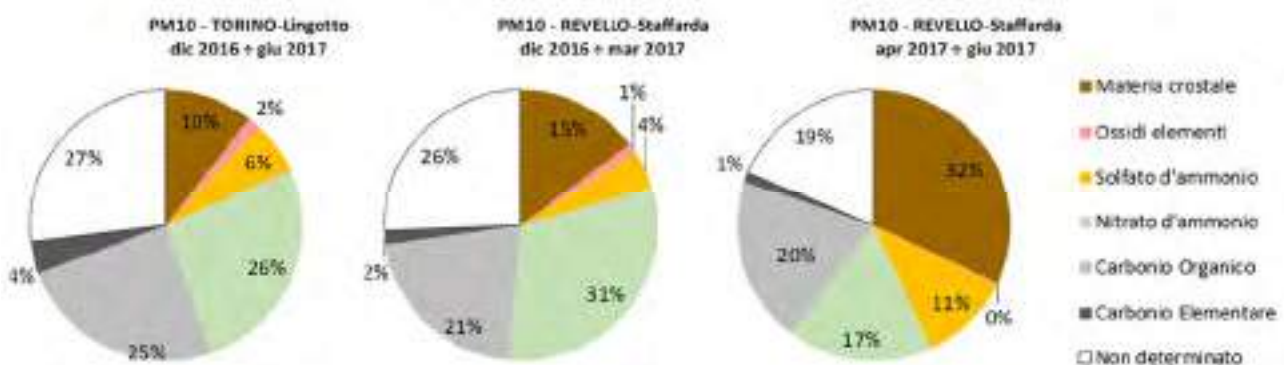
Per il calcolo del fattore di arricchimento è stato adottato un valore soglia (nel nostro caso = 4) come discriminante per definire se l'elemento abbia o no prevalente origine cristallina.

Attraverso il bilancio ionico si è poi calcolato, a partire dalle concentrazioni di ioni solfato, nitrato e ammonio, il contributo di solfato e nitrato di ammonio al particolato atmosferico.

Oltre alle componenti precedentemente citate, dai risultati delle elaborazioni si ottiene la massa non determinata, ossia la quantità di materia che, sommata alle altre componenti, permette di descrivere il totale del particolato PM10 campionato (chiusura di massa).

I calcoli sono stati effettuati, su base giornaliera, sia sull'intero periodo (dicembre 2016 – giugno 2017) sia su due periodi (dicembre 2016 – marzo 2017 ed aprile 2017 – giugno 2017) individuati sulla base dell'andamento del levoglucosano quale indicatore delle combustioni da biomassa.

Figura 6 – bilancio di massa per i siti di misura considerati



Stazione di Torino-Lingotto (a sinistra) stazione di Staffarda-Revello (al centro e a destra)

Il confronto fra i due siti di Torino-Lingotto e Revello-Staffarda sull'intero periodo di monitoraggio (fig. 6) evidenzia elementi che caratterizzano la diversa tipologia dei due punti di misura: a Revello-Staffarda si ha una percentuale maggiore di materia cristallina, giustificata dalla vocazione agricola dell'area, mentre a Torino-Lingotto si osserva un maggiore contributo di carbonio elementare, indice di un sito in area urbana influenzato da sorgenti quali il traffico e, in generale, le combustioni e, seppure in piccola percentuale, un arricchimento in ossidi. Sul totale del periodo la componente secondaria inorganica non si differenzia nei due siti.

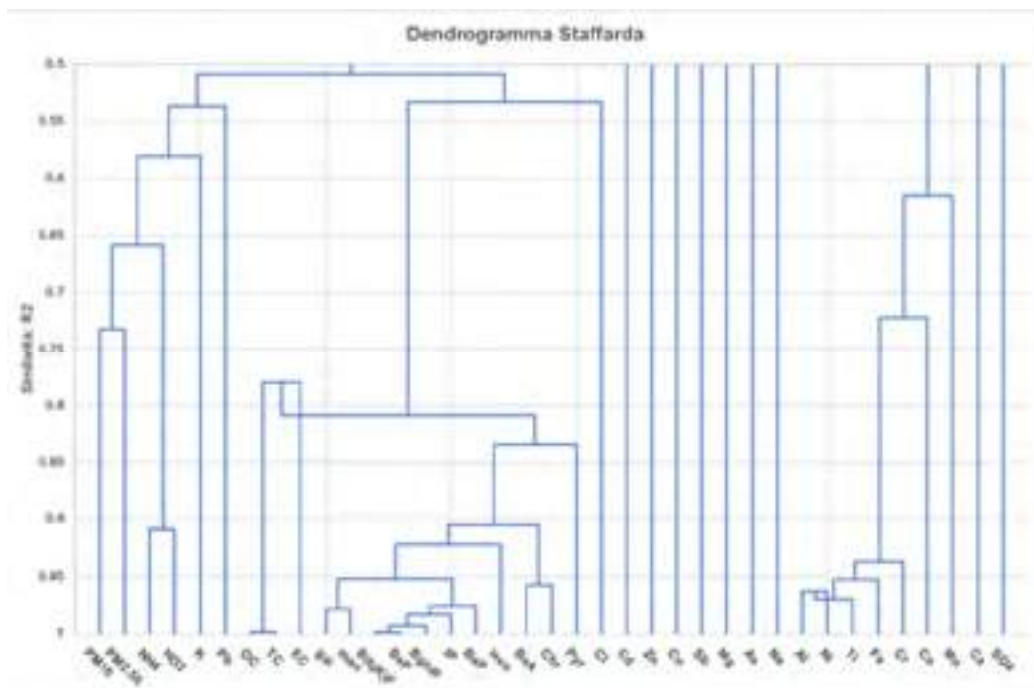
Il dettaglio sui mesi più freddi (dicembre – marzo) mostra una ripartizione dei contributi a Torino-Lingotto che non si discosta significativamente da quella dell'intero periodo, mentre a Revello-Staffarda si riduce la componente di materia crostale e, in parte, di solfato di ammonio a favore del nitrato di ammonio la cui formazione è più favorita nel periodo invernale. Nel periodo più caldo (aprile – giugno), come ci si attende, in entrambi i siti aumenta significativamente la frazione di solfato d'ammonio.

CLUSTER ANALYSIS

La cluster analysis consiste in insieme di tecniche di analisi multivariata dei dati volta alla selezione e al raggruppamento di elementi omogenei in un insieme di dati. Il dendrogramma è la rappresentazione grafica utilizzata per visualizzare il coefficiente di similarità quantificato nel processo di raggruppamento.

La *tecnica del clustering* è stata applicata al dataset che costituisce l'input al modello della PMF, al fine di individuare in via preliminare – attraverso la similarità tra parametri – raggruppamenti compatibili con la definizione delle sorgenti. Dall'analisi a *cluster* per il sito di Torino-Lingotto, si evidenzia un gruppo rappresentato dagli IPA, dal levoglucosano e dagli altri zuccheri analizzati, a supporto dell'ipotesi di un'origine comune dalla combustione di biomassa. Anche il carbonio organico (OC), costituito in parte da componenti di origine secondaria, è abbastanza ben correlato con questo *cluster* (indice di similarità >0.80). Come atteso, anche gli ioni inorganici ammonio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) hanno un elevato indice di similarità (0.95) tra loro, dato che soprattutto nel periodo invernale i due ioni si combinano nella formazione del nitrato d'ammonio.

Figura 7 – Dendrogramma risultante dalla cluster analysis per Revello-Staffarda



Il dendrogramma calcolato per il sito di fondo rurale di Revello-Staffarda (fig. 9) con i dati di tutto il periodo (da dicembre 2016 a giugno 2017) individua come gruppi simili tra loro il gruppo costituito dai due ioni che formano la componente secondaria, tipica del periodo invernale, del nitrato d'ammonio (NH_4^+ e NO_3^-), un gruppo che lega gli IPA agli zuccheri, generalmente utilizzati come marker della combustione della biomassa, collegato a sua volta con il gruppo costituito da OC ed EC. Tali gruppi sono tutti legati al PM da indici di similarità superiori a 0.50. Un ulteriore gruppo è individuato da elementi cristallini (Al, Ni, Ti, Fe, Cr) che, applicando l'analisi a *cluster* sull'intero periodo, si collega con scarsa similarità al PM10.

LA POSITIVE MATRIX FACTORIZATION

Il dataset in input alla PMF deve presentarsi come una matrice completa, priva di dati mancanti: tutti i valori risultanti inferiori al limite di rilevabilità nei campioni analizzati sono stati quindi sostituiti, per convenzione, con la metà del rispettivo limite. Per quanto riguarda l'individuazione del limite di rilevabilità, si è deciso di utilizzare il Limite di rilevabilità dello Strumento o LCL.

I valori di concentrazione degli analiti nei campioni di controllo, i "bianchi", hanno evidenziato un'elevata deviazione standard nel caso di alcuni elementi, quali lo zinco, il rame, l'alluminio e il ferro, probabilmente legata ad effetti di contaminazione dei materiali consumabili utilizzati. Di tale variabilità è stato tenuto conto nella valutazione della significatività della specie ai fini della definizione dei parametri di configurazione della PMF.

I modelli a recettore - per quantificare il contributo delle sorgenti in campioni sottoposti ad analisi chimica - rappresentano un approccio matematico basato sulla composizione o sul cosiddetto "fingerprints" delle sorgenti. La composizione/speciazione dei campioni è determinata usando metodi analitici appropriati per le specie aggregate, mentre per separare gli impatti delle sorgenti è necessario disporre di specie traccianti o di diverse combinazioni delle specie (Paatero, 1994).

Un *dataset* di dati di speciazione può essere visto come una matrice X di dati i con dimensione j , nella quale i è il numero di campioni e j le specie chimiche misurate con incertezza u . L'obiettivo dei modelli a recettore è risolvere il bilancio chimico di massa (CMB) tra le concentrazioni delle specie misurate e i profili delle sorgenti, come mostrato nell'equazione sotto riportata:

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij}$$

p = numero di fattori
 f = profili delle specie per ciascuna sorgente
 g = contributo in termini di massa di ciascun fattore a ciascun singolo campione
 e = residuo per ciascun rapporto campione/specie

PMF in pratica è uno strumento elaborativo di analisi multivariata che decompone una matrice di dati - relativi a campioni analizzati e speciat - in due matrici: contributo dei fattori (G) e profili dei fattori (F). Questi profili dei fattori devono essere interpretati per identificare le tipologie di sorgenti - usando informazioni a partire da profili misurati di sorgenti e/o da inventari delle emissioni - che possono aver apportato il proprio contributo al campione analizzato.

La PMF5.0 dell'EPA richiede in input, per ciascuna specie chimica di ogni campione, oltre al dataset delle concentrazioni misurate $x_{i,j}$, un dataset contenente le incertezze ad esse associate che permette di tenere conto della confidenza nella misura (Belis, 2014).

Nella sperimentazione realizzata si è scelto di calcolare l'incertezza utilizzando la formula proposta in letteratura:

$$u_{i,j} = \frac{(\eta - \varepsilon) \cdot mdl}{x_{i,j}} + \varepsilon$$

Dove:

- $u_{i,j}$ è l'incertezza attribuita alla j -esima specie $x_{i,j}$ del campione i
- $x_{i,j}$ è la concentrazione dell' i -esimo campione della j -esima specie chimica in un punto recettore
- mdl è il limite di rilevabilità della tecnica analitica per la determinazione della specie j ;
- ε è l'errore frazionario per $x_{i,j} \rightarrow \infty$;
- η è l'errore frazionario associato al mdl

I risultati illustrati nel seguito sono stati ottenuti assumendo un errore associato al mdl pari al 50% (come da esempi in letteratura) per tutte le specie considerate e per ε i valori degli scostamenti massimi rispetto ai valori di riferimento utilizzati dal laboratorio nella taratura strumentale (pari a 20% per IPA, 15% per zuccheri, 5% per ioni, 5% per OC/EC e 10% per metalli).

La stima dei contributi delle sorgenti di PM₁₀ è stata eseguita sia sull'intero periodo di campionamento - da dicembre 2016 a giugno 2017 – che sul solo periodo critico dell'anno per le polveri sottili, ovvero quello invernale – da dicembre 2016 a fine marzo 2017.

Si è proceduto per gradi nella scelta del numero di fattori che individuano le fonti di PM₁₀ con cui far girare il modello PMF: alla fine sono stati scelti 5 fattori per la stazione di Torino-Lingotto (sia per il periodo totale sia per il solo periodo invernale), mentre per la stazione di fondo rurale di Revello-Staffarda sono stati scelti 4 fattori per il periodo complessivo e 3 per il periodo invernale.

I diversi *run* eseguiti in questa prima fase di sperimentazione di utilizzo della PMF hanno portato ai risultati preliminari illustrati nel seguito.

La ricostruzione del PM₁₀ risulta soddisfacente per la stazione di Torino-Lingotto (fig. 8), sia nel periodo complessivo sia in quello solo invernale, mentre per la stazione di fondo rurale di Revello-Staffarda le attuali elaborazioni non sono sufficienti a definire i contributi in modo da ricostruire in maniera soddisfacente l'andamento delle concentrazioni di PM₁₀, in particolare per i mesi primaverili e estivi nei quali viene sottostimata la sorgente crostale (fig. 9). Limitatamente al periodo invernale, infatti, la ricostruzione migliora, salvo che nel picco del periodo natalizio (fig. 10).

Per la stazione di Torino-Lingotto (fig.11) sono state individuate 5 sorgenti reali o virtuali:

- secondario, composto essenzialmente da nitrato d'ammonio;
- secondario composto da solfati;
- combustione della biomassa;
- traffico, inteso sia come emissioni dirette, dovute alla combustione dei motori, che come emissioni indirette, legate sia all'usura delle parti meccaniche e alla risospensione;
- sali, presenti solo come contributo invernale, dovuti all'impiego come antighiaccio sulle strade nei periodi di gelo.

Per la stazione di Revello-Staffarda (fig. 12) la PMF individua 4 sorgenti reali o virtuali sull'intero periodo, ovvero:

- secondario composto da nitrati d'ammonio;
- un fattore in cui vengono inseriti sia il secondario legato ai solfati sia elementi crostali;
- combustione della biomassa;
- risollevarimento di materiale crostale.

Limitando il periodo ai mesi invernali, le sorgenti reali o virtuali individuate si riducono a 3:

- secondario misto di nitrati e solfati, il fattore più corposo;
- combustione della biomassa;
- sorgente crostale, che acquista su tale periodo una migliore definizione.

Figura 8 – Ricostruzione dei contributi nella PMF per Torino-Lingotto nell'intero periodo

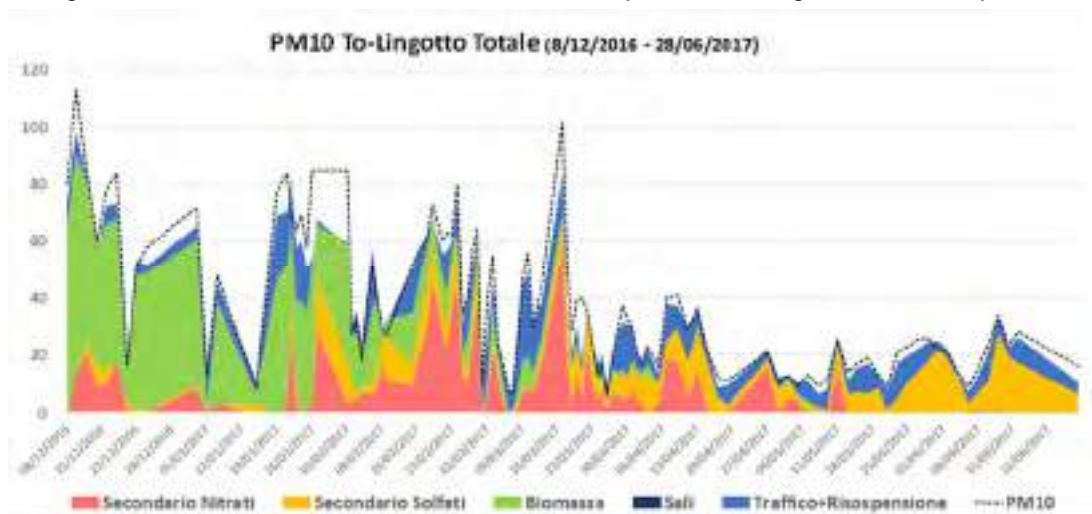


Figura 9 – Ricostruzione dei contributi nella PMF per Revello-Staffarda nell'intero periodo

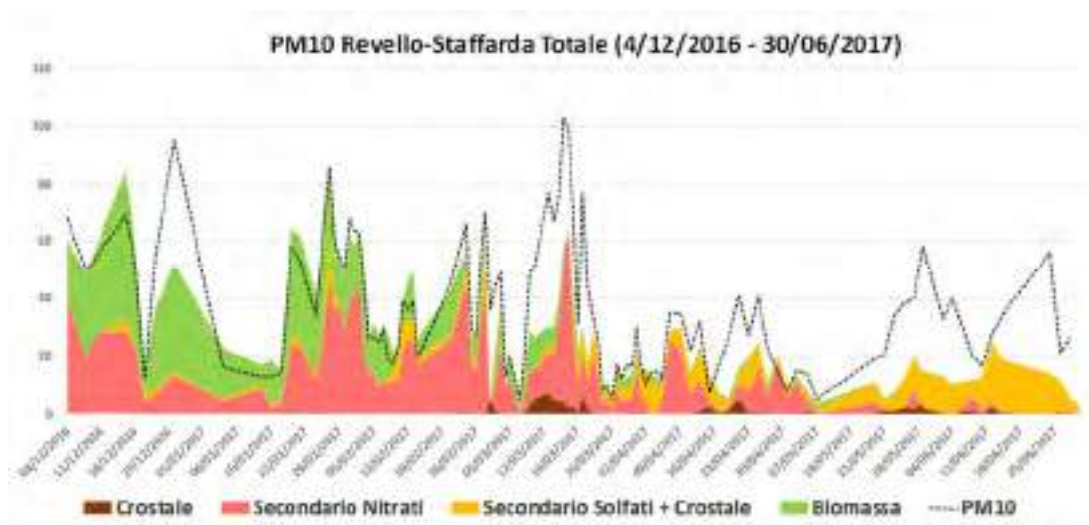


Figura 10 – Ricostruzione dei contributi nella PMF per Revello-Staffarda nel periodo invernale

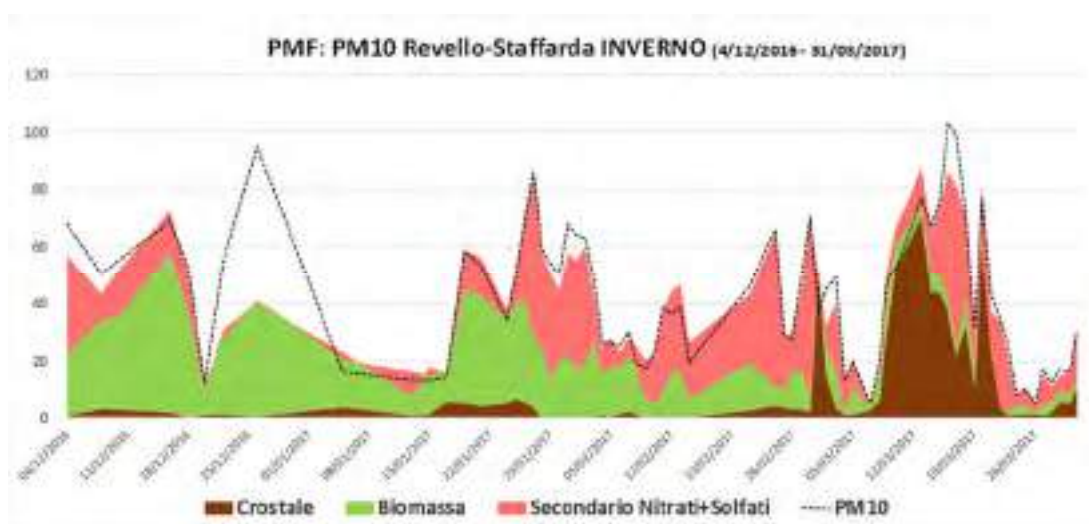


Figura 11 – Risultati della PMF per Torino-Lingotto nell'intero periodo (sinistra) e in quello invernale (destra)

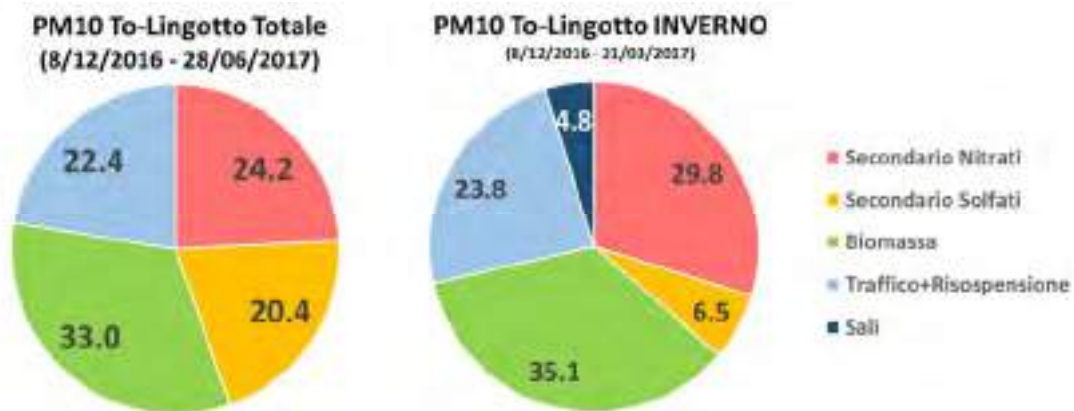
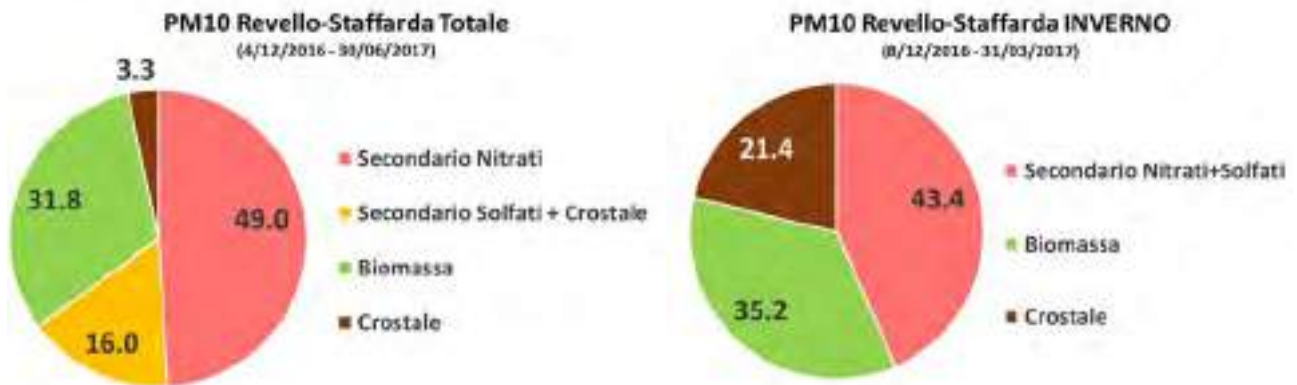


Figura 12 – Risultati della PMF per Revello-Staffarda nell'intero periodo (sinistra) e in quello invernale (destra)



CONCLUSIONI

I risultati del *source apportionment* analitico avvalorano la responsabilità della sorgente biomassa emersa dai risultati del *source apportionment* modellistico realizzato da Arpa Piemonte a supporto del Piano Regionale della Qualità dell'Aria: il contributo annuale risultante è infatti pari al 33% nella stazione di Torino-Lingotto e al 32% nella stazione di Revello-Staffarda, mentre in periodo invernale sale al 35% per entrambi i siti; nelle stesse stazioni il S.A. modellistico ha stimato per il riscaldamento a biomassa un contributo annuale alle concentrazioni di particolato PM10 rispettivamente pari al 44% e al 58%. Va però sottolineato che mentre le tecniche di *source apportionment* modellistico tengono conto – nell'attribuzione dei contributi da parte delle sorgenti emissive – sia del particolato primario (direttamente emesso in atmosfera) sia di quello secondario (formatosi in atmosfera attraverso le reazioni chimiche tra le sostanze presenti), al contrario le tecniche di *source apportionment* analitico considerano il particolato secondario inorganico (nitrate di ammonio e solfato di ammonio) alla stregua di un fattore o sorgente virtuale, non distinguendone i contributi da parte delle sorgenti individuate. Al contributo stimato tramite il *source apportionment* analitico andrebbe quindi aggiunta una quota – attualmente non discriminabile – del contributo genericamente indicato come “secondario”, che nel caso di Torino Lingotto ammonta complessivamente al 36% e nel caso di Revello Staffarda al 43% in periodo invernale.

Il S.A. analitico allo stato attuale si rivela operativamente quindi come una tecnica parallela in grado di irrobustire le valutazioni sul contributo delle sorgenti – almeno nel caso della componente primaria - ottenute dalle simulazioni di S.A. modellistico, che partono invece dalle stime degli Inventari delle Emissioni e dalle variabili meteorologiche misurate per ricostruire nel tempo e nello spazio tridimensionale le reazioni chimiche che avvengono in atmosfera.

Le criticità intrinseche al S.A. analitico, come già accennato, sono rappresentate dalla relativa discrezionalità con cui, in assenza di traccianti specifici, un profilo analitico è associato ad una sorgente e dall'impossibilità di attribuire a uno specifico comparto emissivo (trasporto, riscaldamento ecc...) il contributo della componente secondaria del particolato, che di conseguenza è invece assegnato genericamente ad una sorgente virtuale (componente secondaria invernale, componente secondaria estiva, ecc..).

Bibliografia

Paatero, P. et al.,1994. *Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values*, *Environmetrics*, 5, 111–126.

Belis, C. A. et al., 2014. *European Guide on Air Pollution Source Apportionment with receptor models*, JRC Reference Reports.

Valutazione degli impatti sull'atmosfera di una fonderia mediante utilizzo di metodiche integrate di campionamento, analisi in campo e definizione di valori soglia mediante tecniche statistiche

C.Otta, V. Ameglio, L. Erbetta, C. Littera, G. Mensi, E. Scagliotti, D. Bianchi¹, S. Buratto²

¹Arpa Piemonte, Dipartimento Territoriale Piemonte Sud Est, Struttura Semplice Attività di Produzione

²Arpa Piemonte, Sistema Informativo Ambientale e Geografico, Comunicazione ed Educazione Ambientale

c.otta@arpa.piemonte.it

Riassunto

Le fonderie costituiscono di per sé un fattore di pressione ambientale importante sul territorio, che può determinare impatti significativi soprattutto se inserite in contesti urbanizzati. Lo studio in esame ha voluto approfondire l'impatto locale sulla qualità dell'aria riconducibile alle emissioni di una fonderia di ghisa ubicata in un piccolo comune collinare della provincia di Asti. Il piano di monitoraggio ha previsto una prima fase di modellizzazione meteo-dispersiva delle emissioni inquinanti dell'azienda e loro ricadute sul centro abitato circostante in modo tale da individuare le aree bersaglio e quelle di bianco di confronto. Conseguentemente è stato pianificato un monitoraggio pluriennale di inquinanti gassosi (idrocarburi aromatici e aldeidi) e di polveri PM10 con determinazione di IPA e metalli pesanti. La quantificazione dell'impatto da polveri diffuse di natura grossolana, provenienti dagli stoccaggi esterni delle terre di fonderia, è stato invece effettuato attraverso un monitoraggio specifico per la determinazione dei tassi di deposizione delle specie metalliche caratteristiche del processo industriale considerato (Co, Cr, Cu, Se, Va, Zn e Fe). La valutazione degli impatti è stata eseguita per confronto con valori adottati a livello europeo e mediante la definizione di soglie di riferimento statistiche idonee ad indicare la presenza di impatti sulle matrici ambientali circostanti. Tali soglie, calcolate utilizzando i set di dati relativi a punti non esposti, sono sostanzialmente dei livelli "2-sigma" e "3-sigma" unilaterali, ovvero estremi superiori dell'intervallo di tolleranza (UTL = Upper Tolerance Limit) con fattore di copertura pari al 95% e 99% e ben si prestano a rappresentare l'escursione ammessa per le concentrazioni dei parametri monitorati nella specifica zona di indagine. Un'ulteriore indagine è stata condotta utilizzando uno spettrometro a raggi X portatile, per la misura dell'abbondanza di metalli, direttamente sul materiale pulverulento stoccato sul piazzale della ditta e su campioni di polveri totali prelevati presso abitazioni adiacenti. Il confronto tra la distribuzione percentuale dei metalli determinati nei vari campioni ha permesso di riconoscere, attraverso la tecnica delle "finger prints", le impronte delle emissioni diffuse e la loro provenienza. Lo studio di impatto ambientale ha costituito la base di partenza per la predisposizione, da parte dell'azienda, di un piano di miglioramento per il contenimento delle emissioni pulverulente.

INTRODUZIONE

Tra il mese di dicembre 2016 e il mese di aprile 2018 è stato realizzato un approfondito monitoraggio della qualità dell'aria presso un piccolo comune collinare della Provincia di Asti allo scopo di valutare se e come le emissioni di una fonderia di ghisa presente nella zona influenzino la qualità dell'aria locale.

Fondata nel 1964 l'azienda considerata opera nella produzione di componenti in ghisa per veicoli industriali fra cui mozzi e flange ruota, volani motore, scatole ponte. Il prodotto finito è fornito sotto forma di getto grezzo o finito, con o senza assemblaggio di componenti accessori. Giornalmente vengono prodotte sino a 250 tonnellate di ghisa liquida e i materiali realizzabili includono tutte le varianti di ghisa nodulare as-cast, le ghise grigie, e le nuovissime ghise nodulari ad alto-silicio.

Il ciclo produttivo comprende numerose fasi che possono essere tuttavia ricondotte a due principali aree: quella fusoria nella quale vengono effettuate le attività di preparazione della lega metallica fusa e quella di formatura nella quale vengono svolte le attività di realizzazione dei getti fra cui la fase di colata del metallo nella forma.

Gli impatti di tipo chimico legati alle emissioni in atmosfera riguardano essenzialmente composti organici e inorganici volatili, odorigeni e non, microinquinanti e polveri e derivano dalle varie fasi produttive del processo industriale. Le emissioni possono essere distinte in due classi: quelle convogliate, dotate di impianto di filtrazione e quelle diffuse o fuggitive che non vengono captate né trattate da filtri e, nel caso specifico delle polveri, comprendono più classi granulometriche.

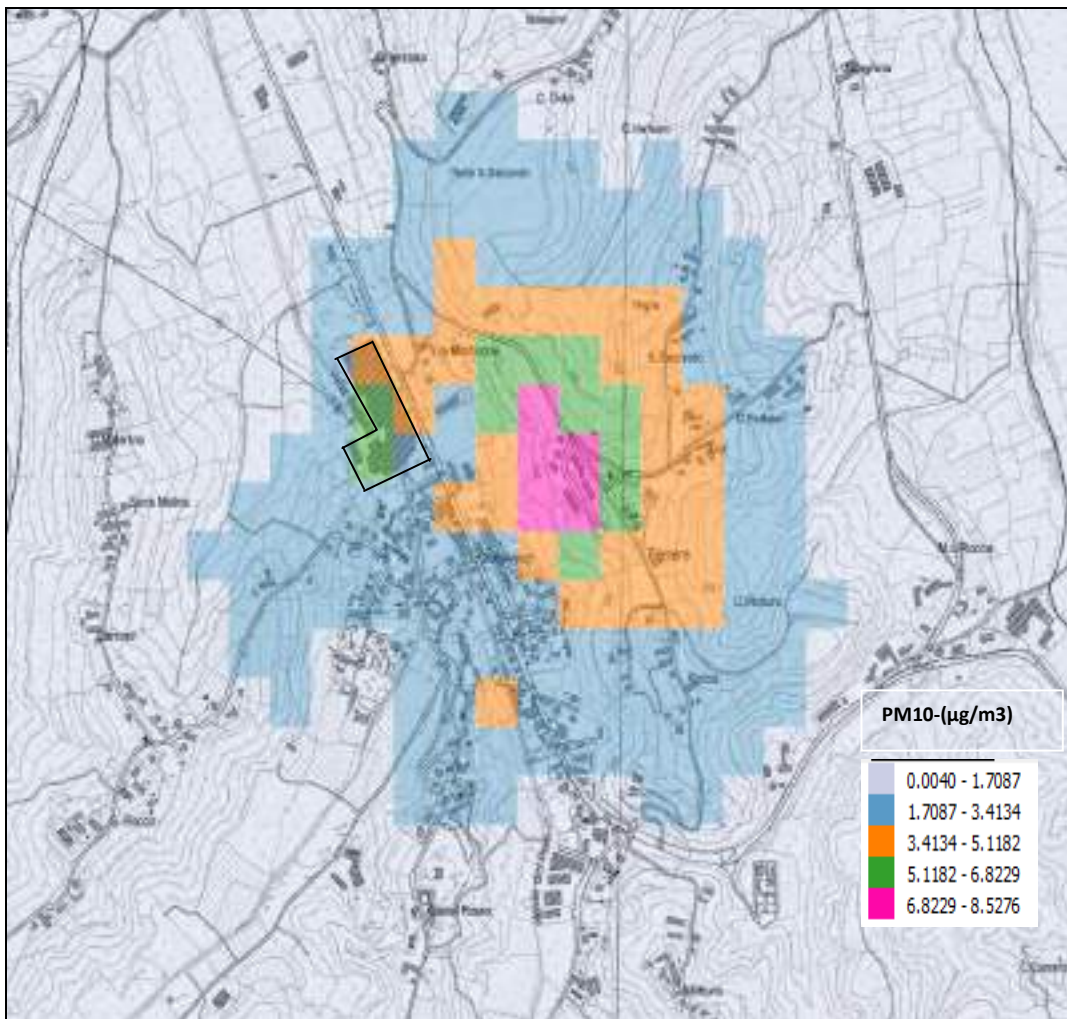
PIANO DI MONITORAGGIO

SIMULAZIONE MODELLISTICA E MONITORAGGIO INQUINANTI ATMOSFERICI

Il piano di monitoraggio ha previsto una prima fase di modellizzazione meteo-dispersiva delle emissioni inquinanti dell'azienda e loro ricadute sul centro abitato circostante in modo tale da individuare le aree bersaglio e quelle di bianco di confronto.

Il software di calcolo utilizzato per lo studio è un modello gaussiano con trattazione delle calme di vento idoneo per la valutazione dell'impatto a lungo termine delle emissioni industriali.¹ Tale modello utilizza una formulazione gaussiana classica basata sulla parametrizzazione della turbolenza attraverso la definizione delle classi di stabilità atmosferica. Le ipotesi su cui è basato il modello sono generalmente conservative e consentono una stima rapida degli ordini di grandezza dell'inquinamento su domini di dimensione variabile da 1 a 30 Km.

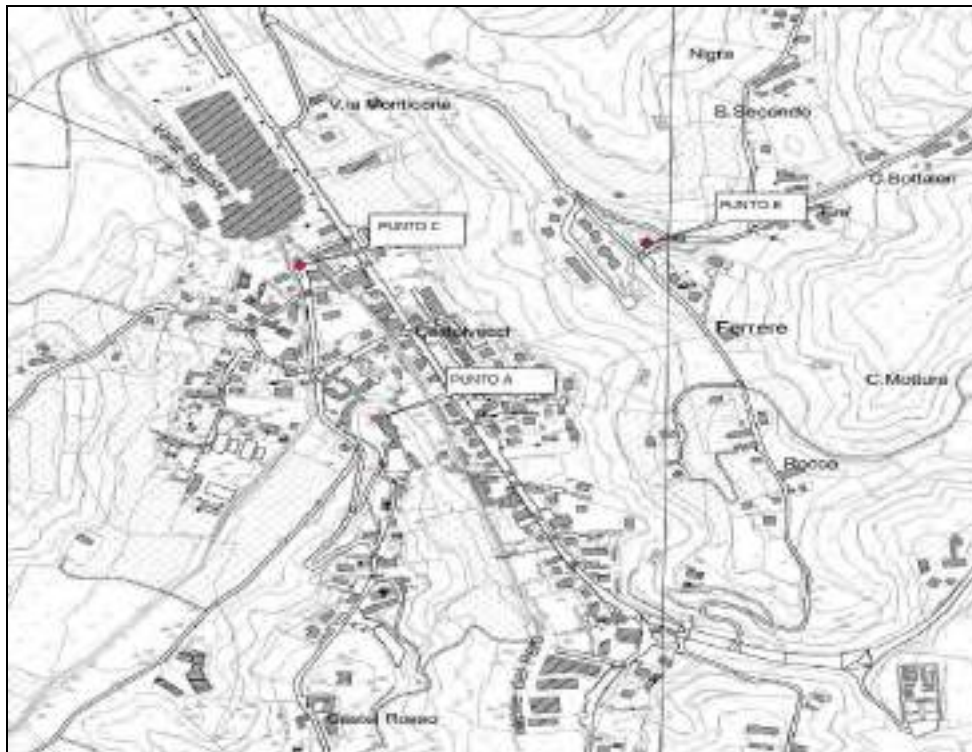
Figura 1 – PM10-Concentrazioni medie annue dell'impianto industriale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Sulle basi delle risultanze ottenute con modello di ricaduta sono stati individuati tre punti di monitoraggio raffigurati nella figura 2 sottostante, ove sono stati posizionati campionatori trasportabili di polveri PM10, presso i punti B e C, e il laboratorio mobile per la qualità dell'aria per la misura di inquinanti gassosi e polveri PM10 (punto A). I monitoraggi, della durata di 30 giorni circa, sono stati eseguiti a dicembre 2016 e a luglio 2017 e sui filtri di polveri PM10 sono stati determinati IPA e metalli pesanti.

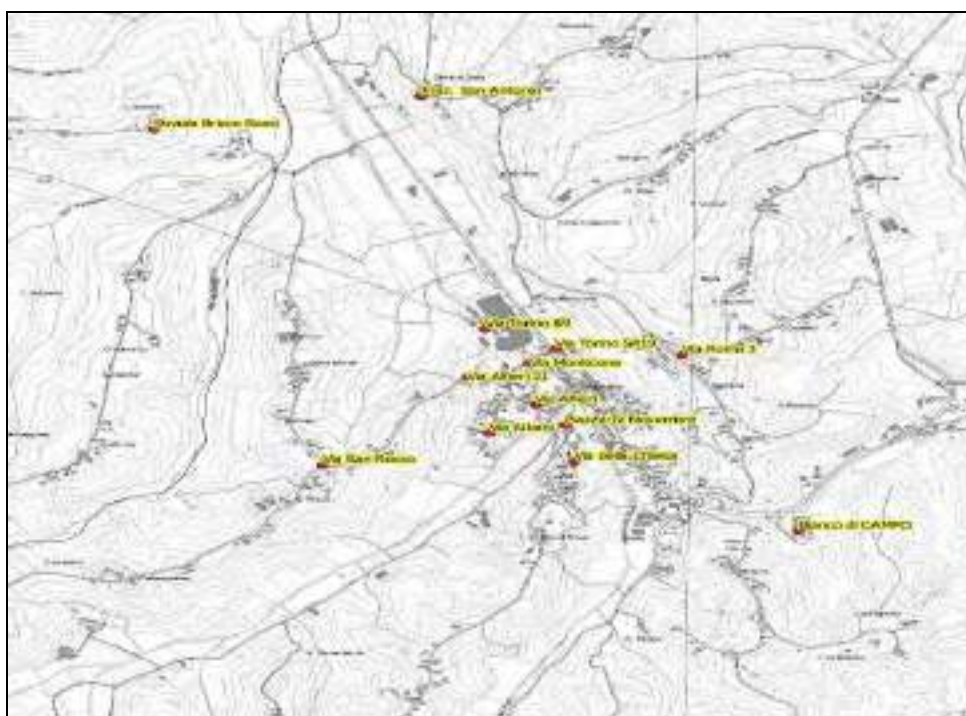
¹ ARIA Impact, ARIANET, versione 1.7

Figura 2 - Punti di monitoraggio con laboratorio mobile e campionatori trasportabili di polveri



Contestualmente alle misure attive, sono stati posizionati campionatori passivi di idrocarburi aromatici e aldeidi presso vari punti del centro abitato, come raffigurato nella figura sottostante, sui cui sono stati determinati i composti organici volatili riconducibili al ciclo produttivo.

Figura 3 - Punti di monitoraggio con campionatori passivi



Le concentrazioni di inquinanti determinate sono state confrontate con quanto misurato nello stesso periodo presso le stazioni fisse della Rete Regionale della qualità dell'aria presente in Piemonte.

I risultati ottenuti hanno evidenziato un innalzamento dei livelli di fondo per benzene e formaldeide mentre non si sono riscontrate alterazioni né della composizione chimica di metalli e IPA del PM10 né dei livelli di PM10.

DETERMINAZIONE DELLE EMISSIONI DIFFUSE TRAMITE MISURA DELLE DEPOSIZIONI ATMOSFERICHE TOTALI DI METALLI

Per poter quantificare l'impatto da polveri diffuse provenienti dalla fonderia sul centro urbano circostante, costituito prevalentemente da particelle di natura grossolana che tendono a sedimentare in prossimità della sorgente di emissione, è stata eseguita la misura dei tassi di deposizione. La deposizione totale è definita dal Dlgs 155/2010 come "la massa totale di sostanze inquinanti che, in una data area e in un dato periodo, è trasferita dall'atmosfera al suolo, alla vegetazione, all'acqua, agli edifici e a qualsiasi altro tipo di superficie". Le deposizioni atmosferiche rappresentano una delle principali fonti di microelementi per il suolo, le acque e la vegetazione e sono ritenute responsabili della ricaduta dei vari inquinanti, sia di origine naturale che antropica, presenti nell'atmosfera, mediante meccanismi di trasformazione e rimozione.

Si distinguono due processi di deposizione:

- la deposizione umida (wet deposition): l'insieme di tutti i processi di trasporto degli inquinanti atmosferici al suolo in una delle varie forme di precipitazione (pioggia, neve, nebbia);
- la deposizione secca (dry deposition): l'insieme di tutti i processi di trasporto e rimozione di gas e aerosol dall'atmosfera alla superficie terrestre in assenza di precipitazione. Essa comprende lo scambio dinamico di gas in tracce e aerosol e la sedimentazione per effetto della gravità delle particelle di dimensioni maggiori. La somma dei due contributi costituisce la deposizione atmosferica totale.

I punti scelti per il campionamento sono stati individuati, presso due abitazioni private, una posta in vicinanza del perimetro sud dello stabilimento a distanza di 100m (PUNTO 1) e l'altra, più distante, in zona collinare, 600m a ovest rispetto all'azienda e posta in quota più elevata (PUNTO 2). Da entrambe le aree erano pervenute segnalazioni di disturbo legato agli odori e alla polverosità. Un terzo punto, cosiddetto di bianco, è stato scelto presso l'area cimiteriale a 1300m circa dalla sorgente come rappresentativo dei livelli di fondo ambientale della zona cui fare riferimento come confronto tra zone esposte e non esposte (PUNTO 3).

I campioni sono stati raccolti con frequenza mensile in conformità al Dlgs 155/2010, secondo quanto scritto nella norma UNI EN 15841:2010 "Qualità dell'aria ambiente-Metodo normalizzato per la determinazione di Arsenico, Cadmio, Piombo e Nichel nelle deposizioni atmosferiche". Il protocollo analitico è stato arricchito dei seguenti parametri: Cobalto, Cromo, Rame, Zinco e Ferro, alcuni dei quali caratteristici del processo industriale considerato. Sono stati utilizzati deposimetri DEPOBULK® in polietilene, campionatori di tipo passivo costituiti da un sistema combinato imbuto più bottiglia aperto, esposto all'atmosfera per tutta la durata del campionamento. Il monitoraggio è iniziato nel mese di aprile 2017 e si è concluso nel mese di aprile 2018, per un totale di 12 campioni per sito.

Figura 4 - Punti di monitoraggio deposizioni atmosferiche di metalli



Pur descrivendo in modo dettagliato la metodica di campionamento, la norma non prevede livelli limite o valori obiettivo per i vari composti, per cui i risultati del presente campionamento sono stati confrontati per alcuni parametri, dapprima con valori soglia adottati a livello europeo in alcuni paesi europei quali Germania, Svizzera, Belgio e Croazia, e successivamente con soglie di riferimento statistiche idonee ad indicare la presenza o meno di impatti sulle matrici ambientali circostanti.

Un possibile metodo di calcolo di tali soglie prevede di impostare i livelli di guardia pari alla stima del 95° e 99° percentile della popolazione statistica che meglio si adatta ai dati (Tali soglie sono sostanzialmente dei livelli “2-sigma” e “3-sigma” unilaterali, ovvero estremi superiori dell’intervallo di tolleranza (UTL = Upper Tolerance Limit) con fattore di copertura (coverage) pari al 95% e 99%). Nel caso specifico i valori delle soglie sono stati calcolati utilizzando i dati dei monitoraggi relativi ai punti 2 e 3 che risultavano compatibili in media/mediana (test di Wilcoxon-Mann-Whitney, ipotesi nulla H_0 : equal mean/median, valori di p-value compresi tra 0.26 e 0.99) e sono stati trattati come provenienti da un’unica popolazione di dati non esposti alle deposizioni provenienti dalla fonderia. Per la stima delle soglie sono stati considerati 22 valori.²

Preventivamente al calcolo dell’UTL-95% si è quindi verificata la distribuzione di riferimento per ogni metallo, scegliendo, in caso di più distribuzioni possibili, la distribuzione normale in quanto, dal punto di vista statistico, maggiormente robusta. I risultati delle elaborazioni sono riassunti, suddivisi per metallo, nella tabella sottostante ove viene altresì indicata la distribuzione statistica di riferimento considerata.

Tabella 1 – Soglie UTL 95% e distribuzione statistica di riferimento

METALLO	SOGLIA UTL 95% ($\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{giorno}$)	Distribuzione statistica di riferimento
ZINCO	254	gamma
FERRO	908	normale
CROMO	4.7	normale
NICHEL	4.8	gamma
RAME	29.9	nessuna distribuzione
PIOMBO	22.7	gamma

² Per le elaborazioni statistiche e il calcolo dei valori soglia è stato utilizzato il software gratuito ProUCL (ver. 5.1) sviluppato da EPA

Le concentrazioni di deposizione totale di metalli relative al punto 1 sono state quindi comparate con le corrispondenti soglie statistiche. Nella tabella sottostante per ogni metallo sono riportate le percentuali di dati che hanno superato la soglia statistica.

Tabella 2 – Tabella riassuntiva superamenti Soglie UTL 95%

METALLO	DATI SOPRA SOGLIA (%)
FERRO	82%
RAME	73%
CROMO	63%
ZINCO	36%
NICHEL	36%
PIOMBO	18%

Considerando che si assume una probabilità massima di superamento delle suddette soglie statistiche pari al 5%, ne consegue che i valori riscontrati nel punto 1 sono quindi da considerarsi non compatibili con le misure di riferimento (punti di misura 2 e 3) per tutti i metalli considerati e dunque valori anomali rispetto al fondo di area.

CARATTERIZZAZIONE DELLA SORGENTE

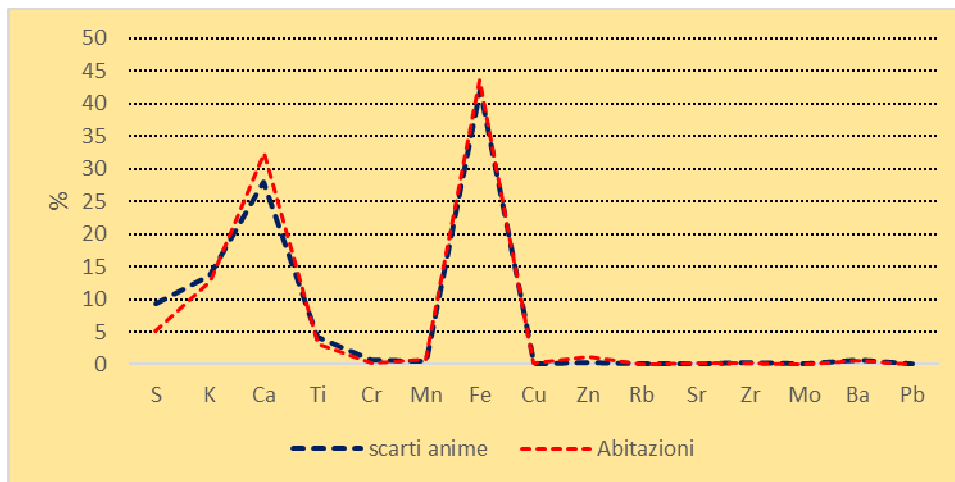
In aggiunta alle misure di deposizione totali di metalli, sono state eseguite analisi di screening qualitative atte a valutare l'abbondanza percentuale dei metalli su campioni di polveri prelevati presso le aree limitrofe all'azienda e presso i cumuli di materiali polverulenti come le terre e le scorie di fonderia stoccati sui piazzali esterno della ditta. La movimentazione all'aperto del materiale di scarto presenta oggettive criticità essendo le aree di stoccaggio direttamente confinanti con il centro abitato, per cui l'attuale gestione dei materiali non è in grado di impedire la dispersione di considerevoli quantità di polveri di metalli verso le aree abitate come anche evidenziato dalla cartografia sotto riportata.

Figura 5 – Aree interne e esterne individuate per il campionamento



Le indagini sperimentali sono state effettuate mediante lo strumento portatile Olympus DELTA XRF che si basa sulla spettrometria a raggi X. Il materiale colpito dal fascio primario di raggi x emette un segnale secondario la cui lunghezza d'onda, inversamente proporzionale alla energia del fotone emesso, dipende dai livelli energetici del materiale specifico. Si può così ricostruire uno spettrogramma dei metalli presenti nel campione e stimarne l'abbondanza. Il confronto tra la distribuzione percentuale dei metalli determinati nei vari campioni ha permesso di riconoscere, attraverso la tecnica delle "finger prints", le impronte delle emissioni diffuse e la loro provenienza e ha evidenziato la compatibilità tra la composizione dei materiali stoccati presso i piazzali della ditta O/Cava e le polveri prelevate presso le abitazioni.

Figura 5 – Confronto tra l'impronta delle deposizioni diffuse (materiali stoccati presso il piazzale aziendale) e deposizioni campionate presso le abitazioni in prossimità della fonderia



Il calcolo del coefficiente di correlazione lineare di Pearson (valore max=1) ha confermato l'esistenza della stretta relazione tra il profilo delle deposizioni relative ai materiali stoccati presso il piazzale aziendale e le deposizioni campionate presso le abitazioni, come indicato dalla tabella seguente

Tabella 3 – Coefficienti di correlazione di Pearson

	ABITAZIONI
SCORIE FUSIONE	0.98
TERRE FONDERIA	0.99
SCARTI ANIME	0.99

I risultati ottenuti sono stati confrontati e confermati con quelli acquisiti mediante metodiche ufficiali.

AZIONI DI CONTENIMENTO DELLE EMISSIONI DI POLVERI E METALLI NELL'AMBITO AIA

Alla luce dei risultati ottenuti in termini di deposizione di polveri provenienti da O/cava Meccanica la ditta ha predisposto, su richiesta della Provincia di Asti, un piano di miglioramento per il contenimento delle emissioni diffuse, proponendo una serie di interventi strutturali relativi allo stoccaggio e alla movimentazione dei materiali depositati presso il piazzale esterno, in particolare potenziamento dei sili stagni, movimentazione automatica delle sabbie, miglioramento del sistema di umidificazione automatica tramite coclea prima del caricamento dei mezzi e isolamento del punto di carico. Le soluzioni proposte "si sommano" alle azioni di mitigazione già prescritte in passato quali manutenzione del piazzale esterno con eliminazione delle buche, acquisizione di un ulteriore mezzo di spazzamento più efficace, lavaggio più frequente dei mezzi di movimentazione interna, piantumazione di specie arboree non caducifoglie all'esterno del perimetro aziendale sul confine sud-ovest dello stabilimento, scegliendo tra quelle con maggior effetto di mitigazione sulle

polveri. Arpa Piemonte provvederà, per valutare l'efficacia delle misure che saranno messe in atto, ad eseguire un nuovo monitoraggio delle deposizioni totali di metalli della durata di almeno 12 mesi.

CONCLUSIONI

Il modo di procedere descritto in questo studio ha permesso di quantificare l'impatto sulla componente atmosferica riconducibile ad una fonderia di ghisa presente presso un piccolo comune dell'astigiano. Nonostante non vi siano alterazioni nei livelli di polveri PM10 né della loro composizione chimica, le deposizioni da metalli riferibili alle emissioni diffuse, risultano significative, in particolare presso le aree adiacenti al polo industriale. Pur non essendo ancora previsti dalla normativa italiana valori limite per le deposizioni, i livelli misurati sono risultati superiori al fondo di area, calcolato attraverso la definizione di soglie di riferimento statistiche idonee ad indicare la presenza di impatti sulle matrici ambientali circostanti. A fronte degli impatti sulla qualità dell'aria provocati dalle emissioni della fonderia è stato predisposto un piano di miglioramento per il contenimento delle emissioni diffuse, proponendo una serie di interventi strutturali relativi allo stoccaggio e alla movimentazione dei materiali depositati presso il piazzale esterno.

Bibliografia

- [1] Erbetta Laura, Scagliotti Elena, Pitasi Francesco, Otta Cristina, Ameglio V., Mensi Giancarlo, *Monitoraggio di matalli in aria ambiente e loro deposizione al suolo presso un'area soggetta a bonifica*, VI Convegno Nazionale Agenti Fisici, Alessandria 6-7-8 giugno 2016
- [2] Panont Devis, Tarricone Claudia, *Impact of channeled and diffuse emissions from a steel mill in the alpine context*, Italian Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 2013,4(3) 113-121
- [2] Mallocci Elisa, Tava Maurizio, *Monitoraggio delle deposizioni atmosferiche per la valutazione dell'impatto di una acciaieria*, PM2018-Matera, 23-25 maggio 2018
- [3] Galletti M., Pileri A., Petrini A., Sebastiani F., Austeri C., Pompei M., *Valutazione dell'impatto sulla qualità dell'aria provocato da uno stabilimento di produzione dell'acciaio nella città di Terni*, PM2018-Matera, 23-25 maggio 2018
- [4] Robert D. Gibbons, *Statistical Methods for Groundwater Monitoring*, John Wiley & Sons, 1994
- [5] Richard O. Gilbert, *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*, Van Nostrand Reinhold, New York, 1987
- [6] U.S. environmental Protection Agency (EPA), *Statistical Analysis of Groundwater Monitoring Data at RCRA Facilities*, Unified Guidance, EPA 530-R-09-2007, 2009
- [7] Singh A., Singh A.K., Flatman G., *Estimation of Background Levels of Contaminants*, Math Geology, 1994, Vol.26, N°3, 361-388
- [8] Singh A., Singh A.K., *ProUCL Version 4.00.04 Technical Guide (Draft)*, Publication EPA/600/R-07/041, February 2009, <http://www.epa.gov/osp/hstl/tsc/softwaredocs.htm>
- [9] U.S. environmental Protection Agency (EPA), *ProUCL Version 5.00.04 Technical Guide (Draft)*, Publication EPA/600/R-07/041, September 2013, Office of Research and Development, http://www.epa.gov/esd/tsc/TSC_form.htm

Monitoraggio della qualità dell'aria nel territorio pedemontano piemontese: criticità introdotte dalla combustione domestica della biomassa legnosa e dagli abbruciamenti boschivi

Luisella Bardi¹, Sara Martini¹, Flavio Corino¹

¹Arpa Piemonte, Dipartimento territoriale Piemonte Sud Ovest, via vecchia di Borgo San Dalmazzo 11, 12100 Cuneo

l.bardi@arpa.piemonte.it

Riassunto

Un'approfondita campagna di monitoraggio della qualità dell'aria è stata condotta per più di quattro mesi con laboratorio mobile, campionatori trasportabili di polveri sottili, e campionatori passivi di NO₂/SO₂ in un contesto territoriale pedemontano a circa 8 km dalla città di Cuneo.

Lo studio, nato per valutare l'impatto ante-operam di un impianto industriale esistente che aveva in progetto una variazione dell'assetto emissivo, ha evidenziato una netta discrepanza tra quanto era percepito dai cittadini come sorgente di forte criticità per la qualità dell'aria e la reale situazione locale, compromessa da consolidate abitudini di utilizzo della biomassa legnosa nel riscaldamento domestico e di abbruciamento dei residui vegetali boschivi.

Concentrazioni orarie di PM₁₀ prossime a 300 µg/m³ sono state registrate nel centro abitato oggetto dell'indagine in giorni del periodo autunnale in cui, in tutta la zona pedemontana cuneese, era evidente un'intensa attività di pulizia dei boschi di castagni mediante combustione dei residui.

Complessivamente durante tutto il periodo autunno-invernale di misura le concentrazioni giornaliere di PM₁₀ rilevate hanno evidenziato un numero di superamenti del limite giornaliero maggiore di quello della vicina stazione di fondo urbano di Cuneo, con livelli di concentrazione "anomali" e più simili a quelli delle stazioni della rete fissa che generalmente registrano le concentrazioni più elevate della provincia.

Le concentrazioni dei diversi composti degli Idrocarburi Policiclici Aromatici, determinati nel materiale particolato campionato, si sono dimostrate elevate nel confronto con la rete di monitoraggio ed il valore stimato per la media annua del benzo(a)pirene supera il valore obiettivo di 1 ng/m³.

Sono state riscontrate concentrazioni di levoglucosano elevate rispetto sia alle concentrazioni presenti nei medesimi giorni nei campioni di una stazione di pianura presa come riferimento, sia rispetto ai dati presenti in letteratura.

INTRODUZIONE

In un vallone prossimo all'abitato di Bernezzo, comune di 4100 abitanti ai piedi dei primi contrafforti montuosi posti tra la Valle Stura di Demonte e la Valle Grana, è collocata un'industria per la produzione di calce, il cui ciclo produttivo parte direttamente dalla materia prima, il calcare dolomitico (carbonato di calcio e magnesio), che viene cotto in forni attualmente alimentati a metano. A livello locale, una forte polemica si è scatenata quando la ditta, per abbassare i costi di produzione e fronteggiare un mercato sempre più competitivo, nel corso dell'anno 2015 ha presentato domanda per ottenere l'autorizzazione a trasformare l'alimentazione di un forno da metano a mista metano e pet-coke, combustibile indubbiamente meno "pulito" del metano e che comporta maggiori emissioni di ossidi di azoto. Al fine di aumentare le conoscenze sulla situazione della qualità dell'aria locale, Arpa Piemonte ha dato la disponibilità alla comunità locale ad eseguire monitoraggi prima e dopo l'intervento tecnologico. Nel seguito verranno illustrati i principali risultati dell'articolato monitoraggio, eseguito nell'autunno e inverno 2015-2016, che attestano lo stato ambientale locale "prima" dell'intervento tecnico proposto e non ancora realizzato.

DESCRIZIONE DELL'ATTIVITA' DI CAMPIONAMENTO

Il monitoraggio è stato realizzato utilizzando la seguente strumentazione:

- un campionatore sequenziale per la determinazione gravimetrica di PM₁₀ ed una stazione meteorologica automatica (per la misura di velocità e direzione vento, radiazione solare globale, temperatura, umidità, pressione atmosferica e precipitazione), installati, per tutto il periodo, presso un'abitazione di località Cava, in prossimità dell'impianto di produzione della calce;
- il laboratorio mobile della qualità dell'aria di cui dispone il Dipartimento Arpa di Cuneo (per la misura di NO, NO₂, CO, SO₂, O₃, BTX, PM₁₀ sia con tecnica gravimetrica che nefelometrica, velocità e direzione vento, radiazione solare globale, temperatura, umidità, pressione), installato in tre differenti siti del comune (dal 20 ottobre al 22 dicembre '15 presso le scuole dell'Istituto comprensivo; dal 22 dicembre '15 al 26 gennaio '16 in prossimità del Municipio; dal 26 gennaio

al 26 febbraio presso il cimitero comunale, che si trova all'imbocco del Vallone del Cugino dove è installato lo stabilimento della calce);

- un ulteriore campionatore sequenziale di polveri è stato installato nel cortile della scuola primaria nel periodo in cui il laboratorio mobile era posizionato presso il cimitero, al fine di mantenere un punto di misura nell'abitato

In modo eccezionale, rispetto alle consuete campagne di misura della qualità dell'aria, tutti i filtri campionati, sia dai campionatori trasportabili che da quello installato sul laboratorio mobile, sono stati sottoposti alle analisi di laboratorio per la determinazione analitica di Idrocarburi Policiclici Aromatici e metalli. Per motivi di limiti di quantificazione delle tecniche analitiche, i campioni sono stati aggregati a gruppi di cinque (sei in tre casi), pertanto le concentrazioni sono state determinate con risoluzione temporale di cinque o sei giorni. Sui 56 campioni così ottenuti il Laboratorio del Dipartimento territoriale di Torino, sede di Grugliasco, ha eseguito determinazioni per 7 tipologie differenti di IPA e 13 metalli.

Oltre alle misure condotte con il laboratorio mobile ed i campionatori trasportabili sono state eseguite due campagne di misura con campionatori passivi di NO_2/SO_2 al fine di ottenere delle mappature del territorio potenzialmente interessato dalle ricadute dell'impianto di produzione della calce. Le due campagne hanno interessato, oltre a Bernezzo, i territori di due comuni limitrofi.

Figura 1 – Siti di misura



Posizioni in cui sono state eseguiti i monitoraggi con il laboratorio mobile ed i campionatori di PM_{10}

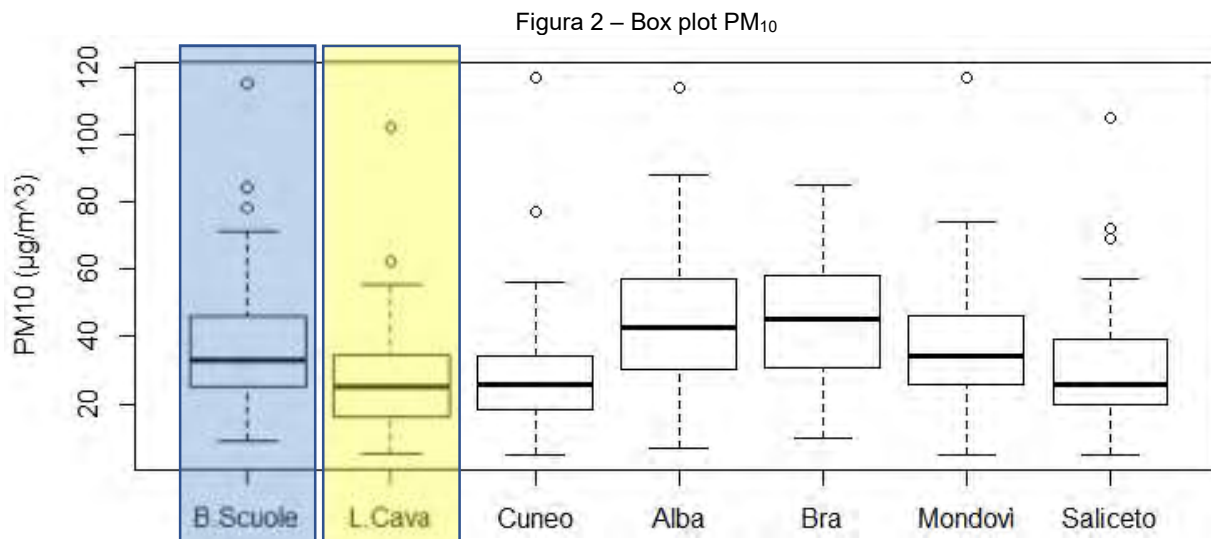
RISULTATI

In tutti i siti indagati, le concentrazioni di biossido di azoto e degli altri inquinanti gassosi hanno presentato valori contenuti rispetto a quelli delle stazioni fisse della rete di monitoraggio della qualità dell'aria con i quali sono stati confrontati.

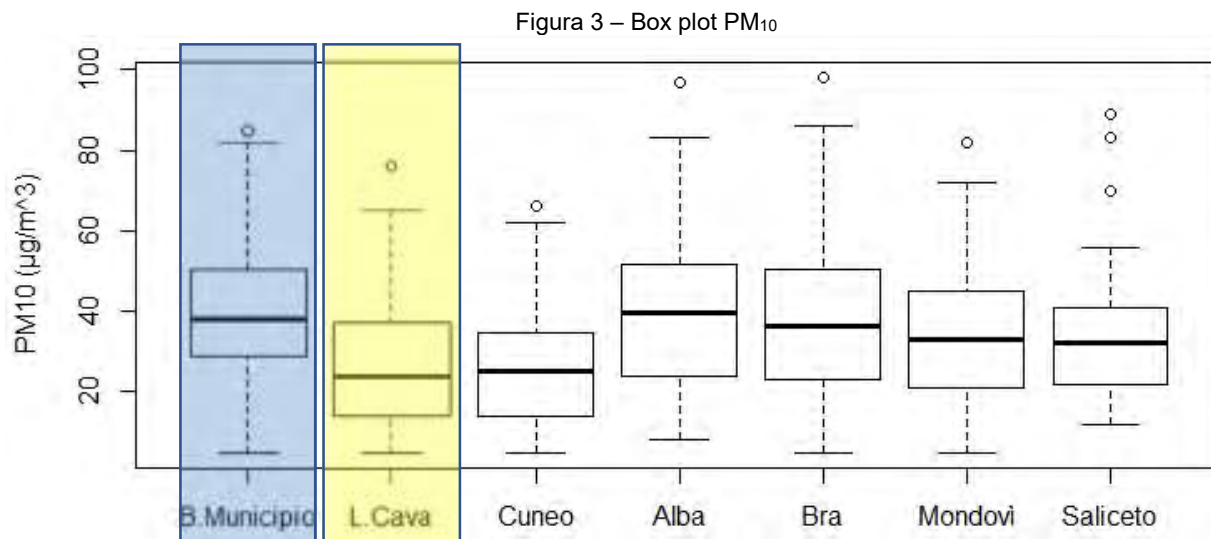
Complessivamente, i valori di PM_{10} misurati nel sito di località Cava sono risultati inferiori a quelli ottenuti in tutte le stazioni della rete provinciale e pertanto confermano una situazione consona ad una postazione di fondo rurale della zona pedemontana cuneese. Le concentrazioni giornaliere di PM_{10} rilevate nel centro abitato invece, hanno evidenziato un numero di superamenti del limite giornaliero maggiore a quello della vicina stazione di fondo urbano di Cuneo che, date le peculiarità dell'inquinamento da polveri sottili, dovrebbe costituire un riferimento rappresentativo delle realtà di

fondo urbano della zona, con livelli di concentrazione “anomali” e più simili a quelli delle stazioni della rete fissa che generalmente registrano le concentrazioni più elevate della provincia.

Le distribuzioni delle concentrazioni giornaliere di PM₁₀ ottenute con tecnica gravimetrica nei siti dell’abitato di Bernezzo sono rappresentate, nelle due figure seguenti, con grafici a box e confrontate con quelle ottenute, negli stessi periodi, da ciascuna stazione della rete fissa della provincia di Cuneo.



Confronto tra le distribuzioni delle concentrazioni giornaliere rilevate presso le scuole di Bernezzo, la località Cava e le centraline fisse (periodo 21 ottobre ÷ 21 dicembre '15)



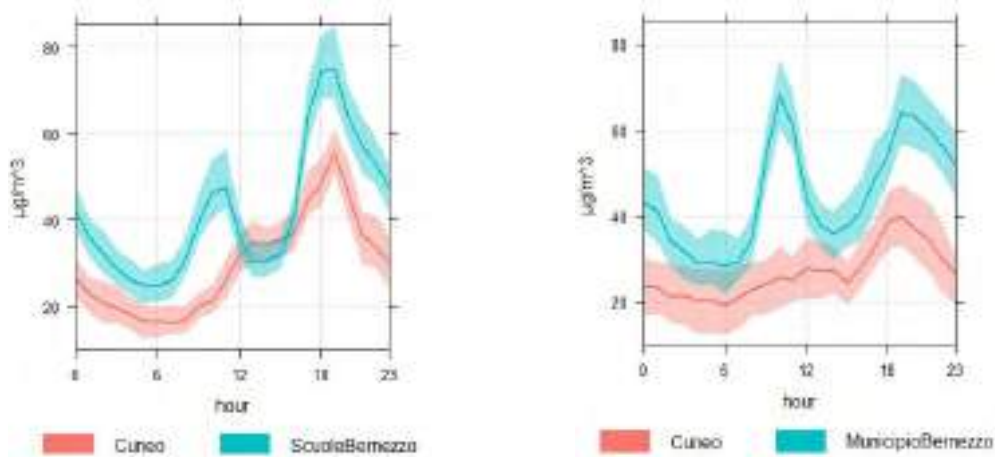
Confronto tra le distribuzioni delle concentrazioni giornaliere rilevate presso il Municipio di Bernezzo, la località Cava e le centraline fisse (periodo 22 dicembre '15 ÷ 25 gennaio '16)

I dati di PM₁₀ acquisiti con cadenza oraria dal nefelometro del laboratorio mobile hanno permesso di elaborare i giorni medi che, nei grafici della fig. 4, sono rappresentati con quelli ottenuti dai dati misurati in contemporanea dalla stazione di Cuneo, al fine di un confronto degli andamenti.

Mentre la crescita delle concentrazioni di PM₁₀ a Cuneo avviene in modo piuttosto graduale nel corso delle ore diurne, quando sono maggiormente presenti le attività antropiche (comportamento che può essere spiegato con i tempi necessari alla formazione della frazione “secondaria” del particolato), nei due siti dell’abitato di Bernezzo, dopo il minimo centrato intorno alle ore 6, le concentrazioni

subiscono una rapidissima crescita raggiungendo un primo massimo intorno alle ore 10-11, che nel sito del Municipio è superiore a quello serale, per decrescere fino alle ore 13-14 e quindi tornare nuovamente a crescere rapidamente per raggiungere un secondo massimo intorno alle ore 19. Tali rapide variazioni sono indice di sorgenti locali di particolato “primario”.

