

LA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA EDIZIONE 2023

Delibera del Consiglio SNPA n. 232/24 del 31.01.2024





LA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA EDIZIONE 2023

Delibera del Consiglio SNPA n. 232/24 del 31.01.2024

REPORT AMBIENTALI SNPA | **40** 2024

ISBN 978-88-448-1207-2 | Roma, Marzo 2024

Il Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) è operativo dal 14 gennaio 2017, data di entrata in vigore della legge 28 giugno 2016, n. 132 di "Istituzione del Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente e disciplina dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale" (ISPRA). Il SNPA è composto dall'ISPRA, ente pubblico nazionale di ricerca che ne coordina le attività, e dalle agenzie per la protezione dell'ambiente delle Regioni e delle Province autonome di Trento e Bolzano. Attraverso la cooperazione a rete, il Sistema lavora per raggiungere prestazioni tecniche ambientali uniformi sull'intero territorio nazionale, a vantaggio della tutela dell'ambiente e a beneficio della popolazione, dell'attività delle imprese e del sistema pubblico in generale. Le prestazioni tecniche riguardano le attività ispettive e di controllo ambientale, il monitoraggio dello stato dell'ambiente, il controllo delle fonti e dei fattori di inquinamento, il supporto alle attività in campo ambientale dello Stato, delle Regioni e degli enti locali, la ricerca finalizzata a tali scopi nonché la raccolta, l'organizzazione e diffusione dei dati e delle informazioni ambientali che sono riferimenti ufficiali dell'attività di tutta la pubblica amministrazione. Il Sistema produce documenti tecnici quali Report ambientali SNPA, Linee guida SNPA, Pubblicazioni tecniche SNPA e pareri vincolanti in base alla legge. Organo deliberativo del Sistema è, ai sensi dell'art. 10 della legge n. 132/2016, il Consiglio del Sistema Nazionale, presieduto dal Presidente dell'ISPRA e composto dai rappresentanti legali delle agenzie e dal Direttore generale dell'Istituto. Le persone che agiscono per conto delle componenti del Sistema non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in queste pubblicazioni.

Citare questo documento come segue:

SNPA, La qualità dell'aria in Italia edizione 2023, Report ambientali SNPA, n.40/2024

La collana Report ambientali SNPA include raccolte sistematiche e periodiche di dati e/o informazioni ambientali, anche in chiave evolutiva, su tematiche di rilievo nazionale e per la diffusione al pubblico.

ISBN 978-88-448-1207-2

© Report ambientali SNPA, 40/2024

Riproduzione autorizzata citando la fonte.

Coordinamento della pubblicazione online:
Daria Mazzella – ISPRA

Copertina:
Alessia Marinelli – Ufficio Grafica ISPRA

Foto di copertina:
Emanuele Peschi - ISPRA

Marzo 2024

Riassunto

In Italia permangono situazioni di mancato rispetto dei limiti di legge nonostante il trend di riduzione osservato per alcuni inquinanti. Il report approfondisce i temi della caratterizzazione delle sorgenti, della modellistica atmosferica del controllo/assicurazione di qualità delle misure, delle evidenze emergenti sugli impatti sulla salute e delle misure nazionali di risanamento della qualità dell'aria.

Parole chiave: Qualità dell'aria, QA/QC, attribuzione delle sorgenti, salute, risanamento

Abstract

In Italy, situations of failure to comply with legal limits persist despite the reduction trend observed for some pollutants. The report delves into the themes of source characterization, atmospheric modeling, quality control/insurance of measures, emerging evidence on health impacts and national air quality restoration measures.

Keywords: Air quality, QA/QC, source apportionment, health, restoration

Autori

Capitolo 1: Stato e trend della qualità dell'aria in Italia

Giorgio Cattani, Mariacarmela Cusano, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Raffaella Gaddi, Alessandra Gaeta, Giuseppe Gandolfo, Gianluca Leone, Maria Antonietta Reatini - ISPRA

Capitolo 2: i risultati delle misure nelle stazioni speciali ex D.Lgs. 155/2010

Catia Balducci¹, Mariantonia Bencardino¹, Francesco D'Amore¹, Gianni Formenton², Guido Lanzani³, Cristina Leonardi¹, Massimo Marcheggiani⁴, Francesca Marcovecchio¹, Giorgio Siliprandi³

¹CNR-IIA

²ARPA Veneto

³ARPA Lombardia

⁴ARPA Marche

Capitolo 3: Monitoraggio di nuovi parametri nella proposta della futura direttiva

Arianna Trentini¹, Dimitri Bacco¹, Fabiana Scotto¹, Cristina Colombi², Patrizia Bianca Andreini³

¹ ARPAE Emilia-Romagna

²ARPA Lombardia

³ARPA Toscana

Capitolo 4: Source apportionment tramite modelli al recettore

Cristina Colombi¹, Eleonora Cuccia¹, Andrea Mistaro², Dimitri Bacco³, Fabiana Scotto³, Arianna Trentini³

¹ARPA Lombardia

²ARPA Friuli-Venezia Giulia

³ARPAE Emilia-Romagna

Capitolo 5: la modellistica della qualità dell'aria

Michele Stortini¹, Giovanni Bonafè², Loris Colombo³, Alberto Dalla Fontana⁴, Angela Morabito⁵, Stefano Bande⁶, Roberta De Maria⁶

¹ ARPAE Emilia-Romagna

²ARPA Friuli-Venezia Giulia

³ARPA Lombardia

⁴ARPA Veneto

⁵ARPA Puglia

⁶ARPA Piemonte

Capitolo 5.1: Il sistema operativo di previsione di qualità dell'aria kAIROS

Michele Stortini¹, Roberta Amorati¹, Lidia Bressan¹, Giorgio Veratti²

¹ ARPAE Emilia-Romagna

²Dipartimento di ingegneria, Università di Modena e Reggio Emilia

Capitolo 5.2: Il sistema modellistico per la previsione e la valutazione della qualità dell'aria della Regione Puglia: stato dell'arte e prospettive future

Angela Morabito¹, Francesca Intini¹, Ilenia Schipa¹, Annalisa Tanzarella¹, Vincenzo Campanaro¹, Nicolò Verardo², Daniela Barbero², Umberto Giuriato², Nicola Pepe², Gioacchino Vino³, Giacinto Donvito³

¹ARPA Puglia

²ARIANET

³INFN-BARI

Capitolo 5.3: Valutazioni modellistiche annuali del bacino padano nell'ambito del progetto LIFE Prepair

Stefano Bande¹, Michele Stortini², Roberta Amorati², Lidia Bressan², Giovanni Bonafè³, Luka Matavz⁴, Elisabetta Angelino⁵, Loris Colombo⁵, Giuseppe Fossati⁵, Giulia Malvestiti⁵, Alessandro Marongiu⁵, Alberto Dalla Fontana⁶, Barbara Intini⁶, Silvia Pillon⁶

¹ARPA Piemonte

²ARPAE Emilia-Romagna

³ARPA Friuli-Venezia Giulia

⁴ARSO Slovenia

⁵ARPA Lombardia

⁶ARPA Veneto

Capitolo 5.4. Il source apportionment modellistico a supporto della pianificazione sulla qualità dell'aria in Piemonte: dall'approccio brute force method a quello tagged species

Stefano Bande¹, Francesca Bissardella¹, Roberta De Maria¹, Stefania Ghigo¹, Nicola Pepe², Sandro Finardi², Giuseppe Calori²

¹ARPA Piemonte

²Arianet s.r.l

Capitolo 6: la metrologia nella valutazione della qualità dell'aria

Fabio Cadoni¹, Antonio Amoroso¹, Damiano Centioli¹, Diego Capobianco¹, Giada Marchegiani¹, Savino Curci², Marco Vecchiocattivi³

¹ISPR

²ARPA Lombardia

³ARPA Umbria

Capitolo 7: impatto sanitario dell'inquinamento atmosferico: le evidenze emergenti

Andrea Ranzi¹, Monica Vaccari¹, Ivano Iavarone², Carla Ancona³, Massimo Stafoggia³

¹ARPAE Emilia-Romagna

²Istituto Superiore di Sanità

³Dipartimento di Epidemiologia SSR Lazio / ASL Roma1

Capitolo 8: misure di risanamento della qualità dell'aria: interventi in corso a livello nazionale

Fabio Romeo¹

¹ISPRA/MASE

Capitolo 9: monitoraggio di inquinanti con tecniche non regolamentate

Damiano Centioli¹

¹ISPRA – Centro Nazionale per la Rete dei Laboratori – Laboratorio Nazionale di Riferimento per la qualità dell'aria

Capitolo 9.1: Interconfronto di smart sensor a Milano: una attività svolta tra soci IAS

Cristina Colombi¹, Rosario Cosenza¹, Francesco Ledda¹, Romeo Ferrari¹, Fabio Radrizzani¹, Marco Chiesa¹, Giovanni Cigolini¹, Daniela Cesari²

¹ARPA Lombardia

²ISAC-CNR Lecce

Capitolo 9.2: Esperienze di utilizzo dei sensori ottici per la valutazione del particolato in Veneto

Luca Zagolin¹, Silvia Rebeschini¹, Giovanna Marson¹

¹ARPA – Dipartimento Regionale Qualità dell'Ambiente - Unità Organizzativa Qualità Aria

Capitolo 9.3: Sperimentazione di tecnologie low cost per il monitoraggio della qualità dell'aria in ARPA Sicilia.

Anna Abita¹, Lucia Basiricò¹, Nicolò Tirone¹

¹ARPA Sicilia

Capitolo 9.4: Monitoraggio della qualità dell'aria attraverso una piattaforma di sensori low-cost

Alessandro Zaldei¹, Lorenzo Brilli¹, Federico Carotenuto¹, Alice Cavaliere¹, Beniamino Gioli¹, Giovanni Gualtieri¹, Tommaso Giordano¹, Simone Putzolu¹, Carolina Vagnoli¹

Bianca Patrizia Andreini², Dennis Dalle Mura², Roberto Fruzzetti²

¹Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per la Bioeconomia (CNR-IBE), Firenze.

²ARPA, Centro Regionale Tutela Qualità dell'Aria, Livorno.

Capitolo 9.5: Esperienze di monitoraggio con sensori smart in Emilia-Romagna

Stefano Marchesi¹, Stefano Zauli¹ e Silvia Ferrari¹

¹ARPAE Emilia-Romagna

Capitolo 10: casi di studio

Valutazione dell'impatto delle emissioni portuali sulla qualità dell'aria a Genova nell'ambito del Progetto INTERREG "Aer Nostrum"

Maria Chiara Bove¹, Monica Beggiato¹, Roberto Cresta¹, Andrea Bisignano¹, Paolo Prati², Francesca Salini¹, Federico Grasso¹

¹ ARPA Liguria

² Dipartimento di Fisica e INFN, Università di Genova

Applicazione di strumentazione non convenzionale ad alta risoluzione temporale per la valutazione dell'inquinamento nell'area portuale della città di Livorno

Collaveri Chiara¹, Andreini Bianca Patrizia¹, Bini Elisa¹, Borin Luca², Dini Fiammetta¹, Fortunato Stefano¹, Grossi Camilla², Rosato Marina¹, Sivieri Bianca¹

¹ ARPA Toscana

² Università degli studi di Pisa, Dipartimento Scienze della Terra

Campagna di approfondimento della composizione chimica del PM₁₀ nel distretto industriale lombardo dei mobilifici

Laura Carroccio¹, Eleonora Cuccia¹, Anna De Martini¹, Umberto Dal Santo¹, Cristina Colombi¹, Guido Lanzani¹

¹ARPA Lombardia

Campionamenti a elevata risoluzione spaziale per il source apportionment del PM₁₀ e la valutazione del potenziale ossidativo in un contesto urbano-industriale (Valle del Sacco, Regione Lazio)

Maria Agostina Frezzini¹, Silvia Canepari^{2,3}, Antonio Amoroso⁴, Alessandro Domenico Di Giosa¹, Luigi Martino¹, Caterina Tiraboschi³, Marcello Messi⁵, Maria Luisa Astolfi⁵, Cinzia Perrino³, Lorenzo Massimi^{2,3}

¹ARPA Lazio

²Dipartimento di Biologia Ambientale, Università degli Studi di Roma "La Sapienza"

³CNR-IIA, Istituto sull'Inquinamento Atmosferico del Consiglio Nazionale delle Ricerche

⁴ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

⁵Dipartimento di Chimica, Università degli Studi di Roma "La Sapienza"

Monitoraggio della qualità dell'aria sull'isola di Vulcano (ME)

Anna Abita¹, Riccardo Antero¹, Lucia Basiricò¹, Gino Beringheli¹, Antonina Lisa Gagliano¹, Rita Gulletta¹, Vitangelo Pampalone¹, Nicolò Tirone¹

¹ARPA Sicilia

Monitoraggio dell'acido solfidrico nell'area geotermica toscana

Alessandro Bagnoli¹, Ivano Gartner¹, Francesca Andreis¹, Dennis Dalle Mura¹, Roberto Fruzzetti¹, Bianca Patrizia Andreini¹

¹ARPA Toscana

Il progetto MAIA (Multi-Angle Imager for Aerosols) della Nasa per effettuare misurazioni da satellite delle proprietà degli aerosol atmosferici.

Vanes Poluzzi¹, Dimitri Bacco¹, Silvia Barberini²

¹ARPAE Emilia-Romagna

²ARPA Lazio

Dati di Osservazione della Terra e tecniche di AI per la misura della concentrazione di PM e esposizione a scala intra-urbana: il progetto APEMAIA (Assessment of PM Exposure at intra-urban scale in preparation of MAIA mission)

Maria Patrizia Adamo¹, Mariella Aquilino¹, Nicola Pirrone¹, Alfonso Monaco², Roberto Bellotti², Angela Morabito³, Francesca Intini³, Ilenia Schipa³, Annalisa Tanzarella³, Vincenzo Campanaro³, team di APEMAIA

¹CNR - IIA

²DIF - UNIBA

³ARPA Puglia

Monitoraggio della qualità dell'aria ambiente a Procida - Capitale della cultura 2022

10 febbraio 2022 – 15 maggio 2023

Giuseppe Onorati¹, Anna Ballirano¹, Adriano Amendola¹, Piero Cau¹, Domenico Farina¹, Paolo D'Auria¹, Cristina Calenda¹, Rocco De Pascale¹

ARPA Campania

Hanno fornito contributi i rappresentati del SNPA nella rete dei referenti sulla qualità dell'aria:

Giorgio Cattani, Fabio Cadoni, Gianluca Leone (ISPRA)
Sebastiano Bianco, Carlo Bellina (ARTA Abruzzo)
Achille Palma, Annamaria Crisci, Laura Bruno, Daniele Zasa (ARPA Basilicata)
Luca Verdi, Günther Kerschbaumer, Patrick Dalpiaz (ARPA Bolzano)
Caludia Tuoto, Pasquale Crea, Anna Maria Torchia (ARPAAL Calabria)
Piero Cau, Anna Ballirano, Paolo D'auria (ARPA Campania)
Vanes Poluzzi, Luca Torreggiani, Claudia Pironi, Michele Stortini (ARPAE Emilia-Romagna)
Marco Visintin (ARPA Friuli-Venezia Giulia)
Silvia Barberini, Andrea Bolignano, Stefano Listrani (ARPA Lazio)
Monica Beggiate, Roberto Cresta, Massimiliano Pescetto, Andrea Bisignano (ARPA Liguria)
Guido Lanzani, Anna Di Leo, Savino Curci, Colombo Loris (ARPA Lombardia)
Marco Salustri, Miriam Sileno (ARPA Marche)
Luigi Pierno (ARPA Molise)
Manuela Bernardi, Stefano Bande, Gabriella Ippolito (ARPA Piemonte)
Lorenzo Angiuli Valerio Rosito, Angela Morabito (ARPA Puglia)
Alessandro Serci (ARPA Sardegna)
Anna Abita, Lucia Basiricò, Nicolò Tirone, Antonina Lisa Gagliano (ARPA Sicilia)
Bianca Patrizia Andreini, Fiammetta Dini, Guglielmo Tanganelli (ARPA Toscana)
Gabriele Tonidandel (ARPA Trento)
Marco Pompei, Marco Vecchiocattivi (ARPA Umbria)
Devis Panont, Giordano Pession (ARPA Valle d'Aosta)
Giovanna Marson, Alessio De Bortoli, Alberto Dalla Fontana (ARPA Veneto)

Hanno contribuito inoltre Emanuele Peschi ed Ernesto Taurino (ISPRA) per il paragrafo sul trend emissivo.

Percorso istruttorio

Documento elaborato nell'ambito dell'articolazione istruttoria del Consiglio SNPA Rete tematica RR TEM 03 Qualità dell'aria, Linea di attività RR TEM 03-1 Valutazione e gestione della qualità dell'aria.

Documento condiviso con le Reti tematiche SNPA RR TEM 05 Odori, RR TEM 06 Emissioni in atmosfera, RR TEM 17 Reporting e indicatori e con l'Osservatorio 02 Comunicazione e informazione SNPA.

Documento condiviso con il Coordinamento Tecnico Operativo SNPA (CTO)

Documento adottato dal Consiglio SNPA, con Delibera del Consiglio SNPA n.232/24 del 31.01.2024.

Ringraziamenti

Si ringraziano:

il Presidente e il vice Presidente SNPA;

i Direttori Generali SNPA, per aver promosso e sostenuto questa attività;

l'Area di Presidenza SNPA, l'Area di Direzione SNPA, il Comitato Tecnico Operativo SNPA;

l'Osservatorio sulla comunicazione OSS 02;

la RRTEM 05 odori;

la RRTEM 06 emissioni in atmosfera;

la RRTEM 17 Reporting e indicatori.

I dati di qualità dell'aria che quotidianamente vengono prodotti e diffusi, sono utilizzati per le finalità previste dal D.Lgs. 155/2010 e s.m.i che comprendono l'informazione al pubblico, la predisposizione e pubblicazione di relazioni annuali, e la trasmissione alla Commissione Europea di dati e informazioni secondo le modalità definite dalla decisione di esecuzione della Commissione Europea 2011/850/EU. Questi dati e le loro elaborazioni sono poi utilizzati e diffusi su scala nazionale dal SNPA stesso con i report di sistema, dall'ISTAT, dall'EEA, da EUROSTAT, dall'OCSE, dall'OMS, dall'UNDESA, dalle associazioni ambientaliste e riprese e discusse dai media locali, nazionali ed internazionali.

I dati e le elaborazioni sono il frutto dell'impegno di un gran numero di persone che lavorano nelle varie articolazioni del SNPA che con la loro professionalità rendono possibile tutto questo.

Nella consapevolezza che anche questo rapporto è stato realizzato grazie a loro, desideriamo ringraziarle una ad una.

ARPA Basilicata – Achille Palma, Mariella Divietri, Laura Bruno, Anna Maria Crisci, Michele Lovallo, Giuseppe Barbarito, Valentina Sarli, Daniele Zasa.

Appa Bolzano – Beatrice Bondanelli, Günther Kerschbaumer, David Simoncello, Oswald Vigil e Claudio Zanella.

ARPA Calabria – Maria Anna Caravita, Emilio Centorrino, Pasquale Crea, Annalisa Morabito, Nicola Ocello, Serafina Oliverio, Domenico Vottari.

ARPA Campania – Giuseppe Onorati, Anna Ballirano, Adriano Amendola, Piero Cau, Domenico Farina, Paolo D'Auria, Cristina Calenda, Rocco De Pascale.

ARPA Friuli-Venezia Giulia – Edi Baiutti, Marco Bellini, Roberto Cao, Sandro D'Odorico, Lorenzo Fragiaco, Zvezdana Ignjatovic, Rossana Michelini, Alessandro Minigher, Flavio Moimas, Pasquale Palumbo, Arnold Pastrello, Alessandra Pillon, Angela Roman Rioni, Francesca Tassan Mazzocco, Arianna Tollo, Pierluigi Verardo, Marco Visintin, Gino Zampa.

ARPAE Emilia-Romagna – Fiorella Achilli, Chiara Agostini, Giacomo Agrillo, Andrea Aldrovandi, Roberta Amorati, Antonella Anceschi, Pietro Angelini, Dimitri Bacco, Sabina Bellodi, Michele Borsetti, Roberta Biserni, Enrica Canossa, Maria Antonia Cavuoto, Cinzia Para, Teresa Concari, Barbara Dellantonio, Silvia Ferrari, Daniele Foscoli, Francesca Frigo, Giancarlo Pinto, Paola Leuci, Francesca Liguori, Patrizia Luciali, Simona Maccaferri, Claudio Maccone, Luca Malaguti, Elena Manzini, Gloria Maresi, Samuele Marinello, Tiziana Melfi, Maria Rita Mingozzi, Enzo Motta, Francesca Novelli, Claudia Pironi, Maurizio Poli, Silvia Sandrini, Fabiana Scotto, Antonella Sterni, Michele Stortini, Luca Torreggiani, Marco Tosi, Marco Trepiccione, Arianna Trentini, Pamela Ugolini, Deborah Valbonetti, Roberto Vecchione, Paolo Veronesi, Cristina Volta, Beatrice Zani.

ARPA Lazio – Fabio Barbini, Battista Bellusci, Stefano Bolognesi, Pierfrancesco Briotti, Marilena Caldarella, Cesarella Colonna, Sesto Damizia, Pierantonio Di Legge, Giorgio Evangelisti, Massimo Enrico Ferrario, Cinzia Gatta, Giuseppe Grimaldi, Stefano Listrani, Arianna Marinelli, Luigi Martino, Matteo Morelli, Veronica Neri, Donatella Occhiuto, Marika Ricci, Loredana Rinaldi, Manuela Riva, Marzia Trenta, Fabio Vantaggio, Angelo Zonetti.

ARPA Liguria - Monica Beggiate, Andrea Bisignano, Maria Chiara Bove, Roberto Cresta, Gianfranco Fortunato, Marcello Foti, Daniele Franceschini, Massimo Giannotti, Andrea Giordano, Federico Grasso, Stefano Lottici, Federico Manni, Massimiliano Pescetto, Valerio Stabielli, Sandro Tuvo, Bianca Vallarino.

ARPA Lombardia – Nadia Bardizza, Saverio Bergamelli, Arnaldo Bessi, Enrico Bicelli, Beatrice Biffi, Francesco Bonisoli, Laura Carroccio, Paola Carli, Marco Chiesa, Giovanni Cigolini, Cristina Colombi, Lorenza Corbella, Lucio Corrente, Rosario Cosenza, Eleonora Cuccia, Umberto dal Santo, Marco Dal Zotto, Anna De Martini, Giuseppe De Stefani, Romeo Ferrari, Mariolina Franciosa, Laura La Gaccia, Francesco Ledda, Lorenzo Mari, Emma Micheli, Gloria Mognaschi, Fabio Radrizzani, Antonio Rosina, Giorgio Siliprandi, Luca Vergani.

ARPA Marche – Marco Salustri, Federica Marconi, Miriam Sileno.

ARPA Molise – Roberta Capati, Michela Ciccone, Vincenzo Di Iulio, Giovanni Guglielmi, Antonello Mastromonaco, Ernesto Piacenti, Michela Presutti, Bernardino Principi, Egidio Nicola Risi.

ARPA Piemonte – Roberto Almasio, Loretta Badan, Stefano Bande, Evelina Ballato, Luisella Bardi, Manuela Bernardi, Francesca Bissardella, Silvio Bo, Enrico Bonansea, Patrizia Bongiovanni, Adriano Brusco, Elisa Calderaro, Cinzia Cascone, Diego Colla, Roberta De Maria, Mario Fassi, Marco Fontana, Flora Garofalo, Lorenzo Giordano, Stefania Ghigo, Antonello Iovino, Gabriella Ippolito, Libanoro Federica, Cristina Littera, Salvatore Magri, Marilena Maringo, Sara Martini, Laura Milizia, Paola Molineri, Roberta Nicolini, Donatella Pasuello, Cristina Otta, Luca Pascucci, Roberta Pastorello, Francesco Pitasi, Ivo Riccardi, Francesco Romeo, Daniela Rossi, Milena Sacco, Fabio Santoro, Luca Sartoris, Roberto Sergi, Elena Scagliotti, Anna Maria Scibelli, Marco Tosco.

ARPA Puglia – Pietro Caprioli, Daniele Cornacchia, Paolo Dambruoso, Francesca Intini, Maria Mantovan, Fiorella Mazzone, Angela Morabito, Alessandra Nocioni, Andrea Pinto, Gaetano Saracino, Ilenia Schipa, Annalisa Tanzarella, Livia Trizio.

ARPA Sardegna - Alessandro Serci, Viviana Sirigu

ARPA Sicilia – Rossana Agazzani, Rosalia Alagna, Riccardo Antero, Claudio Armetta, Giuseppe Ballarino, Lucia Basicò, Gino Beringheli, Giuseppe Burgio, Vito Cammarata, Marcello Cappellino, Pasquale Collura, Massimo Corsaro, Lidia De Domenico, Alessio Di Blasi, Rosario Dioguardi, Gaetano D'Oca, Daniele Fazio, Michele Fiore,

Francesco Furia, Antonina Lisa Gagliano, Vittoria Giudice, Rita Maria Gulletta, Danilo Lagona, Mariella Liali, Giuseppe Lorenzano, Alfredo Lucarelli, Giuseppe Marchisello, Salvatore Messina, Vitangelo Pampalone, Dora Profeta, Carmelo Raimondi, Ciro Ribaudò, Giovanni Sapienza, Nicolò Tirone.

ARPA Toscana – Marco Bazzani, Elisa Bini, Luca Borin, Tiziana Ceconi, Chiara Collaveri, Dennis Dalle Mura, Stefano Fortunato, Roberto Fruzzetti, Camilla Grossi, Alessandra Lazzarelli, David Magliacani, Marina Rosato, Bianca Sivieri, Marco Stefanelli.

Appa Trento – Elisa Malloci, Valentina Miotto, Selene Cattani.

ARPA Umbria – Paolo Stranieri, Mirco Areni, Emanuele Bubù, Giancarlo Caiello, Mara Galletti, Marco Vecchiocattivi.

ARPA Valle d'Aosta – Manuela Zublena, Marco Pignet, Stefano Drigo, Alessandra Brunier, Michela Alessio, Giuliana Lupato, Andrea Zanella.

ARPA Veneto – Andrea Celadon, Veronica Di Pace, Cristina Candia, Silvia Rebeschini, Paola Baldan, Roberta Millini, Angelo Merlo, Enzo Buscema, Pietro Barazza, Andrea Salomoni, Simona De Zolt, Enzo Tarabotti, Consuelo Zemello, Mauro Zulianello, Damiano Dallan, Claudia Iuzzolino, Alessandro Mattiello, Massimo Simionato, Ermes Zanella, Silvia Pistollato, Luca Zagolin, Alessio De Bortoli, Michela Pegoraro, Enrico Cosma, Elena Innocente.