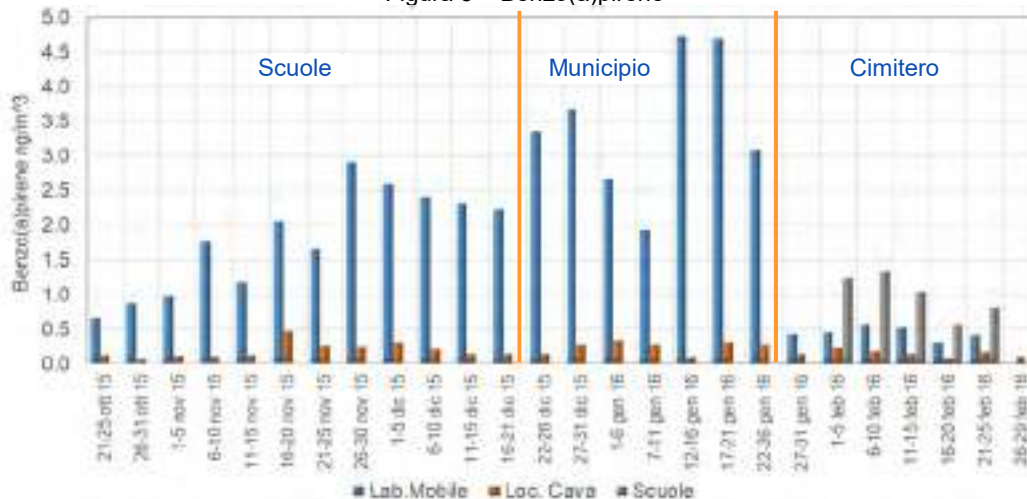
Figura 4 – Giorni medi PM₁₀



Giorni medi delle campagne nei siti dell’abitato di Bernezzo confrontati con quelli della centralina fissa di Cuneo (periodi: scuole 20 ottobre ÷ 22 dicembre ’15; Municipio 22 dicembre ÷ 26 gennaio ’16)

I risultati delle concentrazioni di benzo(a)pirene ottenute sui campioni, sia del laboratorio mobile che dei trasportabili posizionati in località Cava e presso le scuole, sono riportate nella fig. 5. Nel centro abitato di Bernezzo le concentrazioni sono risultate nettamente superiori, anche di un ordine di grandezza, rispetto a quelle misurate in località Cava

Figura 5 – Benzo(a)pirene

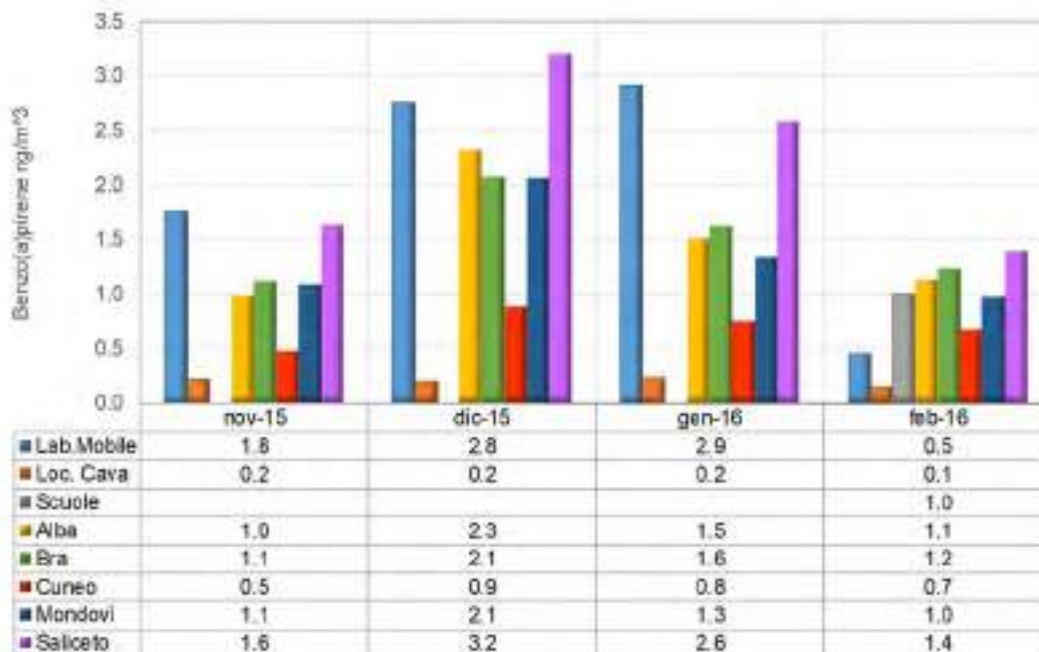


Confronto tra i valori dei siti di Bernezzo (in blu sono indicate le postazioni del laboratorio mobile)

Per poter eseguire un confronto con i dati della rete fissa, disponibili per metalli ed IPA solo come medie mensili, le concentrazioni ottenute nei siti di Bernezzo sono state mediate sui mesi di misura. Nel grafico della fig. 6 sono riportati i valori delle concentrazioni medie di benzo(a)pirene rilevate a Bernezzo e presso le stazioni della rete fissa per i mesi di novembre ÷ febbraio. I livelli riscontrati nel sito di località Cava sono nettamente inferiori ai livelli rilevati nei siti delle centraline fisse, mentre per i siti dell’abitato di Bernezzo (campagne del laboratorio mobile da novembre a gennaio) i livelli

sono tra i più elevati riscontrati nella provincia, e confrontabili con quelli di Saliceto, sito in cui nel 2015, come nella maggior parte degli anni di misura, è stato superato il valore obiettivo stabilito dalla normativa per il benzo(a)pirene, verosimilmente a causa del diffuso uso della legna negli impianti di riscaldamento domestici.

Figura 6 – Benzo(a)pirene



Confronto delle medie mensili misurate nei siti di Bernezzo e presso le centraline fisse della rete

Al fine di avere una stima della media annuale per il benzo(a)pirene di Bernezzo, per ciascuna delle cinque stazioni fisse di misura, la concentrazione media del benzo(a)pirene relativa ai mesi di novembre, dicembre, gennaio e febbraio è stata rapportata alla concentrazione media del 2015 ed è stata calcolata la regressione lineare tra le cinque coppie di dati ottenute. Il test eseguito sul coefficiente R di Pearson attribuisce significatività statistica alla correlazione. A partire dalla regressione lineare calcolata e dal dato medio misurato nei due siti dell'abitato di Bernezzo sono stati quindi stimati la concentrazione media annuale, riferita al 2015, di Bernezzo ed il suo errore standard, risultanti pari a:

$$1.1 \pm 0.1 \text{ ng/m}^3$$

Tale valore stimato conferma una criticità per l'abitato di Bernezzo, poiché superiore al valore obiettivo stabilito dalla normativa per il Benzo(a)pirene al fine di evitare, prevenire o ridurre effetti nocivi per la salute umana o per l'ambiente nel suo complesso.

Nel territorio pedemontano Cuneese, oltre all'intenso utilizzo della biomassa come fonte di riscaldamento domestico, è molto diffusa la pratica agricola dell'abbruciamento dei residui vegetali dei boschi. Il periodo autunno-invernale in cui si è svolta la campagna di monitoraggio, è stato caratterizzato da condizioni meteorologiche calde e secche e, probabilmente favorita da tali condizioni, soprattutto nel mese di novembre, nei boschi del Cuneese tale pratica è stata largamente eseguita.

Nella mattinata del 10 novembre, nel corso di uno dei periodici sopralluoghi tecnici Arpa alla strumentazione installata, è stata evidenziata una particolare criticità che coinvolgeva il territorio di Bernezzo. Come si può osservare dalle fotografie riportate nella figura seguente, l'abitato era avvolto da una coltre di fumo proveniente dai boschi dei valloni vicini, dove si innalzavano numerosi pennacchi. Nella stessa giornata stava inoltre proseguendo un incendio, iniziato il giorno precedente, che interessava i boschi tra Aisone e Demonte in Valle Stura, posti a circa 17 km da Bernezzo e 25 km da Cuneo.

Figura 7 – Fotografie



Mattino del 10 novembre 2015: abitato di Bernezzo ed imbocco dei valloni di Sant'Anna e San Giacomo

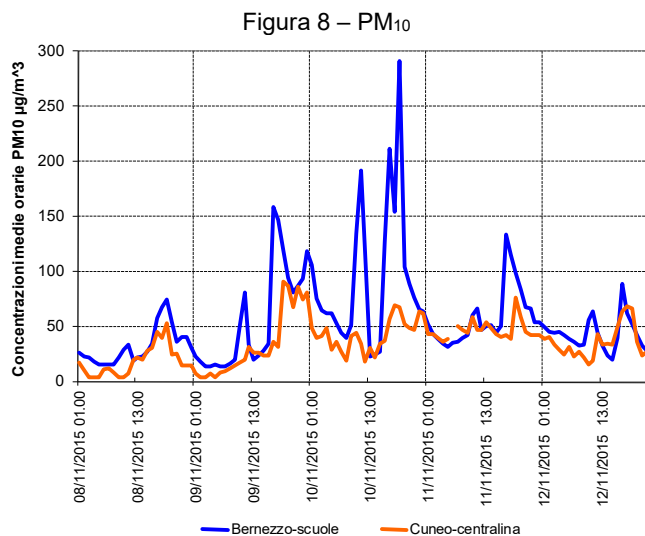
Il 10 novembre ed il giorno seguente le concentrazioni giornaliere di PM₁₀, rilevate con la tecnica di riferimento presso le scuole di Bernezzo, hanno evidenziato il superamento del limite giornaliero di 50 µg/m³ (tab. 1), mentre sia nel sito di località Cava che presso la centralina di Cuneo le concentrazioni, seppure più elevate di quelle registrate negli altri siti della provincia, hanno rispettato il limite.

Tabella 1 - PM₁₀: concentrazioni medie giornaliere in µg/m³ rilevate con tecnica gravimetrica.

	Bernezzo Scuole	Bernezzo Cava	Cuneo	Alba	Bra	Mondovì	Saliceto
10 nov 2015	71	43	39	32	32	33	15
11 nov 2015	58	43	46	37	32	33	22

Nel grafico di fig. 8 sono rappresentati i valori delle concentrazioni orarie misurate dal laboratorio mobile tra il 9 ed il 12 novembre insieme a quelle misurate contemporaneamente presso la centralina di Cuneo. Valutando i picchi di concentrazione più elevati, si può individuare una sorta di corrispondenza tra i picchi avvenuti sia a Bernezzo che a Cuneo nelle ore tardo-serali del giorno 9 a cui, date le direzioni di provenienza del vento in quelle ore (da SudSudOvest per Bernezzo e SudOvest per Cuneo), potrebbero avere contribuito i fumi provenienti dall'incendio di Aisone. Nella giornata del 10 novembre invece, sebbene il fondo, definito dalle concentrazioni minime, sia cresciuto in entrambi i siti, i massimi di Cuneo sono rimasti piuttosto contenuti rispetto ai valori del giorno precedente, mentre il laboratorio mobile è arrivato a registrare, nel sito delle scuole di Bernezzo, le massime concentrazioni orarie rilevate con tale tecnica di misura nel corso di tutti i monitoraggi finora realizzati in provincia. I valori dei massimi relativi della giornata sono stati pari a: 191 µg/m³ alle ore 11 (ora successiva a quella durante la quale sono state scattate le fotografie di fig. 7), 211 µg/m³ alle ore 17 e 290 µg/m³ alle ore 19.

Le concentrazioni rilevate nel sito delle scuole di Bernezzo ed i superamenti registrati nei giorni 10 e 11 novembre si delineano quindi come una criticità dell'abitato di Bernezzo, verosimilmente attribuibile, per la maggior parte, alle emissioni provenienti dagli intensi ed evidenti abbruciamenti che in quei giorni sono stati eseguiti nei boschi locali.



Concentrazioni orarie rilevate dal laboratorio mobile presso le scuole di Bernezzo (tecnica nefelometrica) e dalla centralina fissa di Cuneo (attenuazione beta) tra il 9 ed il 12 novembre 2015.

Sebbene gli abbruciamenti boschivi si siano protratti a lungo nel periodo del monitoraggio a Bernezzo, fortunatamente non sempre con modalità così intense come quelle dell'episodio sopra evidenziato, le concentrazioni di PM₁₀ e di IPA misurate nell'abitato di Bernezzo hanno avuto valori pressoché sempre superiori a quelli riscontrati nei due punti di misura più prossimi, ovvero nel sito in località Cava e presso la centralina fissa di Cuneo. Tale situazione non può pertanto essere ricondotta esclusivamente alla pratica agricola evidenziata.

Date le criticità riscontrate, per poter ulteriormente valutare le sorgenti del particolato, un'analisi aggiuntiva è stata eseguita per determinare le concentrazioni di anidrozuccheri sui filtri raccolti del PM₁₀. Purtroppo, anche a causa dell'elevato e inusuale numero di campioni sottoposti alla determinazione di IPA e metalli, è stato possibile estendere le analisi di questi ulteriori elementi solamente a dieci campioni. Sono stati quindi individuati cinque giorni del periodo di monitoraggio e, per tali date, sono stati analizzati i filtri campionati dal laboratorio mobile e dalla centralina fissa di Bra, scelta, al fine di avere termini di confronto, in quanto distante dal sito di Bernezzo.

In particolare per le analisi sono stati individuati i seguenti giorni:

- 10 novembre 2015 (giornata di superamento del limite per PM₁₀ per il solo sito di Bernezzo e caratterizzata da intensi abbruciamenti boschivi)
- 11 novembre 2015 (giornata di superamento del limite per PM₁₀ per il solo sito di Bernezzo)
- 6 dicembre 2015 (giornata all'interno di un episodio critico a livello regionale, con superamento in tutti i siti della provincia del limite per i PM₁₀)
- 9 gennaio 2016 (giornata in cui era escluso l'impianto di abbattimento polveri da uno dei forni dell'impianto di produzione della calce)
- 20 gennaio 2016 (giornata caratterizzata dal raggiungimento del minimo del periodo per la temperatura dell'aria)

Gli anidrozuccheri ricercati nei campioni analizzati sono il levoglucosano, il mannosano ed il galattosano. Il levoglucosano, prodotto della pirolisi della cellulosa, è considerato tra i differenti prodotti della combustione della legna il miglior marker identificativo delle emissioni dovute al *biomass burning* in campioni di particolato atmosferico. Esso infatti tra i composti organici identificati è il più abbondante, inoltre è stabile in atmosfera nel periodo invernale ed è un tracciante univoco per la sorgente di *biomass burning* (Simoneit B.R. et al. 1999) poiché la combustione di altri materiali, come ad esempio combustibili fossili, la biodegradazione e l'idrolisi della cellulosa non producono levoglucosano. Mannosano e galattosano sono, per abbondanza, rispettivamente il secondo ed il terzo degli anidrozuccheri presenti nei fumi derivanti dalla combustione della legna.

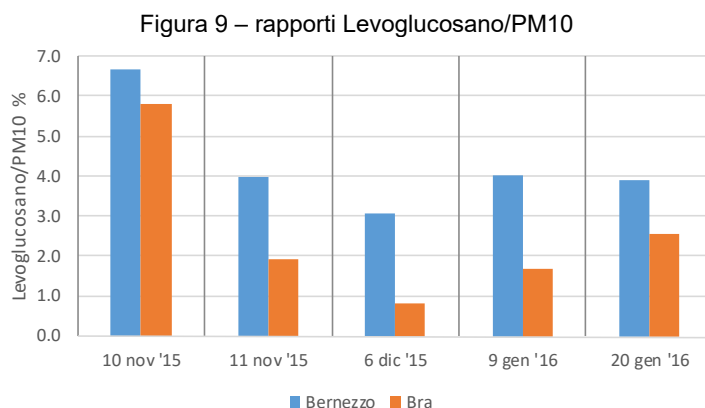
I valori delle concentrazioni ottenute per i campioni analizzati per i due siti sono indicati nella tab. 2 insieme alle corrispondenti concentrazioni di PM₁₀.

Tabella 2 - Concentrazioni di levoglucosano, mannosano, galattosano insieme alle concentrazioni di PM₁₀ riscontrate nei siti di Bra e Bernezzo nei campioni delle giornate indicate.

Sito	Data	Levoglucosano µg/m ³	Mannosano µg/m ³	Galattosano µg/m ³	PM ₁₀ µg/m ³
Bra	10/11/2015	1.85	0.16	0.08	32
	11/11/2015	0.61	0.05	0.03	32
	06/12/2015	0.69	0.06	0.03	85
	09/01/2016	1.02	0.08	0.04	61
	20/01/2016	1.28	0.09	0.05	50
Bernezzo	10/11/2015 (scuole)	4.73	0.33	0.23	71
	11/11/2015 (scuole)	2.31	0.16	0.15	58
	06/12/2015 (scuole)	2.56	0.15	0.07	84
	09/01/2016 (Municipio)	2.01	0.14	0.09	50
	20/01/2016 (Municipio)	2.17	0.14	0.08	56

Per i cinque giorni considerati, le concentrazioni di levoglucosano dei filtri campionati a Bernezzo sono sempre risultate superiori a quelle riscontrate nei filtri campionati a Bra, con un valore particolarmente elevato il 10 novembre e valori più contenuti e simili fra loro nelle altre quattro giornate analizzate. Nel confronto con i dati medi di levoglucosano presenti in letteratura anche valori superiori a 2 µg/m³ sono comunque elevati e confrontabili con le medie ottenute in siti caratterizzati da un consumo elevato di legna per il riscaldamento domestico.

Nella fig. 9 sono rappresentati i rapporti levoglucosano/PM₁₀ e, nonostante il numero limitato di campioni, si possono fare alcune considerazioni sulle differenti tipologie di giornate.



Confronto tra i rapporti Levoglucosano/PM₁₀ nei siti di Bernezzo e Bra.

Si può innanzitutto osservare come la percentuale di levoglucosano presente nei filtri del 10 novembre sia la più elevata tra i campioni analizzati per entrambi i siti e con valori tra loro prossimi. L'elevata percentuale del marker della combustione di biomassa riscontrata anche nel campione di Bra del giorno 10, come suggerisce la letteratura, può essere spiegata dall'elevata stabilità del levoglucosano, che fa sì che esso possa essere trovato anche a considerevoli distanze dalle fonti di emissione, e pertanto, considerando anche la prevalenza dei venti da SudSudOvest, dal contributo degli incendi che si sono sviluppati a partire dalla giornata del 9 novembre non solo nella zona tra Aisone e Demonte, ma anche a Roccaforte Mondovì e Frabosa Soprana.

La percentuale inferiore di levoglucosano è presente, come atteso, nei campioni del 6 dicembre, infatti negli episodi di accumulo degli inquinanti che determinano concentrazioni molto elevate di PM a livello regionale, il processo di formazione di particolato secondario ha la prevalenza e determina una predominanza di composti inorganici quali nitrati, solfati ed ammonio.

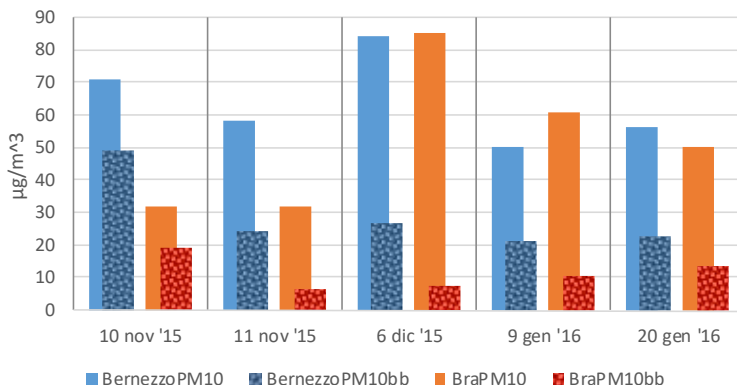
Per entrambi i siti, nei campioni delle altre tre giornate il levoglucosano rappresenta una percentuale del PM₁₀ intermedia e con valori simili nei tre campioni: mediamente il 4% per il sito di Bernezzo ed il 2% per il sito di Bra.

In letteratura sono molto diffusi gli studi che stimano la quantità di materiale particolato dovuto alla combustione di biomassa (PM_{bb} - *biomass burning*) a partire dalle concentrazioni misurate di levoglucosano e utilizzando fattori di emissione differenti a seconda delle tipologie di legna utilizzati. Un approccio rigoroso richiederebbe di determinare il fattore di emissione specifico del caso, ovvero calcolato in base ai tipi di legno bruciati, in assenza di tali informazioni, si è provato a valutare, per i campioni analizzati di Bernezzo e Bra, il contributo al PM₁₀ dovuto alla combustione di biomassa, utilizzando i dati di letteratura delle zone a noi più prossime (Lombardia). Sono stati usati i rapporti derivanti da due differenti approcci presentati nello studio di Piazzalunga et al. - 2011. In particolare è stato utilizzato un fattore di emissione medio, calcolato pesando i dati presenti in letteratura in base alle percentuali dei diversi tipi di legno abbattuti in Lombardia, ed un fattore derivante da un approccio alternativo, che utilizza il rapporto ottenuto applicando il metodo statistico di quantificazione delle sorgenti della *Positive Matrix Factorization* (PMF), valutato nello studio di letteratura come più robusto.

I quantitativi di PM₁₀ derivanti dalla combustione di biomassa ottenuti applicando i due differenti fattori ai dati di Levoglucosano dei campioni di Bernezzo e Bra sono rappresentati nei grafici delle due figure seguenti, insieme ai rispettivi valori di PM₁₀ totali misurati su ciascun filtro.

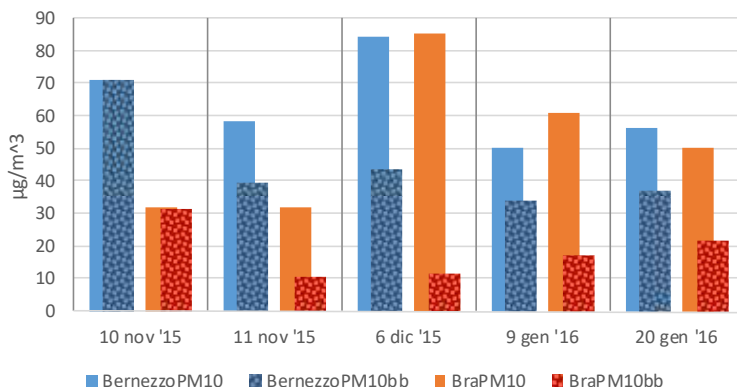
Come si può osservare dai grafici sotto riportati, l'utilizzo del fattore di emissione derivante dalla PMF (fig. 11), determina contributi maggiori della combustione di biomassa al particolato, rispetto a quelli ottenuti con il fattore di emissione pesato (figura 10).

Figura 10 – PM₁₀ bb



Valori stimati di PM₁₀ da combustione di biomassa calcolati con fattore di emissione pesato, confrontati con le concentrazioni totali di PM₁₀ nei siti di Bernezzo e Bra.

Figura 11 – PM₁₀ bb



Valori stimati di PM₁₀ da combustione di biomassa calcolati con fattore derivante da PMF, confrontati con le concentrazioni totali di PM₁₀ nei siti di Bernezzo e Bra.

Nella tabella 3 sono riportati, per tutti i campioni analizzati, i contributi percentuali della combustione di biomassa al PM₁₀ totale, stimati con i due fattori.

Come si può osservare, nel giorno del 10 novembre a Bernezzo la stima attribuisce alla combustione della biomassa un contributo compreso tra il 69% ed il 100%, il 6 dicembre il contributo minimo compreso tra il 32% ed il 52%, e nei tre giorni rimanenti contributi molto simili e compresi tra il 40% ed il 68%. Ad esclusione del campione del 10 novembre, i valori ottenuti per Bra sono decisamente inferiori a quelli di Bernezzo (circa la metà) e presentano maggiore variabilità.

Tabella 3 - Intervalli stimati per il contributo percentuale al PM₁₀ della combustione di biomassa (PM10bb).

Sito	Data	%PM10bb
Bra	10/11/2015	60-98
	11/11/2015	20-32
	06/12/2015	8-14
	09/01/2016	17-28
	20/01/2016	27-43
Bernezzo	10/11/2015	69-100
	11/11/2015	42-68
	06/12/2015	32-52
	09/01/2016	42-68
	20/01/2016	40-66

CONCLUSIONI

Le concentrazioni di levoglucosano riscontrate nei campioni dell'abitato di Bernezzo risultano elevate sia rispetto alle concentrazioni presenti nei campioni di Bra relativi agli stessi giorni, che rispetto ai dati presenti in letteratura. Ciò permette di confermare che le emissioni della combustione della legna nel riscaldamento domestico e degli abbruciamenti boschivi, in modo più circoscritto nel tempo, costituiscono una peculiarità locale che contribuisce in modo determinante alle criticità riscontrate nell'abitato di Bernezzo relativamente agli elevati livelli di PM₁₀ e di Idrocarburi Policiclici Aromatici. Tale situazione verosimilmente accomuna molti centri del territorio pedemontano piemontese dove la combustione della biomassa è un'abitudine consolidata e favorita dal patrimonio boschivo locale.

Bibliografia

Simoneit B.R. et al., *Levoglucosan, a tracer for cellulose in biomass burning atmospheric particles*. 1999 Atmospheric Environment 33, 173-182

Piazzalunga A. et al. *Estimates of wood burning contribution to PM by the macro-tracer method using tailored emission factors*. 2011 Atmospheric Environment 45, 6642-6649

Caratterizzazione del PM 2.5: studio del contributo della combustione di biomasse nella provincia di Verona

De Zolt S. S.⁽¹⁾, Predicatori F.⁽¹⁾, Formenton G.⁽²⁾, Cornaro S.⁽²⁾, Daniele A.⁽²⁾, De Gasperi F.⁽²⁾, Menegus L.⁽²⁾, Rovea M.⁽²⁾, Salomoni A.⁽¹⁾, Sarego G.⁽¹⁾

¹ARPAV Dipartimento Verona, via Dominutti 8, 35138 Verona

²ARPAV Dipartimento Laboratori, Via Lissa 6, 30174 Venezia Mestre

simona.dezoltsappadina@arpa.veneto.it

Riassunto

Nell'inverno 2016-2017, ARPA-Veneto e il Comune di Verona hanno avviato un progetto finalizzato alla caratterizzazione del particolato fine in diversi quartieri della municipalità di Verona. Altri studi di questo tipo sono stati eseguiti in Veneto, ma la provincia di Verona era stata esclusa dai monitoraggi. In questo contesto regionale, il benzo(a)pirene è l'unico inquinante in aria che negli ultimi anni presenta un trend positivo, mostrando anche dei superamenti del limite normativo, a causa dell'incremento dell'utilizzo di biomassa per il riscaldamento domestico: il monitoraggio eseguito ha consentito di inquadrare il problema della combustione di biomassa nel comune di Verona. I punti di monitoraggio sono stati scelti in quattro quartieri con caratteristiche diverse, per tipologia abitativa, esposizione diretta a fonti di pressione, geografia. I campionamenti sono stati eseguiti in cinque periodi di due settimane ognuno, nei mesi tra ottobre 2016 e aprile 2017, in cui è stato campionato il particolato PM2.5 con frequenza giornaliera. Sui filtri prelevati sono stati determinati IPA e levoglucosano, ammonio, calcio, magnesio, potassio, sodio, solfati, nitrati, cloruri, carbonio elementare e organico. L'analisi dei risultati ha consentito di evidenziare la presenza di levoglucosano, elemento chimico tracciante della combustione di biomassa. La composizione del PM2.5 risulta omogenea in tutto il territorio monitorato. Il valore del rapporto tra le concentrazioni di carbonio organico e carbonio elementare indica un ruolo significativo sia del traffico stradale sia della combustione di biomassa, confermando i dati dei più recenti inventari delle emissioni.

INTRODUZIONE

In base alle stime contenute nel Bilancio Energetico Nazionale (MSE, 2017), nell'ultimo ventennio il consumo di biomassa legnosa ad uso riscaldamento domestico in Italia ha subito un netto incremento, passando dalle 3951 kt del 1998 alle 27164 kt del 2017: la serie temporale di questo parametro mostra un andamento crescente a partire dal 2007, e un aumento più marcato nel 2010 (+165% rispetto al 2009), e nel 2013 (+185% rispetto all'anno precedente); successivamente, le stime del consumo di legna mostrano una stabilizzazione intorno al valore del 2013, e nel 2017 raggiungono il massimo di 27164 kt. L'utilizzo di questo combustibile per il riscaldamento domestico è legato prevalentemente agli incentivi economici, legati a politiche di lotta al cambiamento climatico, che considerano la biomassa legnosa a emissione di CO₂ nulla, e rendono questo combustibile più economico del metano.

In base all'indagine campionaria sul consumo domestico di biomassa legnosa in Veneto (ARPAV, 2015) realizzata da ARPAV nel 2013, in provincia di Verona, il 22% delle famiglie fa uso frequente di legna per il riscaldamento domestico. Il combustibile utilizzato prevalentemente è la legna (86%) e in misura minore il pellet (14%). La tipologia di impianto più diffusa è la stufa tradizionale (30%), seguita dal caminetto aperto (20%) e dal caminetto chiuso (19%), mentre gli impianti a tecnologia più avanzata e più bassi fattori di emissione rappresentano una minoranza (31% in tutto). La stessa indagine stima che il 56% delle biomasse legnose non sia conteggiato dalle statistiche commerciali ufficiali, ma sia autoprodotta o scambiata tra privati.

I risultati di questa stessa indagine sono stati utilizzati per la realizzazione dell'inventario regionale INEMAR 2015, emesso nel 2018, in relazione al macrosettore M02-combustione non industriale. Le stime di questo inventario per la provincia di Verona indicano che il 44% delle emissioni di PM10 di origine primaria, il 57% delle emissioni di PM2.5 primario, e il 95% delle emissioni di benzo(a)pirene sono dovute al contributo della combustione di biomassa legnosa a uso domestico.

Questo è legato agli elevati fattori di emissione degli apparecchi di combustione di biomassa in ambito domestico, rispetto ai più efficienti impianti a metano: si consideri, ad esempio, che il fattore di emissione di PM10 di una stufa tradizionale a legna è 480 g/GJ, ben tre ordini di grandezza superiore agli 0.2 g/GJ di un impianto a metano.

I dati di monitoraggio della rete di qualità dell'aria della provincia di Verona presentano una situazione critica per quanto riguarda le polveri sottili, in linea con quanto accade in tutto il bacino padano: per quanto sia evidente una tendenza alla diminuzione nell'ultimo decennio, il numero di superamenti del limite giornaliero di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ è superiore ai 35 consentiti dalla normativa in tutte le centraline di monitoraggio ubicate in pianura. Il benzo(a)pirene, idrocarburo policiclico aromatico classificato come cancerogeno di livello 1 dallo IARC, presenta valori più bassi della media regionale. Tuttavia, negli anni dal 2010 al 2015 la concentrazione di questo inquinante ha mostrato una tendenza all'aumento presso la stazione di fondo urbano di Verona-Cason, fino a raggiungere il valore limite annuale di 1 ng/m^3 nel 2015.

Queste osservazioni hanno stimolato l'interesse della amministrazione comunale di Verona per una analisi del particolato sottile finalizzata alla sua caratterizzazione. Infatti, gli studi di caratterizzazione del particolato nella regione Veneto, non hanno mai considerato la provincia di Verona. Nell'inverno 2016-2017 è stata pertanto organizzata una serie di campagne di monitoraggio della qualità dell'aria in quattro quartieri del comune di Verona, caratterizzati da tipologie abitative e densità di popolazione diverse, che comprendevano un campionamento del PM2.5.

MATERIALI E METODI

Le campagne di monitoraggio della qualità dell'aria nel comune di Verona sono state svolte nell'inverno 2016-2017, in cinque periodi di due settimane ognuno, indicati in tabella 1. Il campionamento delle polveri sottili PM2.5 e la loro caratterizzazione è stato l'obiettivo principale dell'indagine. A questo è stato affiancato il monitoraggio dei principali inquinanti attraverso la strumentazione automatica delle centraline fisse di Giarol e Borgo Milano e delle unità mobili posizionate nei quartieri di Quinzano e Montorio, a nord della città: gli inquinanti misurati nelle diverse località sono riportati in tabella 2. Su tutti i filtri di PM2.5 prelevati sono state effettuate le misure di concentrazione media giornaliera di polveri, idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e levoglucosano (Lgc); i filtri prelevati durante la prima settimana sono stati usati per la determinazione della concentrazione di ammonio (NH_4^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), potassio (K^+), sodio (Na^+), solfati (SO_4^{2-}), nitrati (NO_3^-), cloruri (Cl^-); quelli prelevati durante la seconda settimana sono destinati alla misurazione di Carbonio Elementare (EC) e Carbonio Organico (OC). In figura 1 è indicata la posizione dei punti di monitoraggio, elencati in tabella 2. Di seguito, sono descritte le loro caratteristiche.

- Stazione di monitoraggio della qualità dell'aria di Borgo Milano: situata all'interno di un quartiere densamente abitato, nei pressi di una delle arterie di penetrazione verso il centro della città. Il campionamento è rappresentativo delle concentrazioni di inquinanti in zone fortemente influenzate dal traffico veicolare e dal riscaldamento domestico. La zona è raggiunta dal teleriscaldamento ed è metanizzata: ci si attenderebbe pertanto un basso impatto della legna come combustibile per riscaldamento.
- Stazione di monitoraggio della qualità dell'aria di via Belluno, Giarol Grande: situata all'interno di un grande parco urbano, è rappresentativa delle concentrazioni di fondo degli inquinanti.
- Punto di monitoraggio di Quinzano: si tratta di un quartiere periferico di Verona ai piedi delle colline, nella zona Nord Ovest, circondato da zone verdi coltivate, prevalentemente olivi e vigneti, caratterizzato da case basse (due o tre piani) spesso mono o bifamiliari. Parzialmente raggiunto dal teleriscaldamento, la tipologia prevalente delle abitazioni fa ipotizzare una diffusione di impianti a combustibile solido (camini, stufe). Presso questa postazione è stata posizionata una unità mobile di monitoraggio della qualità dell'aria. 150 m a est di essa si trovano gli impianti sportivi con piscine Santini, dotate di una propria

caldaia per il sistema di riscaldamento, e 500 m in linea d'aria a sud-ovest c'è la centrale di cogenerazione AGSM a metano (potenza termica 93.9 MW, potenza elettrica 30.5 MW).

- Punto di monitoraggio di Montorio: zona periferica della città con caratteristiche simili a Quinzano, posta nella zona Nord-Est, circondata da coltivazioni e caratterizzata da case basse, spesso mono-bifamiliari. Presso questa postazione è stata posizionata una unità mobile di monitoraggio della qualità dell'aria.

Tabella 1 - Date di inizio e fine delle campagne di misura.

Periodo	Inizio	Fine
1	29/10/2016	13/11/2016
2	06/12/2016	18/12/2016
3	17/01/2017	29/01/2017
4	14/02/2017	26/02/2017
5	21/03/2017	03/04/2017

Tabella 2 - Siti di monitoraggio.

Postazione	Indirizzo/caratteristiche del sito	Inquinanti monitorati
Quinzano	Via Villa-presso circoscrizione. Area residenziale collocata in fascia pedemontana, vicino agli impianti sportivi.	CO, NO ₂ ,NOx,O ₃ ,PM10, SO ₂ , PM2.5
Borgo Milano - centralina	Via Ugo Sesini. Area residenziale, metanizzata e raggiunta dal teleriscaldamento, posta a 80 m da una strada provinciale a traffico intenso, stazione di traffico urbano.	CO, NO ₂ ,NOx,O ₃ ,PM10, SO ₂ , PM2.5
Giarol – centralina	Via Belluno. Parco pubblico, stazione di fondo urbano.	NO ₂ ,NOx,O ₃ ,PM10, PM2.5
Montorio	Piazzale Buccari-presso Scuola Primaria Betteloni. Area residenziale in fascia pedemontana	CO, NO ₂ ,NOx,O ₃ ,PM10, SO ₂ , PM2.5

Figura 1 - Ubicazione dei punti sottoposti a monitoraggio.



Gli analizzatori in continuo per l'analisi degli inquinanti convenzionali e non, allestiti a bordo delle stazioni rilocabili e nelle stazioni fisse, presentano caratteristiche conformi al D.Lgs. 155/2010 (i volumi sono stati normalizzati ad una temperatura di 20°C ed una pressione di 101,3 kPa) ed effettuano acquisizione, misura e registrazione dei risultati in modo automatico. Le polveri PM10 sono misurate con sistema di attenuazione beta.

Il campionamento del particolato inalabile PM2.5 (diametro aerodinamico inferiore a 2.5 µm) e degli IPA è stato realizzato con linee di prelievo sequenziale, che utilizzano filtri da 47 mm di diametro e cicli di prelievo di 24 ore. Detti campionamenti sono stati condotti con l'utilizzo di apparecchiature conformi alle specifiche tecniche dettate dal D.Lgs. 155/2010 (il volume campionato si riferisce alle condizioni ambiente in termini di temperatura e di pressione atmosferica alla data delle misurazioni). Le determinazioni analitiche sui campioni prelevati sono state effettuate al termine del ciclo di campionamento sui filtri esposti in quarzo. La concentrazione di polveri PM2.5 è stata determinata con metodo gravimetrico ("metodo UNI EN 12341:2014"), dopo essere stati preconditionati a temperatura (20 ± 1 °C) e umidità relativa (50 ± 5%) costanti; i filtri sono stati conservati in capsule di Petri, al buio, a una temperatura di -20°C, fino al momento dell'analisi, al fine di evitare perdite, reazioni fotochimiche e processi biologici. Il contenuto di levoglucosano è stato misurato tramite tecnica di cromatografia liquida abbinata all'analisi di massa con triplo quadrupolo (LC-MS-MS). Sugli stessi campioni, tramite cromatografia liquida ad alta prestazione (HPLC "metodo UNI EN 15549:2008", UNI CEN/TS 16645:2014"), è stata determinata la concentrazione delle principali specie di IPA: benzo(a)antracene, crisene, benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene, benzo(a)antracene, ideno(1,2,3-c,d)pirene, dibenzo(a,h)antracene, benzo(g,h,i)perilene. Le specie ioniche sono state determinate utilizzando il protocollo EN 16913:2015. Il carbonio elementare e organico è stato determinato come indicato nel DM 5 maggio 2015 Metodi di valutazione delle stazioni di misurazione della qualità dell'aria di cui all'articolo 6 del decreto legislativo 13 agosto 2010, n. 155.

RISULTATI E DISCUSSIONE

I periodi di campionamento hanno incluso momenti critici per le polveri sottili: considerando i dati di PM10 di Giarol, le giornate in cui è avvenuto un superamento del limite normativo di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sulla media di 24 ore hanno rappresentato il 36% del totale, e in ognuno dei cinque periodi di monitoraggio è avvenuto almeno un superamento. Questo è legato alle condizioni meteorologiche che hanno caratterizzato le campagne di monitoraggio, durante le quali vi è stata una prevalenza di condizioni di tempo stabile e alta pressione, che portano al ristagno e all'accumulo degli inquinanti: in particolare a fine gennaio la concentrazione di polveri ha superato il doppio del limite normativo. In tabella 3 sono riportati i principali parametri statistici relativi alla concentrazione degli inquinanti misurati con metodo automatico nelle quattro postazioni.

Tabella 3. Principali parametri statistici relativi alla concentrazione di ossidi di azoto e pm10 misurata nei cinque siti monitorati: media±deviazione standard[minimo-massimo]. Nel caso dell' SO_2 , "<3" indica inferiore al limite di rivelabilità di $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

inquinante ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BgoMilano	Giarol	Montorio	Quinzano
NO_2	45±19[7-110]	31±14[2-114]	33±17[2-99]	45±20[7-114]
NO_x	107±79[10-689]	73±66[<4-450]	84±77[<4-464]	98±78[8-488]
SO_2	<3±1[<3-7]		<3±1[<3-5]	<3±2[<3-13]
PM10	49±20[15-101]	44±22[4-106]		39±19[9-105]
PM10:N superamenti limite $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	24	21		13

PM2.5

In figura 2 è riportato l'andamento temporale della concentrazione di PM2.5 nei diversi punti di monitoraggio. Si nota che per il sito di Borgo Milano mancano dati validi per i mesi di gennaio e febbraio, a causa di un problema tecnico della strumentazione. Invece a Giarol sono disponibili più dati rispetto alle altre postazioni, riferiti alla prima metà di gennaio. E' interessante l'episodio critico di fine gennaio, in cui il PM2.5 di Montorio supera i $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$: in questo periodo, un promontorio di alta pressione ha creato condizioni critiche per le polveri sottili in tutto il Veneto.

I PM2.5 delle varie località hanno lo stesso andamento nel tempo. La correlazione tra PM2.5 misurate in diversi siti è significativa a un livello di confidenza del 99% (compresa tra 0.92 e 0.97, Spearman). Questo risultato è in linea con quanto atteso, in quanto le polveri sottili sono un inquinante prevalentemente di natura secondaria, e quindi piuttosto uniforme sulla scala spaziale oggetto di analisi, e le loro concentrazioni variano prevalentemente in relazione alle condizioni meteorologiche.

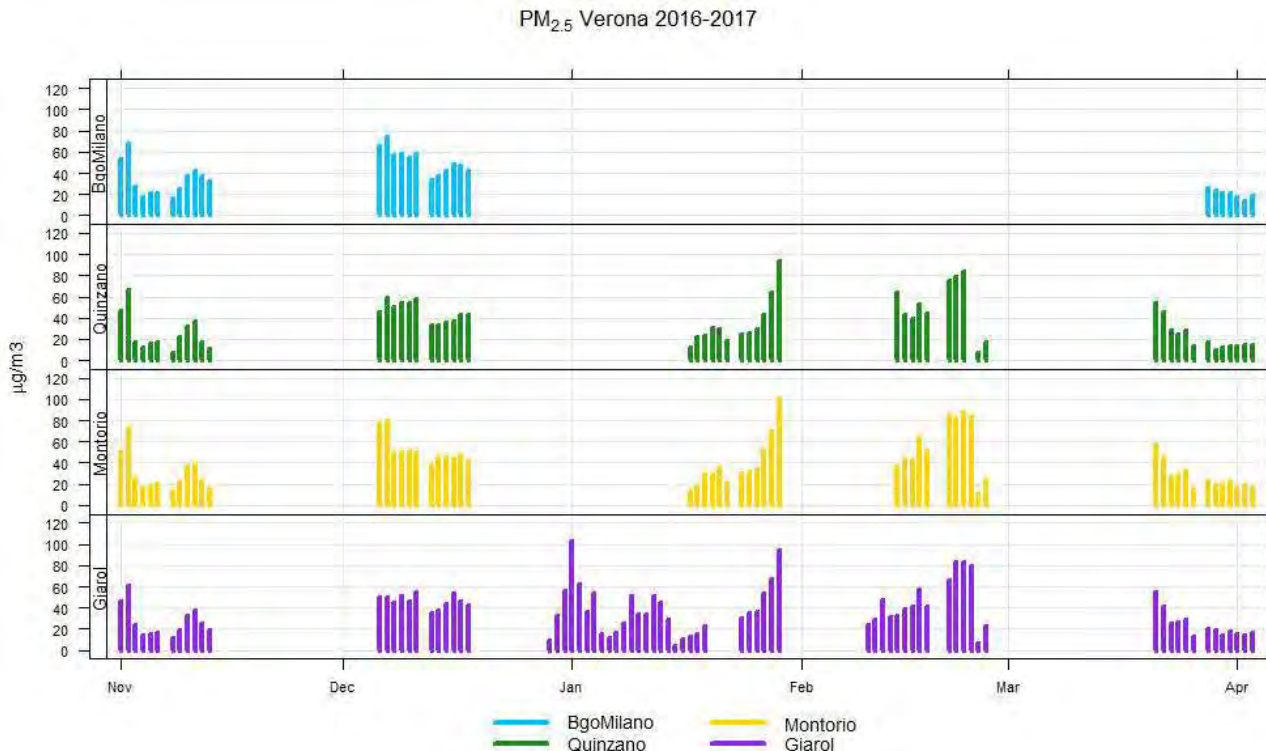
La concentrazione di PM2.5 è confrontabile nelle quattro postazioni di misura e non mostra differenze significative (test ANOVA). I valori medi e massimi più elevati si trovano a Borgo Milano, postazione per la quale sono disponibili pochi dati, relativi ai soli primi due periodi di campionamento: l'esiguo numero di dati potrebbe impedire di evidenziare una differenza significativa rispetto alle altre postazioni.

Nelle postazioni di Borgo Milano, Giarol e Quinzano, dove è disponibile anche il dato di PM10, è stato calcolato che il PM2.5 rappresenta mediamente l'85% del PM10 a Giarol e Borgo Milano, e l'82% a Quinzano.

Tabella 4. Principali parametri statistici relativi alla concentrazione di PM2.5 misurata nei cinque siti monitorati.

PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BgoMilano	Giarol	Montorio	Quinzano
media	38	37	40	35
n	31	80	60	59
sd	17	21	22	21
min	14	4	11	7
max	75	103	101	94
PM2.5/PM10(%)	85	85		82

Figura 2. Serie temporale della concentrazione di PM_{2.5} misurata nei quattro siti di monitoraggio.



LGC

Il levoglucosano è uno zucchero prodotto dalla combustione di cellulosa a temperature superiori a 300°C, ampiamente utilizzato come tracciante di combustione di biomassa. Infatti, è un composto stabile in atmosfera, e viene liberato in grandi quantità nei processi di combustione di biomassa, tanto da essere rilevato sul particolato a considerevoli distanze dalla sorgente di emissione (Simoneit et al., 1999). In tabella 5 sono riportati i parametri statistici relativi alla concentrazione di levoglucosano, per ognuno dei siti di monitoraggio. I valori medi sono compresi tra 0.8 µg/m³ a Giarol e 1.2 µg/m³ a Borgo Milano. Essi appaiono in linea con quelli riportati dagli studi delle altre ARPA regionali (ARPA Trento, 2015, ARPA Puglia, 2009, ARPA Valle d'Aosta, 2013), relativi a località in cui è stato dimostrato che l'utilizzo di biomassa come combustibile è consistente, e con altri dati di letteratura (Reche et al., 2012). Pur essendo il levoglucosano un tracciante della combustione di biomassa ampiamente utilizzato, la sua percentuale relativa sul particolato varia molto a seconda non solo della quantità di biomassa bruciata, ma anche del tipo di legna e delle condizioni di combustione (Puxbaum et al., 2007; Simoneit, 1999; Heringa et al., 2011). Pertanto, le differenze tra i siti oggetto di monitoraggio nei vari studi citati possono essere legate non solo ad una diversa meteorologia legata alla località, al periodo di misura e all'entità delle emissioni, ma anche a diverse tipologie di carburante, di impianto di combustione, di condizioni di esercizio.

L'andamento della concentrazione di levoglucosano nei diversi siti analizzati appare simile: la correlazione tra concentrazione di levoglucosano nelle diverse località è compresa tra 0.88 e 0.95, ed è sempre significativa al livello di confidenza del 99%. Questo può essere legato a sorgenti di levoglucosano per lo più di una stessa tipologia nelle diverse località, come anche al fatto che il levoglucosano può essere trasportato per lunghe distanze rimanendo stabile, e quindi, si distribuisce in modo abbastanza uniforme nell'area oggetto di analisi.

I valori medi e massimi di concentrazione di levoglucosano più elevati si trovano a Borgo Milano (1.2 µg/m³ e 2.9 µg/m³, rispettivamente, tabella 5): in questa postazione il valore medio risulta significativamente diverso da quello misurato a Giarol, a un livello di confidenza del 95%. Lo stesso si osserva considerando il rapporto tra la concentrazione di levoglucosano e quella del PM_{2.5}. Tale evidenza non è in linea con le attese, poichè il quartiere residenziale di Borgo Milano

è raggiunto dal teleriscaldamento, ampiamente metanizzato, e caratterizzato da una tipologia di abitazioni che non suggeriscono un impiego consistente di impianti a combustione di biomassa. Tuttavia la statistica viene eseguita su pochi dati (solo 25 per Borgo Milano) e non risulta pertanto robusta.

I valori medi di concentrazione di levoglucosano delle altre postazioni non sono significativamente diversi.

E' interessante notare anche come la concentrazione di levoglucosano nei vari siti abbia una relazione con la temperatura ambientale (non mostrato): a basse temperature corrispondono elevate concentrazioni di levoglucosano, con una dipendenza esponenziale negativa. In questi casi, tuttavia, non avviene un corrispondente aumento della percentuale di levoglucosano sul PM2.5, come ci si attenderebbe se le condizioni di clima più rigido comportassero un aumento dell'uso di riscaldamento a biomassa. La anticorrelazione di tutti gli inquinanti con la temperatura appare invece legata al fatto che le condizioni di clima più rigido in inverno sono generalmente associate a inversioni termiche, in cui gli inquinanti vengono confinati in uno strato più sottile di aria fredda e densa vicino alla superficie e la loro concentrazione aumenta.

La correlazione del levoglucosano con gli NO_x è superiore a 0.83, quella con gli IPA è superiore a 0.79, e quella con il potassio superiore a 0.70 (Spearman): anche questi inquinanti sono associati alla combustione di biomassa (figura 4). La correlazione con la componente inorganica del particolato (nitrati, solfati e ammonio) è invece più bassa, come ci si può attendere, dal momento che si vanno a confrontare un inquinante primario con degli inquinanti prevalentemente di origine secondaria e legati anche ad altre fonti emmissive.

Tabella 5. Principali parametri statistici relativi alla concentrazione di levoglucosano misurata nei cinque siti monitorati.

Levoglucosano (µg/m ³)	BgoMilano	Giarol	Montorio	Quinzano
media	1.2	0.8	1	0.9
n	30	73	53	52
sd	0.8	0.5	0.6	0.7
min	0.1	0.1	0.1	0.1
max	2.9	2	2.5	2.6

IPA

L'analisi degli IPA porta a conclusioni analoghe a quelle ottenute per il levoglucosano: correlazione tra le concentrazioni di IPA nelle diverse postazioni di misura significativa con livello di confidenza del 99% (compresa tra 0.95 e 0.97 per la somma dei congeneri IPA), valori medi non significativamente diversi tra di esse, percentuale dei diversi congeneri IPA su PM2.5 omogenea in tutta l'area di studio, anticorrelazione con la temperatura ambientale.

Valori medi e massimi più elevati si osservano a Borgo Milano (tabella 6 per il benzo(a)pirene), come per il levoglucosano; tuttavia la differenza rispetto alle altre postazioni non è significativa al 95% di confidenza. I valori di benzo(a)pirene misurati in questo periodo sono elevati, raggiungendo un massimo di 5.2 ng/m³ a Giarol.

I valori di IPA misurati sono in linea con i dati storici della provincia di Verona (Masiol et al, 2013).

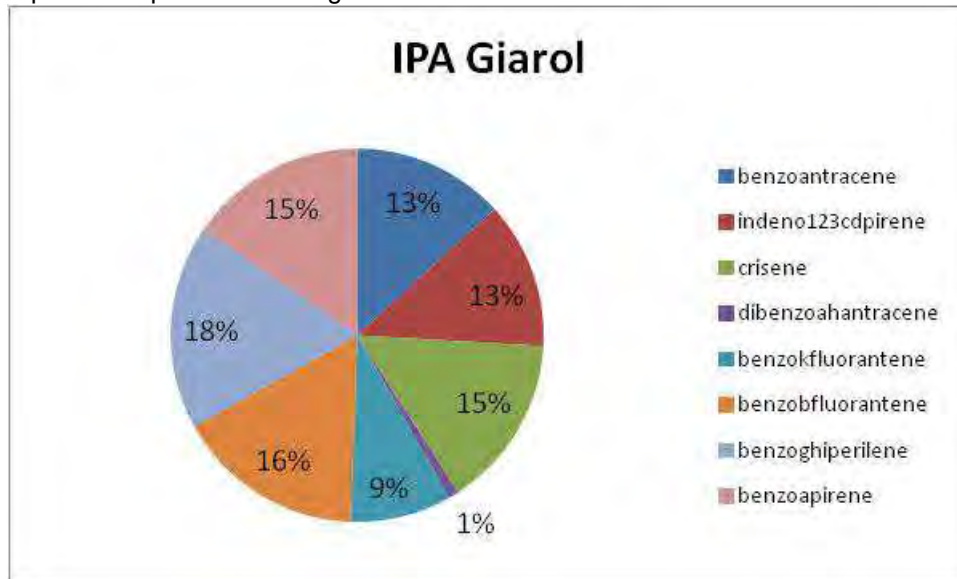
Le concentrazioni di IPA sono ben correlate con quelle di levoglucosano, potassio, cloruri, EC ed OC, elementi legati alla combustione di biomassa (figura 4). Questo suggerisce che tutti questi inquinanti siano associati alle stesse fonti emmissive, e che la meteorologia moduli la loro concentrazione nel tempo in modo analogo per i diversi siti. Invece, la correlazione tra IPA e componente inorganica del particolato non è significativa.

L'analisi delle diverse specie di IPA non evidenzia significative differenze tra i siti. In figura 3 è illustrata la composizione percentuale degli IPA relativa al sito di Giarol, che può essere considerata rappresentativa di tutta l'area di analisi.

Tabella 6. Principali parametri statistici relativi alla concentrazione di benzoapirene misurata nei cinque siti monitorati. Il limite di rivelabilità strumentale è 0.02 ng/m^3 .

BaP (ng/m^3)	BgoMilano	Giarol	Montorio	Quinzano
media	1.21	1.10	1.12	0.95
n	37	79	58	59
sd	1.2	0.9	0.9	0.8
min	0.04	0.03	0.03	<0.02
max	4.64	5.16	4.38	2.99

Figura 3 – Composizione percentuale degli IPA relativa al sito di Giarol.



COMPONENTE ORGANICA DEL PARTICOLATO

La componente carboniosa del $\text{PM}_{2.5}$ è stata analizzata attraverso le misure di Carbonio Elementare (EC) e Carbonio Organico (OC). Il primo viene emesso nei processi di combustione, e ha origine primaria; il secondo ha una componente primaria, associata alle stesse sorgenti dell'EC, e una componente secondaria che risulta in genere predominante.

La concentrazione di EC ha un andamento temporale simile nelle varie postazioni di misura. Tuttavia la correlazione tra i diversi siti è più bassa rispetto a quella mostrata dagli inquinanti precedentemente analizzati (compresa tra 0.52 e 0.84, Spearman). La correlazione tra concentrazione di EC e altre specie chimiche risulta significativa solo per levoglucosano, IPA e OC ed è diversa a seconda del sito considerato (figura 4). Questi risultati riflettono il fatto che l'EC è associato a emissioni di sorgenti locali, e la variabilità della sua concentrazione non dipende dalla meteorologia in modo così forte come la componente secondaria del $\text{PM}_{2.5}$. I valori medi relativi ai diversi siti di monitoraggio non differiscono significativamente, ma il valore più elevato è stato misurato a Borgo Milano.

L'andamento della concentrazione di Carbonio Organico (OC) nei diversi siti è simile, e la correlazione tra siti è significativa (confidenza 99%, Spearman), compresa tra 0.79 e 0.94. Le medie dei diversi siti non sono significativamente diverse. Come per l'EC, la concentrazione di OC è correlata in modo significativo solo con quella di levoglucosano, IPA e OC.

In tabella 7 è riportata una sintesi dei valori medi di EC, OC, del rapporto tra essi e la totalità del $\text{PM}_{2.5}$, e della percentuale di componente organica sul $\text{PM}_{2.5}$ (TCA, Total Carbonaceous Aerosol). La TCA è stata calcolata come somma di EC e della Organic Matter (OM), e a sua volta la OM è stimata come 1.4 volte l'OC, per tenere in considerazione la presenza di ossigeno, idrogeno e azoto nei composti organici (USEPA, 2014). Poiché l'analisi dei dati non ha evidenziato differenze significative tra i vari siti di monitoraggio, si presentano i risultati riferiti alla centralina di Giarol, per la quale è disponibile un maggior numero di dati (39). La concentrazione di EC è mediamente $0.8 \mu\text{g/m}^3$, e rappresenta il 3% del $\text{PM}_{2.5}$. La concentrazione media di OC è 8.4

$\mu\text{g}/\text{m}^3$, e rappresenta il 29% del $\text{PM}_{2.5}$. Il valore medio del rapporto OC/EC è 11.2, decisamente più elevato di quanto si trova in letteratura (Lonati, 2008): questo è dovuto alla bassa concentrazione di EC misurata a Verona.

La letteratura scientifica indica che valori del rapporto OC/EC compresi tra 17 e 40 sono tipici della combustione di biomassa (Schauer et al., 2001), mentre valori compresi tra 1 e 4 sono caratteristici delle emissioni di veicoli a benzina e diesel. I dati analizzati nel presente studio presentano valori del rapporto OC/EC intermedi tra quelli tipici del traffico e quelli associati alla combustione di biomassa, indicando il contributo di entrambe le sorgenti emissive.

La stima della componente secondaria e primaria di OC è complessa, poichè non ci sono metodi analitici diretti. Un metodo di stima della componente organica di origine secondaria (SOC) è l' "EC-tracer method", che utilizza la concentrazione di EC come tracciante per la stima della componente primaria dell'OC, in base alla considerazione che la componente primaria dell'OC e l'EC sono associate alle stesse fonti emissive. La componente secondaria dell'OC viene stimata con la formula $\text{OC}_{\text{sec}} = \text{OC} - \text{EC}(\text{OC}/\text{EC})_{\text{pri}}$, dove $(\text{OC}/\text{EC})_{\text{pri}}$ è il rapporto tra OC ed EC dovuto alle sole componenti primarie. Come stima di $(\text{OC}/\text{EC})_{\text{pri}}$ è stato utilizzato il valore minimo misurato del rapporto OC/EC, come suggerito da alcuni autori (Castro et al, 1991), che nel presente studio è pari a 4.2. Questo rapporto, se confrontato con i dati di letteratura è molto elevato (Lonati, 2008): pertanto i risultati relativi alla stima del SOC sono da considerare una prima stima indicativa, da indagare più approfonditamente attraverso ulteriori analisi. In base ai risultati ottenuti la componente organica secondaria rappresenta mediamente il 16% del $\text{PM}_{2.5}$.

Tabella 7. Nei cinque siti monitorati sono riportati: concentrazione media di carbonio elementare (EC: media±standard deviation); concentrazione media di carbonio elementare (EC: media±standard deviation); rapporto OC/EC; rapporto EC/ $\text{PM}_{2.5}$, rapporto OC/ $\text{PM}_{2.5}$; percentuale di componente organica sul $\text{PM}_{2.5}$ (TCA/ $\text{PM}_{2.5}$, la TCA (Total Carbonaceous Aerosol) è calcolata come somma di EC e della Organic Matter (OM); la OM è stimata come 1.4 volte l'OC); stima della percentuale di componente organica secondaria sul particolato (SOC/ $\text{PM}_{2.5}$).

sito	EC	OC	OC/EC	EC/ $\text{PM}_{2.5}$	OC/ $\text{PM}_{2.5}$	TCA/ $\text{PM}_{2.5}$	SOC/ $\text{PM}_{2.5}$
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		%	%	%	%
BgoMilano	1±0.4	10.2±5.9	10.3	4	33	50	18
Giarol	0.8±0.4	8.4±3.7	11.2	3	29	44	16
Montorio	0.8±0.3	9.4±4.2	12.0	3	26	39	15
Quinzano	0.8±0.3	8.7±3.9	11.0	4	31	47	16

COMPONENTE INORGANICA SECONDARIA DEL PARTICOLATO

La componente inorganica secondaria dell'aerosol, comunemente indicata come SIA (Secondary Inorganic Aerosol), è costituita prevalentemente da nitrati, solfati e ammonio. Questi ioni possono essere associati a emissioni dirette naturali o antropiche, ma per la maggior parte sono di origine secondaria, formandosi per ossidazione di gas precursori e successiva neutralizzazione da parte dell'ammoniaca.

La composizione percentuale media del SIA nei vari siti analizzati è molto simile: le varie componenti, nelle diverse postazioni di misura, hanno un andamento simile e una correlazione significativa, e le loro medie non mostrano una differenza significativa. In tabella 8 sono riportati i valori medi delle varie componenti del SIA, degli altri ioni idrosolubili, della massa totale di ioni idrosolubili (ΣIoni) e di SIA e della percentuale di SIA e ΣIoni sul $\text{PM}_{2.5}$.

Il valore medio del SIA a Giarol (stazione che viene presa come riferimento, per il maggior numero di dati disponibili) è di $14.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e rappresenta il 41% del peso del $\text{PM}_{2.5}$.

La percentuale in peso di SIA sul $\text{PM}_{2.5}$ totale può variare considerevolmente nel tempo, come si può apprezzare dalle elevate deviazioni standard riportate in tabella 8, assumendo valori compresi tra il 16% (valore minimo, registrato a Quinzano, non mostrato) e il 84% (valore massimo registrato a Montorio).

Recenti studi relativi alla formazione di particolato secondario nella pianura veneta (Masiol, 2015), hanno evidenziato che la formazione di nitrati avviene su scala locale grazie alla disponibilità di NO_2 , alle basse temperature e all'elevata umidità: l'alta percentuale di nitrati sul particolato è quindi legata alle elevate concentrazioni di ossidi di azoto misurate in aria. Tuttavia, nel presente studio

non è stata evidenziata una corrispondenza significativa tra concentrazioni più elevate di NO_x e valori più alti di nitrati (non mostrato).

La formazione di solfati è legata soprattutto al trasporto di masse d'aria su scala regionale, e infatti la percentuale di solfati sul PM2.5 è alta (7% a Giarol) se confrontata con la bassa concentrazione dei precursori gassosi: il valore medio di SO₂ misurato durante le campagne di misura è inferiore al limite di rivelabilità strumentale (non mostrato).

I dati di letteratura, relativi alla composizione del particolato nella pianura Padana (Masiol, 2015; Tositti et al., 2014; Lonati, 2005), hanno evidenziato un gradiente da nord (montagna) a sud (pianura) e da est (più vicino al mare) verso ovest (continentale) nella concentrazione di SIA. Questo è confermato dai dati del presente studio, che costituiscono la prima indagine conoscitiva sulla composizione del particolato nell'area di Verona. Infatti, la percentuale di SIA sul PM2.5 e i valori medi di nitrati, solfati e ammonio sono confrontabili con quelli misurati nella provincia di Rovigo in periodo invernale.

Tabella 8. Concentrazione di varie componenti del particolato e loro rapporto rispetto al particolato totale. Con SIA si indica la somma di ammonio, nitrati e solfati, con Σioni si indica la somma di SIA e degli altri ioni inorganici solubili.

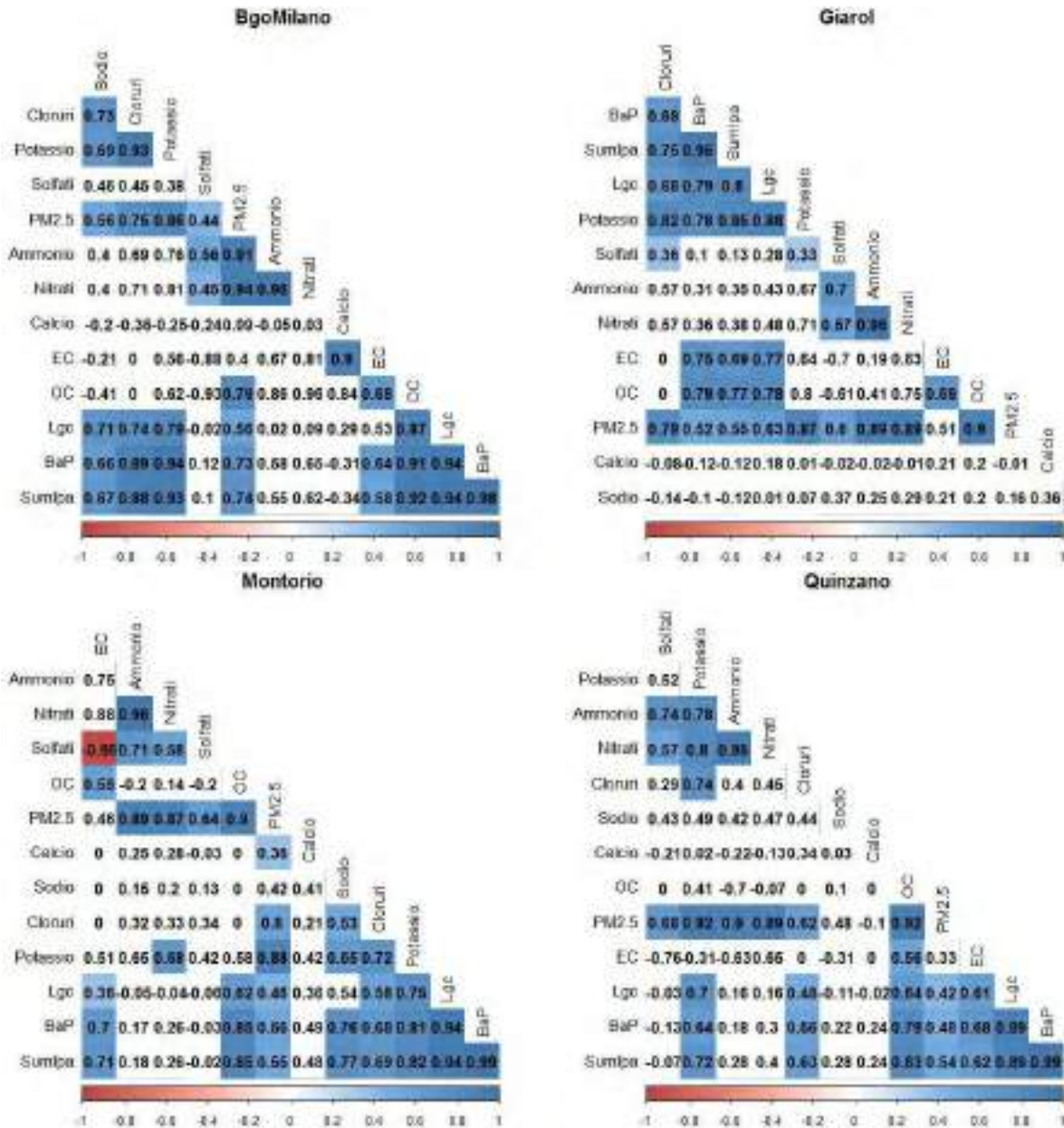
sito	ammonio μg/m ³	nitrati μg/m ³	solfati μg/m ³	SIA μg/m ³	SIA/PM2.5 %	Potassio μg/m ³	Sodio μg/m ³	Calcio μg/m ³	cloruri μg/m ³	Σioni/PM2.5 %
BgoMilano	3.6±2.7	9.8±7.3	2.5±1.7	15.9±11.3	37±12	0.5±0.4	0.9±0.7	0.2±0.1	0.3±0.3	41±11
Giarol	3.3±2	9.1±6.0	2.2±1.5	14.7±9	41±13	0.7±1	0.5±0.4	0.1±0	0.4±0.4	46±11
Montorio	3.5±2.5	9.7±7.5	2.1±1.4	15.3±11.1	40±12	0.5±0.4	0.6±0.3	0.2±0.2	0.3±0.3	45±14
Quinzano	3.2±2.5	8.8±7.4	2±1.6	14±11.1	39±15	0.4±0.3	0.8±0.6	0.1±0.1	0.3±0.2	44±13

IONI

In tabella 8 sono riportati anche i dati relativi ad altri ioni inorganici solubili in acqua: potassio, sodio, calcio e cloruri. Anche per queste specie non è stata evidenziata alcuna differenza significativa tra i siti di campionamento: le medie sono confrontabili e le correlazioni tra serie temporali di uno stesso parametro sono sempre elevate e significative. Sommando la loro massa a quella del SIA, si ottiene il parametro indicato in tabella come Σioni, in relazione al quale viene riportata la percentuale in peso sul PM2.5 totale: gli ioni inorganici rappresentano il 46% della massa del PM2.5 a Giarol, che viene considerata rappresentativa di tutta l'area di studio.

Il Cloro può avere diverse origini fra cui la combustione di legna o carbone, usi industriali, l'impiego di sale sulle strade nei periodi più freddi, il trasporto a lunga distanza di aerosol marino. Le serie temporali di cloruri mostrano una buona correlazione tra i vari siti (figura 4), sempre significativa. Anche questa specie è considerata un indicatore della combustione di biomassa e mostra una correlazione significativa con gli altri indicatori della combustione di biomassa (Lgc, IPA, potassio). Il potassio è un tracciante della combustione di biomassa (Chow et al, 2007). L'andamento temporale della sua concentrazione è simile per i diversi siti, mostrando una correlazione tra siti sempre significativa (compresa tra 0.88 e 0.94). Esso è ben correlato con le altre specie chimiche associate alla combustione di biomassa (figura 4) come levoglucosano, IPA e cloruri.

Figura 4 – Correlation plot (Spearman) per i diversi punti sottoposti a monitoraggio. Le caselle bianche corrispondono a correlazioni non significative.



CONCLUSIONI

Questo studio costituisce la prima indagine conoscitiva sulla composizione del particolato nella provincia di Verona. L'analisi dei dati ha confermato i risultati di altri studi relativi alla pianura Padana, e in particolare alla regione Veneto.

Le analisi delle varie specie chimiche presenti sul PM2.5 hanno evidenziato una composizione piuttosto omogenea del particolato fine nell'area oggetto di monitoraggio. La percentuale in peso delle varie specie chimiche sul PM2.5 è simile a quella riportata in altri studi relativi alla zona sud-occidentale del Veneto: il maggior contributo è dato dalla componente inorganica secondaria, (25% i nitrati, 10% ammonio, 7% solfati), seguita dalla componente carboniosa (29% Carbonio organico e 3% carbonio elementare). La componente secondaria del particolato è stimata pari a 62%.

La concentrazione dei vari inquinanti varia nel tempo in modo ben correlato nelle cinque postazioni di misura: tale correlazione è maggiore per SIA, levoglucosano, IPA, potassio, cloruri rispetto a quella per OC e, specialmente, EC. Per quanto riguarda la componente inorganica secondaria, il risultato è in accordo con le aspettative: infatti gli inquinanti di origine secondaria, per la loro natura, tendono ad assumere concentrazioni piuttosto omogenee su una scala spaziale ben più vasta della municipalità di Verona (Masiol et al, 2017). Per quanto riguarda IPA e levoglucosano, che sono specie associate in modo prevalente alla combustione di biomassa, la debole variabilità spaziale può essere legata a una omogeneità delle sorgenti emissive e della meteorologia sulla scala spaziale considerata.

I valori medi di PM_{2.5}, levoglucosano, IPA, EC ed OC misurati a Borgo Milano sono più elevati rispetto alle altre postazioni, anche se non per tutte le specie le differenze sono significative. In questo punto di monitoraggio anche la percentuale di levoglucosano sul PM_{2.5} è più alta. La presenza di più elevate concentrazioni di indicatori di combustione di biomassa sembrerebbe suggerire un maggior peso di una fonte emissiva di questo tipo. Tale risultato appare sorprendente, in quanto Borgo Milano è un quartiere ampiamente metanizzato e raggiunto dal teleriscaldamento, e dove ci si attenderebbe che il contributo del traffico fosse prevalente. Le analisi relative a questa postazione hanno comunque un grosso limite, rappresentato dalla disponibilità di un numero esiguo di dati, dovuto a un problema tecnico alla strumentazione.

I valori di levoglucosano misurati nelle diverse postazioni sono confrontabili con quelli misurati da altre ARPA nel corso di campagne di monitoraggio in siti caratterizzati da un uso consistente di riscaldamento a biomassa. Le concentrazioni più elevate nella municipalità di Verona si trovano a Borgo Milano (valore massimo 2.9 µg/m³), mentre il valore medio più basso (0.8 µg/m³) è stato misurato a Giarol. Si consideri che il levoglucosano è un tracciante stabile della combustione di biomassa legnosa, ma il suo fattore di emissione dipende fortemente da tipo di combustibile e condizioni di combustione. Le concentrazioni misurate nell'area di analisi sono una indicazione sicura della presenza di un contributo della combustione di biomassa legnosa, ma il peso relativo va valutato attraverso il confronto con altre specie chimiche.

Il rapporto OC/EC mostra valori medi che sono compresi tra quelli tipici delle sorgenti di traffico e quelli che caratterizzano le emissioni da combustione di biomassa, e indica la presenza di entrambe le fonti emissive.

I risultati di questa indagine conoscitiva evidenziano la presenza di sorgenti emissive legate alla combustione di biomassa. Alla luce della evidente omogeneità della composizione del particolato nell'area del comune di Verona, i prossimi studi prevederanno un unico punto di campionamento, un periodo di monitoraggio più esteso, tale da poter rappresentare la variabilità stagionale, e un maggior numero di specie chimiche, che consenta una individuazione delle sorgenti emissive attraverso tecniche di analisi multivariata.

BIBLIOGRAFIA

APPA Trento. *Indagine ambientale: campagna di misura della qualità dell'aria, Storo, 13/08/2013 – 12/08/2014*. 2015.

http://www.appa.provincia.tn.it/binary/pat_appa_restyle/campagne_misura_aria/Campagna_di_misura_della_qualit_dell_aria_Storo_2013_14.1424175759.pdf

ARPA Puglia, dipartimento provinciale di Brindisi. *Relazione tecnica: misure di EC, OC e levoglucosano su particolato fine presso i comuni di Torchiariolo (BR) e di Lecce-località S.M.Cerrate:risultati del monitoraggio*. 2009. http://www.arpa.puglia.it/web/guest/relazioni_aria

ARPA Valle d'Aosta. *Azione 5.3. Emissioni di inquinanti dalla combustione di biomassa legnosa*. 2013.

<https://docplayer.it/19999076-Azione-5-3-emissioni-di-inquinanti-dalla-combustione-di-biomassa-legnosa-report-finale.html>

ARPAV, *Indagine sul Consumo Domestico di Biomasse Legnose in Veneto. Risultati dell'indagine Campionaria e stima delle emissioni in Atmosfera*, 2015. http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/file-e-allegati/Consumi%20domestici%20legna%20in%20Veneto_1.0.pdf

ARPA VENETO - REGIONE VENETO (febbraio 2019). INEMAR VENETO 2015 – *Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera in Regione Veneto, edizione 2015 – dati in versione definitiva*. ARPA Veneto –

- Servizio Osservatorio Aria, Regione del Veneto - Area Tutela e Sviluppo del Territorio, Direzione Ambiente, UO Tutela dell'Atmosfera. 2018
- Castro, L.M., Pio, C.A., Harrison, R.M., Smith, D.J.T. *Carbonaceous aerosol in urban and rural European atmospheres: estimation of secondary organic carbon concentrations*, 1991. *Atmos. Environ.* 33, 2771–2781.
- Heringa, M. F., DeCarlo, P. F., Chirico, R., Tritscher, T., Dommen, J., Weingartner, E., Richter, R., Wehrle, G., Prev'ot, A. S. H., and Baltensperger, U. *Investigations of primary and secondary particulate matter of different wood combustion appliances with a high-resolution time-of-flight aerosol mass spectrometer*. 2011. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 5945–5957, doi:10.5194/acp-11-5945-2011.
- Lonati G., Giugliano M., Butelli P., Romele L., Tardivo R. *Major chemical components of PM_{2.5} in Milan (Italy)*. 2005. *Atmospheric Environment* 39(10), 1925-1934.
- Lonati G., Giugliano M., Ozgen S. *Primary and secondary components of PM_{2.5} in Milan (Italy)*. 2008. *Environment International*, 34, 665–670.
- Masiol M, Squizzato S, Formenton G, Harrison RM, Agostinelli C. *Air quality across a European hotspot: Spatial gradients, seasonality, diurnal cycles and trends in the Veneto region, NE Italy*. 2017. *Sci Total Environ.* Jan 15;576:210-224.
- Ministero dello Sviluppo Economico, Bilancio Energetico Nazionale, Metodo classico, <https://dgsaie.mise.gov.it/ben.php>
- Puxbaum, H., Caseiro, A., Sanchez-Ochoa, A., Kasper-Giebl, A., Claeys, M., Gelencser, A., Legrand, M., Preunkert, S., and Pio, C. *Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the European aerosol background*. 2007. *J. Geophys. Res.*, 112, D23S05, doi:10.1029/2006JD008114.
- Schauer, J.J., Kleeman, M.J., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T. *Measurement of emissions from air pollution sources. 3. C₁–C₂₉ organic compounds from fireplace combustion of wood*. 2001. *Environ. Sci. Technol.* 35, 1716–1728.
- Simoneit, B. R. T., Schauer, J. J., Nolte, C. G., Oros, D. R., Elias, V. O., Fraser, M. P., Rogge, W. F. and Cass, G. R.. *Levoglucosan, A Tracer for Cellulose in Biomass Burning and Atmospheric Particles*. 1999. *Atmos. Environ.*, 33: 173–182.
- Tositti L., Brattich E., Masiol M., Baldacci D., Ceccato D., Parmeggiani S., et al. *Source apportionment of particulate matter in a large city of southeastern Po Valley (Bologna, Italy)*. 2014. *Environmental Science and Pollution Research* 21, 872-890.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). *Air quality criteria for particulate matter*. 2004. Vol. 1(2004), EPA/600/P-99/002aF.

Analisi SEM di deposizioni: esempio di applicazione delle tecniche di analisi statistica multivariata per il trattamento dei risultati

Laura Liguori¹, Stefano De Martin¹

¹Arpa FVG – SOC Laboratorio

laura.liguori@arpa.fvg.it

Riassunto

La microscopia elettronica a scansione (SEM) si rivela utile strumento per condurre analisi di screening semiquantitative in quanto consente di acquisire informazioni sulla “qualità” della polvere. Usata a supporto delle tecniche chimiche quantitative tradizionali, offre spunti per direzionare queste ultime in modo più selettivo e ficcante. Per trasformare i risultati analitici SEM in informazioni, le tecniche di analisi multivariata (Principal Component Analysis e Hierarchical Clustering Analysis nello specifico) risultano essere particolarmente adatte.

CONTESTO

Oggetto del presente lavoro è stata la caratterizzazione chimico-fisica di ricadute di polveri totali (PTS) campionate, nello stesso periodo di raccolta, attraverso deposimetri (Fachbereich Umweltmesstechnik 2012) posizionati in 4 punti di prelievo distinti scelti in modo da essere soggetti a pressioni ambientali diverse:

- Deposimetro n. 1 - Gorizia, Via Duca D’Aosta: sito di fondo ambientale, distante da impianti produttivi di qualsiasi natura
- Deposimetro n. 2 - Monfalcone, Via Natisone
- Deposimetro n. 3 - Monfalcone, Loc. Panzano - Piazzetta Esposti Amianto: sito di tipologia industriale, collocato in prossimità di cantieri navali di grandi dimensioni e centrale termoelettrica
- Deposimetro n. 4: Monfalcone, Via Valentinis

Figura 1: punti di prelievo



Le deposizioni sono state raccolte attraverso deposimetri che sono rimasti “in acquisizione” per un periodo di 30 giorni tra febbraio e marzo 2018 (Fachbereich Umweltmesstechnik 2012).

MATERIALI E METODI

I deposimetri raccolgono tutto quello che vi si depone, comprese le precipitazioni e pertanto, per poterli analizzare è necessario sottoporre la matrice campionata a un processo che elimini la componente acquosa.

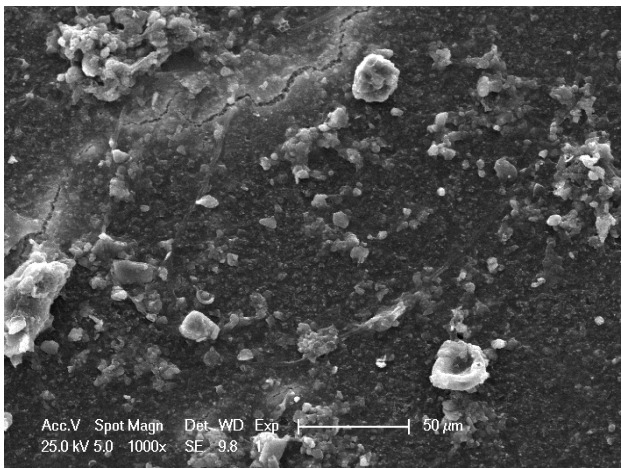
Nel caso specifico, vista l'impossibilità di utilizzare filtri in policarbonato, viste le quantità di liquido da filtrare, si è proceduto a filtrazione su filtri in cellulosa, successivamente messi in stufa per asciugatura. Il passaggio in stufa, forse a causa di una temperatura eccessivamente elevata durante la fase di asciugatura, ha provocato la formazione di un coagulo che non ha permesso l'estrazione di materiale della matrice per adesione diretta su stub munito di biadesivo.

Si è quindi proceduto a prelevare una porzione di filtro in cellulosa per ogni deposimetro e a metallizzarlo per sputtering catodico., analizzando al microscopio elettronico direttamente quello (Chow, Watson, 1998).

ANALISI SEM

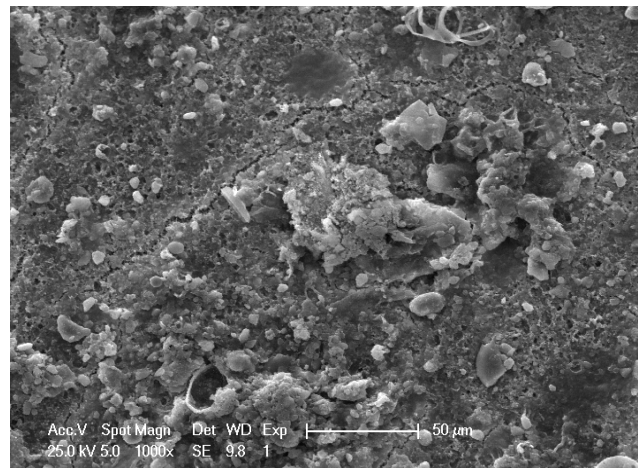
Al microscopio elettronico (SEM PHILIPS XL30 equipaggiato con microanalisi a raggi X EDAX) i campioni si sono presentati essenzialmente costituiti da una matrice amorfa che ricopre tutta la superficie della membrana filtrante sulla quale, ogni tanto, si staglia qualche particella distinta, eventualmente con morfologie peculiari

Figura 2 - Campo tipo a 1000x



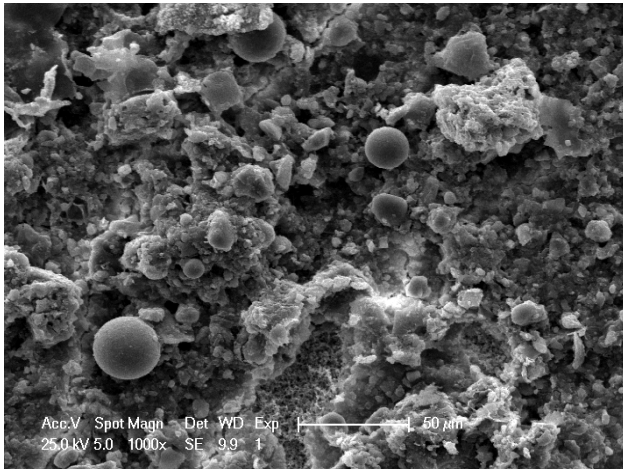
Punto prelievo: Gorizia, Via Duca D'Aosta

Figura 3 - Campo tipo a 1000x



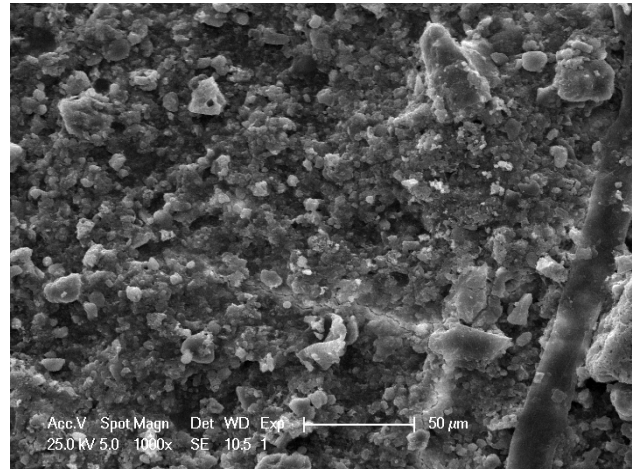
Punto prelievo: Monfalcone, Via Natisone

Figura 4 - Campo tipo a 1000x



Punto prelievo: Monfalcone – Località Panzano

Figura 5 - Campo tipo a 1000x

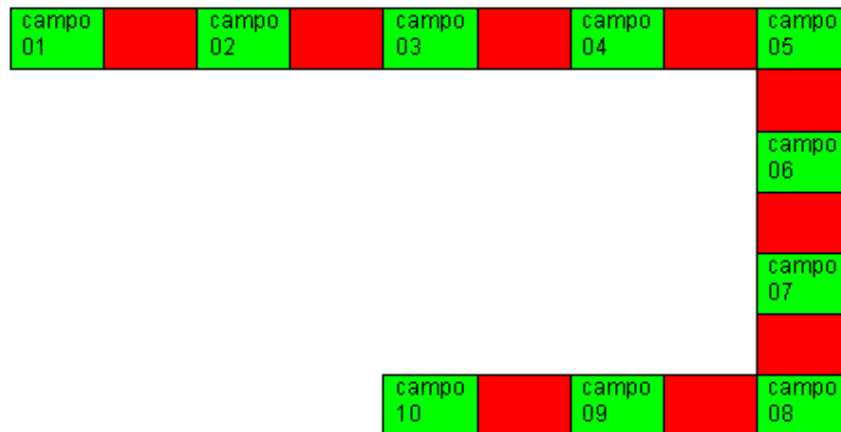


Punto prelievo: Monfalcone – Via Valentinis

Per ogni campione sono stati acquisiti 10 campi all'ingrandimento di 1000x (dimensioni del singolo campo: 270 µm x 201 µm) in modalità selected area, in modo da caratterizzare mediamente dal punto di vista chimico il singolo campo.

I campi sono stati scelti seguendo un percorso a greca in modo da evitare sovrapposizioni:

Figura 6 - Percorso a greca seguito sul campione



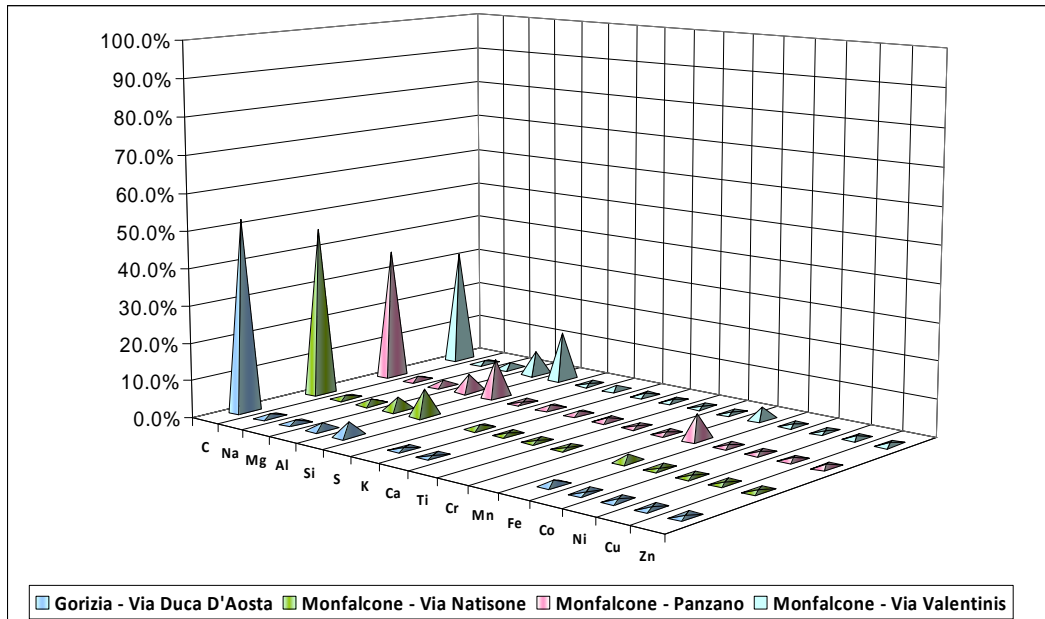
Tipologia di percorsi seguiti sul campione: in verde i campi di misura, in rosso i campi saltati per garantire la non sovrapposizione dei campi analizzati.

Le analisi sono state eseguite per elemento, in base ad una rosa di elementi variabile che ha tenuto conto delle specificità di sito di prelievo, previa rinormalizzazione necessaria per trascurare il contributo dell' Au usato nella preparativa del campione (Willis, Blanchard, Conner, 2002).

QUADRO SINTETICO DEI 4 DEPOSIMETRI – COMPOSIZIONI MEDIE

Per ogni campione, si è ricavata la composizione rappresentativa del singolo deposimetro come media aritmetica delle composizioni dei 10 campi selezionati, (Figura 7).

Figura 7 – Composizioni medie



In base al grafico delle composizioni medie, il sito di Monfalcone – Via Natisone mostra una composizione media che appare più simile a quella del sito di Gorizia – Via Duca D’Aosta (fondo ambientale), rispetto agli altri siti di Monfalcone, nonostante la distanza tra i due punti di prelievo (Ebert, Weinbruch, Hoffmann, Ortner Hugo 2004, Pistelli 2006, Verdicchio 2004).

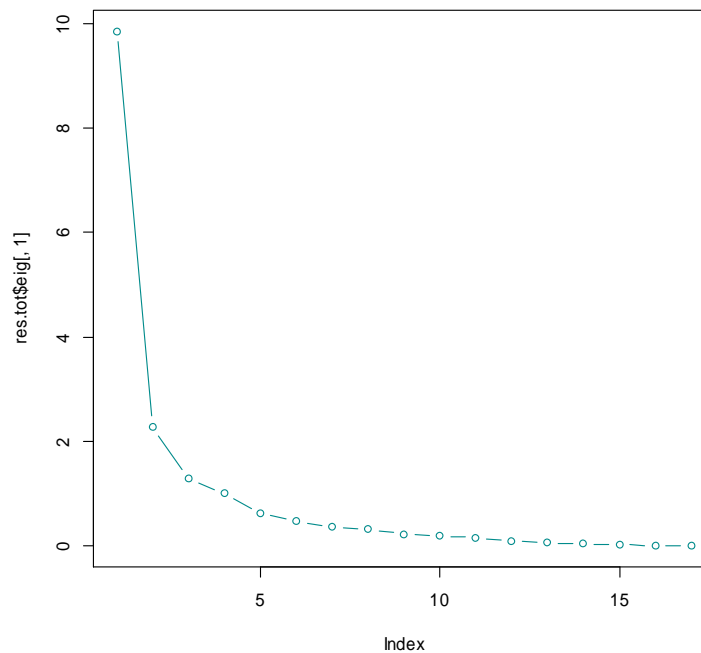
ANALISI STATISTICA

E’ stata eseguita un’analisi per componenti principali (PCA) tramite SW di programmazione freeware R (The R Project for Statistical Computing) sui dati tal quali, senza pretrattamento.

Tabella 1 – Risultati della PCA con evidenza degli auto valori > 1

	autovalori	% di varianza spiegata	% di varianza cumulativa
PC1	9.85	57.95	57.95
PC2	2.28	13.39	71.34
PC3	1.3	7.62	78.97
PC4	1	5.89	84.86
PC5	0.62	3.64	88.49
PC6	0.47	2.76	91.25
PC7	0.37	2.17	93.42
PC8	0.32	1.87	95.29
PC9	0.22	1.31	96.61
PC10	0.19	1.12	97.72
PC11	0.16	0.93	98.65
PC12	0.09	0.53	99.18
PC13	0.07	0.39	99.57
PC14	0.04	0.22	99.79
PC15	0.03	0.19	99.98
PC16	0	0.02	100
PC17	0	0	100

Figura 8 – SCREEPLOT



Il numero di componenti principali che essenzialmente spiega la variabilità del campione è pari a 4 (la % di varianza cumulativa spiegata dalle prime 4 componenti principali è pari a ca l'85%)

Nei grafici che seguono vale la numerazione:

- Punti che vanno da n. 1 a n. 10: Via Duca D'Aosta, Gorizia
- Punti che vanno da n. 11 a n. 20: Via Natisone, Monfalcone
- Punti che vanno da n. 21 a n. 30: Piazzetta Esposti amianto – Loc. Panzano
- Punti che vanno da n. 31 a n. 40: Via Valentinis, Monfalcone

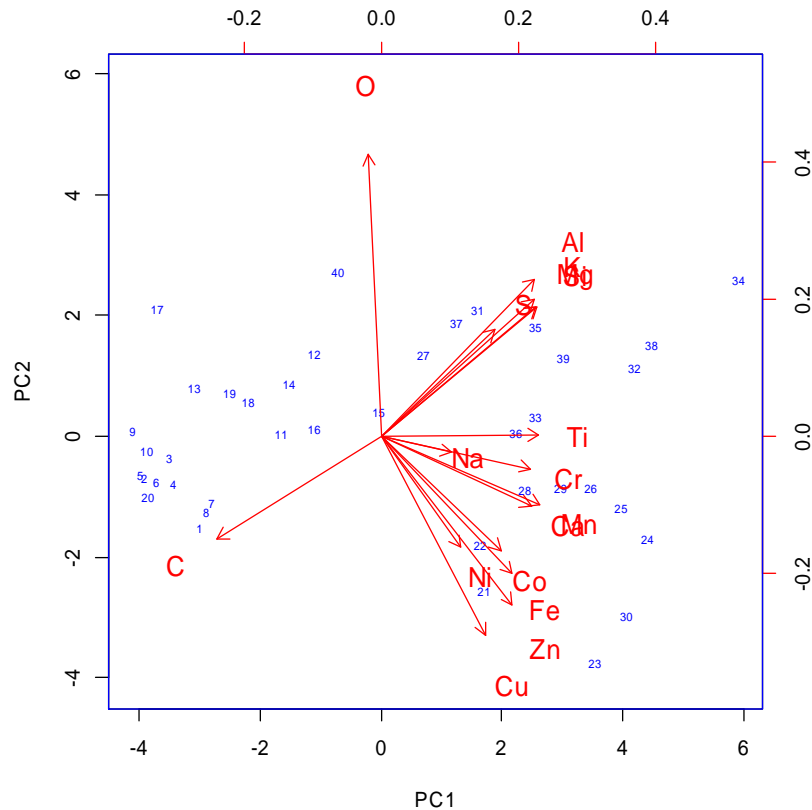
PC 1 – PC2

In base ai loadings e gli scores derivanti dall'applicazione dell'algoritmo PCA e riportati in figura 9, si possono fare le seguenti osservazioni:

- Mg, Al, Si, S, K essendo quasi sovrapposti: costituiscono un unico cluster / aggregato / composto. Trattandosi di elementi alcalino-terrosi, individuano la componente crostale.
- Cr e Na essendo sovrapposti potrebbero individuare un composto, es. cromato / bicromato di Na, comunemente usato nel trattamento di superfici metalliche e nei pigmenti colorati, composto pertanto riferibile ad attività di carpenteria navale.
- Mn e Ca essendo sovrapposti hanno dinamiche variazionali uguali.
- Cr, Na, Mn e Ca essendo quasi sovrapposti: costituiscono un unico cluster / aggregato / composto. I punti che più sentono l'influenza di questo cluster (SCORES) sono il n. 24, 25, 26, 28 e 29, tutti relativi al campione prelevato in località Panzano, in prossimità dei cantieri navali di Monfalcone, il che rende plausibile l'eventuale presenza di cromato / bicromato di Na riferibile ad attività di carpenteria navale.

- Cr, Na, Mn, Ca e Ti individuano il cluster dei metalli di transizione
- Ni e Zn sono sovrapposti per cui hanno dinamiche variazionali uguali.
- Fe e Co sono sovrapposti per cui hanno dinamiche variazionali uguali.
- Fe-Co-Ni-Cu-Zn essendo molto accostati possono essere considerati come un cluster / aggregato / composto unico; individuano la componente dei metalli del gruppo d

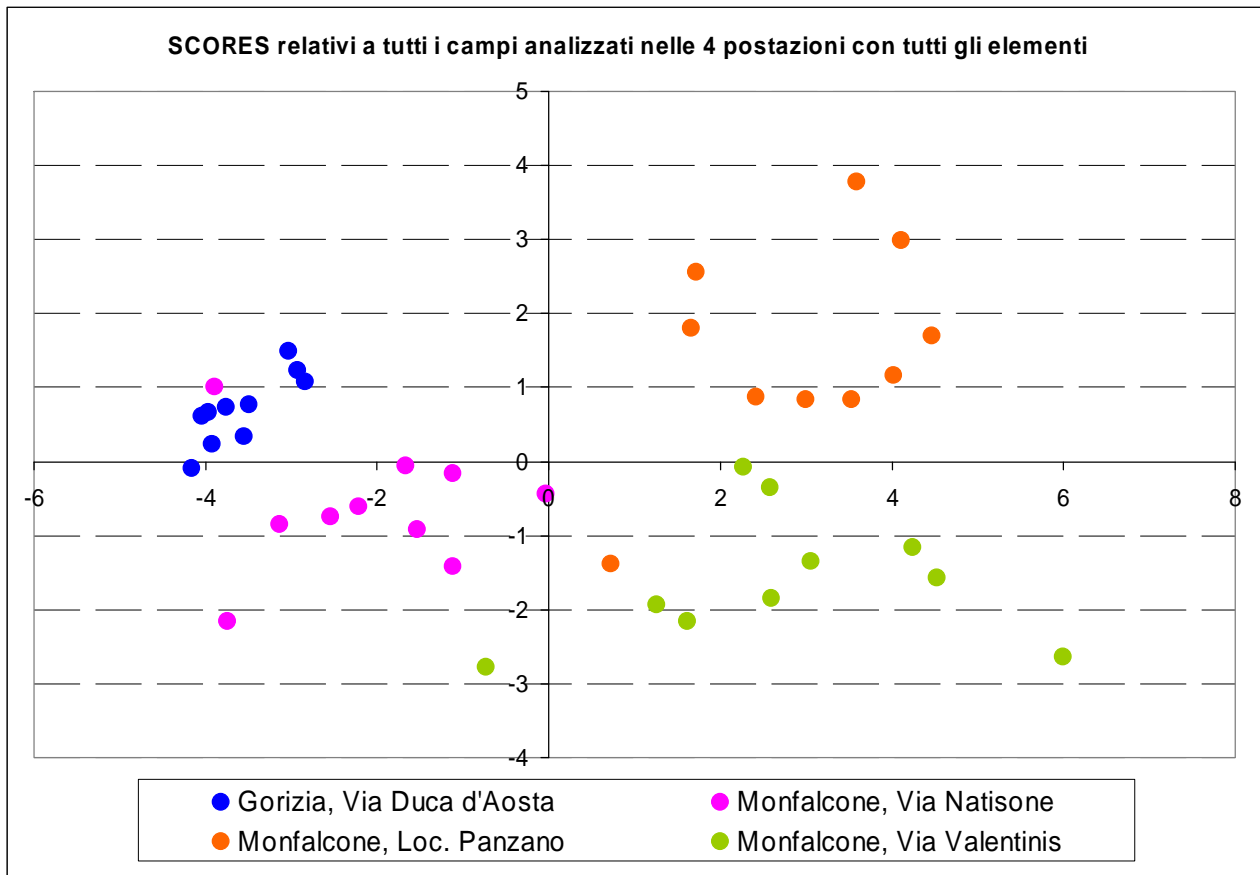
Figura 9 - Loadings e Scores PC1-PC2



Per quanto riguarda gli SCORES, tralasciando l'O in quanto ubiquitario nella formazione degli ossidi e quindi scarsamente indicativo, si ha che:

- nei punti compresi tra n. 1 e n. 10 (punto di prelievo Via Duca D'Aosta, Gorizia) ha una composizione media in cui la variabilità è comandata dalla frazione carboniosa.
- nei punti compresi tra il n. 31 e il n. 38 (punto di prelievo Via Valentinis, Monfalcone), la variabilità è dominata dalla componente crostale
- nei punti compresi tra il n. 21 e il 29 (punto di prelievo località Panzano, Monfalcone), la variabilità è dominata dalla componente metallica
- nei punti n. 24, 25, 26, 28 e 29, tutti (punto di prelievo località Panzano, Monfalcone) domina il cluster Cr-Na attribuibile alla presenza di *cromato / bicromato di Na* riferibile ad attività di carpenteria navale.

Figura 10 - Scores PC1-PC2



Quanto visto fino ad ora consente di fare le seguenti osservazioni:

In corrispondenza dei punti di prelievo

- Via Duca D'Aosta, Gorizia
- Via Natisone, Monfalcone

domina la componente carboniosa.

La formazione del coagulo durante la fase di filtrazione di per sè rende poco significativa l'analisi morfologica con la conseguenza di non riuscire ad discriminare correttamente le frazioni biogenica, di carbon fossile e soot all'interno della componente carboniosa in quanto potrebbero essere state conglobate nel coagulo.

Ciononostante, il campione di Via Natisone Monfalcone rispetto a quello di Via Duca D'Aosta, Gorizia in questo senso è più informativo in quanto consente comunque di osservare morfologie tipiche della componente biogenica (pollini, sope, etc) con una certa abbondanza.

Essendo entrambi i siti di prelievo:

- scelti come siti di fondo ambientale
- caratterizzati da una componente carboniosa preponderante
- lontani da fonti antropiche di rilievo,

si propende per attribuire la componente carboniosa a sorgente biogenica in entrambi i casi.

I due campioni sono molto simili per cui inseriscono una certa ridondanza di informazione e quindi si potrebbe pensare di eliminare una delle due stazioni (es. Gorizia),.

In corrispondenza dei punti di prelievo

- Piazzetta Esposti amianto – Loc. Panzano
- Via Valentinis, Monfalcone

dominano la componente crostale e i metalli di transizione ed i metalli essenzialmente imputabili ad attività antropica.

In particolare, nel sito di Via Valentinis la variabilità è dominata dalla componente crostale, mentre nel sito Panzano da quella antropica.

Nella PCA appena eseguita, l'O è rimasto isolato in quanto ubiquitario nella formazione degli ossidi e pertanto non associabile a nessuna classe specifica.

Un clustering gerarchico (distanza Manhattan e metodo di Ward) eseguito sui campi di misura evidenzia che (cfr Figura 11):

- I campi sono raggruppati in cluster che corrispondono al deposimetro di provenienza
- aumentando la distanza si individuano 2 grossi clusters:
 - i deposimetri Gorizia Via Duca D'Aosta e Monfalcone Via Natisone formano un unico cluster
 - i deposimetri Via Valentinis e Panzano formano un unico cluster

Ci si aspetta dunque che le composizioni medie di Gorizia Via Duca D'Aosta e Monfalcone Via Natisone siano simili, così come quelle di Via Valentinis e Panzano, con la differenza che mentre in Via Valentinis la variabilità del sistema è governata dai metalli alcalino terrosi e pertanto dalla componente geogenica, in Panzano la variabilità del sistema è governata dai metalli di transizione riferibile ad attività antropica.

Figura 11 - Dendrogramma

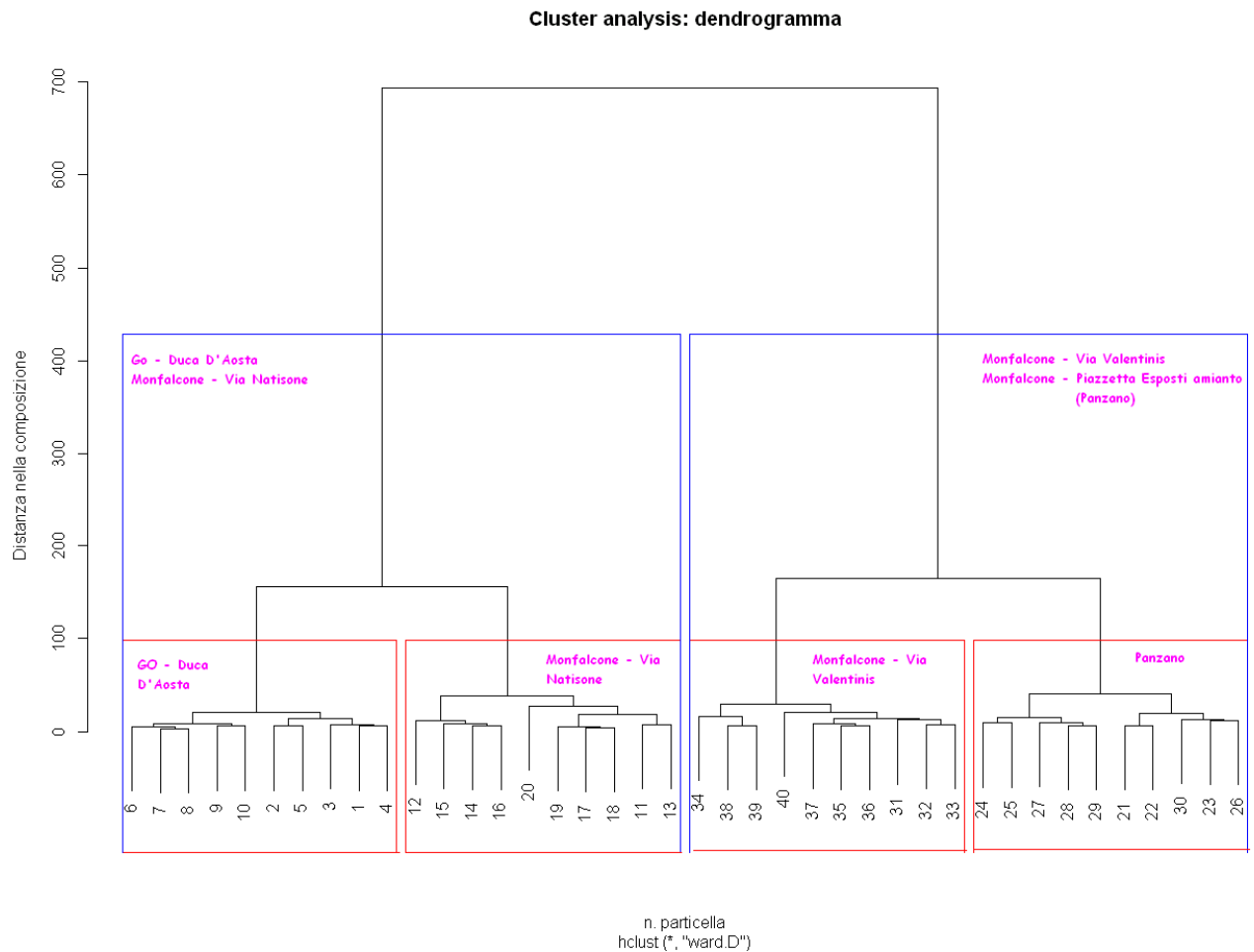


Grafico 4: Struttura ad albero del clustering gerarchico (distanza Manhattan e metodo di Ward)

Bibliografia

Judith C. Chow, John G. Watson, Office of Air Quality Planning and Standards (MD-14) U.S. Environmental Protection Agency: *Guideline on Speciated Particulate Monitoring*, 1998

Fachbereich Umweltmesstechnik VDI 4320 Blatt 2 (2012-01) - VDI-Standard: VDI 4320 Blatt 2 : *Measuring of particulate precipitations - Determination of the dust precipitation with collecting pots made of glass (Bergerhoff method) or plastic*, 2012

M. Ebert, S. Weinbruch, P. Hoffmann, M. Ortner Hugo, *The chemical composition and complex refractive index of rural and urban influenced aerosols determined by individual particle analysis*. Atmospheric Environmet 38, 6531 – 6545 di 2004

V. Pistelli *Caratterizzazione del particolato atmosferico in Toscana tramite tecniche di analisi delle immagini*, Università degli Studi di Pisa , 2006 <http://etd.adm.unipi.it/t/etd-03132006-173625/>

The R Project for Statistical Computing <https://www.r-project.org/>

C. Verdicchio *Caratterizzazione chimico fisica del particolato atmosferico*, Università degli Studi di Pisa, 2004 <http://etd.adm.unipi.it/t/etd-09272004-202822/>

R. D. Willis, F. T. Blanchard, T. L. Conner *Guidelines for the Application of SEM/EDX Analytical Techniques to Particulate Matter Samples* EPA # 600/R-02/070, 2002



L'approccio sinergico alle politiche su qualità dell'aria e clima: gli strumenti di Arpa Piemonte nel progetto CLIMAERA

Stefano Bande¹, Francesca Bissardella¹, Monica Clemente¹, Stefania Ghigo¹, Christian Ronchi¹

¹Arpa Piemonte, via Pio VII 9, 10135 Torino

m.clemente@arpa.piemonte.it

Riassunto

Il progetto CLIMAERA, approvato nell'ambito dell'Asse 2.1 del programma Alcotra (2017 -2020) di cooperazione transfrontaliera Italia-Francia, si pone come obiettivo primario l'approccio sinergico tra le politiche clima-aria-energia nelle regioni coinvolte dal progetto. Tali regioni sono Provenza-Alpi-Costa Azzurra, Auvergne-Rhône-Alpes, Liguria, Piemonte e Valle d'Aosta. CLIMAERA si prefigge di capitalizzare i risultati di progetti sviluppati nella precedente programmazione Alcotra (2007-2013), implementando simulazioni numeriche e sviluppando una metodologia condivisa per l'analisi delle migliori misure di piano atte a ridurre gli impatti a livello sia regionale che transfrontaliero.

INTRODUZIONE

Le politiche di contrasto ai cambiamenti climatici e le politiche di risanamento della qualità dell'aria talvolta possono risultare discordanti: nella maggior parte dei casi le azioni volte al miglioramento della qualità dell'aria intensificano anche gli sforzi finalizzati a mitigare i cambiamenti climatici e viceversa, ma questo non è sempre vero. La sfida da affrontare nei prossimi anni dovrà essere quella di assicurare che le politiche relative al clima, all'energia e alla qualità dell'aria si concentrino su scenari vincenti su tutti i fronti (strategie *win-win*) evitando che le une danneggino le altre (*win-lose*). Tale approccio è anche affermato dalla Strategia della UE in tema di Adattamento ai Cambiamenti Climatici approvata nel 2013.

Nel progetto CLIMAERA si è scelto di affrontare tali problematiche attraverso un approccio sinergico tra le politiche clima-energia e quelle di tutela della qualità dell'aria. I risultati del progetto CLIMAERA consentiranno alle Regioni dello spazio Alcotra di fronteggiare in modo sinergico le problematiche della qualità dell'aria e dei cambiamenti climatici, mettendo a disposizione dati e strumenti per migliorare il processo decisionale e per adottare misure di adattamento e mitigazione realmente efficaci.

Gli obiettivi principali del progetto CLIMAERA sono:

1. accrescere le informazioni relative agli scenari futuri (meteorologici, emissivi e di qualità dell'aria a scala Alcotra);
2. incrementare le conoscenze sull'impatto dei cambiamenti climatici sulle emissioni in atmosfera e sulla qualità dell'aria;
3. individuare strumenti e linee guida per massimizzare l'efficacia delle misure di intervento per la riduzione delle emissioni in atmosfera sia in termini di clima che di inquinamento atmosferico.

Nello specifico, nell'ambito del WP3 "Impatti dei Cambiamenti Climatici e dell'inquinamento atmosferico sul territorio Alcotra", le attività a carico di Arpa Piemonte sono:

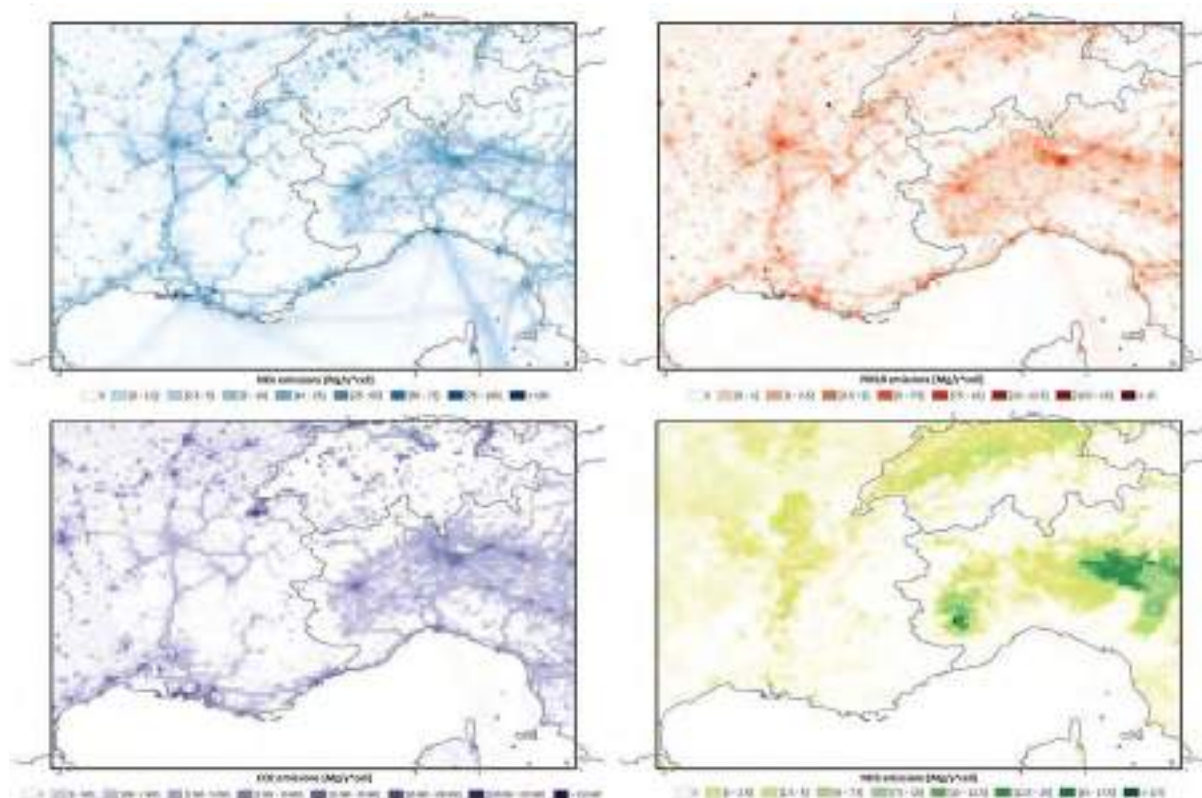
- aggiornamento e introduzione dei gas serra (CO₂, CH₄, N₂O) in un **Inventario/Cadastre delle emissioni in atmosfera transfrontaliero**, armonizzato sul territorio Alcotra, con produzione di un database comune e di mappe di emissione per i vari inquinanti e gas serra;

- realizzazione di **scenari di qualità dell'aria presenti e futuri** – a partire dagli scenari emissivi e meteo-climatici presenti e futuri – attraverso simulazioni modellistiche metododisperse con il modello CTM FARM (*Chemical Transport Model Flexible Air quality Regional Model*, Bande et al., 2007) e produzione di mappe di concentrazione degli inquinanti e dei gas serra.

DATI

I dati emissivi utilizzati come input del modello CTM si riferiscono all'anno 2013 e sono caratterizzati da una diversa attribuzione territoriale (emissioni su comune per quanto riguarda le regioni italiane ed emissioni su un grigliato regolare di 1x1 km² per quanto riguarda le regioni francesi) e sono stati armonizzati sia per quanto riguarda le categorie SNAP (macrosettore, settore e attività), sia per quanto riguarda i combustibili (codici NAPFUE). Nella Figura 1 sono rappresentate le emissioni annuali di alcuni tra i principali inquinanti e dell'anidride carbonica, spazializzate sul dominio di calcolo alla risoluzione di progetto di 0.065 gradi.

Figura 1: mappe di emissioni annuali dei principali inquinanti e dell'anidride carbonica



Emissioni annuali di NO_x, PM₁₀, CO₂ e NH₃, spazializzate sul dominio Alcotra per l'anno 2013

Gli scenari meteo-climatici ad elevata risoluzione spaziale (14x14 km² per il dominio a scala europea e 8x8 km² per quello che include solo l'area Alcotra) e temporale (dettaglio orario) sono stati realizzati dal Centro Mediterraneo Cambiamenti Climatici - divisione RMHI utilizzando il modello climatico COSMO-CLM (Rockel et al., 2008), con condizioni al contorno ed iniziali fornite dal modello climatico globale (GCM) EC-EARTH, nello scenario IPCC RCP4.5.

Su entrambi i domini, per una varietà completa di variabili meteorologiche sia al suolo (7 livelli), sia in atmosfera (rispettivamente 46 livelli verticali per il dominio Alcotra e 41 per quello europeo), sono stati eseguiti 3 esperimenti:

- esperimento storico, per il periodo 2010-2015, con un periodo di un anno di *spin-up* (2010) per finalità di verifica con l'osservato;
- scenario per il periodo 2027-2032, con un periodo di un anno di *spin-up* (2027);
- scenario per il periodo 2047-2052, con un periodo di un anno di *spin-up* (2047).

Entrambe le simulazioni eseguite con COSMO-CLM sono state validate per i campi di precipitazione e temperatura con i seguenti *dataset* grigliati:

- *dataset* E-OBS (Haylock et al., 2008): utilizzato per la validazione della temperatura a 2 metri e della precipitazione, è un *dataset* giornaliero che copre l'area europea ad una risoluzione di 0.25° (circa 28 km);
- *dataset* NWIOI (Ronchi et al. 2008; AAVV, 2011): fornito da ARPA Piemonte, è un *dataset* su griglia regolare di 0.125° (circa 14 km) contenente valori giornalieri per temperature massima e minima e precipitazione sul territorio regionale.

Gli esperimenti mostrano che il modello RCM, sul periodo considerato di 5 anni, non riproduce correttamente la temperatura massima, con un picco della sottostima di 4.5°C in Dicembre. Per quanto attiene la temperatura minima essa invece è ben riprodotta con un *bias* medio di circa 1.5°C. Tali risultati dovranno essere tenuti in considerazione al momento di valutare le analisi di scenario delle concentrazioni future degli inquinanti, obiettivo principale del progetto CLIMAREA.

Dal punto di vista climatico, i principali risultati delle analisi dei dati COSMO-CLM nello scenario IPCC RCP4.5 mostrano sull'area Alcotra un generale aumento della temperatura media di al più 2°C negli anni attorno alla metà del XXI secolo, accompagnato da una complessiva diminuzione del numero annuale di giorni con temperatura massima minore di 0°C.

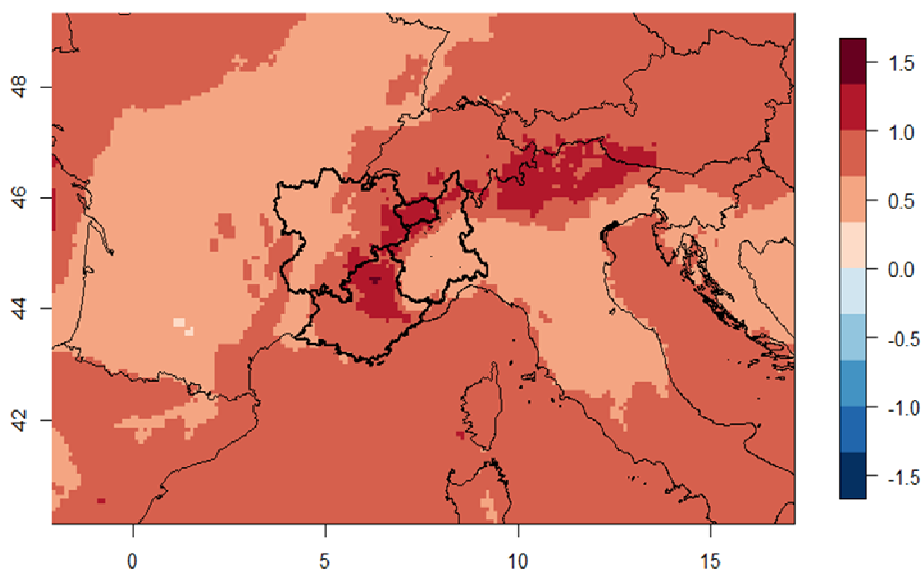


Figura 2: differenza tra la temperatura massima media annua al 2030 (media quinquennio 2028-2032) e il 2013 calcolati dal modello COSMO-CML per l'area ALCOTRA nello scenario RCP 4.5



Per quanto riguarda la precipitazione, le simulazioni modellistiche presentano un aumento della precipitazione totale annua sulla parte nord dell'area ALCOTRA, bilanciato da una marcata riduzione a sud, ovvero su quelle sulle regioni dell'area che si affacciano direttamente sul Mediterraneo.

METODOLOGIA E RISULTATI ATTESI

ANALISI DI SCENARIO

Uno degli scopi principali del progetto consiste nella realizzazione di mappe di concentrazione dei principali inquinanti atmosferici a diverse cadenze temporali (2013–2030–2050), volte a “fotografare” la situazione presente della qualità dell'aria nella zona Alcotra e la sua proiezione nel futuro. Gli scenari presi in considerazione sono i seguenti:

1. **scenario base** (2013), realizzato con emissioni 2013 e meteorologia 2013;
2. **scenario “tendenziale”** 2030, realizzato con emissioni 2030 - ultimo orizzonte temporale attualmente disponibile utilizzando i modelli GAINS¹-Italy e GAINS-Europe, che tengono conto delle evoluzioni tecnologiche e comportamentali, nonché dell'applicazione delle misure di riduzione delle emissioni già decise ai vari livelli (comunitario, nazionale, regionale) - e meteorologia 2013, volto a quantificare l'influenza delle variazioni emissive sulle concentrazioni degli inquinanti a parità di meteorologia;
3. **scenario “futuro”** (2030), realizzato con emissioni 2030 e climatologia media nel quinquennio 2028-2032, per verificare gli effetti combinati dell'evoluzione tecnologica/normativa e dei cambiamenti climatici;
4. **scenario “climatico”** (2050), realizzato con emissioni 2030 e climatologia media nel quinquennio 2048-2052, per verificare il solo effetto dei cambiamenti climatici sulle concentrazioni

UTILIZZO DEL MODELLO RIAT+

Nell'ambito delle attività a carico di Arpa Piemonte nel WP 4 “Analisi e valutazione dei costi/benefici delle politiche/misure in tema di adattamento ai CC e QA”, è prevista l'implementazione del Modello RIAT+ (Carnevale et al, 2012) - già realizzato nell'ambito del Progetto Life+ Opera - con l'integrazione dei gas serra.

Il modello RIAT+ è uno strumento di supporto alle decisioni (*Decision Support System*) messo a punto dal JRC (*Joint Research Center*) per sviluppare politiche regionali settoriali sul tema della qualità dell'aria, tramite l'individuazione delle misure ottimali di riduzione delle emissioni in termini di miglior rapporto costi/benefici ottenuti.

RIAT+ si avvale dell'utilizzo di modelli matematici Sorgente/Recettore in grado di riprodurre le relazioni tra emissioni e concentrazioni. Tali modelli devono necessariamente essere “addestrati” con un numero significativo di simulazioni modellistiche regionali, complete sia nella parte emissiva che in quella chimico-dispersiva. L'addestramento del modello nei diversi contesti regionali conduce all'individuazione di un set di misure “ottimali” in termini di rapporti costi/benefici: l'insieme di tali misure verrà applicato e valutato a livello di dominio

¹ GAINS: *Greenhouse Gas – Air Pollution Interactions and Synergies*, modello sviluppato a livello europeo dalla IIASA (*International Institute for Applied Systems Analysis*), <http://gains-it.bologna.enea.it/gains/IT/>; <http://gains.iiasa.ac.at/gains/EUN/>



Alcotra con un'ulteriore simulazione modellistica meteodispersiva - **scenario "ottimale"** 2030, realizzato con meteorologia 2030 e con le emissioni 2030 modificate sulla base delle misure ottimali individuate con l'ausilio di RIAT+ - in modo da verificare l'effetto aggiuntivo sulla qualità dell'aria delle misure pianificatorie. I risultati costituiranno un quadro di riferimento e valutazione delle politiche a scala sovraregionale.

VALUTAZIONE ECONOMICA DEI COSTI SANITARI

Infine, sempre nell'ambito del WP4, è prevista l'individuazione di una metodologia sperimentale per la valutazione economica dei costi sanitari – sia diretti (ricoveri ospedalieri, spesa farmaceutica) sia indiretti (minore produttività, costi di *turnover*, costi sociali familiari, assenteismo) – legati alle patologie correlabili con l'inquinamento atmosferico (WHO Regional Office for Europe, 2016). I costi sanitari verranno introdotti nella valutazione costi/benefici del modello RIAT+, in modo da individuare, nell'ambito della pianificazione regionale e sovraregionale, le politiche di risanamento più efficaci tenendo anche conto del risparmio in termini di spesa sanitaria e sociale.

CONCLUSIONI

In conclusione, il progetto CLIMAERA permette di rafforzare la collaborazione transfrontaliera e garantisce un consolidamento dell'approccio multidisciplinare attraverso azioni congiunte, coordinate ed armonizzate, in grado di affrontare in modo sinergico i problemi e le necessità comuni.

I risultati del progetto CLIMAERA consentiranno alle Regioni dello spazio Alcotra di agire, sia dal punto di vista decisionale a breve termine sia della pianificazione a medio e lungo termine, per fronteggiare in modo sinergico le problematiche della qualità dell'aria ed energetiche permettendo l'adozione di misure di adattamento e mitigazioni realmente efficaci.

Bibliografia

Bande S., Clemente M., De Maria R., Muraro M., Picollo M., Arduino G., Calori G., Finardi S., Radice P., Silibello C., Brusasca G., *The modelling system supporting piemonte region yearly air quality assessment*, 2007, Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality.

Carnevale C., Finzi G., Pisoni E., Volta M., Guariso G., Gianfreda R., Maffei G., Thunis P., White L., Triacchini G., *An integrated assessment tool to define effective air quality policies at regional scale*, 2012, Environmental Modelling and Software, 38, 306-315.

Haylock, M., N. Hofstra, A. K. Tank, E. Klok, P. Jones, and M. New, *A European daily high-resolution*

gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950–2006, 2008, J. Geophys. Res., 113, D20119, doi:10.1029/2008JD010201.

Rockel, B., Will, A., and Hense, A.: *The Regional Climate Model COSMO-CLM (CCLM)*, Meteorol. Z., 17, 347–348, 2008.

Ronchi, C., De Luigi, C., Ciccarelli, N., and Loggisci, N. (2008), *Development of a daily gridded*

climatological air temperature dataset based on an optimal interpolation of ERA-40 reanalysis



VII Convegno Nazionale Agenti Fisici
Stresa, 5-7 giugno 2019

downscaling and a local high resolution thermometers network, Proceedings of EMS annual meeting-European conference on applied climatology (ECAC), Amsterdam, The Netherlands, 29 Sept.–3 Oct.

WHO Regional Office for Europe, *Health risk assessment of air pollution – general principles*, 2016, <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2016/health-risk-assessment-of-air-pollution.-general-principles-2016>



L'analisi ARCIS delle precipitazioni giornaliere osservate sul centro-nord Italia dal 1961 al 2015

V. Pavan¹, G. Antolini¹, R. Barbiero², N. Berni³, V. Bonati⁴, F. Brunier⁵, C. Cacciamani¹⁴, A. Cagnati⁶, O. Cazzuli⁷, A. Cicogna⁸, C. De Luigi¹², E. Di Carlo⁹, M. Francioni³, B. Gozzini¹⁰, L. Maraldo¹¹, G. Marrigo⁶, S. Micheletti⁸, L. Onorato⁴, E. Panettieri², U. Pellegrini⁷, R. Pelosini¹², D. Piccinini¹³, S. Ratto⁵, C. Rondanini⁷, L. Rusca⁴, S. Saibanti², M. R. Salvati⁷, S. Sofia¹³, M. Stelluti³, F. Tomei¹, R. Tomozeiu¹, I. Torlai⁵, T. Torrigiani Malaspina¹⁰, E. Trovatore⁴, G. Villani¹, C. Ronchi¹²

¹ Arpa ² C. F. Prov. Aut. di Trento ³ C. F. Reg. Umbria, ⁴ ARPA Liguria ⁵ C. F. Reg. Aut. Valle d'Aosta, ⁶ ARPA Veneto, ⁷ ARPA Lombardia, ⁸ ARPA Friuli Venezia Giulia, ⁹ C. F. Reg. Toscana - Settore Idrologico ¹⁰ LAMMA, ¹¹ C. F. Prov. Aut. di Bolzano, ¹² ARPA Piemonte, Torino, 10135 ¹³ C. F. Reg. Marche, ¹⁴ Dip. Prot. Civ. Naz

Corresponding author. Tel: +390111968314, E-mail: c.ronchi@arpa.piemonte.it

Extended abstract

Riassunto

Il progetto ARCIS (ARchivio Climatologico per l'Italia Centro-Settentrionale) è un progetto portato avanti dalle Agenzie Regionali e Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA e APPA) e dai Centri Funzionali di riferimento. ARCIS ha come obiettivo quello di costruire un data-base di dati (precipitazioni e temperature) climatologici giornalieri per il Centro-Nord Italia. Il gruppo di lavoro ha realizzato, ad oggi, il dataset delle precipitazioni giornaliere che copre il periodo dal 1961 al 2015. Per la costruzione del dataset sono state utilizzate solo le serie storiche di stazioni di osservazione meteorologica che abbiano funzionato per almeno l'80% dell'intero periodo di interesse e i dati sono stati sottoposti a rigorosi controlli di qualità. Il dataset ARCIS è stato concepito come uno strumento in grado di descrivere la variabilità climatica su una scala temporale giornaliera alla massima risoluzione spaziale possibile e per diversi decenni, in modo da soddisfare le esigenze degli studi di impatto del Cambiamento Climatico e della nuova generazione di modelli climatici regionali ad alta risoluzione. Una volta realizzato il dataset è stato possibile caratterizzare l'area di studio in termini di tendenze delle precipitazioni medie e degli indicatori ad essa connessi sia a scala annuale che stagionale

INTRODUZIONE

La descrizione del clima a scala locale è il primo passo per comprendere sia le sue dinamiche intrinseche sia la relazione tra le anomalie climatiche e i loro impatti locali. Inoltre, è un requisito essenziale nel processo di pianificazione di nuove infrastrutture e per aumentare la resilienza complessiva del sistema ambiente-società agli estremi climatici.

Per queste ragioni e per valorizzare il patrimonio di dati storici meteorologici (temperatura e precipitazione giornaliera) collezionati nel tempo dalle vecchie reti meccaniche e manuali in capo all'ex Servizio Idrografico e Mareografico Nazionale e dalle nuove reti in telemisura gestite dalle Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale o degli Enti locali preposti, è nato il gruppo di lavoro inter-regionale ArcCIS che ha realizzato un dataset su griglia regolare delle precipitazioni storiche giornaliere osservate negli anni che vanno dal 1961 al 2015. (Pavan et al., 2013)

Il dataset è stato ottenuto collezionando, digitalizzando, verificando ed interpolando opportunamente, le numerose serie storiche strumentali presenti sui territori del centro-nord Italia.

Lo scopo è quello di aggiornare l'atlante delle precipitazioni nell'area di studio, di ricavare tendenze annuali o stagionali nel segnale delle precipitazioni e di fornire uno strumento utile agli studi di impatto del Cambiamento Climatico a livello locale, oltre che un mezzo di verifica per i nuovi modelli climatici regionali ad alta risoluzione spaziale.

DATI E CONTROLLO QUALITA'

I dati utilizzati per la realizzazione del dataset provengono da un gruppo di 1762 stazioni di misura meteorologiche che contribuiscono a formare le 1048 serie storiche puntuali che hanno fatto da input all'analisi oggettiva ARCIS (dataset). Di queste stazioni, 108 sono collocate all'esterno del confine nazionale italiano e sono state fornite dai servizi meteorologici nazionali di Francia, Svizzera, Austria e Slovenia. Tale passaggio è stato necessario per evitare indesiderati effetti di bordo nella costruzione del dataset oltre che a garantire una maggiore omogeneità spaziale dei dati di input.



Fig. 1 mappa del territorio coperto dall'analisi ARCIS. I punti neri rappresentano le stazioni che contribuiscono all'analisi, quelli blu le stazioni scartate.

Tutti i dati inclusi nell'analisi coprono il periodo dal 1961 al 2015 e quasi tutti i dati di input italiani consistono in precipitazioni cumulate di 24 ore dalle 9 alle 9 (ora solare locale), a parte i dati delle regioni Marche e Umbria dopo l'anno 1991. Attualmente questi ultimi dati sono disponibili solo come precipitazione cumulativa giornaliera da 0 a 24 e sono stati spostati di 1 giorno al fine di massimizzare la sovrapposizione temporale con i dati delle regioni adiacenti.

Una volta collezionati e digitalizzati tutti i dati giornalieri necessari per la realizzazione del dataset, essi sono stati sottoposti a numerosi controlli di qualità.

Innanzitutto s'è provveduto all'eliminazione di periodi secchi spuri e prolungati laddove si fosse riscontrata la presenza di precipitazione concomitante nelle stazioni meteorologiche vicine. Quindi, si sono costruite le serie storiche puntuali considerando solo quelle stazioni di misura che avessero un numero di dati superiori all'80% nel periodo di interesse (1961-2015).

Le serie storiche sono state successivamente controllate per omogeneità usando come strumenti i test statistici SNHT, Craddock e Vincent. Le serie storiche che non hanno superato il test sono state scartate ai fini della costruzione del dataset finale. Infine è stato effettuato un test di sincronicità fra tutte le serie per verificare che i dati siano riferiti alla medesima finestra temporale osservativa.

INTERPOLAZIONE E VALIDAZIONE

Al termine del processo di controllo qualità, i dati giornalieri delle varie serie storiche di precipitazioni osservate, sono stati interpolati su una griglia regolare ad una risoluzione approssimativa di circa 5×5 km. Il metodo di interpolazione utilizzato per produrre il set di dati su griglia è uno schema di Shepard modificato come in Antolini et al. (2016), in modo da tenere in considerazione le distanze topografiche tra le località.

Una volta ottenuto il dato interpolato, gli errori sono stati quantificati usando gli errori relativi, che è definito come il rapporto tra il dato giornaliero interpolato ed osservato (per tutti i valori positivi di precipitazione osservata), calcolato applicando la tecnica di cross-validazione "leave-one-out".

La dipendenza degli errori relativi dalla quota delle stazioni mostra, ad esempio, che l'interpolazione produce maggiori sottostime della pioggia in alta quota rispetto alle basse quote, questo perché la densità delle stazioni in montagna è più bassa rispetto alle pianure.

Quindi il dataset ARCIS è stato confrontato (Fig. 2) con altri due dataset giornalieri di precipitazione che coprono il Nord Italia nel periodo comune 1971-2008:

- EURO4M (Isotta et al. 2014), disponibile su un rivestimento a griglia regolare di 5×5 km tutta la regione alpina per il periodo 1971-2008
- E-OBS (Haylock et al., 2008) disponibili su base regolare griglia di risoluzione $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ che copre l'area Euromediterranea nel il periodo dal 1961 ad oggi.

Infine le norme climatiche di ARCIS sono confrontate con quelle presentate in Crespi et al. (2018, CRESPI). Questo set di dati consiste in una climatologia mensile nel periodo 1961-1990 per le precipitazioni totali su tutta Italia (Fig. 2b).

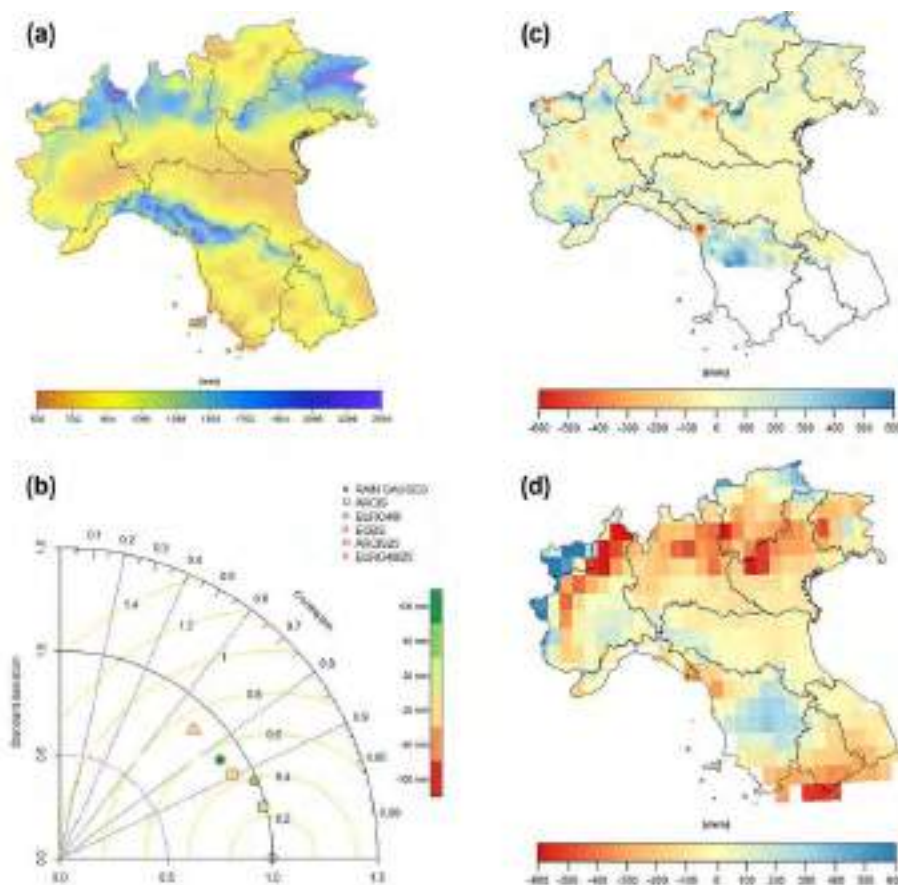


Fig. 2: (a) precipitazione media annua nel periodo 1971-2008 dall'analisi ARCIS, (b) diagramma di Taylor della precipitazione media annua tra stazioni, dataset ARCIS ed EURO4M alla risoluzione di EURO4M (bordo nero) e tra ARCIS, EURO4M ed E-OBS alla risoluzione di E-OBS (bordo rosso), (c) differenza tra dataset EURO4M e ARCIS nello stesso periodo, (d) differenza tra E-OBS e ARCIS.

Dai confronti, tutti effettuati alla medesima risoluzione del dataset meno dettagliato, si evince che ARCIS e EURO4M presentano un aumento della correlazione e una riduzione della deviazione standard (Fig.2b) sui punti corrispondenti alle stazioni paragonabile fra loro e, com'era auspicabile, decisamente superiore a dataset a minor risoluzione (E-OBS). D'altro canto il dataset risoluzione più bassa, proprio per questa sua caratteristica intrinseca, non riesce a rappresentare in modo realistico la precipitazione climatologica sulle zone montuose delle Alpi (Fig.2d) risultando quindi strumento meno adatto alla valutazione climatica sulle Alpi che sono un Hot Spot conclamato in termini di Cambiamento Climatico

RISULTATI

MEDIE e TENDENZE

Una volta completate le fasi di controllo qualità e validazione, il set di dati è utilizzato per descrivere il clima locale delle precipitazioni, sia come valori medi sia in termini di stagionalità, utilizzando un gruppo indicatori climatici annuali e stagionali, ovvero: le precipitazioni cumulate (Fig.3), il numero massimo di giorni secchi consecutivi, la frequenza dei giorni umidi, l'intensità media delle precipitazioni e i percentili 50 ° e 90 delle precipitazioni giornaliere osservati nel corso di una stagione.

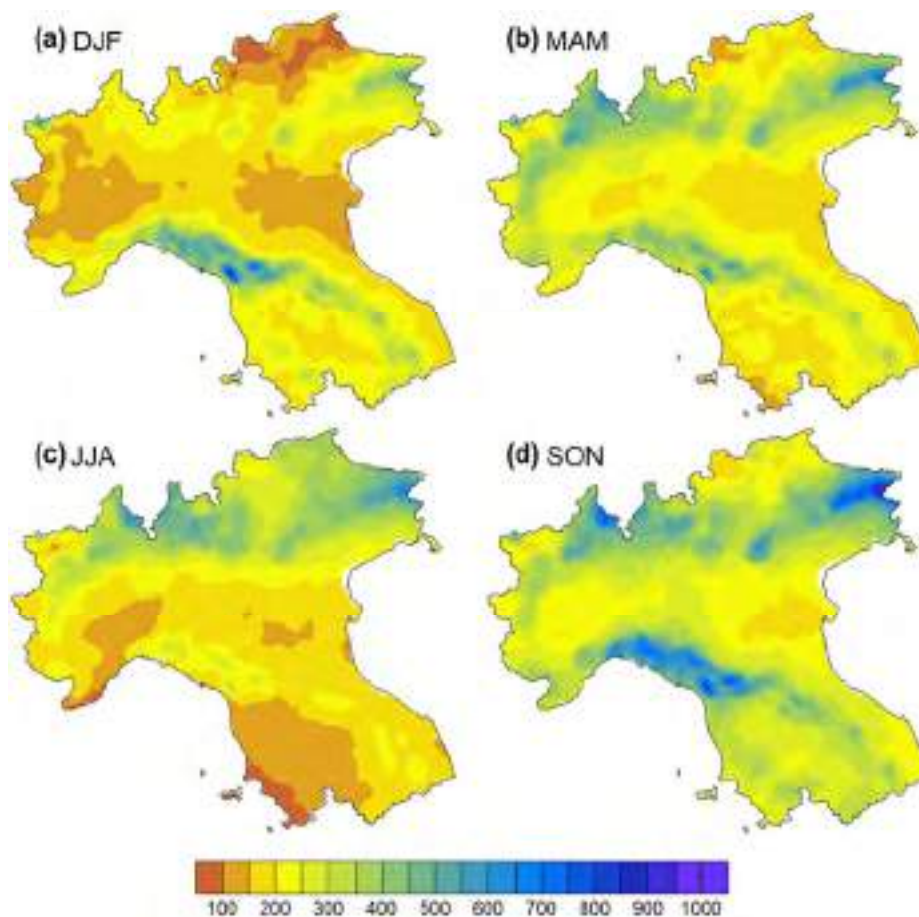


Fig. 3 ArCIS: precipitazione totale (mm) per ciascuna stagione mediata nel periodo 1961-2015.

Si sono inoltre confrontate e descritte le tendenze lineari per tutto il periodo di interesse e si è evidenziato che, sebbene le serie storiche delle precipitazioni medie annue totali sull'area l'Italia centro-settentrionale non mostrino tendenze lineari significative, questi trend sono presenti a livello locale.

In particolare, andamenti negativi statisticamente significativi delle precipitazioni annue totali sono stati riscontrati nell'Italia centrale e nella parte interna della pianura Padana, mentre tendenze lineari significativamente positive sono presenti in diverse zone delle Alpi e sulla costa ligure.

Le stagioni più colpite dai cambiamenti in termini di precipitazioni sono l'estate e l'autunno, che, nella maggior parte delle zone ARCIS, rappresentano rispettivamente la stagione più asciutta e più piovosa dal punto di vista della norma climatiche.

L'analisi del dataset (Fig.4) evidenzia come negli ultimi 40 anni in estate vi siano delle tendenze positive nelle aree prossime ai confini nazionali settentrionali, mentre tendenze negative statisticamente significative si riscontrano in alcune parti del resto del territorio ARCIS (Fig.4c). Il numero di giorni umidi (wet days) sta diminuendo in modo significativo su gran parte del territorio, viceversa il 90 ° percentile di precipitazioni è in forte aumento su gran parte dell'area alpina e sulla pianura padana settentrionale. Nella parte meridionale della Valle del Po e nell'Italia Centrale, le precipitazioni estive stanno diventando meno frequenti ed intense.

In autunno le precipitazioni totali sono caratterizzate da trend positivi significativi su vaste aree del Nord Italia e invece da tendenze negative nelle aree interne dell'Appennino centrale (Fig. 4d). La lunghezza massima dei periodi secchi diminuisce significativamente in autunno nella maggior parte del centro nord Italia, mentre il numero di giornate umide presenta tendenze negative, ma per lo più non significative, un po' su tutto il dominio di studio.