Coordinamento editoriale del documento

Giorgio Cattani (ISPRA)

SOMMARIO

PREMESSA.....	17
SINTESI.....	18
INTRODUZIONE	24
1. STATO E TREND DELLA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA	26
1.1. Il quadro emissivo	27
1.2. Il quadro meteo-climatico	31
1.3. Materiale particolato PM ₁₀	32
1.4. Materiale particolato PM _{2,5}	36
1.5. Biossido di azoto NO ₂	40
1.6. Benzene e altri inquinanti gassosi (CO, SO ₂).....	44
1.7. Ozono O ₃	45
1.8. Benzo(a)pirene	49
1.9. Metalli e semi-metalli (arsenico, cadmio, nichel e piombo)	51
Bibliografia.....	52
2. I RISULTATI DELLE MISURE NELLE STAZIONI SPECIALI EX D.LGS. 155/2010	53
2.1. Monitoraggio degli IPA	54
2.2. Speciazione chimica del particolato	59
2.3. Monitoraggio del mercurio	63
2.4. Monitoraggio dei precursori dell'ozono	67
2.5. Monitoraggio delle deposizioni	67
2.6. Conclusioni	68
Bibliografia.....	70
3. MONITORAGGIO DI NUOVI PARAMETRI NELLA PROPOSTA DELLA FUTURA DIRETTIVA .	72
3.1. Prefazione	72
3.2. Parametri	73
<i>Ammoniaca (NH₃)</i>	73
<i>Frazione carboniosa (BC/EC)</i>	75
<i>Composizione chimica del particolato</i>	79
<i>Il potenziale ossidativo del particolato</i>	83
3.3. Altri parametri	85
<i>Acido solfidrico</i>	85

3.4. Alcuni esempi di utilizzo	86
<i>Analisi dell'andamento della frazione carboniosa per effetto delle restrizioni a seguito della pandemia da Covid19 - esempi tratti dal progetto Pulviris</i>	86
<i>Analisi della concentrazione di ammoniaca in alcuni siti</i>	89
<i>Analisi degli eventi di nucleazione</i>	93
Bibliografia	97
4. SOURCE APPORTIONMENT TRAMITE MODELLI AL RECETTORE.....	100
4.1. Introduzione.....	100
4.2. Modelli al recettore	101
4.3. Analisi delle Componenti Principali (PCA)	103
4.4. Chemical Mass Balance (CMB).....	104
4.5. Positive Matrix Factorization (PMF)	107
4.6. Esempi pratici	108
<i>Analisi delle componenti principali (PCA): esempi di output</i>	108
<i>Chemical Mass Balance (CMB): i profili di sorgente locali</i>	110
<i>L'esperienza del progetto Prepair: l'analisi PMF applicata a 5 siti in pianura padana</i>	113
Bibliografia.....	117
5. LA MODELLISTICA DELLA QUALITÀ DELL'ARIA	119
5.1. Introduzione.....	119
5.2. Stato della modellistica a scala nazionale e regionale	120
5.3. Esperienze di modellistica locale.....	122
5.4. Nuove sfide	123
5.5. Il sistema operativo di previsione di qualità dell'aria KAIROS	124
5.6. Il sistema modellistico per la previsione e la valutazione della qualità dell'aria della Regione Puglia: stato dell'arte e prospettive future	131
5.7. Valutazioni modellistiche annuali del bacino padano nell'ambito del progetto LIFE Prepair	140
5.8. Il source apportionment modellistico a supporto della pianificazione sulla qualità dell'aria in Piemonte: dall'approccio <i>brute force method</i> a quello <i>tagged species</i>	145
6. LA METROLOGIA NELLA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA	153
6.1. Introduzione.....	153
6.2. Cenni di metrologia	154
6.3. Metrologia e reti di misura	156

<i>Dall'incertezza della taratura all'incertezza della misura in campo</i>	157
<i>Attività di confronto interlaboratorio internazionali e nazionali (ISPRA)</i>	161
<i>Attività di taratura delle ARPA previste dalla normativa, esempio dei laboratori accreditati</i>	164
<i>Protocolli di misura per le reti di monitoraggio</i>	165
6.4. Sviluppi futuri.....	166
Bibliografia.....	168
7. IMPATTO SANITARIO DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO: LE EVIDENZE EMERGENTI	171
7.1. Introduzione.....	171
7.2. Gli effetti tossicologici degli inquinanti atmosferici	171
7.3. Le nuove linee AQG-OMS: evidenze e indicazioni per la ricerca.....	174
7.4. Effetti sanitari dell'esposizione a basse concentrazioni: il progetto ELAPSE.....	177
<i>I dati sanitari</i>	177
<i>I modelli di esposizione</i>	178
<i>I metodi statistici</i>	179
<i>I principali risultati</i>	179
7.5. Inquinamento e COVID-19: il progetto EpiCovAir	182
7.6. Inquinamento atmosferico e incidenza di patologie: una revisione nell'ambito del progetto EMAPEC dell'Organizzazione Mondiale della Sanità	189
Bibliografia.....	193
8. MISURE DI RISANAMENTO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA: INTERVENTI IN CORSO A LIVELLO NAZIONALE	197
8.1. Introduzione.....	197
8.2. Iniziative nazionali	198
8.3. Programma nazionale di controllo dell'inquinamento atmosferico	198
8.4. Accordi di programma	200
8.5. Protocollo di Torino	201
8.6. Programmi di finanziamento.....	203
<i>Programma di finanziamenti interventi per il miglioramento della qualità dell'aria nelle Regioni del bacino padano – D.L 14 agosto 2020, n. 104</i>	204
Bibliografia.....	206
9. MONITORAGGIO DI INQUINANTI CON TECNICHE NON REGOLAMENTATE	208

9.1. Introduzione.....	208
9.2. I sensori a basso costo per il monitoraggio della qualità dell'aria.....	209
9.3. Tipologie di sensori LCS e loro caratteristiche	211
9.4. Trattamento dati e taratura.....	212
9.5. Valutazione delle performance dei LCS	213
9.6. Standardizzazione dei protocolli di verifica dei LCS.....	214
9.7. Esempi di confronti non standardizzati.....	216
9.8. Interconfronto di smart sensor a Milano: una attività svolta tra soci IAS.....	218
9.9. Esperienze di utilizzo dei sensori ottici per la valutazione del particolato in Veneto	225
9.10. Sperimentazione di tecnologie low cost per il monitoraggio della qualità dell'aria in ARPA Sicilia.....	231
9.11. Monitoraggio della qualità dell'aria attraverso una piattaforma di sensori <i>low-cost</i>	235
9.12. Esperienze di monitoraggio con sensori <i>smart</i> in Emilia-Romagna	239
10. CASI DI STUDIO	244
10.1. Valutazione dell'impatto delle emissioni portuali sulla qualità dell'aria a Genova nell'ambito del Progetto INTERREG "Aer Nostrum"	244
10.2. Applicazione di strumentazione non convenzionale ad alta risoluzione temporale per la valutazione dell'inquinamento nell'area portuale della città di Livorno	251
10.3. Campagna di approfondimento della composizione chimica del PM ₁₀ nel distretto industriale lombardo dei mobilifici	261
10.4. Campionamenti a elevata risoluzione spaziale per il <i>source apportionment</i> del PM ₁₀ e la valutazione del potenziale ossidativo in un contesto urbano-industriale (Valle del Sacco, Regione Lazio).....	269
10.5. Monitoraggio della qualità dell'aria sull'isola di Vulcano (ME)	280
10.6. Monitoraggio dell'acido solfidrico nell'area geotermica toscana	290
10.7. Il progetto MAIA (Multi-Angle Imager for Aerosols) della Nasa per effettuare misurazioni da satellite delle proprietà degli aerosol atmosferici.....	294
10.8. Dati di Osservazione della Terra e tecniche di AI per la misura della concentrazione di PM e esposizione a scala intra-urbana: il progetto APEMAIA (Assessment of PM Exposure at intra-urban scale in preparation of MAIA mission)	296

10.9. Monitoraggio della qualità dell'aria ambiente a Procida - Capitale della cultura 2022. 10
febbraio 2022 – 15 maggio 2023.....298

PREMESSA

Il Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente, oltre a supportare il Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica nel coordinamento nazionale delle attività di valutazione e della gestione della qualità dell'aria, rilascia le statistiche ufficiali a livello nazionale sui livelli degli inquinanti dell'aria e informa i cittadini dei valori delle concentrazioni rilevati e delle tendenze in atto del fenomeno.

Il SNPA inoltre, sulla base della sua Legge istitutiva (Legge 28 giugno 2016, n. 132 "Istituzione del Sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente e disciplina dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale") concorre al perseguimento dei livelli omogenei di tutela ambientale in Italia, garantendo per tutto il territorio nazionale livelli essenziali di prestazioni tecniche ambientali (i così detti LEPTA) tra i quali ricadono anche le attività di monitoraggio della qualità dell'aria.

Il Rapporto nazionale sulla qualità dell'aria, alla sua seconda edizione, vuole rappresentare un momento di approfondimento sui temi che riguardano la valutazione e la gestione della qualità dell'aria, che sappiamo essere uno dei più rilevanti temi ambientali all'attenzione delle istituzioni italiane, tenuto conto degli importanti riflessi sulla salute pubblica e delle ricadute sulla sfera sociale ed economica.

Questo secondo Rapporto, previsto e pianificato dal Piano triennale delle attività 2021-2023 del Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente, viene pubblicato in un momento di importante evoluzione nell'approccio alla valutazione e gestione della qualità dell'aria in Europa.

A settembre 2022 è stata pubblicata la proposta di nuova direttiva sulla qualità dell'aria e il negoziato con gli stati Membri, il Consiglio e il Parlamento è attualmente in corso per pervenire alla stesura definitiva, che rappresenta un tassello fondamentale nel percorso avviato nel 2013 con il programma "Aria pulita per l'Europa". Questo aveva già anticipato la necessità di fissare nuovi obiettivi per il 2020 e il 2030, mantenendo ferma la necessità di conseguire in tutta l'Unione la piena conformità con le norme di qualità dell'aria già vigenti il più presto possibile.

Nel dicembre 2019, nell'ambito del Green Deal europeo, la Commissione ha confermato l'impegno a migliorare ulteriormente la qualità dell'aria e ad allineare maggiormente gli standard di qualità dell'aria dell'UE alle raccomandazioni dell'Organizzazione mondiale della sanità (OMS), anch'esse recentemente aggiornate.

L'ambizione della proposta di Direttiva è quella di contribuire alla realizzazione del piano d'azione per l'inquinamento zero: ridurre entro il 2050 l'inquinamento atmosferico a livelli non più considerati dannosi per la salute umana e gli ecosistemi naturali.

Con questo Rapporto, che copre il periodo 2013 – 2022, il SNPA vuole continuare a contribuire fornendo elementi di discussione e approfondimenti tecnici che con cadenza regolare diano conto dello stato e delle dinamiche dell'inquinamento atmosferico nel nostro Paese, dei progressi nelle azioni di risanamento e nelle conoscenze scientifiche sul tema.

SINTESI

Nel primo capitolo: **stato e trend della qualità dell'aria**, viene dato un quadro del trend emissivo, oltre che del trend delle concentrazioni riferito al decennio 2013 – 2022 attraverso l'analisi dei dati delle reti di monitoraggio previste dall'art 4 e 5 del D.Lgs. 155/2010, e viene analizzata la complessa relazione tra i livelli di inquinamento atmosferico e le peculiarità orografiche e climatiche del nostro territorio. Nel 2022 i valori limite annuali del PM₁₀ (40 µg/m³) e del PM_{2,5} (25 µg/m³) sono rispettati su quasi tutto il territorio nazionale (rispettivamente nel 99,6% e 98,7% dei punti di misura), con pochissime localizzate eccezioni.

Nell'80% delle stazioni è rispettato anche il valore limite giornaliero del PM₁₀ (50 µg/m³ per la media giornaliera da non superare per più di 35 giorni in un anno), tuttavia si registrano superamenti diffusi in molte zone del paese: quasi tutto il bacino padano, gli agglomerati di Roma e Napoli-Caserta, la zona della Valle del Sacco (in provincia di Frosinone), la zona della Piana Lucchese e della pianura Venafrana (in provincia di Isernia), in Puglia, in provincia di Brindisi e nella zona Aree Industriali in Sicilia.

Anche il valore limite annuale del biossido di azoto è rispettato nella larga maggioranza delle stazioni di monitoraggio (98%), sebbene sia da registrare il superamento in un numero limitato di stazioni, localizzate in grandi aree urbane in prossimità di importanti arterie stradali: Torino, Milano, Bergamo, Genova, Firenze, Roma, Napoli, Catania e Palermo. Il valore limite orario è invece rispettato ovunque. I livelli di concentrazione di ozono continuano in larga parte del paese a non rispettare gli obiettivi previsti dalla legge (solo l'11,3% delle stazioni rispetta l'obiettivo a lungo termine, pari a 120 µg/m³ come valore più alto della media mobile giornaliera su otto ore); a causa delle condizioni meteorologiche estive, con condizioni di caldo estremo e assenza di precipitazioni che hanno caratterizzato l'estate 2022, sono stati registrati anche diffusi superamenti della soglia di informazione (180 µg/m³ per la media oraria) prevista a tutela della popolazione dall'esposizione acuta.

Per PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ e O₃ la distanza dai valori guida dell'OMS (aggiornati nel 2021 e molto più bassi rispetto ai valori limite attualmente vigenti) dei livelli registrati nel 2022, è piuttosto ampia nella larga maggioranza dei punti di misura: ad esempio il valore di riferimento OMS annuale (5 µg/m³) del PM_{2,5} è stato superato in 298 stazioni su 299 (99,7% dei casi); l'interim target 4 annuale (10 µg/m³) è stato superato in 240 stazioni su 299 (80% dei casi).

Il 26 ottobre 2022, la Commissione europea ha pubblicato una proposta di aggiornamento della normativa vigente sulla qualità dell'aria; la nuova direttiva raggrupperebbe in un unico testo le disposizioni attualmente contenute nelle direttive 2008/50/CE e 2004/107/CE e aggiornerebbe alcuni contenuti, relativi sia alla valutazione della qualità dell'aria sia al livello di ambizione, per tenere conto dell'aggiornamento delle Linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità.

Per quanto riguarda l'andamento tendenziale, si registra una sostanziale stabilità dei livelli di PM₁₀ e PM_{2,5} rispetto a quanto osservato negli ultimi 3-4 anni, con valori in alcuni casi mediamente più alti nel 2022 a causa di un primo trimestre dell'anno particolarmente sfavorevole da un punto di vista meteorologico, con frequenti e intensi periodi di stagnazione atmosferica (alta pressione livellata, assenza di precipitazioni, vento molto debole o assente).

Su un orizzonte temporale più ampio, l'analisi statistica dei trend corretti per la stagionalità sul periodo 2013-2022, mostra una riduzione marcata e progressiva per il biossido di azoto, estesa alla maggior parte delle stazioni, e una riduzione significativa del PM_{2,5} nella maggioranza dei punti di misura. Per

quanto riguarda il PM₁₀ non è possibile individuare un trend statisticamente significativo nel 48% dei casi (221 stazioni di monitoraggio su 462) mentre si osserva un trend decrescente statisticamente significativo nel 45% dei casi (208 stazioni di monitoraggio su 462). Anche nel caso dell'ozono non è possibile individuare un trend statisticamente significativo nella maggioranza delle stazioni (42%) ma si evidenzia un trend crescente in una quota non trascurabile di punti di misura (37%).

Il capitolo 2: ***i risultati delle misure nelle stazioni speciali ex D.Lgs.155/2010*** illustra l'analisi dei primi tre anni di dati prodotti nell'ambito dell'Accordo di collaborazione stipulato in attuazione del D.Lgs.155/2010 tra il Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, l'Istituto sull'Inquinamento Atmosferico del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR-IIA), l'Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile (ENEA) e l'Istituto Superiore di Sanità (ISS). I risultati confermano alcune informazioni generali ben note sulle caratteristiche dell'inquinamento atmosferico sul territorio nazionale. La variabilità dei risultati è legata, in primo luogo, alla distribuzione geografica dei siti "speciali", evidenziando ancora una volta la presenza di concentrazioni generalmente più elevate nelle aree del Bacino padano, in cui minore è la dispersione degli inquinanti per via delle caratteristiche orografiche e meteorologiche di quelle zone. Tali condizioni influenzano anche la variabilità stagionale delle concentrazioni, che in molti casi confermano le informazioni sulle sorgenti emissive più rilevanti nelle diverse aree in cui è stato svolto il monitoraggio.

La considerazione più importante che emerge, in prossimità della conclusione dell'Accordo sulle Reti speciali, è la complessità dell'organizzazione e gestione di una rete nazionale di monitoraggio, che vede coinvolti diversi attori con diversi ruoli.

La proposta di revisione delle direttive Europee in discussione prevede la prosecuzione del monitoraggio dei parametri "speciali" che, anzi, dovrà essere integrato con parametri aggiuntivi da valutare in alcuni "supersiti" di monitoraggio. Per approfondire le conoscenze sul fenomeno inquinamento atmosferico, in alcuni siti dovrebbero essere valutati anche il black carbon, le particelle ultrafini, il levoglucosano e il potere ossidativo del particolato; ove utile, anche l'ammoniaca e l'acido nitrico.

C'è una volontà condivisa di arricchire le reti di monitoraggio e di disporre di informazioni più dettagliate sulla qualità dell'aria, utili a determinarne meglio la natura e a definire strategie di riduzione dell'inquinamento più efficaci.

Il capitolo 3: ***monitoraggio di nuovi parametri nella proposta della futura direttiva*** vuole dare una panoramica, seppur non esaustiva, delle informazioni disponibili ad oggi nel territorio nazionale sulle misure di diversi parametri non normati tra cui anche quelli proposti dalla CE, concentrandosi sulle misure continue attualmente presenti e di esempi su come queste misure possano dare supporto alla rete istituzionale di qualità dell'aria. Già da diversi anni molte agenzie regionali per l'ambiente hanno implementato nel tempo, all'interno della propria rete di qualità dell'aria, misure integrative sia per singole campagne di misura che come misure fisse. Il monitoraggio riguarda l'ammoniaca gassosa, la frazione carboniosa del particolato (black carbon/elemental carbon), le particelle ultrafini, la caratterizzazione chimico-fisica del particolato, la misura di acido solfidrico, metano, idrocarburi non metanici, ulteriori idrocarburi policiclici aromatici, la concentrazione di massa del particolato con diametro aerodinamico inferiore o uguale a 1 µm (PM₁), la concentrazione in numero e in massa di particelle non ultrafini con strumenti ottici (OPC), la formaldeide e il mercurio.

Di particolare interesse sono le esperienze di stima, riportate nel capitolo, del potenziale ossidativo (OP) del PM, come parametro che descrive la capacità dei componenti del particolato di esaurire gli antiossidanti in vitro e generare specie reattive dell'ossigeno (ROS) e dell'azoto (RNS). L'interesse per la valutazione dell'OP nasce dalla considerazione che la generazione non controllata di queste specie reattive porta ad una catena di reazioni che generano radicali liberi come sotto-prodotti e alla saturazione del sistema fisiologico di difesa. Il superamento della massima capacità adattativa cellulare porta alla perturbazione dell'equilibrio e, di conseguenza, ad uno stato di stress ossidativo, che è strettamente legato allo stabilirsi di un processo infiammatorio che sembra precedere l'effetto avverso. L'instaurarsi di un microambiente infiammatorio può favorire le condizioni che predispongono all'insorgenza di patologie o all'aggravamento di condizioni patologiche preesistenti.

Il capitolo 4: **source apportionment tramite modelli al recettore** descrive l'impegno del SNPA nell'accrescere e approfondire la conoscenza sulla speciazione chimica del particolato e sull'analisi delle sorgenti di inquinamento, che assume un'importanza ancor più rilevante considerando il Proposal della Comunità Europea. Il contributo nasce dall'esperienza maturata dagli autori nell'organizzazione delle 6 edizioni nazionali delle Giornate di Studio sulla caratterizzazione chimica del particolato atmosferico (<https://www.snambiente.it/snpa/giornate-di-studio-sulla-caratterizzazione-chimica-del-particolato/>). Queste Giornate, ideate inizialmente a seguito del desiderio di confrontare le proprie esperienze regionali con quelle delle altre Agenzie, sono divenute negli anni un appuntamento fisso per le Agenzie Regionali italiane, contribuendo in questo modo a una crescita sia della propria Agenzia sia a livello delle competenze professionali personali.

L'obiettivo di questo documento è riassumere i fondamenti teorici proposti nelle sessioni formative delle Giornate quale base per la definizione di Source Apportionment, riportando qualche esempio specifico di applicazione utile all'individuazione di impatti di specifiche sorgenti.

Il capitolo 5 tratta della **modellistica per la qualità dell'aria**. L'utilizzo di modelli matematici per la previsione e la valutazione della qualità dell'aria riveste un importante ruolo per diverse ragioni. In primo luogo, fornisce uno strumento predittivo che consente di valutare gli effetti a lungo termine delle attività antropiche sull'aria che respiriamo. In secondo luogo, la modellistica permette di esplorare scenari alternativi e valutare l'efficacia di misure di controllo dell'inquinamento prima della loro implementazione pratica. Infine, contribuisce alla comprensione delle complesse interazioni tra gli inquinanti, il clima e l'ecosistema.

Il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente sul tema della qualità dell'aria ha istituito una linea di attività specifica dedicata alla modellistica. Si tratta dunque di un gruppo di coordinamento che coinvolge ricercatori di ISPRA e tecnici delle ARPA e APPA. L'obiettivo è promuovere l'aggiornamento costante, la condivisione di buone pratiche, il confronto, l'armonizzazione dei metodi nell'uso dei modelli, anche in particolare per la valutazione dei casi di mancato rispetto degli obiettivi ambientali ex D.Lgs 155/2010. Mantenere e migliorare il presidio delle attività riconducibili alle prestazioni modellistiche della qualità dell'aria rientra infatti tra le attività prioritarie per il SNPA.

Il sistema modellistico kAIROS, sviluppato e costantemente mantenuto da ARPAE-SIMC (Stortini et al., 2020), fornisce giornalmente analisi e previsioni a tre giorni dei principali inquinanti indicati dalla legislazione europea, tra cui NO₂, O₃ e particolato PM₁₀ e PM_{2,5}, inclusa la componente dust con diametro equivalente inferiore a 10 µm. Le mappe al suolo di questi inquinanti vengono rese disponibili

e quotidianamente pubblicate tramite la piattaforma di qualità dell'aria messa a disposizione da ISPRA (<https://www.snpambiente.it/prodotti/previsioni-qualita-dellaria-in-italia/>). Inoltre, i campi tridimensionali delle concentrazioni prodotte da kAIROS vengono operativamente impiegati come condizioni al contorno da alcune agenzie ambientali per le rispettive catene modellistiche regionali e sovraregionali. Diverse Regioni nel corso degli anni hanno via via implementato complesse catene modellistiche che forniscono alla popolazione, come previsto all'art. 18 e all'allegato XVI del D. Lgs 155/2010, dati e informazioni relative all'evoluzione dei fenomeni di inquinamento, completando l'informazione puntuale fornita dalle reti di monitoraggio della qualità dell'aria. Sono riportati nel capitolo degli interessanti esempi applicativi: il sistema modellistico per la previsione e la valutazione della qualità dell'aria della Regione Puglia; le valutazioni modellistiche annuali del bacino padano nell'ambito del progetto LIFE Prepair; il source apportionment modellistico a supporto della pianificazione sulla qualità dell'aria in Piemonte.

Il capitolo 6: **la metrologia nella valutazione della qualità dell'aria**, tratta un altro tema fondamentale quello della scienza della misura applicata al caso appunto della valutazione della qualità dell'aria.

Uno dei compiti del Sistema Nazionale Protezione Ambientale è quello di standardizzare e armonizzare tutti i processi di assicurazione e controllo di qualità (QA/QC) che devono essere eseguiti nelle numerose stazioni di monitoraggio installate nella rete di misura della qualità dell'aria.

Tale armonizzazione è necessaria in tutto il territorio italiano per assicurare, come riportato nell'Art. 1 del D.Lgs. 155/2010, che il sistema di valutazione e gestione della qualità dell'aria rispetti ovunque standard qualitativi elevati ed omogenei al fine di assicurare un approccio uniforme su tutto il territorio nazionale considerato che le reti di misura sono soggette al controllo e alla gestione pubblica assicurato dalle Regioni/Province autonome o su delega dalle Agenzie Regionali (o Provinciali) per la Protezione dell'Ambiente.

I protocolli armonizzati di QA/QC sono necessari al fine di assicurare l'accuratezza delle misurazioni e la qualità e comparabilità a livello nazionale dei dati di monitoraggio della qualità dell'aria. Nel corso degli anni, sono state pubblicate norme e linee guida sull'argomento, insieme alla letteratura più specifica sui singoli standard.

Nel capitolo sono descritte le attività di confronto interlaboratorio internazionali e nazionali condotte da ISPRA quale laboratorio nazionale di riferimento per la qualità dell'aria; gli interconfronti organizzati da ISPRA per le ARPA/APPA sulle misure di PM₁₀ e PM_{2,5} e sulle misure di concentrazione degli inquinanti gassosi fin dal 2010; i confronti interlaboratorio organizzati dal Laboratorio di riferimento europeo JRC-ERLAP del Centro di ricerca comunitario presso il Comune di Ispra (VA) per la rete AQUILA; le attività di taratura delle ARPA previste dalla normativa, con gli esempi dei laboratori accreditati; i protocolli di misura per le reti di monitoraggio.

Il capitolo 7: **impatto sanitario dell'inquinamento atmosferico: le evidenze emergenti** descrive in primis gli avanzamenti della conoscenza scientifica sugli effetti tossicologici degli inquinanti atmosferici; riassume poi i contenuti dell'aggiornamento delle Linee Guida sulla qualità dell'aria (Air Quality Guidelines – AQG; OMS, 2021): la qualità e quantità di studi che documentano l'influenza negativa dell'inquinamento atmosferico sulla salute sono considerevolmente aumentate e sulla base di queste consolidate evidenze, dopo una revisione sistematica delle prove accumulate, il documento ha aggiornato i valori raccomandati per la tutela della salute umana. Il capitolo prosegue con la descrizione

dei risultati del progetto ELAPSE, sugli effetti sanitari dell'esposizione a basse concentrazioni, che ha fornito nuove e solide evidenze sugli effetti avversi dell'esposizione cronica a basse concentrazioni di inquinamento atmosferico in Europa. Tali risultati sono stati determinanti nel processo di revisione delle linee guida operato dall'OMS, e sono oggetto di valutazione nel processo in corso per la revisione dei limiti di legge in sede europea. Vengono poi descritti i risultati del progetto ISS-SNPA-RETE RIAS "EpiCovAir" in cui è stata dimostrata una associazione robusta e significativa dell'esposizione di lungo periodo (2016-2019) a inquinanti atmosferici sia per l'incidenza dell'infezione da SARS-CoV-2, sia con la mortalità da COVID-19. Le associazioni evidenziate dagli studi EpiCovAir sono più forti tra i soggetti anziani, sia per l'incidenza dell'infezione che per la prognosi della malattia COVID-19, mostrando una coerenza rispetto alla documentata maggiore vulnerabilità delle persone anziane agli effetti dell'inquinamento atmosferico, e alla loro più alta fragilità rispetto alla gravità della patologia COVID-19. Infine vengono riportati i risultati del progetto dell'OMS (Estimating the Morbidity from Air Pollution and its Economic Costs, EMAPEC), dove sono state esaminate approfonditamente le revisioni sistematiche e le meta-analisi al fine di identificare le Funzioni di Risposta alla Concentrazione (CRF) più adeguate per l'analisi dell'incidenza di malattie nell'ambito dell'Health Risk Assessment legato all'esposizione a lungo termine all'inquinamento atmosferico.

Nel capitolo 8: ***misure di risanamento della qualità dell'aria: interventi in corso a livello nazionale*** redatto grazie al contributo del Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica, sono descritti i principali interventi pianificati e finanziati finalizzati al risanamento della qualità dell'aria. Come noto la situazione di inadempimento rispetto ai superamenti di qualità dell'aria per alcuni inquinanti ha determinato l'apertura di tre procedure di infrazione contro l'Italia.

A luglio 2014 è stata aperta una procedura di infrazione per i superamenti del PM₁₀ (procedura 2014/2147). A maggio 2015 è stata aperta una procedura di infrazione anche per i superamenti dell'NO₂ (procedura 2015/2043). Per entrambe le procedure la Corte di giustizia Europea ha emesso sentenza di accertamento dell'inadempimento da parte dell'Italia ex articolo 258 del Trattato sul Funzionamento dell'Unione Europea (TFUE). Nel 2020 è stata aperta anche una terza procedura di infrazione contro l'Italia per i superamenti del PM_{2,5} ad oggi ancora allo stato di messa in mora ai sensi dello stesso articolo 258 del TFUE. Sono descritte nel capitolo le principali azioni e misure attuate nel recente periodo o in corso di attuazione a livello nazionale destinate in via prioritaria alla riduzione di emissioni di inquinanti ed al miglioramento della qualità dell'aria, al netto di quelle che possono indirettamente produrre effetti di miglioramento della qualità dell'aria, quali ad esempio quelle in materia di trasporti (ferrobonus, marebonus, materiale rotabile ferroviario, trasporto rapido di massa etc.) o quelle derivanti dall'attuazione del PNRR: il Programma nazionale di controllo dell'inquinamento atmosferico; gli accordi bilaterali con le Regioni per l'adozione di misure di risanamento della qualità dell'aria nei settori in cui l'azione regionale è più soggetta a limitazioni; il "Piano d'azione per il miglioramento della qualità dell'aria" o "protocollo di Torino" sottoscritto in occasione del Clean Air Dialogue tra l'Italia e la Commissione europea; i programmi di finanziamento attivati dal MASE fin dal 2006 a sostegno dell'attuazione di numerose misure di risanamento previste dai piani regionali di qualità dell'aria.

Il capitolo 9: **monitoraggio di inquinanti con tecniche non regolamentate** tratta dell'importante tema relativo alla diffusione e utilizzo di tecniche non regolamentate nel monitoraggio della qualità dell'aria.

Il monitoraggio della qualità dell'aria effettuato dalle stazioni fisse con gli strumenti automatici di riferimento o equivalenti, che sono molto accurati e affidabili ma anche molto costosi, può essere integrato utilizzando laboratori mobili o metodi di misura alternativi, al fine di aumentare la copertura territoriale del monitoraggio o per valutare situazioni specifiche a livello locale.

Da circa un decennio si stanno diffondendo metodi di misura basati su altre metodologie quali quelle dei sensori elettrochimici e sensori ottici che, essendo a basso costo, sono stati diffusamente impiegati in progetti di ricerca e attività di citizen-science che hanno coinvolto istituti di ricerca, associazioni ambientaliste e cittadini con ampia produzione di rapporti e di lavori di letteratura scientifica.

Nella prima parte di questo capitolo verranno quindi descritti gli aspetti generali che devono essere tenuti in considerazione quando si vogliono utilizzare i sensori a basso costo in studi e campagne di monitoraggio della qualità dell'aria. Nella seconda parte vengono riportate alcune esperienze sperimentali di utilizzo di tali sensori effettuate dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente.

Chiudono il rapporto alcuni contributi che descrivono casi di studio particolarmente interessanti condotti su scala locale - ma su temi di interesse a livello nazionale ed internazionale - da alcune ARPA nell'ambito di progetti di ricerca, dimostrativi o in occasione di attività istituzionali.

- ***Valutazione dell'impatto delle emissioni portuali sulla qualità dell'aria a Genova nell'ambito del Progetto INTERREG "Aer Nostrum"***
- ***Applicazione di strumentazione non convenzionale ad alta risoluzione temporale per la valutazione dell'inquinamento nell'area portuale della città di Livorno***
- ***Campagna di approfondimento della composizione chimica del PM₁₀ nel distretto industriale lombardo dei mobilifici***
- ***Campionamenti a elevata risoluzione spaziale per il source apportionment del PM₁₀ e la valutazione del potenziale ossidativo in un contesto urbano-industriale (Valle del Sacco, Regione Lazio)***
- ***Monitoraggio della qualità dell'aria sull'isola di Vulcano (ME)***
- ***Monitoraggio dell'acido solfidrico nell'area geotermica toscana***
- ***Il progetto MAIA (Multi-Angle Imager for Aerosols) della Nasa per effettuare misurazioni da satellite delle proprietà degli aerosol atmosferici.***
- ***Dati di Osservazione della Terra e tecniche di AI per la misura della concentrazione di PM e esposizione a scala intra-urbana: il progetto APEMAIA (Assessment of PM Exposure at intra-urban scale in preparation of MAIA mission)***
- ***Monitoraggio della qualità dell'aria ambiente a Procida - Capitale della cultura 2022. 10 febbraio 2022 – 15 maggio 2023***

INTRODUZIONE

Le concentrazioni degli inquinanti atmosferici evolvono nel tempo seguendo dei profili tipici sia su base giornaliera che su base stagionale. Differenze sostanziali nei profili giornalieri sono evidenziabili in uno stesso luogo in funzione del periodo dell'anno. È evidente anche una marcata variabilità intra e inter giornaliera.

Un importante ruolo nei profili temporali degli inquinanti aerodispersi è determinato dai fattori che governano le proprietà dispersive dello strato limite planetario (planetary boundary layer, PBL) ovvero della parte di troposfera influenzata direttamente dalla presenza della superficie terrestre. A causa dell'apporto dell'energia solare si sviluppano forzanti radiative, e a causa dell'attrito tra aria e suolo si sviluppano forzanti meccaniche, che determinano lo sviluppo di moti turbolenti, dalla cui intensità e variabilità dipendono le proprietà dispersive del PBL, e le sue modificazioni su un tempo di scala orario o inferiore. La variabilità delle sorgenti emmissive su scala intragiornaliera e intergiornaliera è assai più riproducibile della variabilità dei fattori che influenzano i moti turbolenti del PBL. In questo senso è possibile affermare che le concentrazioni al suolo evolvono con la variazione dei moti turbolenti che coinvolgono il PBL e dai quali dipendono le proprietà dispersive dello stesso.

L'inquinamento atmosferico varia notevolmente su tutte le scale spaziali, da quella globale a quella regionale o locale. La relazione tra il carico emissivo - la sua variabilità stagionale e giornaliera - e i livelli di concentrazione osservati è complessa e dipende dalle caratteristiche orografiche e climatiche della zona presa in esame. Le dinamiche alla base dell'intensità e della variabilità delle forzanti radiative e meccaniche sono profondamente diverse oltre che su base stagionale, in funzione della fascia climatica cui appartiene il punto di osservazione.