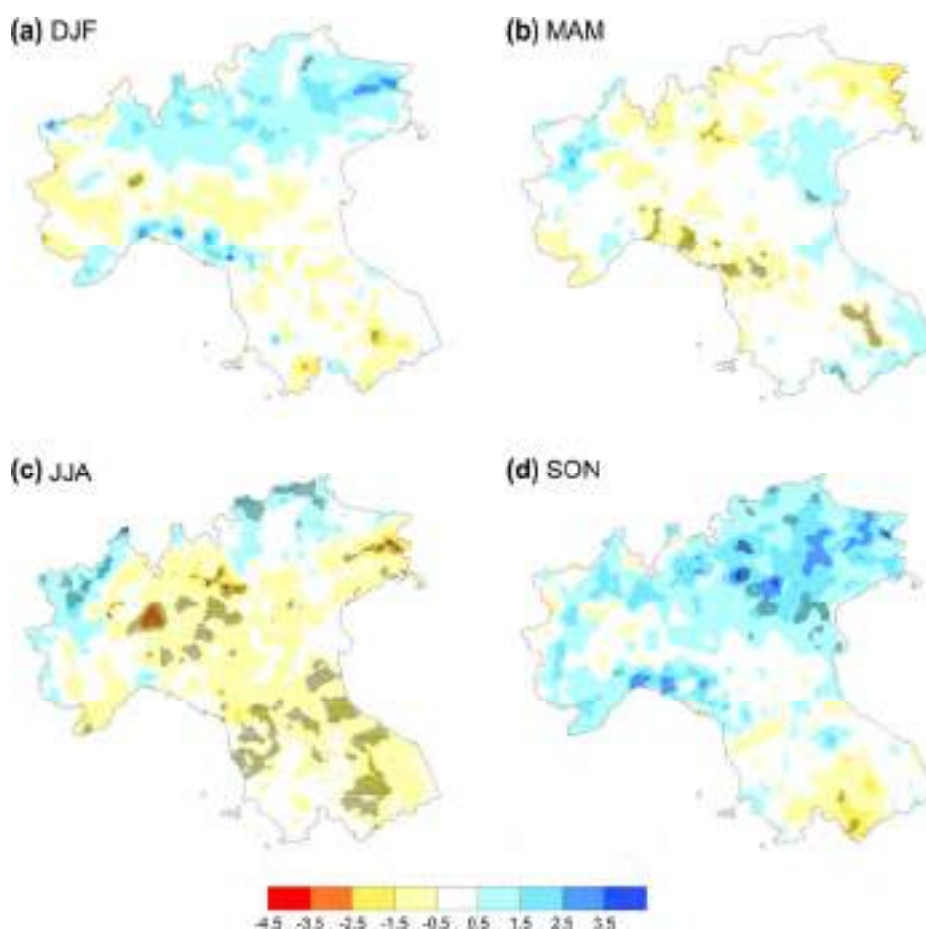


Fig. 4: mappe dei trend lineari della precipitazione totale stagionale nel periodo 1961-2015 sull'area ARCIS. Le aree tratteggiate indicano una significatività statistica del 95%.



CONCLUSIONI

Il Gruppo di lavoro interregionale ArcCIS ha realizzato un dataset di precipitazioni giornaliere ad alta risoluzione spaziale (5km) interpolando i dati di oltre 1000 stazioni di misura storiche presenti sul territorio del centro nord Italia negli anni dal 1961 al 2015.

I dati misurati, opportunamente controllati per omogeneità, sincronicità e consistenza storica, hanno fatto da input al dataset il quale è stato successivamente validato con altri prodotti analoghi presenti sull'area di studio. Il confronto ha evidenziato l'alto valore del dataset ARCIS nel riuscire a cogliere le variazioni climatiche a scala locale nel centro-nord Italia, grazie all'alta risoluzione (5km circa) e al cospicuo numero di stazioni di misura incluse in questa analisi oggettiva.

La realizzazione di tale strumento è importante non solo per avere una base dati completa e consistente finalizzata agli studi di impatto del Cambiamento Climatico sull'area centro settentrionale della penisola italiana, sia in termini di medie sia in termini di tendenze ed estremi meteo climatici ma anche come mezzo di validazione o inizializzazione dei modelli climatici regionali ad alta risoluzione che si stanno sempre più diffondendo presso la comunità scientifica.

L'analisi dei dati storici ha confermato come non si possa identificare univocamente una tendenza comune all'area, ma localmente si possono distinguere tendenze negative nella parte interna della Pianura Padana e positive sulle Alpi. Anche gli indicatori connessi alla precipitazione (giorni umidi, periodi secchi, intensità di pioggia) mostrano comportamenti disomogenei sull'area, suggerendo una trattazione locale del segnale climatico e considerazioni che debbono essere valutate anche e soprattutto a scala stagionale.

Infine, è in campo da parte del Gruppo di Lavoro ARCIS, una serie di attività volte a garantire l'alimentazione continua del dataset con i dati di misura della pioggia rilevati a cadenze mensili in tempo quasi-reale. In questo modo si realizza una base dati costantemente alimentata ed aggiornata con i dati relativi al clima attuale. Quest'ultimo risultato verrà raggiunto già nel corso dell'anno 2019.

Bibliografia

Antolini G, Auteri L, Pavan V, Tomei F, Tomozeiu R, Marletto V (2016) *A daily high-resolution gridded climatic data set for Emilia-Romagna, Italy, during 1961–2010*. *Int J Climatol* 36(4):1970–1986

Crespi A, Brunetti M, Lentini G, Maugeri M (2018) *1961–1990 high resolution monthly precipitation climatologies for Italy*. *Int J Climatol* 38:878–895. <https://doi.org/10.1002/joc.5217>

Haylock MR, Hofstra N, Klein Tank AMG, Klok EJ, Jones PD, New M (2008) *A European daily high-resolution gridded dataset of surface temperature and precipitation*. *J Geophys Res* 113:D20119. <https://doi.org/10.1029/2008J D10201>

Isotta FA, Frei C, Weilguni V, Percec Tadic M, Lassegues P, Rudolf B, Pavan V, Cacciamani C, Antolini G, Ratto SM, Munari M, Micheletti S, Bonati V, Lussana C, Ronchi C, Panettieri E, Marigo G, Vertacnik G (2014) *The climate of daily precipitation in the Alps: development and analysis of a high-resolution grid dataset from pan-Alpine rain-gauge data*. *Int J Climatol* 34(5):1657–1675

Pavan V, Antolini G, Agrillo G, Auteri L, Barbiero R, Bonati V, Brunier F, Cacciamani C, Cazzuli O, Cicogna A, De Luigi C, Maraldo L, Marigo G, Millini R, Panettieri E, Ratto S, Ronchi C, Saibanti S, Sulis A, Tomei F, Tomozeiu R, Torlai I, Villani G (2013) *The ARCIS project*. *Ital J Agrometeorol* 2(2013):51–55



Il cambiamento climatico in Piemonte

Simona Barbarino¹, Nicola Loglisci¹

¹ Arpa Piemonte - Dipartimento Rischi Naturali e Ambientali - Via Pio VII, 9 10135 Torino

nicola.loglisci@arpa.piemonte.it

Abstract

Il territorio piemontese, così eterogeneo per la sua specificità orografica che alterna zone pianeggianti a realtà collinari e montane passando per l'ambiente alpino, nonché per la fitta rete idrica che passa sul suo territorio, determina una notevole complessità meteorologica e climatica. Lo studio di tale complessità legata al clima passato e a quello futuro è stata possibile attraverso le elaborazioni eseguite a partire dalla ricca rete di monitoraggio di ARPA Piemonte e dei recenti modelli ad alta risoluzione che descrivono gli scenari futuri secondo quanto indirizzato dall'IPCC [1]. Nel contesto generale del cambiamento climatico il clima piemontese, analizzato a partire dalle serie storiche dei dati osservati della rete di monitoraggio degli ultimi sessant'anni, segue tendenze analoghe a quanto descritto a livello globale dal V rapporto sul clima dell'IPCC [1], un trend positivo sulle temperature e sul numero massimo di giorni secchi consecutivi annuali, un cambiamento nel regime pluviometrico a cui è connessa una maggiore frequenza di occorrenza di eventi estremi e una diminuzione di neve cumulata sul settore alpino nel periodo invernale, ma con specificità legate alla sua complessità fisica. Anche dalle proiezioni future sul Piemonte derivate dai recenti modelli ad alta risoluzione per due scenari emissivi diversi (RCP4.5 secondo cui le emissioni di CO₂ raggiungeranno una stabilizzazione verso la fine del XXI secolo e RCP8.5, per il quale il tasso di emissioni rimarrà come l'attuale, senza azioni di mitigazione) si ottengono conferme di tali tendenze, con variazioni attese ancora più marcate rispetto a quelle osservate nel recente passato.

[1] IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Valutazione dell'impatto sulla qualità dell'aria di un impianto di smaltimento e recupero di rifiuti pericolosi mediante utilizzo di "Polar Plot" e interpolazione spaziale dei dati

C. Littera, D. Bianchi, C. Otta, V. Ameglio, L. Erbetta, G. Mensi, E. Scagliotti¹.

¹Arpa Piemonte, Dipartimento Territoriale Piemonte Sud Est, Struttura Semplice Attività di Produzione

c.littera@arpa.piemonte.it

Riassunto

Lo studio in esame ha voluto approfondire episodi ricorrenti di inquinamento da biossido di zolfo presso un'area altamente industrializzata, situata nella parte meridionale della provincia di Alessandria in prossimità di un'azienda che opera nel settore dello smaltimento e recupero di rifiuti pericolosi con produzione di acido solforico ubicata nel comune di Serravalle Scrivia. Il piano di monitoraggio ha previsto anzitutto la modellizzazione meteo-dispersiva delle ricadute delle emissioni inquinanti dell'azienda sulle aree circostanti, sulla base delle quali sono stati individuati due punti di monitoraggio di SO₂ correlati mediante "Polar Plot" alle direzioni dei venti e ai dati orari di SO₂ forniti del sistema di monitoraggio in continuo delle emissioni, confermando le dinamiche ipotizzate di trasporto dell'inquinante tra sorgente e ricettori. A completamento dell'indagine è stata condotta una campagna di misure spazialmente distribuite, volta a definire le concentrazioni dell'inquinante presso la zona limitrofa all'azienda con l'ausilio di campionatori passivi per la misura di ossidi di zolfo. La stazione fissa di monitoraggio Arpa della qualità dell'aria è stata utilizzata come ulteriore punto di controllo sopravento rispetto allo stabilimento. L'interpolazione spaziale dei dati di misura ha evidenziato un impatto significativo delle concentrazioni di SO₂ presso zone abitate in prossimità della sorgente.

INTRODUZIONE

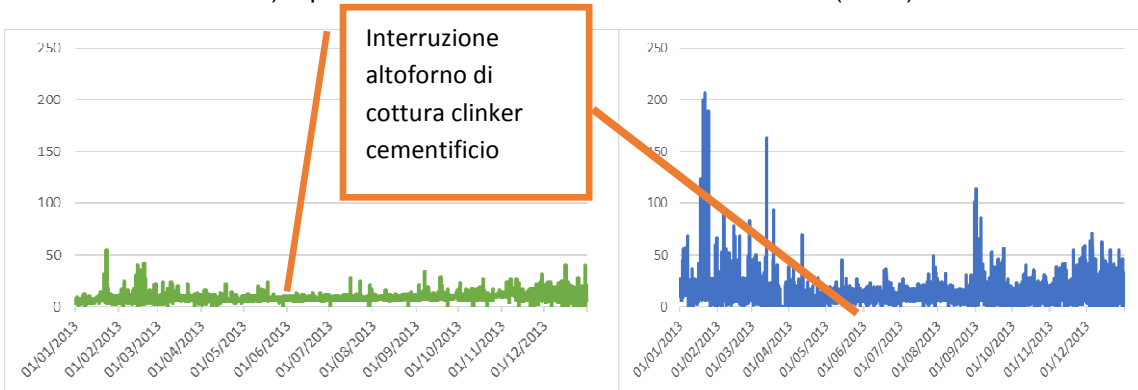
Presso le stazioni fisse di rilevamento della qualità dell'aria ubicate nel comune di Arquata Scrivia e Serravalle Scrivia come stazioni di fondo industriale, sono stati osservati negli anni picchi di concentrazioni di SO₂ anomali e sensibilmente superiori ai dati registrati dalle stazioni della rete regionale piemontese. Di norma, in assenza di particolari sorgenti, la concentrazione di SO₂ in aria risulta ovunque bassa e ampiamente al di sotto dei limiti di legge, grazie alla riduzione del tenore di zolfo nei combustibili ed alla progressiva eliminazione degli oli pesanti come combustibili da riscaldamento. L'area in esame risultava storicamente interessata dalla presenza di più attività industriali con emissioni significative di composti dello zolfo. Un primo studio modellistico effettuato nel 2007 ha stimato gli impatti di tre sorgenti principali: un cementificio, alcune sorgenti da traffico e un'azienda di trattamento rifiuti con recupero di acido solforico. I risultati della simulazione modellistica sono sintetizzati in tabella n°1.

Tab n° 1 – Biossido di zolfo SO₂: contributo delle diverse sorgenti riferito all'anno 2007 presso le stazioni di qualità dell'aria di Arquata Scrivia, Serravalle Scrivia

	SO ₂ (µg/m ³)	Contributo cementificio	Contributo azienda produttrice H ₂ SO ₄	Contributo sorgenti lineari	Contributo totale
Arquata Scrivia	Media annuale	2.9	< 0.1	0.1	3
	Max mhh	106.5	1.8	1	106.6
	99.7° percentile medie orarie	64.3	0.7	0.6	64.5
	Max mdd	16.5	0.2	0.3	16.6
	99.2° percentile medie giornaliere	14.4	0.2	0.3	14.6
Serravalle Scrivia	Media annuale	1.2	0.1	0.1	1.4
	Max mhh	42.8	4.1	2	43
	99.7° percentile medie orarie	26.2	1.9	1.2	26.5
	Max mdd	8.1	0.7	0.6	8.6
	99.2° percentile medie giornaliere	7.2	0.5	0.5	7.4

Il contributo del cementificio risultava nettamente prevalente, ciononostante le concentrazioni di SO₂ registrate dalle stazioni fisse si sono mantenute elevate anche successivamente all'interruzione dell'attività dell'altoforno del cementificio (grafici n°1 e 2).

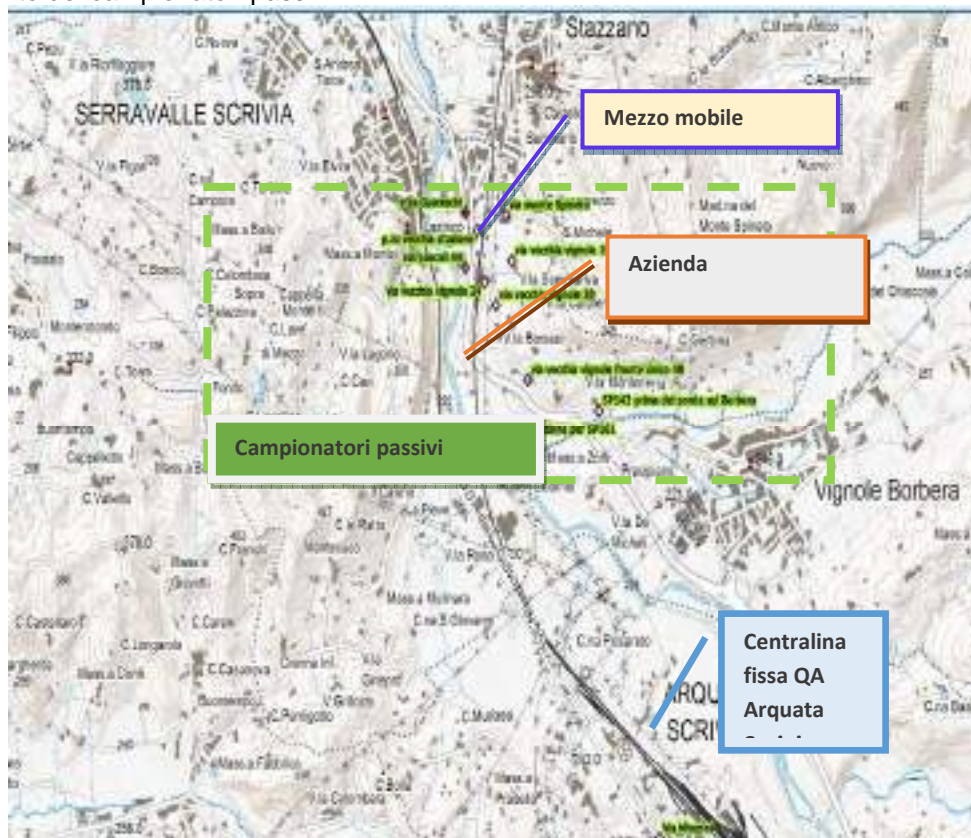
Grafici 1 e 2- Biossido di zolfo SO₂: concentrazioni rilevate presso la stazione fissa di Arquata Scrivia (in verde) e presso la stazione fissa di Serravalle scrivia (in blu) nell'anno 2013.



PIANO DI MONITORAGGIO

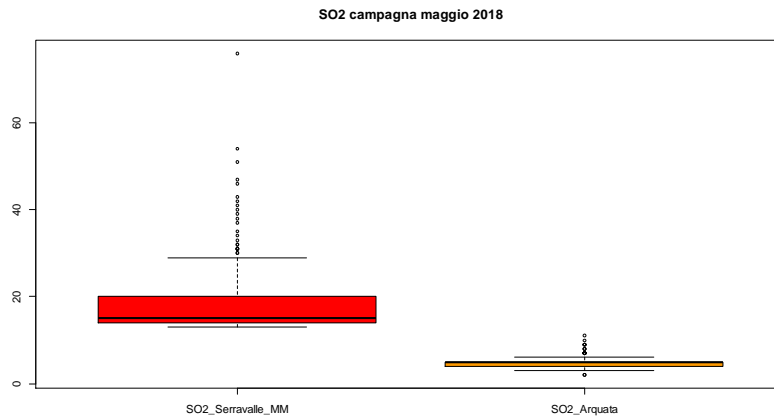
Ai fini della valutazione delle ricadute a livello locale delle emissioni della sorgente industriale rimasta in attività, si è messo in atto un monitoraggio con campionatori dedicati individuando alcune postazioni significative al fine di mettere in relazione i risultati con le emissioni dello stabilimento e le direzioni del vento. Per la particolarità dell'impianto, l'azienda è soggetta ad una autorizzazione alle emissioni con gli stessi limiti emissivi degli impianti di incenerimento rifiuti ed è dotata di un sistema di monitoraggio in continuo delle emissioni che monitora i principali effluenti gassosi a valle del trattamento finale dei fumi ogni 30 minuti. Il monitoraggio si è svolto in due successive campagne e con differenti modalità operative (stazione mobile con analisi oraria di SO₂ e utilizzo di campionatori passivi per la misura di SO₂ su 7 giorni).

Figura 1 – Localizzazione dell'azienda produttrice di acido solforico ed individuazione del laboratorio mobile in Serravalle Scrivia, della stazione di monitoraggio fissa di qualità dell'aria in Arquata Scrivia e dell' area di posizionamento dei campionatori passivi



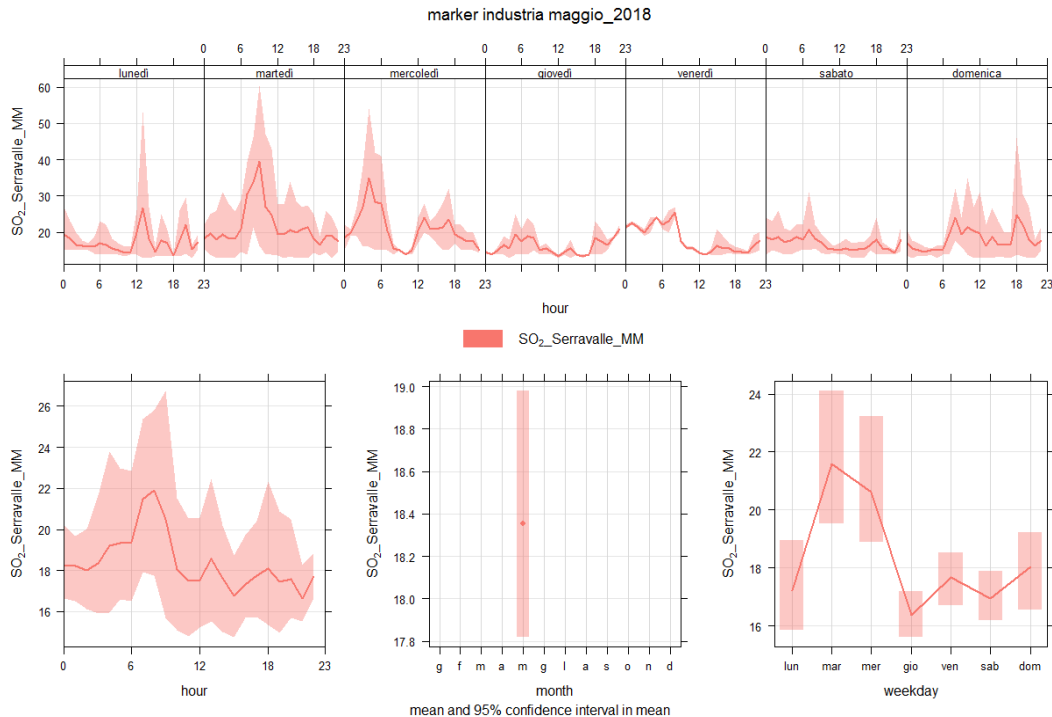
Il laboratorio mobile, posizionato in Serravalle Scrivia, risulta sottovento rispetto alle emissioni dell'azienda quando i venti spirano da Sud verso Nord mentre la stazione fissa di monitoraggio Arpa della qualità dell'aria di Arquata, viene utilizzata come ulteriore punto di controllo sopravvento rispetto allo stabilimento. Nel grafico n° 3 sono riportati gli andamenti orari di SO₂ registrati durante la campagna con laboratorio mobile confrontati con quelli registrati nella vicina stazione di Arquata che mostrano livelli decisamente elevati rispetto al fondo.

Grafico n° 3-Biossido di zolfo SO₂: distribuzione delle concentrazioni orarie rilevate presso il laboratorio mobile in Serravalle scriviva, confrontate con quelle della centralina qaria di Arquata Scrivia.



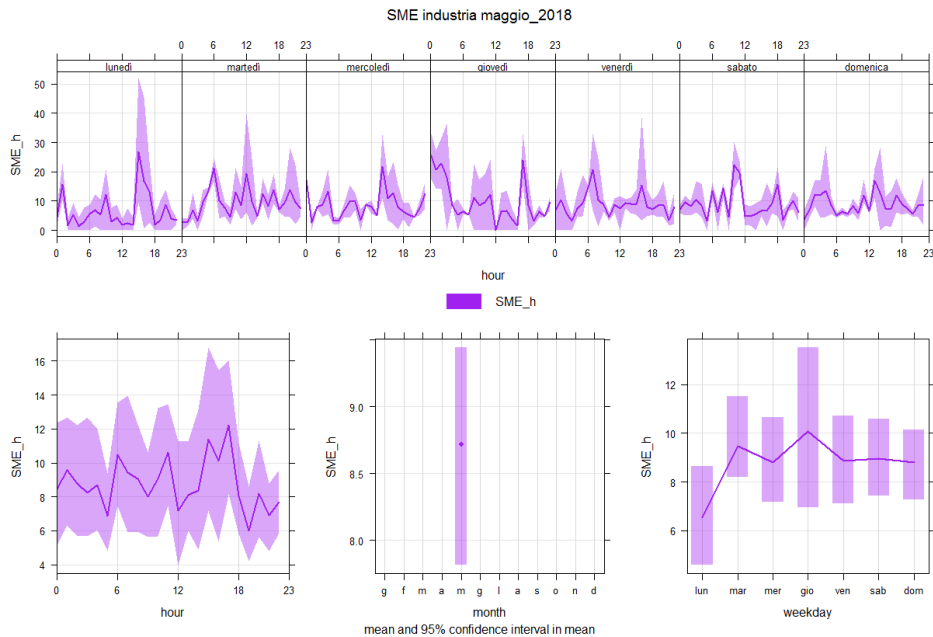
Sono stati analizzati nel successivo grafico n.4 i dati di SO₂ della postazione mobile nelle ore del giorno e nei giorni della settimana.

Grafico n° 4-Biossido di zolfo SO₂: giorno tipo, settimana tipo, variazione mensile delle concentrazioni orarie rilevate presso il laboratorio mobile in Serravalle Scrivia_ µg/m³



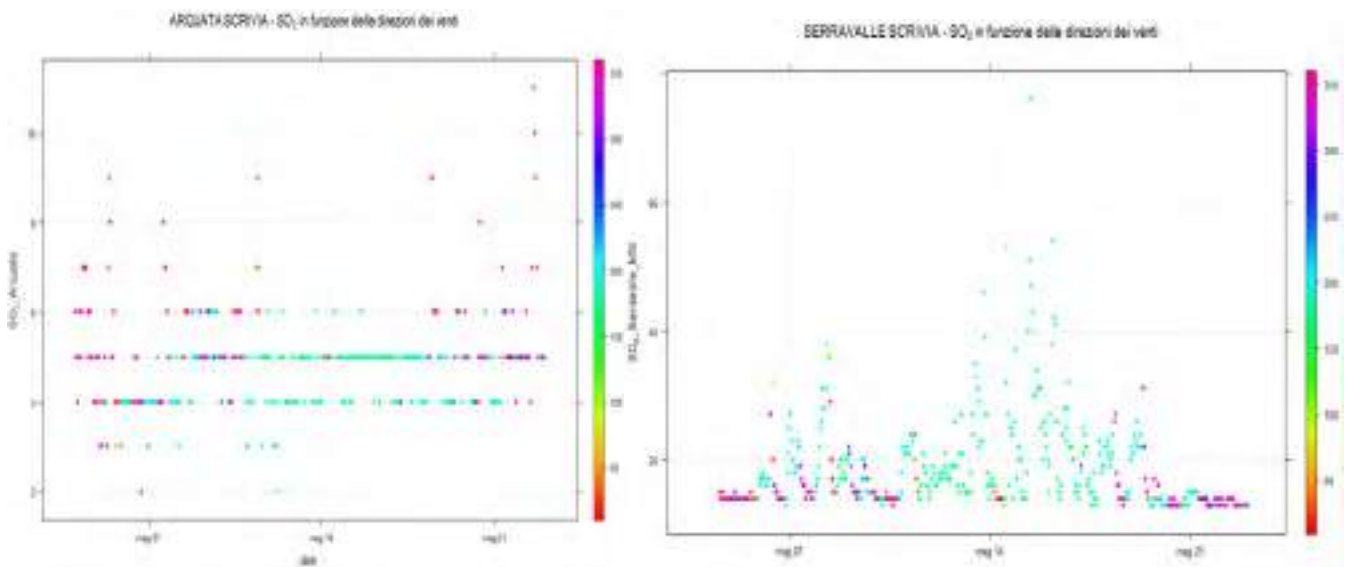
Parallelamente il grafico n°5 riporta i valori orari di emissione di SO₂ registrati al camino della azienda tramite il sistema di monitoraggio in continuo delle emissioni dai quali si evidenzia una estrema variabilità delle concentrazioni.

Grafico n° 5-Biossido di zolfo SO₂: giorno tipo, settimana tipo, variazione mensile delle concentrazioni orarie rilevate presso lo sme del camino E1, azienda produttrice di acido solforico mg/Nm³



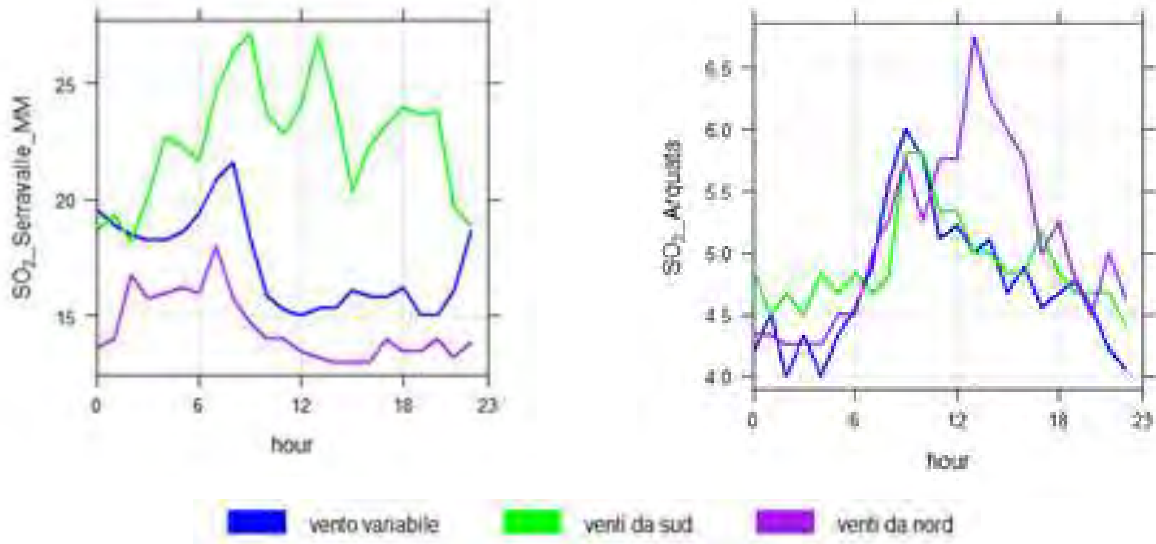
Dai grafici n° 4 e 5 apparentemente non emerge nessuna correlazione diretta tra le emissioni di SO₂ dell'azienda ed i livelli di SO₂ registrati dal mezzo mobile, se però si tiene in considerazione la direzione dei venti misurata dai sensori del mezzo emerge la dipendenza tra i dati. Tale dipendenza si riscontra, in misura minore, anche per i picchi di SO₂ registrati presso la stazione fissa di Arquata. La stazione di Arquata Scrivia e la postazione di misura temporanea di Serravalle sono infatti rispettivamente collocate a Sud e a Nord dello stabilimento e risentono dei venti locali che spirano lungo l'asse Nord-Sud.

Grafici n° 6 e 7-Andamenti orari delle concentrazioni di SO₂ a Serravalle e Arquata: la scala colore corrisponde alle direzioni dei venti: in azzurro-verde le direzioni da sud verso nord, in rosso-viola le direzioni da nord verso sud



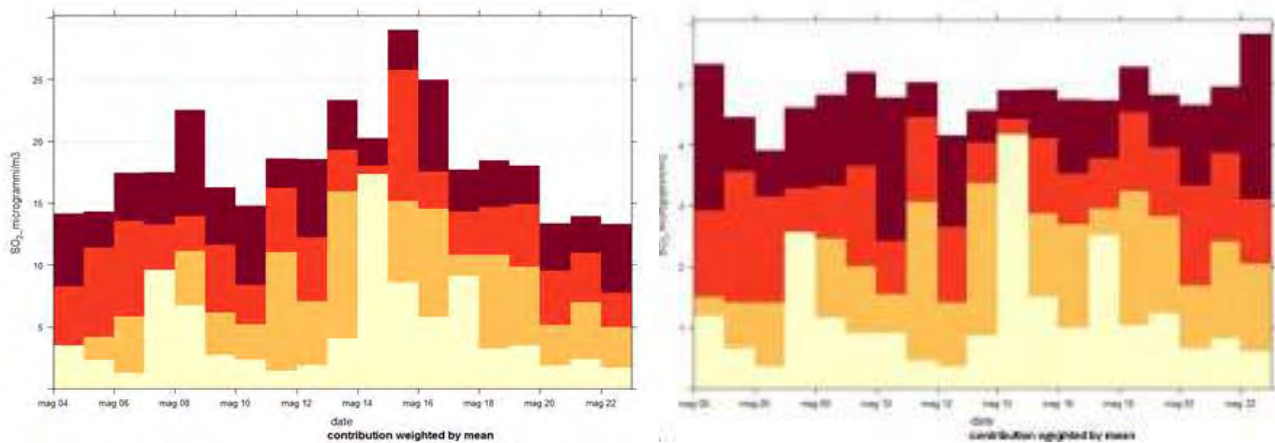
L'effetto dei venti è ancor più evidenziato dall'analisi dei valori registrati in base alle differenti direzioni dei venti (grafici n° 8 e 9) in cui emerge che in tutte le postazioni i valori di inquinante di alzano quando la postazione è sottovento rispetto alle emissioni della azienda.

Grafico n° 8 e 9-Andamenti delle concentrazioni medie sulle ore del giorno a Serravalle ed Arquata suddivise in base alle direzioni dei venti: i livelli più alti (verde) si hanno in concomitanza con venti da Sud in Serravalle- in Arquata i livelli più alti (in viola) si hanno in concomitanza di venti da Nord



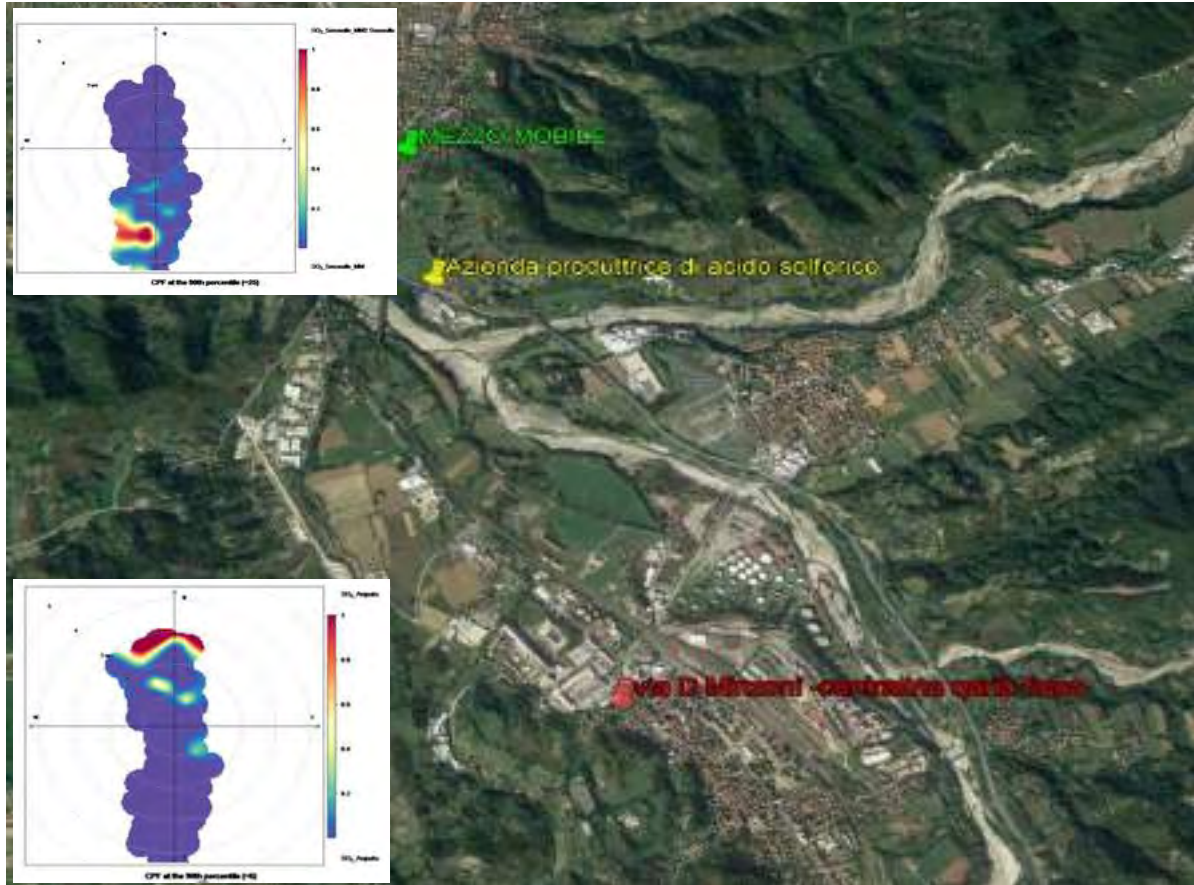
Graficando inoltre le concentrazioni di SO₂ registrate nelle due postazioni in funzione delle variazioni di emissioni di SO₂ al camino dell'azienda, emerge una correlazione per entrambe le postazioni tra picchi in emissione e picchi registrati presso le stazioni, il tutto modulato dallo spirare dei venti.

Grafico n° 10 e 11_ Andamenti giornalieri delle concentrazioni di SO₂ a Serravalle e Arquata – la scala colore corrisponde alle emissioni della ditta: in rosso scura le emissioni elevate che corrispondono anche a valori elevati di SO₂ registrati dalla stazione mobile.



Al fine di individuare una precisa relazione causa-effetto tra sorgente e ricettori, risulta particolarmente efficace l'uso dell'analisi multivariata tramite l'utilizzo del software R e del pacchetto open-source OpenAir mediante lo strumento dei "polar plot" che tiene in considerazione tutte le variabili in gioco contemporaneamente.

Figura 2 – Polar-plot che evidenziano la provenienza dei picchi di inquinamento da SO₂



Da questa analisi si ottiene un grafico in coordinate polari in cui ogni punto del piano è identificato da un angolo, che individua la direzione di provenienza del vento, da una distanza dal centro, che indica la velocità del vento, e da un colore che rappresenta, secondo la scala indicata nella legenda, una probabilità (CBPF) che si verificano valori di picco superiori al 90°percentile della concentrazione dell'inquinante in corrispondenza di determinati valori di direzione e velocità del vento. L'analisi evidenzia la provenienza dei picchi di inquinamento in corrispondenza unicamente di venti da Nord con velocità tra i 2 e 3 m/s per Arquata ed in corrispondenza di venti da Sud con velocità tra i 3 e 4 m/s per Serravalle ovvero quando le postazioni sono alternativamente sottovento rispetto all'azienda evidenziando significative emissioni di SO₂ dai propri camini.

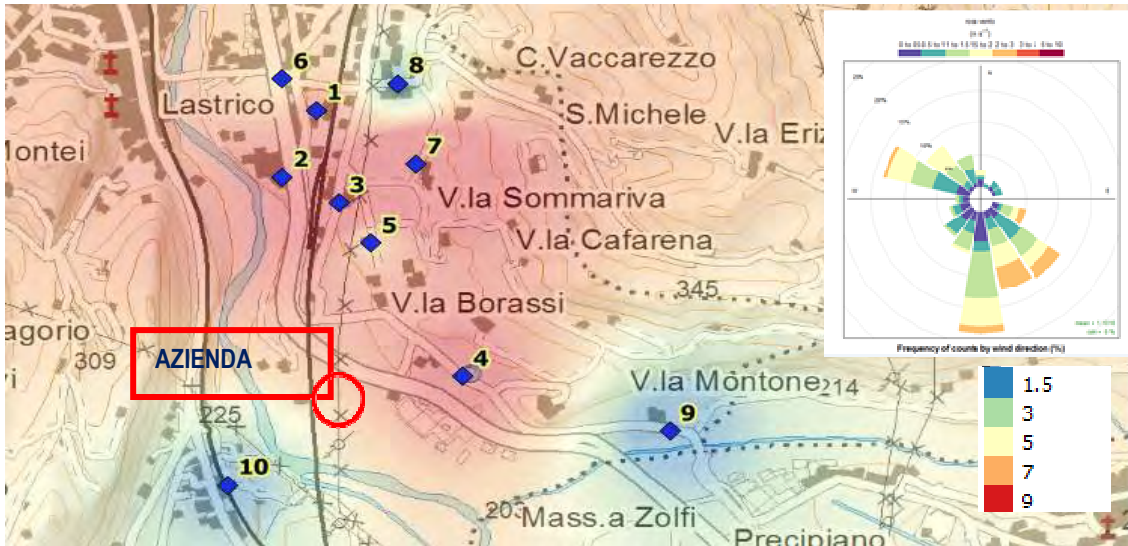
La campagna di monitoraggio con mezzo mobile è stata seguita da una campagna con rivelatori passivi avente la finalità di quantificare la concentrazione di SO₂ nell'intorno dello stabilimento presso i ricettori e ricavare una distribuzione spaziale dell'inquinante sulla base della direzione dei venti dominanti. Le misure della seconda campagna di monitoraggio, della durata di 7 giorni, hanno riguardato 11 punti di campionamento presso aree abitate prossime all'azienda produttrice di acido solforico, sottovento rispetto alle direzioni principali dei venti della zona. Le concentrazioni di SO₂ riscontrate mostrano alcuni punti con concentrazioni superiori al fondo di area.

Tab n° 2- Biossido di zolfo SO₂: valori di concentrazione riscontrati nella seconda campagna di monitoraggio campionatori passivi in area limitrofa allo stabilimento e nel bianco di campo di Serravalle Scrivia

PUNTO DI MISURA	SO ₂ (µg/m ³)	PUNTO DI MISURA	SO ₂ (µg/m ³)
a	8.4	g	13.3
b	8.8	h	1.7
c	11.3	i	0.9
d	9.4	l	1.3
e	6.9	m	0.9
f	6.2	Bianco di campo	1.5

Le concentrazioni maggiori vengono confermate anche nella distribuzione dei dati della campagna confrontati nello stesso periodo con quelli della stazione fissa di qualità dell'aria di Arquata Scrivia. La distribuzione dei valori con concentrazione superiore al fondo di area si colloca presso l'area a Nord dello stabilimento e sottovento rispetto alle ricadute dei fumi di emissione tenuto conto della direzione dei venti del periodo che è stata prevalentemente da sud e da ovest. L'area interessata da concentrazioni superiori, dislocata sottovento rispetto alle emissioni dello stabilimento, avvalorava l'ipotesi di un contributo legato all'azienda.

Figura 3 – Mappa di isoconcentrazione di SO₂ in µg/m²



In aggiunta ai dati mediati sulla settimana rilevati mediante dispositivi passivi, sono stati considerati i dati orari di SO₂ rilevati dalla stazione fissa di monitoraggio della qualità dell'aria di Arquata Scrivia, confrontandoli parallelamente con i valori orari di emissione di SO₂ registrati al camino dell'azienda tramite SME.

Grafico n° 12-Biossido di zolfo SO₂: giorno tipo, settimana tipo, variazione mensile delle concentrazioni orarie rilevate presso la centralina di qualità dell'aria di Arquata S_ µg/m³

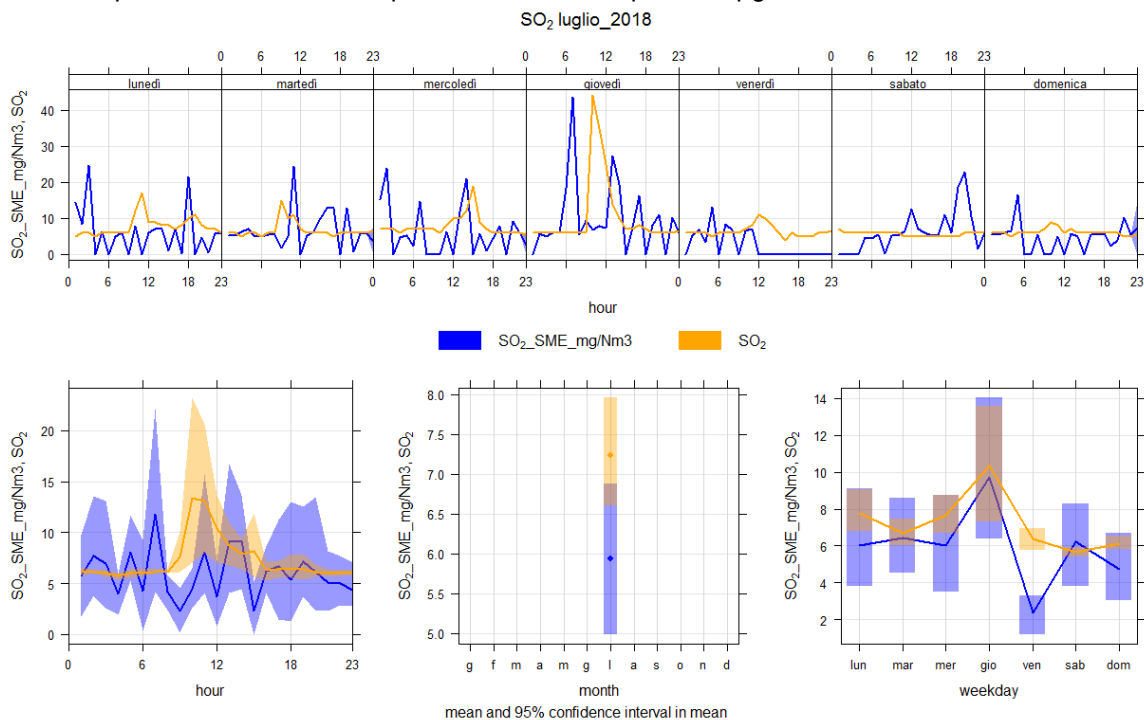
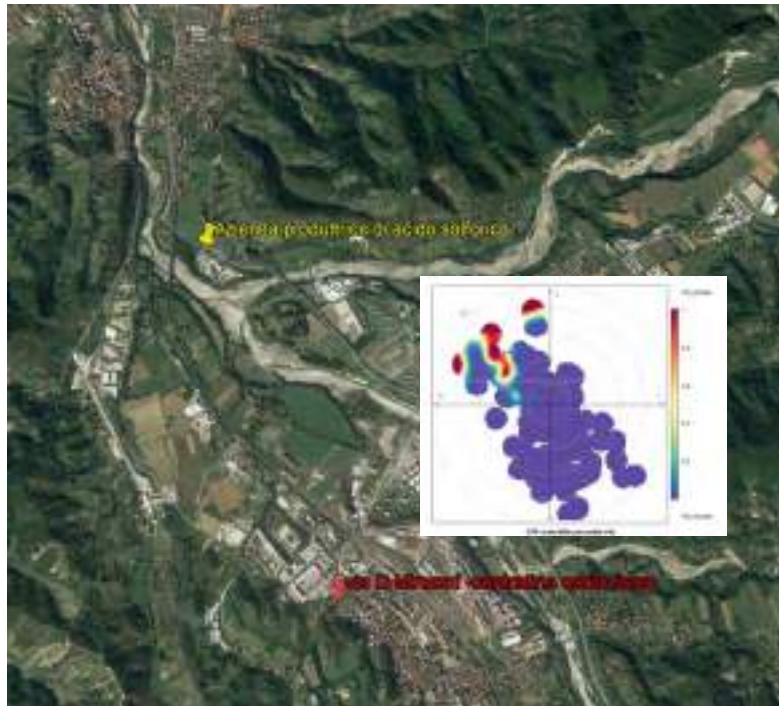


Figura 4 – Polar Plot di SO₂ in µg/m³ relativo al periodo della seconda campagna di monitoraggio



L'analisi multivariata effettuata in analogia alla prima campagna con mezzo mobile, in cui le concentrazioni orarie di SO₂ ad Arquata vengono correlate ai corrispondenti dati di velocità e direzione del vento tramite l'utilizzo del software R e del pacchetto open-source OpenAir, evidenzia la presenza di picchi di concentrazione di SO₂ in corrispondenza unicamente di venti da Nord con velocità tra i 1.5 e 2.5 m/s quando la postazione risulta sottovento rispetto all'azienda.

CONCLUSIONI

L'analisi statistica multivariata, effettuata con l'utilizzo del software R ed in particolare del pacchetto Openair, si è dimostrata un potente mezzo per la conferma della provenienza e dell'intensità di picchi di biossido di zolfo SO₂ registrati presso i punti di monitoraggio di qualità dell'aria. Il campionamento, effettuato con campionatori di tipo "passivo", conferma attraverso la stima di un'interpolazione dati, la distribuzione spaziale dei punti a maggior concentrazione di SO₂ a Nord dello stabilimento, sottovento rispetto alle emissioni dello stabilimento. Analizzando parallelamente i dati orari di SO₂ registrati nella vicina stazione di monitoraggio di Arquata Scrivia, posta a Sud dello stabilimento, si registrano picchi di inquinamento in corrispondenza di venti da Nord come già riscontrato nella prima campagna e in corrispondenza dell'innalzamento delle emissioni di SO₂ registrati al camino dell'azienda.

Lo studio si conferma come utile contributo all'implementazione del piano di miglioramento dell'azienda.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Bardi L., Martini S., Corino F_Arpa Piemonte_ "Utilizzo del Polar plot e della Conditional bivariate probability function (CBPF) nell'analisi dei dati di qualità dell'aria_ Convegno Agenti Fisici_ Alessandria_ Giugno 2016.
- [2] Arpa Piemonte_ Sistemi Previsionali -" Risultati delle simulazioni modellistiche di dispersione in atmosfera del territorio di Arquata Scrivia e comuni limitrofi_ Novembre 2010".
- [3] Carslaw, D.C. and K. Ropkins (2012), Carslaw (2015), Openair —an R package for air quality data analysis.

Monitoraggio Ambientale Smart del PM10: dalla produzione all'analisi del dato

Adriano Fedi¹, Vincenzo Buttafuoco², Cosimo Versace¹, Carlo Alessandro Bertetti²

¹Fondazione Acrotec, Via Magliotto 2, 17100 Savona

²Studio Progetto Ambiente s.r.l., Corso Rosselli 44, 10128 Torino

Contatto: adriano@acrotec.it

Riassunto

In Europa le stime dei decessi prematuri legati all'inquinamento da particolato sottile riportano valori di oltre sessantamila vittime. Il ruolo del monitoraggio ambientale per l'identificazione delle criticità e la loro gestione è fondamentale.

La metodica di riferimento per il rilievo del Pm10 prevede il campionamento gravimetrico, in accordo alla UNI EN 12341:2014, mediante pesatura dei filtri di deposizione del particolato, e gli esiti sono inevitabilmente disponibili solo alcuni giorni successivi alla misura. Sono possibili anche metodiche alternative con tecnologia legata all'attenuazione dei raggi Beta, caratterizzate però da costi della strumentazione significativi.

In questo senso, la continua ricerca di strumenti allo stato dell'arte, in grado di far coincidere esigenze di accuratezza e sensibilità con vincoli di budget, ha condotto alla definizione di una configurazione specifica nel framework del più ampio progetto denominato Paradigma ACRONET. Lo strumento combina gli aspetti etici e sostenibili derivanti dalla connotazione Open (Hardware e Software) e dall'implementazione del principio del light scattering basato su un sensore laser.

La configurazione proposta cerca di ovviare ai limiti intrinseci della strumentazione classica al fine di fornire uno strumento versatile, mediamente economico, in grado di operare in una logica "smart" e al contempo caratterizzato da livelli di affidabilità del dato misurato adeguati all'obiettivo specifico della attività di monitoraggio.

La strumentazione presenta caratteristiche molto interessanti in termini di costi di investimento e gestione, robustezza e versatilità nell'installazione. Inoltre, si appoggia su una rete di trasmissione dati consolidata (rete Acronet) in grado di gestire con affidabilità una significativa mole di informazioni.

L'accuratezza dei rilievi è attualmente oggetto di approfondite verifiche nell'ambito di piani di monitoraggio ambientale finalizzati al controllo delle concentrazioni di PM10 originate da attività di cantiere di grandi infrastrutture di trasporto. La disponibilità di numerose campagne di parallelo con strumenti conformi alle indicazioni della normativa tecnica, hanno consentito di individuare leggi di correzione del dato grezzo in funzione dell'umidità e di raggiungere una buona correlazione tra il dato misurato dagli strumenti gravimetrici e la strumentazione proposta ($R^2 > 0.9$).

1. INTRODUZIONE

Alla data dell'11 febbraio 2019, nella città di Torino, il limite annuale di 35 giorni di superamenti della soglia di 50 microgrammi a metro cubo di PM10 era già stato abbattuto (fonte ARPA Piemonte, dato stazione Rebaudengo).

Da questo esempio e da una moltitudine di altri casi studio reperibili in rete, fino alla procedura di infrazione che la Comunità Europea mantiene aperta per l'Italia, oltre alla posizione non invidiabile delle maggiori città italiane nelle graduatorie mondiali inerenti alla qualità dell'aria, si evince la necessità di un adeguamento normativo e tecnologico. L'obiettivo da raggiungere grazie allo sforzo del legislatore, atto a recepire l'evoluzione strumentale che può essere considerata nei giusti termini, è quello finale di massimizzare l'efficacia delle misure migliorative da intraprendere.

La norma vigente, infatti, impone l'utilizzo esclusivo (ai fini del riconoscimento del dato in sede legale) di strumenti rispondenti perfettamente alla norma tecnica di settore: nel caso delle polveri sottili, i metodi di riferimento sono inquadrati dalla UNI EN 12341:2014 "Aria ambiente - Metodo gravimetrico di riferimento per la determinazione della concentrazione in massa di particolato sospeso PM10 o PM2,5" (Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 2015). I principi riconosciuti sono la gravimetria e l'assorbimento di radiazione β . Il costo di questi strumenti, spesso piuttosto elevato, esclude in gran parte dei casi la possibilità di infittire le reti di misura per rendere il più granulare possibile l'informazione geografica e temporale. Questo aspetto si traduce nell'assenza di punti di misura su aree piuttosto vaste di territorio. Un parziale tentativo di miglioramento dello stato dell'arte

è introdotto dalla Legge 155/2010 e ss.mm.ii. (in particolare, il D.lgs. 250/2012), atta a recepire ed attuare le indicazioni della Direttiva 2008/50 CE: in essa viene suggerita l'adozione di strumenti in grado di effettuare analisi indicative.

Tuttavia, queste, sono, oltre alla modellistica e ad alcune tecnologie accettate, la trasposizione su laboratorio mobile dei metodi di riferimento, con il solo rilassamento della copertura temporale delle misure.

Con approccio simile a quello riscontrabile in letteratura per altre tipologie di inquinanti e sensori (Spinelle et al., 2015), con questo lavoro, si intende dimostrare la possibilità di accettare un nuovo layer di misure indicative rappresentato da dati provenienti da strumentazione "smart". Questi device non devono essere considerati come in grado di sostituire le postazioni delle reti fiduciarie ma, piuttosto, come punti integrativi per l'analisi dei processi in tempo reale. Strumentazioni come quella presentata in questo lavoro consentono di:

- Attestarsi su un ottimo livello di correlazione con i dati fiduciarci;
- Fornire dati/informazioni in tempo reale (fino alla scala del minuto);
- Essere accessibili dal punto di vista dei costi.

Negli ultimi anni, infatti, la crescita tecnologica nei campi dei materiali innovativi e della sensoristica ambientale ha permesso di disporre sul mercato di riferimento di numerosi strumenti e sensori per il monitoraggio della qualità dell'aria alternativi ai metodi tradizionali.

Occorre, tuttavia, effettuare un distinguo importante tra gli strumenti a bassissimo costo, contraddistinti da performance del tutto inadeguate ai fini dell'utilizzo operativo delle misure, e strumenti in grado di fornire informazioni utili sui trend dei processi e, in taluni casi, misure confrontabili con quelle delle reti di riferimento.

Come si intuisce dalle premesse, la dispersione sul territorio di strumenti in grado di effettuare misure real-time consentirebbe di conoscere il superamento di soglie in tempi che permettano controlli immediati e, conseguentemente, interventi più efficaci che difficilmente potrebbero essere messi in atto laddove i dati siano, come nel caso dei più comuni strumenti gravimetrici, l'integrale di un dato giornaliero riferito, come minimo, a tre giorni precedenti, si ricorda infatti che il filtro prima di essere pesato deve essere condizionato in camera climatica per almeno 48 ore.

2. DESCRIZIONE DELLA STRUMENTAZIONE

Lo strumento utilizzato per il lavoro descritto in questo articolo appartiene alle configurazioni derivanti dal progetto Open Hardware e Open Software denominato Paradigma ACRONET. In particolare, la misura di PM10 è normalmente gestita con la Configurazione DEPANIS. La catena di misura di questo sistema di monitoraggio prevede la combinazione di un sensore di polveri, di un sensore composito dedicato alla misura di Temperatura, Pressione e Umidità Relativa entrambi di terze parti, e di una stazione remota realizzata in applicazione del Paradigma.

Come strumenti di misura è fatto ricorso al modello "Lct 12" del produttore Qbit, con filtro ciclonico, già menzionato, tra l'altro, in altri lavori di letteratura (Grechi, 2014), e al modello "8095-N" con scudo solare modello "00841.6", entrambi del produttore Lambrecht. La stazione è il device ACROSTATION della famiglia "O" (outdoor) rilasciato sempre nella sua release più aggiornata. Considerato il tema del presente lavoro, si riportano contenuti specificatamente inerenti al sensore dedicato alla misura delle polveri sottili. LCT-12 è un device prodotto da una micro impresa sita in Regione Toscana (Qbit Srl - <http://www.qbit-optronics.com>) basato sul principio della diffusione di luce laser. Lo strumento include tutti i servizi di misura, dall'elettronica di controllo alla circuitistica pneumatica per l'esecuzione di procedure di misura e calibrazione. Fornisce il dato di misura in formato digitale (ASCII via USB o RS232 o Bluetooth) ad un rate di misura settabile fino ad una misura al secondo. La procedura di autocalibrazione effettuata ad intervalli regolari (programmabili in un intervallo fra pochi minuti e alcune ore) consente una ottima stabilità del dato. La seguente **Tabella 1** introduce i dati di targa del device:

Tabella 1 – Dati di targa LCT12

Grandezza	Valore	Unità
PM Signal Resolution ¹	1/4096	Fondo Scala
PM Signal Accuracy ²	< 1%	Fondo Scala
Maximum PM range ³	10000	µg/m ³
Temperature Resolution ⁴	0,01	°C
Temperature Accuracy ⁴	0,3	°C
Pressure Resolution ⁴	0,01	kPa
Pressure Accuracy ⁴	0,5	kPa
Rel. Humidity Resolution ⁴	0,04	%
Rel. Humidity Accuracy ⁴	+/- 2 (per valori di umidità tra 20 e 80 %)	%

Per la selezione della frazione di interesse, lo strumento è normalmente equipaggiato con un filtro selettore a setto poroso del tipo a ciclone.

Nella stazione è inclusa la Scheda elettronica ACROboard "Station", vero elemento centrale di tutte le configurazioni ACRONET, nella sua release più aggiornata.

Questa scheda è dedicata sia alle funzionalità di raccolta e trasmissione dei dati (viaGPRS, con antenna interna) che alla gestione dell'approvvigionamento di energia alle componenti (e ricarica della batteria buffer).

L'alimentazione è fornita da rete elettrica, per l'alimentazione del sensore, mentre la Station ospita una batteria tampone da 12V 12Ah. Opzionalmente, per l'uso in ambiente cantieristico, la Stazione può essere ospitata in un contenitore idoneo alla risposta IP ad acqua e polveri

Per quanto concerne il funzionamento effettivo della Configurazione, la stazione riceve dallo strumento il segnale e genera, con la stessa continuità, le serie storiche dei dati in forma nativa. Il firmware della configurazione consente la metadattazione, l'integrazione temporale, ed un primo controllo di accuratezza filtrando eventuali valori non consistenti. Il file di configurazione di base è preinstallato nella memoria del microcontrollore a bordo della ACROBoard Station, per la prima accensione.

Il modulo GPRS infine, con un protocollo HTTP non criptato, trasmette i dati secondo quanto previsto dal file di configurazione all'infrastruttura ACRONETWORK, con frequenze di aggiornamento dell'ordine dei minuti.

Il sistema può essere alimentato sia attraverso fonte solare tramite pannello sia attraverso allacciamento alla rete elettrica mediante presa industriale con idonea risposta IP ad acqua e polvere. Questa caratteristica, unita all'ingombro limitato, lo rende molto versatile garantendo la possibilità di installazione anche in situazioni in cui gli strumenti classici risultano di complessa collocazione (assenza di alimentazione elettrica, spazi ridotti, ...).

¹ i dati di risoluzione ed accuratezza della misura del PM sono relativi al segnale ottico prodotto dal campione di particolato. Le analoghe specifiche sul valore in massa di particolato derivano da un processo di taratura che è sensibile al tipo di campione testato (polveri carboniose, come quelle tipicamente invernali dovute ai sistemi di riscaldamento determinano un coefficiente di conversione più alto delle polveri siliciche più tipiche delle misure estive). L'accuratezza del dato in massa, in uno specifico sito ed in uno specifico periodo temporale, deve dunque essere valutata per confronto su un intervallo di alcune ore con un sistema di misura gravimetrico (Metodo primario).

² L'accuratezza della misura è tanto maggiore quanto maggiore è l'intervallo di misura. Per misure di durata superiore ai 10 secondi l'accuratezza può arrivare a livelli migliori di 1 parte su 103.

³ Il range standard settato in Fabbrica corrisponde ad una concentrazione di 1500 µg/m³ a Fondo Scala. Il che produce per quanto indicato al punto (2) una sensibilità di misura migliore di 2 µg/m³ per misure su intervalli di 10 secondi o superiori.

⁴ Opzionali.

3. CASO STUDIO: MONITORAGGIO PM10 IN FASE DI COSTRUZIONE RELATIVO AD UN CANTIERE PER LA REALIZZAZIONE DI UNA INFRASTRUTTURA FERROVIARIA A TORINO

La strumentazione precedentemente descritta è stata efficacemente impiegata nell'ambito dell'attività di monitoraggio in fase di costruzione relativa ad un cantiere per la realizzazione di una infrastruttura ferroviaria a Torino.

Il piano di monitoraggio, avviato a novembre 2017 e attualmente in corso, prevede l'installazione di strumentazione Real Time Smart per il monitoraggio del PM10 in corrispondenza di alcuni ricettori potenzialmente esposti alle emissioni di polveri da parte delle attività di cantiere. In ragione del carattere sperimentale della strumentazione impiegata, gli strumenti Real Time Smart sono stati periodicamente affiancati, su richiesta di ARPA Piemonte, da misure in parallelo con campionatori gravimetrici tipo SKYPOST - TECORA, con metodica conforme a quanto prescritto dalla normativa vigente (Dlgs 155/10 s.m.i. e UNI EN12341 – luglio 2014) al fine di individuare eventuali leggi di correzione del dato grezzo e di verificare l'accuratezza dei rilievi effettuati.

Gli esiti delle attività di monitoraggio nel seguito riportate riguardano in particolare tre postazioni di misura: in **Tabella 2** sono descritte la codifica, l'ubicazione, il periodo di rilievo analizzato e l'elenco delle campagne di parallelo con metodo gravimetrico effettuate. La localizzazione delle centraline è contenuta nella **Figura 1** in cui è anche evidenziata la centralina ARPA Piemonte di Torino Rebaudengo utilizzata come centralina di confronto per evidenziare eventuali anomalie riconducibili alle attività di cantiere. In **Figura 2** è riportata la documentazione fotografica delle diverse installazioni.

Tabella 2 – Postazioni di monitoraggio

Codifica postazione	Periodo di monitoraggio	Campagne parallelo metodo gravimetrico
AT01	01/11/17 ÷ 31/07/18	Parallelo 1: 06/12/17 ÷ 20/12/17 Parallelo 2: 05/04/18 ÷ 19/04/18 Parallelo 3: 06/06/18 ÷ 20/06/18
AT02	29/09/18 ÷ 24/04/19	Parallelo 1: 29/19/18 ÷ 13/10/18
AT04	19/01/18 ÷ 19/09/19	Parallelo 1: 19/01/18 ÷ 30/01/18 Parallelo 2: 11/05/18 ÷ 25/05/18

Figura 1 – Ubicazione postazioni di monitoraggio



Figura 2 – Documentazione fotografica postazioni di monitoraggio

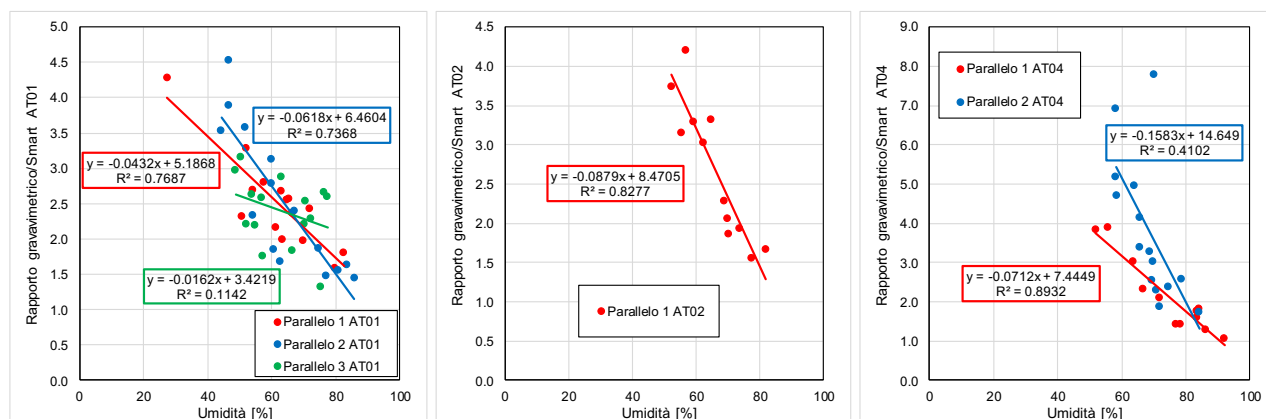


Gli esiti di precedenti campagne di monitoraggio avevano già evidenziato una stretta correlazione tra il tasso di umidità e il coefficiente correttivo da applicare al dato grezzo per allinearlo a quanto rilevato con metodica conforme alla UNI EN12341 – luglio 2014. Il ruolo dell'umidità negli strumenti light scattering a basso costo e non dotati di sistemi di deumidificazione dell'aria è confermato dalla

letteratura tecnica di settore che introduce, tra gli altri fattori, quello della natura igroscopica del particolato (Zieger et al., 2013, Day et al., 2011, Lundgren et al., 2012).

Per tale ragione a valle di ogni campagna di parallelo, sono state costruite le rette di regressione tra l'umidità media del giorno di monitoraggio e il rapporto tra la media giornaliera rilevata dal campionatore sequenziale e quella ottenuta dalla strumentazione Smart Real Time. Le rette individuate in occasione dei 6 paralleli effettuati sono riportate in **Figura 3**. Le campagne di monitoraggio confermano la stretta relazione tra i due parametri evidenziando l'esigenza di "correggere" il dato grezzo mediante una legge lineare funzione del tasso di umidità.

Figura 3 – Rette di regressione Rapporto Gravimetrico/Smart e Umidità



In occasione del primo parallelo effettuato in corrispondenza della postazione AT01, la legge individuata è stata ottimizzata attraverso un processo iterativo sui coefficienti della retta individuata finalizzato ad individuare i valori che, operando sul dato su base oraria, consentissero di ottenere il coefficiente di correlazione più elevato tra i dati medi giornalieri rilevati dalla postazione gravimetrica e quelli relativi alla postazione Real Time Smart (legge parallelo 1 AT01 ottimizzata).

La legge così ottenuta è stata applicata per la correzione del dato grezzo in tutte le postazioni. A valle di ogni parallelo è stata verificata la relazione tra rapporto gravimetrico/smart ed umidità ed individuata l'eventuale nuova legge di correzione. Si è poi proceduto a confrontare gli andamenti di quanto misurato dalla strumentazione gravimetrica e dei dati della postazione Smart corretti sia con la "legge parallelo 1 AT01 ottimizzata" sia con la legge specifica ottenuta a valle di ogni parallelo. Come si può osservare nelle figure seguenti e nei coefficienti di correlazione riportati in **Tabella 3**, le nuove leggi individuate determinano un marginale miglioramento della confrontabilità tra il dato gravimetrico ed il dato smart. Nel Piano di Monitoraggio Ambientale oggetto di analisi, per garantire la confrontabilità dei risultati, si è optato per il mantenimento durante l'intero periodo di monitoraggio della legge di correzione individuata in occasione del primo parallelo.

L'analisi degli esiti dei paralleli effettuati consente di formulare le seguenti considerazioni:

- l'umidità dell'aria ha un ruolo centrale nella individuazione del fattore correttivo da applicare al dato grezzo. Tutti i paralleli evidenziano un incremento del fattore correttivo al diminuire dell'umidità. La legge che descrive tale rapporto può essere ragionevolmente considerata lineare;
- l'applicazione di un coefficiente correttivo funzione dell'umidità consente un significativo miglioramento della confrontabilità tra dato gravimetrico e dato smart;
- le leggi di correzione individuate in ogni parallelo risultano diverse, ma il miglioramento dei risultati non appare particolarmente sensibile alla legge utilizzata, indice di una ragionevole costanza delle prestazioni della strumentazione impiegata.

Tabella 3 – Coefficienti di correlazione gravimetrico/centraline smart

Postazione	Parallelo	Coefficiente di correlazione		
		Gravimetrico/ grezzo	Gravimetrico/ Parallelo1AT01 ottimizzata	Gravimetrico/ Parallelo specifico
AT01	1	0.85	0.93	0.93
AT01	2	0.86	0.95	0.97
AT01	3	0.47	0.59	0.57
AT02	1	0.67	0.89	0.94
AT04	1	0.79	0.94	0.97
AT04	2	0.33	0.59	0.82

Figura 4 – Paralleli Gravimetrico/Postazione Smart AT01

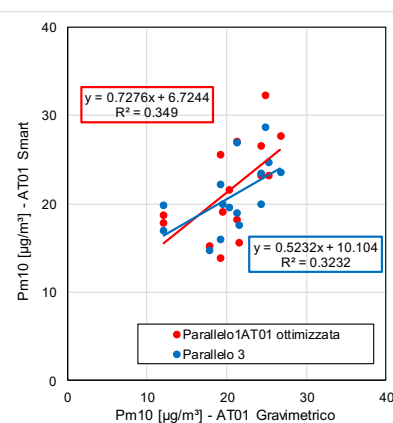
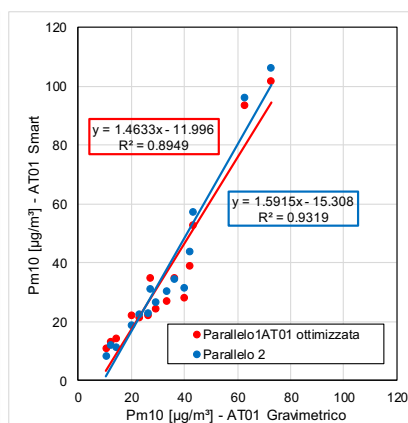
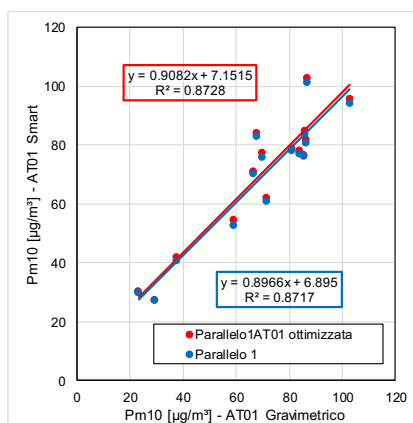
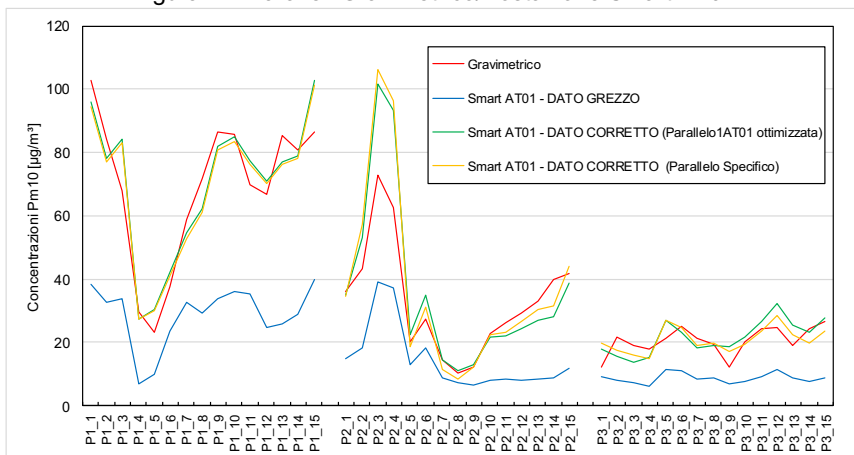


Figura 5 – Paralleli Gravimetrico/Postazione Smart AT02

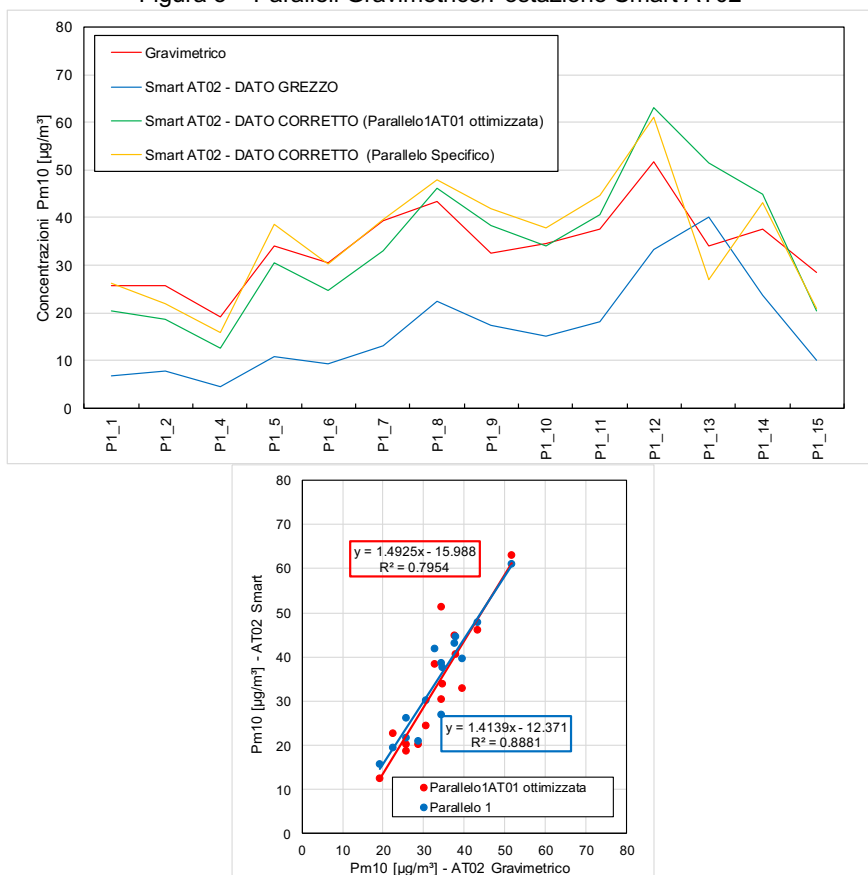
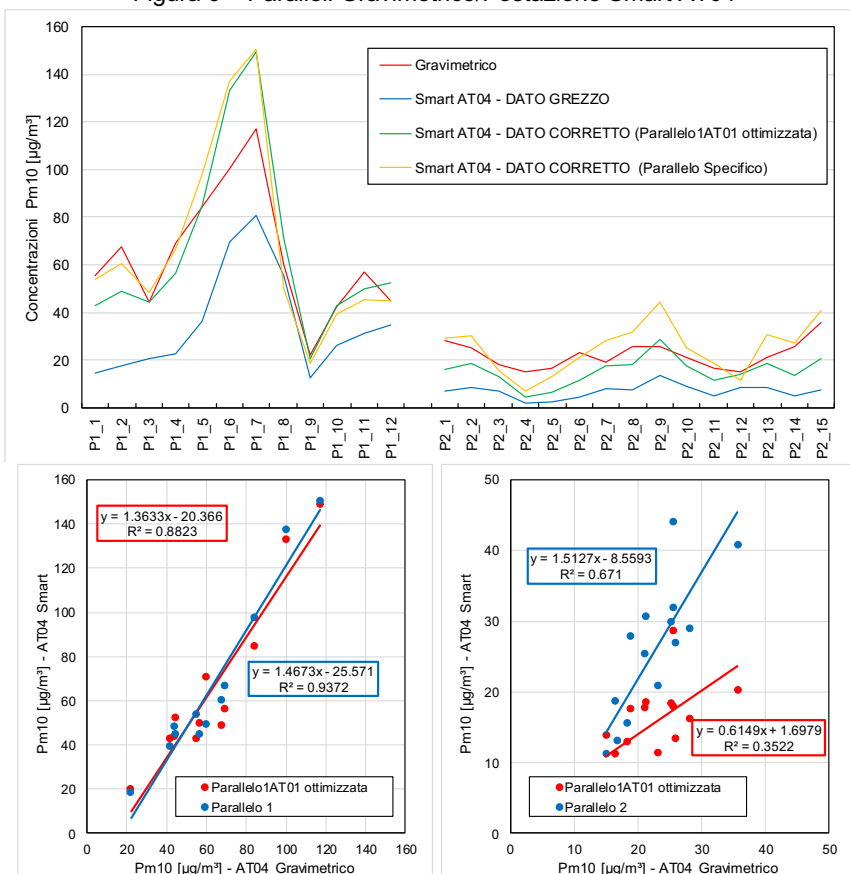


Figura 6 – Paralleli Gravimetrico/Postazione Smart AT04



Oltre all'analisi dei paralleli effettuati si è ritenuto utile confrontare gli andamenti documentati dalle diverse centraline smart e quanto quotidianamente rilevato dalla Centralina ARPA Rebaudengo attraverso strumentazione certificata a raggi beta.

I risultati del confronto per le tre postazioni sono riportati nelle **Figura 7 + Figura 9** in cui, oltre agli andamenti del dato grezzo, del dato corretto mediante la "legge Parallelo1AT01 ottimizzata" e degli esiti dei rilievi presso la Centralina ARPA, è riportata la retta di regressione del confronto tra centralina Arpa e centralina Smart corretta.

Nella **Tabella 4** è contenuto, inoltre, il confronto tra la Centralina ARPA e le centraline Smart, per i periodi di monitoraggio di ogni postazione, considerando la media sull'intero periodo e il numero di superamenti della soglia di 50 µg/m³, ossia degli indicatori previsti per il Pm10 dalla vigente normativa.

L'analisi del confronto tra quanto rilevato dalle Centraline Smart e dalla Centralina ARPA Rebaudengo consente di formulare le seguenti considerazioni:

- le centraline smart sono in grado di cogliere bene la dinamica evolutiva delle concentrazioni di Pm10;
- il confronto tra i parametri di controllo previsti dalla normativa fornisce valori analoghi e le differenze maggiormente significative si osservano in corrispondenza della postazione AT04 che risulta con ogni probabilità caratterizzata da un carico emissivo inferiore, risultando maggiormente defilata rispetto alle infrastrutture stradali presenti nell'ambito di studio.

Tabella 4 – Confronto Centraline Smart/Centralina ARPA Rebaudengo

Postazione	Correlazione Centralina Smart/ARPA	Centralina Smart		Centralina ARPA Rebaudengo	
		Media sul periodo [µg/m ³]	Superamenti 50 µg/m ³ media 24h	Media sul periodo [µg/m ³]	Superamenti 50 µg/m ³ media 24h
AT01	0.93	46.6	92	43.9	88
AT02	0.90	51.4	92	54.0	92
AT04	0.94	28.4	32	33.8	38

Figura 7 – Confronto Centralina Smart AT01 e Centralina ARPA Rebaudengo

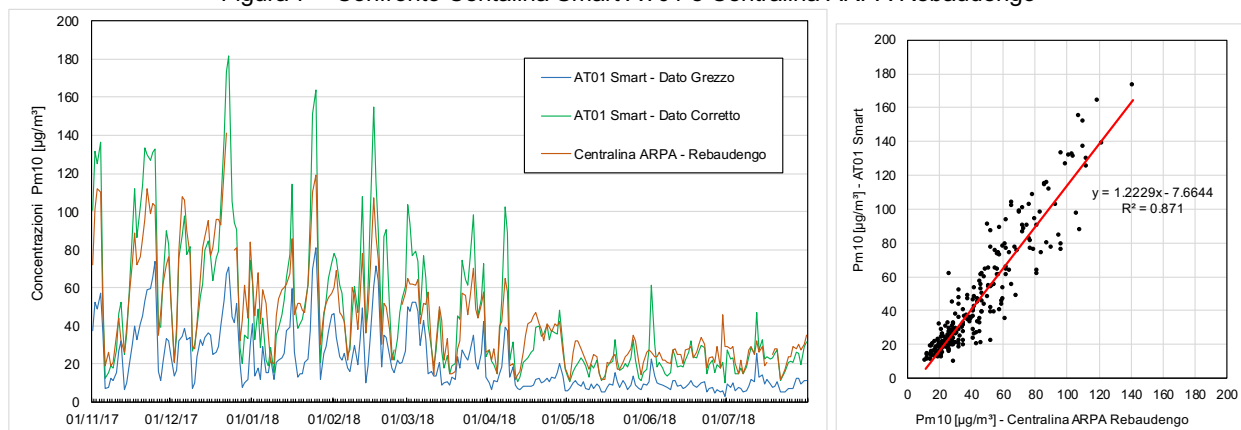


Figura 8 – Confronto Centralina Smart AT02 e Centralina ARPA Rebaudengo

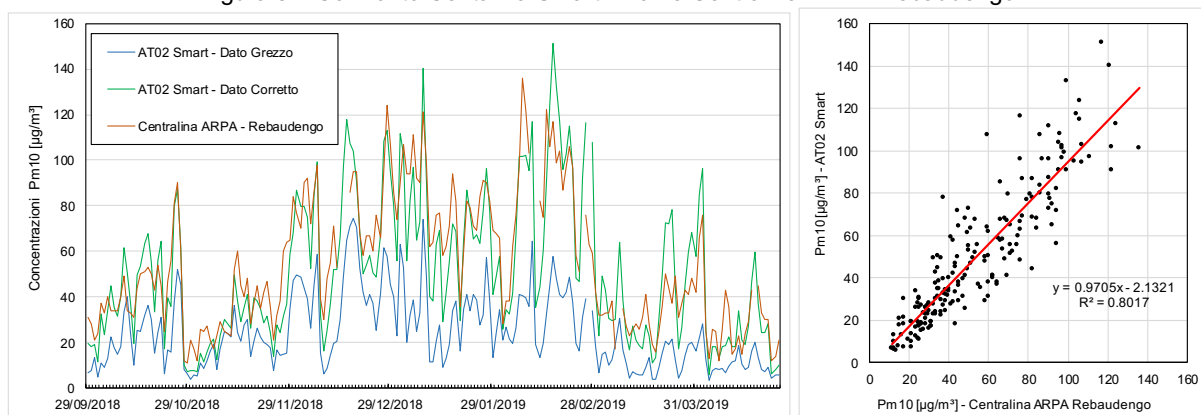
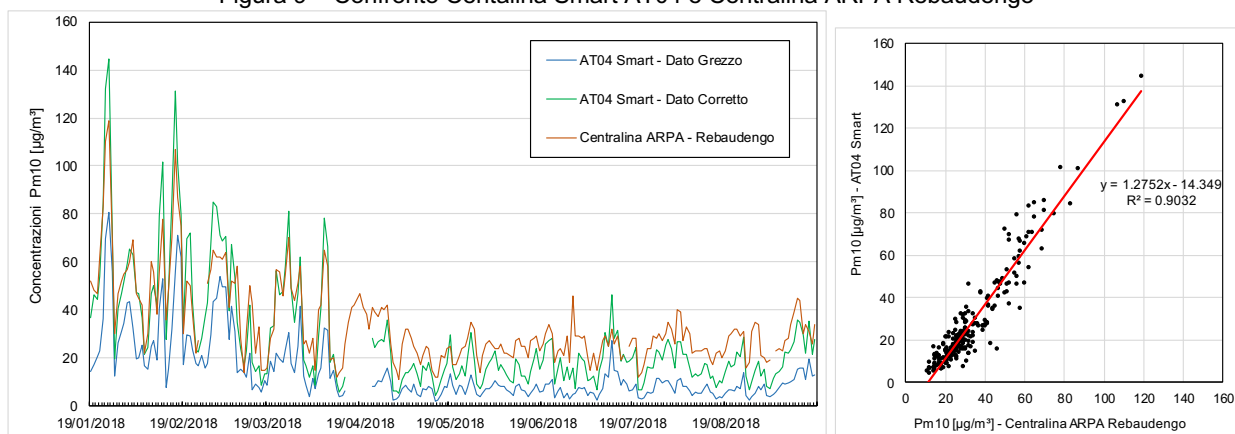


Figura 9 – Confronto Centralina Smart AT04 e Centralina ARPA Rebaudengo



4. CONCLUSIONI E POSSIBILI SVILUPPI

I risultati ottenuti nell'ambito del caso studio analizzato evidenziano la possibilità di utilizzare efficacemente la strumentazione smart sviluppata in accordo al Paradigma ACRONET. La disponibilità del dato di PM10 in tempo reale permette inoltre una ottimale interazione con il responsabile ambientale di cantiere affinché vengano poste in essere, in caso di necessità, gli interventi di mitigazione previsti dal Sistema di Gestione Ambientale.

Il confronto tra le concentrazioni di Pm10 rilevate da postazioni di riferimento ARPA Piemonte e dalla strumentazione smart dimostra sia ottime "performance", con coefficienti di correlazione nella maggior parte dei casi superiori al 90%, sia la dipendenza del dato rilevato dalle condizioni di umidità sito specifica.

Gli sviluppi futuri di questo lavoro prevedono sia richieste a Qbit Srl per lo sviluppo evolutivo dello strumento LCT-12, sia approfondimenti sulla tipologia di calibrazione. Sarà inoltre indagata la variabilità stagionale al fine di determinare le leggi di correzione da utilizzare in maniera automatica a fronte di diverse condizioni atmosferiche.

Si auspica inoltre che il presente lavoro, e quelli che seguiranno, aprano la via alla valutazione di una metodica da recepire nella normativa di settore, volta a consentire la distribuzione di punti di misura "indicativi" del PM10 in grado di corrispondere informazioni puntuali in tempo reale sui processi di inquinamento in corso sui territori di interesse.

Bibliografia

Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 2015 – Metodo di campionamento e di analisi per la misura delle concentrazioni di massa totale e per la speciazione chimica del materiale particolato PM10 e PM2.5.
https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/normativa/inquinamento/dm_05_05_2015_ALL1.pdf

Spinelle, L., Gerboles, M., Villani, M. G., Alexandre M., Bonavitacola, F., *Calibration of a cluster of low-cost available sensors for air quality monitoring. Part A: Ozone and nitrogen dioxide*, 2015, Sensors and Actuators B: Chemical Volume 215, August 2015, Pages 249–257.

Zieger, P., Fierz-Schmidhause. R., Weingartner, E., and U. Baltensperger, *Effects of relative humidity on aerosol light scattering: results from different European sites*, 2013, Atmos. Chem. Phys., 13, 10609–1063.1

Day D., E., Malm, W., C., Kreidenweis, S., M., *Aerosol Light Scattering Measurements as a Function of Relative Humidity*, 2011, Journal of the Air & Waste Management Association, 50:5, 710-716, DOI: 10.1080/10473289.2000.10464103.

Lundgren, D., A., Cooper, D., W., *Effect of Humidity on Light-Scattering Methods of Measuring Particle Concentration*, 2012, Journal of the Air Pollution Control Association, 19:4, 243-247, DOI: 10.1080/00022470.1969.10466482.

Grechi D., *Chi controlla la qualità dell'aria a Firenze?*, Epidemiol Prev 2014; (3-4): 154-158

Utilizzo di tecniche statistiche per la definizione di soglie di impatto sulla componente atmosfera nell'ambito dell'accompagnamento ambientale di una grande opera

L. Erbetta, V. Ameglio, C. Littera, G. Mensi, C. Otta, E. Scagliotti, A. Maffiotti, D. Bianchi¹, S. Buratto²

¹Arpa Piemonte, Dipartimento Territoriale Piemonte Sud Est, Struttura Semplice Attività di Produzione

²Arpa Piemonte, Sistema Informativo Ambientale e Geografico, Comunicazione ed Educazione Ambientale

l.erbetta@arpa.piemonte.it

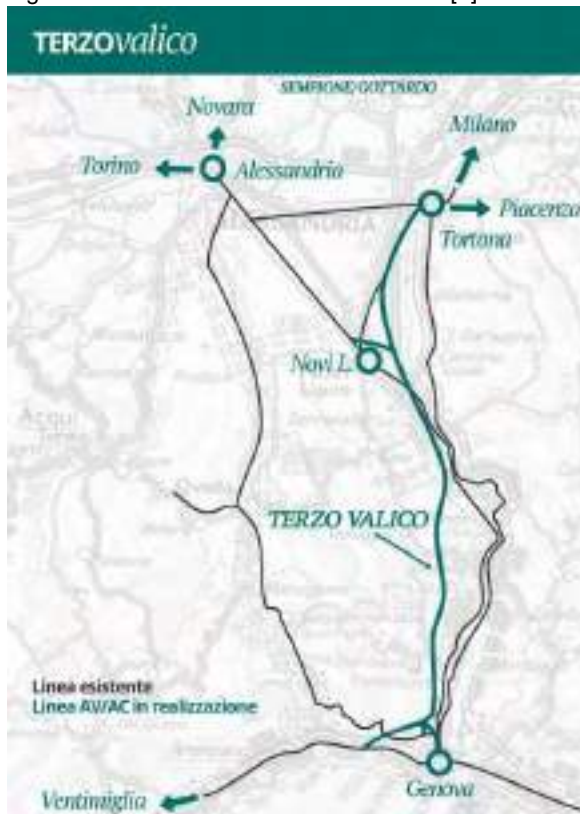
Riassunto

L'accompagnamento ambientale delle grandi opere deve essere orientato, oltre che al rispetto della normativa ambientale vigente, alla valutazione degli impatti locali e contingenti esercitati da una specifica fonte di pressione. Nell'ambito del monitoraggio del Terzo Valico Ferroviario AV/AC dei Giovi, allo scopo di individuare gli impatti esercitati dalle varie fasi di cantiere, si è individuato il parametro polveri PM10 quale indicatore rappresentativo dell'impatto sull'atmosfera da cui partire per il calcolo di valori soglia al superamento dei quali intraprendere azioni di mitigazione. Un tipico approccio alla definizione dei valori soglia superiori consiste nell'utilizzo di strumenti statistici quali i percentili alti della popolazione di dati. Nello specifico, si è adottato il 95° percentile della serie dei massimi giornalieri delle stazioni individuate come riferimento tra quelle della rete regionale di Arpa Piemonte, riferito a ciascuna delle 5 classi di concentrazione scaturite dall'analisi distributiva dei set di dati, quale valore soglia caratterizzante l'impatto dell'opera. Tale approccio presenta il vantaggio di trascurare valori elevati di inquinamento non legati all'opera permettendo di estrapolare solo quegli impatti che, eccedendo in maniera evidente i valori massimi registrati nell'area, sono effettivamente ascrivibili all'attività in esame.

INQUADRAMENTO DELL'OPERA

Il Terzo Valico ferroviario AV/AC dei Giovi. è un'opera che attraversa il territorio a cavallo tra Piemonte e Liguria, nelle province di Alessandria e Genova, e prevede la realizzazione una nuova linea ad alta capacità e alta velocità che funge da collegamento tra il sistema portuale ligure e le principali linee ferroviarie del Nord Italia e del resto d'Europa.

Figura 1 – Tracciato terzo Valico AV/AC [2]



La linea si sviluppa complessivamente per 53 km, di cui 36 km in galleria, e si collega a Sud con gli impianti ferroviari del nodo di Genova, e, a nord, con le linee esistenti Genova - Torino (per i flussi di traffico in direzione Torino e Novara - Sempione) ed alla linea Tortona - Piacenza (per il traffico in direzione Milano - San Gottardo). Il tracciato, realizzato prevalentemente in sotterraneo, si sviluppa con due gallerie a semplice binario affiancate e unite tra loro da collegamenti trasversali.

Le opere di maggior impatto del Terzo Valico ferroviario sono i cantieri in corso d'opera per la realizzazione di gallerie naturali/artificiali:

- Galleria di Valico 27,250 km (scavata con metodo tradizionale e meccanizzato)
- Galleria Serravalle 7,094 km (scavata con metodo meccanizzato)
- Galleria Campasso 0,716 km
- Galleria Pozzolo 1,984 km (galleria artificiale)

A queste si aggiungono le criticità legate alla movimentazione di ingenti quantitativi di terre di scavo da conferire in numerosi siti di deposito dislocati lungo tutto il tracciato.

APPROCCIO METODOLOGICO

L'accompagnamento ambientale di una grande opera deve essere orientato, oltre che al rispetto dei limiti fissati dalla normativa vigente, anche alla definizione di parametri atti a valutare gli impatti locali e contingenti esercitati da una specifica fonte di pressione. Lo studio svolto è stato concepito come una linea guida per la valutazione dei dati di monitoraggio della qualità dell'aria prodotti nell'ambito del piano di monitoraggio ambientale del Terzo Valico ferroviario AV/AC dei Giovi finalizzata a stimare gli impatti locali sulla componente atmosfera. L'approccio metodologico, già implementato per la realizzazione della tratta autostradale Asti-Cuneo, è stato adattato ed integrato per la valutazione degli impatti dell'opera in esame. Si è dunque definita una metodologia ad hoc che potesse essere utilizzata sia dall'ente di controllo che dalla società appaltante stessa quale strumento di autovalutazione degli impatti dell'opera nelle sue varie fasi attraverso l'adozione di **valori soglia di intervento** al superamento dei quali prevedere interventi di mitigazione.

INDICATORI DI IMPATTO

Considerato che i principali impatti sulla qualità dell'aria per l'opera in esame sono legati alla polverosità generata durante le operazioni di scavo, di movimentazione e di stoccaggio delle terre oltre che alle polveri emesse o risospese dai mezzi di trasporto all'interno ed all'esterno delle aree di cantiere, si è adottato come indicatore significativo di impatto il **particolato fine PM₁₀**.

SCENARI E STAZIONI DI RIFERIMENTO

Al fine di valutare gli impatti contingenti su scala locale, i dati rilevati nei monitoraggi previsti dal piano di monitoraggio ambientale dell'opera devono essere confrontati con uno scenario di riferimento che sia rappresentativo della qualità dell'aria locale non influenzata dalle attività di cantiere. Tale scenario può essere descritto da un sottoinsieme di stazioni di rilevamento della qualità dell'aria della Rete Regionale di Arpa Piemonte, opportunamente selezionate in base a specifici criteri di omogeneità e rappresentatività. Le stazioni fisse di riferimento da cui estrarre i dati di scenario devono anzitutto presentare i seguenti requisiti:

- fornire dati affidabili e confrontabili nel tempo (ad es. i campionatori di PM₁₀ delle stazioni considerate devono essere di preferenza di tipo gravimetrico)
- disporre di una serie storica completa di dati giornalieri di PM₁₀ di almeno tre anni antecedenti l'anno di svolgimento delle lavorazioni,
- rappresentare i valori di riferimento utili a stimare l'impatto ambientale nel territorio attraversato dall'opera
- essere spazialmente distribuite sull'area da caratterizzare, di preferenza prossime al tracciato dell'infrastruttura o in area omogenea dal punto di vista orografico, meteorologico e di fonti emissive
- essere in numero minimo di 3, al fine di disporre di un numero sufficiente di dati utili a caratterizzare l'area geografica e consentire di effettuare le trattazioni statistiche atte a definire le soglie di intervento

Se inoltre l'opera attraversa contesti ambientali significativamente differenti (per orografia, urbanizzazione, clima, etc), si dovrà valutare l'opportunità di definire due o più gruppi di stazioni di monitoraggio, ciascuno rappresentativo di uno scenario specifico.

ARCO TEMPORALE DI RIFERIMENTO

La scelta del periodo di riferimento sul quale effettuare il calcolo statistico delle soglie deve garantire una serie storica sufficientemente lunga di dati delle stazioni prescelte. In generale si devono considerare almeno tre anni consecutivi completi di dati, precedenti l'anno in cui viene effettuato il monitoraggio ambientale, come dato temporale minimo necessario a delineare la qualità dell'aria ambiente dello scenario di riferimento. Il metodo prevede che i dati medi giornalieri di PM₁₀ registrati dalle stazioni ARPA di riferimento siano suddivisi in classi di concentrazione, tenendo presente che il numero minimo di dati per classe utili ad effettuare una statistica deve essere almeno pari a 20. Per raggiungere tale numero di dati può essere necessario considerare anche più di tre annualità. In generale più annualità si considerano e migliore sarà la stima dei valori soglia.

DEFINIZIONE DELLE CLASSI DI CONCENTRAZIONE E DEI VSV

Le concentrazioni di PM₁₀ sono fortemente influenzate dalla componente stagionale e dalle caratteristiche orografiche e climatiche. Per tale motivo i valori di PM₁₀ medi giornalieri delle serie storiche fornite dalle stazioni di riferimento sono stati suddivisi in classi di concentrazione definite sulla base dell'analisi distributiva del set di dati tenendo come riferimento anche del valore limite giornaliero di 50microgrammi/m³ stabilito dal D.lgs.155/2010. Sono state quindi definite le seguenti 5 classi di concentrazione delle medie giornaliere di PM₁₀:

- 0 < media dell'area ≤ 30 µg/m³;
- 30 < media dell'area ≤ 50 µg/m³;
- 50 < media dell'area ≤ 70 µg/m³;
- 70 < media dell'area ≤ 90 µg/m³;
- media dell'area > 90 µg/m³.

Tabella 1 – Foglio di calcolo per la definizione dello scenario di riferimento

PERIODO DI RIFERIMENTO	PM10 - STAZIONI DI RIFERIMENTO			Medie Areali	Max giornaliero	CLASSI DI CONCENTRAZIONE					
	S1	S2	S3			microgrammi/m3	0<med≤30	30<med≤50	50<med≤70	70<med≤90	>90
2012-2015											
01/01/2012	51	53	58	54.0	58	FALSO	FALSO	58	FALSO	FALSO	
02/01/2012	54	69	55	59.3	69	FALSO	FALSO	69	FALSO	FALSO	
03/01/2012	33	32	30	31.7	33	FALSO	33	FALSO	FALSO	FALSO	
04/01/2012	42	38	37	39.0	42	FALSO	42	FALSO	FALSO	FALSO	
05/01/2012	25	27	22	24.7	27	27	FALSO	FALSO	FALSO	FALSO	
06/01/2012	23	14	6	14.3	23	23	FALSO	FALSO	FALSO	FALSO	
07/01/2012	25	15	17	19.0	25	25	FALSO	FALSO	FALSO	FALSO	
08/01/2012	35	20	8	21.0	35	35	FALSO	FALSO	FALSO	FALSO	
09/01/2012	42	26	20	29.3	42	42	FALSO	FALSO	FALSO	FALSO	
10/01/2012	40	22	27	29.7	40	40	FALSO	FALSO	FALSO	FALSO	
11/01/2012	54	41	52	49.0	54	FALSO	54	FALSO	FALSO	FALSO	
12/01/2012	48	70	69	62.3	70	FALSO	FALSO	70	FALSO	FALSO	
13/01/2012	26	27	67	40.0	67	FALSO	67	FALSO	FALSO	FALSO	
14/01/2012	58	70	68	65.3	70	FALSO	FALSO	70	FALSO	FALSO	
15/01/2012	55	64	51	56.7	64	FALSO	FALSO	64	FALSO	FALSO	
16/01/2012	52	62	46	53.3	62	FALSO	FALSO	62	FALSO	FALSO	
17/01/2012	65	60	50	58.3	65	FALSO	FALSO	65	FALSO	FALSO	
18/01/2012	72	68	62	67.3	72	FALSO	FALSO	72	FALSO	FALSO	
19/01/2012	46	70	99	71.7	99	FALSO	FALSO	FALSO	99	FALSO	

Ad ogni classe di valori medi giornalieri viene associato il corrispondente valore massimo giornaliero tra le stazioni del gruppo. Si è quindi calcolato il 95° percentile della serie dei massimi giornalieri riferito a ciascuna classe di concentrazione quale **valore soglia di valutazione e intervento (VSV)** rappresentativo dell'eccessivo dell'impatto dell'opera. Se per l'opera si individuano più aree, ciascuna caratterizzata dal proprio gruppo di stazioni di riferimento, si avranno per ognuna delle VSV specifiche.

VALUTAZIONE DEI SUPERAMENTI DEI VALORI SOGLIA DI INTERVENTO VSV

La procedura prevede l'utilizzo di una tabella di valutazione in formato excel che Arpa Piemonte o il proponente potranno utilizzare per la valutazione di ogni singola campagna. Essa riporta:

- Il valore medio delle medie giornaliere di PM₁₀ registrato dalle stazioni Arpa di riferimento
- Le medie giornaliere di PM₁₀ relative alla campagna che si vuole valutare
- Le classi di concentrazione e le relative soglie calcolate
- Il codice "OUT" come indicatore dell'anomalia, ovvero del superamento del VSV

A seconda di dove si collochi il valore medio delle stazioni Arpa all'interno delle classi di concentrazione, il valore di PM₁₀ rilevato in quel giorno della campagna non deve superare la corrispondente soglia di intervento.

Tabella 2 – Foglio di calcolo per la valutazione dei superamenti delle soglie di intervento

AREA APPENNINICA - ARQUATA_loc.Radimero UTMX 489964 UTM Y 4948237							
Comuni: FRACONALTO. VOLTAGGIO. GAVI. ARQUATA S.. SERRAVALLE S.				Stazioni di riferimento: Novi L.. Arquata S.. Vinchio (AT)			
Valutazione dati PM10 con soglie statistiche riferite al PERIODO 2012-2015				SOGLIE di intervento			
CODICE PUNTO	DATA	DATI campagna ATM_AR_001 PM10 (µg/m3)	VALORE MEDIO centraline ARPA PM10 (µg/m3)	40	60	90	120
				µg/m ³ (0<media≤30)	µg/m ³ (30<media≤50)	µg/m ³ (50<media≤70)	µg/m ³ (media>70)
ARQUATA_loc.Radimero_ott15	15/10/2015	27	15				
	16/10/2015	22	8				
	17/10/2015	46	36				
	18/10/2015	32	33				
	19/10/2015	47	33				
	20/10/2015	65	48		OUT		
	21/10/2015	68	50		OUT		
	22/10/2015	67	49		OUT		
	23/10/2015	68	52				
	24/10/2015	90	66		OUT?		
	25/10/2015	53	42				
	26/10/2015	93	77				
	27/10/2015	96	83				
	28/10/2015	40	38				
29/10/2015	30	20					

L'anomalia è individuata se il dato giornaliero di PM10 supera la soglia di intervento. Al terzo superamento anche non consecutivo, si delinea una condizione di eccessivo impatto ascrivibile al cantiere. Il gestore dell'opera che abbia adottato tali soglie come autovalutazione si fa carico nell'immediato di accertare le cause delle anomalie, di porre in atto le opportune verifiche secondo il proprio sistema di gestione ambientale e, nel caso di conferma di impatti legati all'opera, adotta tempestivamente tutte le azioni correttive e gli interventi di mitigazione del caso dando informazione agli enti competenti.

APPLICAZIONE DELLE SOGLIE DI INTERVENTO PER I CANTIERI DEL TERZO VALICO DEI GIOVI IN REGIONE PIEMONTE

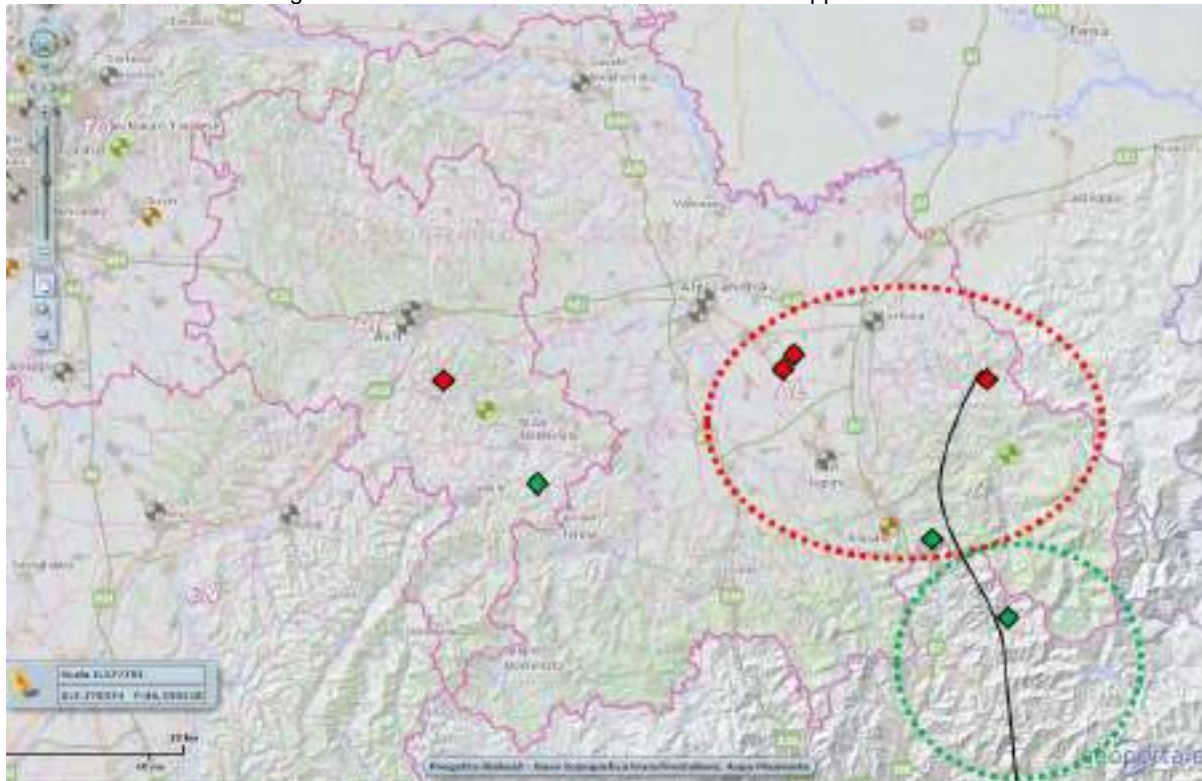
IDENTIFICAZIONE DELLE STAZIONI DI RIFERIMENTO

I comuni interessati dal tracciato dell'opera Terzo Valico Ferroviario in area piemontese sono stati classificati in aree di pianura o collina sulla base della vigente zonizzazione regionale [3].

Tabella 3- Zonizzazione regionale per i comuni interessati all'opera Terzo Valico dei Giovi.

Comune	Provincia	Zona (DGR 29/12/14, n. 41-855)	Quota (m)	Area per calcolo soglie
Voltaggio	AL	Montagna	342 m	Area Appenninica
Fraconalto	AL	Montagna	725 m	Area Appenninica
Gavi	AL	Collina	233 m	Area Appenninica
Arquata Scrivia	AL	Collina	242 m	Area Appenninica
Serravalle Scrivia	AL	Collina	226 m	Area Appenninica
Novi Ligure	AL	Pianura	201 m	Area di Pianura
Pozzolo Formigaro	AL	Pianura	171 m	Area di Pianura
Pontecurone	AL	Pianura	104 m	Area di Pianura
Tortona	AL	Pianura	122 m	Area di Pianura
Castellazzo Bormida	AL	Pianura	104 m	Area di Pianura
Alessandria	AL	Pianura	91 m	Area di Pianura

Figura 1 - stazioni di riferimento e relative aree di appartenenza



I punti in verde sono relativi all'area appenninica, quelli in rosso sono relativi all'area di pianura. Il tracciato dell'opera è rappresentato dalla linea nera

Considerate le caratteristiche territoriali su cui si sviluppa l'opera, la zonizzazione regionale e la dislocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA di riferimento, si è scelto di definire due aree omogenee: area di collina che ricomprende i comuni classificati di collina e montagna dalla DGR sopra citata e l'area di pianura cui afferiscono i comuni classificati di pianura.

Tabella 4 – Stazioni di riferimento per area di collina

Provincia	Stazione	Tipo sensore/parametro	Tipo zona	Tipo stazione	Quota (m)
AL	Arquata Scrivia	Polveri PM ₁₀ - basso volume	Suburbana	Industriale	242
AL	Serravalle S. (fino al 2014)	Polveri PM ₁₀ - basso volume	Suburbana	Fondo	226
AL	Novi Ligure (dal 2015)	Polveri PM ₁₀ - basso volume	Urbana	Traffico	201
AT	Vinchio	Polveri PM ₁₀ - basso volume	Rurale	Fondo	250

Tabella 5 – Stazioni di riferimento per area di pianura

Provincia	Stazione	Tipo sensore/parametro	Tipo zona	Tipo stazione	Quota (m)
AL	Alessandria Volta	Polveri PM ₁₀ - basso volume	Urbana	Fondo	91
AL	Alessandria D'Annunzio	Polveri PM ₁₀ - basso volume	Urbana	Traffico	95
AL	Tortona	Polveri PM ₁₀ - basso volume (fino al 2014) PM ₁₀ Beta (dal 2015)	Urbana	Traffico	118
AT	Asti Baussano	Polveri PM ₁₀ - basso volume	Urbana	Traffico	118

Le stazioni di riferimento sono state individuate in relazione alla vicinanza all'opera a cui si aggiungono, al fine di aumentare il numero di dati disponibili per la trattazione statistica, alcune stazioni aventi caratteristiche comprovate di omogeneità rispetto alle altre stazioni di riferimento. Al fine di disporre di almeno 20 dati per ognuna delle classi di concentrazione, è stata considerata una serie storica di 4 anni (2012—2015).

CALCOLO DEI VSV

I VSV sono quindi calcolati considerando il 95° percentile della serie dei massimi giornalieri delle stazioni di riferimento per area di pianura e appenninica riferita a ciascuna classe di concentrazione. Le soglie sono state arrotondate alle dieci unità

Tabella 6 – VSV per area di collina

	Classi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				
	$0 < m \leq 30$	$30 < m \leq 50$	$50 < m \leq 70$	$70 < m \leq 90$	$m > 90$
N° dati	982	306	130	32	8
95° p. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	36.0	61.8	89.6	115.8	125.1
VSV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	40	60	90	120	-

Tabella 7 – VSV per area di pianura

	Classi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				
	$0 < m \leq 30$	$30 < m \leq 50$	$50 < m \leq 70$	$70 < m \leq 90$	$m > 90$
N° dati	713	389	198	103	58
95° p. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	38.0	60.0	85.0	111.9	178.5
VSV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	40	60	90	110	180

VALUTAZIONE DELL'IMPATTO DEL CANTIERE

I valori medi giornalieri rilevati dalle centraline ARPA di riferimento vengono inseriti nelle due tabelle di valutazione per pianura e area appenninica insieme ai dati della campagna da valutare:

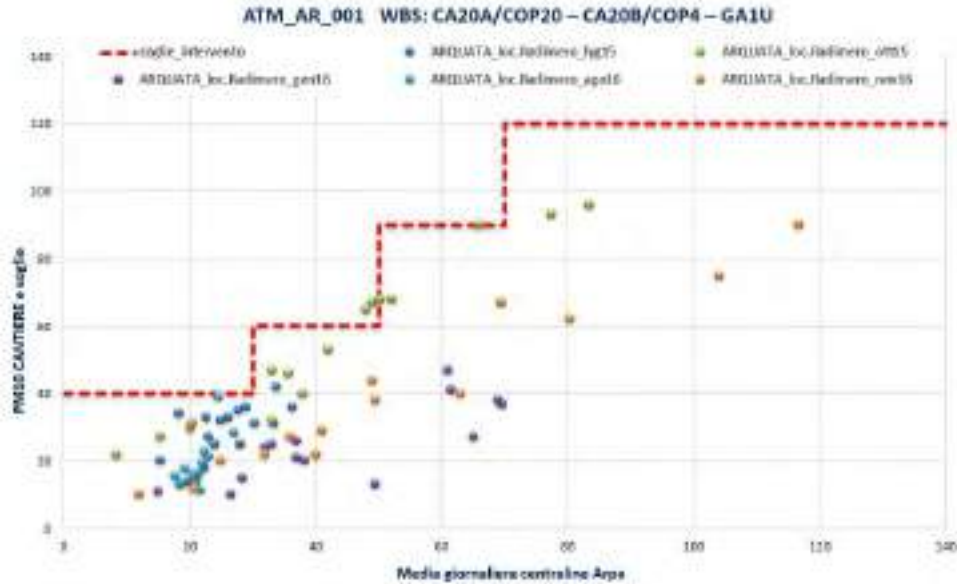
Tabella 8 - tabella di valutazione per l'area appenninica

AREA APPENNINICA - FRACONALTO_Castagnola_loc. Casasse UTMX 492178 UTMU 4938278							
Comuni: FRACONALTO, VOLTAGGIO, GAVI, ARQUATA S., SERRAVALLE S.				Stazioni di riferimento: Novi L., Arquata S., Vinchio (AT)			
Valutazione dati PM10 con soglie statistiche riferite al PERIODO 2012-2015				SOGLIE di intervento			
CODICE PUNTO	DATA	DATI campagna ATM_FR_010 PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	VALORE MEDIO centraline ARPA PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	40	60	90	120
				$\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0<media≤30)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ (30<media≤50)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ (50<media≤70)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ (media>70)
FRACONALTO_Castagnola_Casasse_gliu15	06/06/2015	73	30	OUT			
	07/06/2015	60	18	OUT			
	08/06/2015	50	18	OUT			
	09/06/2015	42	16	OUT			
	10/06/2015	48	26	OUT			
	11/06/2015	59	26	OUT			
	12/06/2015	44	30	OUT			
	13/06/2015	38	15				
	14/06/2015		23				
	15/06/2015		23				
	16/06/2015	31	24				
	17/06/2015	31	15				
	18/06/2015	45	20	OUT			
	19/06/2015	43	25	OUT			
	20/06/2015	44	23	OUT			

I dati giornalieri di PM₁₀ prodotti dai monitoraggi quindicinali condotti per l'opera vengono confrontati con il VSV della classe di concentrazione a cui appartengono, definito dal dato medio rilevato dalle stazioni ARPA di riferimento. Se compare il codice "out" siamo in presenza di una anomalia o impatto eccessivo. Se si verificano 3 o più superamenti, anche non consecutivi del VSV l'anomalia deve essere registrata, identificata e gestita dal general contractor. Tale ammontare di superamenti, per una serie di 15 misure giornaliere, equivale a una frequenza di

superamento pari al 20% ed è ritenuta significativa. Al verificarsi di $n \geq 3$ superamenti del VSV, il general contractor comunica agli enti competenti le anomalie riscontrate in ciascuna campagna, gli accertamenti svolti e le eventuali misure adottate al fine di rientrare al di sotto delle soglie.

Figura 4 – Grafico riassuntivo delle campagne periodiche presso un sito di monitoraggio con indicazione delle VSV



CONCLUSIONI

L'accompagnamento ambientale di una grande opera deve essere orientato, oltre che al rispetto dei limiti fissati dalla normativa vigente, anche alla definizione di parametri atti a valutare gli impatti locali e contingenti esercitati da una specifica fonte di pressione. Ciò è ancor più necessario nel caso dell'inquinamento da polveri sottili nel bacino padano dove i livelli di inquinamento invernale sono spesso al di sopra dei limiti di legge per via delle emissioni di una molteplicità di sorgenti e sia dirette che indirette e dunque il contributo aggiuntivo di una nuova fonte di pressione, anche significativa, non è quantificabile con gli strumenti previsti dalla norma. Si è reso dunque necessario definire una metodologia ad hoc che potesse essere utilizzata sia dall'ente di controllo che dalla società appaltante stessa quale strumento di autovalutazione degli impatti dell'opera nelle sue varie fasi attraverso l'adozione di valori soglia di intervento al superamento dei quali prevedere interventi di mitigazione. Tale approccio utilizza strumenti statistici idonei per isolare i contributi della specifica sorgente rispetto all'inquinamento diffuso già presente sul territorio e presenta il notevole vantaggio di valutare solo quegli impatti ascrivibili all'opera che eccedono in maniera evidente e significativa i valori massimi di inquinamento registrati nell'area indipendentemente dal superamento o meno dei limiti di legge. Questa metodologia innovativa, proposta da Arpa Piemonte, è stata condivisa e ufficialmente adottata come strumento di lavoro dall'Osservatorio Ambientale della linea ferroviaria AV/AC Milano-Genova "Terzo Valico dei Giovi" istituito presso il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Arpa Piemonte, Arpa Lombardia, "Valutazione dei dati di monitoraggio ambientale per la componente ATMOSFERA", Supporto tecnico all'Osservatorio Ambientale per la realizzazione dell'Autostrada Torino Milano, Ottobre 2006
- [2] Arpa Piemonte, "Metodo di analisi e valutazione dei dati di monitoraggio a supporto delle valutazioni in ambito V.I.A. - Componente ATMOSFERA", Supporto tecnico all'Osservatorio Ambientale per la realizzazione dell'Autostrada Asti-Cuneo, 2010
- [3] <https://www.terzovalico.it/progetto/focus-on.html>
- [4] Deliberazione della Giunta Regionale del Piemonte. 29 dicembre 2014, n. 41-855 "Aggiornamento della zonizzazione del territorio regionale piemontese relativa alla qualità dell'aria ambiente e individuazione degli strumenti utili alla sua valutazione, in attuazione degli articoli 3, 4 e 5 del d.lgs. 155/2010 (Attuazione della direttiva 2008/50/CE)"

L'integrazione degli strumenti nello studio dell'inquinamento da ozono: Arpa Piemonte e il progetto MITIMPACT

Stefano Bande¹, Luisella Bardi², Francesca Bissardella¹, Cinzia Cascone¹, Monica Clemente¹, Flavio Corino², Roberta De Maria¹, Stefania Ghigo¹, Sara Martini²

¹Arpa Piemonte, via Pio VII 9, 10135 Torino

²Arpa Piemonte, Via Vecchia di Borgo San Dalmazzo 11, Cuneo

r.demaria@arpa.piemonte.it

Riassunto

Il progetto MITIMPACT, approvato nell'ambito dell'Asse 2.1 del Programma ALCOTRA 2014-2020, si pone come obiettivo il miglioramento delle conoscenze sugli impatti reali dovuti all'ozono, attuali e futuri, sull'ambiente forestale, in modo da prevederne l'evoluzione ed adottare contromisure efficaci ai cambiamenti climatici. La regione mediterranea infatti è una delle regioni europee fra le maggiormente colpite dal cambiamento climatico in atto, accompagnato inoltre da un incremento dell'inquinamento da ozono (O₃), inquinante fitotossico per le foreste. Arpa Piemonte ha il compito di fornire ai partner di progetto informazioni sulle grandezze meteorologiche e sulle concentrazioni di ozono nel territorio transfrontaliero, sia misurate che stimate, che saranno utilizzate per la realizzazione delle diverse attività progettuali.

INTRODUZIONE

L'ozono troposferico è l'inquinante più pericoloso per le foreste, in particolare quelle mediterranee, in quanto situate in una regione caratterizzata da concentrazioni di ozono elevate. Poiché le alte temperature e l'intenso irraggiamento solare sono fattori che favoriscono la formazione di ozono a partire dai suoi precursori (principalmente ossidi di azoto NO_x e composti organici volatili non metanici NMVOC), i cambiamenti climatici rischiano di creare situazioni di criticità in grado di colpire gravemente la salute e la vitalità dei complessi forestali mediterranei. I danni osservati sulla vegetazione attribuibili all'ozono comportano la caduta prematura delle foglie, la diminuzione degli accrescimenti e l'indebolimento delle piante, con conseguente maggiore sensibilità agli attacchi parassitari e alle avversità climatiche; il risultato è una diminuzione della capacità di fornire servizi ecosistemici come lo stoccaggio del carbonio atmosferico, la conservazione della biodiversità, la protezione del suolo e la regimazione delle acque.

Nell'ambito del progetto ci si propone di quantificare gli impatti associati all'ozono attraverso il monitoraggio di un'area forestale compresa fra il Sud-Est della Francia e il Nord-Ovest dell'Italia (incluso, dal lato italiano, la valle Varaita e la valle Stura di Demonte mentre, dal lato francese, la Costa Azzurra nei dintorni di Nizza ed il Parco regionale del Mercantour), valutando la salute degli ecosistemi; al tempo stesso verranno proposte nuove soglie di protezione dall'ozono per la foresta mediterranea basate sulle funzioni dose-risposta (PODy). Arpa Piemonte ha il compito di:

- fornire ai partner di progetto informazioni sulle grandezze meteorologiche e sulle concentrazioni di ozono nel territorio transfrontaliero, sia misurate che stimate attraverso simulazioni modellistiche da utilizzare per la realizzazione delle attività progettuali;
- realizzare un'analisi di scenario per valutare gli effetti – in termini di variazione nelle concentrazioni di ozono - di riduzione delle emissioni dei suoi precursori da parte della vegetazione forestale, ipotizzando un cambio della composizione specifica del soprassuolo;
- fornire una valutazione economica delle variazioni di valore nei servizi ecosistemici derivanti dall'inquinamento da ozono nella regione considerata.

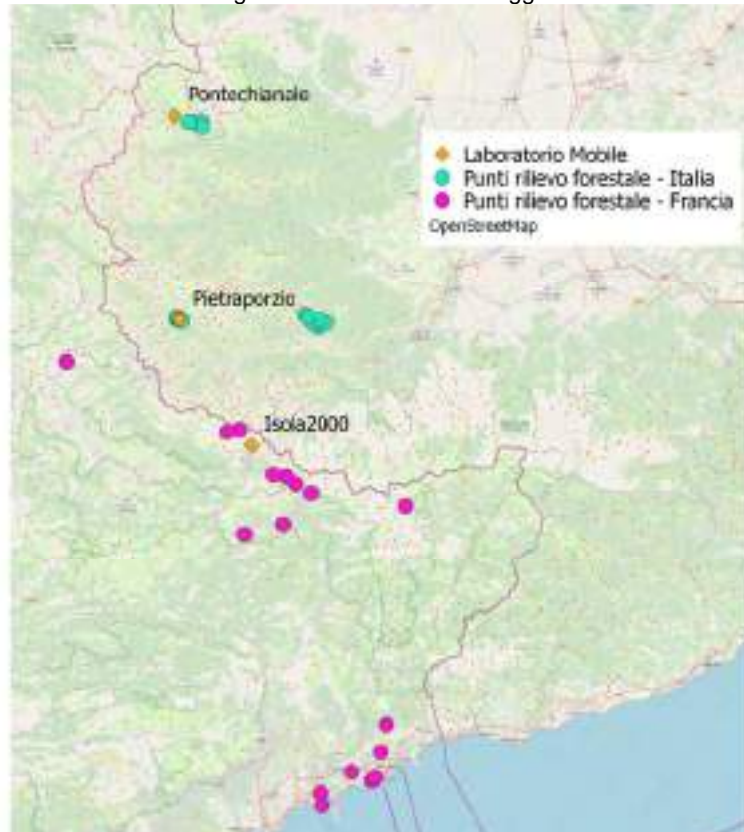
RACCOLTA DATI CHIMICI E METEOROLOGICI

Nel corso dell'estate 2018 Arpa Piemonte ha condotto tre campagne di monitoraggio in quota con laboratorio mobile presso i seguenti siti:

- Pietraporzio (Valle Stura): 28/5 – 27/6/2018 (1334 m s.l.m.)
- Isola2000 (Francia): 27/6 – 27/7/2018 (2100 m s.l.m.)
- Pontechianale (Valle Varaita): 17/8 – 25/9/2018 (1607 m s.l.m.)

La scelta dei siti di monitoraggio (figura 1) è stata concordata con i partner di progetto per la necessità di effettuare le misure, per quanto possibile, in prossimità dei punti di monitoraggio (condotto da IPLA e GIEFS) dei danni alla vegetazione (Pino d'Aleppo, Pino cembro e Pino silvestre in Francia, Pino silvestre, Pino cembro e Faggio in Italia).

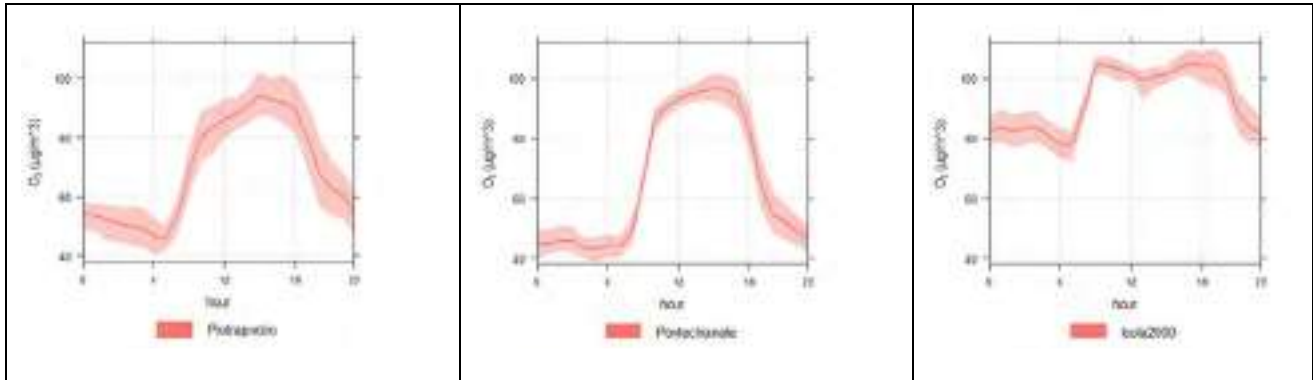
Figura 1 – Punti di monitoraggio



Punti di monitoraggio della vegetazione sul lato francese e italiano, posizionamento Laboratorio Mobile di Arpa Piemonte

Le campagne di monitoraggio permettono di acquisire informazioni sulle variabili meteorologiche e sulle concentrazioni di ozono in area remota, fornendo – seppure su un orizzonte temporale limitato – valori di riferimento da confrontare con le simulazioni modellistiche meteodispersive. Inoltre, le misure di O_3 permettono di definire profili temporali di concentrazione specifici dei siti oggetto di indagine. Le elaborazioni degli andamenti del giorno medio delle concentrazioni di ozono (figura 2) mostrano un andamento tipico delle aree remote di montagna, che si accentua con l'aumentare della quota: durante le ore notturne l'ozono - formatosi nelle ore diurne in presenza di irraggiamento solare ed alte temperature, a partire dai precursori presenti in zona o portatovi da fenomeni di trasporto da zone più inquinate - tende a non scomparire, a differenza di quanto accade invece nei siti antropizzati, nei quali la presenza di elevate concentrazioni di precursori è in grado di consumare l'ozono formatosi nelle ore diurne. Nell'estate del 2019 sono previste altre due campagne di monitoraggio con laboratorio mobile in quota.

Figura 2 – Giorno medio concentrazioni ozono



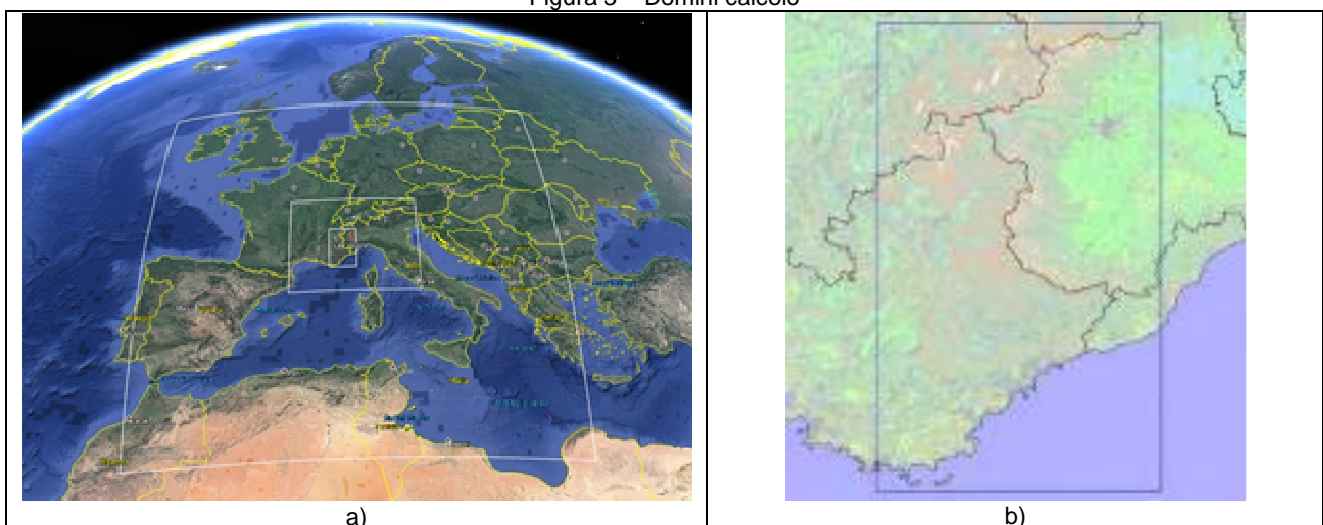
Andamento del giorno medio delle concentrazioni di ozono presso i punti di misura di Pietraporzio, Pontechianale e Isola2000

MODELLISTICA METEODISPERSIVA

Per la realizzazione delle modellizzazioni meteorologiche Arpa ha integrato nel proprio sistema (Bande et al., 2007) il modello meteorologico ad area limitata WRF, sviluppato presso il *National Center for Atmospheric Research* (NCAR); si tratta di un modello idoneo sia ad applicazioni di tipo operativo, quali previsioni ed analisi *near real time*, sia alla ricostruzione di periodi temporali pregressi di lunga durata (simulazioni stagionali/annuali). Le modellizzazioni meteorologiche, condotte su tre domini a dettaglio crescente (figura 3a) fino ad una risoluzione massima di 3 km x 3 km, forniscono - su ciascun punto griglia del dominio transfrontaliero di studio - informazioni sui parametri meteorologici (umidità, radiazione solare, temperatura) utilizzabili nello studio sui danni prodotti dall'ozono.

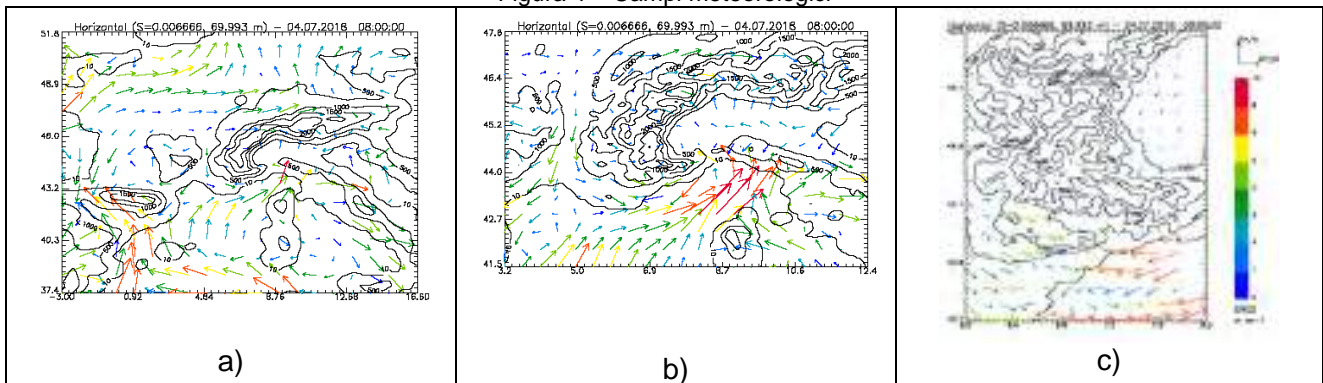
Le modellizzazioni di dispersione, trasporto e trasformazione chimica degli inquinanti (ozono e precursori) sono realizzate con FARM (*Flexible Air quality Regional Model*), modello fotochimico CTM (*Chemical Transport Model*): utilizzando i risultati della modellizzazione meteorologica e della modellizzazione emissiva - a partire dagli inventari regionali e nazionali per il lato italiano, dai *cadastres des emissions* per il lato francese, dai dati EMEP per le aree esterne al territorio ALCOTRA, dalle caratteristiche orografiche e di uso del suolo del territorio oggetto dello studio, vengono calcolate le concentrazioni orarie dei principali inquinanti atmosferici, incluso l'ozono, su tre domini innestati aventi risoluzione crescente; sul dominio target le concentrazioni di ozono verranno calcolate su celle di 3 km x 3 km (figura 3b).

Figura 3 – Domini calcolo



Domini di calcolo: a) meteorologici a risoluzione crescente (27 km, 9 km, 3 km) (Google Earth); b) area target per il calcolo delle concentrazioni di ozono

Figura 4 – Campi meteorologici



Campi di vento a risoluzione crescente (a) 27 km; b) 9 km; c) 3 km)

La modellizzazione meteo-dispersiva verrà realizzata sugli anni 2018 e 2019; l'attività è finalizzata all'interconfronto tra sistemi alternativi di valutazione delle concentrazioni di ozono adottati nel progetto (campionatori passivi, centraline portatili, stazioni di monitoraggio del Sistema Regionale di Rilevamento della Qualità dell'Aria SRRQA, modellistica meteo-dispersiva) e alla correlazione con l'impatto dell'ozono sulla vegetazione stimato in campo con lettura delle chiome e dei danni fogliari (IPLA e GIEFS). I risultati costituiscono, inoltre, un input alla modellizzazione dei flussi stomatici di ozono, volta a valutare la potenzialità dei danni alle piante dal punto di vista fisiologico (IRET-CNR).

SCENARIO DI RIDUZIONE DELLE EMISSIONI

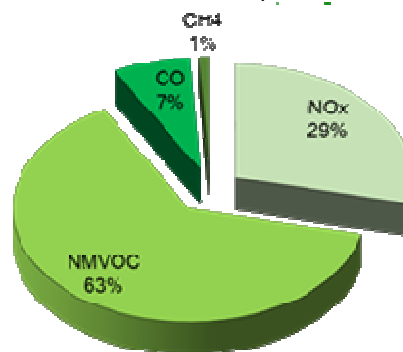
I cambiamenti climatici nel medio e lungo periodo comporteranno una variazione nella distribuzione e nella frequenza delle specie vegetali, ognuna delle quali è caratterizzata da emissioni specifiche dei precursori dell'ozono (isoprene, terpeni, ricompresi nei composti organici volatili).

La fotografia della situazione attuale rispetto ai precursori dell'ozono può essere ricavata dall'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera (IREA 2013) di Regione Piemonte. Il contributo dei singoli precursori – NO_x, NMVOC, CO e CH₄ - calcolato sulla base di specifici fattori-peso (TOFP = *Tropospheric Ozone-Forming Potentials* dell'EEA, tabella 1) evidenzia le maggiori responsabilità nella formazione dell'ozono da parte dei NMVOC (presenti in larga parte nelle emissioni biogeniche) e degli NO_x (figura 5).

Tabella 1 – Tropospheric Ozone-Forming Potentials (EEA)

CH ₄	0.014
CO	0.11
COV	1
Nox	1.22

Figura 5 – Dati emissivi dei precursori dell'ozono



Elaborazione dati Inventario Regionale delle Emissioni (Regione Piemonte): dati regionali pesati con fattori-peso TOFP

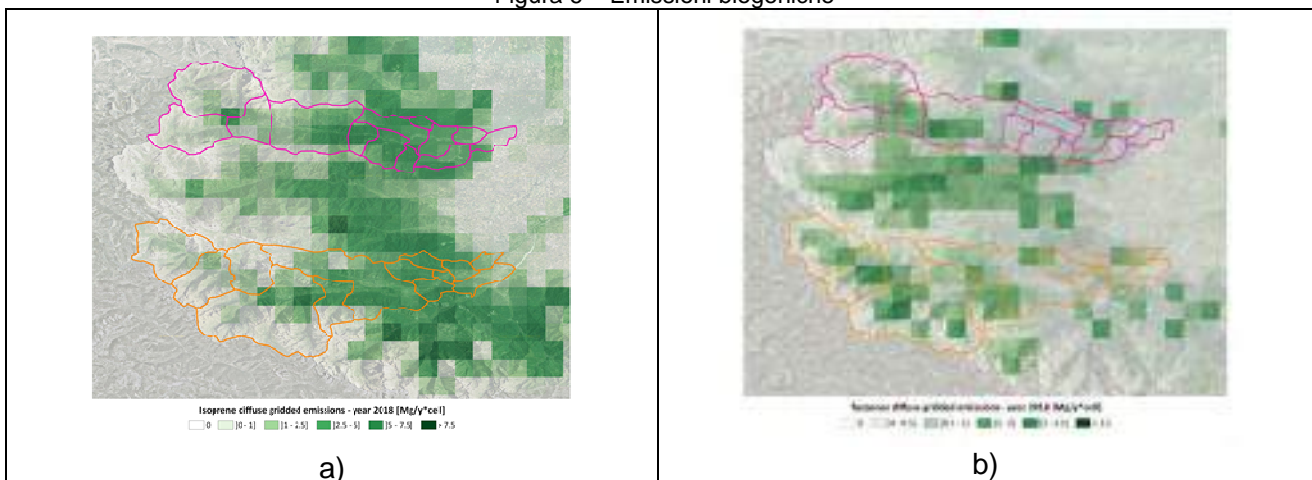
A partire dallo scenario base con emissioni invariate rispetto all'IREA, in collaborazione con IPLA e con l'Università di Torino, verrà realizzato uno scenario ipotetico futuro che – combinando le strategie di adattamento ai cambiamenti climatici con le strategie di mitigazione degli impatti legati all'ozono - ipotizzi un cambio nella composizione specifica del bosco finalizzato alla riduzione delle emissioni di NMVOC da sorgenti biogeniche.

Lo scenario futuro – partendo dall'attuale copertura territoriale e dai fattori di emissione legati alle diverse specie vegetali, nonché dalle caratteristiche di ciascuna fascia fitoclimatica - terrà conto dell'adattamento nella distribuzione delle specie forestali a seguito dell'evoluzione dei parametri meteorologici legati ai cambiamenti climatici: in tale scenario si ipotizza di governare l'adattamento con opportune tecniche di gestione forestale introducendo le specie con minori fattori di emissione dei composti organici volatili (NMVOC) sulla base dell'IREA

Secondo lo schema chimico adottato dal modello CTM, le emissioni di NMVOC delle sorgenti biogeniche vengono ripartite nelle varie specie chimiche sulla base di profili di speciazione caratteristici di ciascuna macrospecie vegetale: quasi esclusivamente isoprene per le latifoglie, terpeni per le conifere. Nello scenario futuro si ipotizzerà di modificare l'attuale distribuzione delle emissioni biogeniche valutandone le ricadute sulla qualità dell'aria – in termini di concentrazioni di ozono – attraverso un successivo studio modellistico meteorodispersivo.

Nello scenario futuro, l'area di intervento potrebbe corrispondere a due valli cuneesi, la Val Varaita e la Valle Stura (figura 6).

Figura 6 – Emissioni biogeniche



Elaborazione dati IREA (Regione Piemonte): emissioni di isoprene (a) e di terpeni (b) sul dominio target; in evidenza le possibili aree di intervento, la val Varaita (in fucsia) e la val Stura (in giallo).

VALUTAZIONE ECONOMICA DEGLI IMPATTI DA OZONO

Un ulteriore obiettivo del progetto MITIMPACT è la valutazione economica delle variazioni di valore nei servizi ecosistemici derivante dall'inquinamento da ozono nel territorio in esame, in differenti ambito socio-economici (attività forestali, turismo, salute, agricoltura). Come precedentemente illustrato, gli impatti dell'ozono sulle foreste e sull'intero ecosistema risultano in aumento e rischiano di aumentare ancora per via degli effetti attesi del cambiamento climatico.

La valutazione degli impatti sulle piante e sulle loro funzionalità, nonché sulle implicazioni relative ai diversi servizi ecosistemici, consentiranno la messa punto della metodologia nell'ambito di uno studio specialistico affidato ad esperti di economia ambientale.

GRUPPO DI LAVORO

Il gruppo di lavoro, oltre ad Arpa Piemonte, include i seguenti partner:

IPLA (capofila progetto) – Andrea Ebone

IRET-CNR – Elena Paoletti

GIEFS - Laurence Dalstein-Richier

GeographR – Philippe Rossello



Bibliografia

Bande S., Clemente M., De Maria R., Muraro M., Picollo M., Arduino G., Calori G., Finardi S., Radice P., Silibello C., Brusasca G., *The modelling system supporting Piemonte region yearly air quality assessment*, 2007, Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality.

Applicazione delle Linee Guida ISPRA/SNPA n.108/2014 sui controlli QA/QC nelle reti di monitoraggio dell'aria per la verifica di conformità dei campionatori automatici di polveri PM10 e PM2.5

E. Scagliotti, V. Ameglio, D. Bianchi, L. Erbetta, C. Littera, G. Mensi, C. Otta¹

¹Arpa Piemonte, Dipartimento Territoriale Piemonte Sud Est, Struttura Semplice Attività di Produzione

e.scagliotti@arpa.piemonte.it

Riassunto

Il DM 30/03/2017, che recepisce le linee guida ISPRA/SNPA, fissa gli standard di quality assurance & quality control per le reti di monitoraggio della qualità dell'aria e, in particolare, fissa i criteri di equivalenza tra campionatori automatici e metodo di riferimento gravimetrico per la misura del particolato fine. La gravimetria negli anni è stata affiancata da strumentazione di tipo automatico che offre il vantaggio di poter acquisire dati giornalieri ed orari in tempo reale ma richiede controlli accurati di conformità alla metodica ufficiale, a causa di imprecisioni di misura legate all'influenza di temperatura e umidità dell'aria sull'efficienza di campionamento ed alla estrema variabilità stagionale delle concentrazioni ($10\div 250 \mu\text{g}/\text{m}^3$), della composizione chimica del particolato e della sua frazione volatile. La verifica degli standard di qualità nel tempo va effettuata tramite un campionamento in parallelo con il metodo di riferimento gravimetrico e successiva verifica dei risultati attraverso la tecnica della regressione ortogonale assumendo una dipendenza di tipo lineare tra i due metodi: se i fattori di slope e intercetta non si discostano significativamente da 1 e da 0 (incertezza estesa max 25%) si può effettuare una calibrazione correttiva dello strumento automatico, altrimenti il sistema risulta non conforme. Nel caso in esame sono stati testati 2 differenti strumenti automatici installati in 4 siti differenti. Sono state condotte, nell'arco di due anni, campagne da 20 giorni per stagione per un totale di 160 misure giornaliere in parallelo per sito. Gli esiti delle calibrazioni hanno evidenziato che gli strumenti automatici hanno scostamenti tanto maggiori in estate e inverno quanto più ci si allontana dal valore di certificazione pari a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$; inoltre gli scostamenti variano stagionalmente tanto da richiederne una correzione mensile mentre coefficienti correttivi sull'anno non sono praticabili.

LE LINEE GUIDA ISPRA/SNPA PER GLI STANDARD QA/QC DELLE RETI DI QUALITÀ DELL'ARIA

La linea guida 19/2018 predisposta da ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale) per le attività di assicurazione/controllo qualità (QA/QC) per le reti di monitoraggio per la qualità dell'aria sono state emanate in adempimento a quanto previsto dal D.Lgs. 155/2010 e dalla Direttiva 2008/50/CE sulla qualità dell'aria ambiente. La linea guida è finalizzata a garantire criteri omogenei su tutto il territorio nazionale per quanto riguarda le attività di garanzia e controllo qualità (procedure di QA/QC) della strumentazione per la misurazione dei parametri di qualità dell'aria al fine di massimizzare il livello di confidenza nei risultati di misura delle reti di monitoraggio.

In particolare il metodo di riferimento per la misura delle concentrazioni in massa del PM10 prevede un campionamento a portata costante dell'aria ambiente attraverso una testa di prelievo selettiva per la classe aerodinamica di particolato richiesta e la successiva determinazione gravimetrica del particolato depositato su filtri secondo quanto previsto dalla norma UNI EN 12341:2014. La concentrazione di massa del PM10 basata su un periodo di campionamento di 24h ed espressa in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, si ottiene dividendo la quantità di particolato depositata per il volume di aria campionata espresso alle condizioni ambientali al momento del campionamento.

Per gli strumenti di misura di tipo automatico (di seguito "AMS") per il particolato PM10 la norma prevede di effettuare controlli periodico di equivalenza con il metodo di riferimento mediante affiancamento con un misuratore gravimetrico, al fine di garantire che le incertezze di misura rispettino gli obiettivi di qualità previsti dalla vigente normativa.