Da questo punto di vista il nostro Paese presenta una notevole variabilità e sono ben note le zone maggiormente influenzate negativamente dai fattori meteorologici ed orografici: il bacino padano, alcune valli subalpine e appenniniche, la conca ternana, la zona della valle del Sacco nel sud del Lazio, la piana di Acerra e Nola nel napoletano. La variabilità territoriale del carico emissivo, il ruolo delle diverse sorgenti sulle concentrazioni dei singoli inquinanti e su quelle delle specie che contribuiscono alla loro formazione in atmosfera, completa il quadro di complessità che caratterizza la valutazione della qualità dell'aria e delle tendenze nel tempo.

La valutazione della qualità dell'aria, dunque, va ben oltre la semplice osservazione dei dati, pur fondamentali, prodotti dalle reti di monitoraggio, ma presuppone l'integrazione di questi con gli inventari emissivi, le osservazioni meteorologiche e i modelli chimici e di trasporto, finalizzata non solo alla verifica della compliance con i limiti di legge, ma soprattutto orientata alla comprensione dei fenomeni e all'individuazione delle attività su cui è prioritario intervenire tempestivamente in modo sinergico e strutturale, per permettere al nostro Paese di perseguire gli obiettivi di uno sviluppo sostenibile, che consenta di prevenire e mitigare gli effetti sulla salute umana e sugli ecosistemi dell'inquinamento atmosferico, nel rispetto delle urgenze e delle scadenze condivise nel contesto Europeo.

Sotto questo aspetto una novità rilevante è la pubblicazione, avvenuta il 26 ottobre 2022, di una proposta di nuova Direttiva sulla qualità dell'aria della Commissione Europea dal titolo: "Proposal for a directive of the european parliament and of the council on ambient air quality and cleaner air for europe".

Con questa proposta ha preso avvio il processo che porterà, probabilmente il prossimo anno, alla pubblicazione della nuova direttiva sulla qualità dell'aria, che sostituirà e unificherà quelle attualmente in vigore (la direttiva 2008/50/EC e la 2004/107/EC), determinando, in una prospettiva di medio-lungo termine, i nuovi criteri comuni per la valutazione e la gestione della qualità dell'aria in Europa.

L'ambizione della proposta di Direttiva è quella di contribuire alla realizzazione del piano d'azione per l'inquinamento zero: ridurre entro il 2050 l'inquinamento atmosferico a livelli non più considerati dannosi per la salute umana e gli ecosistemi naturali.

La realizzazione degli obiettivi a lungo termine passa necessariamente per la realizzazione di quelli intermedi: questi prevedono la riduzione entro il 2030 di almeno il 55% (rispetto al 2005) degli impatti sulla salute dell'inquinamento atmosferico (quantificati in termini di riduzione dei decessi prematuri attribuibili all'esposizione) e del 25% di quelli sugli ecosistemi, obiettivi che potranno essere perseguiti solo se si ridurranno ancora significativamente le emissioni dei principali inquinanti.

La strategia che viene proposta prevede un approccio graduale verso la definizione degli attuali e futuri standard di qualità dell'aria dell'UE, stabilendo standard intermedi, e sviluppando una prospettiva che favorisca la possibilità di un pieno allineamento con le linee guida dell'OMS sulla qualità dell'aria entro il 2050. Nelle sue valutazioni, aggiornate nel 2021, l'OMS non stabilisce un valore al di sotto del quale non vi sia rischio, ma individua come limite inferiore di esposizione dei valori definiti "Air quality guideline level" termine che può essere inteso come "livello raccomandato a cui tendere": è il livello più basso per il quale è stato osservato un incremento della mortalità totale, di quella per cause cardiopolmonari, e di quella per cancro del polmone, con una confidenza migliore del 95%.

L'OMS ha anche definito degli "interim target", cioè dei livelli più alti da considerare nelle aree particolarmente inquinate, come obiettivi da raggiungere in step successivi, attraverso l'implementazione di politiche di risanamento della qualità dell'aria.

Per quanto riguarda la valutazione della qualità dell'aria, viene richiesto agli Stati membri di istituire un certo numero di "supersiti" ovvero dei punti di misura dove, accanto agli inquinanti monitorati di routine, si eseguano determinazioni della composizione chimica del particolato, della distribuzione dimensionale e della concentrazione in numero delle particelle ultrafini, del black carbon, del potenziale ossidativo del materiale particolato, della concentrazione di ammoniaca, di numerosi idrocarburi policiclici aromatici. L'introduzione della misura strutturata di nuovi parametri, appare particolarmente rilevante sia per comprendere meglio le caratteristiche degli inquinanti e indirizzare al meglio le azioni di risanamento, che per approfondire gli studi relativi agli impatti sanitari delle diverse sostanze presenti in atmosfera. Già da diversi anni molte agenzie regionali per l'ambiente hanno implementato nel tempo, all'interno della propria rete di qualità dell'aria, misure di diversi parametri non normati tra cui anche quelli proposti dalla CE, sia per singole campagne di misura che come misure fisse.

1. STATO E TREND DELLA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA

Giorgio Cattani¹, Mariacarmela Cusano¹, Alessandro Di Menno di Bucchianico¹, Raffaella Gaddi¹, Alessandra Gaeta¹, Giuseppe Gandolfo¹, Gianluca Leone¹, Maria Antonietta Reatini¹

¹ISPRA

Le elaborazioni sullo stato della qualità dell'aria sono basate sui dati di concentrazione in atmosfera dei vari inquinanti misurati nelle stazioni di monitoraggio appartenenti alle reti Regionali di Monitoraggio della Qualità dell'Aria, distribuite sul territorio nazionale, secondo la zonizzazione e i programmi di valutazione redatti dalle Regioni e Province Autonome ai sensi del D.Lgs 155/2010.

I dati sono raccolti e archiviati in ISPRA, nel database InfoAria, nell'ambito del flusso europeo di dati previsto dalle Direttive Europee vigenti e regolato dalla Decisione 2011/850/EU. A partire dai dati originari, sono stati calcolati i parametri per un confronto con i valori di riferimento per la protezione della salute umana e degli ecosistemi stabiliti dalla normativa e con i valori guida proposti dall'OMS per la protezione della salute umana e recentemente aggiornati (OMS, 2021). Tutti i parametri sono stati calcolati seguendo le regole europee e sono stati sottoposti a verifica da parte di Regioni/PPAA/ARPA/APPA. Per il confronto con i valori di legge e con i valori guida dell'OMS sono state utilizzate le serie di dati con una copertura temporale minima prevista dall'allegato I del D.Lgs 155/2010 (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria).

I superamenti previsti per la protezione della salute umana e i parametri statistici sono stati calcolati per tutte le stazioni urbane, suburbane, rurali (raggruppando la tipologia rurale e rurale near-city) e rurali di fondo (raggruppando la tipologia rurale remota e rurale regionale) seguendo i criteri di ubicazione su macroscala previsti dall'Allegato VIII del D.Lgs. 155/2010. La verifica del rispetto dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione (AOT40v) è stata effettuata per tutte le stazioni suburbane, rurali e rurali di fondo; i valori utilizzati per la valutazione si riferiscono a serie di dati con copertura minima del 90% nel periodo di tempo definito per il calcolo dell'AOT40v (maggio-luglio, dalle 8 alle 20).

L'analisi statistica dei trend (2013-2022) è stata condotta con il Seasonal Kendall Test (SK) ovvero test di Kendall corretto per la stagionalità (Hirsch et al., 1982). Implementare un metodo di destagionalizzazione permette di minimizzare l'effetto delle oscillazioni interannuali dovute alle differenze riscontrabili nei vari anni rispetto al ciclo stagionale medio, di evidenziare l'esistenza di una tendenza di fondo e di quantificare la sua significatività statistica. Esistono differenti metodi per la stima e la ricerca dell'evoluzione di fondo o trend statistico di un qualsiasi parametro variabile nel tempo; negli ultimi 30 anni alcuni di questi sono stati applicati in casi in cui la variabile di interesse fosse una variabile ambientale.

Il test restituisce una stima della riduzione/aumento della concentrazione su base annua cui è associata la relativa incertezza a un dato livello di confidenza ($p < 0,05$). Quando applicato a serie storiche di dati di inquinamento atmosferico, individuare e rimuovere la componente stagionale (destagionalizzazione) può migliorare la stima delle tendenze di fondo, riducendo l'incertezza associata alla stima (Anttila et al., 2010). È stato dimostrato che l'incertezza nella determinazione dell'esistenza di un trend

statisticamente significativo in una serie di dati di qualità dell'aria aumenta esponenzialmente con il diminuire della lunghezza della serie. Per poter apprezzare tendenze di riduzione o aumento molto piccole (dell'ordine di $0,3 \mu\text{g m}^{-3} \text{y}^{-1}$) è necessario disporre di serie di dati lunghe almeno quindici anni. Con serie più brevi la tendenza diventa apprezzabile se risulta più significativa ($1 \mu\text{g m}^{-3} \text{y}^{-1}$) ma la serie deve essere lunga almeno sette anni. La correzione dei dati per gli effetti della meteorologia permette di ridurre l'incertezza associata alla stima e quindi di apprezzare l'esistenza di un trend dello stesso ordine di grandezza a partire da serie di dati relativamente meno estese, almeno dieci anni nel primo caso e cinque anni nel secondo (Hoogerbrugge, 2010).

1.1. Il quadro emissivo

La relazione tra riduzione delle emissioni ("la quantità" di un dato inquinante rilasciato in atmosfera in un dato periodo di tempo in una data area) e la corrispondente riduzione della concentrazione (la quantità di un certo inquinante rilevabile in un dato volume d'aria in un dato luogo e momento o periodo) non è semplice né intuitiva. Gli inquinanti emessi in atmosfera dalle varie sorgenti si diluiscono nel mezzo atmosferico e vengono trasportati a medie e lunghe distanze. Alcuni di essi reagiscono chimicamente tra loro per formare nuovi inquinanti e tali reazioni possono essere favorite o sfavorite dalle diverse condizioni meteo-climatiche.

Gli inventari delle emissioni forniscono in ogni caso un fondamentale metro di valutazione dell'efficacia delle azioni intraprese per ridurre l'inquinamento atmosferico.

In Italia, come nel resto d'Europa, è stato registrato negli ultimi 30 anni un disaccoppiamento tra la crescita economica e le emissioni dei principali inquinanti, dovuto proprio alle azioni implementate per ridurre l'inquinamento atmosferico.

L'adozione di misure volte al miglioramento dei processi di combustione e all'installazione di tecnologie di abbattimento dei fumi nella produzione energetica e nell'industria, il passaggio dall'olio e carbone al gas naturale, come combustibile principale, così come la diminuzione dell'uso di combustibili fossili per la produzione di energia, hanno contribuito alla riduzione delle emissioni di ossidi di zolfo, ossidi di azoto, particolato e composti organici volatili.

La direttiva (UE) 2016/2284 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 14 dicembre 2016, recepita in Italia con il D.Lgs. 81/2018, concernente la riduzione delle emissioni nazionali di determinati inquinanti atmosferici, sul solco del percorso già individuato nell'ambito della *United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)*, stabilisce gli obblighi di riduzione delle emissioni nazionali di cinque inquinanti, vale a dire il particolato fine ($\text{PM}_{2,5}$), gli ossidi di azoto (NO_x), i composti organici volatili non metanici (COVNM), l'ammoniaca (NH_3) e il biossido di zolfo (SO_2) (UE, 2016). La Direttiva fissa degli obiettivi intermedi, che dovevano essere raggiunti entro il 2020 e degli obiettivi più ambiziosi a partire dal 2030, diversi per ciascun stato membro. Gli obiettivi al 2030 sono espressi come percentuali di riduzione delle emissioni rispetto ai livelli del 2005.

Nella Tabella 1.1. sono riportate le stime di emissione nazionali al 2021 (ultimo anno utile) desunte dall'*Italian Informative Inventory Report (IIR, ISPRA 2023)* redatto nell'ambito della CLRTAP.

Sono riportate le variazioni percentuali rispetto al 1990, per rendere conto del trend di lungo termine, rispetto al 2005, per valutare i progressi rispetto alla richiamata Direttiva e rispetto al 2012, in quanto in questo rapporto analizziamo i trend di medio termine (2013-2022) delle concentrazioni in aria dei principali inquinanti.

Si riassume inoltre nella Tabella 1.2 la situazione riguardo gli altri inquinanti per i quali sono fissati dalla Direttiva 2008/50/EU recepita in Italia dal D.Lgs 155/2010 valori limite di legge per la protezione della salute umana (ossido di carbonio (CO), benzene (C₆H₆) e piombo) e valori obiettivo (benzo(a)pirene – rappresentativo degli idrocarburi policiclici aromatici; arsenico, nichel e cadmio) ma per i quali non sono previsti obiettivi di riduzione nella Direttiva 2016/2284. Nel computo è incluso anche l'andamento delle stime per quanto riguarda il black carbon. Questo componente del particolato infatti è da considerare con particolare attenzione in relazione agli effetti sulla salute che emergono dalla letteratura scientifica e per il quale l'OMS ha indicato, sulla base delle evidenze sanitarie emerse, la necessità di implementare il monitoraggio e l'elaborazione di inventari di emissione, al fine di stimare l'esposizione della popolazione e di individuare azioni di risanamento mirate (OMS, 2021).

Tabella 1.1. (Valori espressi in migliaia di tonnellate/anno ovvero Gigagrammi/anno, Gg/y)

	Target 2020-2029 ^a	Target 2030	2021	Δ% 2021 vs 1990	Δ% 2021 vs 2005	Δ% 2021 vs 2012
PM _{2.5}	168 (-10%)	112 (-40%)	149	-37%	-20%	-20%
NO _x	739 (-40%)	431 (-65%)	611	-71%	-53%	-29%
NMVOC	781 ^c (-35%)	649 ^c (-46%)	868 ^d (743 ^c)	-56%	-35%	-16%
NH ₃	400 (-5%)	354 (-16%)	351	-25%	-17%	-9%
SO ₂	267 (-35%)	119 (-71%)	79	-96%	-81%	-57%

^aobiettivo da raggiungere tra il 2020 e il 2029 (tra parentesi la variazione percentuale attesa rispetto al 2005)

^bobiettivo da raggiungere al 2030 (tra parentesi la variazione percentuale attesa rispetto al 2005)

^cobiettivo da raggiungere non includendo nei calcoli la quota parte di emissioni dovuta alle attività agricole e zootecniche di origine diversa dalla combustione.

^dTotale emissioni antropiche comprensive del contributo delle emissioni dovute alle attività agricole e zootecniche di origine diversa dalla combustione.

Tabella 1.2. (Valori espressi in migliaia di tonnellate/anno ovvero Gigagrammi/anno, Gg/y)

	2021	Δ% 2021 vs 1990	Δ% 2021 vs 2005	Δ% 2021 vs 2012
Benzene	4	-90%	-60%	-19%
CO	2044	-70%	-41%	-24%
IPA TOT	67	-26%	+4%	-18%
Arsenico	5,8	-84%	-79%	-67%
Cadmio	4,4	-60%	-49%	-10%
Nichel	31	-73%	-73%	-19%
Piombo	210	-95%	-36%	-16%
Black carbon	19	-62%	-53%	-35%

Le emissioni di tutti gli inquinanti considerati diminuiscono in tutti e tre gli intervalli temporali considerati, con la sola eccezione degli IPA nel confronto 2021 vs 2005.

Risulta già raggiunto in tutti i casi il primo obiettivo della Direttiva 2016/2284, quello da raggiungere entro il 2020.

L'inquinante per il quale si registra una riduzione più significativa è senza dubbio il biossido di zolfo. Per questo inquinante sono già raggiunti gli obiettivi al 2030.

Anche nel medio termine (2005 - 2021) le emissioni dei settori che contribuiscono maggiormente alle emissioni di SO₂ (combustione industriale, processi produttivi, produzione di energia e industria di

trasformazione, che complessivamente, nel 2021 rappresentano il 72% delle emissioni totali) sono continuate a diminuire.

Il biossido di zolfo, insieme ai composti organici volatili, contribuisce alla formazione di particelle ultrafini (di diametro inferiore a $0,1 \mu\text{m}$) che si formano in atmosfera – immediatamente dopo lo scarico - per nucleazione omogenea dei vapori sovrasaturi (e.g. Morawska et al, 2008). Inoltre, contribuisce, insieme agli ossidi di azoto e all'ammoniaca a una delle macro-componenti del particolato nel c.d. modo di accumulazione (particelle comprese tra $0,1$ e $1 \mu\text{m}$): infatti, SO_2 , NO_x e NH_3 , una volta rilasciati in atmosfera, vanno incontro a reazioni chimiche che possono generare nuove particelle di nitrato di ammonio e solfato di ammonio, che contribuiscono (ricadendo nel cosiddetto modo di accumulazione, costituito da particelle aventi diametro aerodinamico nel range $0,1 - 1 \mu\text{m}$) alla concentrazione di massa del $\text{PM}_{2,5}$ e del PM_{10} . Questo fenomeno è particolarmente favorito nel periodo invernale in condizioni di stagnazione atmosferica.

Per quanto riguarda l'ammoniaca, è stata registrata nel 2021 una riduzione del 17% rispetto al 2005, leggermente superiore all'obiettivo previsto per il 2030 (-16% vs 2005). Bisognerà monitorare nei prossimi anni il trend emissivo per confermare tale andamento e il rispetto dell'obiettivo nei tempi previsti.

Inoltre, bisogna considerare la scarsa ambizione di questo obiettivo, ai fini del risanamento della qualità dell'aria, se guardiamo all'importante ruolo dell'ammoniaca nella formazione di particolato secondario. Un recente studio ha infatti evidenziato, tenuto conto dei complessi meccanismi chimico fisici che regolano la formazione del nitrato di ammonio in atmosfera, che la riduzione contemporanea di ammoniaca e ossidi di azoto, in quote percentuali comparabili e significative può risultare più efficace, in termini di riduzione della concentrazione in aria di $\text{PM}_{2,5}$, rispetto alla riduzione prevalente di un singolo precursore (Marongiu et al., 2022). È per questo che accanto a una continua riduzione degli ossidi di azoto, tesa a raggiungere gli obiettivi previsti al 2030, è auspicabile continuare la riduzione delle emissioni di ammoniaca e possibilmente aumentare il suo tasso di riduzione.

Le emissioni nazionali di $\text{PM}_{2,5}$ primario (i.e. le particelle direttamente rilasciate dalle varie fonti) ammontano nel 2021 a 142 Gg (migliaia di tonnellate), con una riduzione del 37% rispetto al 1990 e del 20% rispetto al 2005. L'obiettivo da raggiungere richiede dunque la riduzione delle emissioni di $\text{PM}_{2,5}$ entro il 2030 di circa il 21% rispetto al 2021.

La riduzione delle emissioni degli ossidi di azoto, come visto a proposito dell'ammoniaca, è importante sia perché legata alla riduzione della concentrazione di biossido di azoto in aria (per il quale sono fissati valori limite per la protezione della salute umana) sia per la protezione degli ecosistemi (sono fissati dei livelli critici oltre i quali possono sussistere effetti negativi diretti su recettori quali gli alberi, le altre piante o gli ecosistemi naturali), sia in quanto gli ossidi di azoto agiscono come precursori del particolato secondario, attraverso la formazione di aerosol di acido nitrico (e quindi nitrato di ammonio). Rispetto al 1990 le emissioni sono diminuite del 71%.

Anche in questo caso, per raggiungere gli obiettivi della Direttiva 2016/2284, occorre ancora una sostanziale riduzione - dai 661 Gg del 2021 ai 431 Gg fissati come target al 2030 – pari a circa il 35%. Le fonti principali sono - al 2021 - ancora individuabili nel trasporto stradale (42%) e nelle altre sorgenti mobili (20%) e quindi il successo nel raggiungimento dell'obiettivo è fondamentalmente legato alle misure di mobilità sostenibile e di rinnovo del parco veicolare pubblico e privato, del trasporto delle merci su strada e delle attività marittime. Tuttavia, è prevedibile che anche le misure atte a mitigare l'impatto delle emissioni attribuibili alla combustione nel settore civile-residenziale (che contribuiscono

con una quota del 14% e insistono nel periodo invernale quando le condizioni meteorologiche favoriscono l'accumulo degli inquinanti e la formazione di particolato secondario) abbiano nel medio-lungo termine un'importanza non trascurabile.

I composti organici volatili non metanici contribuiscono direttamente e indirettamente all'inquinamento atmosferico. Tra questi il benzene, è classificato come cancerogeno accertati per l'uomo (IARC, 2018), e deve essere rispetto ai sensi del D.Lgs 155/2010 il valore limite annuale di $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nel loro insieme i NMVOC, in relazione alla loro reattività, rappresentano un problema in quanto contribuiscono, come precursori, sia alla formazione di ozono troposferico nella stagione estiva, sia alla formazione di particolato secondario (carbonio organico, prevalentemente nel modo di accumulazione) andando a costituire, in particolar modo nella stagione invernale e in condizioni orografiche e climatiche favorevoli, una quota parte rilevante della concentrazione di massa del PM_{10} e del $\text{PM}_{2,5}$ (vedi capitolo 4).

La riduzione dei NMVOC è quindi strategica per mitigare gli impatti negativi sulla salute umana e sugli ecosistemi – in relazione al loro ruolo nella formazione di ozono troposferico - dell'inquinamento atmosferico.

La distanza attuale dagli obiettivi fissati dalla Direttiva 2016/2284 è ancora di circa il 13% rispetto ai livelli di emissione stimati nel 2021.

Le attività agricole e zootecniche contribuiscono alle emissioni dirette di particolato, IPA e COVNM qualora vengano svolte attività di abbruciamento di materiale vegetale derivante dalle normali attività agricole e selvicolturali (per questo oggi sono vietate nel periodo invernale nelle zone a maggior rischio di superamento dei valori limite di legge per il PM_{10}).

Occorre osservare inoltre che la combustione non industriale – prevalentemente a causa dell'uso degli impianti di riscaldamento alimentati a biomassa legnosa – rappresenta nel 2021 la quota parte maggioritaria delle emissioni di $\text{PM}_{2,5}$ (65%), IPA (80%), ossido di carbonio (64%) e black carbon (47%). Nel periodo 2005 – 2021, in cui complessivamente le emissioni di $\text{PM}_{2,5}$ si sono ridotte del 20% e tutte le fonti principali hanno mostrato una riduzione, il macrosettore “combustione non industriale”, risulta in forte aumento (+44% rispetto al 2005), a causa di un sensibile aumento dei consumi avvenuto a cavallo tra il 2004 e il 2009. Tuttavia, anche tale macrosettore ha iniziato a mostrare una tendenza verso la riduzione delle emissioni a partire dal 2010, anche se con oscillazioni inter-annuali dovute all'alternarsi di stagioni invernali più o meno rigide, in conseguenza delle misure di risanamento volte al rinnovo del parco degli impianti domestici a biomassa (vedi per dettaglio il capitolo 8, misure di risanamento della qualità dell'aria: interventi in corso a livello nazionale).

1.2. Il quadro meteo-climatico

Il 2022 è risultato l'anno più caldo della serie storica Italiana dei dati climatici che parte dal 1961. È stata registrata un'anomalia media di +1.23°C, rispetto allo stesso periodo di riferimento, superando di 0.58°C il precedente record assoluto del 2018 e di 1.0°C il valore del precedente anno 2021.

Il 2022 è stato il nono anno consecutivo con anomalia positiva rispetto alla norma.

Il 2022 è stato caratterizzato dalla persistenza di anomalie negative di precipitazione da gennaio a luglio: questo periodo ha fatto registrare a scala nazionale precipitazioni inferiori alla norma del -39%. Quasi tutti i mesi hanno fatto registrare precipitazioni inferiori alla norma.

La precipitazione cumulata annuale è stata inferiore al valore normale su gran parte del territorio nazionale, soprattutto nelle aree centro-settentrionali e in particolare nel nord-ovest (con anomalie fino a -70 %).

Il 2022 risulta essere l'anno più secco dal 1961, con un valore della precipitazione cumulata annuale pari a -21% rispetto alla media climatologica 1991-2020. Al secondo e al terzo posto tra gli anni meno piovosi della serie dal 1961 si collocano rispettivamente il 2001 e il 2017, con valori di anomalia prossimi a quelli del 2022. Tutte le stagioni sono state meno piovose della media; la primavera è stata la stagione più secca (-35%), seguita dall'inverno (-32%) e dall'autunno (-12%).

Per un approfondimento sulle tendenze del clima in Italia si rimanda alla pubblicazione da cui sono stati desunti i dati sintetizzati sopra (SNPA, 2023).

Le condizioni che determinano giorni particolarmente critici per l'inquinamento atmosferico - alta pressione livellata, calma di vento, assenza di precipitazioni, inversione termica a bassa quota - hanno caratterizzato, in particolare nel primo trimestre del 2022, diversi giorni consecutivi, interessando vaste zone del paese, tipicamente interessate da questo fenomeno, come il bacino padano e alcune valli dell'entroterra centro-meridionale.

In queste condizioni, che limitano di fatto il rimescolamento delle masse d'aria e la dispersione verticale degli inquinanti, sono favorite peraltro le reazioni chimiche che portano alla formazione di particelle aerodisperse a partire da inquinanti gassosi (come l'ammoniaca, gli ossidi di azoto e gli ossidi di zolfo) e da composti organici volatili.

L'estate invece è stata caratterizzata da condizioni di forte insolazione e caldo estremo con valori termici particolarmente elevati, persistenti per diversi giorni consecutivi, condizioni che favoriscono i meccanismi che portano alla formazione dell'ozono troposferico.

1.3. Materiale particolato PM₁₀

Per materiale particolato aerodisperso si intende l'insieme delle particelle atmosferiche solide e liquide sospese in aria ambiente. Il termine PM₁₀ identifica le particelle di diametro aerodinamico inferiore o uguale a 10 µm. Più precisamente si definisce PM₁₀ "il materiale particolato che penetra attraverso un ingresso dimensionale selettivo conforme al metodo di riferimento per il campionamento e la misurazione del PM₁₀ (norma UNI EN 12341), con un'efficienza di penetrazione del 50 per cento per materiale particolato di un diametro aerodinamico di 10 µm".

I punti di misura del PM₁₀ per i quali sono disponibili dati validi nel 2022 sono 596. Di questi, 547 (92% del totale) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). Tutte le regioni sono rappresentate.

I valori limite del particolato PM₁₀ nell'aria ambiente definiti dalla normativa insieme ai valori di riferimento OMS sono riportati nella Tabella 1.3.

Tabella 1.3: PM₁₀ - Valori limite ai sensi del D.Lgs.155/2010 e valori di riferimento OMS

Periodo di mediazione	Valore limite D.Lgs.155/2010	Valori di riferimento OMS
1 giorno	50 µg/m ³ da non superare più di 35 volte per anno civile	45 µg/m ³ (99° percentile delle medie giornaliere)
Anno civile	40 µg/m ³	15 µg/m ³

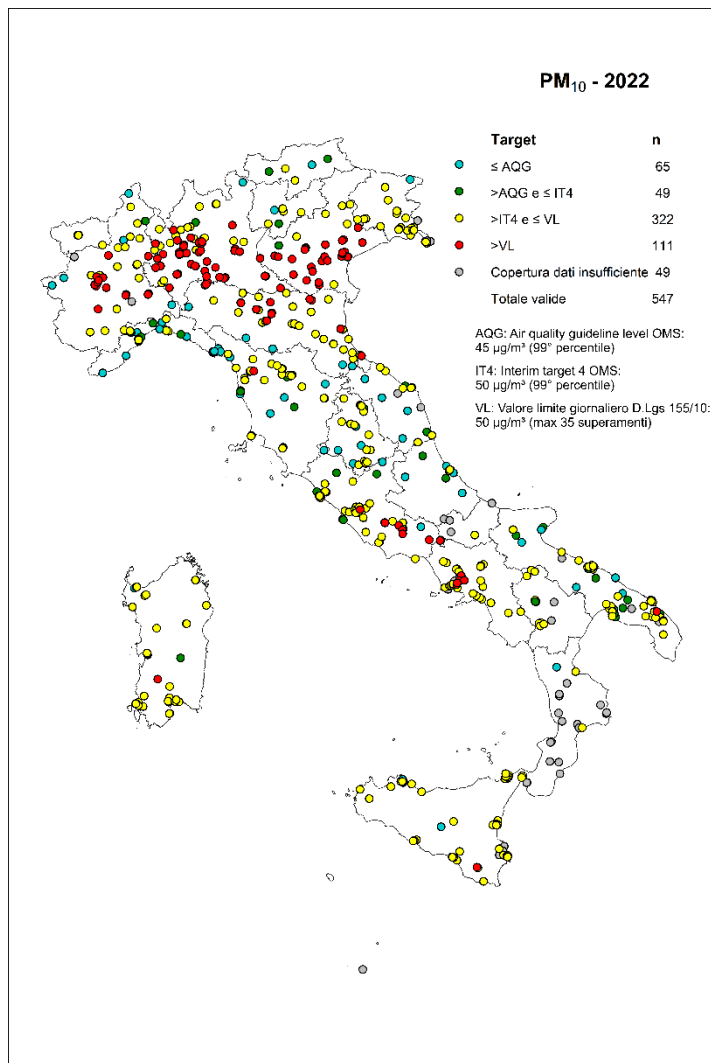
È stato registrato un solo superamento del valore limite annuale (pari allo 0,2% dei casi). Il valore limite giornaliero è stato superato in 111 stazioni (pari al 20% dei casi). Risultano infine superati nella maggior parte delle stazioni di monitoraggio sia il valore di riferimento annuale dell'OMS (93% dei casi), sia quello giornaliero (88% dei casi) (Figura 1.1).

I superamenti del valore limite giornaliero hanno interessato 28 zone su 82 distribuite in 10 regioni. In particolare, i superamenti sono diffusi nelle regioni del bacino padano sia negli agglomerati che nelle zone pianeggianti suburbane e rurali.

Come noto nel bacino padano esistono condizioni meteorologiche e orografiche uniche, anche rispetto al contesto europeo, che favoriscono, in particolare nei mesi invernali, l'accumulo degli inquinanti in atmosfera e i processi chimico-fisici che determinano la formazione di particolato secondario.