VERIFICA DEL MANTENIMENTO NEL TEMPO DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ MEDIANTE CONFRONTO CON IL METODO DI RIFERIMENTO

Il mantenimento nel tempo degli obiettivi di qualità per gli AMS viene effettuato tramite un confronto periodico con il metodo di riferimento, non essendo a tal fine sufficienti le normali attività di controllo periodico previsti dalle procedura di qualità (controllo flussi, tenuta, parametri di processo, etc...). Il numero di confronti da effettuare a tal fine dipende da fattori come la

dimensione della rete di misura, la variabilità delle condizioni climatiche e delle tipologie di particolato afferenti alla rete di misura oltre che l'incertezza di misura determinata per lo strumento specifico. I sistemi di misurazione automatici (AMS) attualmente in commercio si basano su principi di funzionamento differenti: metodi ottici, microbilance ad oscillazione, attenuazione raggi β . Anche considerando strumenti con il medesimo principio di funzionamento, le caratteristiche strumentali e le relative prestazioni variano radicalmente per marca e modello. Inoltre gli AMS, a differenza della gravimetria, risentono notevolmente delle condizioni ambientali di misura, in particolare dell'influenza di temperatura e umidità dell'aria sull'efficienza di campionamento, della composizione chimica del particolato e, in particolare, della sua frazione volatile. Inoltre, la strumentazione installata nel bacino padano risente anche dell'estrema variabilità stagionale delle concentrazioni del particolato ($10\div 250 \mu\text{g}/\text{m}^3$), fattore che aumenta ulteriormente l'imprecisione della misura. Alcuni strumenti automatici sono in grado di produrre dati su base oraria, la cui affidabilità non è però certificabile ai sensi della vigente normativa, pertanto la verifica di qualità viene eseguita solo sul dato mediato sulle 24h. La verifica del mantenimento nel tempo degli standard di qualità per gli AMS viene eseguita secondo specifici test di laboratorio e in campo (par.7 norma EN 16450:2017)

TEST DI EQUIVALENZA IN CAMPO

I test di equivalenza in campo previsti dalla norma EN 16450:2017 implicano la verifica delle prestazioni degli AMS nelle normali condizioni ambientali di misura in siti con caratteristiche differenti (rurali, urbani traffico, urbano background). Nello specifico la norma prevede delle verifiche, ove possibile, di performance sui sensori di temperatura, umidità e pressione e che l'incertezza estesa riferita al valore limite giornaliero per PM10 non superi il 25%.

Quest'ultima verifica di precisione e accuratezza del metodo AMS viene eseguita attraverso un monitoraggio in parallelo con campionatore gravimetrico di riferimento della durata di almeno 40giorni consecutivi da ripetersi nelle differenti stagioni, almeno una in estate e una in inverno, in modo da coprire l'intero range di concentrazioni che si verificano in sito. Secondo la norma, la durata del test deve essere adeguata a caratterizzare le performance degli AMS in relazione alla principali variabili che influenzano la risposta quali: la composizione del particolato in relazione alla sua frazione volatile e semi-volatile, le variazioni di temperatura e umidità durante il campionamento, la presenza di regimi di vento variabili che modificano la risposta aerodinamica dello strumento. In generale tutti i fattori che determinano una variazione repentina delle concentrazioni di particolato influiscono negativamente sulla risposta strumentale, soprattutto per i campionatori orari.

TEST "LACK OF FIT" MEDIANTE REGRESSIONE ORTOGONALE

In linea teorica affinché gli AMS e il metodo di riferimento gravimetrico risultino equivalenti si ipotizza che la relazione tra i due metodi sia descritta da una equazione lineare del tipo:

$$Y_i = a + bX_i$$

Dove

Y_i è il singolo valore medio giornaliero di PM10 (espresso in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) misurato dal campionatore automatico

X_i è il corrispondente valore medio giornaliero di PM10 (espresso in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) misurato dal campionatore gravimetrico nel medesimo punto

In questa ipotesi di linearità, non sempre confermata, a e b rappresentano l'intercetta e lo slope della retta di calibrazione dello strumento automatico rispetto al gravimetrico

Si prevede, come prerequisito di accettabilità del set di dati AMS, che i fattori di slope e intercetta non si discostino significativamente da 1 e da 0. Ovvero che:

$$|b-1| \leq 2u_b \quad \text{e} \quad |a| \leq 2u_a$$

Con

u_b incertezza standard di b

u_a incertezza standard di a

come radice quadrata della varianza

Una volta eseguita questa verifica, i set di dati AMS risultano accettabili se:

$$0.980 \leq b \leq 1.020$$

e/o

$$-1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3 \leq a \leq 1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Diversamente occorre procedere alla correzione dell'intero set di dati utilizzando i fattori a e b forniti dalla regressione lineare ortogonale. I dati corretti devono avere una incertezza estesa calcolata secondo la norma EN 16450:2017 inferiore al 25%, in caso contrario il dato corretto non può essere accettato.

ESITO DEI TEST

Sono stati testati 2 tipologie di strumenti automatici, uno con dato orario e tre con dato giornaliero, installati in 3 siti differenti. Tutti gli strumenti si basano sulla tecnica di assorbimento di particelle β emesse da una sorgente al C14 da parte del particolato atmosferico depositato su un supporto filtrante. La massa del particolato si determina in funzione della differenza di assorbimento delle particelle β attraverso il filtro pulito/sporco da parte di un rivelatore.

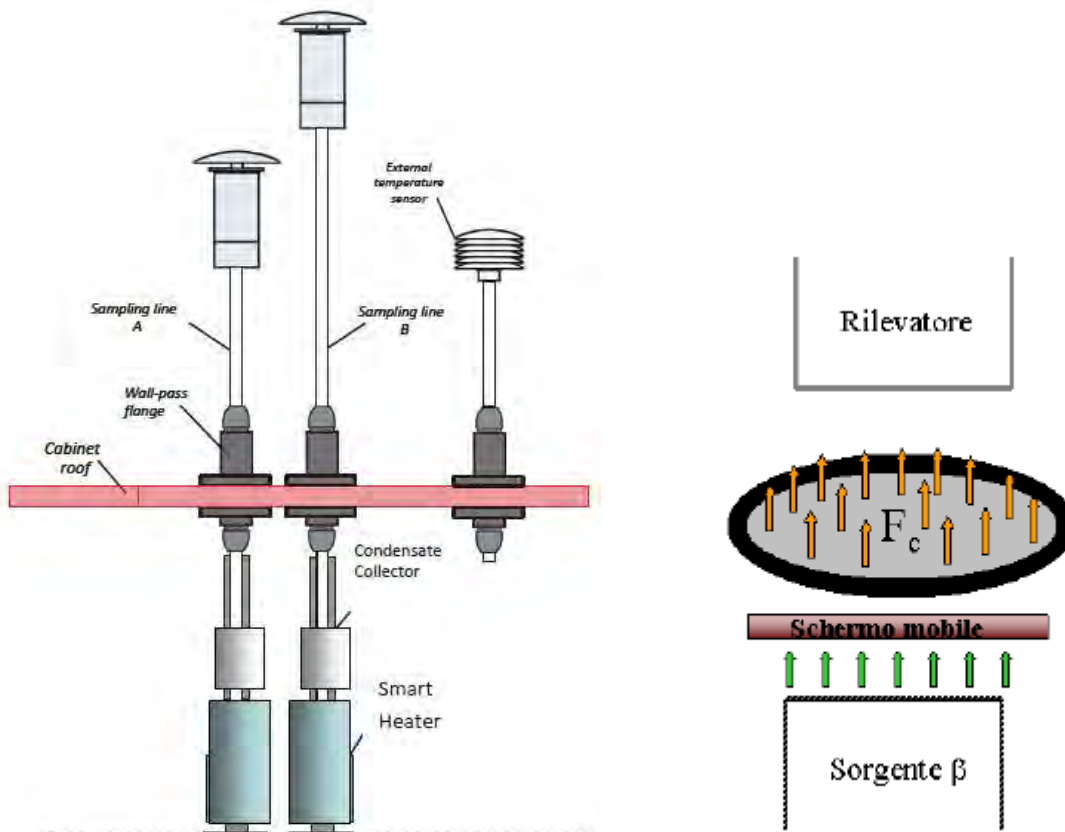


Figura 1 – schema e principio di funzionamento AMS

TEST 1

Tipo di strumento	Campionatore beta giornaliero
Sito	Casale M.to - stazione di fondo urbano
Periodo di test	inverno (25gg) + estate (33gg)

Tabella 1 – dati di sintesi

PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	INVERNO		ESTATE	
	AMS	GRAV	AMS	GRAV
Media delle medie giornaliere	34	37	16	21
Numero di superamenti livello giornaliero protezione della salute (50)	3	4	0	0
Percentuale giorni validi	100%	100%	100%	100%

Per il calcolo del lack of fit è stato utilizzato un foglio di calcolo di regressione ortogonale impostato secondo la norma (© Copyright RIVM2011, ver.2.9, autore: Ruben Beijk).

Figura 2 – Esempio foglio di calcolo

RAW DATA			RESULTS AFTER CALIBRATING		
Regression	1.073y + 4.049		N (Spring)	20	n
Regression (i=0)	1.301y		N (Summer)	5	n
N	25	n	N (Fall)	0	n
			N (Winter)	0	n
Outliers	0	n	Outliers	0	%
Outliers	0%	%	Outliers	0%	%
Mean CM	16.2	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Mean CM	21.5	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Mean RM	21.5	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Mean RM	21.5	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Number of RM > 0.5LV	3	n	Number of CM > 0.5LV	5	n
Number of RM > LV	0	n	Number of CM > LV	0	n
REGRESSION RESULTS (RAW)			REGRESSION RESULTS (CALIBRATED)		
Slope b	0.932		Slope b	1.004	
Uncertainty of b	0.061		Uncertainty of b	0.066	
Intercept a	-3.772	significant	Intercept a	-0.081	
Uncertainty of a	1.367		Uncertainty of a	1.467	
r ²	0.901		r ²	0.901	
Slope b forced trough origin	0.769	significant			
Uncertainty of b (forced)	0.0173				
EQUIVALENCE TEST (RAW)			EQUIVALENCE TEST (CALIBRATED)		
Uncertainty of calibration	3.36	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Calibration	1.073y + 4049	
Uncertainty of calibration (forced)	0.87	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	u(calibration)	3.36	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Random term	1.64	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Random term	3.81	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Additional uncertainty (optional)	0.00	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Additional uncertainty (optional)	0.00	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Bias at LV	-7.19	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Bias at LV	0.11	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Combined uncertainty	7.37	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Combined uncertainty	3.81	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Expanded relative uncertainty	29.5%	fail	Expanded relative uncertainty	15.2%	pass
Ref sampler uncertainty	0.82	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Ref sampler uncertainty	0.82	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Limit value	50	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Limit value	50	$\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabella 2 - Risultati Regressione ortogonale

Periodo di test	Linearità	Incertezza estesa su dati grezzi	Coefficienti correttivi	Incertezza estesa su dati corretti
INVERNO	LINEARE	<25%	CORREZIONE NECESSARIA Slope=0.973 Intercetta=+4.50	<25%
ESTATE	LINEARE	>25%	CORREZIONE NECESSARIA Slope=1.073 Intercetta=+4.05	<25%

TEST 2

Tipo di strumento	Campionatore beta giornaliero
Sito	Asti - stazione di fondo urbano
Periodo di test	Annuale

Per lo strumento in esame è stato effettuato un parallelo della durata di un anno solare. Il confronto evidenzia sia come media annua ma soprattutto come numero di superamenti del limite giornaliero una pesante sottostima del AMS pari a -50% sul numero di superamenti del limite giornaliero e a -35% sulla media annua.

Tabella 3 – dati di sintesi

PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	ANNUALE	
	AMS	GRAV
Media delle medie giornaliere	27	36
Numero di superamenti livello giornaliero protezione della salute (50)	39	80
Percentuale giorni validi	77%	87%

Sono state eseguite le rette di correlazione su base stagionale considerata la notevole variabilità della risposta strumentale in funzione delle condizioni climatiche e di concentrazione dell'inquinante.

Tabella 4 - Risultati Regressione ortogonale

Periodo di test	Linearità	Incertezza estesa su dati grezzi	Coefficienti correttivi	Incertezza estesa su dati corretti
Gen – mar	LINEARE	>25%	CORREZIONE NECESSARIA Slope=1.200 Intercetta=+1.40	<25%
Apr-mag	LINEARE	<25%	CORREZIONE NECESSARIA Slope=0.979 Intercetta=-1.35	<25%
Giu-lug	LINEARE	>25%	CORREZIONE NECESSARIA Slope=1.650 Intercetta=-0.8	<25%
Ago – sett	NON LINEARE	>25%	NON CALCOLABILE	>25%
Dicembre	NON LINEARE	>25%	NON CALCOLABILE	>25%

Figura 3 – Regressione ortogonale periodo agosto – settembre prima e dopo calibrazione con esito positivo

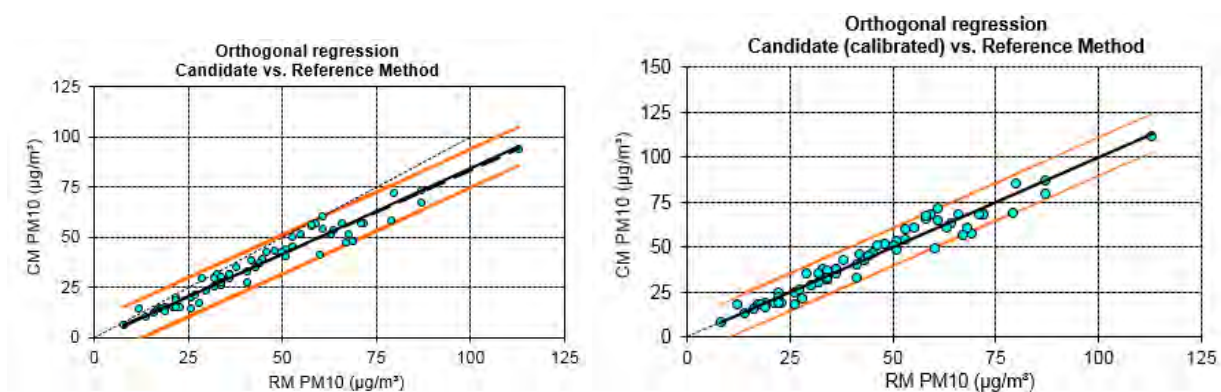
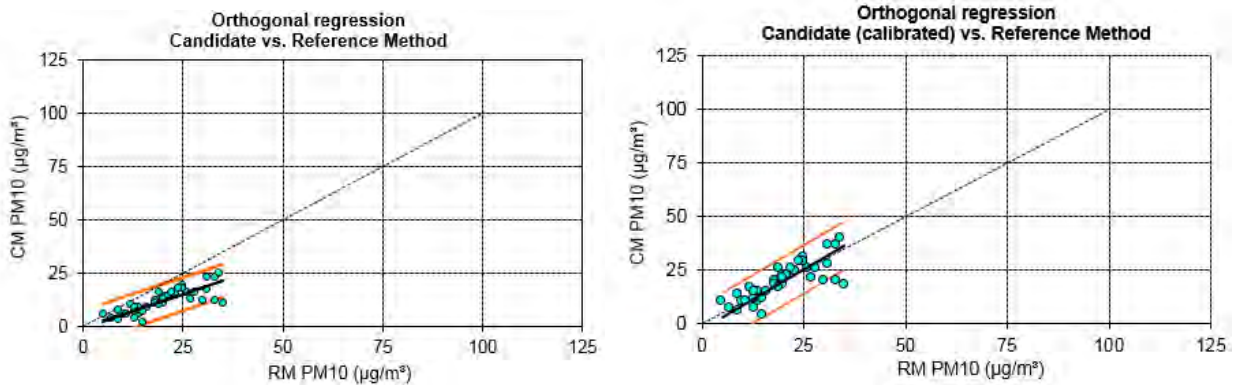


Figura 4 – Regressione ortogonale periodo agosto – settembre prima e dopo calibrazione con esito negativo



Lo strumento risulta avere per lo più una risposta non lineare, quindi imprecisa e talvolta non correggibile a posteriori. Laddove il dato risulta correggibile la sottostima varia dal 20 al 65%.

TEST 3

Tipo di strumento	Campionatore beta orario
Sito	Alessandria - stazione di fondo urbano
Periodo di test	annuale

Tabella 5 – dati di sintesi

PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	ANNUALE	
	AMS	GRAV
Media delle medie giornaliere	33	32
Numero di superamenti livello giornaliero protezione della salute (50)	58	42
Percentuale giorni validi	95%	100%

Tabella 6 - Risultati Regressione ortogonale

Periodo di test	Linearità	Incertezza estesa su dati grezzi	Coefficienti correttivi	Incertezza estesa su dati corretti
Gen	LINEARE	>25%	CORREZIONE NECESSARIA Slope=0.927 Intercetta=-4.78	<25%
Feb	LINEARE	>25%	CORREZIONE NECESSARIA Slope=0.861 Intercetta=-3.42	<25%
Mar	LINEARE	>25%	CORREZIONE NECESSARIA Slope=0.765 Intercetta=+0.15	<25%
Apr	NON LINEARE	>25%	NON CALCOLABILE	>25%
Mag	LINEARE	<25%	CORREZIONE NECESSARIA Slope=0.947 Intercetta=-0.466	<25%

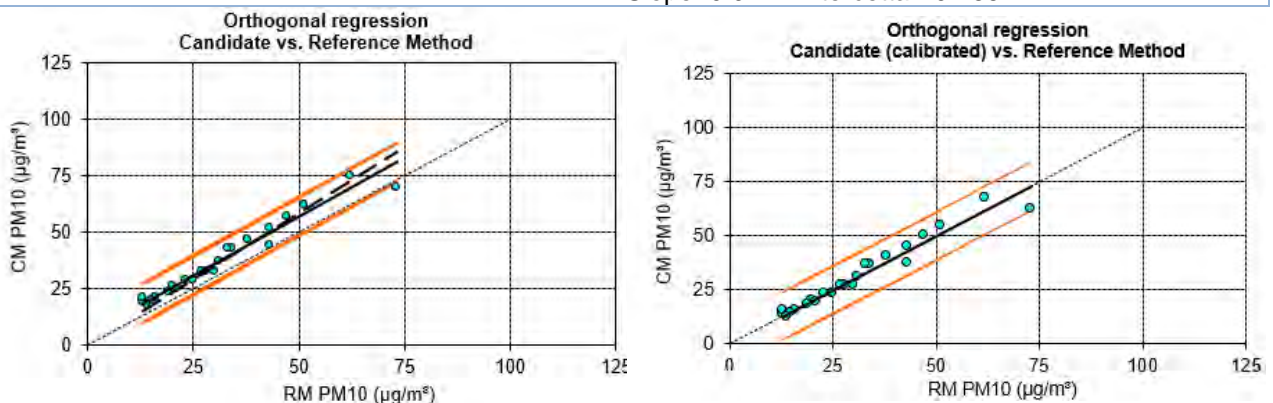


Figura 5 – Regressione ortogonale periodo febbraio prima e dopo calibrazione con esito positivo

Considerando tutti i dati di calibrazione in termini di slope e intercetta determinati con il metodo illustrato della regressione ortogonale per i due AMS testati si riassumono gli esiti della regressione in relazione ai range di accettabilità fissati dalla norma tecnica. Come evidenziato nei grafici anche laddove la calibrazione permetta il rientro nei parametri di accettabilità, i fattori di calibrazione risultano in molti casi, soprattutto per AMS giornaliero, significativamente distanti dal range di accettabilità. In modo particolare fattori di slope >1.2 o fattori di intercetta <-4 o >4 indicano performance altamente imprecise e poco affidabili a prescindere dalla possibilità di effettuare una correzione sul dato.

Figura 6 – Valori correttivi di intercetta stimati tramite regressione ortogonale per AMS giornaliero (arancio) e orario (verde) in relazione ai valori di accettabilità

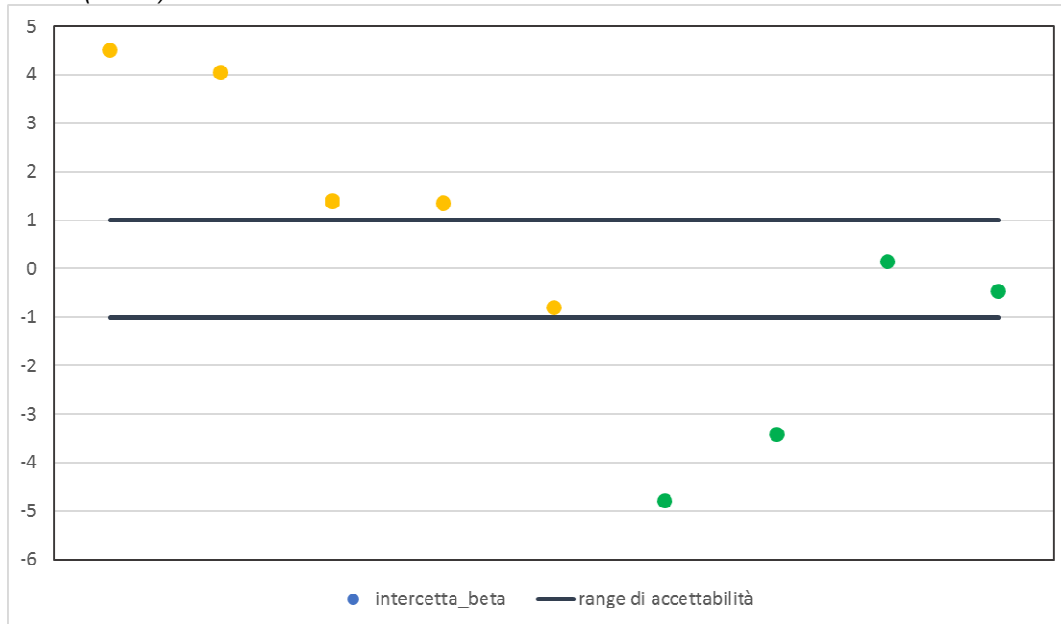
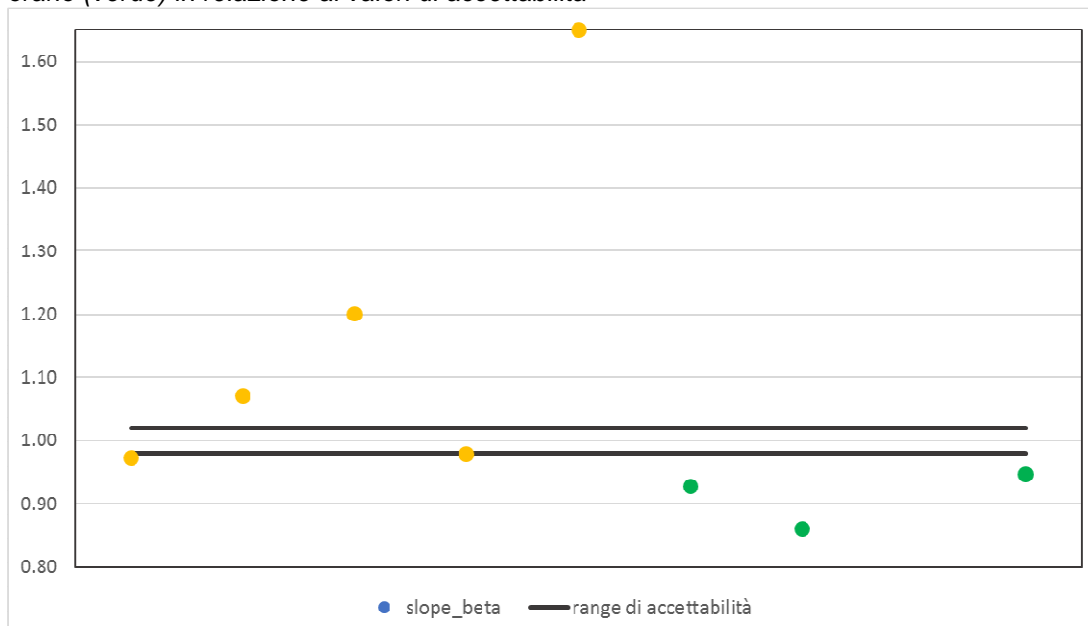


Figura 7 – Valori correttivi di slope stimati tramite regressione ortogonale per AMS giornaliero (arancio) e orario (verde) in relazione ai valori di accettabilità



CONCLUSIONI

In applicazione della linea guida ISPRA 19/2018 per le attività di assicurazione/controllo qualità (QA/QC) per le reti di monitoraggio per la qualità dell'aria, sono state condotte, nell'arco di due anni, campagne da 20 giorni per stagione in quattro siti per un totale di 160 misure giornaliere in parallelo per sito. Gli esiti delle calibrazioni hanno evidenziato che gli strumenti automatici hanno scostamenti tanto maggiori in estate e inverno quanto più ci si allontana dal valore di certificazione pari a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$; inoltre gli scostamenti variano stagionalmente tanto da richiederne una correzione mensile mentre coefficienti correttivi sull'anno non sono praticabili. Lo strumento automatico giornaliero ha mostrato performance scarse con una costante perdita di linearità legata anche alla instabilità del flusso di campionamento, mentre lo strumento automatico orario mantiene una buona linearità. I fattori di calibrazione risultano in molti casi, soprattutto per AMS giornaliero, significativamente distanti dal range di accettabilità. Fattori correttivi non sistematici e non sempre trascurabili sia per lo slope (valori compresi tra 0.8 e 1.6) che per l'intercetta (valori compresi tra -5 e +5) rispetto al metodo di riferimento indicano risposte strumentali imprecise e poco affidabili a prescindere dalla possibilità di effettuare o meno una correzione sul dato.

BIBLIOGRAFIA

- [1] DECRETO 30 marzo 2017, "Procedure di garanzia di qualità per verificare il rispetto della qualità delle misure dell'aria ambiente, effettuate nelle stazioni delle reti di misura", GU Serie Generale n.96 del 26-04-2017
- [2] UNI EN 12341:2014, "Aria ambiente - Metodo gravimetrico di riferimento per la determinazione della concentrazione in massa di particolato sospeso PM10 o PM2,5"
- [3] EN 16450:2017, "Aria ambiente: sistemi di misura automatici per la misurazione della concentrazione del particolato PM10;PM2.5"
- [4] Commissione Europea, "Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods", January 2010
- [5] FAI Instruments, "Monitor – campionatore bicanale orario di particelle PMx in atmosfera", manuale d'uso rev1.1 , dicembre 2012

Caratterizzazione della componente carboniosa del particolato aerodisperso in un sito di fondo urbano torinese

Milena Sacco¹, Francesco Pitasi¹, Manuela Piyadigamage², Enrico Prenesti², Carlo Bussi¹, Marco Fontana¹

¹ Arpa Piemonte, Via Pio VII 9, 10135, Torino

² Università degli Studi di Torino, Dipartimento di Chimica, Via Pietro Giuria 5, 10125, Torino

m.sacco@arpa.piemonte.it

INTRODUZIONE

La misura della componente carboniosa sulla massa del particolato atmosferico sta diventando sempre più diffusa, poiché le componenti carboniose hanno effetti sia sulla salute umana sia sull'ambiente, in particolare sul clima e sulla qualità dell'aria.

In questo lavoro sono state confrontate le misure di black carbon ottenute tramite metodo ottico utilizzando un analizzatore in continuo (Aethalometer Model AE33, poi citato come etalometro), misurate in una stazione di monitoraggio di fondo urbano a Torino, facente parte della rete di rilevamento della qualità dell'aria di ARPA Piemonte, e le analisi di carbonio organico (OC) ed elementare (EC) determinate sul PM10 con analizzatore termo-ottico (TOT/TOR, Thermal-Optical Transmittance/Reflectance della Sunset Laboratory Inc). Le misure di carbonio con analisi termo-ottica sono state eseguite impiegando due metodi che si differenziano per il protocollo termico applicato: NIOSH-like (Quartz) e EUSAAR_2. Come ulteriore approfondimento si è confrontato il valore di black carbon attribuibile alla combustione di biomassa, calcolata dall'etalometro, con le analisi di Levoglucosano sul PM10. Questo è un composto organico con struttura ad anello, formata dalla pirolisi di carboidrati come amido e cellulosa, che viene spesso utilizzato come tracciante chimico per la combustione di biomassa negli studi sul particolato.

Sono stati fatti inoltre approfondimenti sugli idrocarburi policiclici aromatici rilevabili nel particolato PM10.

MATERIALI E METODI

Gli strumenti per il campionamento del particolato atmosferico sono ubicati nella stazione di monitoraggio della qualità dell'aria di Torino-Lingotto, che si trova in via A. Monti 21 a Torino. La stazione è classificata di fondo urbano in quanto stazione ubicata in area residenziale, in posizione tale che il livello di inquinamento non sia influenzato prevalentemente da emissioni da specifiche fonti (industrie, traffico, riscaldamento residenziale, ecc.) ma dal contributo integrato di tutte le fonti poste sopravento alla stazione rispetto alle direzioni predominanti dei venti nel sito. Nello stesso sito è ubicato l'analizzatore di black carbon Aethalometer Model AE33, il quale oltre a fornire le misure di BC, stima anche la percentuale di BC attribuibile alla combustione della biomassa. Lo strumento determina il BC attraverso la misura della trasmittanza differenziale del fascio di luce incidente sul campione. Questa analisi viene eseguita con sette lunghezze d'onda ottiche, comprese tra vicino infrarosso e vicino ultravioletto (370-950 nm).

Il prelievo giornaliero del PM10 per le analisi di TC, OC ed EC, con il sopracitato Sunset, è stato condotto dal 22/10/2018 al 31/01/2019, impiegando filtri in fibra di quarzo del diametro di 47 mm, pretrattati in muffola a 800°C per tre ore. Per il campionamento si è fatto riferimento alla norma UNI EN 12341:2014 utilizzando però una testa di prelievo US EPA PM10, dimensionata per operare ad un flusso di 1 m³/h anziché al flusso previsto dal metodo di 2.3 m³/h; tale modifica si è resa necessaria per ridurre il carico di PM10 depositato su filtro, significativamente alto nel periodo invernale, che potrebbe portare ad errore nella misura di OC/EC. Dal 1/11/2018 al 31/12/2018 per ogni giorno sono stati analizzati gli zuccheri (galattosano, mannosano e levoglucosano) su filtri in quarzo di diametro 150 mm, campionati con lo strumento DIGITEL High Volume Aerosol Sampler ad alto volume (30 m³/h). La procedura analitica si basa sull'estrazione ultrasonica con acetone nitrile di un'aliquota del filtro contenente il particolato, seguita da trimetilsililazione e analisi GC-MS dei trimetilsililderivati.

Nello stesso periodo, un giorno su due, sono stati anche analizzati gli idrocarburi policiclici aromatici, secondo il metodo UNI EN 15549:2008 (benzo(a)antracene, chrysene, benzo(b+k+j)fluorantene, benzo(e)pirene, benzo(a)pirene, indeno(1,2,3-c,d)pirene, benzo(g,h,i)perylene).

Il periodo è stato caratterizzato meteorologicamente da 28 giorni di pioggia (204,8 mm totali), tre giorni di neve (10 cm), umidità e temperatura dell'aria media rispettivamente del 75% e del 6,9°C.

LA DETERMINAZIONE DI EC ED OC CON METODO TERMO-OTTICO

In ambito nazionale, il metodo di riferimento per la determinazione di EC/OC nel PM10 è riportato nel Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 26 gennaio 2017, dove si indica l'applicazione della norma UNI EN 16909:2017.

Quest'ultima, però, è il riferimento per le analisi sul PM2.5, pertanto il gestore della rete dovrebbe verificare se è compatibile con il PM10. In assenza di tali determinazioni, il metodo da applicare è quello riportato nell'allegato I del decreto del Ministro dell'ambiente 5 maggio 2015, che prevede il protocollo NIOSH-like (QUARTZ).

La norma UNI EN 16909:2017, rappresenta invece il riferimento ufficiale per la determinazione di EC/OC in ambito europeo, ma limitatamente al particolato atmosferico PM2.5. Questa norma individua il metodo EUSAAR_2, quale protocollo termico da utilizzare per la speciazione del carbonio.

Per quanto sopra esposto, in questa lavoro si è deciso di eseguire le determinazioni di EC-OC utilizzando entrambi i protocolli NIOSH-like (QUARTZ) ed EUSAAR_2 per poterne confrontare i risultati.

L'analisi viene eseguita sul particolato raccolto su membrana in fibra di quarzo con diametro di 47 mm. Tramite un punzone in acciaio viene prelevata una porzione della membrana pari a 1 cm² (punch) che, posta su una navetta di quarzo, viene inserita all'interno del forno di combustione dello strumento. Il campione viene quindi sottoposto a due successive fasi di analisi.

Nel protocollo NIOSH-like, la prima fase in atmosfera di elio (atmosfera inerte) prevede il raggiungimento di temperature di 870°C. Nella seconda fase, in atmosfera ossidante (He/O₂), la temperatura del forno è abbassata fino a 550°C, per poi risalire seguendo una rampa fino a circa 900°C. Seguendo questo schema di rampa di temperature, durante la prima fase di riscaldamento, dal punch vengono volatilizzati i composti organici del carbonio e, se presenti, i carbonati. In questa fase, a causa delle elevate temperature raggiunte (870°C), parte dei composti del carbonio subiscono pirolisi, con conseguente formazione di carbonio elementare (*effetto charring*), che depositandosi sul filtro andrà a sommarsi all'EC originale nel campione.

Nella seconda fase, in atmosfera ossidante, viene rilasciato dalla membrana l'EC presente nel particolato ed il carbonio pirolitico (PyC) prodotto nella fase precedente.

Le specie volatilizzate in entrambe le fasi sono ossidate a CO₂ mediante passaggio su un apposito catalizzatore (MnO₂) per essere successivamente convertite quantitativamente in CH₄ grazie ad un metanizzatore al Nichel, che ha il compito di accelerare la reazione.

Dalla quantità di metano prodotta misurata da un rivelatore a ionizzazione di fiamma (FID- Flame Ionization Detector) si risale alla massa di carbonio presente nel campione.

Senza opportune correzioni, il processo di pirolisi comporterebbe una sottostima del carbonio organico e una sovrastima del carbonio elementare originale. Dal momento che, normalmente, le quantità di OC presenti nel particolato campionato sono notevolmente maggiori di quelle di EC, l'errore influisce in modo più rilevante su quest'ultima componente.

La peculiarità del metodo termo-ottico sta nel fatto che l'errore introdotto dalla pirolisi viene corretto sfruttando l'elevata assorbanza della luce del carbonio elementare. Per fare ciò è incorporato nell'analizzatore un laser a luce rossa (678 nm) He-Ne focalizzato attraverso la camera del campione, in modo che, quando il punch è inserito all'interno dello strumento, il raggio laser passi attraverso il filtro.

Il sistema registra la trasmittanza o riflettanza iniziale del fascio laser e la controlla in modo continuo durante la rampa di temperatura.

La pirolisi del carbonio organico durante la prima fase del processo provoca una diminuzione della segnale del laser. Il punto in corrispondenza del quale la trasmittanza o riflettanza ritorna uguale al

suo valore iniziale, in seguito all'ossidazione del carbonio generato piroliticamente, è definito split-point (letteralmente "punto di separazione") fra carbonio organico e carbonio elementare.

Lo split-point cade tipicamente nella seconda rampa di temperature: ciò significa che tutto il carbonio elementare che si è formato prima di questo momento ha origine dalla combustione pirolitica del carbonio organico.

Questa quantità di carbonio viene, dunque, sottratta dal carbonio elementare misurato durante la fase di ossidazione ed è assegnata al carbonio organico.

Il secondo protocollo termico utilizzato in questo lavoro è stato l'EUSAAR_2 che differisce da NIOSH-like soprattutto nel valore massimo della temperatura della prima fase. In particolare nell'EUSAAR2 (protocollo a temperatura medio-bassa) la prima fase termina a 650°C mentre nel protocollo NIOSH-like termina a 870 °C.

Tabella 1 – protocolli termici NIOSH-Like o Quarz e EUSAAR2

Step	NIOSH-Like		EUSAAR2	
	T (°C)	t (s)	T (°C)	t (s)
He1	310	60-80	200	120
He2	475	60	300	150
He3	615	60	450	180
He4	870	90	650	180
He	No heating	50	No heating	30
He/O ₂ 1	550	45-60	500	120
He/O ₂ 2	625-650	45-60	550	120
He/O ₂ 3	700	45-60	700	70
He/O ₂ 4	770-775	45-60	850	80
He/O ₂ 5	870-890	110-165		

I protocolli che operano a temperatura medio-bassa sono caratterizzati da concentrazioni di EC superiori rispetto quelli ad alta temperatura. Ciò può essere dovuto principalmente a due fattori:

- l'evoluzione non completa di OC nella prima fase dei protocolli a medio bassa temperatura (sottostima di OC, che porta ad una sovrastima di EC). In particolare, nella prima fase possono non evolvere completamente le specie organiche refrattarie prodotte, ad esempio, nelle reazioni di combustione e/o degradazione di biomassa.
- l'effetto di pre-combustione dell'EC nei protocolli ad alta temperatura (sottostima di EC e conseguente sovrastima di OC).

La pre-combustione dell'EC è favorita dalla presenza di ossidi metallici nel campione che, sottoposti ad alta temperatura, rilasciano ossigeno e anticipano l'ossidazione del carbonio elementare.

RISULTATI

In questo lavoro le misure di carbonio sul particolato atmosferico sono state eseguite con analizzatore termo-ottico mediante correzione ottica in trasmittanza.

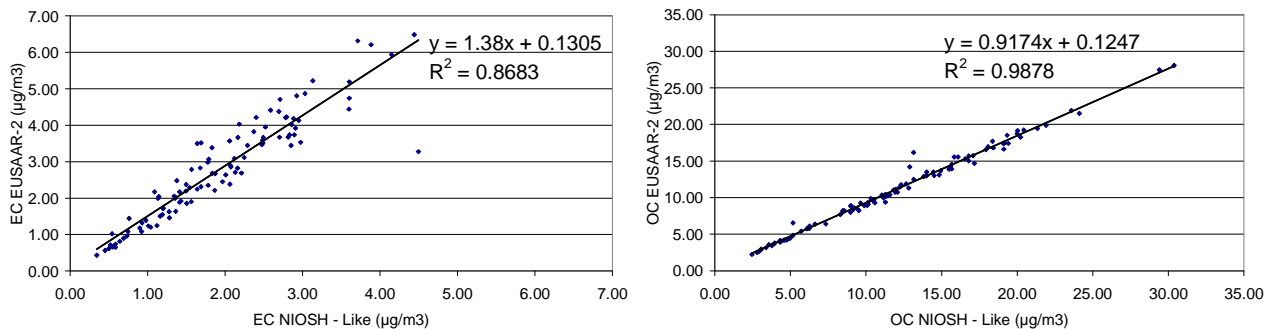
I dati di EC, OC e TC, rilevati, confrontati con la concentrazione in massa di PM10 sono riportati in tab.2. Complessivamente circa il 33% del PM10 misurato è costituito di carbonio.

Tabella 2 – Concentrazioni di PM10, EC, OC e TC (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	PM10 Beta	PM10 Basso Volume	BC	stima % biomassa	EC NIOSH	OC NIOSH	EC EUSAAR_2	OC EUSAAR_2	TC NIOSH	TC EUSAAR_2
Minima media giornaliera	4	5	0.46	4.20	0.34	2.46	0.43	2.23	2.91	2.80
Massima media giornaliera	96	96	7.48	43.30	4.50	30.38	6.48	28.07	34.09	34.38
Media delle medie giornaliere:	45	42	2.96	26.45	1.93	11.96	2.80	11.10	13.89	13.89
Giorni validi	92	96	96	96	101	101	101	101	101	101
Percentuale giorni validi	90%	94%	94%	94%	99%	99%	99%	99%	99%	99%

Per quanto riguarda la determinazione del carbonio totale ($\text{TC} = \text{EC} + \text{OC}$), i due protocolli risultano del tutto confrontabili; la correlazione ottenuta tra i due protocolli di misurazione è ottima ($R^2 = 0.99$), così come il confronto tra i valori assoluti misurati, in quanto, la determinazione del TC è proporzionale alla quantità totale di CO_2 prodotta e non dipende dall'andamento dei segnali ottici. La differenziazione tra i due metodi, invece è nella diversa quantificazione dell'EC e, di conseguenza, nell'OC. L'applicazione dei due protocolli mostra una differenza del 31% sulla determinazione dell'EC (fig.1 a sinistra) e, invece, di circa l'8% sulla determinazione dell'OC (fig.1 a destra). Come indicato nel DM 5.5.2015, ciò può essere dovuto ad una incompleta evoluzione di OC nella prima fase del protocollo EUSAAR_2 (sottostima di OC, che porta ad una sovrastima di EC), oppure ad un effetto di pre-combustione dell'EC nel protocollo NIOSH-like (sottostima di EC e conseguente sovrastima di OC).

Figura 1 - Correlazione sull'EC (a sinistra) e sull'OC (a destra) dopo l'applicazione dei due protocolli



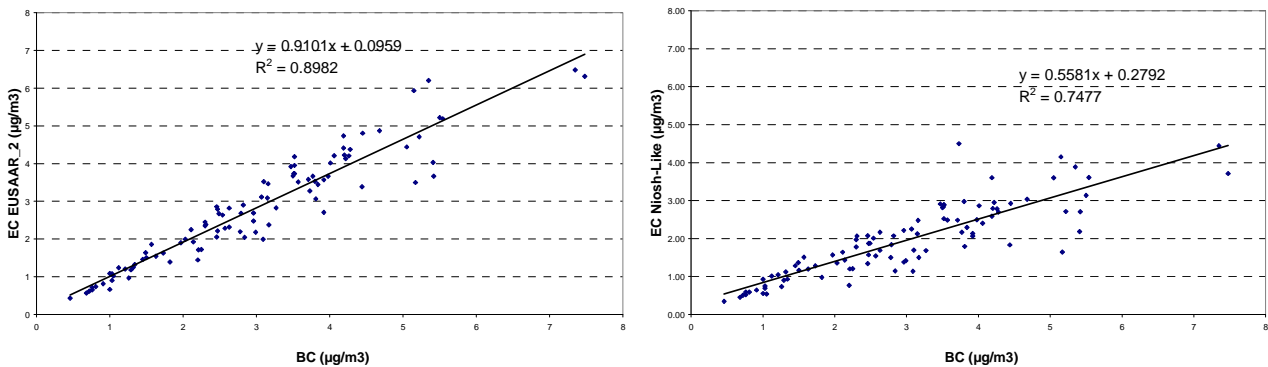
CONFRONTO DEI DATI DI CARBONIO ELEMENTARE (DA METODO TERMO-OTTICO) CON I DATI DI BLACK CARBON (DA METODO OTTICO)

Il black carbon misurato dall'etalometro è maggiormente correlato con i dati di EC ottenuti applicando il protocollo EUSAAR_2 rispetto a quelli ottenuti con il NIOSH-like (QUARTZ), come si può vedere nella fig. 2. L'EC con il NIOSH-like è notevolmente sottostimato rispetto al BC (fig.2 a destra). Tale sottostima può essere dovuta all'effetto charring, a causa del quale parte dell'OC pirolizza alle temperature elevate applicate con il protocollo NIOSH-like nella fase in atmosfera inerte. Il charring dipende da vari fattori, tra i quali la composizione del particolato atmosferico. I composti organici solubili in acqua sono responsabili per una grande frazione (13% - 66%) del charring nell'analisi termo-ottica (Yu et al., 2002). Piazzalunga et al. (2011) hanno dimostrato che la rimozione di questi composti dai campioni di particolato riducono le differenze osservate tra diversi protocolli termici e migliora leggermente la loro comparabilità. La presenza di queste specie organiche poco assorbenti della luce, che non riescono ad evolvere nella prima fase dell'analisi

applicando il protocollo EUSAAR_2, può portare ad una sovrastima della concentrazione di EC, rispetto all'applicazione del protocollo NIOSH-like. Le specie organiche refrattarie responsabili di questo effetto sono probabilmente di tipo organico (humic-like substances), macromolecole di origine biogenica oppure generate durante la combustione di biomasse. Con l'utilizzo del protocollo NIOSH-like queste specie incrementano la frazione di carbonio pirolitico, la cui attribuzione al carbonio organico diventa difficile, per la maggiore criticità nell'individuare il punto di split-point. Nel protocollo EUSAAR_2 il charring è ridotto, in quanto le temperature nella prima fase sono più basse e il tempo di permanenza a ciascun step di temperatura nell'atmosfera di He è sufficientemente lungo per consentire il massimo dell'evoluzione del carbonio ad ogni step (Cavalli et al., 2010).

Le componenti organiche costituiscono una parte rilevante del particolato atmosferico torinese, oltre il 40% (Progetto part'aera, 2015; Bruno et al., 2018), pertanto si ipotizza che la sottostima dell'EC con protocollo NIOSH-like possa essere attribuita anche alla loro presenza. In ogni caso la misura del BC con metodo ottico è molto più in accordo con i dati di EC determinati con il metodo EUSAAR_2.

Figura 2 - Correlazione dell'EC da protocollo EUSAAR_2 con BC (a sinistra) e EC da protocollo Niosh-Like con BC (a destra)

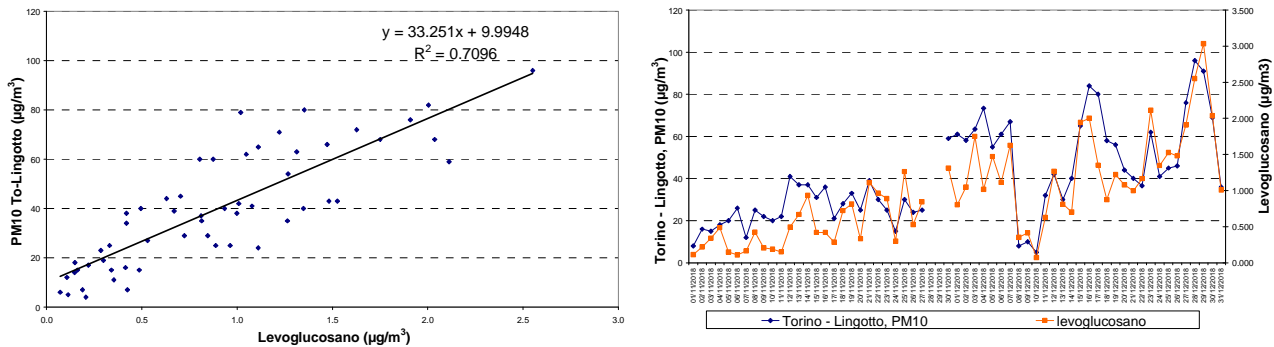


STIMA DELLA PERCENTUALE DI PM10 ATTRIBIBILE ALLA COMBUSTIONE DELLA BIOMASSA

L'importanza del contributo della combustione della biomassa nelle concentrazioni di PM10 misurate a Torino è stata evidenziata anche nel Piano Regionale per la Qualità dell'Aria piemontese approvato a marzo 2019 (DCR 25 Marzo 2019, n. 364 – 6854). Nel piano è indicato che il contributo delle emissioni del riscaldamento a biomassa a Torino è stimabile essere pari al 4% del particolato PM10 primario (stima mediante source apportionment modellistico), ma il contributo percentuale alle concentrazioni di PM10 è notevolmente superiore, pari al 42% mediando tutte le stazioni torinesi (nella stazione di Torino-Lingotto la percentuale è 44%). La differenza tra emissioni di Torino e concentrazioni in Torino è legata sia alla formazione di particolato secondario, sia al contributo esogeno delle fonti, vale a dire il trasporto da parte della circolazione atmosferica delle componenti primaria e secondaria del particolato PM10 dai comuni limitrofi alla città di Torino. La stima modellistica è confermata dal source apportionment analitico elaborato tramite il software EPA Positive Matrix Factorization, attraverso il quale a Torino-Lingotto sono state individuate 5 sorgenti reali o virtuali, tra le quali la combustione della biomassa ammonta al 35% nell'inverno 2016-2017, confermando sostanzialmente i risultati del source apportionment modellistico (per eventuali approfondimenti si rimanda ai paragrafi 4.2.2 e 5.8.1.4 del Piano Regionale).

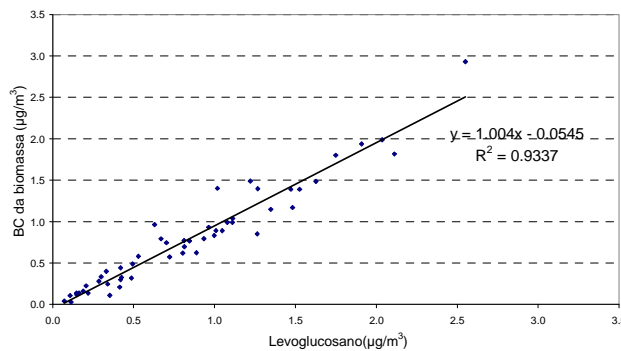
La rilevanza della fonte "combustione di biomassa" è testimoniata anche dalla buona correlazione ($R^2=0.71$) delle concentrazioni di levoglucosano con il PM10 in fig.3 (sinistra), a destra è possibile vedere l'andamento dei due parametri in scala relativa. La concentrazione media di levoglucosano nel periodo di monitoraggio è stata $0.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e mediamente il rapporto levoglucosano/TC è stato pari al 7%.

Figura 3 – Andamento e correlazione di PM10 e levoglucosano



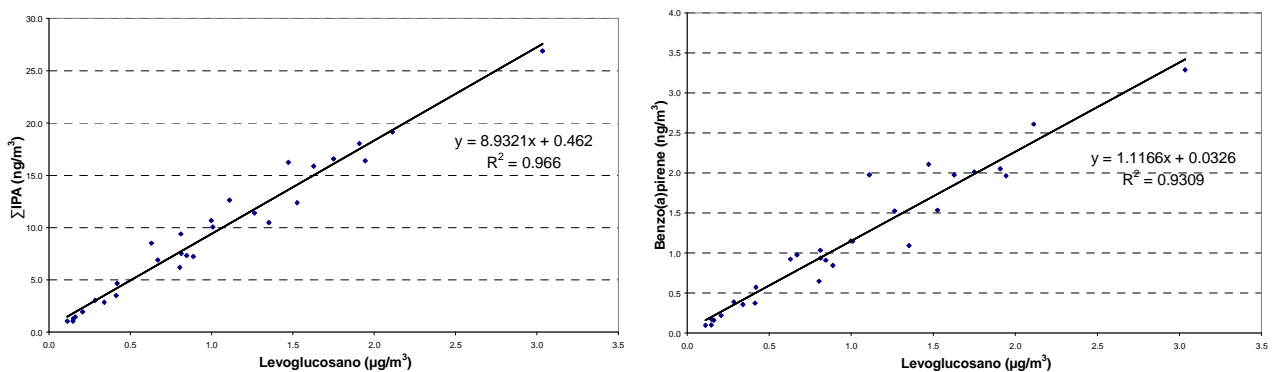
L'etalometro è in grado di fornire, oltre al black carbon, una stima della percentuale di BC attribuibile alla combustione di biomassa, calcolata applicando il metodo elaborato da Sandradewi, J. et al. (2008). Prendendo in considerazione il solo periodo in cui sono state fatte anche le analisi di levoglucosano (1 nov-31 dic 2018) il BC attribuibile alla combustione di biomassa è pari al 24.8%. Si è calcolato quindi per ogni giorno la frazione di BC da combustione di combustibili fossili e il BC da combustione di biomassa e quest'ultimo si è messo in correlazione con il levoglucosano misurato. Il risultato è riportato in fig. 4, la correlazione è ottima ($y = 1.004x - 0.0545$, $R^2=0.93$).

Figura 4 –Correlazione tra BC da combustione di biomassa e levoglucosano



L'importanza della combustione della biomassa è testimoniata anche dalla ottima correlazione dei dati di idrocarburi policiclici aromatici con il levoglucosano (fig.5, sinistra) ed in particolare del benzo(a)pirene (fig.5, destra). Si può quindi ipotizzare che gli IPA derivino principalmente dalla combustione di biomassa.

Figura 5 –Correlazione della somma degli IPA con il levoglucosano (sinistra) e del benzo(a)pirene con il levoglucosano (destra)



I dati di levoglucosano possono essere utili a determinare la concentrazione di PM10 che deriva dal contributo primario della combustione di biomassa attraverso i fattori di conversione levoglucosano-PM10 riportati in letteratura. In questo lavoro sono stati utilizzati un fattore medio basato su 62 lavori scientifici (8,85 $\mu\text{g PM10}/\mu\text{g levoglucosano}$, in Piazzalunga et al., 2011) e un fattore caratteristico delle regioni alpine (11,2 $\mu\text{g PM10}/\mu\text{g levoglucosano}$ in Schmidl, 2018), analogamente a quanto fatto in uno studio di Arpa Piemonte per stimare il contributo aggiuntivo degli incendi boschivi alle concentrazioni di particolato aerodisperso in Piemonte nell'ottobre 2017 (F.Lollobrigida et al., 2018). Applicando questi fattori risulta che la percentuale di PM10 primario attribuibile alla combustione della biomassa varia tra il 22 e il 28 %.

In Pianura Padana, però, il particolato atmosferico è costituito da una significativa componente secondaria, originata attraverso processi chimico-fisici che avvengono in atmosfera a partire da inquinanti primari. Alcuni studi evidenziano che il contributo al particolato secondario della combustione di biomassa, nei mesi invernali, è quantitativamente dello stesso ordine di grandezza di quello primario (Gilardoni et al, 2016). Sulla base di questo si può ipotizzare che la percentuale di PM10 totale (primario più secondario) attribuibile alla combustione della biomassa vari tra il 44 e il 56 %, valori in completo accordo con quanto stimato su base modellistica nel Piano regionale di qualità dell'aria piemontese.

CONCLUSIONI

Il black carbon misurato per via ottica ha una correlazione migliore con il carbonio elementare determinato applicando il metodo EUSAAR_2, rispetto al metodo NIOSH-like (QUARTZ). Le motivazioni del fenomeno sono da ricercarsi nella composizione del particolato, che dovrà essere approfondita soprattutto nell'analisi della componente organica. Il presente lavoro conferma la significatività della percentuale di PM10 proveniente da combustione di biomasse.

Bibliografia

- Bruno A., Bardi L., Clemente M., De Maria R., Pitasi F., Sacco M., *Source Apportionment analitico: Attività sperimentale in Arpa Piemonte*, Atti VIII Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico, Matera 23-25 maggio 2018
- Deliberazione del Consiglio regionale 25 Marzo 2019, n. 364 - 6854. Approvazione del Piano regionale di qualità dell'aria ai sensi della legge regionale 7 aprile 2000, n. 43 (Disposizioni per la tutela dell'ambiente in materia di inquinamento atmosferico. Prima attuazione del Piano regionale per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria).
- Cavalli, F., Viana, M., Yttri, K. E., Genberg, J., and Putaud, J.-P.: *Toward a standardised thermal-optical protocol for measuring atmospheric organic and elemental carbon: the EUSAAR protocol*, Atmos. Meas. Tech., 3, 79–89, doi:10.5194/amt-3-79-2010, 2010
- Gilardoni et al, *Direct observation of aqueous secondary organic aerosol from biomass-burning emissions*, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 36, 2016
- Lollobrigida F., Grosa M.M., Pannocchia A., Bussi C., Fontana M., Bruno A., Maringo M., Sacco M., Bertello C., *Contributo degli incendi boschivi alle concentrazioni di PM10 sul territorio della Città Metropolitana di Torino nel mese di ottobre 2017*, Atti VIII Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico, Matera 23-25 maggio 2018
- Piazzalunga A., Bernardoni V., Fermo P., Valli G., and Vecchi R., *Technical Note: On the effect of water-soluble compounds removal on EC quantification by TOT analysis in urban aerosol samples*, Atmos. Chem. Phys., 11, 10193–10203, 2011
- Piazzalunga, A., Belis, C., Bernardoni, V., Cazzuli, O., Fermo, P., Valli, G., and Vecchi, R.: *Estimates of wood burning contribution to PM by the macro-tracer method using tailored emission factors*, Atmos. Environ., 45, 6642–6649, 2011
- Progetto part'aera, *Rapporto di Sintesi*, www.partaera.eu/it/, 2015
- Sandradewi, J. et al., *Using Aerosol Light Absorption Measurements for the Quantitative Determination of Wood Burning and Traffic Emission Contributions to Particulate Matter*, Environ. Sci. Technol. 42, 3316–3323, 2008
- Schmidl, *Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid-European Alpine regions*, Atmospheric Environment 42, 2008
- Yu, Z. J., Xu, J. H., Yang, H.: *Charring characteristics of atmospheric organic particulate matter in thermal analysis*, Environ. Sci. Technol., 36, 754–761, 2002



Analisi statistiche a supporto del monitoraggio della qualità dell'aria nelle Marche

Di Biagio Katuscia¹, et al.

¹*Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale delle Marche, Via Ruggeri 5, Ancona*

Katuscia.dibiagio@ambiente.marche.it

Abstract

La Rete Regionale della Qualità dell'Aria (RRQA) delle Marche è costituita da 18 stazioni fisse ed una mobile distribuite sul territorio regionale. Nel presente lavoro vengono analizzati i livelli di concentrazione giornaliera del particolato con diametro aerodinamico inferiore a 10 micron (PM10), rilevati in 16 stazioni nell'anno 2018. Tali dati sono caratterizzati da una forma di dipendenza essendo misurati in maniera longitudinale nella stessa stazione di monitoraggio; tuttavia i modelli di regressione ordinari sono basati sull'ipotesi di indipendenza delle osservazioni e la violazione di tale assunto produce l'effetto di sovrastimare la significatività statistica dei risultati. L'obiettivo dello studio è quello di valutare la variabilità del PM10 nelle stazioni di monitoraggio della RRQA con un modello statistico che tiene conto esplicitamente della struttura gerarchica nei dati: il modello multilivello ad intercetta casuale. Sono state identificate le stazioni che si discostano significativamente dal valore di PM10 medio regionale ed è stata valutata l'influenza della stagionalità (inverno: ottobre-marzo; estate: aprile-settembre), del tipo di stazione (Fondo, Industriale, Traffico) e del tipo di zona (Rurale, Suburbana, Urbana) sulle concentrazioni di PM10. La stazione è stata considerata un effetto casuale mentre il tipo di stazione, di zona e la stagione sono considerati effetti fissi. E' stato stimato il coefficiente di correlazione intraclasse (ICC, intraclass correlation) che misura la dipendenza tra i valori di PM10 nella stessa stazione.

Nelle Marche nell'anno 2018 è stato rilevato un livello medio annuo di PM10 pari a $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$; per sei stazioni il valore medio di concentrazione risulta inferiore alla media regionale in maniera statisticamente significativa ($p\text{-value} < 0,05$), per quattro stazioni la concentrazione risulta significativamente superiore mentre per 6 stazioni non risultano scostamenti statisticamente significativi dalla media regionale. I dati mostrano un significativo incremento medio annuo di $6,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle stazioni da traffico rispetto a quelle di fondo ($p\text{-value} = 0,0216$), un incremento medio di $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella stagione invernale rispetto a quella estiva ($p\text{-value} < 0,0001$). Le stazioni di fondo presentano un ICC superiore a quelle da traffico, evidenziando una maggiore omogeneità delle misurazioni.

Analisi statistica del rapporto tra PM2.5 e PM 10 in Abruzzo. Primi risultati.

Carlo Colangeli^{1,3}, Sergio Palmeri², Sebastiano Bianco¹, Piero Di Carlo³

¹Arta Abruzzo Distretto Prov.le di Chieti, Via Spezioli 52 – 66100 Chieti

²Arta Abruzzo Distretto Prov.le di Pescara, Viale Marconi 51 – 65126 Pescara

³Università degli Studi G. D'Annunzio di Chieti-Pescara, Dipartimento di Scienze Psicologiche, della Salute e del Territorio, Via dei Vestini, 31 - 66100 Chieti

Riassunto

Il particolato (PM) è tra gli inquinanti atmosferici più studiati per gli effetti sulla salute umana e il clima. Poiché l'impatto sanitario del PM aumenta al diminuire delle dimensioni aerodinamiche, il monitoraggio è rivolto al PM10 (frazione del PM con dimensioni aerodinamiche minori di 10 µm) e al PM2.5 (frazione con dimensioni aerodinamiche minori di 2.5 µm). Le emissioni antropiche, in genere, contribuiscono maggiormente ai livelli di PM2.5, mentre nel PM10 le emissioni naturali, in determinate situazioni, possono dominare. In aree in cui le concentrazioni di PM osservate sono il risultato di sorgenti di diversa natura, l'analisi del rapporto tra le concentrazioni di PM2.5 e PM10, tenendo in debito conto i parametri meteorologici, può dare informazioni importanti su natura, origine ed evoluzione del PM. In questo lavoro vengono presentati i primi risultati della rete regionale di monitoraggio della qualità dell'aria gestita da ARTA Abruzzo, nel primo biennio di attività (2017/2018). In particolare, è stato effettuato uno studio statistico del rapporto PM2.5/PM10, basato sui dati misurati nelle 8 stazioni della rete nelle quali entrambi i parametri sono monitorati. Il passo successivo consisterà nell'identificazione delle maggiori sorgenti di PM, in particolare nell'Agglomerato Pescara-Chieti.

1. INTRODUZIONE

Il particolato aerodisperso (PM) è una miscela fisico-chimica complessa, composta da componenti primarie, emesse direttamente dalle fonti inquinanti, e secondarie, formatesi successivamente in seguito a processi che coinvolgono inquinanti gassosi. PM10 e PM2.5 indicano la frazione di particolato di diametro aerodinamico inferiore, rispettivamente, a 10 µm e 2.5 µm; quest'ultima è considerata un rischio maggiore per la salute in quanto può agevolmente penetrare a fondo nell'apparato respiratorio, fino alla regione alveolare (Dominici et al., 2014). L'origine del PM2.5 è prevalentemente antropica, in particolare deriva dai prodotti primari e secondari di processi di combustione (traffico veicolare, impianti di produzione dell'energia), mentre la frazione grossolana del particolato atmosferico risente maggiormente dei processi naturali. In considerazione della diversa origine e delle diverse proprietà chimico-fisiche della frazione fine e grossolana del particolato, il rapporto PM2.5/PM10 può fornire preziose informazioni sull'origine prevalente del PM, sui processi di formazione e sugli effetti sulla salute della popolazione (Speranza et al., 2014). Valori elevati del rapporto PM2.5/PM10 evidenziano un contributo antropico prevalente, mentre valori inferiori suggeriscono un ruolo dominante dei processi naturali (Sugimoto et al., 2016).

2. MONITORAGGIO E VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA IN ABRUZZO

Ai fini della valutazione della qualità dell'aria, come previsto dalla Delibera di Giunta della Regione Abruzzo n. 1030 del 15/12/2015, l'intero territorio regionale è stato suddiviso in zone ed agglomerati (fig. 1). In particolare, la zonizzazione prevede un *Agglomerato (AGG)*, costituito dalla conurbazione di Pescara-Chieti (Cod. IT1305), la cui area include anche i Comuni di Montesilvano, Spoltore, San Giovanni Teatino e Francavilla al Mare (fig. 2), per una popolazione complessiva, al 01/01/2018, di 283602 abitanti. Il restante territorio abruzzese è stato suddiviso in due zone denominate, rispettivamente, *Zona a maggiore pressione antropica*

(MAXP, Cod. IT 1306, circa 800000 ab. comprendente L'Aquila, Teramo e altri 109 comuni) e Zona a minore pressione antropica (MINP, Cod. IT 1307, circa 255000 ab, 188 comuni).

Varie stazioni di monitoraggio sono attive da diversi anni nei maggiori centri della regione, ma solo a partire dal 2017 la qualità dell'aria in Abruzzo è monitorata da una rete progettata in coerenza con la zonizzazione. La rete, composta da 16 stazioni fisse (tab.1, fig. 1), dotate complessivamente di oltre 60 analizzatori automatici, è gestita da ARTA Abruzzo (che provvede anche alla validazione e alla pubblicazione dei dati sul sito sira.artaabruzzo.it) a seguito di stipula di una specifica Convenzione con la Regione Abruzzo (D.G.R. n. 708 del 15/11/2016).

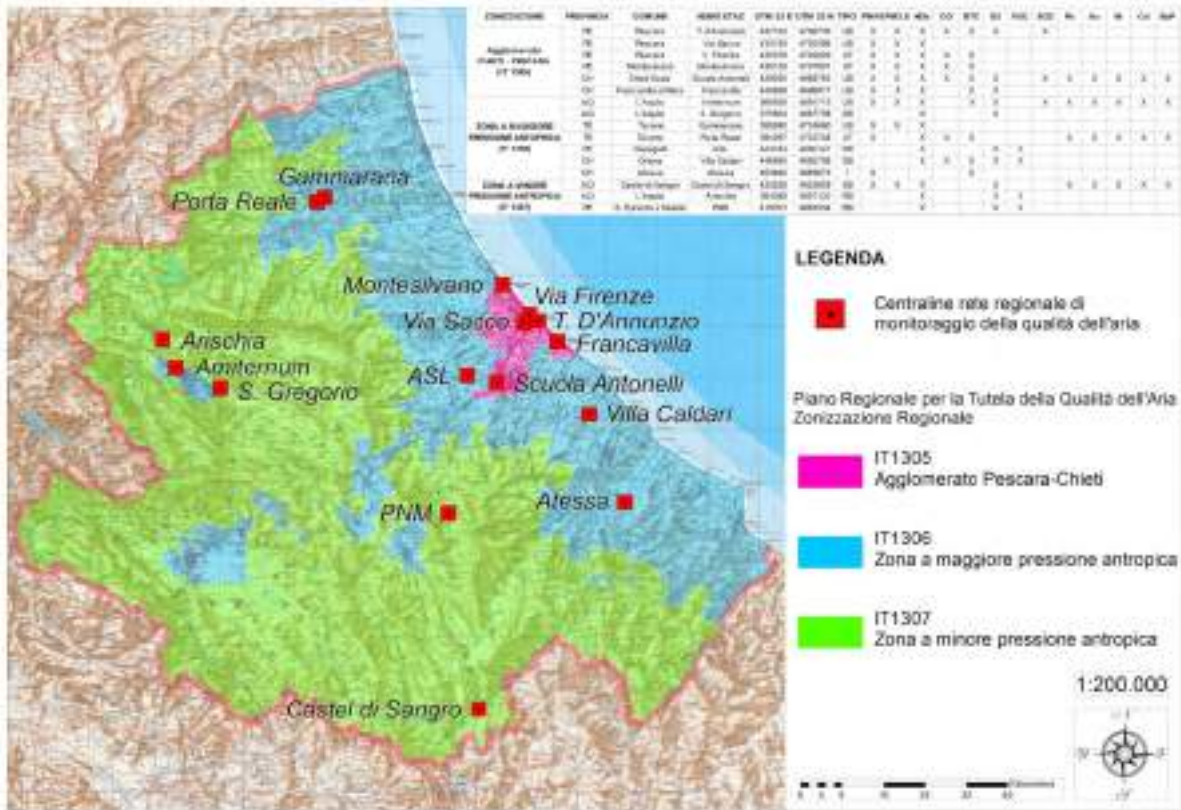
Tabella 1 - Prospetto riassuntivo delle stazioni fisse della rete regionale abruzzese per il monitoraggio della qualità dell'aria, con i dettaglio dei parametri misurati.

	PROV.	COMUNE	NOME STAZ	UTM-X	UTM-Y	TIPO	PM10	PM2,5	NOx	CO	BTX	O3	SO2	Pb	As	Ni	Cd	BaP
	PE	Pescara	<i>T. D'Annunzio</i>	N 4700733 m	E 437102 m	UB	X	X	X	X	X	X	X					
Agglomerato	PE	Pescara	<i>Via Sacco</i>	N 4700366 m	E 434150 m	UB	X		X									
CHIETI - PESCARA	PE	Pescara	<i>V. Firenze</i>	N 4702020 m	E 435376 m	UT	X	X	X	X	X							
(IT 1305)	PE	Montesilvano	<i>Montesilvano</i>	N 4707801 m	E 430126 m	UT	X	X	X	X	X							
	CH	Chieti Scalo	<i>Scuola Antonelli</i>	N 4688783 m	E 429050 m	UB	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
	CH	Francavilla al Mare	<i>Francavilla</i>	N 4697015 m	E 429050 m	UB	X	X	X		X	X						
	AQ	L'Aquila	<i>Amiternum</i>	N 4691713 m	E 366938 m	UB	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
ZONA A	AQ	S Gregorio	<i>S Gregorio</i>	N 4687738 m	E 375604 m	SB			X		X	X						
MAGGIORE	TE	Teramo	<i>Gammarana</i>	N 4724660 m	E 395690 m	UB		X	X		X							
PRESSIONE ANTROPICA	TE	Teramo	<i>Porta Reale</i>	N 4723748 m	E 394297 m	UT	X		X	X				X	X	X	X	X
(IT 1306)	PE	Cepagatti	<i>ASL</i>	N 4690147 m	E 423332 m	RB			X		X	X						
	CH	Ortona	<i>Villa Caldari</i>	N 4682708 m	E 446950 m	SB			X	X	X	X						
	CH	Atessa	<i>Atessa</i>	N 4665673 m	E 453840 m	I	X			X	X							
ZONA A MINORE	AQ	Castel di Sangro	<i>Castel di Sangro</i>	N 4625609 m	E 425526 m	SB	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X
PRESSIONE ANTROPICA	AQ	L'Aquila	<i>Arischia</i>	N 4697123 m	E 364389 m	RB			X		X	X						
(IT 1307)	PE	S.Eufemia a Maiella	<i>PNM</i>	N 4663534 m	E 419701 m	RB			X		X	X						

Le stazioni i cui dati sono utilizzati nel presente lavoro sono (tra parentesi il codice con cui saranno citate nel seguito): *Teatro D'Annunzio (TH)*, *Via Firenze (FI)*, *Montesilvano (MO)*, *Scuola Antonelli (CH)*, *Francavilla (FR)*, *Amiternum (AQ)*, *Villa Caldari (OR)*, *Castel di Sangro (CS)*. TH, CH, FR, AQ sono stazioni di fondo urbano, FI e MO sono di traffico urbano, OR e CS fondo suburbano. Occorre notare che il monitoraggio di PM10 e PM2.5 nella stazione di Ortona non appare in tab. 1 in quanto non contemplato nel progetto della rete, tuttavia è stato successivamente implementato a seguito di specifica prescrizione AIA per uno stabilimento industriale del posto.

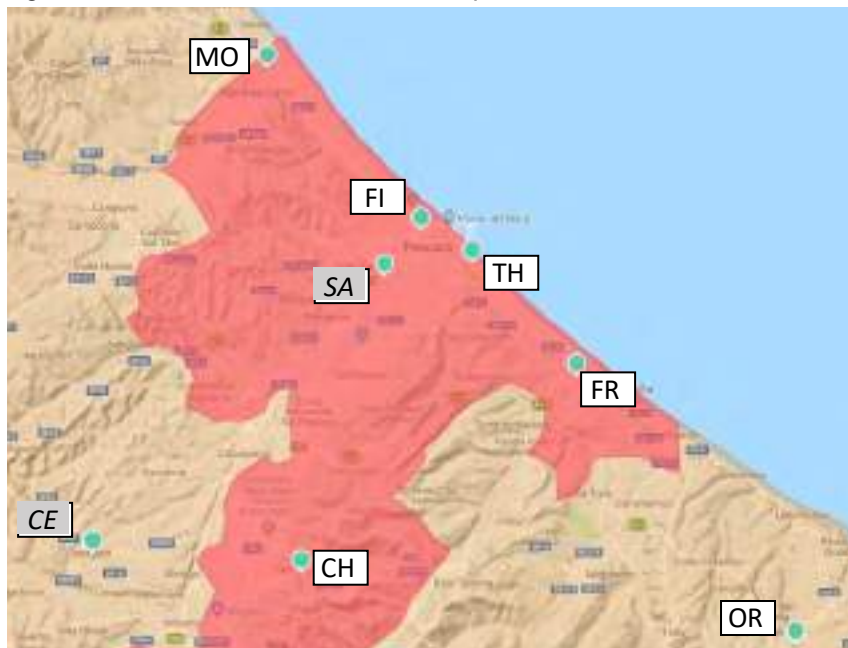
Le elaborazioni statistiche e i grafici sono stati realizzati con Microsoft Excel e in ambiente R con il package *openair* (Carslaw and Hopkins, 2012).