Altre zone dove sono stati registrati superamenti del valore limite giornaliero sono localizzate in Toscana, nella Zona del Valdarno pisano e della pianura lucchese; nel Lazio, nell'agglomerato di Roma e nella zona della Valle del Sacco, in provincia di Frosinone; in Molise, nella zona della pianura Venafrana, in provincia di Isernia; in Campania, nell'agglomerato di Napoli e Caserta; in Puglia, in provincia di Brindisi; in Sicilia, a Ragusa. Alcune di queste zone sono caratterizzate da condizioni simili a quelle del bacino padano dal punto di vista oro-climatico, sia pure con estensione territoriale molto inferiore. In altre zone, invece, i superamenti sono dovuti soprattutto all'emissione diretta da sorgenti locali.

Figura 1.1. PM₁₀. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite giornaliero per la protezione della salute (2022).



Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

L'analisi statistica dei trend delle concentrazioni di PM₁₀ determinate dal 2013 al 2022 è stata effettuata su un campione omogeneo di 462 stazioni di monitoraggio sul territorio nazionale, ovvero tutte le stazioni che hanno prodotto dati in modo continuo nel periodo, con una copertura annuale pari almeno al 75 %.

Per il PM₁₀ non è possibile individuare un trend statisticamente significativo nel 48% dei casi (221 stazioni di monitoraggio su 462).

Si osserva invece un trend decrescente statisticamente significativo nel 45% dei casi (208 stazioni di monitoraggio su 462), con variazione annuale media stimata: $-0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ ($-2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$) (Figura 1.2). Sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo, si osserva una riduzione media annuale del 2,1% ($-5,9\% \div -0,9\%$).

Bisogna osservare che per la prima volta da quando osserviamo i trend degli inquinanti con questo metodo, i risultati indicano una prevalenza di stazioni dove non è possibile individuare un trend statisticamente significativo.

Nel decennio 2010-2019 (oggetto dell'analisi del primo rapporto nazionale sulla qualità dell'aria – SNPA, 2020) era stato osservato un trend decrescente statisticamente significativo nel 72% dei casi. Dall'analisi del grafico di figura 1.2 sembra evidenziarsi una situazione di stabilità dei livelli osservati a partire dal 2018 in poi, che rende conto qualitativamente del rallentamento nei progressi verso la riduzione dei livelli di PM₁₀ che si erano registrati fino ad allora.

Figura 1.2. PM₁₀, 2010 - 2022. Numero di superamenti del valore limite giornaliero - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 462 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale. I punti blu rappresentano la media del numero di superamenti. La linea blu interpola le medie con il metodo LOESS (local scatter plot smoother).

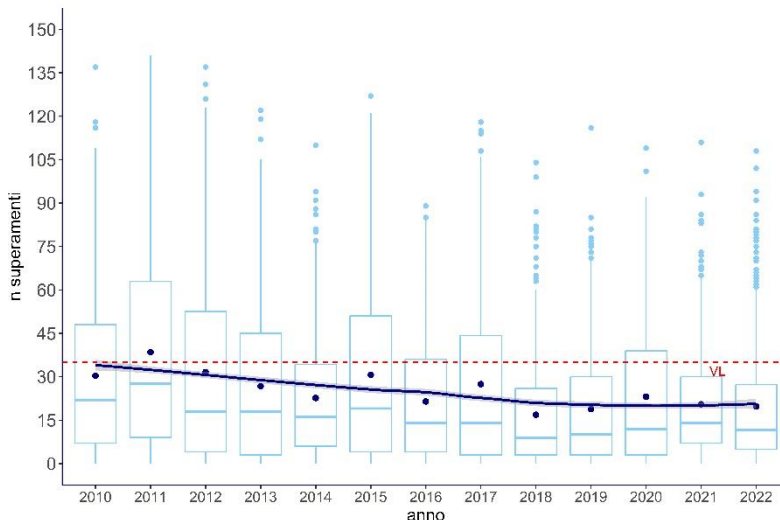
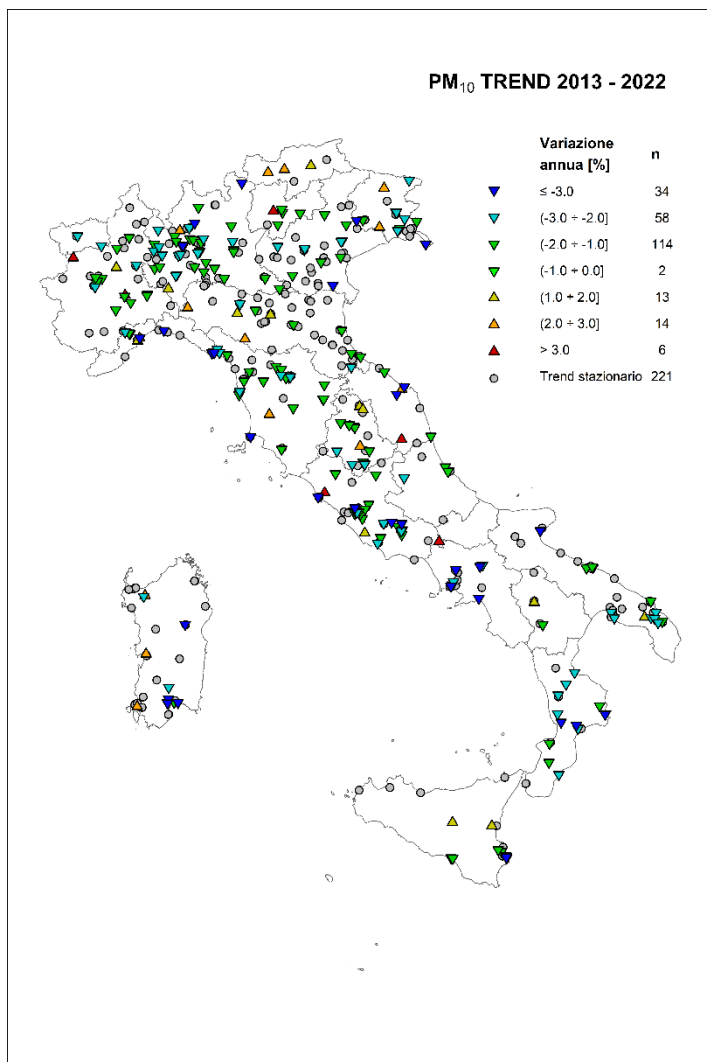


Figura 1.3. PM₁₀, 2013 - 2022. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su una selezione di 462 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.



Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

1.4. Materiale particolato PM_{2,5}

Il termine PM_{2,5} identifica le particelle di diametro aerodinamico inferiore o uguale a 2,5 µm. Più precisamente si definisce PM_{2,5} “il materiale particolato che penetra attraverso un ingresso dimensionale selettivo conforme al metodo di riferimento per il campionamento e la misurazione del PM₁₀ (norma UNI EN 12341), con un'efficienza di penetrazione del 50 per cento per materiale particolato di un diametro aerodinamico di 2,5 µm”.

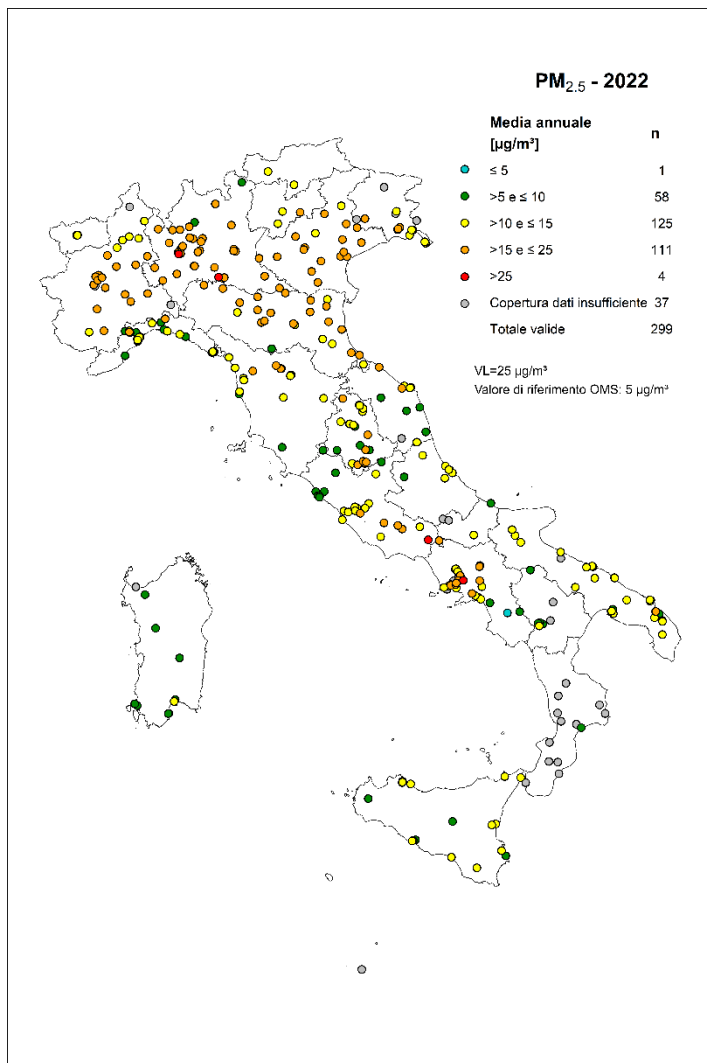
I punti di misura del PM_{2,5} per i quali sono disponibili dati validi nel 2022 sono 336. Di questi, 299 (89% del totale) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). Tutte le regioni sono rappresentate.

I valori limite del particolato PM_{2,5} nell'aria ambiente definiti dalla normativa insieme ai valori di riferimento OMS sono riportati nella Tabella 1.2.

Tabella 1.4. PM_{2,5} - Valori limite ai sensi del D.Lgs.155/2010 e valori di riferimento OMS (2021)

Periodo di mediazione	Valore limite D.Lgs.155/2010	Valori di riferimento OMS
1 giorno	-	15 µg/m ³ da non superare più di 3 volte in un anno civile (99°percentile delle medie giornaliere)
Anno civile	25 µg/m ³	5 µg/m ³

Il valore limite annuale (25 µg/m³), è stato superato in quattro stazioni pari all'1,3% dei casi. Il valore di riferimento OMS annuale (5 µg/m³) è stato superato in 298 stazioni (99,7% dei casi) (Figura 1.3). Analogamente il valore di riferimento OMS giornaliero (pari a 15 µg/m³ da non superare più di 3 volte in un anno civile ovvero al 99°percentile delle medie giornaliere) risulta superato praticamente ovunque, con le uniche eccezioni di due stazioni di fondo rurale in zona collinare (sopra i 700 m slm). I superamenti del valore limite di legge annuale hanno interessato 6 zone su 82 distribuite in 3 regioni (due in Lombardia, tre nel Lazio e una in Campania).

Figura 1.4. PM_{2.5}. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2022).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

L'analisi statistica dei trend delle concentrazioni di $PM_{2,5}$ determinate dal 2010 al 2022 è stata effettuata su un campione omogeneo di 221 stazioni di monitoraggio sul territorio nazionale, ovvero tutte le stazioni che hanno prodotto dati in modo continuo nel periodo, con una copertura annuale pari almeno al 75 % (Figura 1.6).

Si osserva un trend decrescente statisticamente significativo nel 69% dei casi (153 stazioni di monitoraggio su 221), con variazione annuale media stimata: $-0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ ($-1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$). Sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo si osserva una riduzione media annuale del 2,5% ($-6,9\% \div -1,1\%$).

Nel 29% dei casi (64 stazioni di monitoraggio su 221) non è stato possibile individuare un trend statisticamente significativo.

Dall'analisi del grafico di Figura 1.5 sembra evidenziarsi una tendenza alla stabilizzazione dei livelli osservati a partire dal 2018 in poi.

Figura 1.5. $PM_{2,5}$, 2010 - 2022. Media annua - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 221 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale. I punti blu rappresentano la media delle medie annuali. La linea blu interpola le medie delle medie annuali con il metodo LOESS (local scatter plot smoother).

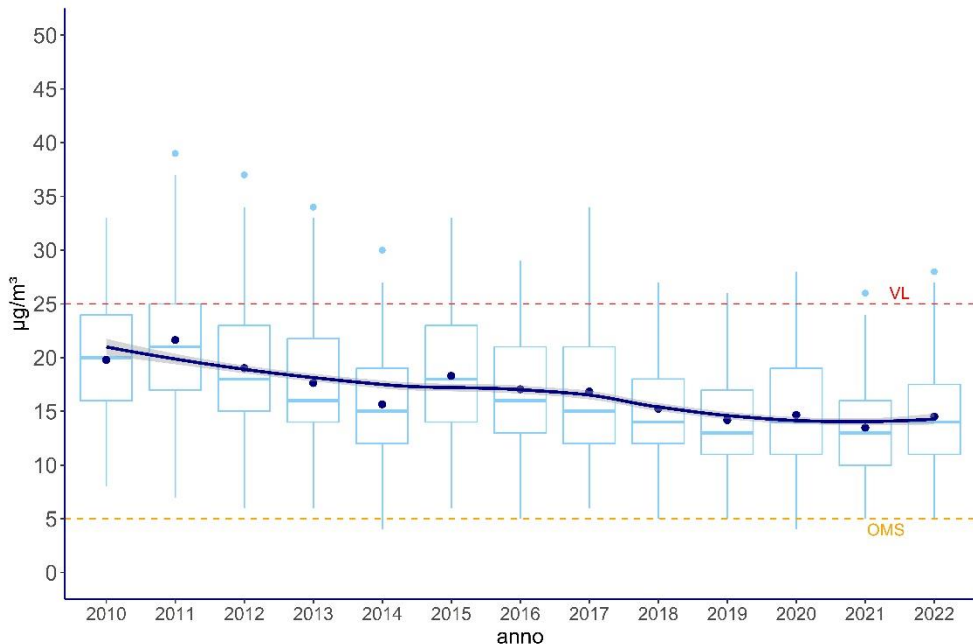
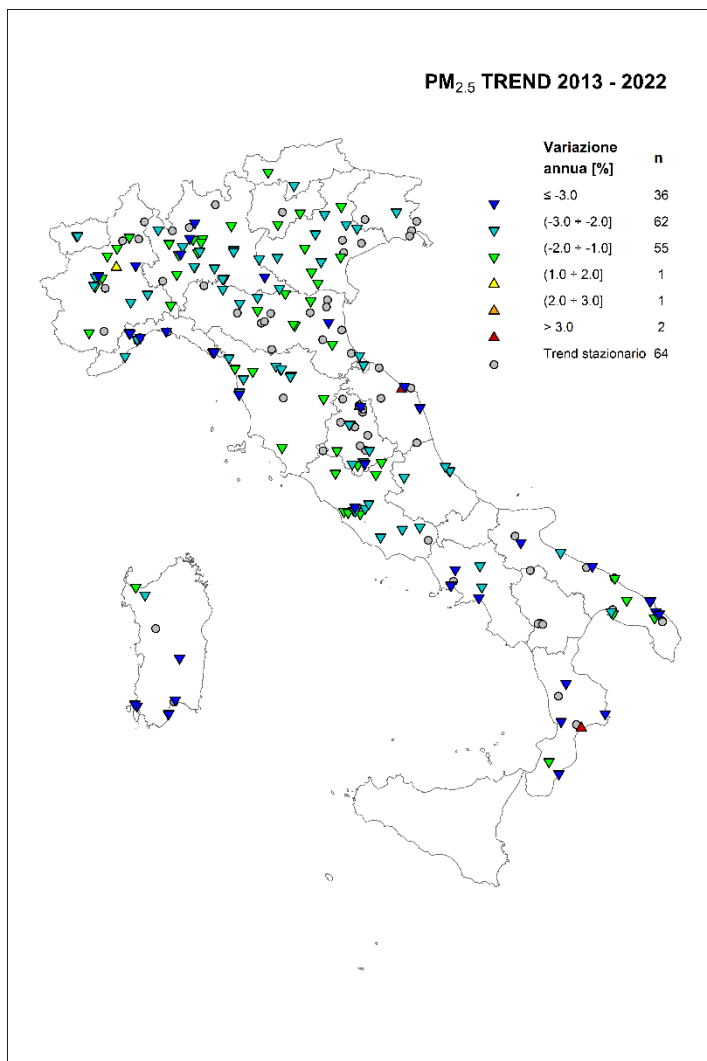


Figura 1.6. PM_{2.5}, 2013 - 2022. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su una selezione di 221 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.



Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

1.5. Biossido di azoto NO₂

I punti di misura del NO₂ per i quali sono disponibili dati validi nel 2022 sono 651. Di questi, 593 (91,1 % del totale) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). Tutte le regioni sono rappresentate.

I valori limite del biossido di azoto nell'aria ambiente definiti dalla normativa insieme ai valori di riferimento OMS sono riportati nella Tabella 1.5.

Tabella 1.5: NO₂ - Valori limite ai sensi del D.Lgs.155/2010 e valori di riferimento OMS

Periodo di mediazione	Valore limite D.Lgs.155/2010	Valori di riferimento OMS
1 ora	200 µg/m ³ da non superare più di 18 volte per anno civile	200 µg/m ³ da non superare mai in un anno civile
Anno civile	40 µg/m ³	10 µg/m ³

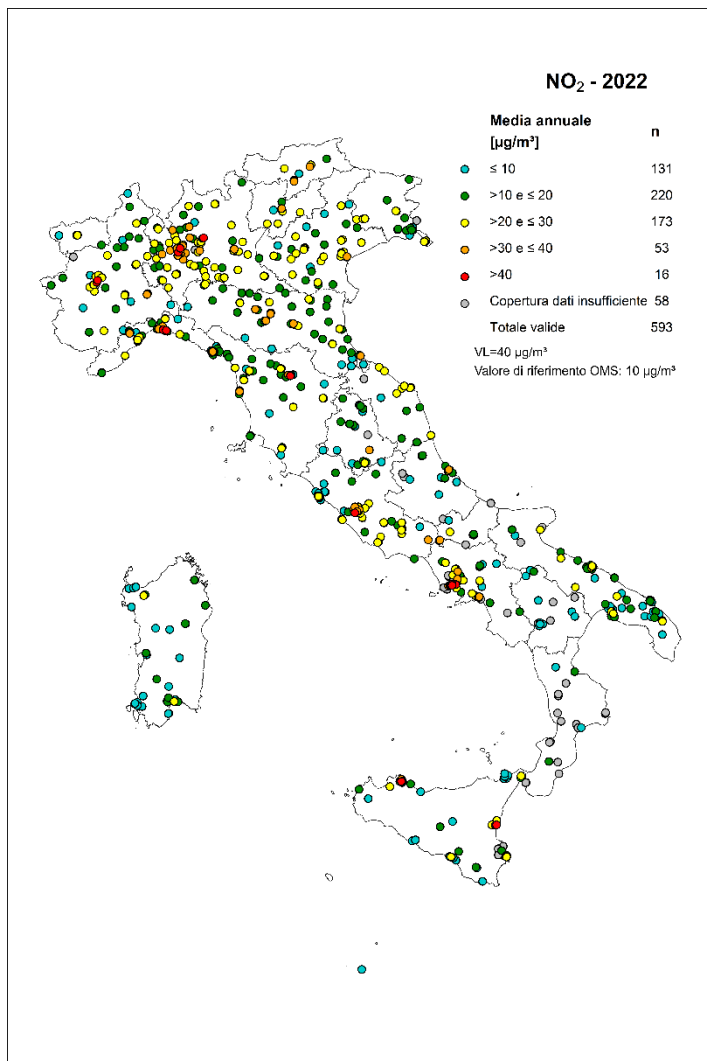
Il valore limite orario è rispettato ovunque: in nessuna stazione si è verificato il superamento di 200 µg/m³, come media oraria, per più di 18 volte. Il valore di riferimento OMS, che non prevede superamenti dei 200 µg/m³, è superato in 12 stazioni (pari al 2,0% delle stazioni con copertura temporale sufficiente). Il valore limite annuale, pari a 40 µg/m³ come media annua, è superato in 16 stazioni (2,7%). Il valore di riferimento OMS per gli effetti a lungo termine sulla salute umana, pari a 10 µg/m³ come media annua, è superato in 462 stazioni (77,9%; Figura 1.7).

Nel 2022 il superamento del valore limite annuale ha interessato 9 zone, su 82, appartenenti a 7 regioni: Piemonte, Lombardia, Liguria, Toscana, Lazio, Campania e Sicilia. Tutti i superamenti sono stati registrati in stazioni orientate al traffico, localizzate in importanti aree urbane: Torino, Milano, Bergamo, Genova, Firenze, Roma, Napoli, Palermo e Catania.

È evidente il ruolo del traffico veicolare nel determinare localmente i livelli di questo inquinante.

Non bisogna dimenticare tuttavia che gli ossidi di azoto si formano durante qualsiasi combustione dove l'aria sia il comburente, in ragione della presenza di azoto e ossigeno. Nella miscela di reazione il monossido di azoto (NO) è prevalente ed è accompagnato da quote variabili di biossido di azoto (NO₂). Quest'ultimo si forma in atmosfera prevalentemente in conseguenza di reazioni chimiche che coinvolgono l'ossido di azoto (NO) stesso, l'ozono (O₃) e alcuni radicali ossidrilici o organici come HO₂ o RO₂ (dove R è una catena di atomi di carbonio, a saturazione variabile con la possibile presenza di gruppi funzionali di vario tipo).

In una prospettiva di medio termine, vale la pena osservare che il superamento del valore di riferimento dell'OMS, molto più basso del valore limite attualmente vigente, si estende a stazioni di tutte le tipologie, comprese quelle di fondo suburbano e rurale. Se possiamo aspettarci che la futura riduzione delle emissioni da traffico veicolare contribuirà a ridurre anche i livelli di inquinamento diffuso ed esteso alle zone lontane dai centri urbani e dalle arterie di traffico, dovremmo considerare, al fine di ridurre l'inquinamento da biossido di azoto nel prossimo futuro, anche l'importanza strategica di ridurre le emissioni da altre fonti, quali il riscaldamento civile, le emissioni industriali e quelle dovute ad altre sorgenti mobili, come ad esempio le emissioni navali.

Figura 1.7. NO₂. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2022).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Dall'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, per l'NO₂ si osserva un trend decrescente statisticamente significativo nell'82% dei casi (438 stazioni di monitoraggio su 533), con variazione annuale media stimata: $-1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ ($-5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div 0,0 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$) (Figura 1.9). Sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo si osserva una riduzione media annuale del 3,4% ($-8,8 \% \div -0,9 \%$).

Tale riduzione è coerente con quanto osservato nel precedente decennio analizzato (2010-2019, in cui era stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo nel 79% dei casi) ed è indicativa dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di NO₂ in Italia, che si conferma anche per il decennio 2013-2022.

La figura 1.8 illustra qualitativamente tale andamento.

Su base nazionale, considerando l'insieme di stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio, il 2022 è stato uno degli anni con i livelli più bassi negli ultimi dieci anni (secondo solo all'anno del lockdown e in linea con il 2021), registrando una riduzione media di circa il 30% rispetto al 2013 e di circa il 37% rispetto al 2010 - coerente con la riduzione media annuale descritta sopra. La percentuale di stazioni che supera il valore limite annuale è passata dal 17% del 2013 al 2,7% nel 2022.

Figura 1.8. NO₂, 2010 - 2022. Media annua - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 438 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale. I punti blu rappresentano la media delle medie annuali. La linea blu interpola le medie delle medie annuali con il metodo LOESS (local scatter plot smoother).

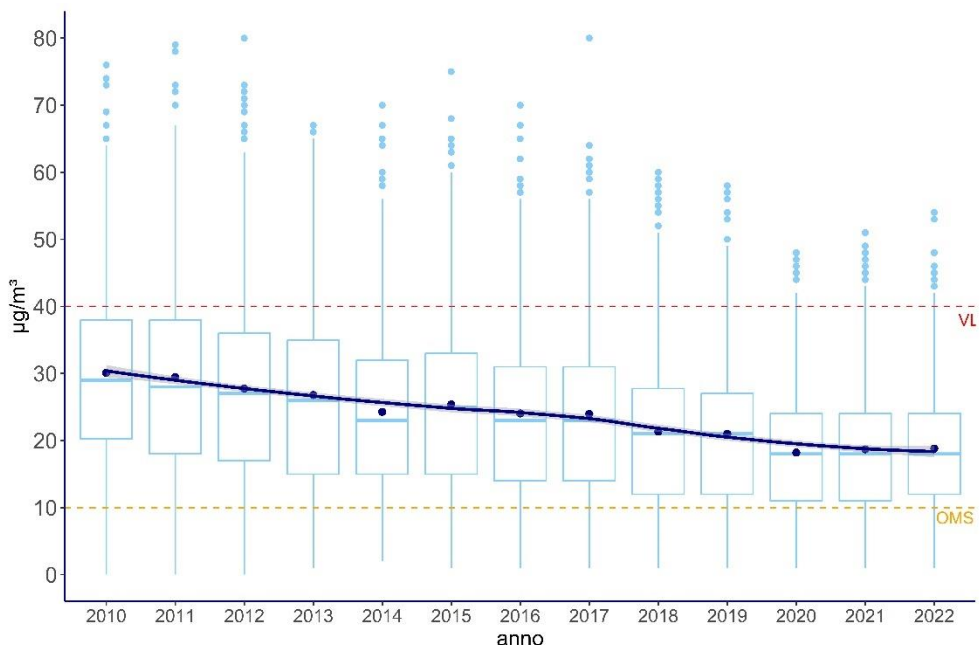
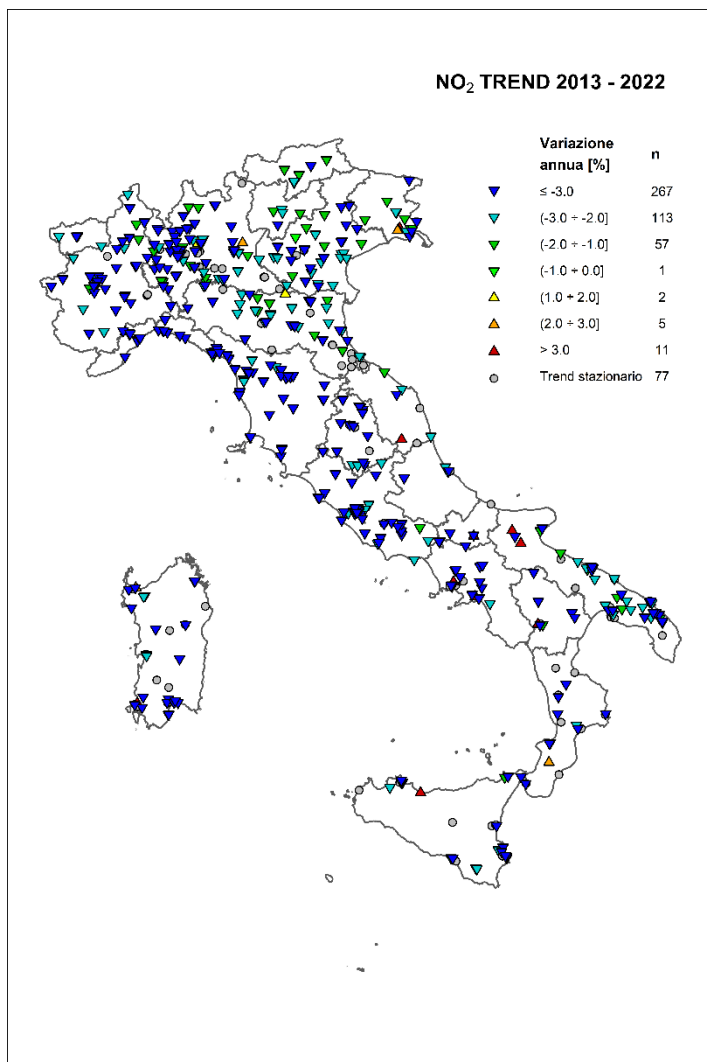


Figura 1.9. NO₂, 2013 - 2022. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su una selezione di 221 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.



Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

1.6. Benzene e altri inquinanti gassosi (CO, SO₂)

I punti di misura del CO per i quali sono disponibili dati validi nel 2022 sono 207. Di questi, 177 (86%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria).

I punti di misura dell'SO₂ per i quali sono disponibili dati validi nel 2022 sono 231. Di questi, 196 (85%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria).

I punti di misura del C₆H₆ per i quali sono disponibili dati validi nel 2022 sono 251. Di questi, 228 (91%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria).

La riduzione delle emissioni si riflette in modo diretto sulle concentrazioni osservate in aria per questi inquinanti essenzialmente primari. Le osservazioni condotte in Europa e in Italia negli ultimi trent'anni mostrano una costante e coerente diminuzione delle concentrazioni di SO₂, CO, C₆H₆; i livelli di questi inquinanti sono ormai ben al di sotto dei limiti vigenti.

L'attenzione resta comunque massima per quanto riguarda il benzene. Il benzene è stato classificato dalla IARC nel gruppo 1 - *cancerogeno accertato per l'uomo: vi è sufficiente evidenza di cancerogenicità nell'uomo in studi epidemiologici adeguati* (IARC, 2018). Secondo la OMS in conseguenza della accertata cancerogenicità del benzene non è possibile stabilire livelli di esposizione al di sotto dei quali non c'è rischio di sviluppo degli effetti avversi citati. I livelli di esposizione possono essere più alti in prossimità delle arterie stradali maggiormente congestionate dal traffico veicolare o in prossimità di importanti sorgenti industriali. Nel 96,9% dei casi, comunque, i livelli medi annuali sono risultati inferiori alla soglia di valutazione inferiore prevista dal D.Lgs. 155/2010 (2,0 µg/m³). Livelli medi annuali superiori alla soglia di valutazione inferiore (2,0 µg/m³) sono stati registrati in stazioni da traffico a Genova, Firenze, Frosinone, Palermo e Catania e in una stazione di monitoraggio collocata nel quartiere Tamburi di Taranto a ridosso della zona industriale.

Il biossido di zolfo è uno degli inquinanti riconosciuti come potenzialmente dannosi per la vegetazione. Nel 2022 non è stato registrato nessun superamento del livello critico (20 µg/m³ come media annuale) nè del livello critico invernale (20 µg/m³ come media del periodo ottobre – marzo) in continuità con quanto osservato negli ultimi anni.

1.7. Ozono O₃

I punti di misura per i quali sono disponibili dati validi di O₃ nel 2022 sono 365. Le serie di dati con copertura temporale sufficiente per la verifica dei valori soglia e dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana sono l'88,2% (322 su 365). Le stazioni suburbane, rurali e rurali di fondo che rispettano la percentuale minima richiesta per il calcolo dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione (AOT40v) sono 146 su 173.

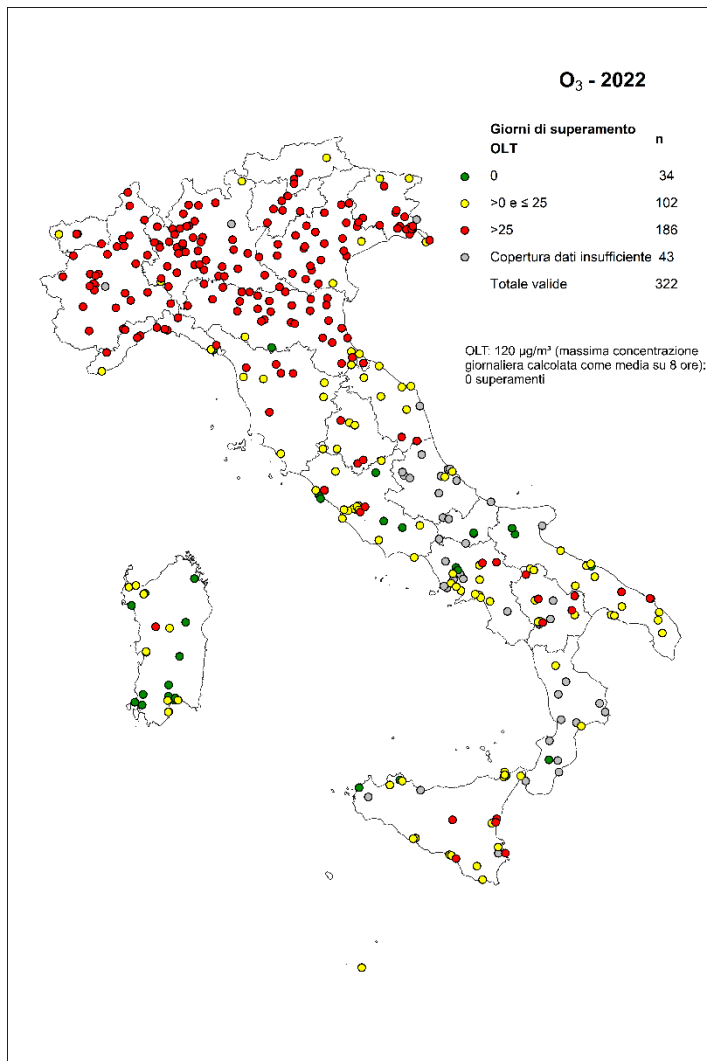
Le soglie di informazione e di allarme per la protezione della salute umana, i valori obiettivo e gli obiettivi a lungo termine per la protezione della salute umana e della vegetazione dell'ozono nell'aria ambiente ai sensi del D.Lgs. 155/2010 sono riportati nella Tabella 1.6.

Tabella 1.6. O₃. Soglia di informazione, soglia di allarme, valore obiettivo e obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana ai sensi del D.Lgs.155/2010

Finalità	Indicatori	Periodo di mediazione	Valore	Data entro la quale deve essere raggiunto il valore obiettivo
protezione della salute umana	Soglia di informazione	1 ora	180 µg/m ³	-
	Soglia di allarme	1 ora	240 µg/m ³ (1)	-
	Valore obiettivo	Media massima giornaliera calcolata su 8 ore (media su tre anni)	120 µg/m ³ da non superare più di 25 volte per anno civile come media su tre anni	01/01/2010
	Obiettivo a lungo termine (OLT)	Media massima giornaliera calcolata su 8 ore	120 µg/m ³	Non definito

Nel 2022 l'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (OLT) è stato superato in 288 stazioni su 322, pari all'89,4% delle stazioni con copertura temporale sufficiente secondo i criteri dell'Allegato I D.Lgs. 155/2010; l'OLT è stato superato per più di 25 giorni in 186 stazioni (57,8%, Figura 1.10). Le 34 stazioni in cui non sono stati registrati superamenti dell'OLT sono localizzate in siti urbani, suburbani e rurali. Il valore obiettivo per la protezione della salute è stato superato in 165 stazioni su 353 stazioni aventi copertura di dati sufficiente come media su 3 anni secondo i criteri dell'Allegato I D.Lgs. 155/2010. Le soglie di informazione e di allarme sono state superate rispettivamente in 153 (47,5%) e 11 stazioni su 322. Il valore OMS, riferito all'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana pari a 100 µg/m³ come 99° percentile, è quasi sempre superato (309 stazioni su 322, pari al 95,9%). L'obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione (AOT40v) è stato superato in 138 stazioni su 146 (94,5%) con valori molto superiori al limite normativo (6.000 µg/m³*h).

Figura 1.10. O₃. Stazioni di monitoraggio e superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute (2022).



Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Mentre sono stati quasi del tutto assenti i superamenti della soglia di allarme (oltre $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come media oraria), numerosi e diffusi sono stati i superamenti della soglia di informazione ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$), in particolare nelle regioni del bacino padano e in alcune stazioni in quota. I livelli più alti, a causa dei complessi meccanismi che regolano la formazione di questo inquinante, si verificano nelle zone suburbane e rurali sottovento alle masse d'aria provenienti dalle aree maggiormente antropizzate.

Dall'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, emerge che nel 42% delle stazioni (123 su 294) non è possibile individuare un trend statisticamente significativo; la tendenza di fondo appare sostanzialmente monotona, e le oscillazioni interannuali sono attribuibili alle naturali fluttuazioni della componente stagionale. Non è stato dunque possibile escludere l'ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%, Figura 1.12).

Si osserva invece un trend crescente statisticamente significativo nel 37% dei casi (110 stazioni di monitoraggio su 294), con variazione annuale media stimata: $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ ($0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div 3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$). Sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un trend crescente statisticamente significativo si osserva un aumento medio annuale del 1,6% ($0,6\% \div 5,6\%$).

Figura 1.11. O₃, 2010 - 2022. Giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 294 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale. I punti blu rappresentano la media delle medie annuali. La linea blu interpola le medie delle medie annuali con il metodo LOESS (local scatter plot smoother).

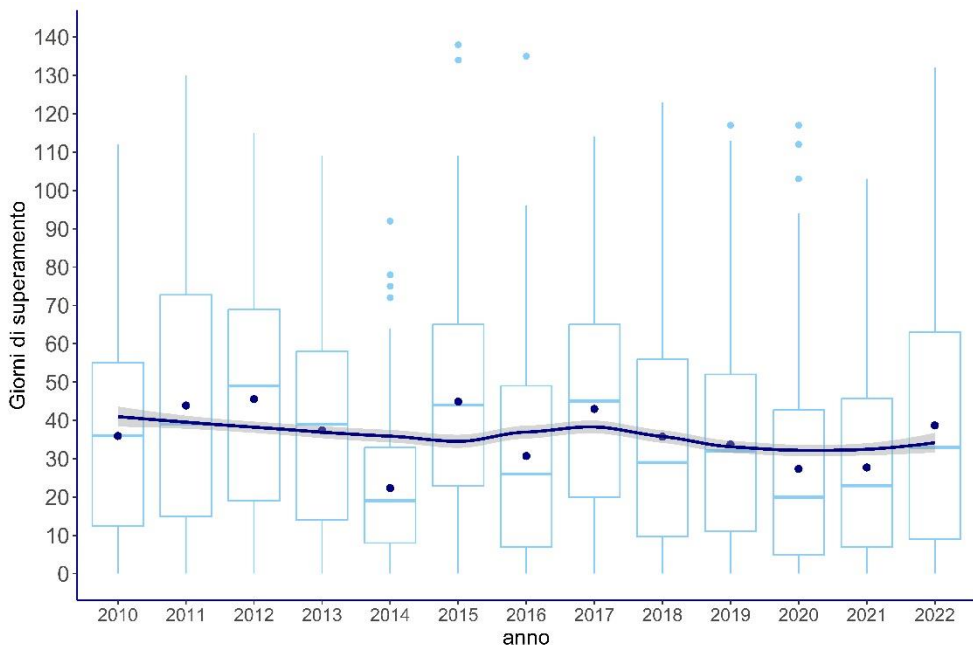
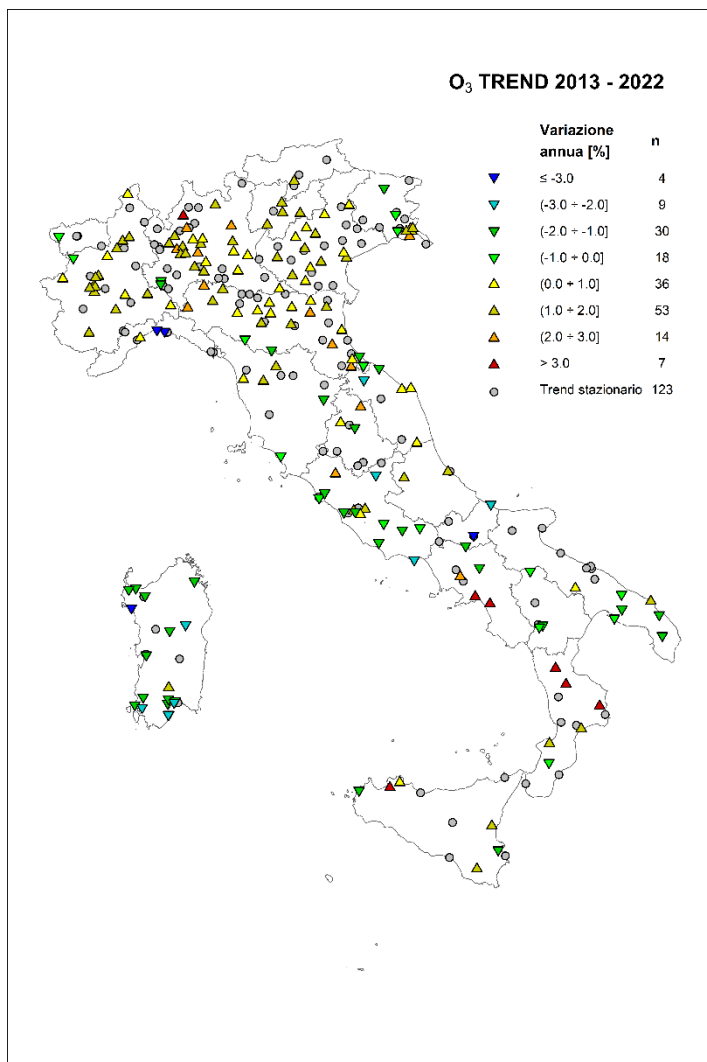


Figura 1.11. O₃, 2013 - 2022. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su una selezione di 294 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.



Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

1.8. Benzo(a)pirene

La combustione incompleta di materiali organici determina l'emissione in atmosfera di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) quasi totalmente adsorbiti sul materiale particolato.

Si stima che nel 2022 in Italia siano state emesse 66,5 Gg di IPA e le sorgenti principali sono gli impianti di combustione non industriale (78%) e i processi produttivi nell'industria del ferro e dell'acciaio (12,8%).

Sebbene siano inferiori rispetto a quelle citate (3,7%) nelle aree urbane ad alta densità di traffico le emissioni da trasporto su strada dovute a tale fonte possono rappresentare, nei periodi in cui i riscaldamenti non sono in funzione, la sorgente principale.

Livelli elevati di IPA sono rilevabili durante la stagione invernale in relazione all'utilizzo generatori di calore (caldaie, stufe, camini e altri apparecchi domestici) alimentati con legna da ardere, carbone di legna e biomasse combustibili (e.g. cippato e pellet).

Le emissioni di IPA per questo settore sono cresciute in Italia del 36% tra il 2005 e il 2021.

Molti IPA sono cancerogeni, anche se l'evidenza di cancerogenicità sull'uomo relativa a singoli IPA è estremamente difficile, poiché in condizioni reali si verifica sempre una esposizione simultanea a miscele complesse di molte decine di IPA. La IARC (IARC, 2012) ha classificato in particolare il benzo(a)pirene (B(a)P), come cancerogeno per l'uomo (categoria 1).

Il B(a)P è ritenuto un buon indicatore di rischio cancerogeno per la classe degli IPA valutati; è stato stimato un rischio incrementale pari a 9 casi di cancro polmonare ogni 100.000 persone esposte per tutta la vita ad una concentrazione media di 1 ng/m³ di B(a)P. La OMS ha quindi raccomandato un valore guida di 1 ng/m³ per la concentrazione media annuale di B(a)P (OMS, 2000).

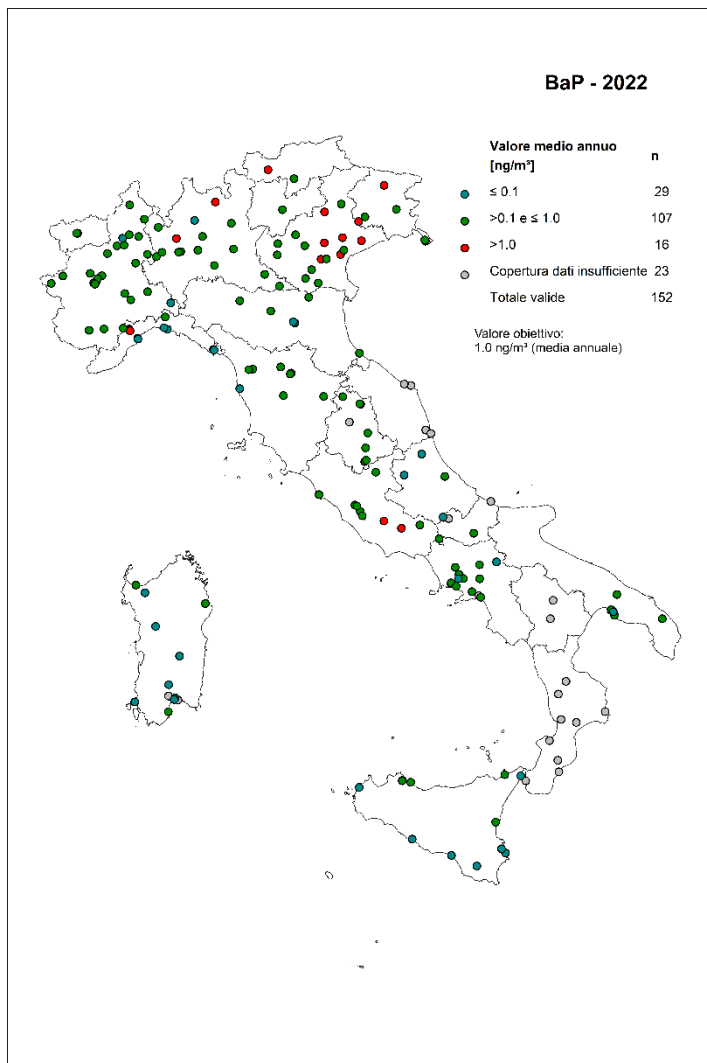
I punti di misura del B(a)P per i quali sono disponibili dati validi nel 2022 sono 175.

Di questi, 152 (87% del totale) hanno copertura temporale minima del 33% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria) o del 14% e aventi una distribuzione dei dati uniforme nel corso dell'anno seguendo i criteri specifici per il benzo(a)pirene di cui all'allegato del D.Lgs. 155/2010.

Il valore obiettivo (1,0 ng/m³) è stato superato in 16 stazioni (10,5% dei casi) (Figura 1.13.).

Nel 2022 i superamenti del valore obiettivo hanno interessato 10 zone su 77 distribuite in 4 regioni e una provincia autonoma. Il valore obiettivo è stato superato prevalentemente in quelle zone (bacino padano e zone pedemontane appenniniche e alpine, Valle del Sacco nel basso Lazio) dove è maggiore il consumo di biomassa legnosa per il riscaldamento civile e le condizioni meteorologiche invernali favoriscono l'accumulo degli inquinanti. I superamenti nel Savonese in Liguria sono dovuti invece prevalentemente a sorgenti industriali.

Figura 1.13. B(a)P - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore obiettivo per la protezione della salute (2022).



Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

1.9. Metalli e semi-metalli (arsenico, cadmio, nichel e piombo).

I punti di misura dell'arsenico per i quali sono disponibili dati validi nel 2022 sono 150.

Di questi, 125 (83% del totale) hanno copertura temporale minima del 50% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria) o del 14% e aventi una distribuzione dei dati uniforme nel corso dell'anno seguendo i criteri specifici per l'arsenico di cui all'allegato del D.Lgs. 155/2010.

Riguardo al cadmio i punti di misura per i quali sono disponibili dati validi con copertura temporale sufficiente sono 123 su 150; per il nichel sono 118 su 142; per il piombo 115 su 143.

Nel 2022 i livelli medi annuali di arsenico, cadmio e piombo sono risultati inferiori ai valori obiettivo (As e Cd) e al valore limite (Pb) previsti dal D.Lgs 155/2010.

Per quanto riguarda il nichel si segnala il superamento del valore obiettivo in una stazione classificata come suburbana industriale a Terni, nella zona della conca ternana, indicativa delle ricadute della vicina acciaieria.

Livelli localmente significativi di nichel, cadmio e arsenico sono stati documentati negli ultimi dieci anni nelle aree di massima ricaduta delle emissioni industriali diffuse e convogliate degli impianti di produzione e lavorazione degli acciai, ad esempio in uno studio focalizzato sui siti di Aosta, Terni e Vicenza (ARPA Valle d'Aosta, ARPA Veneto, ARPA Umbria, 2018).

L'origine industriale dell'inquinamento da metalli è confermato dai livelli localmente significativi (superiori alle soglie di valutazione superiore) ma inferiori ai rispettivi valori obiettivo registrati negli ultimi 10 anni:

- per l'arsenico, presso il sito industriale di Portoscuso (Sardegna) e a Priolo Gargallo, in provincia di Siracusa, nei pressi del Polo petrolchimico;
- per il nichel, a Sondrio (VIA Paribelli, Lombardia), a Terni (Narno Scalo, Umbria) e a Napoli (San Vitaliano Scuola Elementare Marconi, Campania);
- per il cadmio, a Venezia (VE - Sacca Fisola, Veneto), e nei siti industriali di Priolo Gargallo (Priolo, Sicilia) e di Portoscuso (CENPS7, CENPS4, Sardegna).

Tabella 1.7 – 2022: Arsenico, cadmio, nichel e piombo nel particolato PM₁₀: numero di stazioni per range di concentrazione media annuale

	Stazioni con valori inferiori alla SVI	Stazioni con valori compresi tra la SVI e la SVS	Stazioni con valori superiori alla SVS e inferiori al V.O./V.L.	Stazioni con valori superiori V.O./V.L. D.Lgs.155/2010
Arsenico (As)	124 (≤2,4 ng/m ³)	0 (>2,4 e ≤3,6 ng/m ³)	1 (>3,6 e ≤ 6,0 ng/m ³)	0 (> 6,0 ng/m ³)
Cadmio (Cd)	121 (≤2,0 ng/m ³)	1 (>2,0 e ≤3,0 ng/m ³)	1 (>3,0 e ≤5,0 ng/m ³)	0 (> 5,0 ng/m ³)
Nichel (Ni)	116 (≤10,0 ng/m ³)	0 (>10,0 e ≤14,0 ng/m ³)	1 (>14,0 e ≤20,0 ng/m ³)	1 (> 20,0 ng/m ³)
Piombo (Pb)	115 (≤0,25 µg/m ³)	0 (>0,25 e ≤0,35 µg/m ³)	0 (>0,35 e ≤0,5 µg/m ³)	0 (>0,5 µg/m ³)

Bibliografia

Anttila P, Tuovinen JP. Trends of primary and secondary pollutant concentrations in Finland in 1994-2007. *Atmospheric Environment*, 2010, (44), 30-41.

DECRETO LEGISLATIVO 30 maggio 2018, n. 81. Attuazione della direttiva (UE) 2016/2284 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 14 dicembre 2016, concernente la riduzione delle emissioni nazionali di determinati inquinanti atmosferici, che modifica la direttiva 2003/35/CE e abroga la direttiva 2001/81/CE. (18G00096) (GU Serie Generale n.151 del 02-07-2018)

Hess A., Hari Iyera, MalmbGardner W., "Linear trend analysis: a comparison of methods 2000. *Atmospheric Environment* 35 (2001) 5211–5222.

Hirsch, R.M., and Slack, L.R. "A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence". *Water Resources Research*, 1984, (20), 727-732.

Hoogerbrugge R., Denier van der Gon HAC, Van Zanten MC, Matthijesen J.. *Trends in particulate matter*, Bihlthoven, Netherlands research program on particulate matter, report 500099014 (2010).

IARC, 2012: A review of human carcinogens. Part F: Chemical agents and related occupations / IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (2009: Lyon, France) IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; v. 100F.

IARC, 2016: Outdoor air pollution. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; volume 109, Lyon, France, 2016.

IARC, 2018: Benzene. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; volume 120, Lyon, France, 2018.

ISPRA, 2023: Italian Emission Inventory 1990 – 2021 Informative Inventory Report 2023. ISPRA RAPPORTI 385/2023.

Marongiu A, Angelino E, Moretti M, Malvestiti G, Fossati G. Atmospheric emission sources in the Po-Basin from the Life-Ip Prepair Project. *Open Journal of Air Pollution*, 11, 70-83, doi:10.4236/ojap.2022.113006

SNPA, 2023: "Il clima in Italia nel 2022", Report SNPA 36/2023 ISBN 978-88-448-1168-6

UE, 2004b: Direttiva 15 dicembre 2004, n. 2004/107/CE, Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio relativa ad arsenico, cadmio, mercurio, nichel e idrocarburi policiclici aromatici nell'aria. *Gazzetta Ufficiale CE L 23*, 26 gennaio 2005.

UE, 2008: Direttiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 21 maggio 2008 relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa. *Gazzetta Ufficiale CE L 152*, 11 giugno 2008.

UE, 2011: Decisione di esecuzione della Commissione del 12 dicembre 2011 recante disposizioni di attuazione delle direttive 2004/107/CE e 2008/50/CE.

2. I RISULTATI DELLE MISURE NELLE STAZIONI SPECIALI EX D.LGS. 155/2010

Catia Balducci¹, Mariantonia Bencardino¹, Francesco D'Amore¹, Gianni Formenton², Guido Lanzani³, Cristina Leonardi¹, Massimo Marcheggiani⁴, Francesca Marcovecchio¹, Giorgio Siliprandi³

¹CNR-IIA

²ARPA Veneto

³ARPA Lombardia

⁴ARPA Marche

Il decreto legislativo 13 agosto 2010, n. 155, che recepisce nell'ordinamento italiano le Direttive Europee 2008/50/CE e 2004/107/CE, rappresenta il quadro normativo di riferimento per le attività di valutazione e gestione della qualità dell'aria svolte sul territorio nazionale. L'atto stabilisce, in particolare, i criteri e le specifiche tecniche per effettuare il monitoraggio dell'aria secondo metodi comuni, così da disporre di dati ed informazioni sulla qualità dell'aria comparabili, sia a livello nazionale che europeo. In aggiunta alle prescrizioni dell'articolo 5 per lo svolgimento del monitoraggio ordinario sui principali inquinanti atmosferici, l'articolo 6 introduce l'obbligo di prevedere "casi speciali di valutazione", utili a "individuare le variazioni geografiche e l'andamento a lungo termine delle concentrazioni nell'aria ambiente e, ove previsto, delle deposizioni". Il decreto prevede, inoltre, all'articolo 8, la determinazione dei precursori dell'ozono con l'obiettivo di analizzarne le tendenze e verificare la coerenza degli inventari di emissione, l'efficacia delle strategie di riduzione e la correlazione delle fonti di emissione alle concentrazioni, consentendo, inoltre, di approfondire la conoscenza dei processi di formazione dell'ozono e di dispersione dei precursori, anche per migliorare l'applicazione dei modelli fotochimici.

Per dare attuazione a questa disposizione normativa, il 23 dicembre 2010 è stato stipulato un Accordo di collaborazione per l'avvio delle Reti Speciali tra il Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, l'Istituto sull'Inquinamento Atmosferico del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR-IIA), l'Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile (ENEA) e l'Istituto Superiore di Sanità (ISS). L'Accordo ha la finalità di individuare i siti per l'istituzione della rete nazionale "speciale", di acquisire la strumentazione necessaria a svolgere le valutazioni aggiuntive e di strutturare un sistema utile a garantire l'avvio del monitoraggio, il controllo della qualità dei dati e la loro raccolta su un portale comune. Per favorire il coinvolgimento delle Regioni e delle Agenzie regionali interessate a partecipare a questa attività, sono stati predisposti due accordi derivati: un Accordo Laboratorio, sottoscritto da CNR-IIA ed ARPA Veneto, a seguito dell'individuazione di quest'ultima come laboratorio di riferimento per la maggior parte delle analisi previste dal progetto; e un Accordo Stazioni, sottoscritto tra CNR-IIA e i soggetti gestori delle stazioni "speciali" di misurazione della qualità dell'aria individuate dal decreto ministeriale del 29 novembre 2012. In attuazione dei due accordi derivati sono state messe a punto le procedure utili a garantire l'acquisizione dell'ideale strumentazione, il campionamento, il trasporto dei campioni e le relative analisi necessarie a rilevare tre anni di dati relativi a:

- la concentrazione di massa totale e la speciazione chimica del PM_{2,5}, su base annuale, in tre stazioni di misurazione di fondo in siti rurali;

- la concentrazione di massa totale e la speciazione chimica del PM₁₀ e del PM_{2,5}, su base annuale, in sette stazioni di misurazione in siti urbani;
- le concentrazioni di benzo(a)pirene, benzo(a)antracene, benzo(b)fluorantene, benzo(j)fluorantene, benzo(k)fluorantene, indeno(1,2,3-cd)pirene e dibenzo(a,h)antracene, in sette stazioni di misurazione, al fine di verificare la costanza dei rapporti nel tempo e nello spazio tra il benzo(a)pirene e gli altri idrocarburi policiclici aromatici di rilevanza tossicologica;
- la misurazione indicativa delle concentrazioni e della deposizione totale di arsenico, cadmio, nichel, benzo(a)pirene e degli altri idrocarburi policiclici aromatici, in tre stazioni di misurazione di fondo, incluse le concentrazioni del mercurio gassoso totale e la deposizione totale del mercurio;
- le concentrazioni dei precursori dell'ozono (ossidi di azoto e composti organici volatili) in almeno tre stazioni di monitoraggio di fondo rurale.

L'Accordo è al momento nella sua fase finale di attuazione e nei paragrafi che seguono sono fornite informazioni circa i lavori svolti e i primi risultati ottenuti.

2.1. Monitoraggio degli IPA

La Direttiva 2004/107/CE definisce il benzo(a)pirene (BaP) come marker per il rischio cancerogeno degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) nell'aria ambiente. Per tale ragione, oltre a definire per il composto un valore obiettivo di concentrazione nel PM₁₀ (pari a 1,0 ng/m³ come media annua), stabilisce che ogni Stato membro debba effettuare il monitoraggio di altri IPA significativi presso un numero limitato di punti di misura. Gli IPA aggiuntivi da monitorare devono includere almeno i seguenti sei: benzo(a)antracene (BaA), benzo(b)fluorantene (BbF), benzo(j)fluorantene (BjF), benzo(k)fluorantene (BkF), indeno(1,2,3-cd)pirene (IPY) e dibenzo(a,h)antracene (DBA). Il fine è quello di individuare le variazioni geografiche e le eventuali fluttuazioni a lungo termine delle concentrazioni in aria ambiente dei sette IPA considerati dalla Direttiva (cosiddetti cancerogeni) (Boström et al 2002). Inoltre, nel D.Lgs. 155/2010, allo scopo di verificare l'attendibilità dell'uso del benzo(a)pirene come tracciante di tossicità per tutti gli IPA, è inserito l'obbligo di monitorare la costanza dei rapporti di concentrazione tra il composto e gli altri sei IPA.

Nell'ambito dell'Accordo Reti Speciali, questa attività è stata implementata in dieci siti di tipo urbano, nel periodo autunno 2016-autunno 2019. Nel dettaglio, le stazioni coinvolte sono state: Milano Pascal, Padova Mandria, Firenze Bassi, Roma Villa Ada, Cosenza Città dei Ragazzi, Sondrio Via Paribelli, tutte di fondo; Pordenone Centro, Milano Senato, Roma ISS Regina Elena, di traffico); e infine la stazione di Taranto Via Machiavelli, che risponde alle caratteristiche di stazione industriale. Per alcuni periodi (soprattutto nel 2017) sono stati raccolti campioni di PM₁₀ per le analisi degli IPA anche presso la stazione di fondo di Via Cairoli, posizionata in un parco urbano al centro di Udine. Tutte le stazioni appartengono alle reti regionali per il monitoraggio della qualità dell'aria, tranne quella di Roma ISS.

Oltre a monitorare gli IPA cancerogeni sono stati monitorati anche il crisene (CHR) e il benzo(ghi)perilene (BPE). Per la misurazione delle concentrazioni della classe, sono stati utilizzati gli adeguati metodi UNI. Per il BaP è stato applicato il metodo UNI EN 15549:2008, per i restanti IPA, è stato applicato il metodo UNI CEN/TS 16645:2014. Il PM₁₀ è stato raccolto con campionamenti giornalieri su filtri in quarzo Whatman QMA da 47 mm. I campioni prima dell'analisi sono stati conservati al buio a temperatura di -20°C. L'estrazione dei campioni giornalieri, raggruppati settimanalmente, è stata condotta con solvente acetonitrile per HPLC, mediante ultrasuoni, con bagno raffreddato a temperatura sub-ambiente, per dieci minuti. Successivamente all'estrazione, la soluzione, filtrata

mediante filtri in PTFE da 0,20 μm , è stata analizzata in HPLC con detector a fluorescenza (FLD Waters serie Alliance). I composti sono stati identificati attraverso il tempo di ritenzione cromatografica, utilizzando un gradiente di acqua e acetonitrile come agente trasportatore per la loro eluizione. Per la rilevazione dei segnali cromatografici del BaP, sono state adottate lunghezze d'onda di eccitazione ed emissione rispettivamente pari a 290 nm e 415 nm. Per gli altri IPA, le lunghezze d'onda di eccitazione ed emissione sono state determinate seguendo il protocollo descritto nel metodo UNI CEN/TS 16645:2014. Il composto benzo(j)fluorantene non è stato rilevato dal momento che risulta poco fluorescente ed il limite di quantificazione è risultato essere molto più elevato delle quantità ritrovate nei filtri.

La validazione della metodica è avvenuta mediante l'uso di materiali certificati di riferimento: ERM-CZ100 e NIST SRM 1648a (Urban Particulate Matter), il recupero per il BaP è risultato superiore all'80%, pertanto non si è adottato alcun fattore di correzione. Dall'analisi condotta su filtri bianchi di laboratorio e bianchi di campo non sono state evidenziate interferenze analitiche. L'incertezza di misura calcolata per il BaP, applicando un fattore di copertura pari a 2, è risultato pari al 13,4% sul valore prossimo al valore obiettivo.

La Tabella 2.1 riporta i valori medi di concentrazione degli IPA su tutto il periodo di misura e le rispettive deviazioni standard.