Figura 1 - Zonizzazione Regione Abruzzo e Stazioni di rilevamento della qualità dell'aria della rete regionale



In rosa AGG=Agglomerato, in azzurro quelle in MAXP= massima pressione antropica e in verde la stazione in MINP=minore pressione antropica

Figura 2 - Stazioni di rilevamento della qualità dell'aria nell'area costiera.



In rosso l'Agglomerato Pescara-Chieti (AGG). Le stazioni CE (Cepagatti) e SA (Via Sacco) non sono state considerate nel presente lavoro in quanto non destinate alla misura delle polveri sottili.

3. ELABORAZIONE STATISTICA DEI DATI E DISCUSSIONE

3.1. STATISTICA DESCRITTIVA

PM10 e PM2.5 vengono rilevati contemporaneamente in 8 stazioni della rete, di cui 5 collocate nell'Agglomerato PE-CH, 2 nella zona a maggiore pressione antropica e 1 nella zona a minore pressione antropica. La semplice media aritmetica dei valori rilevati nel biennio 2017-18 evidenzia che le concentrazioni più elevate si riscontrano nell'Agglomerato, mentre la stazione nella zona a minore pressione antropica (CS) presenta i valori più bassi in assoluto. Si registrano, inoltre, evidenti variazioni stagionali, con il semestre estivo (da aprile a settembre) caratterizzato da valori medi nettamente inferiori. Unica eccezione riguarda il PM10 rilevato nella stazione CS, probabilmente a causa del prevalere della componente naturale. Le variazioni stagionali si presentano più accentuate per il PM2.5, che risente maggiormente del contributo antropico.

Tabella 2 - Prospetto riassuntivo delle valori medi di PM2.5 misurati nelle 8 stazioni della rete nel biennio 2017-18 (valore medio nel semestre estivo, nel semestre invernale e sull'intero anno).

periodo	TH	FI	MO	CH	FR	OR	AQ	CS
<i>apr-set</i>	11.5	11.9	11.9	11.9	10.3	11.0	9.3	8.5
<i>ott-mar</i>	20.2	19.7	20.0	20.5	16.2	14.5	12.9	9.2
anno	15.9	15.8	15.9	16.3	13.2	12.7	11.1	8.8

Tabella 3 - Prospetto riassuntivo delle valori medi di PM10 misurati nelle 8 stazioni della rete nel biennio 2017-18 (valore medio nel semestre estivo, nel semestre invernale e sull'intero anno).

PM10	TH	FI	MO	CH	FR	OR	AQ	CS
<i>apr-set</i>	23.7	20.8	20.3	19.1	17.7	17.0	15.3	13.4
<i>ott-mar</i>	28.1	28.4	28.2	26.8	21.7	19.0	18.4	12.7
anno	25.9	24.6	24.3	23.1	19.7	18.0	16.8	13.1

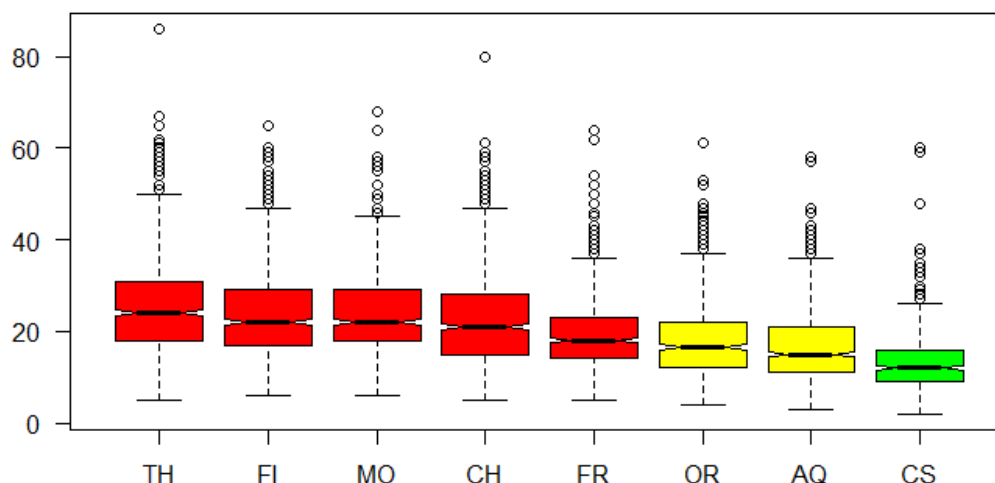
I valori medi del PM10 sono tutti al di sotto del limite annuale di 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ stabilito dal D.Lgs. 155/2010, anche per le stazioni interne all'Agglomerato PE-CH. Anche per il PM2.5 si registra una piena conformità al valore limite di 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con valori medi (allineati sui 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) che denotano sostanziale omogeneità all'interno dell'Agglomerato (fatta eccezione per FR) e che si collocano comunque distanti da quelli riscontrati nel 2017 nelle maggiori città metropolitane del bacino padano (Torino 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Milano 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Venezia 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), risultando simili a quelli riscontrati nei grandi agglomerati del centro-sud quali Roma (17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Firenze 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Bari 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cattani *et al.*, 2018).

Nelle fig. 3 e 4 i *boxplot* sintetizzano le distribuzioni dei dati osservati in ciascuna stazione. Si noti come la stazione FR, posta in una zona periferica dell'Agglomerato, mostra una distribuzione sensibilmente diversa dalle altre quattro stazioni AGG, risultando più simile alla stazione OR. Le altre quattro stazioni AGG mostrano valori medi piuttosto simili, con le due stazioni di fondo (TH e CH) caratterizzate da una maggiore variabilità rispetto a quelle di traffico (FI e MO). Interessante rilevare come i livelli medi di PM2.5 nel semestre estivo siano molto simili nelle 5 stazioni AGG e in OR, mentre si mantengono leggermente inferiori nelle due restanti stazioni (AQ e CS), poste nell'entroterra appenninico. Nel semestre invernale le differenze tra le varie stazioni risultano molto più marcate.

I valori medi annui e del semestre invernale del rapporto PM2.5/PM10 (fig. 4) non evidenziano differenze marcate tra le varie stazioni, mentre nel semestre estivo le stazioni poste a distanze dal mare inferiori a 1 km (TH, FI, MO, FR) mostrano valori inferiori a 0.6. Si noti, in particolare, il comportamento peculiare della stazione TH, posta a soli 250 m dalla linea di costa, in cui il

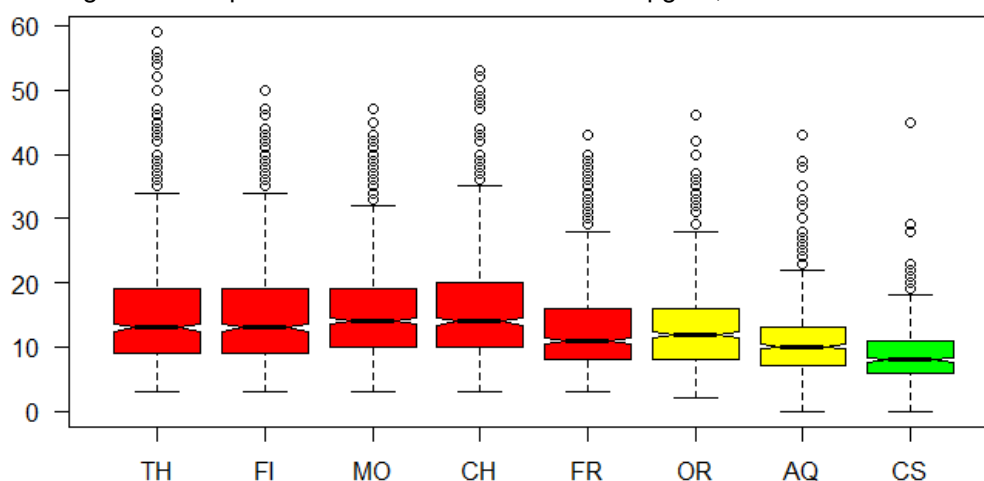
PM10, nel trimestre giugno-agosto, risente in misura rilevante dell'aerosol marino. Anche le stazioni MO, FI e FR subiscono questa influenza, seppure in misura inferiore, mentre nelle stazioni più interne, compresa OR (collocata a circa 7 km dalla costa), i valori del rapporto si mantengono superiori a 0.6 anche nei mesi estivi.

Figura 3 - Boxplot delle distribuzioni del PM10 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle 8 stazioni della rete, biennio 2017-18.



In rosso le stazioni in AGG=Agglomerato, in giallo quelle in MAXP= massima pressione antropica e in verde la stazione in MINP=minore pressione antropica.

Figura 4 - Boxplot delle distribuzioni del PM2.5 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, biennio 2017-18.

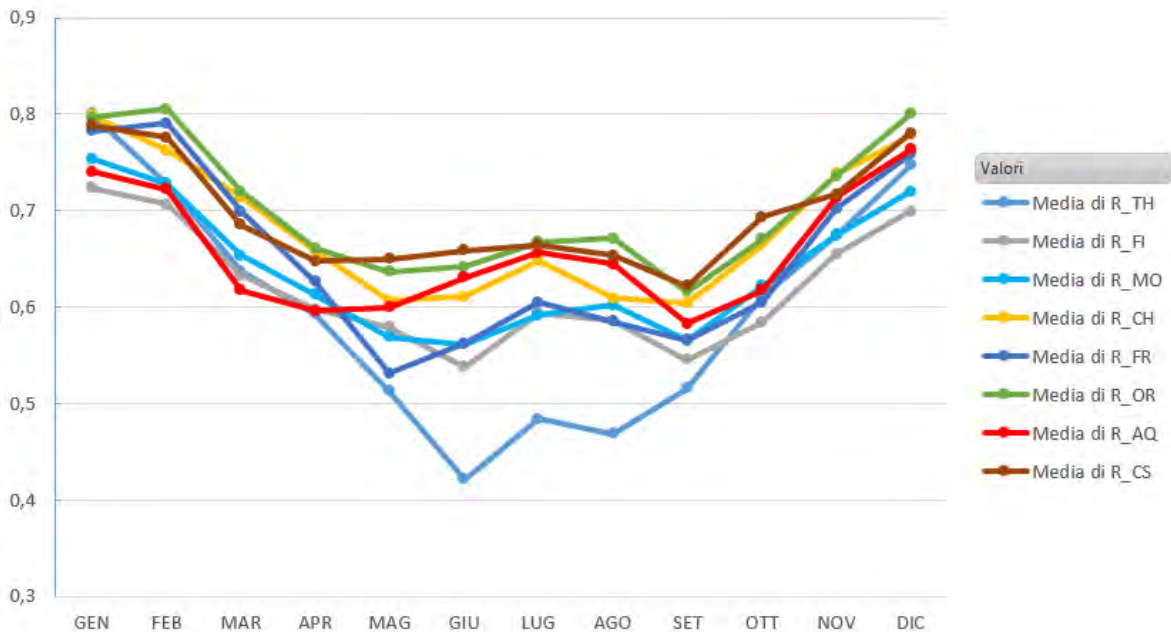


In rosso le stazioni in AGG=Agglomerato, in giallo quelle in MAXP= massima pressione antropica e in verde la stazione in MINP=minore pressione antropica.

Tabella 4 - Prospetto riassuntivo dei valori medi del rapporto PM2.5/PM10 nelle 8 stazioni della rete nel biennio 2017-18 valore medio nel semestre estivo, nel semestre invernale e sull'intero anno.

PM2,5/10	TH	FI	MO	CH	FR	OR	AQ	CS
<i>apr-set</i>	0.50	0.57	0.58	0.62	0.58	0.65	0.62	0.65
<i>ott-mar</i>	0.70	0.67	0.69	0.74	0.72	0.75	0.69	0.74
anno	0.60	0.62	0.64	0.66	0.65	0.70	0.66	0.69

Figura 5 - Grafico dei valori medi mensili del rapporto PM2.5/PM10 nelle 8 stazioni della rete regionale nel biennio 2017-18.



3.2 RUOLO DELLE VARIABILI METEOROLOGICHE

Il ruolo dell'aerosol marino nell'innalzare i livelli di PM10 nel trimestre estivo nelle stazioni più prossime alla costa, messo in luce nel paragrafo precedente, è ovviamente connesso alle brezze di mare (direzione di provenienza NE), come chiaramente evidenziato dalla *windrose* per Pescara, mostrata in fig. 6. Nel semestre invernale, invece, dominano i venti provenienti dai quadranti occidentali, ovvero dall'entroterra. Di particolare rilievo i venti da SSW, allineati all'asse della valle del fiume Pescara, tipici dei periodi anticiclonici durante i quali le condizioni di stabilità atmosferica favoriscono l'inversione termica e un generale peggioramento della qualità dell'aria. A conferma di ciò, il *polarplot* per la stazione TH (fig. 7, sinistra) mostra l'evidente influenza dei venti dal quadrante sud-occidentale, nelle situazioni in cui la velocità è inferiore a 1 m/s, nel determinare le concentrazioni più elevate di PM2.5. Per questa stazione di fondo urbano, posta a soli 250 m dal mare, infatti, le sorgenti antropiche di inquinamento (infrastrutture di trasporto e siti industriali) sono poste nell'area urbana che si sviluppa verso l'entroterra lungo la valle del Pescara. Si noti che l'analogo *polarplot* per il PM10 (fig. 7, destra) presenta pattern significativamente diversi, in cui la ventilazione dal quadrante SW perde di rilevanza, mentre si evidenzia il ruolo dei venti da NW e soprattutto NE (brezza di mare) nel determinare livelli elevati dell'inquinante, prevalentemente di origine naturale (in primis aerosol marino). Il *polarplot* in fig. 8 (sinistra) conferma che la ventilazione compresa tra le direzioni SSW-WNW corrisponde ai valori più elevati del rapporto tra PM2.5/PM10, in quanto determina avvezione di PM2.5 di origine antropica.

Di contro, venti provenienti da NW/WNW caratterizzano i periodi perturbati con irruzioni di aria fredda dai quadranti settentrionali, che favoriscono il rimescolamento riducendo in misura sensibile l'inquinamento di origine antropica ed innalzando a volte la componente di origine naturale (risospensione di polvere dal suolo nei periodi secchi). Nella porzione destra della fig. 8 mostriamo il *polarplot* del rapporto per la stazione CH, che evidenzia valori elevati in corrispondenza di ventilazione debole dai quadranti occidentali, dove sono poste, rispetto al sito di misura, le maggiori fonti di emissione antropica (infrastrutture di trasporto e l'area industriale di Chieti).

Figura 6 - Windrose stagionale per la stazione meteorologica di Pescara, biennio 2017-2018.

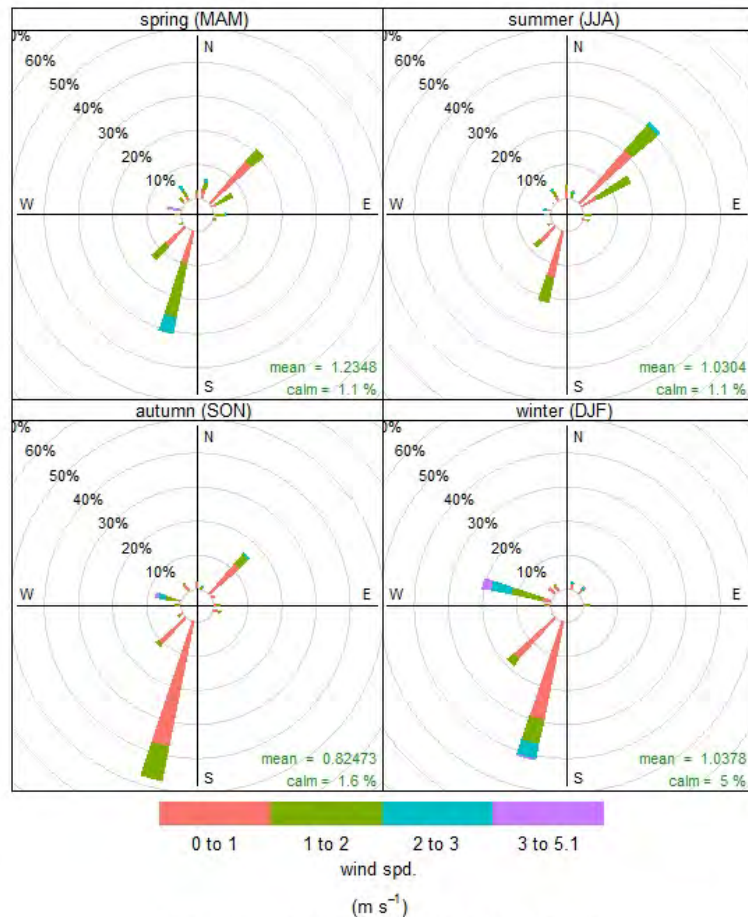


Figura 7 - Polarplot per il PM_{2.5} (sinistra) e PM₁₀ (a destra), stazione TH, biennio 2017-2018.

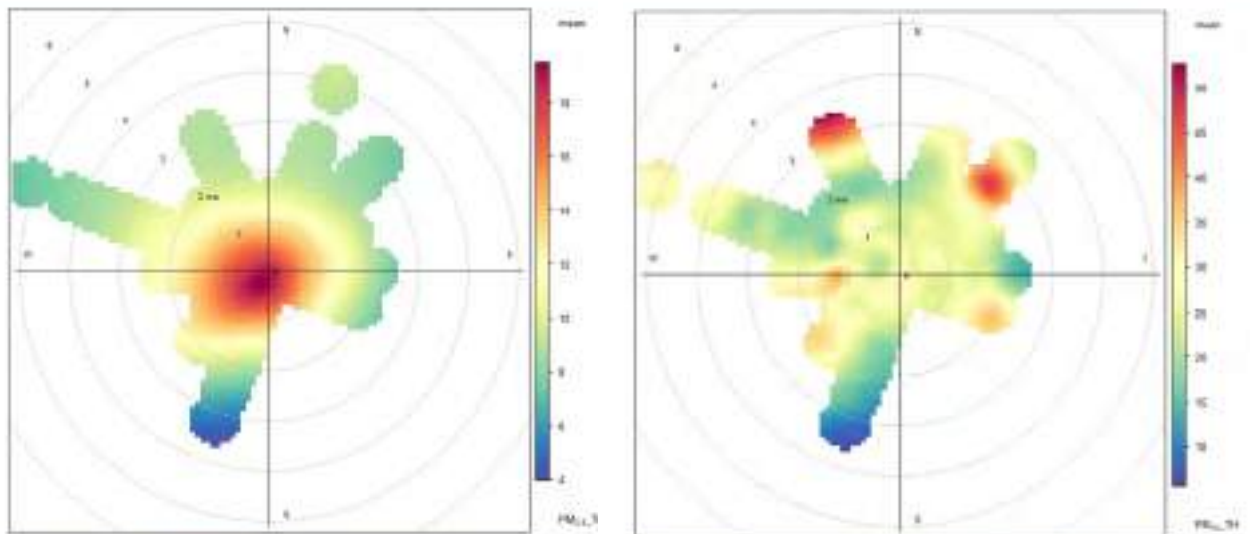
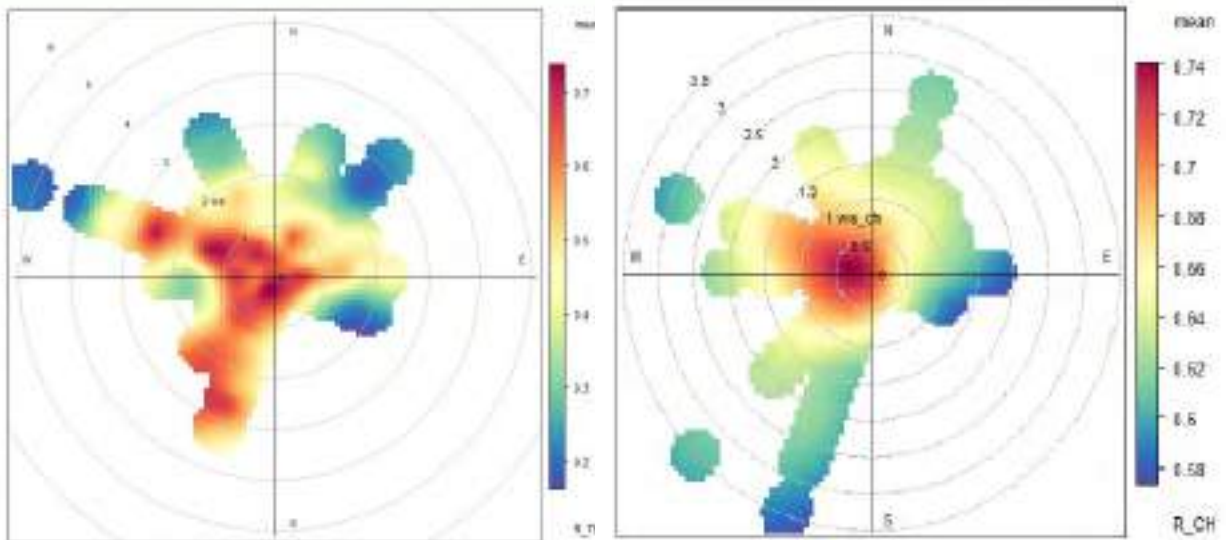


Figura 8. *Polarplot* del rapporto PM2.5/PM10 a TH (sinistra) e CH (destra), biennio 2017-2018.



3.3 CORRELAZIONE TRA LE VARIE STAZIONI

Il problema della determinazione del grado di omogeneità spazio-temporale delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria può essere affrontato utilizzando il coefficiente di correlazione di Pearson (Zauli Sajani et al., 1994), unitamente al coefficiente di concordanza di Lin (Biggeri et al., 2003; Palermo et al., 2016). Il coefficiente di correlazione di Pearson (ρ_{xy}) è una misura della correlazione lineare tra due variabili x e y (nel caso in esame, coppie di misure giornaliere della concentrazione di PM10 o PM2.5 presso due stazioni), che consente di determinare se le due variabili (serie temporali di dati accoppiati) siano in fase. In formule:

$$\rho_{xy} = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y} \quad (1)$$

Il coefficiente di Lin (ρ_c) (Lin, 1989) esprime il grado di concordanza lineare tra le due variabili, combinando misure di precisione e di accuratezza al fine di determinare di quanto coppie di dati sperimentali deviano dalla linea di perfetta concordanza, ovvero dalla bisettrice del piano cartesiano sui cui assi sono riportati, nel caso specifico, i valori delle misure contestuali dell'inquinante effettuate dalle due stazioni prese in esame (vedi p. es. fig. 10 e 11):

$$\rho_c = \frac{2\rho_{xy}\sigma_x\sigma_y}{\sigma_x^2 + \sigma_y^2 + (\mu_x - \mu_y)^2} \quad (2)$$

Nelle relazioni (1) e (2) i simboli μ e σ rappresentano, rispettivamente, media e deviazione standard delle due variabili x e y , mentre σ_{xy} è la loro covarianza.

In Tabella 5 riportiamo i valori di ρ_{xy} per tutte le coppie di misure del PM2.5 per le 5 stazioni appartenenti all'Agglomerato più OR, sia per il semestre estivo che in quello invernale. Si può osservare quanto segue:

- Le stazioni di fondo urbano appartenenti ad AGG (TH, CH, FR) sono tra loro correlate in misura maggiore nel semestre invernale; è di rilievo, peraltro, che il valore più alto di correlazione si registri nel semestre invernale tra TH e FI, con la seconda che è una stazione da traffico ma collocata a soli 2 km dalla prima.
- le due stazioni da traffico (FI-MO) mostrano elevati valori di correlazione in entrambi i semestri, con il valore maggiore che si registra nel semestre estivo.
- Ortona (OR), in quanto stazione periferica non appartenente all'AGG, si correla a tutte le altre in misura meno significativa.

Una spiegazione può risiedere nel fatto che nel semestre invernale sono prevalenti situazioni di stabilità atmosferica favorevoli all'aumento delle concentrazioni e allo loro omogeneizzazione spaziale su ampie aree geografiche, per cui le stazioni di fondo urbano tendono a registrare valori simili a quelle poste in prossimità delle sorgenti di emissione, per esempio il traffico (in altre parole, i gradienti spaziali di concentrazione si riducono).

Al contrario, le condizioni meteo tipiche del semestre estivo favoriscono la dispersione degli inquinanti, aumentando i gradienti spaziali di concentrazione e riducendo di conseguenza il grado di correlazione tra stazioni. Nel solo caso delle stazioni da traffico, questa riduzione non si verifica (si registra persino un lieve aumento) grazie alla stretta prossimità del punto di campionamento alla sorgente di emissione.

Tabella 5 - Matrice del coefficiente di correlazione lineare di Pearson per il PM2.5 (semestre estivo sopra la diagonale, semestre invernale al di sotto), per le 6 stazioni della fascia costiera

<i>PM2.5</i>	TH	FI	MO	CH	FR	OR
TH		0.934	0.904	0.857	0.922	0.872
FI	0.953		0.954	0.902	0.926	0.902
MO	0.885	0.943		0.882	0.925	0.898
CH	0.923	0.913	0.847		0.874	0.875
FR	0.930	0.948	0.912	0.905		0.891
OR	0.851	0.893	0.847	0.883	0.914	

Il coefficiente di Lin, calcolato per alcune delle coppie di stazioni di cui alla tab. 5, conferma sostanzialmente quanto suggerito dall'analisi del coefficiente di Pearson, evidenziando (tab. 6) valori elevati di concordanza solo per le coppie FI-MO e TH-FI e, limitatamente al semestre invernale, per la coppia di stazioni di fondo urbano TH-CH, entrambe appartenenti all'Agglomerato ma collocate ai due estremi dello stesso (TH è vicinissima al mare, CH è posta nella valle del Pescara a 15 km dalla costa).

Quest'ultimo dato conferma che nel semestre invernale si determinano condizioni di elevata omogeneità nella distribuzione spaziale del PM2.5 nell'ambito dell'Agglomerato.

Tabella 6 - Coefficiente di Lin per il PM2.5, calcolato per alcune coppie di stazioni, per entrambi i semestri.

<i>PM2.5</i>	FI-MO	MO-FR	FI-TH	FI-FR	TH-FR	TH-MO	TH-CH	CH-OR	TH-OR
APR-SET	0.951	0.857	0.930	0.862	0.884	0.899	0.851	0.855	0.863
OTT-MAR	0.934	0.841	0.947	0.879	0.836	0.861	0.919	0.708	0.685

Un'ulteriore analisi è stata condotta esaminando la variazione del coefficiente di correlazione di Pearson per il PM2.5 misurato presso le due stazioni TH e CH, in funzione della direzione prevalente di provenienza del vento (senza distinguere tra semestre estivo e invernale). In sintesi, i valori più elevati (tra 0.931 e 0.944) si hanno per ventilazione dai quadranti occidentali (in particolare SSW e SW, le direzioni di gran lunga prevalenti), mentre i valori inferiori (tra 0.81 e 0.87) si hanno per ventilazione proveniente dai quadranti orientali (da NNE a ESE). Si noti che la ventilazione da SW-SSW è diretta lungo l'asse della valle del Pescara (nella quale sono poste le maggiori sorgenti di emissione antropica di particolato), dall'interno verso la costa, mentre la ventilazione dai quadranti orientali trasporta aria di origine marina, povera di particolato di origine antropica.

Figura 10 - *Scatterplot* del PM2.5 misurato nelle stazioni di fondo urbano TH (Teatro D'Annunzio) e CH (Scuola Antonelli), semestre estivo (sinistra) e invernale (destra).

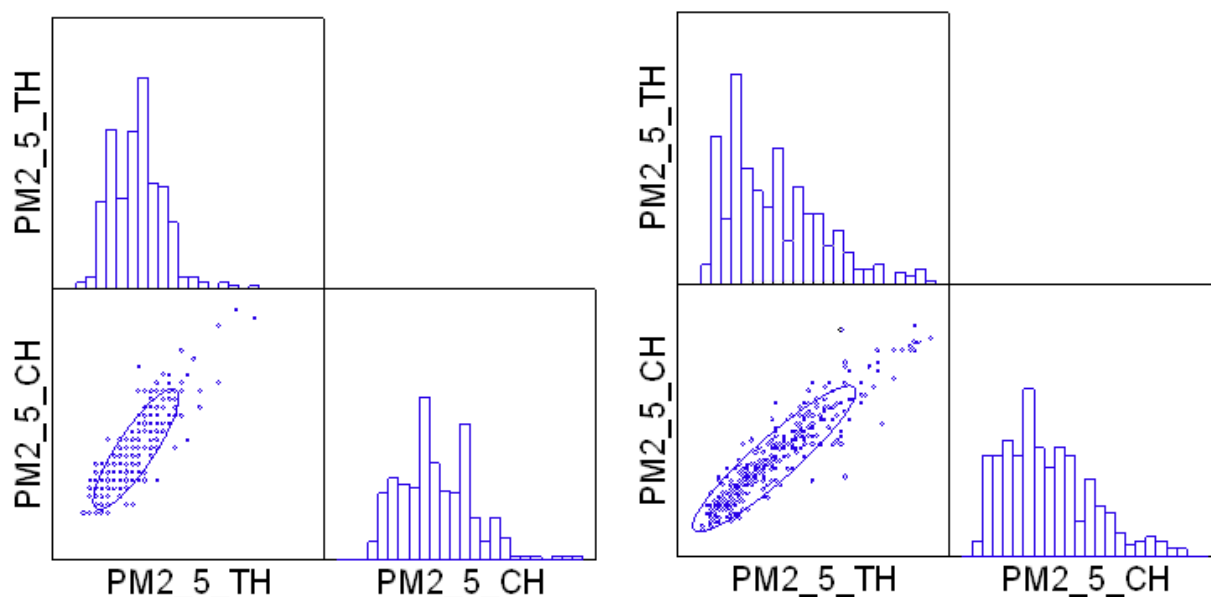
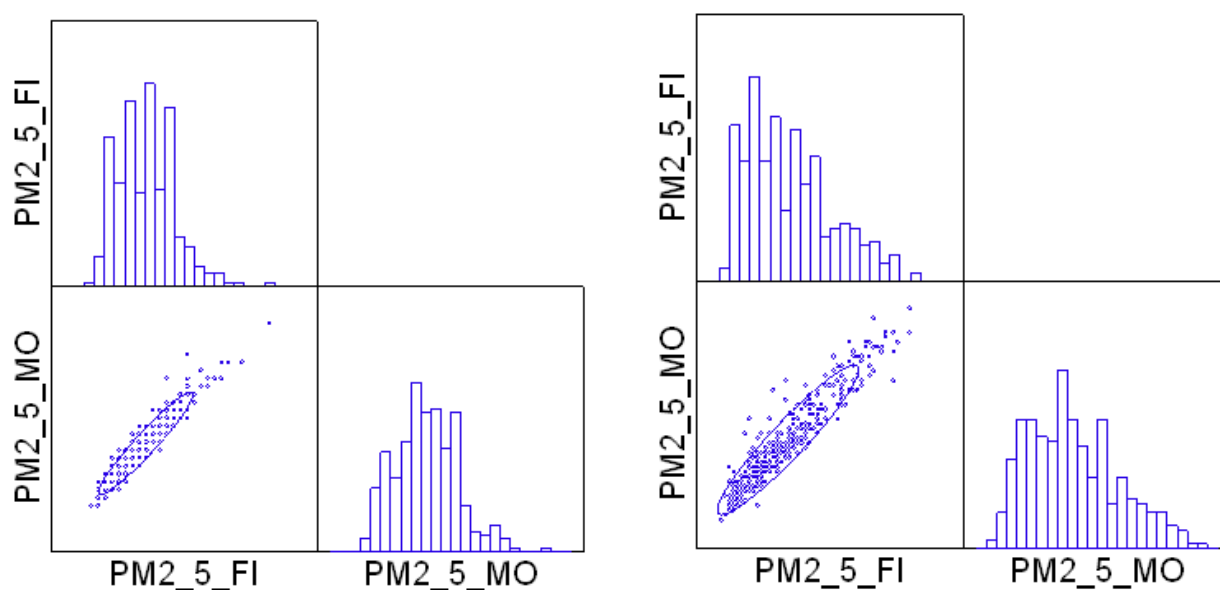


Figura 11. *scatterplot* del PM2.5 misurato a nelle stazioni di traffico FI (Firenze) e MO (Montesilvano), semestre estivo (sinistra) e invernale (destra).



4. CONCLUSIONI

A partire dal 2017 la qualità dell'aria in Abruzzo è monitorata da una rete progettata in coerenza con la zonizzazione del territorio stabilita con apposita Delibera di Giunta Regionale. Nel presente lavoro sono stati analizzati i dati di PM10 e PM2.5 misurati, nel biennio 2017-18, in 8 stazioni della rete, di cui 5 nell'Agglomerato Pescara-Chieti, 2 nella zona a maggiore pressione antropica e 1 nella zona a minore pressione antropica. In linea con le attese, le concentrazioni più elevate si riscontrano nell'Agglomerato. Si registrano, inoltre, evidenti variazioni stagionali, più accentuate per il PM2.5, che risente maggiormente del contributo antropico. I valori medi del PM10 e del PM2.5 sono tutti al di sotto dei limiti annuali stabiliti dal D.Lgs. 155/2010

(rispettivamente di $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), anche per le stazioni dell'Agglomerato PE-CH, caratterizzato da una sostanziale omogeneità spaziale dei livelli di inquinamento. I valori medi del rapporto PM_{2.5}/PM₁₀ evidenziano differenze marcate tra le varie stazioni solo nel semestre estivo, a causa del contributo rilevante dell'aerosol marino di cui risentono le stazioni poste in prossimità della linea di costa. Nel semestre invernale, invece, dominano i venti provenienti dai quadranti occidentali, ovvero dall'entroterra, tipici, in particolare, dei periodi anticiclonici durante i quali le condizioni di stabilità atmosferica favoriscono l'inversione termica e un generale peggioramento della qualità dell'aria.

Le analisi degli indici di correlazione spaziale tra le varie stazioni, all'interno dell'Agglomerato, confermano il quadro sopra descritto, ovvero una notevole omogeneità spaziale delle concentrazioni di PM nel semestre invernale, per cui le stazioni di fondo urbano tendono a registrare valori simili a quelle poste in prossimità delle sorgenti di emissione, per esempio il traffico (i gradienti spaziali di concentrazione si riducono). Al contrario, le condizioni meteorologiche tipiche del semestre estivo favoriscono il rimescolamento dello strato limite e la dispersione degli inquinanti, ripristinando i gradienti spaziali di concentrazione e riducendo di conseguenza il grado di correlazione tra stazioni.

Il presente lavoro va considerato quale primo approccio ad indagini di maggiore complessità che mirino all'identificazione delle maggiori sorgenti di particolato (in particolare nell'Agglomerato) mediante modelli regressivi multivariati e reti neurali. Inoltre, il contributo di sorgenti naturali (ed in particolare dell'aerosol marino) potrà essere verificato mediante analisi al microscopio elettronico dei filtri.

Bibliografia

Biggeri A., Baccini M., Accetta G., Bellini A., Grechi D., *Valutazione di qualità delle misure di concentrazione degli inquinanti atmosferici nello studio dell'effetto a breve termine dell'inquinamento sulla salute*, 2003, *Epidemiologia e Prevenzione* 27(6):365-75.

Cattani G., Di Menno Di Bucchianico A., Gaeta A., Gandolfo G., Leone G., *XIV Rapporto Qualità dell'ambiente urbano - Cap. 5 Inquinamento dell'aria e cambiamenti climatici*, 2018, ISPRA Stato dell'Ambiente 82/2018.

Carlsaw D.C., Ropkins K., *openair — An R package for air quality data analysis*, 2012, *Environmental Modelling & Software*, 27–28(0), 52–61.

Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n. 155, *Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa*, G.U. n. 216 del 15/09/2010 - suppl. ord. n. 217.

D.G.R. Abruzzo n.1030 del 15 Dicembre 2015 ed allegato A, *Zonizzazione del territorio regionale e classificazione di cui all'art.3 e art.4 del D.LGS 155/2010 delle zone e agglomerati ai fini della redazione del programma di valutazione, aggiornamento*, B.U.R.A. Ordinario n. 6 del 17/02/2016.

Dominici F., Greenstone M., Sunstein C.R., *Particulate matter matters*, 2014, *Science* 344: 257–259

Palermi S., Polidoro M., Di Tommaso S., Colangeli C., Bianco S. *Omogeneità spaziale delle concentrazioni di Benzo(a)Pirene misurate presso due stazioni nell'area urbana di Pescara*, *Bollettino degli Esperti Ambientali*, 2016/3, pagg. 45-58.

Zauli Sajani S., Scotto F., Lauriola P., Galassi F., Montanari A., *Urban Air Pollution Monitoring and Correlation Properties between Fixed-Site Stations*, 1994, *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 54.

Lin L. I-K., *A Concordance Correlation Coefficient to Evaluate Reproducibility*, 1989, *Biometrics* 45, 255-268.

Speranza A., Caggiano R., Margiotta S., Trippetta S., (2014). *A novel approach to comparing simultaneous size-segregated particulate matter (PM) concentration ratios by means of a dedicated triangular diagram using the agri valley pm measurements as an example*, 2014, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 14: 2727–2733.

Sugimoto, N., Shimizu, A., Matsui, I., Nishikawa, M. *A method for estimating the fraction of mineral dust in particulate matter using PM_{2.5}-to-PM₁₀ ratios*, 2016, *Particuology* 28:114–120.

**VII Convegno Nazionale Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**



Sessione 5 Indicatori ambientali e metodologie di analisi

**VII Convegno Nazionale
Agenti Fisici
Stresa, 5-7 Giugno 2019**



Condivisione dei dati ambientali con un geoportale open source

B. Figorito, R. Di Modugno, A. Guarnieri Calò Carducci, M. Menegotto

ARPA PUGLIA - Direzione Scientifica - U.O.S. Agenti Fisici, C.so Trieste n. 27, 70126 – Bari

b.figorito @arpa.puglia.it

Abstract

Il progetto nasce nel 2014 dall'esigenza del Servizio Agenti Fisici della Direzione Scientifica di ARPA Puglia di dotarsi di un potente strumento cartografico snello ed economico, di gestione e divulgazione delle informazioni sia geografiche che alfanumeriche ad esse associate. Il repertorio di dati pubblicati sul geoportale comprende al momento cinque tematismi (Radiazioni non ionizzanti, Catasto Regionale delle sorgenti elettromagnetiche, Mappe Acustiche Strategiche e Piani d'Azione, Meteo e Radon).

Garantire l'accesso a dati di buona qualità è una sfida continua per tutti gli enti che si occupano della protezione dell'ambiente o della gestione del territorio. La necessità di rendere accessibili al pubblico i dati ambientali ci ha orientati verso la realizzazione di un sistema webGIS che consente ai cittadini e professionisti di consultare i dati e le informazioni relative alle tematiche del Servizio in modo semplice ed immediato.

*Il presente contributo illustra il progetto della realizzazione di un portale cartografico del SAF basato su applicazioni open source. Si è in primis creato un geoDataBase PostgreSQL/PostGIS che contiene tutti gli strati informativi territoriali. I dati sono stati organizzati in opportuni progetti attraverso software free ed open source come **QGIS Desktop**; al fine di pubblicare la mappa online, sono state configurate le opzioni di pubblicazione (scale, livelli di base, metadati) con il **Plugin Lizmap** in QGIS Desktop, sincronizzando la cartella\ di lavoro con quella del server (in rete locale o esterna). La pubblicazione web è basata su **QGIS server**, come application server, e **Lizmap**, come webclient open source.*

L'interfaccia utente user friendly, scritta in linguaggio HTML5, è accessibile dai principali browser web ed è inoltre compatibile con smartphone e tablet. La possibilità di effettuare il download dei dati in formato aperto consente agli utenti più esperti di utilizzarli nella maniera più semplice e veloce.

1. INTRODUZIONE

La Convenzione di Aarhus, firmata nel 1998 e recepita in Italia dalla legge 16 marzo 2001, n. 108, è la Convenzione della Comunità Europea sull'accesso alle informazioni, la partecipazione del pubblico ai processi decisionali e l'accesso alla giustizia in materia ambientale (Croci, 2003). In seguito sono state emanate altre Direttive: la 2003/34/UE che impone a tutti gli stati membri di garantire ai cittadini l'accesso ai dati ambientali e la 2003/35/CE sulla partecipazione del pubblico nell'elaborazione di piani e programmi in materia ambientale. Il principio generale che sottende entrambe le direttive, ribadito nel più recente DPR 195/2005, è che "l'autorità pubblica rende disponibile l'informazione ambientale a chiunque ne faccia richiesta". E' evidente che l'informazione ambientale viene garantita al cittadino proprio perché egli possa esercitare il suo diritto di partecipazione ai procedimenti. In molti casi la convenzione di Aarhus risulta disattesa, nonostante ci sia in atto un processo irreversibile di digitalizzazione della Pubblica Amministrazione (PA) e di sviluppo dei portali che hanno migliorato il rapporto tra PA e cittadini e, dunque, anche la possibilità per il cittadino di esprimere il proprio punto di vista, assicurando così una verifica dal basso sul processo stesso (Johnson et al., 2011). Per garantire l'accesso alle informazioni, l'autorità pubblica è tenuta non solo a svolgere un ruolo passivo, assicurando la trasparenza dei dati a propria disposizione, ma anche un ruolo attivo, mobilitandosi per favorire la raccolta, l'aggiornamento e la diffusione delle informazioni. Attività di orientamento, campagne di sensibilizzazione ed educazione ambientale, banche dati elettroniche, registri, inventari, rapporti sullo stato dell'ambiente sono alcuni degli strumenti da utilizzare a questo scopo. Qualunque processo di analisi ambientale o di partecipazione pubblica che miri ad essere recepito a livello politico, economico e sociale, deve essere supportato da dati e da informazioni validi e reperibili in tempi certi. In generale l'informazione ambientale, nel

momento in cui è organizzata, richiede spesso una sottostante componente spaziale che sia in grado di sostenerla e completarla, al fine di agevolare un'analisi integrata a diverse scale d'indagine. I sistemi informativi geografici (GIS) rappresentano di fatto un supporto imprescindibile alla prevenzione e protezione dell'ambiente, in un contesto sempre più orientato verso l'integrazione della dimensione ambientale nelle politiche settoriali e territoriali. Tali strumenti, nell'utilizzo GIS-desktop, sono però rivolti prevalentemente ai soli utenti esperti, in grado di preparare l'ambiente di visualizzazione, districandosi fra numerosi formati di dati e sistemi di riferimento.

Implementare un WebGis garantisce invece un'ampia diffusione in ogni parte del mondo, una maggiore semplificazione della lettura delle informazioni, una trasparenza ed inoltre dei bassi costi per gli utenti finali. Rispetto al tradizionale desktop GIS, il WebGis fornisce un approccio più partecipativo, essendo accessibile a una gamma più ampia di utenti. Garantire l'accesso all'informazione geografica da parte della PA ha però elevati costi e notevole complessità di progettazione, produzione e diffusione (Trevisani et al., 2014). È da considerare inoltre la duplice esigenza sollecitata sia dal D.Lgs. 32 del 27 gennaio 2010 per la "realizzazione dell'infrastruttura nazionale per l'informazione territoriale ed il monitoraggio ambientale", in attuazione della Direttiva 2007/2/CE INSPIRE, che obbliga gli Enti pubblici possessori e distributori di dati ambientali e territoriali a riorganizzare l'accesso all'informazione ambientale e la partecipazione del pubblico, ed adeguarlo ai nuovi metodi di catalogazione e pubblicazione dei dati ambientali e territoriali, sia dal Codice dell'Amministrazione Digitale, per la necessità di attivare appositi servizi funzionali a favorire il riuso e l'accesso al dato territoriale e ambientale.

In tale contesto è collocato il contributo del presente lavoro per la realizzazione di un WebGIS, relativo alle tematiche del Servizio Agenti Fisici di ARPA Puglia, basato su software interamente open source, creato per rispondere con semplicità ed immediatezza alla richiesta dell'informazione ambientale attesa dal territorio e dai cittadini.

Lo scopo del Geoportale è quello di rendere accessibili e pubblici i dati da monitoraggi/controlli prodotti all'interno delle proprie attività istituzionali, in modo da consentire al maggior numero di utenti possibile l'utilizzazione e la divulgazione degli stessi. Attraverso il Geoportale, sono messe a disposizione dei liberi cittadini e dei professionisti, elementi utili alla conoscenza delle seguenti tematiche: Radiazioni non ionizzanti, Catasto Regionale delle sorgenti elettromagnetiche, Mappe Acustiche Strategiche e Piani d'Azione, Meteo e Radon.

2. DATI E METODI

Il portale geografico di Agenti Fisici pubblica contenuti di interesse ambientale su campi elettromagnetici, rumore, radon e meteo. I dati sono salvati di default in un geodatabase (GeoDB), anche se il sistema ha la capacità di lavorare con singoli shapefile o file di differenti formati. I dati sono organizzati in specifici schemi all'interno del GeoDB e visualizzati come specifiche repository nel geoportale (tab. 1).

Tutti i dati prima di essere pubblicati sono processati utilizzando il programma QGIS, software GIS Open Source con licenza GNU General Public License. QGIS nato nel 2002 è un progetto ufficiale di un gruppo di ricercatori della Open Source Geospatial Foundation, OSGeo, con lo scopo di fornire un visualizzatore di dati geografici facile e veloce come risposta all'impostazione "da esperti" di GRASS, compatibile con i sistemi operativi quali Linux, Unix, Mac OSX, e Windows (Casagrande 2012; Graser, 2013). Nel tempo QGIS, nella versione Desktop, è stato sviluppato tramite delle estensioni, dette plugins, che svolgono funzioni specifiche, che ne hanno migliorato la gestione e la maneggevolezza. Tale software supporta numerosi formati vettoriali, raster e di facile interfaccia con database geografici

come PostgreSQL. Inoltre, è compatibile con i principali standard per i servizi territoriali quali OGC WMS e WFS. Tutti i dati presenti nel GeoDB hanno come vincolo geografico il sistema di riferimento EPSG 4326 (WGS84).

Tabella 1 – Tematismi presenti nel geoportale

Categoria	Layer	Tematismo	Autore	geometria vettoriale
Ambientale	Monitoraggi	CEM	ARPA Puglia	punti
Ambientale	Postattivazioni	CEM	ARPA Puglia	punti
Ambientale	Impianti	Catasto regionale sorgenti elettromagnetiche	ARPA Puglia	punti
Ambientale	Interventi PdA 2018	Mappe acustiche e strategiche e Piani D'Azione	ARPA Puglia	punti
Ambientale	Mappe Lden e Lnight	Mappe acustiche e strategiche e Piani D'Azione	ARPA Puglia	poligoni
Ambientale	Agglomerati	Mappe acustiche e strategiche e Piani D'Azione	ARPA Puglia	poligoni
Ambientale	Monitoraggi Radon	Radiazioni ionizzanti	ARPA Puglia	punti
Ambientale	Comuni progetto Pilota	Radiazioni ionizzanti	ARPA Puglia	poligoni
Ambientale	Centraline meteo	Meteo	ARPA Puglia	punti
Cartografico	OSM Stamen Toner	Mappa di base	Maps.stamen	Web Map Service
Cartografico	OpenStreetMap	Mappa di base	OpenStreetMap	Web Map Service

3. ARCHITETTURA E GESTIONE DEL GEOPORTALE

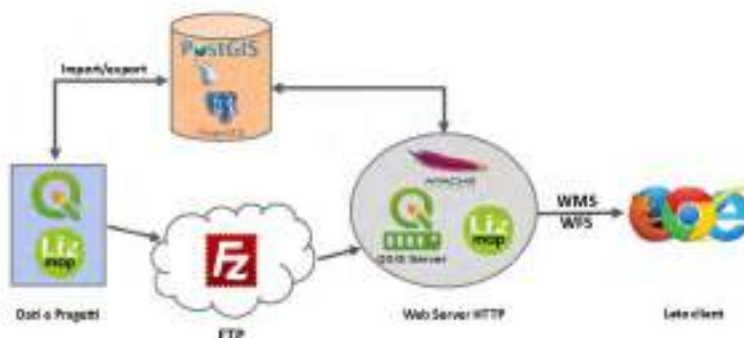
E' stato creato un geoDB con licenza libera PostgreSQL/PostGIS per la gestione degli strati territoriali, contenenti dati alfanumerici e geometrie. Il geoportale è basato su Qgis Server nella versione 3.6 e su Lizmap 3.2.2, che è attualmente il suo migliore e più efficiente web client open source, il cui sviluppo alla data di presentazione del presente lavoro è molto attivo e in continua evoluzione (grazie alla presenza di una attiva comunità di sviluppo): tramite un'interfaccia semplice ed intuitiva consente agli utenti di visualizzare, ricercare ed interrogare i dati direttamente in mappa, oppure di stamparne i contenuti (Laurent et al., 2018). L'interfaccia di Lizmap si adatta inoltre a differenti dimensioni dello schermo ed è quindi facilmente fruibile anche da tablet e smartphone. Il vantaggio principale di Lizmap è quello di avere un plugin dedicato in QGIS Desktop, per poter configurare il progetto .qgs che dovrà essere pubblicato tramite il relativo web client. La configurazione delle proprietà all'interno

del progetto di QGIS (pannello “OWS server”) non è sufficiente per settare tutti i parametri necessari. Il plugin infatti, definisce nel file di estensione .cfg, altri aspetti che sono propri di come il progetto verrà visualizzato e gestito nella repository del portale, sinteticamente elencati:

- opzioni per ciascun layer della mappa (metadati, legenda, popup, etc.);
- opzioni generali per la mappa (box geografico, scale, etc.);
- opzioni per diversi strumenti (tool) attivabili per la mappa: ricerca, visualizzazione tabella attributi, tooltip, filtri, etc.
- opzioni layer di sfondo disponibili;

Il sito web (<http://www.webgis.arpa.puglia.it>) è ospitato sul server web APACHE versione 2.4.29, tramite una macchina virtuale con sistema operativo Ubuntu bionic (18.04.2 LTS); dispone di 3 processori da 3GHz a 64 bit, un disco virtuale da 60 GB di capacità e ha 3 GB di RAM. La trasmissione via FTP tra “lato desktop” e “lato web server” avviene mediante Filezilla. Il web server è corredato da un insieme di programmi (Lizmap interfaccia per la gestione delle mappe, QGIS server per gestire i collegamenti WMS e WFS per la fornitura tramite web di mappe raster e cartografie vettoriali, Apache come server HTTP) che realizza e spedisce al client la pagina web richiesta con linguaggio di programmazione “lato server” come il PHP. In fine dal “lato client”, l’utente internet visualizza le mappe attraverso il proprio web browser.

Figura 1 - Applicativi utilizzati e loro connessioni.



I componenti principali del geoportale sono le repository (fig. 2), ognuna delle quali ha al suo interno un progetto relativo ad una tematica del Servizio Agenti Fisici . L’interfaccia grafica (fig. 3) di ogni repository può cambiare ma, in generale, tutti contengono una toolbar verticale, posizionata a sinistra e un’altra per gli zoom posizionata a destra. La scala e l’unità di misura sono collocate invece in basso a sinistra. Le principali funzioni per le toolbar sono: selezionare/deselezionare gli oggetti per visualizzare le componenti alfanumeriche collegate alle entità rappresentate in mappa e per esportare gli stessi nei formati GML e geoJSON (fig. 4). L’informazione ambientale è organizzata in temi definiti layer; per ognuno di essi è sempre prevista una legenda. La consultazione dei oggetti rappresentati avviene cliccando direttamente sulla mappa: dopo pochi istanti una finestra popup si apre con un riepilogo delle informazioni collegate (fig. 5). Le finestre popup possono essere personalizzate (a seconda delle repository sono state aggiunte immagini, link per download di dati e testo con formattazione specifica).

Figura 2 - Interfaccia iniziale home page delle repositories.



Figura 3 - Interfaccia grafica interna delle repositories

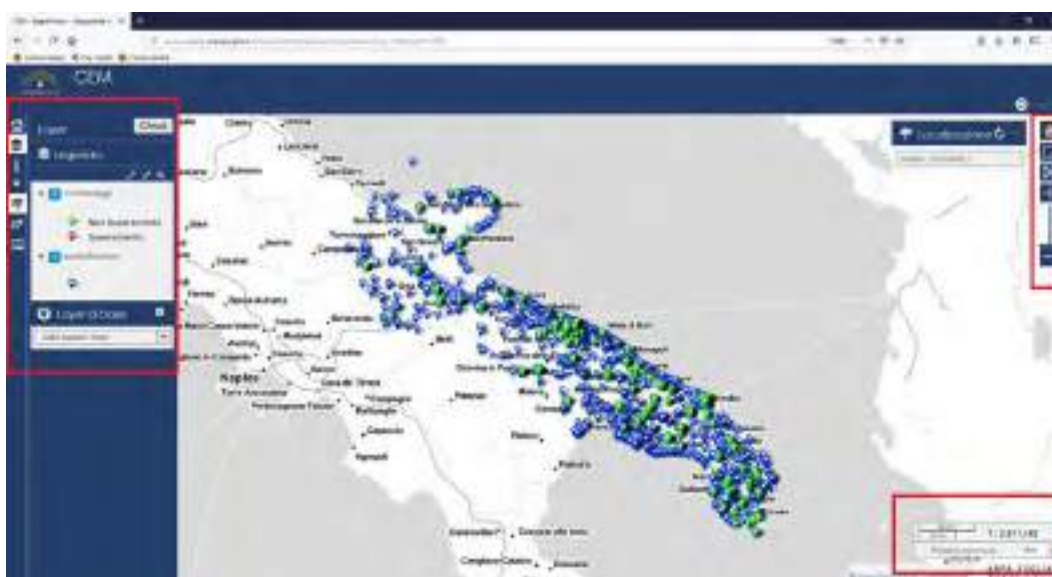


Figura 4 - Interfaccia grafica con dettaglio sulle principali toolbar ed export dei dati



Figura 5 - Interfaccia grafica con dettaglio sulla personalizzazione della finestra popup



4. RISULTATI

L'efficienza del geoportale è stata testata sui vari browser utilizzando il sito pingdom (<https://tools.pingdom.com>) che esamina tutte le parti di una pagina web (HTML, CSS, immagini, etc.), valutando in particolare la performance globale e i tempi di caricamento (tab. 2). I test effettuati per ogni repository mostrano delle buone performance e dei tempi di caricamento ridotti, utilizzando come luogo per il test client situato a Londra. L'intero geoportale è stato testato per verificare se sia "responsive", ossia se riconosca automaticamente il dispositivo dell'utente e si adatti a seconda delle dimensioni del



dispositivo su cui si guarda, al fine di consentire agli utenti di consultare dati e servizi dal proprio smartphone o tablet. Il test ha dato esito positivo utilizzando sia gli URL di Google (<https://search.google.com/test/mobile-friendly?hl=it>) che quello di Screenfly (<http://quirktools.com/screenfly/>).

Tabella 2 - Performance del geoportale dal sito pingdom.com

repository	performance	Tempi di caricamento (s)	Dimensione pagina(MB)
meteo	73/100	3.60	1.0
CEM	73/100	1.93	1.3
CER	73/100	4.82	1.3
MAS & PdA	73/100	3.6	1.1
Radon	73/100	2.85	1.1

5. CONCLUSIONI

Il repertorio di dati pubblicati sul geoportale comprende al momento cinque tematismi (Radiazioni non ionizzanti, Catasto Regionale delle sorgenti elettromagnetiche, Mappe Acustiche Strategiche e Piani d'Azione, Meteo e Radon). Allo stato attuale, il geoportale del Servizio Agenti Fisici di Arpa Puglia, rappresenta una valida alternativa alle soluzioni commerciali presenti sul mercato, a parità di performance e di praticità, ma anche un esempio di come si possa realizzare un portale cartografico customizzato e di facile uso. Le potenzialità di questo WebGIS risiedono nell'opportunità di integrazione con un Database open source che consente di condividere facilmente i dati con utenti non specializzati e favorire il riutilizzo degli stessi da parte dei cittadini.

BIBLIOGRAFIA

Casagrande L., Cavallini P., Frigeri A., Furieri A., Marchesini I., Neteler M.G. *GIS Open Source: GRASS GIS, Quantum GIS e SpatiaLite*. 2012, Flaccovio

Croci E. *La convenzione di Aarhus: verso un nuovo modello di governance ambientale*. 2003, Economia delle fonti di energia e dell'ambiente, n. 2.

Graser, A. *Learning QGIS 2.0*. 2013 ,Packt Publishing Ltd.: Birmingham UK.

Johnson, P. A., Sieber R. E. . *Motivations driving government adoption of the GeoWeb*. 2011, GepJournal 1–14.

Laurent J-B., Leroux L. *Online Publication of a Land Cover Map Using LizMap*. 2018, ISTE Edition, 255-269.

Trevisani M., Sassoli U. *L'informazione geografica nella Regione Toscana*. 1-2/2014, Ri-Vista Firenze, 138-145.

Confronto tra diversi metodi per considerare i valori inferiori alla Minima Attività Rivelabile nelle elaborazioni statistiche dei risultati delle analisi radiometriche

Maria Clivia Losana, Mauro Magnoni, Chiara Pedroli

Arpa Piemonte, Dipartimento Rischi Fisici e Tecnologici, Via Jervis 30, 10015 Ivrea (TO)

m.losana@arpa.piemonte.it

PREMESSA

Molto spesso i risultati delle analisi radiometriche su matrici ambientali e alimentari presentano dati inferiori alla sensibilità strumentale, rappresentata dalla Minima Attività Rivelabile (MAR). Quando, all'interno di un data set omogeneo (ad esempio, campioni di latte provenienti da un medesimo territorio), accade che una parte di essi presenti risultati superiori alla MAR e la restante inferiore, nasce il problema di estrarre un valore medio rappresentativo, utile ad esempio per fare stime di dose da ingestione. Vi possono essere al riguardo vari approcci al problema.

Questo lavoro si prefigge quindi di valutare le differenze che scaturiscono a seconda delle diverse impostazioni seguite. Per esempio, non considerare i valori inferiori alle MAR e considerare solamente i valori superiori alla MAR può portare a una notevole sovrastima del valore medio, che non sempre è giustificabile anche con un approccio conservativo. D'altro canto non è facile attribuire ai valori <MAR un valore che non distorca la distribuzione dei risultati delle analisi.

A partire dai dati reali raccolti nell'ambito della rete Nazionale RESORAD in Piemonte, sono stati quindi considerati e confrontati diversi approcci: a partire dai più semplici (trascurare i valori <MAR o considerarli pari a un valore fisso) fino a quelli più complessi, che vanno ad ipotizzare diverse distribuzioni statistiche della variabile campionata.

LA MINIMA ATTIVITA' RIVELABILE

Nelle misure radiometriche vengono determinati dei limiti caratteristici, in particolare il limite (o soglia) di decisione LD e il limite di rivelabilità. Il primo permette di stabilire la presenza o meno di radioattività nel campione sotto indagine, il secondo è la più piccola concentrazione che si può misurare nel campione in esame con un certo livello di confidenza (in genere il 95%). Nelle misure radiometriche il limite di rivelabilità è spesso indicato con l'acronimo MAR, che significa Minima Attività Rivelabile. Le formule per calcolare il limite di decisione e la MAR sono riportate su specifiche norme (ISO 11929). In questa sede tuttavia non ci si focalizza sui diversi modi di calcolare la MAR, perché lo scopo del lavoro è il trattamento dei dati <MAR, indipendentemente se per calcolare la MAR siano state utilizzate le formule ISO 11929 o formule semplificate. E' sufficiente ricordare che la MAR dipende dall'efficienza di misura, dalla massa del campione analizzato, dal tempo di misura e dai conteggi di fondo. L'efficienza di misura e i conteggi di fondo in genere sono costanti per tutti i campioni analizzati impiegando il medesimo coefficiente di taratura dello strumento di misura, mentre la massa o il volume del campione e il tempo di conteggio possono variare. Ne consegue che il valore di MAR può essere differente da una misura all'altra. Tuttavia, se i tempi di conteggio sono sempre impostati allo stesso valore, per quegli strumenti che non prevedono una compensazione, la differenza è solamente dovuta al tempo morto e può essere trascurata se non vengono analizzati campioni particolarmente attivi. Anche le differenze di massa da campione a campione non sono di solito significative se si standardizza il contenitore di misura (si pensi per esempio al classico beaker di Marinelli da 1 dm³) o se il volume iniziale di campione è sempre lo stesso (per esempio a circa 200 ml di acqua prima dell'evaporazione per le analisi di attività alfa e beta totale). Con questi accorgimenti, i valori di MAR che ne derivano possono quindi essere considerati, ai fini del presente lavoro, sostanzialmente equivalenti.

Il risultato di una misura viene espresso come <MAR quando esso è inferiore al limite di decisione LD. Viceversa, il dato viene espresso come concentrazione più o meno la corrispondente

incertezza. Ne consegue che, dal momento che il limite di decisione $LD < MAR$, vi possono essere situazioni in cui un dato viene espresso come concentrazione più o meno la propria incertezza pur essendo inferiore al valore della MAR.

Nelle misure radiometriche si avranno quindi risultati espressi in termini di Bq/kg, Bq/l, Bq/m² o Bq/m³ o $<di$ MAR, espressa in termini di Bq/kg, Bq/l, Bq/m² o Bq/m³.

METODOLOGIA

UN PO' DI STORIA

In molti tipi di analisi è possibile avere dei risultati inferiori alla Minima Attività Rivelabile o alla sensibilità strumentale e il tipo di approccio utilizzato per trattare questi dati influisce sulla distribuzione dei dati e sulla stima dei parametri della distribuzione stessa. Questo problema è stato affrontato negli anni passati in vari modi. I più semplici prevedevano di trascurare i valori $<MAR$ o di sostituirli con il valore zero, con il valore stesso o con una frazione del valore stesso. Gli approcci più complicati prevedevano di stimare la distribuzione dei dati a disposizione e poi calcolarne i parametri statistici. Per esempio già a metà degli anni '80 del secolo scorso venivano proposti metodi in cui veniva supposto che i valori $<LR$ (in questo caso LR significa reporting level) seguissero la porzione di una distribuzione log-normale tra lo zero e il livello LR, distribuzione ottenuta da una regressione ai minimi quadrati tra i logaritmi dei valori misurati e il loro Z-score. Altri metodi invece utilizzavano, al posto delle regressione ai minimi quadrati, il metodo della massima verosimiglianza.

Sempre negli anni '80 del secolo scorso sono anche stati effettuati studi per confrontare tra loro diversi metodi e distribuzioni (log-normale, log-normale contaminata, gamma e delta). Ne è emerso che per individuare l'approccio migliore occorre effettuare delle scelte e non è detto che un approccio sia migliore in tutti i casi. La bontà di un approccio dipende infatti dal numero di dati a disposizione e dalla percentuale di dati $<MAR$. Al variare di questi un approccio può dimostrarsi più o meno soddisfacente. Inoltre un certo approccio può essere soddisfacente per la stima di alcuni parametri della distribuzione, ma non altrettanto soddisfacente per valutarne altri. In generale si può affermare che la distribuzione log-normale, stimando i parametri della distribuzione attraverso il metodo della massima verosimiglianza (MLE), si è dimostrata quella migliore per stimare la mediana e i livelli a determinati percentili (anche se per popolazioni con più del 40% dei dati $<MAR$ non è più soddisfacente), mentre la distribuzione log-normale, stimando i parametri della distribuzione con il metodo dei minimi quadrati, quella migliore per la stima del valor medio e della deviazione standard. Inoltre stimare la distribuzione logaritmica con il metodo dei minimi quadrati è un metodo più robusto che quello della massima verosimiglianza. (Gilliom, Helsel 1984 e Helsel, Gilliom 1985).

Sono anche stati utilizzati i cosiddetti "imputation methods", nei quali ai valori $<MAR$ non viene assegnato un valore uguale per tutti. Il metodo ROS (regression on order statistics) per esempio stima i valori $<MAR$ sulla base di un grafico di probabilità dei valori misurati. Questo metodo può trattare anche valori MAR differenti tra loro. In genere questi metodi risentono meno, rispetto ai metodi MLE del tipo di distribuzione supposta, quindi sono indicati maggiormente quando si hanno pochi dati a disposizione (< 50 dati). Il metodo non parametrico di Kaplan-Meier accetta differenti valori di MAR e non necessita l'assunzione di una distribuzione dei dati. Stima la funzione di distribuzione cumulativa (CDF) per i dati in esame e la media equivale all'area sotto la curva CDF (Helsel 2005).

APPROCCI UTILIZZATI

Ricordando che il risultato di una misura viene espresso come $<MAR$ quando esso è inferiore al limite di decisione LD, sono stati confrontati diversi metodi per trattare i dati $<LD$, in particolare:

- trascurare i dati espressi come $<MAR$
- considerare i dati espressi come $<MAR$ uguali al valore stesso della MAR
- considerare i dati espressi come $<MAR$ come una frazione del valore della MAR (per esempio la metà o il rapporto tra il valore di MAR e radice quadrata di due); questo approccio è però ritenuto accettabile solamente se i dati $<MAR$ non superano il 10-15% della totalità dei dati a disposizione;

questo approccio ha inoltre delle difficoltà in più quando i valori di MAR sono differenti tra di loro (Helsel, 2005).

- ricostruire la funzione di probabilità e ricavare i parametri statistici della distribuzione. Questo approccio ha le basi nei lavori di Cohen, che già alla fine degli anni '50 del secolo scorso aveva utilizzato il metodo della massima verosimiglianza per stimare la funzione di probabilità che meglio si adatta ai dati sperimentali (MLE = Maximum Likelihood Estimation). Il metodo prevedeva in origine di avere un solo valore di MAR, anche se attualmente sono disponibili software che gestiscono valori di MAR differenti tra loro. Questo metodo è soddisfacente quando si hanno più di 50 dati osservati (Helsel, 2005), altrimenti anche solo uno o due outlier possono modificare le stime. Inoltre quando si hanno pochi dati a disposizione non si è certi che la distribuzione supposta si adatti bene ai dati.

In questo lavoro sono state testate in particolare due tipi di distribuzioni: quella normale e quella log-normale. Una volta ipotizzata la distribuzione, l'approccio seguito prevede la definizione di una funzione $F(\mu, \sigma)$:

$$F(\mu, \sigma) = \prod_{j=1}^N f(x_j, \mu, \sigma)$$

che altro non è che la densità di probabilità congiunta per il set di dati disponibile. E' ottenuta facendo la produttoria delle densità di probabilità $f(x, \mu, \sigma)$ della distribuzione calcolate per tutti i dati che sono risultati superiori a LD ed è funzione dei parametri liberi μ e σ , da determinare. Il calcolo è effettuato massimizzando la funzione rispetto a μ e σ , con il vincolo dato dal fatto che la distribuzione osservata è troncata a sinistra dal limite di decisione LD. Il vincolo è espresso dalla seguente equazione:

$$\int_{LD}^{+\infty} f(x, \mu, \sigma) dx = R$$

dove R è la frazione dei dati per cui è stata possibile una misura positiva (valori > LD). I calcoli sono stati effettuati utilizzando il software Mathcad.

Il metodo che prevede di porre uguale a zero i valori espressi come <MAR non è stato preso in considerazione, in quanto ritenuto troppo poco conservativo.

Questi metodi sono stati applicati alle concentrazioni di attività alfa e beta totale nelle acque destinate al consumo umano analizzate nel 2018 e ai dati di Cs-137 nel latte vaccino per gli anni 2017 e 2018.

RISULTATI OTTENUTI

ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO

Le acque del Piemonte non sono particolarmente ricche di radioattività naturale, quindi nelle analisi di attività alfa totale e beta totale non è raro ottenere concentrazioni inferiori alla MAR, sia per l'attività alfa che per quella beta totale. Tutti i risultati delle analisi effettuate nel 2018 sono stati suddivisi in popolazioni omogenee in funzione del volume di acqua analizzato e del tempo di conteggio. Sono poi state selezionate le popolazioni riportate in Tabella 1. In ognuna sono state considerate sia l'attività alfa totale che l'attività beta totale, che differiscono per la percentuale di valori inferiori alla MAR. Per i gruppi 2-a e 2-b, che contengono più di 150 dati, sono anche state cercate le distribuzioni che meglio si adattano alla descrizione dei dati sperimentali superiori alla Minima Attività Rivelabile. E' stato impiegato allo scopo il software open source R. La ricerca della migliore distribuzione è stata anche fatta traslando i dati per il valore medio del limite di decisione, ottenendo delle distribuzioni più prossime allo zero. Le distribuzioni che si adattano meglio alla distribuzione dei dati sono la log-normale e la gamma, mentre la normale non si adatta particolarmente bene. I risultati sono riportati nelle figure da 1 a 4.

Tabella 1 - Popolazioni di acque destinate al consumo umano con MAR omogenee.

	Caratteristiche	Numero di dati	% dati < MAR	MAR Bq/l
Gruppo 1-a	Attività alfa; volume iniziale 140 ml.; tempo di conteggio 5 h	32	22	0,027
Gruppo 1-b	Attività beta; volume iniziale 140 ml.; tempo di conteggio 5 h	32	56	0,137
Gruppo 2-a	Attività alfa; volume iniziale 200 ml.; tempo di conteggio 5 h	187	47	0,022
Gruppo 2-b	Attività beta; volume iniziale 200 ml.; tempo di conteggio 5 h	187	50	0,103
Gruppo 3-a	Attività alfa; volume iniziale 200 ml.; tempo di conteggio 6 h	60	28	0,025
Gruppo 3-b	Attività beta; volume iniziale 200 ml.; tempo di conteggio 6 h	60	45	0,096

Per ogni gruppo è stato stimato il valor medio e la relativa incertezza utilizzando i diversi approcci già descritti in precedenza. I risultati ottenuti sono riportati nelle tabelle seguenti.

Tabella 2 - Media e deviazione standard per i dati del gruppo 1-a calcolate con diversi metodi.

Metodologia	Valor medio	Deviazione standard
I valori <MAR sono stati trascurati	0,050	0,025
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso	0,045	0,024
I valori <MAR sono stati posti uguali alla metà del valore stesso	0,042	0,027
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso diviso radice quadrata di due	0,043	0,026
La distribuzione è stata supposta normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,039	0,032
La distribuzione è stata supposta log-normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,042	-

Tabella 3 – Media e deviazione standard per i dati del gruppo 1-b calcolate con diversi metodi.

Metodologia	Valor medio	Deviazione standard
I valori <MAR sono stati trascurati	0,153	0,048
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso	0,144	0,037
I valori <MAR sono stati posti uguali alla metà del valore stesso	0,105	0,043
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso diviso radice quadrata di due	0,121	0,044
La distribuzione è stata supposta normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,052	0,104
La distribuzione è stata supposta log-normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,088	-

Figura 1 - Confronto tra la distribuzione dei dati di concentrazione alfa totale superiori alla MAR e la distribuzione log-normale per il gruppo 2-a (187 dati).