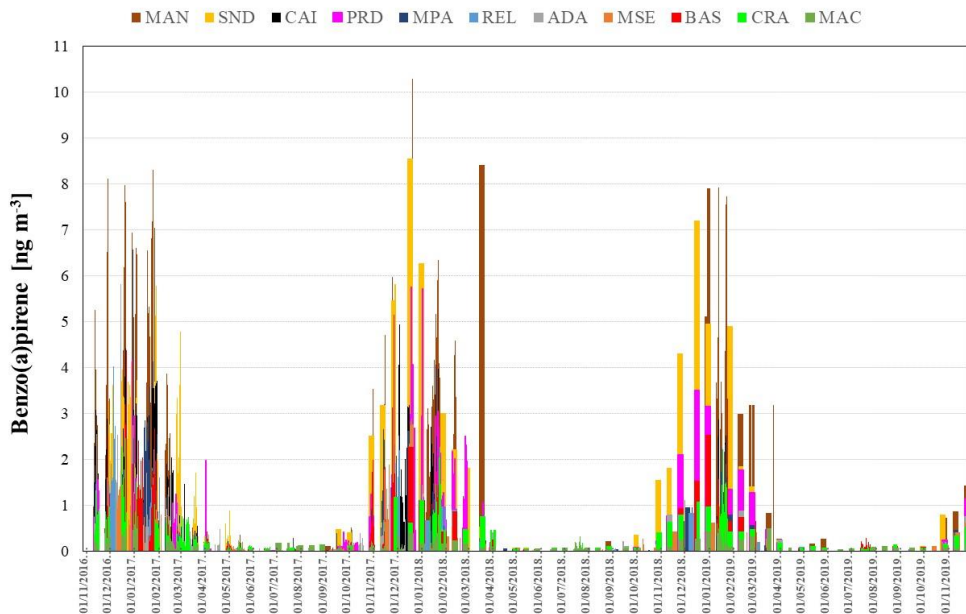
Tabella 2.1. Valori medi degli IPA e deviazioni standard associate riferite al periodo Autunno 2016-Autunno 2019. In grassetto i valori di concentrazioni dei composti a concentrazione più alta in ciascun sito.

Valori medi IPA periodo autunno 2016-autunno 2019										
IPA	Pordenone PRD		Sondrio SND		Padova MAN		Milano MSE		Milano MPA	
ng/m ³	media	dev std	media	dev std	media	dev std	media	dev std	media	dev std
BaA	0,52	0,80	1,59	2,20	1,18	1,77	0,20	0,31	0,42	0,57
CHR	0,54	0,86	1,55	2,19	1,17	1,83	0,24	0,33	0,45	0,64
BbF	0,65	0,87	1,26	1,66	1,41	1,98	0,38	0,50	0,58	0,74
BkF	0,41	0,45	0,71	0,87	0,74	0,99	0,19	0,25	0,33	0,39
BaP	0,81	1,04	1,48	2,06	1,56	2,20	0,33	0,49	0,54	0,74
IPY	0,80	0,82	1,25	1,37	1,17	1,48	0,37	0,49	0,60	0,55
DBA	0,07	0,06	0,12	0,10	0,13	0,13	0,06	0,05	0,06	0,05
BPE	0,68	0,89	1,19	1,51	1,34	1,80	0,49	0,62	0,60	0,79
Σ 8 IPA	3,75	5,46	8,68	11,75	8,07	11,80	2,09	2,91	2,95	4,24
IPA	Firenze BAS		Roma REL		Roma ADA		Cosenza CRA		Taranto MAC	
ng/m ³	media	dev std	media	dev std	media	dev std	media	dev std	media	dev std
BaA	0,28	0,42	0,25	0,36	0,24	0,43	0,19	0,23	0,14	0,15
CHR	0,27	0,46	0,30	0,42	0,26	0,44	0,24	0,29	0,18	0,15
BbF	0,39	0,71	0,39	0,50	0,43	0,55	0,32	0,35	0,23	0,19
BkF	0,23	0,36	0,21	0,26	0,21	0,26	0,19	0,22	0,11	0,10
BaP	0,43	0,69	0,36	0,53	0,39	0,55	0,36	0,40	0,16	0,14
IPY	0,39	0,51	0,34	0,43	0,37	0,39	0,28	0,29	0,16	0,14
DBA	0,05	0,05	0,05	0,04	0,05	0,05	0,04	0,02	0,04	0,04
BPE	0,51	0,66	0,47	0,58	0,48	0,55	0,39	0,41	0,26	0,21
Σ 8 IPA	2,37	3,56	2,25	3,02	2,35	3,08	1,97	2,14	1,22	1,03

Gli alti valori delle deviazioni standard associate alle misure sono dovuti alle ampie oscillazioni delle concentrazioni di IPA atmosferici rilevate durante l'anno. Infatti, come atteso, l'andamento stagionale

degli IPA ha mostrato una marcata diminuzione dei livelli di concentrazione nei periodi estivi, dovuta essenzialmente all'aumento del rimescolamento atmosferico, all'alta reattività fotochimica dei composti e alla mancanza delle sorgenti legate al riscaldamento domestico. A causa di questi fattori, spesso durante l'estate e in misura minore durante la fine della primavera e l'inizio dell'autunno, le concentrazioni degli IPA sono scese sotto il limite di rilevabilità del metodo analitico, che è pari a 0,02 ng/m³ (Khan et 2018). A titolo di esempio, la Figura 2.1 illustra l'andamento della concentrazione di BaP nei vari siti, durante tutto il periodo di misura.

Figura 2.1. Andamento del benzo(a)pirene durante l'intero periodo di misura. Per i nomi dei siti veda Tabella 2.1.



Le più alte concentrazioni di IPA totali (somma di tutti gli IPA valutati. Vedi Tabella 2.1) sono state trovate a Sondrio e Padova, risultando rispettivamente pari a $8,7 \pm 11,7$ ng/m³ e $8,1 \pm 11,8$ ng/m³. In tutti gli altri siti, gli IPA totali sono risultati più bassi, e compresi tra i $3,70 \pm 5,5$ ng/m³ di Pordenone e $1,2 \pm 1,0$ ng/m³ di Taranto.

Così come registrato per la somma degli IPA, ai siti di Sondrio e Padova sono state associate anche le più alte concentrazioni dei singoli IPA. In particolare, le due città sono state le uniche per cui il valore obiettivo del BaP è stato superato ($1,5 \pm 2,1$ ng/m³ a Sondrio e $1,6 \pm 2,2$ ng/m³ a Padova). Tra le altre città, Pordenone e Taranto sono state confermate rispettivamente quelle con più alte e più basse concentrazioni dei singoli congeneri. Questo evidenzia che le differenze tra i livelli di IPA totali nelle singole città non sono associabili a marcate differenze di concentrazioni di singoli IPA.

Un'analisi delle correlazioni effettuata tramite il calcolo del coefficiente di Spearman, ha evidenziato che, in genere, esiste una buona correlazione tra i profili degli IPA misurati nelle dieci città. Solo il sito di Sondrio non mostrava una correlazione statisticamente significativa con nessuna delle altre città. La mancanza di correlazione con gli IPA delle altre città è stata rilevata anche per Taranto, che non correlava, oltre che con Sondrio, anche con Padova e Pordenone, e per Padova che non presenta correlazione con i due siti milanesi di Pascal e Senato. In tutti gli altri casi i valori dei coefficienti sono maggiori di 0,7 e riflettono l'assenza di marcate differenze nei profili. In particolare, si osserva che i valori più alti dei coefficienti sono quelli tra i due siti romani (0,99) e tra i siti romani e quello di Milano Senato (0,98). Il BPE è risultato in generale il composto con una concentrazione media sul periodo più elevata. Fanno eccezione Pordenone e Padova, per cui il composto presente in maggiore concentrazione è stato il BaP, e Sondrio, in cui i valori più elevati sono associati al BaA e al CHR, che hanno mostrato medie molto simili. Le più alte concentrazioni rilevate nei siti di fondo urbano del nord, rispetto ai siti del sud e ai siti da traffico di grandi agglomerati urbani come Milano e Roma, sembrano confermare il peso della sorgente combustione di biomassa su questa classe di inquinanti (Petracchini et al 2017).

Sia a Milano che a Roma sono stati monitorati un sito da traffico e un sito di fondo. Le medie degli IPA calcolate dai dati giornalieri su tutto il periodo di misura (Tabella 2.1), hanno mostrato una prevalenza delle concentrazioni di IPA nel sito di fondo (Pascal) a Milano, mentre a Roma le medie dei siti sembrano molto più simili. Dato che, in entrambe le città, i giorni delle misure effettuate nelle due postazioni di misura non corrispondevano completamente, il confronto è stato ripetuto utilizzando solamente i valori di concentrazione dei campionamenti contemporanei. I risultati ottenuti hanno evidenziato che le concentrazioni medie degli IPA nel sito di fondo di Villa Ada erano leggermente superiori a quelle del sito da traffico Regina Elena ($2,1 \pm 2,5 \text{ ng/m}^3$ vs $1,9 \pm 2,2 \text{ ng/m}^3$) e allo stesso modo a Milano i valori medi erano più alti nel sito di fondo Pascal rispetto a quello da traffico ($2,3 \pm 2,4 \text{ ng/m}^3$ vs $2,0 \pm 3,0 \text{ ng/m}^3$). I due siti di fondo non sono risultati quindi meno impattati dagli IPA rispetto a quelli da traffico. Ciò sembra suggerire la necessità di una maggiore attenzione nella scelta delle postazioni sulla rete di monitoraggio ed indirizza verso la programmazione di una giusta distribuzione delle stazioni tra le due tipologie di siti (fondo urbano e di traffico) considerando che il traffico non è per tutti gli inquinanti la sorgente principale.

Relativamente alla verifica della costanza dei rapporti tra il BaP e ciascuno degli altri IPA, i valori medi stagionali dei singoli rapporti sono stati calcolati per tutto il periodo di misura. I risultati sono riportati nella Tabella 2.2. Tra tutti i rapporti, quello tra BaP e DBA è risultato sia il più alto, sia quello che presentava le maggiori differenze tra città e tra stagioni. Nonostante le basse concentrazioni del DBA abbiano spesso interferito con la determinazione del rapporto, inserendo un certo grado di incertezza nel suo calcolo, soprattutto nel periodo estivo, ne risultano evidenti le ampie oscillazioni da sito a sito (Balducci et al 2018).

Considerando tutte le città, i più alti valori dei rapporti BaP/DBA sono oscillate tra 40,4 (Firenze Bassi autunno 2018) e 11,9 (Taranto Macchiavelli autunno 2017). Taranto è l'unica città in cui è stato possibile determinare il rapporto BaP/DBA in tutti i sottoperiodi stagionali considerati, ed è anche la città che presenta i valori del rapporto più bassi (valore medio su tutto il periodo $8,1 \pm 3,1$).

Gli altri rapporti del BaP con i vari IPA sono risultati più bassi. In particolare, i più bassi tra tutti sono i valori dei rapporti BaP/BPE e BaP/BbF, che si sono mantenuti il più delle volte sotto l'unità (valori medi dei rapporti su tutti i siti e tutte le stagioni pari a $0,8 \pm 0,2$ per BaP/BPE e $0,9 \pm 0,3$ per BaP/BbF). Valori

dei rapporti più alti sono invece stati determinati per BaP/BkF e BaP/BaA (valori medi per tutti i siti e tutte le stagioni pari a $1,7 \pm 0,4$ per BaP/BkF e $1,6 \pm 0,6$ per BaP/BaA). Le più ampie oscillazioni sono state registrate per il rapporto BaP/BaA che mostra una deviazione standard percentuale su tutti i valori pari al 36%.

L'analisi dei rapporti stagionali tramite PCA (Padoan et al., 2020) non ha messo in evidenza la presenza di cluster, né rispetto alle città, né rispetto alle stagioni, evidenziando l'assenza di una marcata omogeneità. Inoltre, considerando gli IPA indicati dalla direttiva, dall'analisi statistica delle distribuzioni dei rapporti stagionali emerge una differenza nelle distribuzioni dei rapporti stessi nelle varie città, specialmente per i rapporti BaP/BaA e BaP/BbF. I risultati ottenuti indicano quindi che il BaP, pur essendo un buon indicatore della tossicità della classe, non è in grado di rappresentare in maniera analoga il comportamento di tutti gli IPA.

Tabella 2.2. Valori medi dei rapporti del benzo(a)pirene rispetto agli altri IPA, valutati su tutto il periodo di misura, a partire dai valori stagionali.

IPA	Pordenone		Sondrio		Padova		Milano MSE		Milano MPA	
	media	dev std	media	dev std	media	dev std	media	dev std	media	dev std
BaP/BaA	1,6	0,5	0,9	0,2	1,9	0,7	1,5	0,6	1,5	0,4
BaP/Bbf	1,0	0,2	1,0	0,3	1,0	0,2	0,8	0,2	0,8	0,2
BaP/BkF	2,0	0,6	1,7	0,5	1,9	0,3	1,5	0,3	1,5	0,4
BaP/DBA	nv	nv	16,1	9,8	17,8	7,3	nv	nv	nv	nv
BaP/IPY	1,3	0,3	1,5	0,4	1,4	0,3	1,3	0,7	1,0	0,2
BaP/BPE	0,9	0,3	1,0	0,3	0,9	0,2	0,6	0,2	0,7	0,1
BaP/CHR	1,2	0,4	0,8	0,2	1,4	0,3	1,1	0,3	1,1	0,3
IPA	Firenze		Roma REL		Roma ADA		Cosenza		Taranto	
	media	dev std	media	dev std	media	dev std	media	dev std	media	dev std
BaP/BaA	1,8	0,6	1,3	0,3	1,8	0,5	2,0	0,4	1,4	0,4
BaP/Bbf	1,0	0,2	0,8	0,2	0,9	0,2	1,1	0,2	0,7	0,1
BaP/BkF	1,9	0,3	1,5	0,4	1,8	0,2	1,8	0,3	1,5	0,2
BaP/DBA	nv	nv	nv	nv	14,9	7,1	nv	nv	8,1	3,1
BaP/IPY	1,4	0,8	1,1	0,2	1,3	0,4	1,4	0,2	1,1	0,3
BaP/BPE	0,7	0,2	0,6	0,1	0,7	0,1	0,9	0,1	0,6	0,1
BaP/CHR	1,5	0,4	1,0	0,3	1,5	0,4	1,6	0,3	0,9	0,2

2.2. Speciazione chimica del particolato

La speciazione chimica del materiale particolato rappresenta uno strumento fondamentale per la conoscenza degli impatti che le diverse sorgenti emissive possono avere sull'ecosistema e sull'uomo. Il D.Lgs. 155/2010 prevede la misura della media giornaliera della concentrazione in massa per il PM₁₀, della concentrazione media annuale per il PM_{2,5} e della concentrazione di quattro metalli pesanti (arsenico, cadmio, nichel e piombo) imponendo valori obiettivo o valori limite su base annuale. La rilevazione di questi parametri, seppur utile ai fini della valutazione della qualità dell'aria, non consente di stimare l'impatto che le diverse sorgenti di PM hanno sull'inquinamento locale. La speciazione chimica del materiale particolato, oltre alla misura della concentrazione in massa di PM₁₀ e PM_{2,5}, include sia la determinazione della frazione ionica solubile, tramite tecniche di cromatografia, sia della concentrazione di carbonio elementare ed organico mediante metodi termo-ottici. La caratterizzazione completa del PM prevede, inoltre, la misura della concentrazione dei macroelementi mediante tecniche di XRF, e dei microelementi ed elementi in tracce mediante ICP-MS nella frazione solubile e non solubile. Nell'ambito del programma Reti Speciali, queste ultime analisi non sono state eseguite.

L'analisi dell'arsenico, cadmio, nichel e piombo nella frazione del particolato atmosferico PM₁₀ o PM_{2,5} è stata condotta secondo la norma UNI EN 14902:2005. Il particolato è stato raccolto su filtri giornalieri in quarzo Whatman QMA da 47 mm, il filtro è stato immagazzinato prima dell'analisi a temperatura ambiente e successivamente trattato ed analizzato singolarmente. Il campione è stato mineralizzato mediante attacco in microonde con una soluzione di acido nitrico ed acqua ossigenata. La soluzione ottenuta dalla mineralizzazione è stata portata a 50 ml con acqua milliq ed analizzata mediante ICP-MS (Agilent 7700). Le interferenze isobariche sono state ridotte mediante la tecnica di collisione. Per la validazione del metodo è stato utilizzato come materiale di riferimento il NIST 1648a, per il mantenimento della validità della prova oltre ai controlli interni con materiali di riferimento sono stati eseguiti anche circuiti (proficiency test) organizzati dal LGC. Il limite di quantificazione della tecnica analitica per il campionamento standard di 55 m³ è il seguente: As 1,0 ng/m³, Cd 0,2 ng/m³, Ni 1,0 ng/m³, Pb 0,5 ng/m³. L'incertezza calcolata su filtri rafforzati risulta inferiore a quanto dichiarato nella norma UNI EN 14902:2005, in particolare è stata riscontrata un'incertezza calcolata con fattore di copertura 2 di: As 8%, Cd 3%, Ni 4%, Pb 3%. A questa incertezza va aggiungere l'incertezza di campionamento.

La misurazione del carbonio elementare (EC) ed organico (OC) nel particolato atmosferico, in particolare PM_{2,5}, è stata effettuata mediante tecnica termo-ottica secondo il protocollo EUSAAR-2, riportata nella norma UNI EN 16909:2017. Inizialmente era stata adottata anche la metodica NIOSH-Quartz, prove di confronto tra le due metodiche non hanno individuato evidenti differenze nei campioni analizzati. Il campionamento è stato eseguito su filtro in quarzo PALL QAT senza leganti, avendo questo un minore contributo di carbonio organico tra i filtri presi in considerazione. L'analisi è stata condotta con strumentazione della ditta Sunset Laboratory Inc. Il limite di quantificazione della tecnica analitica per EC è di 0,2 µgC/cm², dove C sta per carbonio, e per OC 2 µgC/cm². L'incertezza di misura del metodo è stata calcolata pari al 28% per EC e al 14% per OC. La validazione del metodo è stata condotta mediante standard di saccarosio e attraverso l'uso di filtri di riferimento preparati dalla ditta Sunset.

Per l'analisi degli ioni solubili è stata applicata la norma UNI EN 16913:2017, che prevede la ricerca degli ioni idrosolubili, cioè per i cationi: sodio (Na⁺), ammonio (NH₄⁺), potassio (K⁺), magnesio (Mg²⁺) e calcio (Ca²⁺); per gli anioni: nitrati (NO₃⁻), solfati (SO₄²⁻), cloruri (Cl⁻). Le polveri per la ricerca degli ioni

sono state raccolte su filtri in quarzo Whatman QMA, prima dell'analisi i filtri sono stati conservati a -20°C. La parte ionica è stata solubilizzata in acqua milliQ nella quantità di 10 ml per filtro e la solubilizzazione è stata accelerata mediante ultrasuoni. Dopo passaggio su filtro in PTFE da 0,20 µm, la soluzione è stata analizzata, entro le 24 ore, tramite cromatografia ionica con detector conduttimetrico. Per i cationi la separazione è stata effettuata su colonna Dionex IonPac CS12 (4 x 250 mm), impiegando come eluente acido metansolfonico 0,02 M, individuando le sostanze tramite tempo di ritenzione. L'analisi degli anioni è stata condotta per eluizione isocratica con eluente carbonatico e colonna di separazione Metrosep A Supp 7 (4 x 250 mm), il limite di quantificazione della tecnica analitica è stato calcolato in 5 µg per filtro per singolo anione, ed in 2 µg per filtro per singolo catione. L'interferente più comune è risultato il sodio presente nel filtro bianco, il valore di sodio nel bianco è stato misurato attraverso analisi di bianchi di campo e la media di questi è stata sottratta al valore analitico delle polveri campionate. Il metodo è stato tenuto sotto controllo mediante l'analisi di standard liquidi certificati, alla corretta diluizione.

Il campionamento del materiale particolato destinato alla speciazione è stato eseguito in dieci stazioni ARPA classificate come di fondo in sito urbano (FU), di traffico in area urbana (TU), industriale in sito urbano (IU) e di fondo in sito rurale (FR).

In particolare, sono stati eseguiti campionamenti di PM₁₀ e PM_{2,5} nei siti: Milano - Via Pascal (MPA, FU), Udine - Via Cairoli (FU), Padova - Mandria (FU), Firenze - Via Bassi (FU), Roma - Istituto Superiore di Sanità (TU), Cosenza - Città dei ragazzi (FU), Taranto - Via Machiavelli (IU). Per i campioni prelevati in questi siti, la speciazione ha riguardato la determinazione della concentrazione di EC e OC e di anioni e cationi in entrambe le frazioni dimensionali.

Sono, inoltre, stati eseguiti campionamenti solo di PM_{2,5} nei siti: Schivenoglia (MN) (FR), Ripatransone (AP) (FR), Santa Maria Cerrate (LE) (FR). In questi siti i campionamenti sono stati destinati alla determinazione della concentrazione di massa del PM_{2,5}, di EC ed OC, e di piombo, arsenico, cadmio e nichel.

Tutti i dati riportati sono relativi al periodo 01/01/2017 – 31/12/2019.

I dati di concentrazione in massa di PM₁₀ e PM_{2,5} sono stati estrapolati dai siti web delle ARPA, le cui centraline sono state coinvolte nei campionamenti. Solo nel sito di Roma, non disponendo di una postazione ARPA presso l'Istituto Superiore di Sanità, la concentrazione in massa è stata calcolata considerando le medie giornaliere nei nove siti ARPA situati nell'area urbana.

Poiché i campionamenti destinati alla determinazione delle diverse specie chimiche non sono stati eseguiti contemporaneamente in tutti i siti, si è preferito procedere con l'elaborazione dei dati di speciazione chimica, considerando le medie stagionali del singolo parametro nei tre anni.

Gli andamenti giornalieri delle concentrazioni in massa del PM₁₀ mostrano, come atteso, il tipico trend stagionale nelle città del nord con massimi nei periodi freddi e minimi nei periodi caldi (Masiol et al., 2017). Tale tendenza diventa meno evidente nelle città del centro e del sud Italia: nei siti di Roma e Firenze tale andamento è nettamente meno marcato, nei siti di Cosenza e Taranto non si notano differenze tra le diverse stagioni in termini di concentrazioni in massa del PM₁₀.

Il contributo annuale medio percentuale del PM_{2,5} al PM₁₀ è maggiore nei siti del nord e tende a diminuire con la latitudine (Tabella 2.3). Il massimo è stato raggiunto nel 2017 nel sito di Padova, dove il PM_{2,5} ha contribuito per l'80% alla massa media annuale del PM₁₀; nel 2018 a Udine il PM_{2,5} ha costituito il 79% del PM₁₀ medio annuale. A Taranto nel 2019 questo valore scende al 48%, ovvero il minimo osservato per questo set di dati. Questa tendenza è dovuta sia alla presenza di sorgenti di

particolato fine (prevalentemente processi combustivi), sia ai ben noti meccanismi di produzione di PM secondario, tipicamente fine, legati in inverno al nord, allo scarso rimescolamento della bassa atmosfera.

Tabella 2.3. Contributi percentuali del PM_{2,5} al PM₁₀ nelle dieci stazioni durante i tre anni di misure

	% PM _{2,5} nel PM ₁₀			
	2017	2018	2019	media
Milano	69	73	66	69
Udine	75	79	74	76
Padova	80	77	74	77
Firenze	66	65	63	65
Roma	55	54	50	53
Cosenza	69	55	58	61
Taranto	54	52	48	51

Le medie annuali di concentrazione in massa del PM₁₀ e del PM_{2,5} mostrano in tutti i siti del nord un graduale decremento tra il 2017 e il 2019. Milano è il sito in cui questo andamento è più evidente per entrambe le frazioni dimensionali (medie annuali PM₁₀: 43, 31, 31 µg/m³; medie annuali PM_{2,5}: 29, 23, 20 µg/m³ rispettivamente negli anni 2017, 2018, 2019). Lo stesso trend è particolarmente evidente a Padova (medie annuali PM₁₀: 42, 35, 30 µg/m³; medie annuali PM_{2,5}: 34, 27, 23 µg/m³). Al centro e soprattutto al sud l'andamento osservato nelle città del nord è meno evidente. A Roma i valori restano sostanzialmente costanti nei tre anni ed in entrambe le frazioni (medie annuali PM₁₀: 27, 27, 26 µg/m³; medie annuali PM_{2,5}: 15, 15, 13 µg/m³); a Cosenza si verifica un leggero aumento di concentrazione nei valori medi annuali di PM₁₀ tra il 2017 e il 2019 (medie annuali PM₁₀: 20, 23, 22 µg/m³).

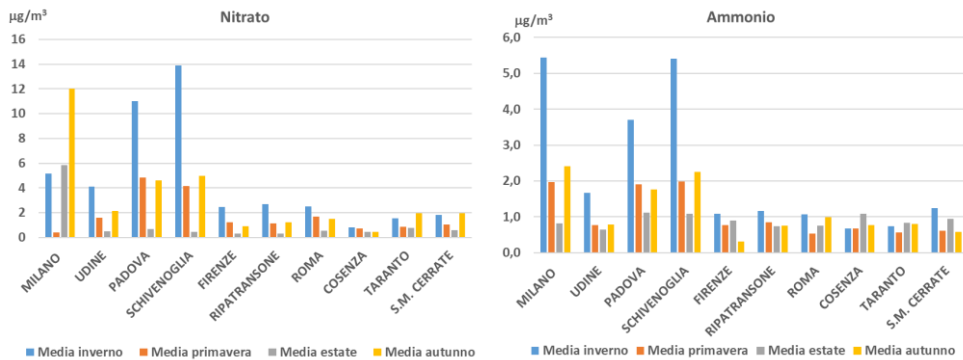
Non avendo a disposizione i dati di concentrazione dei macro-elementi, il contributo della frazione crustale al PM₁₀ è stato calcolato come la differenza tra la massa totale del PM₁₀, dell'OC, dell'OM (materiale organico) e degli ioni. Il materiale crustale rappresenta un contributo decisamente significativo del PM₁₀, essendo la media totale compresa tra il 45% (Padova) e il 54% (Firenze). Generalmente questo contributo è maggiore in estate a causa del fenomeno di risollevarimento di particelle da terreni aridi. Questa tendenza è molto evidente nei siti di Firenze, Milano e Padova; a Udine, esso rappresenta un contributo prevalentemente autunnale, mentre nei due siti del sud non si osservano variazioni rilevanti nelle quattro stagioni.

La misura della concentrazione dello ione potassio (K⁺) nel PM_{2,5} permette di stimare il contributo da *biomass burning*. Come atteso, tale componente è maggiore in inverno nei siti del nord, a causa dell'effetto del riscaldamento. Le concentrazioni medie maggiori si osservano in inverno a Padova (1,2 µg/m³), Schivenoglia (0,83 µg/m³), Milano (0,77 µg/m³). Anche nei siti del centro, le concentrazioni maggiori si sono osservate durante la stagione invernale, ma con valori medi decisamente inferiori a quelli registrati al nord (0,44 µg/m³ a Firenze, 0,43 µg/m³ a Roma, 0,30 µg/m³ a Ripatransone). Al sud

le concentrazioni medie sono tendenzialmente costanti nelle quattro stagioni; tuttavia, si sono osservati dei massimi in autunno nei siti di Taranto (0,33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e S. M. Cerrate (0,61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Lo ione solfato (SO_4^{2-}) nel $\text{PM}_{2,5}$ può essere considerato un tracciante dei composti di origine secondaria. Essendo di origine prevalentemente fotochimica, la concentrazione media è, come atteso, maggiore in estate e al sud, con valori medi compresi tra i 2,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a Cosenza e i 3,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a Taranto. Anche nelle città del centro si osserva un massimo in estate, sebbene i valori medi di concentrazioni siano decisamente inferiori rispetto a quelli misurati nelle città del sud, e sono compresi tra i 2,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di Firenze e i 1,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di Roma. A Milano e a Udine si osserva un andamento della concentrazione media dello ione solfato piuttosto costante nelle quattro stagioni; tuttavia, le concentrazioni medie maggiori sono state misurate nei siti di Padova e Schivenoglia in inverno (2,13 e 2,26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ rispettivamente) ed in estate (1,97 e 2,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ rispettivamente).

Figura 2.2: Andamenti stagionali medi di ammonio (a sinistra) e nitrato (a destra) nelle dieci stazioni



Le concentrazioni dello ione ammonio NH_4^+ sono maggiori al nord rispetto al centro e al sud in tutte le stagioni (Figura 2.2a). A Milano e a Schivenoglia la concentrazione media totale di ammonio è 2,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a Padova, 2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a Udine, 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Le concentrazioni maggiori si registrano in inverno, con il massimo nei siti di Milano e Schivenoglia (5,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Al centro e al sud le concentrazioni medie totali sono sensibilmente inferiori rispetto al nord e sono comprese tra 0,7 e 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Anche per questi siti, le concentrazioni maggiori sono state misurate in inverno, ad eccezione del sito di Cosenza, che presenta un massimo in estate, e di Taranto, in cui le concentrazioni rimangono piuttosto costanti nelle quattro stagioni.

Le concentrazioni dello ione nitrato NO_3^- mostrano un andamento stagionale simile a quello osservato per l'ammonio, ma con alcune differenze (Figura 2.2b). Anche per questa specie chimica la concentrazione media totale è maggiore nei siti del nord: Milano e Schivenoglia (5,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Padova (5,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Udine (2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Al centro e al sud le concentrazioni medie totali sono comprese tra 1,6 e 0,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ad eccezione del sito di Milano, in estate il contributo del nitrato nelle città del nord è praticamente trascurabile, mentre aumenta leggermente spostandosi verso sud.

Ammonio e nitrato mostrano una ottima correlazione nei siti del nord, soprattutto a Milano e a Schivenoglia ($R^2 = 0,99$), ma anche a Udine e a Padova ($R^2 = 0,87$) ad indicare probabilmente una sorgente comune per le due specie chimiche. La minore correlazione tra i due parametri considerati che si osserva al centro (R^2 compreso tra 0,77 di Ripatransone e 0,59 di Firenze) ma soprattutto al sud (R^2 compreso tra 0,25 di S. M. Cerrate e 0,13 di Taranto), suggerisce che tale sorgente sia attiva soprattutto al nord ed in inverno ed è da attribuirsi, oltre alla creazione di nitrato d'ammonio secondario, probabilmente anche alle sostanze fertilizzanti utilizzate in agricoltura nella zona della Pianura Padana (Masiol et al., 2015).

Sono state infine misurate le concentrazioni di arsenico, cadmio, nichel e piombo nel $PM_{2,5}$ nelle tre stazioni di fondo regionale. Il D.Lgs. 155/2010 fornisce valori limite e valori obiettivo per questi quattro metalli nell'anno civile. Tali valori sono ampiamente rispettati per ogni elemento ed in ogni sito esaminato.

2.3. Monitoraggio del mercurio

Il mercurio è un metallo pesante altamente tossico e persistente che può essere assorbito e accumulato dagli organismi viventi, con gravi conseguenze sia per gli ecosistemi che per la salute dell'uomo (Langford et al., 1999). Grazie alla sua elevata volatilità in atmosfera è in grado di essere trasportato per lunghe distanze, depositandosi anche molto lontano dal luogo di emissione, da cui il riconoscimento del mercurio come inquinante globale. Raggiunti gli ecosistemi acquatici, una volta trasformato in forma organica, è soggetto a bioaccumulo ed a biomagnificazione lungo la catena trofica. Il consumo di pesce di grossa taglia ne rappresenta, infatti, una tra le principali fonti di esposizione per l'uomo (Carocci et al., 2016). È un elemento naturalmente presente nella crosta terrestre sotto forma di minerale (cinabro o solfuro di mercurio). Le eruzioni vulcaniche, gli eventi geotermici, gli incendi, rappresentano circa il 10% delle emissioni globali di mercurio in atmosfera. Un ulteriore 60% delle attuali emissioni globali di mercurio nell'aria derivano da complessi cicli biogeochimici, molti dei quali comportano il ricircolo del mercurio di origine antropica precedentemente depositato nel suolo e nell'acqua (UNEP, 2019). Il restante contributo, aumentato nel corso degli anni, è invece dovuto al suo maggiore impiego in diverse applicazioni industriali oltre che in vari prodotti. Tra le sorgenti con apporto significativo all'inquinamento da mercurio sono da considerarsi le centrali alimentate a carbone, i cementifici, le lavorazioni dei metalli (UNEP, 2019). Nell'ottobre del 2013 è stato sottoscritto un trattato internazionale, entrato in vigore nel 2017, cui aderisce anche l'Italia, che prende il nome dalla città giapponese, Minamata, dove per la prima volta fu riconosciuto l'avvelenamento da mercurio. Scopo di tale convenzione è ridurre l'esposizione al mercurio, attraverso il controllo e la riduzione delle attività responsabili del suo maggiore rilascio nell'ambiente (UNEP, 2023).

In tale contesto il monitoraggio del mercurio gassoso totale (TGM) in atmosfera è stato effettuato sino a pochi anni fa esclusivamente nell'ambito di reti a scala continentale e globale, quali ad esempio la rete afferente al programma European Monitoring and Evaluation Program (EMEP) o la rete del Global Mercury Observation System (GMOS) (Tørseth et al., 2012, Sprovieri et al., 2016).

Nelle reti per il monitoraggio della qualità dell'aria la misurazione del mercurio in atmosfera viene prevista per la prima volta nell'ambito dei "casi speciali di valutazione della qualità dell'aria" (art. 6 del D.Lgs. 155/2010). Nello specifico viene richiesta l'individuazione su territorio nazionale di almeno tre stazioni di fondo rurale, scelte nell'ambito delle reti di misura regionali e di quelle appartenenti al programma EMEP, presso cui effettuare la misurazione indicativa del TGM con periodo minimo di

copertura temporale pari al 14%. Il lavoro confluito nell'apposita istruttoria mercurio elaborata in seno al Comitato Tecnico Scientifico dell'accordo Reti Speciali ha portato all'individuazione dei seguenti siti speciali mercurio: 1) Schivenoglia - stazione di fondo in sito rurale gestita da ARPA Lombardia; Montelibretti – stazione di fondo EMEP in sito suburbano gestita dal CNR-IIA; e 3) Monte Sant'Angelo – stazione di fondo in sito rurale, gestita da ARPA Puglia. La prima stazione ad avviare il campionamento del TGM è stata la stazione pugliese di Monte Sant'Angelo. Qui i campionamenti in continuo di TGM sono iniziati nel 2018 grazie ad un analizzatore automatico della Lumex, basato sull'uso della Spettroscopia ad Assorbimento Atomico (AAS) con effetto Zeeman (Sholupov et al., 2004). Le rilevazioni di TGM sono invece iniziate nel 2020, sia presso Schivenoglia che a Montelibretti, in entrambi i casi tramite lo strumento automatico della Tekran, il cui principio di misurazione si basa sulla Spettroscopia di Assorbimento Atomico a Vapori Freddi (CVAFS) (Tekran, 1998). Sebbene esistano differenze operative tra i principi di misura CVAFS e AAS, studi comparativi tra gli analizzatori sopra citati, eseguiti durante lo sviluppo del metodo standard per il mercurio, hanno mostrato un buon accordo nei dati di monitoraggio del mercurio atmosferico ottenuti da entrambi i sistemi (UNI EN 15852: 2010). La strumentazione presente presso tutti e tre i siti, essendo di tipo automatico, ha garantito la misurazione del TGM nel corso degli anni in modo quasi continuo fino al 2022. La scrematura dei dati validi è stata svolta al netto dei periodi di manutenzione/taratura/calibrazione effettuati sugli analizzatori. Per quanto riguarda le misure ottenute tramite Lumex la rappresentatività dei dati è stata valutata sulla base delle più diffuse tecniche statistiche di validazione. I dati rilevati dagli strumenti Tekran sono stati invece sottoposti ad uno screening di qualità tramite un sistema appositamente sviluppato per le misure di mercurio atmosferico, tale da verificare la validità dei dati prodotti in concomitanza di condizioni strumentali corrette e aderenti alle procedure standard di riferimento (D'Amore et al., 2015).

Come si evince dalla Tabella 2.4, la quantità di dati risultati validi e disponibili su base annuale per ciascuna stazione coinvolta nella rete speciale mercurio, risulta superiore alla percentuale di copertura minima (>14%) necessaria per soddisfare gli obiettivi di qualità. Occorre tuttavia sottolineare che in alcuni casi, come il 2020 e il 2022, sia per Schivenoglia che per Montelibretti, e il 2018 per Monte Sant'Angelo, la distribuzione delle misurazioni disponibili non è uniforme nel corso dell'anno, così come richiesto per la loro corretta rappresentatività annuale. Ciò non consente di effettuare un'analisi robusta delle tendenze annuali dei livelli di mercurio gassoso rilevati a Schivenoglia e a Montelibretti. Fa eccezione il sito Monte Sant'Angelo, per il quale si è osservato un andamento molto stabile dal 2019 fino al 2021, seguito da una lieve diminuzione nel 2022, con valori mediani che da 1,7 ng/m³ sono scesi a 1,6 ng/m³. Ad ogni modo si può rilevare che i parametri statistici calcolati su base annuale per tutte le stazioni coinvolte, così come riassunto in Tabella 2.4, mostrano un range di valori per i livelli di concentrazione di TGM che rientrano in quelli tipici osservati nell'emisfero settentrionale e nell'area del Mediterraneo (Sprovieri et al., 2016; Kotnik et al., 2014).

Tabella 2.4. Principali indici statistici (1° Quartile, Mediana, Media, 3° Quartile) e Copertura Dati (%) riferiti alle concentrazioni di TGM (ng/m³) disponibili - su base annuale - per ciascuna delle stazioni coinvolte nelle misurazioni di mercurio (Schivenoglia, Montelibretti e Monte Sant'Angelo).

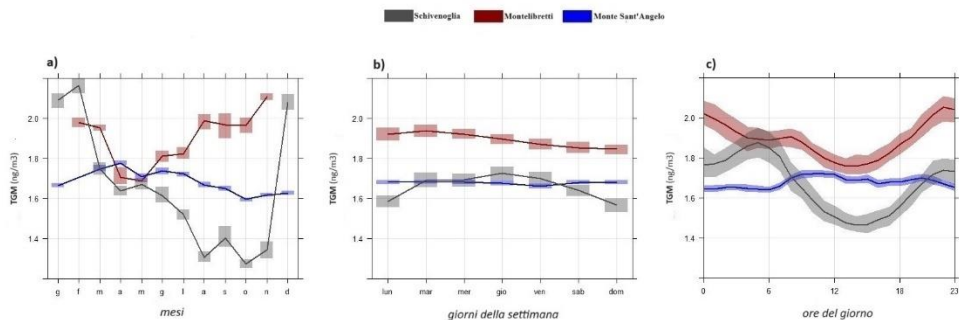
		SCHIVENOGLIA					
		1° Quartile	Mediana	Media	3° Quartile	Copertura dati	
Mercurio Gassoso Totale	TGM (ng/m ³)	2020	1,6	1,9	2,0	2,2	49%
		2021	1,3	1,5	1,7	1,9	90%
		2022	1,1	1,4	1,7	1,7	23%
			MONTELIBRETTI				
			1° Quartile	Mediana	Media	3° Quartile	Copertura dati
		2020	1,5	1,7	1,8	2,1	48%
		2021	1,7	1,9	1,9	2,1	53%
		2022	1,4	1,7	1,8	2,1	50%
			MONTE SANT'ANGELO				
			1° Quartile	Mediana	Media	3° Quartile	Copertura dati
		2018	1,6	1,7	1,7	1,8	53%
		2019	1,6	1,7	1,7	1,8	95%
	2020	1,6	1,7	1,7	1,8	91%	
	2021	1,6	1,7	1,7	1,8	79%	
	2022	1,5	1,6	1,6	1,7	93%	

A fini di un confronto coerente tra gli andamenti delle concentrazioni di TGM, è stato scelto come riferimento l'anno 2021, in quanto contraddistinto dalla disponibilità di una maggiore copertura di dati e con distribuzione omogenea, nell'arco dell'anno stesso, su tutte le tre stazioni speciali mercurio. La Figura 2.3 sintetizza le principali tendenze riscontrate nelle concentrazioni di TGM, evidenziandone le differenze, presumibilmente legate alle caratteristiche dei tre siti coinvolti nelle campagne di misurazione.

La distribuzione su base mensile, riportata in Figura 2.3a, evidenzia che i livelli più elevati di TGM sono stati registrati presso Schivenoglia nei mesi invernali, con valori medi intorno a 2,1 ng/m³ che scendono sotto valori medi di 1,4 ng/m³ a partire dalla tarda estate fino a tutto l'autunno, facendo pertanto presupporre per questo sito un'importante incidenza ascrivibile alla combustione non industriale. Anche presso Montelibretti le concentrazioni maggiori sono state rilevate in autunno/inverno, accompagnate però da una diminuzione meno marcata rispetto a quella osservata a Schivenoglia negli altri mesi. I valori medi presso Montelibretti non scendono sotto la soglia di 1,7 ng/m³ nemmeno nei mesi estivi, evidenza che probabilmente è da imputare alla presenza di maggiori pressioni, tra cui sono da annoverare, per rilevanza di emissioni associate, la centrale termoelettrica ENEL di Torvaldaliga Nord, nel comune di Civitavecchia, oltre che le centrali geotermiche, presenti sul versante sud del

Monte Amiata. Come risulta dall'ultimo inventario delle emissioni provinciale (ISPRA, 2019), nelle aree di influenza per i siti Schivenoglia ed Montelibretti, particolare incidenza risultano avere anche il settore della combustione nell'industria manifatturiera, così come quello dei processi produttivi. La tipologia di quest'ultime sorgenti potrebbe, tra le altre cose, giustificare il decremento nei livelli medi di TGM osservato durante il fine settimana, sia presso Schivenoglia che a Montelibretti (vedi Figura 2.3b). Completamente differente risulta invece l'andamento delle concentrazioni medie mensili osservate presso il sito costiero di Monte Sant'Angelo, che rimane pressoché stabile intorno al valore medio annuale (1,7 ng/m³), con un lieve incremento registrato nei mesi primaverili ed estivi. Le concentrazioni di TGM presso Monte Sant'Angelo rimangono invariate anche rispetto ai diversi giorni della settimana, aspetto quest'ultimo che, come confermato anche dall'inventario delle emissioni, è presumibilmente dovuto alla mancanza di sorgenti antropiche locali. L'aumento delle concentrazioni di TGM a Monte Sant'Angelo nei mesi più caldi farebbe infatti pensare alla maggiore influenza di processi fotochimici che favoriscono la ri-emissione del mercurio gassoso elementare, sia dalla vegetazione presente nel vicino parco del Gargano, sia dallo specchio d'acqua del golfo di Manfredonia che costeggia il sito costiero di Monte Sant'Angelo. Tale considerazione sarebbe anche confermata dall'andamento medio del ciclo giornaliero dei livelli di TGM che, come evidenziato in Figura 2.3c, mostra un relativo incremento presso Monte Sant'Angelo proprio in corrispondenza delle ore centrali del giorno in presenza di maggiore radiazione solare. Opposto è invece l'andamento del ciclo medio giornaliero del TGM osservato sia a Montelibretti che a Schivenoglia, dove la maggiore stabilità atmosferica e le possibili condizioni di inversione termica favorirebbero il maggiore accumulo delle concentrazioni nelle ore notturne.

Figura 2.3. Mercurio: Andamento medio e intervallo di confidenza al 95% delle concentrazioni di TGM (ng/m³) rilevate nell'anno 2021 presso Schivenoglia, Montelibretti e Monte Sant'Angelo riportato in funzione di: a) mesi dell'anno, b) giorni della settimana, e c) ore del giorno.



2.4. Monitoraggio dei precursori dell'ozono

Il monitoraggio dei Composti Organici Volatili (COV) precursori dell'ozono (27 idrocarburi elencati nella Tabella di cui al punto B dell'allegato X al D.Lgs. 155/2010) è attivo presso la stazione speciale di Macerata Collevario (stazione di fondo in ambito urbano) dal dicembre 2019. Per periodi di tre o quattro settimane a stagione vengono determinate le concentrazioni medie orarie dei COV con un intervallo di campionamento pari a 40 minuti. La tecnologia utilizzata prevede l'aspirazione di aria ambiente, l'allontanamento della condensa di vapor d'acqua, la criofocalizzazione su supporto assorbente dei COV da monitorare, la loro separazione per gascromatografia, la loro identificazione e quantificazione in spettrometria di massa in modalità singolo ione con ioni qualificatori. Il metodo di riferimento a cui è ispirata la configurazione strumentale è lo US EPA METHOD TO15A.

Dal dicembre 2019 ad oggi sono stati realizzati nove periodi di monitoraggio. Il programma dei periodi di monitoraggio, per motivi tecnici, gestionali ed economici non è stato pienamente rispettato, in quanto ad ogni necessità sopravvenuta di riparazioni o manutenzioni importanti non si è riusciti a dare rapida risposta. L'analisi dei dati importante rimane quella relativa al periodo di monitoraggio del dicembre 2019. I valori medi orari (circa 340) dei COV precursori dell'ozono sono stati correlati ai valori medi orari di ozono, ossidi di azoto e idrocarburi totali non metanici (rilevati dalla stazione della rete regionale della qualità dell'aria delle Marche, posta accanto alla stazione speciale). Il periodo analizzato va dal 9 al 22 dicembre 2019. L'analisi statistica ha consentito il calcolo dei coefficienti di correlazione lineare r fra i COV, il biossido di azoto e l'ozono, i coefficienti di correlazione lineare $r:(O_3-NO_2)/\text{precursori}$, suddivisi per classi di saturazione/insaturazione/aromaticità, i coefficienti di determinazione $R^2: O_3$ e $NO_2/\text{precursori}$, suddivisi nelle stesse classi, le regressioni lineari semplici fra i singoli COV e l'ozono, infine la regressione multipla dell'ozono con etilene-propano-N-pentano-benzene. L'andamento e i livelli percentuali delle famiglie dei COV precursori misurati hanno consentito di individuare come fonte principale di inquinanti fotochimici nell'area in esame, il traffico autoveicolare. La quasi costante presenza della formaldeide, inquinante caratteristico dei processi di combustione del metano, può essere ritenuta indicativa del contributo allo smog fotochimico dei processi di riscaldamento residenziale. L'ipotesi è avvalorata dall'elevatissimo grado di metanizzazione della città di Macerata (oltre 90%). I precursori più attivi sono risultati il propano, il N-pentano ed il benzene. La velocità del vento non ha evidenziato influenze significative sullo smog fotochimico. Mentre sono state riscontrate importanti diminuzioni delle concentrazioni di ozono nei periodi in cui la stazione risultava sottovento all'area urbanizzata (nord-est). Le precipitazioni hanno mostrato un sensibile abbattimento dei COV solamente per livelli di intensità superiori a 2 mm/h. Nel periodo analizzato l'ozono non ha mai superato il valore obiettivo ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$), il valore massimo registrato è stato pari a $94 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il biossido di azoto non ha mostrato superamenti del valore limite ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$), il valore massimo registrato è stato pari a $76 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il benzene non ha mai raggiunto il valore limite ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), il valore massimo registrato è stato pari a $4,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

2.5. Monitoraggio delle deposizioni

L'Accordo sulle Reti Speciali prevede, infine, la realizzazione di campagne di monitoraggio delle deposizioni atmosferiche di IPA, metalli pesanti (Cd, Pb e Ni) e arsenico (As). Tale linea di attività ha visto il coinvolgimento delle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente della Lombardia e delle Marche e l'Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente della Puglia; sulla base

di una procedura condivisa, le ARPA hanno effettuato la raccolta dei campioni, che sono stati, quindi, trasmessi ai laboratori del CNR-IIA per le analisi. I campioni sono stati prelevati in un arco temporale di trenta giorni, effettuando un campionamento per ogni stagione per tre anni complessivi. Le campagne di monitoraggio sono ora in una fase conclusiva, essendo in corso l'ultimo campionamento stagionale relativo al terzo anno, e non è ancora possibile illustrarne i risultati; appare utile, però, riportare sinteticamente alcune difficoltà riscontrate durante il campionamento, di cui tener conto nella prosecuzione delle attività.

L'installazione dei sistemi di campionamento delle deposizioni atmosferiche, al fine di evitare interferenze con le altre strutture presenti, ne richiede la collocazione a distanze non semplicemente disponibili. In assenza di ampi spazi nell'intorno del sito di campionamento, risulta indispensabile l'installazione di detti sistemi al di sopra delle strutture esistenti quali le cabine ospitanti la strumentazione delle stazioni di rilevamento della qualità dell'aria. Il posizionamento in quota dei pesanti e fragili campionatori richiede la disponibilità di due operatori, al pari delle operazioni di recupero delle deposizioni che, utilizzando la minor quantità possibile di solvente, prevedono la manipolazione dei contenitori anche appesantiti dall'acqua raccolta. Particolare attenzione è necessaria per evitare contaminazioni, in particolare in condizioni meteo avverse. Il trasporto e la spedizione del materiale richiedono contenitori di adeguate dimensioni ed imballaggi sufficienti a proteggere la vetreria durante la spedizione. Per evitare contaminazioni durante i trasporti, inoltre, particolare attenzione deve essere posta alla sigillatura dei contenitori. La gestione di un sito remoto richiede il coordinamento tra le attività di gestione ordinaria della stazione e le attività delle reti speciali in accordo ai calendari di campionamento stabiliti.

2.6. Conclusioni

L'analisi dei primi tre anni di dati prodotti dalle reti speciali conferma alcune informazioni generali ben note sulle caratteristiche dell'inquinamento atmosferico sul territorio nazionale. La variabilità dei risultati è legata, in primo luogo, alla distribuzione geografica dei siti "speciali", evidenziando ancora una volta la presenza di concentrazioni generalmente più elevate nelle aree del Bacino padano, in cui minore è la dispersione degli inquinanti per via delle caratteristiche orografiche e meteorologiche di quelle zone (Masiol et al., 2013). Tali condizioni influenzano anche la variabilità stagionale delle concentrazioni, che in molti casi confermano le informazioni sulle sorgenti emissive più rilevanti nelle diverse aree in cui è stato svolto il monitoraggio.

La considerazione più importante che emerge, in prossimità della conclusione dell'Accordo sulle Reti speciali, è la complessità dell'organizzazione e gestione di una rete nazionale di monitoraggio, che vede coinvolti diversi attori con diversi ruoli. Lo svolgimento del progetto ha richiesto un'istruttoria tecnica preliminare per la determinazione dei siti in cui effettuare il monitoraggio e la definizione delle procedure da seguire per il campionamento e le analisi; sono stati sottoscritti accordi per la realizzazione della rete e sono stati messi a punto protocolli per il trasferimento dei campioni e la raccolta dei risultati delle analisi, nonché per le procedure di validazione dei dati. Il tutto reso ancor più lento e complicato, a volte, da difficoltà di natura amministrativa e burocratica legate al coinvolgimento nel progetto di numerosi Enti pubblici. Da quanto sperimentato in questi anni di gestione della rete, emerge chiaramente la necessità di un maggiore coordinamento tra gli Enti coinvolti, coordinamento che diventa ancor più essenziale in questa fase in cui si è esaurito il periodo di avvio della rete, coadiuvato dal CNR-IIA, e sarebbe auspicabile una prosecuzione del monitoraggio da parte delle

Regioni e delle Agenzie regionali che gestiscono i siti speciali. Da un punto di vista tecnico, tale coordinamento dovrebbe tradursi anche in esercizi di interconfronto tra i laboratori coinvolti, per verificare nel tempo la bontà delle procedure seguite e l'accuratezza dei dati prodotti dalla rete, favorendo anche un proficuo ed arricchente scambio tra gli esperti coinvolti in fase di analisi dei risultati, utile al fine di migliorare, se necessario, i protocolli attuati.

Tali miglioramenti appaiono quanto mai necessari anche in considerazione delle integrazioni delle attività di monitoraggio che saranno a breve richieste dalla normativa di settore.

Il 26 ottobre 2022, infatti, la Commissione europea ha pubblicato una proposta di aggiornamento della normativa vigente sulla qualità dell'aria; la nuova direttiva raggrupperebbe in un unico testo le disposizioni attualmente contenute nelle direttive 2008/50/CE e 2004/107/CE e aggiornerebbe alcuni contenuti, relativi sia alla valutazione della qualità dell'aria sia al livello di ambizione, per tenere conto dell'aggiornamento delle Linee guida pubblicate, a settembre 2021, dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS, 2021). Tra l'altro, la proposta prevede la prosecuzione del monitoraggio dei parametri "speciali" che, anzi, dovrà essere integrato con parametri aggiuntivi da valutare in alcuni "supersiti" di monitoraggio. Per approfondire le conoscenze sul fenomeno inquinamento atmosferico, in alcuni siti dovrebbero essere valutati anche il black carbon, le particelle ultrafini (ultra fine particles UFP), il levoglucosano e il potere ossidativo del particolato; ove utile, anche l'ammoniaca e l'acido nitrico.

Attualmente è in corso il negoziato sulla nuova direttiva che potrà essere approvata solo quando otterrà il supporto di tutte e tre le Istituzioni europee: Commissione, Parlamento e Consiglio. Il negoziato è ormai in una fase avanzata: sia il Parlamento che il Consiglio hanno approvato al loro interno una lunga serie di emendamenti al testo iniziale e sono stati avviati i triloghi, necessari per trovare soluzioni di compromesso tra i tre soggetti, in vista di una possibile approvazione della direttiva nei primi mesi del 2024. Le disposizioni potranno, pertanto, ancora essere modificate, soprattutto per quel che riguarda il numero dei supersiti da istituire in ciascun Paese e l'obbligatorietà o meno della determinazione di ciascun parametro. Quello che è certo è che c'è una volontà condivisa di arricchire le reti di monitoraggio e di disporre di informazioni più dettagliate sulla qualità dell'aria, utili a determinarne meglio la natura del fenomeno inquinamento atmosferico e a definire strategie di riduzione dell'inquinamento più efficaci (Pivato et al., 2023).

Bibliografia

Balducci C, Cecinato A, Paolini V, Guerriero E, Perilli M, Romagnoli P, Tortorella C, Iacobellis S, Giove A, Febo A. Volatilization and Oxidative Artifacts of PM Bound PAHs Collected at Low Volume Sampling (1): Laboratory and Field Evaluation. *Chemosphere*. 2018; 200: 106-115. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.090>.

Boström CE, Per G, Hanberg A, Jernström B, Johansson C, Kyrklund T, Rannug A, Törnqvist M, Victorin K, Westerholm R. Cancer Risk Assessment, Indicators, and Guidelines for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Ambient Air. *Environmental Health Perspectives*. 2002; 110:451–88. <https://doi.org/10.1289/ehp.110-1241197>.

Canepari S, Cardarelli E, Pietrodangelo A, Strincone M. Determination of metals, metalloids and non-volatile ions in airborne particulate matter by a new two-step sequential leaching procedure: Part B: Validation on equivalent real samples. 2006. *Talanta*, 69(3), 588-595.

Carocci A, Catalano A, Lauria G, Sinicropi M S, Genchi G. 16 A Review on Mercury Toxicity in Food. *Food Toxicology*, 315. 2016.

D'Amore F, Bencardino M, Cinnirella S, Sprovieri F, Pirrone N. Data quality through a web-based QA/QC system: implementation for atmospheric mercury data from the global mercury observation system. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 2015; 17(8), 1482-1491.

Khan MdB, Masiol M, Bruno C, Pasqualetto A, Formenton GM, Agostinelli C, Pavoni B. Potential Sources and Meteorological Factors Affecting PM_{2.5}-Bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Levels in Six Main Cities of Northeastern Italy: An Assessment of the Related Carcinogenic and Mutagenic Risks. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018; 25(32):31987–32000. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2841-1>.

Kotnik J, Sprovieri F, Ogrinc N et al (2014) Mercury in the Mediterranean, part I: Spatial and temporal trends. *Environmental Science and Pollution Research* 21:4063–4080. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2378-2>.

Langford NJ, Ferner RE. Toxicity of mercury. *Journal of human hypertension*. 1999; 13(10), 651-656.

Masiol M, Benetello F, Harrison RM, Formenton G, De Gspari F... Spatial, seasonal trends and transboundary transport of PM_{2.5} inorganic ions in the Veneto region (Northeastern Italy). *Atmospheric Environment*. 2015; 117, 19-31.

Masiol M, Formenton G, Pasqualetto A, Pavoni B. Seasonal trends and spatial variations of PM₁₀-bounded polycyclic aromatic hydrocarbons in Veneto Region, Northeast Italy. *Atmospheric Environment*. 2013; 79, 811-821.

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. *Science of The Total Environment*. 2017; 576, 210-224.

Padoan S, Zappi A, Adam T, Melucci D, Gambaro A, Formenton G ... Organic molecular markers and source contributions in a polluted municipality of north-east Italy: extended PCA-PMF statistical approach. *Environmental Research*. 2020; 186, 109587.

Petracchini F, Romagnoli P, Paciucci L, Vichi F, Imperiali A, Paolini V, Liotta F, Cecinato A. Influence of transport from urban sources and domestic biomass combustion on the air quality of a mountain area. *Environmental Science and Pollution Research*. 2017; 24(5):4741-4754. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8111-1>.

Perrino C, Canepari S, Pappalardo S, Marconi E. Time-resolved measurements of water-soluble ions and elements in atmospheric particulate matter for the characterization of local and long-range transport events. *Chemosphere*. 2010; 80(11), 1291-1300.

Perrino C, Marcovecchio F, Tofful L, Canepari S. Particulate matter concentration and chemical composition in the metro system of Rome, Italy. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015; 22.9204-9214.

Pivato A, Pegoraro L, Masiol M, Bortolazzo E, Bonato T, Formenton G ... Long time series analysis of air quality data in the Veneto region (Northern Italy) to support environmental policies. *Atmospheric Environment*. 2023; 298, 119610.

Sholupov S, Pogarev S, Ryzhov V, Mashyanov N, Stroganov A. Zeeman atomic absorption spectrometer RA-915+ for direct determination of mercury in air and complex matrix samples. *Fuel Processing Technology*. 2004; 85(6-7), 473-485.

Sprovieri F, Pirrone N, Bencardino M, D'amore F, Carbone F, Cinnirella S, ... & Norstrom C Atmospheric mercury concentrations observed at ground-based monitoring sites globally distributed in the framework of the GMOS network. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2016; 16(18), 11915-11935.

Tørseth K, Aas W, Breivik K, Fjæraa AM, Fiebig M, Hjellbrekke AG, ... & Yttri KE. Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and observed atmospheric composition change during 1972–2009. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2012; 12(12), 5447-5481.

Urban RC, Lima-Souza M, Caetano-Silva L, Queiroz MEC, Nogueira RF, Allen AG, ... & Campos MLA. Use of levoglucosan, potassium, and water-soluble organic carbon to characterize the origins of biomass-burning aerosols. *Atmospheric Environment*. 2012; 61, 562-569.

UE, 2008: Direttiva 2008/50/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 21 maggio 2008 relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa. *Gazzetta ufficiale CE L 152, 11 giugno 2008*.

UE, 2004: Direttiva 2004/107/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 15 dicembre 2004 concernente l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il nickel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente. *Gazzetta ufficiale CE L 23, 26 gennaio 2005*.

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. SO n. 217 alla Gazzetta Ufficiale n.216 del 15 settembre 2010.

ISPRA, 2019. La disaggregazione a livello provinciale dell'inventario nazionale delle emissioni. Rapporti 369/2022. ISBN 978-88-448-1123-5; 2019.

Tekran,1998. Principles of Operation. Tekran Inc., Ontario, Canada.

UN Environment, 2019. Global Mercury Assessment 2018. UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch Geneva, Switzerland; 2019.

UN Environment Programme, 2023. Minamata Convention on Mercury: text and annexes. UNEP/MC/2023/4. Secretariat of the Minamata Convention on Mercury International Environment House 11-13, Chemin des Anémones CH -1219 Châtelaine Geneva Switzerland; 2023.

UNI EN 15852:2010. Qualità dell'aria ambiente - Metodo normalizzato per la determinazione di mercurio gassoso totale; 2010.

OMS, 2021. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization; 2021.

3. MONITORAGGIO DI NUOVI PARAMETRI NELLA PROPOSTA DELLA FUTURA DIRETTIVA

Arianna Trentini¹, Dimitri Bacco¹, Fabiana Scotto¹, Cristina Colombi², Patrizia Bianca Andreini³

¹ ARPAE Emilia-Romagna

² ARPA Lombardia

³ ARPA Toscana

3.1. Prefazione

La qualità dell'aria in Europa è notevolmente migliorata negli ultimi due decenni come conseguenza delle azioni politiche attuate a livello europeo, nazionale, regionale e locale. Alcuni inquinanti sono drasticamente diminuiti: il biossido di zolfo di circa un 80%, il biossido di azoto si è quasi dimezzato, il monossido di carbonio ha avuto un calo di quasi un 40%. Al tempo stesso, i progressi nelle conoscenze scientifiche sugli effetti negativi sulla salute, sia a breve che a lungo termine, hanno spinto a considerare superati e troppo elevati i limiti normativi attuali (Tabella 3.1). Di conseguenza, le linee guida sulla qualità dell'aria (WHO global air quality guidelines) dell'OMS (Organizzazione Mondiale della Sanità), pubblicate il 22 settembre 2021 (Tabella 3.1), e il loro eventuale utilizzo per la successiva elaborazione di una nuova direttiva UE sulla qualità dell'aria, sono attualmente in discussione.