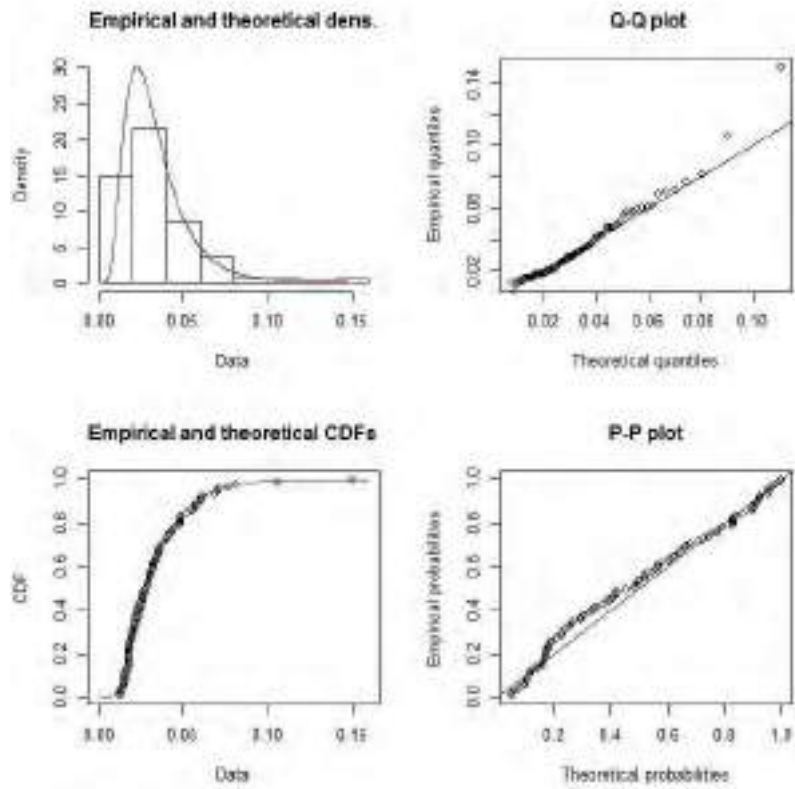


Figura 2 - Confronto tra la distribuzione dei dati di concentrazione alfa totale superiori alla MAR traslati per il valore del limite di decisione e la distribuzione log-normale per il gruppo 2-a (187 dati).

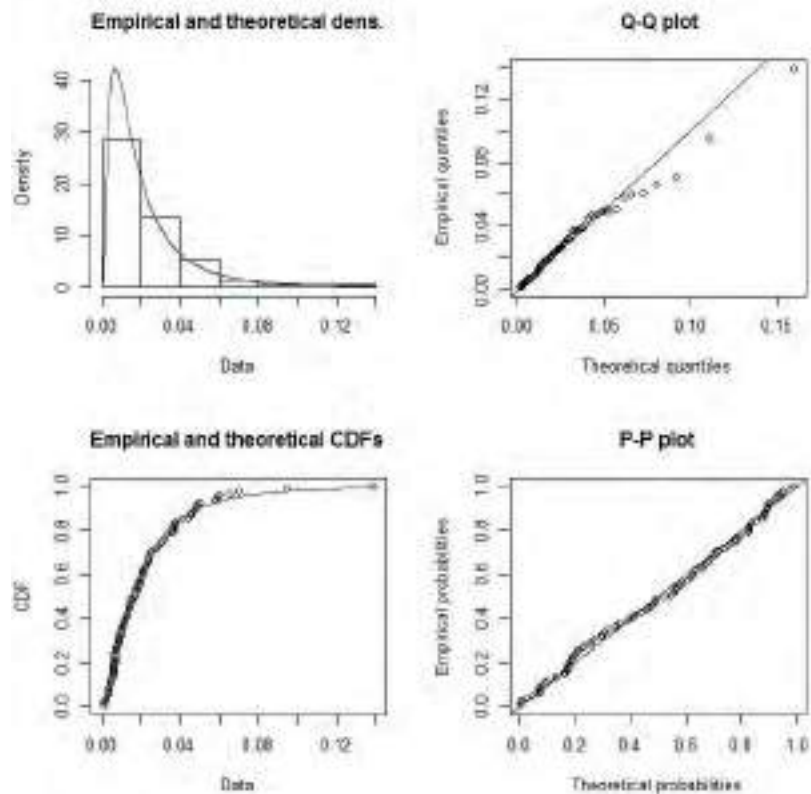


Tabella 4 - Media e deviazione standard per i dati del gruppo 2-a calcolate con diversi metodi.

Metodologia	Valor medio	Deviazione standard
I valori <MAR sono stati trascurati	0,034	0,021
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso	0,028	0,017
I valori <MAR sono stati posti uguali alla metà del valore stesso	0,023	0,019
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso diviso radice quadrata di due	0,025	0,018
La distribuzione è stata supposta normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,014	0,031
La distribuzione è stata supposta log-normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,013	-

Figura 3 - Confronto tra la distribuzione dei dati di concentrazione beta totale superiori alla MAR e la distribuzione log-normale per il gruppo 2-b (187 dati).

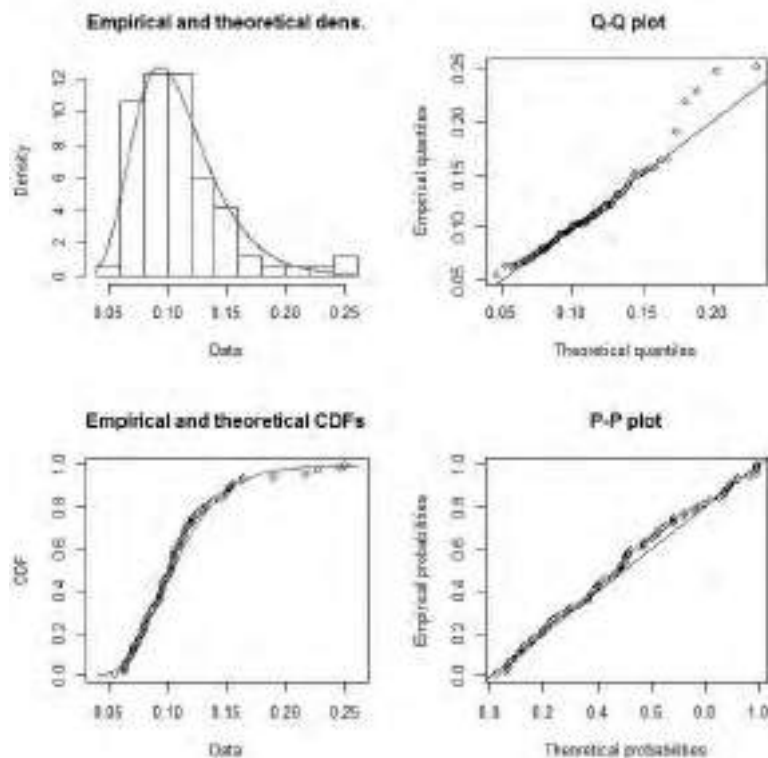


Figura 4 - Confronto tra la distribuzione dei dati di concentrazione beta totale superiori alla MAR traslati per il valore del limite di decisione e la distribuzione log-normale per il gruppo 2-b (187 dati).

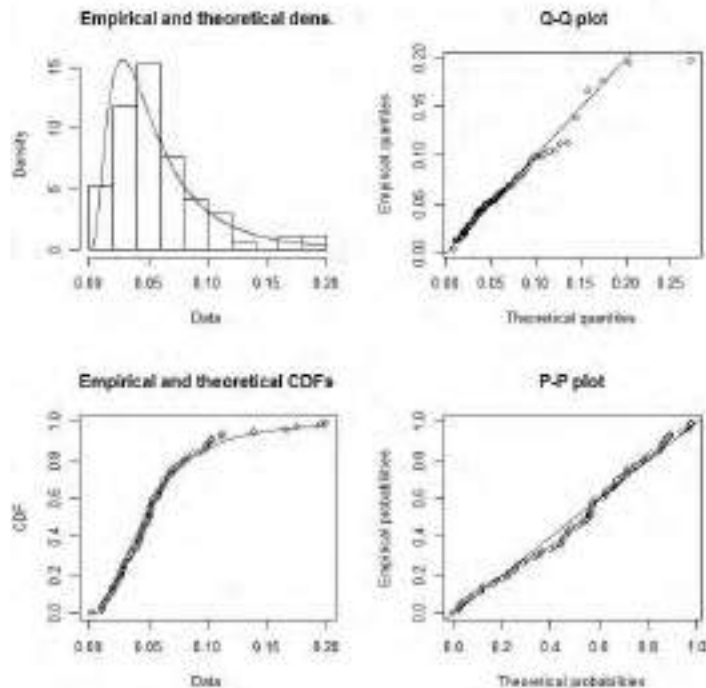


Tabella 5 – Media e deviazione standard per i dati del gruppo 2-b calcolate con diversi metodi.

Metodologia	Valor medio	Deviazione standard
I valori <MAR sono stati trascurati	0,109	0,039
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso	0,106	0,027
I valori <MAR sono stati posti uguali alla metà del valore stesso	0,078	0,039
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso diviso radice quadrata di due	0,089	0,032
La distribuzione è stata supposta normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,047	0,038
La distribuzione è stata supposta log-normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,065	-

Tabella 6 - Media e deviazione standard per i dati del gruppo 3-a calcolate con diversi metodi.

Metodologia	Valor medio	Deviazione standard
I valori <MAR sono stati trascurati	0,074	0,262
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso	0,060	0,223
I valori <MAR sono stati posti uguali alla metà del valore stesso	0,057	0,224
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso diviso radice quadrata di due	0,058	0,224
La distribuzione è stata supposta normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,025	0,024
La distribuzione è stata supposta log-normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,019	-

Tabella 7 - Media e deviazione standard per i dati del gruppo 3-b calcolate con diversi metodi.

Metodologia	Valor medio	Deviazione standard
I valori <MAR sono stati trascurati	0,164	0,175
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso	0,134	0,134
I valori <MAR sono stati posti uguali alla metà del valore stesso	0,112	0,142
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso diviso radice quadrata di due	0,121	0,139
La distribuzione è stata supposta normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,074	0,203
La distribuzione è stata supposta log-normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,063	-

Nella tabella seguente si mette in risalto la differenza tra i valori medi in funzione del numero di dati e della percentuale di dati <MAR.

Tabella 8 - Differenze tra i valori medi calcolati con le diverse modalità.

	Numero di dati	% dati < MAR	Scarto 1 %	Scarto 2 %	Scarto 3 %	Scarto 4 %
Gruppo 1-a	32	22	10,5	4,5	14,3	6,9
Gruppo 1-b	32	56	6,1	17,4	93,9	48,3
Gruppo 2-a	187	47	19,4	11,3	19,4	73,2
Gruppo 2-b	187	50	2,8	17,4	86,5	48,0
Gruppo 3-a	60	28	20,9	3,4	8,7	47,4
Gruppo 3-b	60	45	20,1	10,2	57,7	72,8

Note - Scarto 1: scarto fra la media calcolata trascurando i dati <MAR e quella calcolata ponendo i valori <MAR uguali al valore stesso

Scarto 2: scarto fra la media calcolata ponendo i valori <MAR uguali al valore stesso e quella calcolata dividendo i valori di MAR per radice quadrata di due

Scarto 3: scarto fra la media calcolata ponendo i valori <MAR uguali al valore stesso e quella della distribuzione normale

Scarto 4: scarto fra la media calcolata ponendo i valori <MAR uguali al valore stesso e quella della distribuzione log-normale

Si osserva che ci possono essere grosse differenze nel calcolo del valor medio a seconda dell'approccio utilizzato. In genere per i gruppi con lo stesso numero di dati le stime sono più simili tra loro in quelli in cui la percentuale di dati inferiori alla MAR è minore. Ad esempio per il gruppo 3a, che ha la più bassa percentuale di dati inferiori alla MAR, le stime del valore medio non sono molto differenti tra loro qualunque sia il metodo utilizzato. Viceversa per i gruppi con la più alta percentuale di dati inferiori alla MAR (dell'ordine del 50%) si ottengono scarti anche superiori al 50%.

LATTE VACCINO CRUDO

In seguito all'incidente di Chernobyl del 1986 tracce di Cs-137 possono ancora essere talora misurate in campioni di latte vaccino crudo. La scelta di questa tipologia di latte è dovuta al fatto che in genere i prelievi di latte vaccino crudo sono effettuati direttamente in allevamenti medio-piccoli, dove i bovini si nutrono di fieno e cereali locali o che pascolano direttamente all'esterno nella stagione estiva. Quindi i risultati di spettrometria gamma di questi campioni contengono sia concentrazioni di Cs-137 misurate e sia valori <MAR. Il latte di centrale non si può utilizzare per questo studio in quanto negli ultimi anni il Cs-137 non è più stato rilevato, dando origine a dati tutti <MAR. In questo studio sono quindi stati elaborati i dati di latte vaccino crudo di tutto il Piemonte analizzati nell'anno 2017 e nell'anno 2018.

Tabella 9 - Gruppi di latte analizzati in questo studio.

Caratteristiche	Numero di dati	% dati < MAR	MAR Bq/l
Latte vaccino crudo 2017	56	46	0,164
Latte vaccino crudo 2018	55	51	0,174

Tabella 10 - Media e deviazione standard per i dati di latte vaccino crudo del 2017 calcolate con diversi metodi.

Metodologia	Valor medio	Deviazione standard
I valori <MAR sono stati trascurati	1,297	2,175
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso	0,771	1,69
I valori <MAR sono stati posti uguali alla metà del valore stesso	0,733	1,704
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso diviso radice quadrata di due	0,749	1,698
La distribuzione è stata supposta normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,386	3,392
La distribuzione è stata supposta log-normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	-	.

Tabella 11 - Media e deviazione standard per i dati di latte vaccino crudo del 2018 calcolate con diversi metodi.

Metodologia	Valor medio	Deviazione standard
I valori <MAR sono stati trascurati	0,535	0,669
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso	0,351	0,503
I valori <MAR sono stati posti uguali alla metà del valore stesso	0,307	0,519
I valori <MAR sono stati posti uguali al valore stesso diviso radice quadrata di due	0,325	0,512
La distribuzione è stata supposta normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,061	1.133
La distribuzione è stata supposta log-normale e ottimizzata col metodo della massima verosimiglianza	0,132	-

Tabella 12 - Differenze tra i valori medi calcolati con le diverse modalità.

	Numero di dati	% dati < MAR	Scarto 1 %	Scarto 2 %	Scarto 3 %	Scarto 4 %
Latte 2017	56	46	50,1	2,9	66,6	-
Latte 2018	55	51	41,5	7,7	140,8	90,7

Note - Scarto 1: scarto fra la media calcolata trascurando i dati <MAR e quella calcolata ponendo i valori <MAR uguali al valore stesso

Scarto 2: scarto fra la media calcolata ponendo i valori <MAR uguali al valore stesso e quella calcolata dividendo i valori di MAR per radice quadrata di due

Scarto 3: scarto fra la media calcolata ponendo i valori <MAR uguali al valore stesso e quella della distribuzione normale

Scarto 4: scarto fra la media calcolata ponendo i valori <MAR uguali al valore stesso e quella della distribuzione log-normale

Il valore delle deviazioni standard più elevato rispetto al valore del valor medio deriva dal fatto che ci sono nella popolazione valori di concentrazione di Cs-137 molto diversi tra loro. La MAR è dell'ordine di 0,1 Bq/l e i valori massimi sono dell'ordine di 1-2 Bq/l per i campioni del 2018 e addirittura di 10 Bq/l per i campioni del 2017. Questo fatto fa sì che questi dati non seguono una distribuzione nota e la stima del valore medio supponendo una distribuzione normale o log-

normale può non essere attendibile. Ciò determina scarti anche molto elevati tra le media stimate in maniera differente.

In generale differenze nei valori medi di concentrazione di Cs-137 negli alimenti portano a differenze nella dose da ingestione. Le valutazioni dosimetriche, in genere, vengono sempre effettuate ponendosi nello scenario peggiore, per fornire un valore di dose il più conservativo possibile. Tuttavia questa ipotesi può portare a una notevole sovrastima, non realistica.

Nel caso del latte i valori medi di concentrazione stimati conducono a valori variabili tra il 0,7 a 1,2 μSv per l'anno 2017 e da 0,3 a 0,5 μSv per l'anno 2018. Si tratta di valori molto inferiori non solo al limite di dose di 1 mSv/anno imposto dalla normativa ma anche al livello di non rilevanza radiologica (0,01 mSv/anno). Il calcolo è stato effettuato supponendo un consumo di latte pari a 70 kg/anno e utilizzando il coefficiente di dose riportato sul D.Lgs. 230/95 e ss.mm.ii. di $1,30 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq).

Occorre sottolineare inoltre che la concentrazione media di Cs-137 finora calcolata si riferisce al solo latte vaccino crudo. Tuttavia se il calcolo è finalizzato alla stima della dose alla popolazione, allora occorrerebbe considerare anche il latte pastorizzato delle centrali del latte, che è comunemente consumato maggiormente del latte crudo. Ai fini dosimetrici, quindi verrebbero considerati in un'unica popolazione tipi di latte diversi, uno con concentrazioni di Cs-137 sempre inferiori alla MAR (latte pastorizzato di centrale) e l'altro con concentrazioni di Cs-137 a volte superiori e a volte inferiori alla MAR (latte crudo). Questa operazione, non strettamente rigorosa dal punto di vista statistico ma giustificata da considerazioni radioprotezionistiche, porterebbe ad abbassare ulteriormente la concentrazione media di Cs-137 utilizzata ai fini delle stime dosimetriche.

Dal punto di vista radioprotezionistico comunque si sottolinea che tutte queste stime sono da ritenersi sostanzialmente equivalenti. In questa sede, tuttavia, è importante sottolineare l'aspetto metodologico. In quest'ottica l'assunzione di un approccio rispetto a un altro potrebbe portare a stime che variano in modo assai significativo, vicino al 100% del valore del parametro da stimare.

CONCLUSIONI

Questo lavoro ha messo in evidenza come interpretare in modo diverso i valori minori del limite di decisione ($<LD$) possa portare a notevoli differenze nella stima dei parametri caratteristici della distribuzione dei dati (valor medio e deviazione standard). Nel caso della concentrazione di radionuclidi negli alimenti, stime differenti possono portare a diversi valori di dose da ingestione.

Tuttavia se la percentuale dei dati $<LD$ si mantiene intorno al 20% i diversi tipi di approccio non portano a differenze significative. In futuro verranno analizzati altri approcci, in particolare quelli proposti da software di statistica, per valutare le differenze con i metodi più semplici e immediati da utilizzare come sostituire ai valori $<LD$ il valore stesso o una frazione del valore stesso.

Bibliografia

Helsel Dennis R., *More than obvious: Better methods for interpreting nondetect data*, 2005, October 15, Environmental Science & Technology

Gilliom R.J., Helsel D.R., *Estimation of distributional parameters for censored trace-level water quality data*, 1984, Open-file Report 84-729, United States Department of the Interior, Geological Survey

Helsel Dennis R., Gilliom Robert J., *Estimation of distributional parameters for censored trace-level water quality data, II Verification and applications*, 1985, Open-file Report 85-86, United States Department of the Interior, Geological Survey

Troyer Gary L., Jones Roger A., Jensen Louis, *The utility of reporting negative counting values*, R&R 55.

Monitoring of spectral UV irradiance in Aosta, Saint-Christophe, Italy: from measurements to data analysis

Fountoulakis I.¹, Diémoz H.¹

¹ Aosta Valley Regional Environmental Protection Agency (ARPA), Saint-Christophe, Italy

Summary

In Aosta, Saint-Christophe (45.7°N, 7.4°E, 570 m a.s.l.), spectral measurements of the solar irradiance have been performed since 2006 using a DTMc300 Bentham spectrometer. Regular calibrations and a strong traceability chain to the QASUME WMO reference UV monitoring instrument ensure the high quality of the measurements. The particular instrument is also the reference for the UV monitoring network of the Aosta Valley, the first UV monitoring network in Italy. Recently, a new optical laboratory has been set up in ARPA Valle d'Aosta, and an in-depth investigation of the instrument operational characteristics has been carried out. The whole dataset has been re-evaluated and homogenized, further improving its accuracy, which is one of the highest globally.

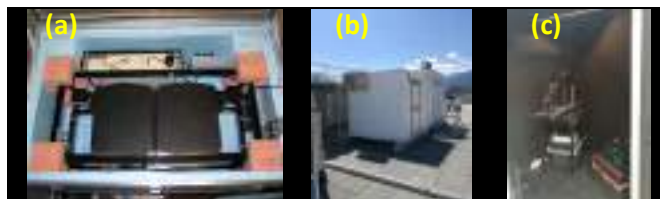
1. INTRODUCTION

Although solar UV radiation is only a small fraction of the total solar radiation reaching the Earth surface, it is of vital importance for humans and the ecosystems, and even small changes may have an important impact to the ecosystems. In the recent past, changes in total ozone, climate and air quality altered the levels of solar UV radiation on a global scale. The complex interactions of solar UV radiation with different atmospheric constituents and the characteristics of the Earth surface make the projections of the future UV irradiance levels highly uncertain, especially over environments where important changes in climate and air quality are expected, such as the Alpine regions (Bais et al., 2019). Over these regions, there is an increased need of high-quality ground-based measurements, in order to track the changes of solar UV irradiance.

2. INSTRUMENT AND CALIBRATION

The Bentham DTMc300 spectrometer (hereafter AAO) is located in Aosta, Saint-Christophe (45.7°N, 7.4°E, 570 m a.s.l.) and consists of a spectrometer which is enclosed in a thermally stabilized box (Figure 1a), a global diffuser and a recording system. It can measure the solar spectrum in the range 290 – 500 nm with a resolution and an exposure time which change depending on the needs of the measurement (Diémoz et al., 2011). Regular spectral scans are performed with a temporal variability of 15 minutes in the range 290 – 500 nm with a resolution of ~0.5 nm, and each scan lasts 6 minutes.

Figure 1 – The Bentham DTMc300 and the optical laboratory in Aosta, Saint Christophe



The Bentham DTMc300 spectrometer (a), and the optical laboratory facilities (b and c)

AAO is calibrated on a monthly basis using 200 Watt tungsten-halogen lamps which, until 2016, were traceable to the calibration scale of the WMO World Reference Calibration Centre (PMOD/WRC). Since 2016, re-calibration of the lamps at PMOD/WRC has not been possible

due to changes in the optics of the reference instrument (QASUME). Thus, in 2018 a new optical laboratory was set-up and initialized at the facilities of ARPA Valle d' Aosta (Figures 1b and 1c). Thereon, a set of 1000 Watt lamps is used to recalibrate the 200 Watt lamps. The 1000 Watt lamps are then recalibrated on a biennial basis at the facilities of PMOD/WRC. Although systematic calibration is essential, it is not however enough to ensure the good quality of the measurements. Thus, in addition to the calibrations, inter-comparisons with the world reference QASUME (Gröbner and Sperfeld, 2005) are performed in Aosta at least every two years since 2006 ensuring the good quality of the measurements.

3. CHARACTERIZATION, UNCERTAINTIES AND DATA AVAILABILITY

Particular technical and operational characteristics of all spectrometers affect the measurements and may lead to increased uncertainties, if the instruments are not properly characterized, at least for the following effects (Gröbner et al., 2005):

- Cosine and azimuthal response
- Non-linearity of the photon-counting system
- Temperature of the fore-optics (Ylianttila and Schreder, 2005)
- Position of the optical fiber
- Wavelength shift (Slaper et al., 1995)

The instrument was carefully characterized for all the above effects and the overall uncertainty budget was estimated. The overall expanded uncertainty ($k=2$) of spectral measurements in the range 310 – 500 nm and for SZAs below 75° is 5 – 7% for the period 2006 – 2011 and 3 – 4% for the period 2012 – present. Complementary QA/QC of the measurements includes comparison with measurements from co-located broadband instruments.

After fully re-evaluating the dataset, different versions of the spectra are available, depending on the different processing and the progressive corrections applied on the data. This way, in addition to high quality reprocessed data, the raw data are available for future reprocessing.

4. CONCLUSIONS AND FUTURE PERSPECTIVES

The high quality of spectral UV measurements performed in ARPA Valle d' Aosta is assured by the systematic maintenance and calibration of AAO and a strong traceability chain to the world reference QASUME. This way reliable information, necessary for the adaptation of proper sun-exposure behaviours is directly available to the public through ARPA Valle d' Aosta web-page (<http://www.arpa.vda.it/it/agenti-fisici/radiazione-solare/misure-uv-diretta>). Lately, the whole dataset has been re-evaluated and a thorough assessment of the overall uncertainty budget has been carried out, making it ideal for climatological studies and validation of satellite products.

References

- Bais, A. F., Bernhard, G., McKenzie et al.: *Ozone–climate interactions and effects on solar ultraviolet radiation*, 2019, Photochemical & Photobiological Sciences.
- Diémoz, H., Siani, A. M., Casale, G. R. et al.: *First national intercomparison of solar ultraviolet radiometers in Italy*, 2011, Atmos. Meas. Tech.
- Gröbner, J., Schreder, J., Kazadzis S. et al.: *Traveling reference spectroradiometer for routine quality assurance of spectral solar ultraviolet irradiance measurements*, 2005, Appl. Opt.
- Gröbner, J., and Sperfeld, P.: *Direct traceability of the portable QASUME irradiance scale to the primary irradiance standard of the PTB*, 2005, Metrologia.
- Slaper, H., Reinen, H. A. J. M., Blumthaler, M. et al.: *Comparing ground-level spectrally resolved solar UV measurements using various instruments: A technique resolving effects of wavelength shift and slit width*, 1995, Geophysical Research Letters.
- Ylianttila, L., and Schreder, J.: *Temperature effects of PTFE diffusers*, 2005, Optical Materials.



Agenti fisici e loro bio-sostenibilità nell'ambiente urbano e nel costruito. Proposta di progetto di una nuova Azione Europea COST (Cooperation in Science and Technology): Ph.A.Bio.

Bruno Bisceglia¹, Albina Cuomo², Roberto Gerundo², Claudio Guarnaccia², Domenico Guida², Domenico Guida³, Michele Guida^{1,4,*}, Simona Mancini^{1,3}, Alessandra Marra², Federica Ribera², Gianvittorio Rizzano², Enrico Sicignano², Martins Vilnitis⁵

¹ Laboratorio "Ambienti e Radiazioni", Amb.Ra., DIEM, Università degli Studi di Salerno, via Giovanni Paolo II, 132, 84084, Fisciano (SA).

² Dipartimento di Ingegneria Civile, DICIV, Università degli Studi di Salerno, via Giovanni Paolo II, 132, 84084, Fisciano (SA).

³ Dipartimento di Ingegneria Industriale, DIIN, Università degli Studi di Salerno, via Giovanni Paolo II, 132, 84084, Fisciano (SA).

⁴ Dipartimento di Ingegneria dell'Informazione ed Elettrica e Matematica Applicata, DIEM, Università degli Studi di Salerno, via Giovanni Paolo II, 132, 84084, Fisciano (SA).

⁵ Construction Technology Department, Faculty of Civil Engineering, Riga Technical University, RTU, Riga, Latvia

*corresponding author: Michele Guida, miguida@unisa.it

Abstract

Garantire la sostenibilità nell'ambiente urbano e costruito è un tema strategicamente importante, in quanto il settore delle costruzioni può essere causa di grandi impatti sull'ambiente, ma contribuisce anche alla crescita socioeconomica di un territorio, con conseguenti effetti sia positivi che negativi sulla salute dell'uomo. Per questo motivo, i protocolli di sostenibilità sono oramai strumenti riconosciuti, a livello internazionale, per la valutazione della qualità ambientale, ecologica e sociale. La maggior parte di essi si basa su sistemi di "Rating", ovvero un insieme di "crediti" con un punteggio corrispondente, volte a premiare le eccellenze nel design energetico ed ambientale, focalizzandosi, generalmente, sull'unico aspetto delle prestazioni intese come impatto sull'ambiente, trascurando quello sulla salute dell'uomo.

Un modo più efficace per raggiungere un concetto di sostenibilità più completo sarebbe quello di includere in tali strumenti di rating anche l'aspetto legato agli effetti del costruito sulla salute e sul benessere dell'uomo, garantendo sostenibilità anche per l'essere vivente (bio-sostenibilità). Tra i rischi per la salute (biologici, chimici e fisici) quelli associati agli agenti fisici (radon, rumore, EMF...) sono, infatti, spesso trascurati o non completamente stimati nei protocolli e schemi internazionali. Perciò, gli autori, "soci fondatori" della proposta di progetto per una nuova Azione COST, intitolata "Ph.A.Bio." (Physical Agents Bio-sustainability in built environment) ritengono che sia urgente una riformulazione dei protocolli esistenti in termini di bio-sostenibilità associata agli agenti fisici. I meccanismi di base di questi protocolli, infatti, ricompensano soluzioni progettuali che, sebbene sostenibili per l'ambiente, se



non ben progettate, potrebbero avere un effetto pericoloso sulla salute umana. Ad esempio, soluzioni di efficienza energetica o riutilizzo di materiali di scarto industriale nella costruzione di edifici, possono negativamente influenzare la qualità dell'aria interna favorendo l'accumulo di elevate concentrazioni di Radon, gas radioattivo classificato tra gli agenti cancerogeni più pericolosi (gruppo I).

In linea con questo nuovo concetto globale di sostenibilità, consapevole e responsabile anche verso l'essere umano, gli scopi dell'Azione Europea COST, Ph.A.Bio. saranno i seguenti:

1. fornire una mappa globale dell'attuale stato dell'arte dei protocolli e dei metodi per valutare la sostenibilità dell'ambiente urbano e costruito correlato agli agenti fisici;
2. contribuire verso il concetto di 'progettazione bio-sostenibile', ottimizzando gli attuali protocolli e schemi internazionali per la valutazione degli agenti fisici nell'ambiente urbano e costruito (ad esempio radon, rumore, emf ecc.)
3. rafforzare e stimolare la collaborazione tra tutte le figure coinvolte in questo campo complesso e multidisciplinare al fine di colmare il divario tra ricercatori, professionisti e industrie e sensibilizzare la popolazione al concetto di "progettazione bio-sostenibile".

Una volta esaminati il ruolo dei metodi e degli schemi di certificazione per la sostenibilità degli edifici, si passerà alla messa a punto di un nuovo approccio di progettazione integrata che privilegi soluzioni che assicurino sostenibilità ambientale e protezione della salute umana, consentendo una valutazione in un'ottica multi-performance.

A tal fine verrà studiata la proposta di un metodo per la valutazione delle prestazioni dell'ambiente urbano e costruito, relativamente al controllo degli agenti fisici, in un approccio di controllo del pericolo. La metodologia generale di valutazione del rischio legato alla presenza di agenti fisici (Ph.a.Bio.) consentirà a diverse categorie di soggetti interessati di prendere decisioni in una prospettiva multidimensionale. La parte finale dell'azione è dedicata alla diffusione e alla stimolazione di ulteriori approfondimenti della ricerca sullo sviluppo di una nuova etichetta che certifichi i materiali biofriendly e l'ambiente interno nella fase iniziale della progettazione attraverso lo sviluppo di modelli predittivi e la definizione di analisi e protocolli

Reti trasmissione dati: sicurezza laser

Elio GIROLETTI

¹Università degli Studi di Pavia e INFN di Pavia, via Bassi 6 Pavia; TECO srl Fiorenzuola d'A, Pc

elio.giroletti@gmail.com

Il Problema

La sicurezza laser nelle reti ottiche di trasmissione dati non è ancora sufficientemente supportata, nonostante si assista ad una crescente diffusione di questa tecnologia. In questo lavoro vengono analizzati gli aspetti di sicurezza e salute sul lavoro connessi all'utilizzo dei laser in tali reti (sistemi laser: sorgente laser + fibra + connessioni + detectors) anche con riferimento alle trasmissioni a grandi distanze o sottomarine. Dette reti, infatti, fanno uso anche di laser di classe 3R, 3B o addirittura 4 che operano nel campo dell'infrarosso (es. dispositivi Raman, HPA o i più datati Marconi), mentre per le brevi distanze si utilizzano laser di classe inferiore. Si tenga presente che la luce invisibile è più pericolosa di quella visibile in quanto non attiva il riflesso oculare (0,25 s). Va inoltre aggiunto che, ai fini della protezione, ove non sia nota, l'attenuazione della fibra ottica è da considerarsi nulla e, pertanto, la radiazione accessibile all'altro capo della fibra manterrebbe la medesima classe di pericolosità della sorgente che l'ha generata.

Nelle condizioni normali di lavoro la rete ottica dati è sicura, in quanto la radiazione laser è confinata all'interno dei sistemi laser (FOA, 2019). Comunque, durante l'installazione o manutenzione o qualora una fibra fosse danneggiata o un connettore fosse disconnesso, la radiazione può essere accessibile all'Operatore laser e, con sistemi di potenza, essere pericolosa. Le reti sono dotate di dispositivi automatici di sicurezza in modo tale che gli operatori possano accedere alla luce laser con i sistemi posti in classi 1M, 2 o massimo 3A anche nelle condizioni peggiori (fibra danneggiata o sconnessa) e, di conseguenza, sicuri anche per i manutentori /installatori purché non si visionino le fibre ottiche con dispositivi a visione diretta (es. microscopi).

Ai fini della sicurezza va tenuto presente che non è infrequente che tali reti vengano troncate improvvisamente a seguito di un incidente in zone che non sono confinate ai fini della protezione laser (esempio lungo le strade) (NECA, 2017). I sistemi di intervento automatici di sicurezza di cui sono dotate le reti stesse, di norma, impediscono che chi accede alla luce laser possa essere esposto a rischi indebiti ancorché incidentalmente (sistema in classe 1 o 2). Non si può escludere, però, che il sistema di intervento automatico non agisca perché disabilitato per motivi di servizio o perché gli operatori addetti non sono sufficientemente addestrati al suo utilizzo. I sistemi di intervento automatico di sicurezza sono tre:

- Automatic Laser Shutdown, ALS: sistema automatico di azzeramento della potenza, che interviene in caso di disconnessione del connettore o di rottura della fibra. Mediamente agisce entro 50 ms (<3s) ed assicura che la linea sia sicura per l'operatore (classe 1 o 1M). La sua disabilitazione è eccezionale e richiede la predisposizione di un permesso di lavoro specifico.
- Automatic Power Reduction, APR: sistema automatico di riduzione della potenza.
- Automatic Power Shut Down, APSD: sistema automatico di azzeramento della potenza.

La disattivazione (e riattivazione) di APR e APSD può essere solo eccezionale, avvenire solo in condizione di completo controllo della rete e non può durare più di 1 ora.

Come risolvere il problema

È importante, pertanto, analizzare nel dettaglio le attività di installazione e manutenzione della rete, anche perché i lavoratori addetti hanno la necessità di osservare le fibre con ottiche di visione o di test (per verificarne il danneggiamento o testarne l'efficienza, figura 1) e può accadere che

debbano farlo a fibre con luce laser inserita (ANSI, 1997; CEI, 2006; Giroletti, 2019). Qualora l'operatore non utilizzi dispositivi di visione adeguati (visione indiretta, fig. 1) o, se a visione diretta, testati annualmente ovvero non si coordini correttamente con la centrale di gestione della rete, il rischio per l'operatore può essere rilevante.

Al fine di operare in sicurezza, oltre all'Operatore laser (addetto alla rete adeguatamente formato ad intervenire sui sistemi laser), è necessario individuare due figure specifiche, il PSO (Power Safety Officer): unico abilitato ad effettuare manutenzioni sui sistemi laser di potenza (classe 3B o 4) e il NOC (Network Operator Centre): abilitato e specificamente addestrato per inserire o disinserire i sistemi di intervento automatici di sicurezza.

È pertanto necessario che il Tecnico Sicurezza Laser valuti dettagliatamente il rischio di esposizione alla luce laser nelle reti di ottiche di trasmissione dati, ai sensi del d.Lgs 81/08 e ss.mm.ii. La valutazione deve essere seguita da specifiche procedure di sicurezza per la rete in questione (OSHA, 2000; Barat, 2006; Johnson, Glenn, 2019). Ultimo ma non ultimo, va programmata una adeguata formazione di tutti i soggetti coinvolti ad ogni livello che sia operativa: dagli installatori /manutentori comprendendo un addestramento per gli operatori PSO e NOC che hanno il compito di abilitare o disabilitare le sicurezze sulle linee di trasmissione.

Dispositivi di visione fibra laser



VISIONE DIRETTA



VISIONE INDIRETTA

Bibliografia

- American National Standards Institute (ANSI), *Safe Use of Optical Fiber Communication Systems Utilizing Laser Diode and LED Sources*, Z 137.2, 1997
- Barat K, *Laser safety management*, CRC press /Taylor and Francis, 2006
- CEI, CEI-EN 60825, *Sicurezza nei sistemi di telecomunicazione a fibre ottiche OFCS, 2006 – e norme connesse-FOA, FOA Reference Guide To Fiber Optics*, 2019
- Giroletti Elio, *Rischio laser installazione e gestione delle reti di trasmissione dati*, convegno AIRM Pavia, 2019
- Johnson L, Rosin G, *Fiber optic safety*, www.lightbrigade.com, accessed 2019
- OSHA, OTM Manual: Safety Laser, 2000
- NECA/FOA 301 Standard, *Installing and Testing Fiber Optics*, 2017
- Tutti i riferimenti bibliografici dovranno essere citati nel testo (Autore, anno)

Dai numeri all'informazione. Elaborazione e visualizzazione di dati analitici in ARPA FVG: un caso di studio multi-approccio su un sito complesso

Marco Bellini¹, Alessandro Felluga¹, Laura Liguori¹, Andrea Mistarò¹

¹ARPA – Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia
via Lamarmora, 13 – Trieste

marco.bellini@arpa.fvg.it

Riassunto

Le necessità ex-lege di copertura analitica spaziale e temporale del territorio indagato, le richieste di monitorare sempre più analiti anche non cogenti, molti "emergenti" per la loro tossicità, altri utili markers delle fonti di pressione antropica, la relativa facilità a produrre, grazie all'automazione, grandi quantità di dati sia in campo che in laboratorio, portano a dataset (campioni/analiti) sempre più vasti ma poco intellegibili. La situazione in cui spesso le Agenzie ambientali rischiano di trovarsi è ben espressa dal paradosso: "too much data = too little information" (H. Martens). Per l'estrazione e la visualizzazione dell'informazione latente nei vasti database agenziali diviene sempre più necessario utilizzare strumenti statistici e grafici opportuni, al punto che la fase analitica (in campo o di laboratorio) non costituisce più l'ultimo step della procedura di indagine, ma deve necessariamente essere seguita da una fase di data analysis.

In questo lavoro vengono illustrati brevemente i risultati ottenuti utilizzando diverse tecniche di data analysis (solitamente multivariate) su differenti dataset analitici di dati fisici (caratterizzazione dimensionale) o chimici (metalli, sostanze organiche volatili o semivolatili) provenienti dal monitoraggio di un sito industriale a Trieste. Il lavoro intende esemplificare come problematiche diverse all'interno di uno stesso sito industriale complesso necessitino non solo di piani di campionamento e analiti diversi, ma anche differenti tecniche di elaborazione, dalla statistica descrittiva classica a quella "circolare", dall'interpolazione spaziale dei dati di concentrazione degli inquinanti all'analisi dei loro gradienti, dall'analisi della correlazione e dei rapporti diagnostici tra analiti all'approccio "olistico-inclusivo" dell'analisi multivariata esplorativa (Principal Component Analysis) o orientata alla classificazione dei campioni in gruppi (Cluster Analysis).

INTRODUZIONE

Nel rione di Servola, a Trieste, è situato un complesso industriale specializzato nella produzione di ghisa, famoso per essere a distanza ravvicinata alle case del rione. La Regione FVG ha messo in atto una serie di misure (AIA decreto AIA 96/2016) atte al contenimento dell'inquinamento dell'impianto. La presenza della cokeria all'interno dell'impianto siderurgico impone la determinazione sia in autocontrollo sia da parte di ARPA, oltre che del flusso di massa delle polveri depositate, degli idrocarburi aromatici volatili monociclici (benzene, toluene, etilbenzene e xileni, BTEX) e semivolatili a più anelli benzenici condensati (idrocarburi policiclici aromatici, IPA) rilasciati durante il processo di distillazione a pressione ridotta del carbone. Oltre a valutare le concentrazioni di questi inquinanti in relazione al limite di legge e ai fini AIA, risulta importante valutarne la distribuzione spaziale, le direzioni prevalenti di diffusione ed i gradienti di concentrazione spaziale nell'ottica di un miglioramento continuo dell'AIA e della salute pubblica.

GRADIENTI DI RICADUTE ATMOSFERICHE

Esistono due approcci possibili alla modellizzazione delle ricadute di polvere grossolana. Il primo (*bottom-up*) prevede la parametrizzazione di ciascuna fonte sotto il profilo geometrico ed emissivo in modo da prevedere, attraverso l'uso della modellistica diffusionale, le aree di ricaduta nelle prospicenze delle stesse; il secondo, al contrario, punta a caratterizzare le fonti emmissive a partire dalla analisi dei dati sperimentali non imponendo assunzioni a priori circa la natura delle stesse (*top-down*). Nel presente lavoro (Stel, 2017) si è dato corso a questo secondo approccio distinguendo due passaggi funzionali:

- 1) caratterizzazione spaziale delle ricadute di polvere grossolana al fine di produrre una mappa in cui a ciascun punto della stessa compete un flusso medio di polvere (mg/m^2 al giorno);

- 2) successiva costruzione di una seconda mappa riportante il flusso medio di benzo(a)pirene (BaP) (ng/m^2 al giorno).

IL FLUSSO DI POLVERE RICADUTA

Viene definita una linea di confine che separa gli impianti produttivi dello stabilimento siderurgico dall'area abitata del rione di Servola (fig. 1).

Si calcolano le distanze di ciascun deposimetro dalla linea di confine e si riportano in grafico i valori di deposizione media complessiva delle 11 postazioni più vicine in funzione della distanza (fig. 2).

I valori di deposizione rilevata nei diversi punti si distribuiscono con ottima approssimazione

secondo una tendenza esponenziale (fig. 2). Viceversa, riportando i valori delle deposizioni medie complessive in funzione della distanza lungo il confine degli impianti, cioè percorrendo parallelamente il confine stesso, si evidenzia una sostanziale similitudine nei valori dei deposimetri che presentano distanze simili dal confine. In altri termini muovendosi parallelamente lungo il confine le deposizioni non variano. Queste osservazioni sperimentali permettono di concludere che il gradiente delle deposizioni ha una sola componente: quella ortogonale al "confine" rosso (fig. 1).

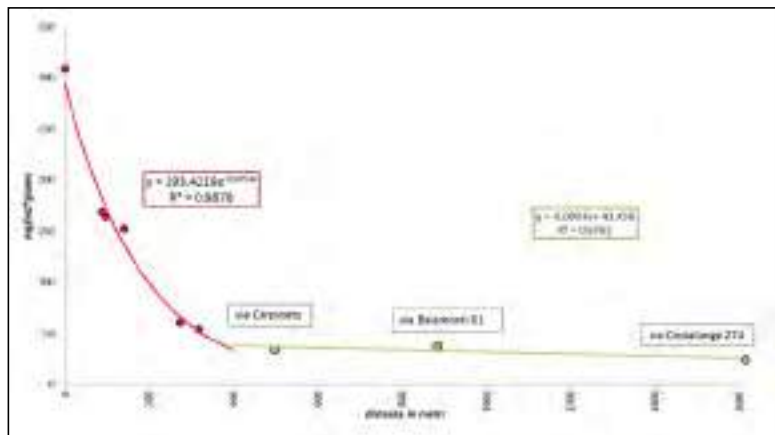
La curva esponenziale rossa (fig. 2) si sarebbe potuta estendere anche ai punti più lontani, ma si sarebbe persa l'aderenza tra la curva e punti sperimentali specialmente nella parte iniziale della funzione, dove si riscontrano i valori più alti ovvero più problematici; per ovviare a tale scollamento si sarebbe potuto operare una regressione pesata, ma tale soluzione avrebbe comportato l'introduzione di un certo grado di soggettività che si è preferito evitare al fine di non introdurre nel modello scelte discutibili. Si è optato perciò per l'adozione di un doppio modello: esponenziale nelle vicinanze dell'impianto siderurgico e lineare (costante) per distanze superiori.

Figura 1 – Immagine del sito industriale di Servola a Trieste



Al centro la linea arancione con valori di ricadute pari al 50% di quelle registrate sulla linea (rossa) di confine; e la linea gialla a cui compete un valore di 25% e 10% a quella verde.

Figura 2 –Flusso di deposizione della polvere vs distanza



IL FLUSSO DI RICADUTA DEL BENZO(A)PIRENE

Si è proceduto preventivamente al test di Lilliefors per la forma della distribuzione di probabilità e a quello di Huber per gli *outlier*, con l'aiuto dei QQ-plot sono stati identificati solo tre *outlier*, che sono stati perciò eliminati. Successivamente è stata condotta una verifica sui dati aggregati in medie mensili, per anno e per stazione, al fine di verificare l'ipotesi che le medie mensili siano uguali TRA gli anni. Un secondo test non parametrico per dati appaiati (Wilcoxon), applicabile a tutti e quattro i punti, *non* ha evidenziato differenze significative tra coppie di anni. Di conseguenza è accettabile aggregare le medie mensili su più anni per la singola stazione.

Figura 3 – Gradiente del flusso di deposizione del Benzo(a)Pirene



Il flusso di ricaduta di BaP (fig. 3) può essere stimato per ciascuna postazione moltiplicando il valore medio di ricadute di polvere grossolana (mg/m^2 al giorno) per la concentrazione media di BaP nello stesso periodo (mg/kg).

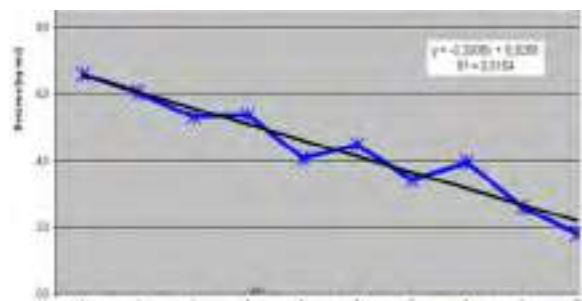
Sono state ricercate le correlazioni spaziali calcolando le distanze da possibili fonti puntuali di BaP quali l'altoforno/campo di colata e cokeria, e per controprova da un punto lontano, non emissivo (laminatoio). La correlazione maggiore ($R^2 > 0.99$) si ottiene riportando in scala logaritmica i flussi di BaP contro la distanza dal centro della cokeria.

GRADIENTI BTEX E RAPPORTI DIAGNOSTICI

Ai fini del monitoraggio risulta importante distinguere tra il benzene e gli IPA effettivamente provenienti dalla cokeria e quelli aventi altre origini antropiche (inquinamento urbano diffuso, tra cui ad es. traffico e riscaldamento domestico).

Il Dipartimento di Trieste di ARPA FVG dispone di una serie decennale di dati (2001-2010) campionati tramite campionatori passivi (Radielli ®) con frequenza mensile su 21 stazioni di campionamento urbane (area di copertura spaziale: $7,5 \text{ km}^2$). Dalla rielaborazione (Astel et al., 2013) di questi dati (più di 10.000 tra dati analitici e meteo) è emerso che il contributo del traffico veicolare al benzene aerodisperso è stato oggetto di una forte diminuzione (fig. 4) nel decennio ($-0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{anno}$; Mucci et al., 2012), consentendo una riduzione e rifocalizzazione del piano di campionamento (da 21 stazioni principalmente urbane a poche stazioni in prossimità della cokeria).

Figura 4 – Gradiente del flusso di deposizione del benzo(a)pirene



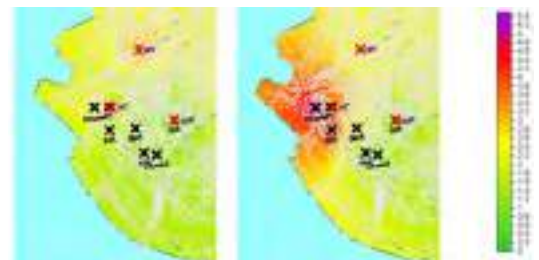
L'utilizzo del rapporto diagnostico Toluene/Benzene (T/B) combinato a tecniche di interpolazione spaziale del dato (fig. 5) ha permesso di evidenziare come, nonostante le concentrazioni medie di benzene del decennio risultino maggiori nel centro cittadino rispetto alla periferia urbana in prossimità dell'impianto siderurgico, presso quest'ultimo risulta evidente la provenienza prevalentemente industriale del benzene aerodisperso ivi riscontrato, mentre progredendo verso il centro cittadino il rapporto diagnostico T/B vira progressivamente ai valori ascrivibili, secondo letteratura, al traffico veicolare.

Figura 5 – Interpolazione spaziale del benzene (a sin.) e del rapporto Toluene/Benzene (a dx.)



Focalizzando l'attenzione sulla fascia urbana a ridosso dell'impianto, si evidenziano inoltre (fig. 6) importanti fenomeni stagionali nella distribuzione degli inquinanti, legati al regime di venti prevalenti (ARPA FVG, 2013).

Figura 6 – Fenomeni stagionali nella distribuzione del benzene



L'analisi dei gradienti spaziali (fig. 7) del benzene e del rapporto T/B permette (ARPA FVG, 2014) di valutare le distanze di impatto dell'impianto industriale. Si evidenzia come le concentrazioni sperimentali rilevate siano anche in questo caso compatibili con gradienti di tipo esponenziale nonostante la natura degli inquinanti sia completamente differente da quella degli inquinanti di cui al paragrafo precedente (sostanze volatili vs particolato grossolano e IPA ad esso adesi; fig. 8).

Figura 7 – Gradienti spaziali del benzene aerodisperso (a sin.) e del rapporto toluene/benzene (T/B, a dx.)

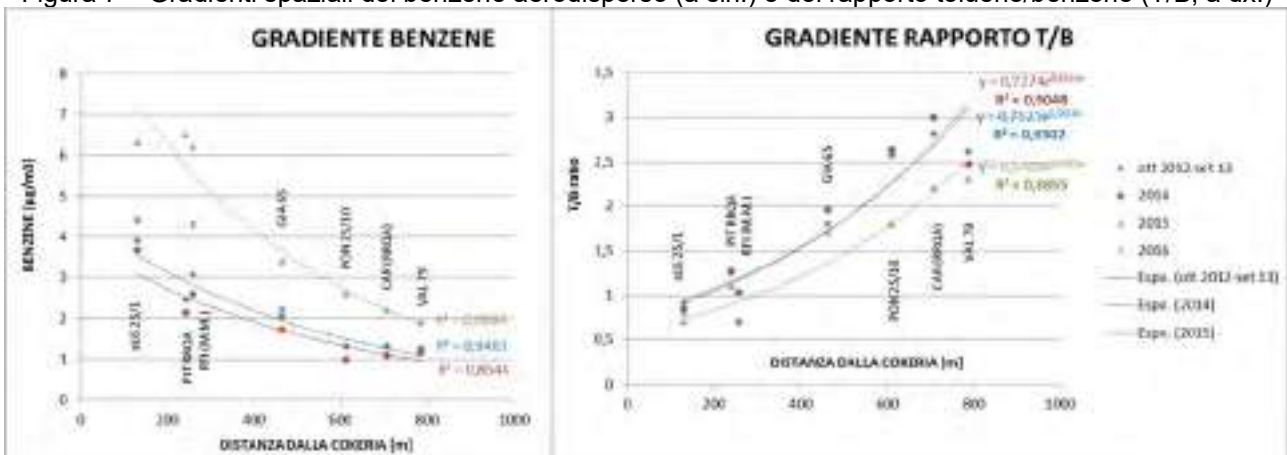


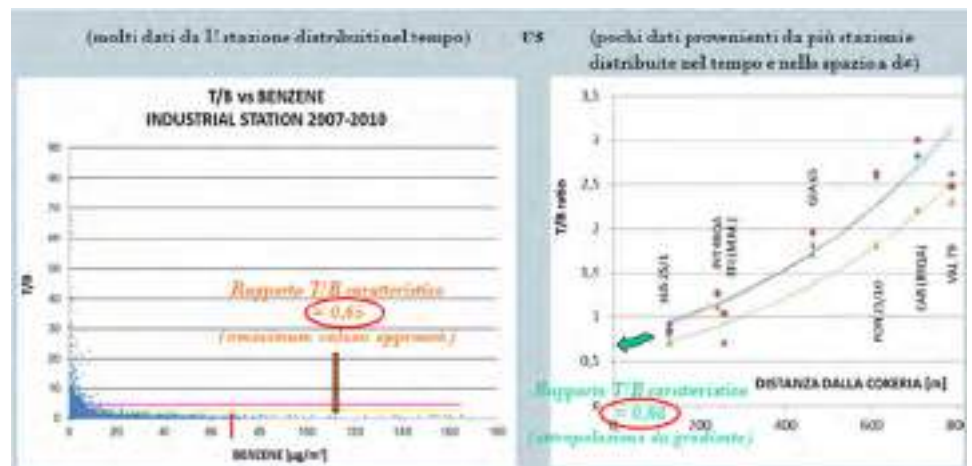
Figura 8 – Rappresentazione grafica dei due campi di flusso di ricaduta



Per il flusso di massa (polveri) si osserva un decadimento esponenziale con la distanza ortogonale alla linea rossa di confine dello stabilimento, mentre per il benzo(a)pirene e il benzene si osserva analogo decadimento con la distanza dal centro della sorgente cokeria, secondo degli archi di circonferenza.

Figura 9 – Coerenza tra risultati temporali e spaziali

E' stato possibile anche stimare il rapporto T/B caratteristico dell'impianto, con due diversi approcci numerici ("minimum value approach" – fig. 9 a sin. – ed estrapolazione da gradiente spaziale – fig. 9, a destra) ed eccellente accordo tra i rispettivi risultati.



STATISTICA CIRCOLARE: "ROSE DEGLI INQUINANTI"

Questa tecnica, semplice ma potente, illustra la direzione di provenienza delle sorgenti maggiori e si basa sulle cosiddette «rose degli inquinanti». La tecnica richiede una elevata numerosità di dati per dare risultati sufficientemente robusti, poiché il *dataset* viene suddiviso per settori di provenienza del vento. Il principio si basa sulla statistica Bayesiana della probabilità condizionata (CPF) di avere alte concentrazioni dato un settore di provenienza del vento. Matematicamente, per ogni settore di venti $\Delta\theta$, viene calcolata la frazione di valori elevati dei valori rilevati in quel settore (CPF).

$$CPF_{\Delta\theta} = \frac{m_{\Delta\theta}/C \geq x}{n_{\Delta\theta}}$$

dove $m_{\Delta\theta}$ è il numero di campioni nel settore di venti $\Delta\theta$ avente concentrazione C maggiore o uguale ad un valore soglia x (convenzionalmente x rappresenta un alto percentile dei dati, solitamente compreso tra il 75° e il 90°); $n_{\Delta\theta}$ è il numero totale di campioni nello stesso settore.

Il grafico a radar del CPF per ogni direzione viene quindi sovrapposto alla mappa orientata col Nord in alto e centrato sulla della postazione di rilevamento (fig. 10).

Figura 10 – Esempi di rose degli inquinanti per vari parametri misurati dalle centraline



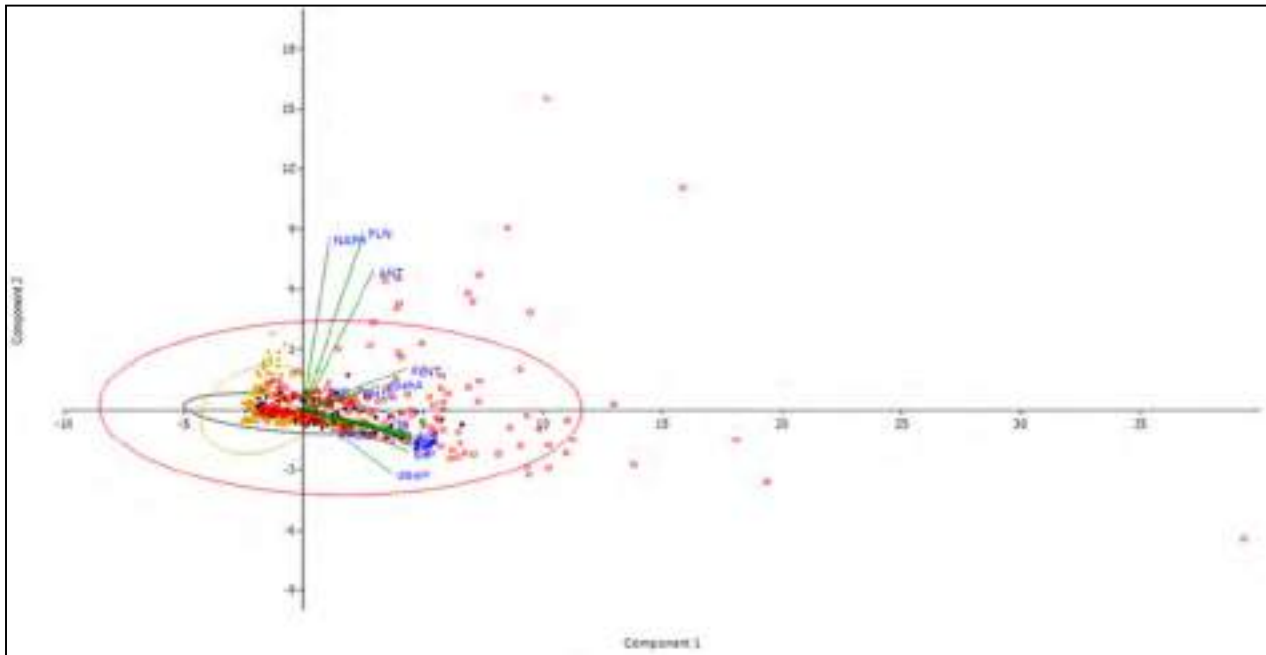
Probabilità di provenienza di **Benzene**, **Toluene**, **acido solfidrico** e **monossido di carbonio** (anno 2015, varie stazioni di campionamento).

I vertici del poligono più pronunciati indicano le direzioni dalle quali provengono, con maggiore probabilità, le concentrazioni elevate di inquinanti. Possono essere identificate quindi anche più direzioni di provenienza, distinguendo quindi sorgenti ed apporti differenti.

PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS (PCA)

L'analisi delle componenti principali costituisce lo stadio iniziale e principe dell'analisi esplorativa dei dati (*Exploratory Data Analysis*, EDA) poiché consente (Mistaro 2018; Mistaro et al., 2018) di ottenere una semplice "vista multivariata" dei dati analitici (e delle relative variabili analitiche) con approccio "*unsupervised*", ovvero senza alcuna forzatura o richiesta, da parte dell'operatore al software, di interpretazione o classificazione dei dati in gruppi. Il *biplot* risultante (fig. 11) permette infatti di evidenziare solamente l'eventuale raggruppamento dei campioni in "*cluster naturali*", e di esplicitare quali sono le variabili che caratterizzano maggiormente i campioni appartenenti a ciascun *cluster*. Vengono contemporaneamente rilevati eventuali *outlier* (in senso uni- e soprattutto multivariato, questi ultimi non rilevabili tramite la statistica classica) e viene fornita una visione indicativa della correlazione generale tra le variabili in tutti i campioni.

Figura 11 - Biplot relativo alla PCA condotta sui dati di IPA (2016) provenienti da 3 stazioni di campionamento (n = 750) site a Trieste



In **rosso** la stazione più prossima alla cokeria; in **grigio** la stazione più prossima all'altoforno; in **giallo** la stazione di fondo urbano di riferimento. Si nota la diversa orientazione (cfr. le ellissi) dei dati relativi alle due stazioni industriali rispetto a quella urbana, indice di un diverso *pattern* dei 17 analiti considerati (16 congeneri IPA e il PM10). Si nota infine come il *range* di variazione numerica dei dati sia decisamente maggiore nella stazione più impattata (cokeria: media annuale benzo(a)pirene = $0,9 \text{ ng}^{-3}$) rispetto a quella meno impattata (altoforno: $0,5 \text{ ng m}^{-3}$) o a quella urbana ($0,3 \text{ ng}^{-3}$).

ANALISI MULTIVARIATA SUI DATI ACQUISITI IN MICROSCOPIA ELETTRONICA A SCANSIONE (SEM)

La PCA si rivela foriera di informazioni anche applicata alle risultanze analitiche acquisite in SEM.

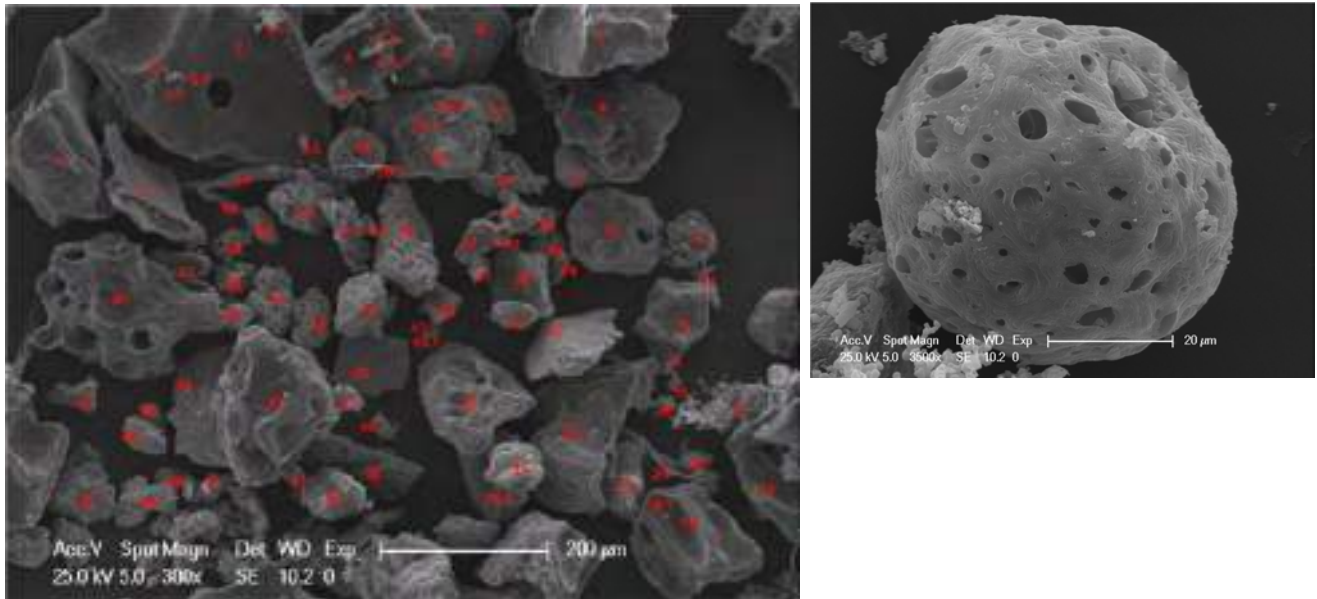
L'analisi SEM viene eseguita sulle deposizioni raccolte attraverso deposimetri e poi filtrate; essa è volta a caratterizzare sia dal punto di vista chimico che fisico le polveri, evidenziando eventuali traccianti delle due sorgenti principali (cokeria e altoforno).

I punti di campionamento vengono scelti in modo da risentire in modo differente degli effetti delle due sorgenti. Si indicherà con "campione altoforno" il campione che risulta essere esposto (sottovento) rispetto all'altoforno e con "campione non altoforno" l'altro.

L'analisi viene eseguita sulle singole particelle (Verdicchio, 2004; Willis et al., 2004) fino a raccogliere (fig. 12), su un numero di campi variabile scelti ad un opportuno ingrandimento, un numero di particelle statisticamente ragionevole (normalmente almeno 100 per campione); l'analisi comprende:

1. analisi morfologica (ricerca di forme note da letteratura come riferibili a determinate fonti/processi di lavorazione: soot (sorgente traffico veicolare), ferro sfere, cenosfere, aerosol marino...)
2. analisi granulometrica
3. microanalisi elementare EDX che può essere eseguita per elemento o ossidi a seconda delle esigenze analitiche.

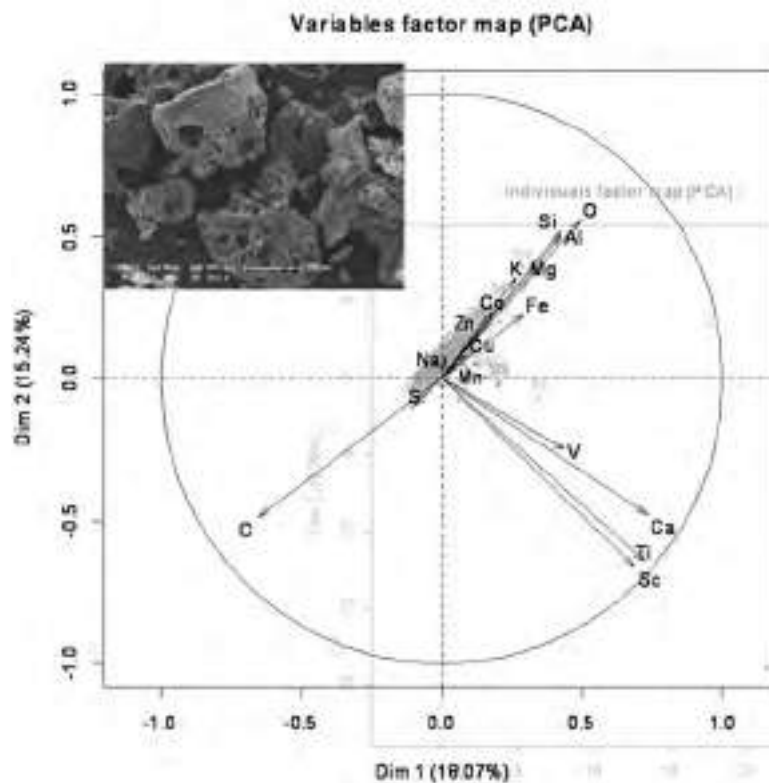
Figura 12 – Campo di misura, individuazione e numerazione delle particelle



A destra è mostrata una particella di morfologia particolare, a forma sferoide, che presenta cavità la cui formazione è attribuibile processi ad alte temperature.

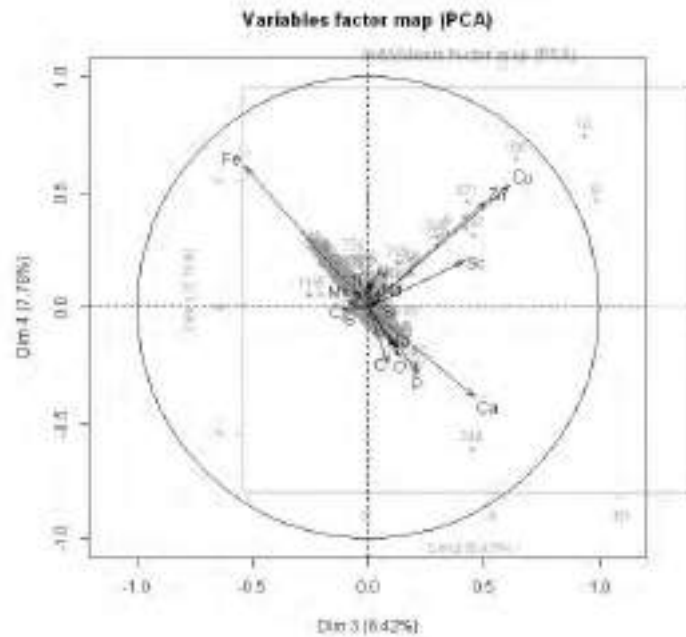
Le informazioni analitiche vengono quindi elaborate con tecniche di statistica multivariata (PCA – fig. 13 e 14 - e la *Hierarchical Cluster Analysis* all'occorrenza) (The R Project for Statistical Computing).

Figura 13 – PCA sulle prime 2 componenti principali del “campione non altoforno”



Nella PCA del “campione non altoforno” (fig. 13), sulle prime 2 componenti principali, la co-orientazione dei vettori corrispondenti alle variabili chimiche carbonio (C) e zolfo (S) suggerisce che i due elementi abbiano dinamiche variazionali condivise: essendo lo S un’impurità tipica del carbon fossile, la componente di particelle ricche in C nel campione è quindi interpretabile come carbon fossile/coke, e l’attribuzione è confermata dalla morfologia delle particelle (in alto a sinistra). Viceversa, il C appare anticorrelato al ferro (Fe), mettendo in evidenza l’antagonismo delle due sorgenti principali (C da cokeria, Fe da altoforno). Da notare come, tra le particelle ricche in C, si possa escludere la presenza di soot in quanto nel campione non sono state individuate le tipiche morfologie a catenella accresciute.

Figura 14 – PCA sulla III e IV componente principale del “campione non altoforno”



La PCA sulla III e IV componente principale del campione “altoforno”: il Fe anticorrelato con il calcio (Ca) evidenzia nuovamente la presenza di processi antagonisti: il Ca rientra infatti tra i fondenti nei processi di altoforno e quindi nella composizione della scoria (loppa) d’altoforno.

CONCLUSIONI

Per l’investigazione dell’impatto ambientale di diverse parti dell’impianto risulta fondamentale l’impiego di diversi piani di campionamento, matrici, analiti, tecniche analitiche e di *data analysis*. Un impiego corretto e razionale di tutti questi *tools* permette, oltre alla verifica del rispetto dei requisiti di legge (conformità delle concentrazioni ai limiti normativi), di stimare l’evoluzione quantitativa degli impatti (*trend* temporale; effetti stagionali), la loro caratterizzazione qualitativa (ricerca delle fonti prevalenti; impiego di rapporti caratteristici di letteratura o sito-specifici), la mappatura spaziale del fenomeno (“spazializzazione” del dato per interpolazione spaziale; analisi dei gradienti; “rose degli inquinanti”)

Bibliografia

ARPA FVG, *Qualità dell'aria della città di Trieste - anno 2013*.

ARPA FVG, *Qualità dell'aria della città di Trieste - anno 2014*.

A. M. Astel, L. Giorgini, A. Mistaro, I. Pellegrini, S. Cozzutto, P. Barbieri, *Urban BTEX Spatiotemporal Exposure Assessment by Chemometric Expertise*, *Water Air Soil Pollution* 224:1503 - DOI 10.1007/s11270-013-1503-7 (Springer) - anno 2013

A. Mistaro, *L'analisi multivariata nella caratterizzazione chimica del particolato atmosferico: approccio generale e risultati dei casi di studio in Friuli Venezia Giulia*. Bollettino degli esperti ambientali (BEA) (settembre 2018) N.3/2018 (Elpo Ed., Como) – anno 2018

A. Mistaro, A. Felluga, F. Moimas, A. Abatangelo, T. Asquini, R. Bruno, L. Celic, M. Guidarelli, A. Pastrello, A. Semec Bertocchi: *Chemical Characterization of Atmospheric Particulate Matter in Friuli Venezia Giulia (NE Italy) by Exploratory Data Analysis with Multisite and Multivariate Approach*. *Environmental Science and Pollution Research* 25(29):28808-28828 (Springer) - anno 2018

G. Mucci (relatore F. Moimas, correlatore A. Mistaro), *Inquinamento da benzene in atmosfera urbana: evoluzione del fenomeno e distribuzione nella città di Trieste*, tesi di laurea del C.d.L. interateneo in *Tecniche della Prevenzione nell'ambiente e nei luoghi di lavoro* – Università di Trieste, A.A. 2012-2013

F. Stel *Valutazione delle tendenze nelle deposizioni totali di Polveri e Benzo(a)pirene rilevate nei pressi dello stabilimento siderurgico di Servola*, a cura di M. Bellini, A. Felluga e A. Mistaro - anno 2017

The R Project for Statistical Computing <https://www.r-project.org/>

C. Verdicchio *Caratterizzazione chimico fisica del particolato atmosferico*, Università degli Studi di Pisa, <http://etd.adm.unipi.it/t/etd-09272004-202822/> - anno 2004

R. D. Willis, F. T. Blanchard, T. L. Conner *Guidelines for the Application of SEM/EDX Analytical Techniques to Particulate Matter Samples* EPA # 600/R-02/070 - anno 2002



VII Convegno Nazionale Agenti Fisici Stresa, 5-7 Giugno 2019

Con il patrocinio di:



**Istituto Superiore
di Sanità**