Sebbene anche il PM_{2,5} atmosferico primario sia diminuito di quasi il 30% dal 2005 al 2020 e si stimi un calo del 45% delle morti premature attribuibili a questa frazione (<https://www.eea.europa.eu/>), il PM totale, comprensivo anche del secondario che si forma in atmosfera da precursori gassosi, è ancora elevato. La valutazione dei metodi di riduzione degli inquinanti e l'analisi delle concentrazioni richiedono strumenti avanzati di monitoraggio e modellazione della qualità dell'aria. Inoltre, nella proposta della Commissione Europea per la nuova Direttiva sulla qualità dell'aria, sono presenti indicazioni circa il monitoraggio da parte degli Stati membri di ulteriori parametri di qualità dell'aria, seppur senza un limite normativo, come la concentrazione del numero di particelle ultrafini (con un diametro inferiore ai 100 nm, UFP) per una gamma di dimensioni con un limite inferiore di 10 nm; la distribuzione dimensionale delle particelle (Particle Number Size Distribution, PNSD), il Black Carbon (equivalent Black Carbon, eBC) ovvero la misura con metodi ottici del particolato carbonioso, l'ammoniaca (NH₃), i composti organici volatili (COV), il mercurio, il potenziale ossidativo (OP) del particolato, insieme alla sua composizione chimica (componente ionica e frazione carboniosa).

Già da diversi anni alcune agenzie regionali per l'ambiente hanno esteso la propria rete di qualità dell'aria a misure di parametri non normati sia con singole campagne di misura sia attraverso la realizzazione di stazioni fisse dedicate. In particolare, in Emilia-Romagna e in Lombardia si sono creati dei veri e propri supersiti, anticipando in questo modo le richieste contenute nella proposta di nuova Direttiva Europea sulla qualità dell'aria. Questo capitolo vuole dare una panoramica, seppur non esaustiva, delle informazioni disponibili ad oggi nel territorio nazionale concentrandosi sulle misure continue attualmente presenti e di esempi su come queste misure possano dare supporto alla rete istituzionale di qualità dell'aria.

Tabella 3.1. Confronto tra i valori OMS (2005 e 2021) e i limiti legislativi italiani

Inquinante	Riferimento temporale	Valori Interim OMS 2021				Linee Guida OMS 2021	Linee Guida OMS 2005	Italia DLgs 155/2010
		1	2	3	4			
PM _{2.5} (µg/m ³)	Annuale	35	25	15	10	5	10	25
	24 ore	75	50	37,5	25	15	25	--
PM ₁₀ (µg/m ³)	Annuale	70	50	30	20	15	20	40
	24 ore	150	100	75	50	45	50	50
O ₃ (µg/m ³)	Valore di picco stagionale	100	70	--	--	60	--	--
	8 ore	160	120	--	--	100	100	--
NO ₂ (µg/m ³)	Annuale	40	30	20	--	10	40	40
	24 ore	120	50	--	--	25	--	--
SO ₂ (µg/m ³)	24 ore	125	50	--	--	40	20	125
CO (mg/m ³)	24 ore	7	--	--	--	4	--	--

3.2. Parametri

Ammoniaca (NH₃)

Per quanto riguarda la qualità dell'aria ambiente non sono previsti nella legislazione vigente limiti, obiettivi o livelli critici. Per l'esposizione in ambienti di lavoro si fa riferimento alle soglie di esposizione professionali dell'European Chemical Agency (ECHA): TLV-TWA: 14 mg/m³ e TLVSTEL: 36 mg/m³. L'OMS ha definito un livello critico per l'esposizione della popolazione generale ad NH₃ pari a 270 µg/m³ come media giornaliera (OMS, 2000). L'importanza di questo gas deriva dal fatto che è un precursore importante nella formazione del particolato secondario. Infatti, la reazione dell'ammoniaca con gli acidi presenti in atmosfera (in particolare acido nitrico e solforico) porta alla formazione di solfato d'ammonio e di nitrato d'ammonio, due componenti rilevanti del PM secondario.

Le fonti emissive di questo gas risultano essere principalmente l'agricoltura e le attività di allevamento zootecnico nelle diverse fasi del processo: stabulazione, stoccaggio e gestione residui (queste sorgenti emissive contribuiscono per il 95% su base nazionale); in misura ridotta contribuiscono alle emissioni di NH₃ anche le attività di trattamento e smaltimento dei rifiuti e i trasporti stradali.

Tabella 3.2. Tipologia e sito degli strumenti per la misura di ammoniaca nelle stazioni di misure fisse delle diverse ARPA (aggiornamento a novembre 2023)

Regione	Provincia	Nome stazione	Tipo	Modello e marca	Periodo
Emilia-Romagna	BO	Molinella	FR	API 201	2017 - ad oggi
Sicilia	CL	Gela-Biviere	FR Nearcity	Envea AC32e - CNH ₃	2023 - ad oggi
Sicilia	PA	PA-Boccadifalco	F sub	Envea AC32e - CNH ₃	2023 - ad oggi
Sicilia	TP	TP-Diga Rubino	FR Regionale	Envea AC32e - CNH ₃	2023 - ad oggi
Veneto	TV	Mansuè	FR	Thermo 17i	2023 - ad oggi
Veneto	PD	Cinto Euganeo	FR	Thermo 17i	2023 - ad oggi
Veneto	RO	Badia Polesine	FR	Thermo 17i	2023 - ad oggi
Veneto	VI	Vicenza-Ferrovieri	FU	Thermo 17i	2023 - ad oggi
Marche	AN	Falconara/Scuola	Sub I	API 201A	2016 - ad oggi
Toscana	FI	FI-Rosselli	UT	Teledyne API T201	2023 - ad oggi
Piemonte	TO	Lingotto	FU	API T 201	2016 - ad oggi
Piemonte	CN	Galilei	F sub	API T 201	2021 - ad oggi
Lazio	RM	Magna Grecia	FU	T201 Teledyne	2011 - ad oggi
Lazio	RM	Fermi	UT	T201 Teledyne	2014 - ad oggi
Lombardia	LO	Bertonico	FR	API 201	2009 - ad oggi
Lombardia	LO	Corte de Cortesi	FR	API 201	2007 - ad oggi
Lombardia	LC	Colico	F sub	TEI 17i	2013 - ad oggi
Lombardia	CR	Fatebenefratelli	FU	API 201	2011 - ad oggi
Lombardia	CR	Gerre Borghi	FR	API 201	2012 - ad oggi
Lombardia	MI	Milano Pascal	FU	API 201	2007 - ad oggi
Lombardia	MB	Monza Parco	F sub	TEI 17i	2013 - 2019
Lombardia	PV	Folperti	FU	TEI 17i	2014 - ad oggi
Lombardia	PV	Sannazzaro de Burgundi	F sub	Environnement	2014 - ad oggi
Lombardia	MN	Schivenoglia	FR	TEI 17i	2013 - ad oggi
Lombardia	LC	Moggio	FR (1200 m.)	API 201	2007-2021
Lombardia	BG	Bergamo Meucci	UT	API 201	2022- ad oggi

Frazione carboniosa (BC/EC)

Il Black Carbon (BC) è la frazione di particolato carbonioso che assorbe fortemente la luce nell'intervallo del visibile. Questa definizione non consente di identificare una classe ben definita di composti, poiché per una definizione completa di BC dovrebbero essere considerate varie proprietà delle particelle. La mancanza di una definizione adeguata comporta la presenza di vari strumenti di misura, basati su diversi principi funzionali, che forniscono dati con una buona correlazione ma differenze sistematiche nei valori assoluti. Inoltre, alcuni strumenti hanno artefatti non trascurabili, più evidenti ad alte concentrazioni, che portano alla sottostima dei valori di concentrazione del BC stesso. Pertanto, è opportuno legare la misura della concentrazione di BC all'informazione legata alla tipologia di strumento utilizzato.

In relazione alla frazione carboniosa del particolato atmosferico non c'è pieno accordo sulla terminologia da utilizzare nella definizione delle diverse componenti. Nella letteratura scientifica, le definizioni utilizzate fanno riferimento a specifiche proprietà dei composti carboniosi oppure al metodo di misura utilizzato; si tratta quindi di definizioni operative. L'Elemental Carbon (EC) può essere definito come una sostanza contenente solo carbonio, non legato ad altri elementi, nelle sue diverse forme allotropiche. Operativamente è la frazione carboniosa di particolato termicamente stabile, in atmosfera inerte, fino a temperature superiori ai 3.500 °C e che può essere portato in fase gassosa per ossidazione a temperature superiori a 340 °C. Il Black Carbon (BC), invece, è definito come l'insieme delle particelle carboniose in grado di assorbire luce con lunghezza d'onda caratteristica nello spettro del visibile (380÷760 nm).

Le definizioni di EC e BC fanno quindi riferimento a differenti proprietà (rispettivamente termiche e ottiche), tuttavia, la frazione carboniosa del particolato che vanno a individuare è quasi la stessa: particelle di carbonio con microstruttura simile a quella della grafite e aggregate in piccole sfere con diametro indicativamente compreso tra 10 e 50 nm. Il composto risultante è un forte agente riducente e reagisce violentemente con ossidanti e con molti altri composti. Risulta insolubile in solventi organici, in acqua e nei componenti del particolato atmosferico. Si tratta di un inquinante primario emesso durante la combustione incompleta di combustibili fossili e di biomasse e può essere emesso da sorgenti naturali e antropiche sotto forma di fuliggine. In ambito urbano può essere assunto quale tracciante delle emissioni dei motori a combustione interna e della vasta gamma di specie chimiche (e di varia tossicità) da esso trasportate, compresi i composti organici quali gli IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici).

Questo parametro sembra avere un impatto sia sull'ambiente che sulla salute umana. Essendo presente principalmente nella frazione ultrafine del particolato può essere trasportato attraverso le vie respiratorie e attraverso le membrane polmonari e può essere assorbito direttamente nel flusso sanguigno. I suoi effetti negativi sul clima (Bond et al., 2013) e sull'atmosfera (Ramanathan e Carmichael, 2008; Bond et al., 2013) derivano dal fatto che disperdendosi il BC assorbe la radiazione solare. Inoltre, rispetto ai classici gas serra, il BC agisce in un periodo molto più breve.

In media, il particolato contenente BC può costituire circa il 10% della massa PM_{2,5} nell'aria ambiente (Chow et al. al., 2011; Chen et al., 2014; Briggs e Long, 2016), ma può raggiungere fino al 30% a seconda della posizione e delle fonti dominanti (ad esempio riscaldamento/cucina residenziale con combustibile solido da biomassa, Gramsch et al., 2014). A Bologna, in una stazione di fondo urbano, la media annuale (11 anni di misura a partire dal 2012) percentuale di EC su PM_{2,5} è attorno al 6 %. A Milano, la misura di BC è partita nel 2013, insieme a quella termo-ottica dell'EC (UNI EN 16909:2017)

e, come mostrato in figura 3.1, il trend è in diminuzione, sebbene si osservi un lieve aumento nel loro rapporto. Un trend simile è visibile anche nel sito urbano di Bologna, figura 3.2, mentre sul rapporto BC/EC il numero di anni è ancora troppo ridotto per fare valutazione essendo partite le misure del black carbon nell'aprile del 2018.

Figura 3.1. Medie annuali dal 2013 al 2021 per BC, EC e BC/EC nel sito di fondo urbano a Milano

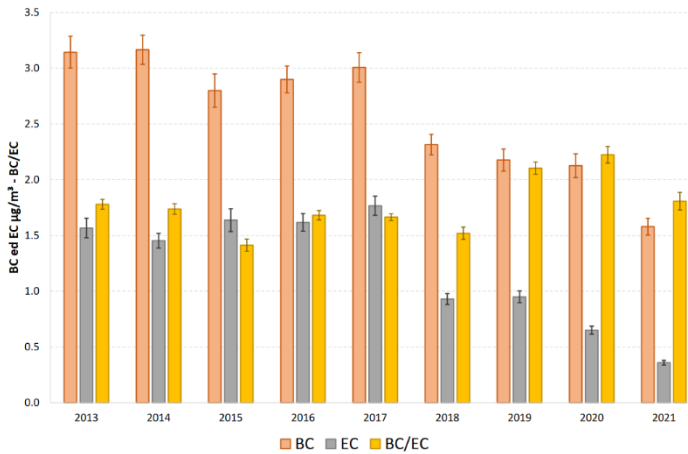


Figura 3.2. Medie annuali dal 2012 al 2022 per BC, EC e BC/EC nel sito di fondo urbano a Bologna

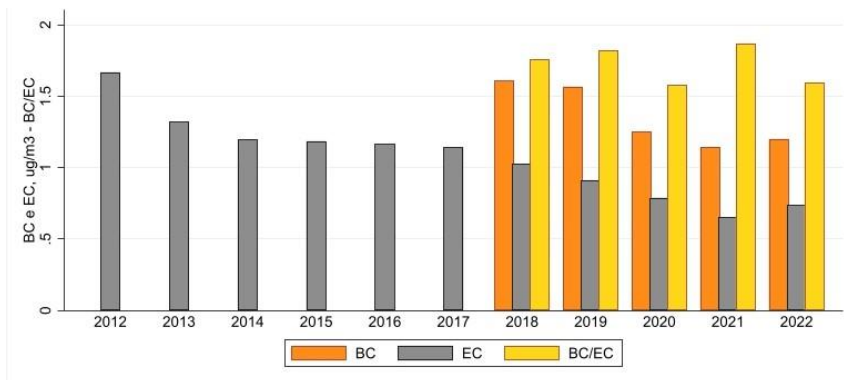


Tabella 3.3. Tipologia e sito degli strumenti per la misura di black carbon nelle stazioni di misure fisse delle diverse ARPA (aggiornamento a novembre 2023). Per il carbonio elementare si rimanda al paragrafo sulla composizione chimica.

Regione	PR	Nome stazione	Tipo	Modello e marca	Lunghezze d'onda	Periodo
Emilia-Romagna	BO	Bologna Gobetti	FU	MetOne	10, 370-950 Å	2018 - ad oggi
Emilia-Romagna	RE	San Lazzaro	FU	MetOne	10, 370-950 Å	2023 - ad oggi
Emilia-Romagna	RA	Caorle	FU	MetOne	10, 370-950 Å	2023 - ad oggi
Emilia-Romagna	MO	Parco Ferrari	FU	MetOne	10, 370-950 Å	2023 - ad oggi
Friuli-Venezia Giulia	GO	Gorizia Terza Armata	FU	AE33	7, 370-950 Å	2023- ad oggi
Sardegna	CA	CENCA1	TU	AETHALOMETER AE22	2, 370 - 880 Å	2014 - ad oggi
Trentino Alto Adige	BZ	A22 km 103	Sub T	Magee Scientific AE33	7, 370-950 Å	2017 - ad oggi
Toscana	LU	LU-CAPANNORI	FU	Magee Scientific- AE33	7, 370-950 Å	2023 - ad oggi
Toscana	FI	FI-MOSSE	TU	Magee Scientific- AE34	7, 370-950 Å	2023 - ad oggi
Puglia	BR	Torchiarolo - P.za Don Minzoni	Sub I	AE33 Magee Scientific	7,370-950 Å	2023 - ad oggi
Puglia	TA	Taranto - Via Machiavelli	Sub I	AE33 Magee Scientific	7,370-950 Å	2023 - ad oggi
Puglia	TA	Taranto - Via Orsini	Sub I	AE22	2, 370 - 880 Å	2013 - ad oggi
Piemonte	TO	Torino Lingotto	FU	MAGEE SCIENTIFIC AE33 Aethalometer	7, 370 - 950 Å	2018 - ad oggi
Piemonte	VCO	Domodossola Curotti	F sub	MAGEE SCIENTIFIC AE33 Aethalometer	7, 370 - 950 Å	2018 - ad oggi
Lazio	RM	Villa Ada	FU	Magee AE33	7, 370 - 950 Å	2020- ad oggi
Liguria	GE	Genova - Quarto	FU	Giano BC1-Dadolab	635 Å	campagna luglio 2023
Liguria	GE	Genova - Largo San Francesco da Paola	UI	Giano BC1-Dadolab	635 Å	campagna maggio 2023
Lombardia	MI	Milano Pascal	FU	MAAP	670 Å	2013- ad oggi
Lombardia	MI	Milano Pascal	FU	Aethalometer MAGEE AE23	880 + 370 Å	08/2018 - 2021
Lombardia	MI	Milano Pascal	FU	Aethalometer MAGEE AE33	BCff e BCbb	05/2023 - ad oggi
Lombardia	MI	Milano Senato	TU	Aethalometer MAGEE AE23	880 + 370 Å	2013-2019
Lombardia	MI	Milano Senato	TU	Aethalometer MAGEE AE33	BCff e BCbb	2019- ad oggi
Lombardia	MI	Milano Marche	TU	Aethalometer MAGEE AE23	880 + 370 Å	2013-2015
Lombardia	MI	Milano Marche	TU	Aethalometer MAGEE AE33	BCff e BCbb	2013 - ad oggi

Particelle ultrafini (UFP)

Gli aerosol presenti in aria ambiente sono un insieme di particelle primarie emesse da diverse attività antropiche (come quelle derivanti dai trasporti o dal settore industriale) e da fonti naturali (per es. le polveri da aree desertiche, incendi boschivi o l'aerosol marino) e di particelle secondarie che si sono formate tramite processi di conversione gas-particelle, come la nucleazione e la condensazione. La maggior parte delle particelle presenti in atmosfera ha un diametro che va da pochi nanometri a circa una decina di micrometri. Quelle più piccole hanno un diametro talmente ridotto che non apportano un contributo rilevante in termini di concentrazione in massa ($PM_{2,5}$ e PM_{10}), fortemente legata al volume, mentre acquistano importanza se vengono considerate dal punto di vista numerico. Infatti, più il diametro di una particella è ridotto più il suo quantitativo in ambiente sarà elevato. Essendo ormai noto come le particelle svolgano un ruolo importante nella regolazione del clima e nella salute umana, e poichè la loro conoscenza ci permette sia di identificare le diverse sorgenti sia di determinare la possibile deposizione a livello polmonare, risulta fondamentale l'informazione sulla loro distribuzione dimensionale e il loro numero (nota come PNSD, Particle Number Size Distribution, ovvero il numero delle particelle a seconda della loro dimensione). In letteratura le particelle vengono spesso suddivise in due macro gruppi: quelle con un diametro inferiore ai 100 nm sono definite *ultrafini* e quelle con un diametro maggiore *non ultrafini*. Le UFP a loro volta possono essere differenziate nel range di nucleazione (fino ai 30 nm circa) e in quello di Aitken (tra 30 e 100 nm).

Il diametro delle particelle permette anche di dare alcune informazioni sulle sorgenti. Quelle principali per le UFP (il cui monitoraggio è richiesto dal *proposai*) sono: i trasporti (veicolari e aerei, emissioni *exhaust*), la formazione di nuove particelle, la combustione della legna, le attività industriali, la cottura dei cibi. Molte sorgenti incidono anche per diametri più elevati, sia in termini di emissioni dirette sia in quanto, una volta emesse, le particelle si trasformano e invecchiano crescendo di diametro (per condensazione, coagulazione e altre trasformazioni). L'informazione della distribuzione dimensionale e dell'andamento della concentrazione nel tempo (la risoluzione temporale per questo tipo di parametri è molto elevata, spesso attorno ai 5-10 minuti) aiuta l'identificazione della sorgente.

Un meccanismo importante per le particelle di origine secondaria è la nucleazione. Questo fenomeno identifica la formazione in atmosfera di nuove particelle di dimensioni nanometriche (intorno a 1 o 2 nm di diametro) e la loro successiva crescita dovuta alla presenza di alcuni precursori in fase vapore o gas (acido solforico, ammine e VOC principalmente) che condensano su esse, grazie a processi fotochimici che avvengono in particolari condizioni meteorologiche (alcune delle variabili meteo più importanti sono la radiazione solare, la temperatura e l'umidità relativa). L'evento, estremamente complesso, è ancora oggi oggetto di studio da parte della comunità scientifica internazionale in quanto non semplice da individuare sperimentalmente. La nucleazione senza successiva crescita è però presente anche in diverse attività industriali o, ad esempio, nel traffico dove avviene a ridosso dei tubi di scappamento dei veicoli, principalmente nel periodo invernale (Charron and Harrison, 2003; Ronkko et al., 2006; Casati et al., 2007). Di seguito si riporta l'elenco delle stazioni di misura fisse dove vengono misurate le particelle e la distribuzione dimensionale delle diverse ARPA aggiornate a novembre 2023.

Tabella 3.4. Tipologia e sito degli strumenti per la misura di particelle e di distribuzione dimensionale nelle stazioni di misure fisse delle diverse ARPA (aggiornamento a novembre 2023).

Regione	Provincia	Nome stazione	Tipo	ASD e PNC	Modello e marca	Intervallo dimensionale	Periodo
Emilia-Romagna	BO	Bologna Gobetti	FU	PNC e ASD	TSI SMPS long Kr	10-800 nm	2012 - 2015
Emilia-Romagna	BO	Bologna Gobetti	FU	PNC e ASD	TSI SMPS nano Kr	3-300 nm	2012 - 2018
Emilia-Romagna	BO	Bologna Gobetti	FU	PNC e ASD	TSI 3938W50 raggi X	10-800 nm	2022 - ad oggi
Emilia-Romagna	BO	Bologna Gobetti	FU	PNC e ASD	PALAS U-SMPS raggi X	4-400 nm	2022 - ad oggi
Toscana	LI		UI	PNC	TSI Model 3910	10-350 nm	2021 - 2022
Piemonte	TO	Torino Lingotto	FU		TSI 3031		
Lombardia	MI	Milano Pascal	FU	PNC e ASD	Dekati Elpi+	6-10000 nm	2021 - 2023
Lombardia	MI	Milano Pascal	FU	PNC e ASD	TSI 3938W50-CEN Kr	10-800 nm	2023 - ad oggi

Composizione chimica del particolato

Il particolato atmosferico è un insieme di molte sostanze, sia primarie che secondarie, con notevoli differenze sia dal punto di vista chimico-fisico che come impatto sanitario. La sua composizione dipende da numerosi fattori come la presenza e l'intensità delle sorgenti della frazione primaria, la disponibilità di precursori della frazione secondaria, il tempo di permanenza in atmosfera e le condizioni meteorologiche. La proposta di nuova direttiva sulla qualità dell'aria prevede il monitoraggio della composizione chimica del PM_{2,5}, almeno per quanto riguarda la frazione carboniosa (EC e OC) e quella ionica (nitrato, solfato, sodio, etc), in tutti i supersiti individuati, al pari di come già avviene oggi in Italia, in ottemperanza alla vigente D.Lgs. 155/2010, in 7 siti speciali.

Diverse Agenzie hanno comunque già incrementato nel tempo il numero dei siti, la quantità di specie quantificate e anche la frequenza delle analisi sia per campagne dalla durata specifica, che con misure in continuo, al fine di ottenere preziose informazioni sia sulla origine e natura del particolato che sui cambiamenti avvenuti nel tempo oltre che per poter applicare specifiche tecniche di identificazioni delle sorgenti (source apportionment) come descritto nel capitolo 4 "Source apportionment tramite modelli al recettore".

In alcuni siti della regione Lombardia (tra cui siti urbani di Milano e rurale a Schivenoglia, MN) e dell'Emilia-Romagna (siti urbani a Bologna, Parma e Rimini e rurale a S. Pietro Capofiume, BO) sono presenti ormai da diverso tempo stazioni fisse dove viene analizzata giornalmente la composizione chimica del particolato. Le misure sono iniziate ormai più di dieci anni fa e ad oggi sono disponibili serie storiche del PM₁₀ e del PM_{2,5}, della frazione carboniosa, sia carbonio elementare che organico, della concentrazione degli ioni e la quantificazione di molti elementi (metalli e metalloidi); inoltre sono disponibili anche informazioni di traccianti, come il levoglucosano, utili a meglio discernere tra le diverse sorgenti del particolato.

Grazie al progetto Life-Prepair (<https://www.lifeprepare.eu/>) dal 1° aprile 2018 viene effettuata la caratterizzazione chimica giornaliera del PM₁₀, simile a quella precedentemente descritta, anche nei siti di fondo urbano di Bologna, Vicenza e Torino.

Tabella 3.5. Tipologia e sito degli strumenti per l'analisi chimica del particolato PM₁₀ e loro tipologia di analisi nelle regioni del Piemonte, Lombardia, Veneto ed Emilia-Romagna.

Sito	Tipo staz.	Analiti disponibili	Tecnica analitica	Serie storica	N° dati
Bologna Gobetti	FU	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo Niosh-like)	01/04/2018 – ad oggi	> 20000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC		
		Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Pb	XRF		
		Levoglicosano	IC		
Milano Pascal	FU	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo Niosh-like)	01/01/2013 – ad oggi	> 20000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC		
		Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Pb	XRF		
		Levoglicosano e anidrozuccheri	IC		
Milano Senato	TU	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo Niosh-like)	01/01/2013 – ad oggi	> 20000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC		
		Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Pb	XRF		
		Levoglicosano	IC		
Vicenza Ferrovieri	FU	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo Niosh-like)	01/04/2018 – ad oggi	> 20000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC		
		Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Pb	XRF		
		Levoglicosano	IC		
Torino Lingotto	FU	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo Niosh-like)	01/04/2018 – ad oggi	> 20000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC		

Sito	Tipo staz.	Analiti disponibili	Tecnica analitica	Serie storica	N° dati
		Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Pb	XRF		
		Levoglicosano	IC		
Mantova Schivenoglia	FR	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo Niosh-like)	01/04/2018 – ad oggi	> 20000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC		
		Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Pb	XRF		
		Levoglicosano	IC		
Cuneo Cavallermaggiore	FR	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo Niosh-like)	01/09/2021 – ad oggi	> 10000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC		
		Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Pb	XRF		
		Levoglicosano	IC		

Tabella 3.6: Tipologia e sito degli strumenti per l'analisi chimica del particolato PM2.5 e loro tipologia di analisi nelle regioni dell'Emilia-Romagna e della Lombardia

Sito	Tipo staz.	Analiti disponibili	Tecnica analitica	Periodo	N° dati
Bologna Gobetti	FU	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo EUSAAR2)	01/04/2013 - ad oggi	ca. 70000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC	01/04/2013 - ad oggi	
		Al, As, Cr, Fe, Mn, Ni, V, Zn, Cd, Pb, Sn, Sb, Ba, La	ICP-MS	01/04/2013 - ad oggi	
		Levoglucosano	ESI-MS	15/10/2015 - ad oggi	
Parma Cittadella	FU	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo EUSAAR2)	01/04/2013 - ad oggi	> 25000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC	01/04/2013 - ad oggi	
		Al, As, Cr, Fe, Mn, Ni, V, Zn, Cd, Pb, Sn, Sb, Ba, La	ICP-MS	01/04/2013 - ad oggi	
		Levoglucosano	ESI-MS	15/10/2015 - ad oggi	
Rimini Marecchia	FU	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo EUSAAR2)	01/04/2013 - ad oggi	> 25000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC	01/04/2013 - ad oggi	
		Al, As, Cr, Fe, Mn, Ni, V, Zn, Cd, Pb, Sn, Sb, Ba, La	ICP-MS	01/04/2013 - ad oggi	
		Levoglucosano	ESI-MS	15/10/2015 - ad oggi	
Bologna S. Pietro Capofiume	FR	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo EUSAAR2)	01/04/2013 - ad oggi	> 25000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC	01/04/2013 - ad oggi	
		Al, As, Cr, Fe, Mn, Ni, V, Zn, Cd, Pb, Sn, Sb, Ba, La	ICP-MS	01/04/2013 - ad oggi	
		Levoglucosano	ESI-MS	15/10/2015 - ad oggi	

Continua a pag 83

Segue da pag 82

Sito	Tipo staz.	Analiti disponibili	Tecnica analitica	Periodo	N° dati
Milano Pascal	FU	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo Niosh-like)	01/01/2013 - ad oggi	> 20000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC		
		Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Pb	XRF		
		Levoglucoosano e anidrozuccheri	IC		
Mantova Schivenoglia	FR	EC, OC	Termo-ottica (Protocollo Niosh-like)	01/04/2013 - ad oggi	> 20000
		Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	IC		
		Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Pb	XRF		
		Levoglucoosano e anidrozuccheri	IC		

Le diverse esperienze accumulate hanno portato anche alla pubblicazione di report e articoli internazionali, che per brevità non saranno riportati in questa sede, e al fine di condividere tra le varie agenzie le conoscenze apprese con l'obiettivo di portarne vantaggio all'intero sistema agenziale, dal 2018 sono organizzate con il supporto di ASSOARPA giornate di studio sulla caratterizzazione del particolato atmosferico, la cui ultima edizione si è svolta a Bologna il 27 e 28 novembre 2023.

Il potenziale ossidativo del particolato

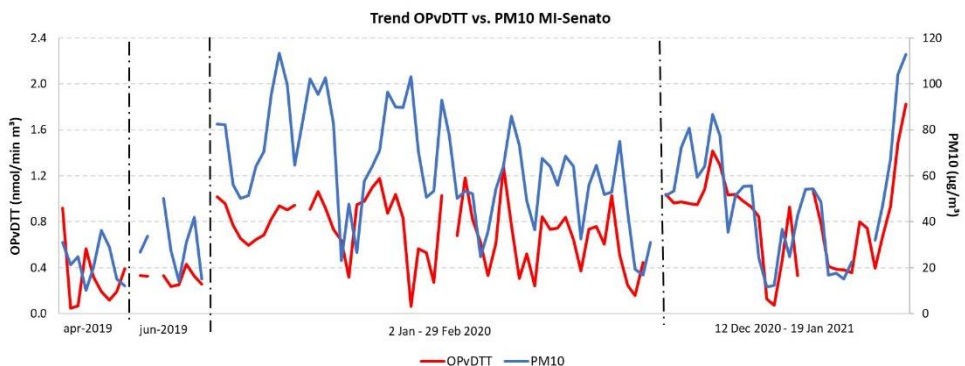
Le specie reattive dell'ossigeno (ROS) e dell'azoto (RNS), a livelli fisiologici, svolgono un ruolo importante come regolatori e mediatori in normali processi biologici, quali la regolazione della trascrizione, la differenziazione e la proliferazione. La generazione non controllata di queste specie reattive porta ad una catena di reazioni che generano radicali liberi come sottoprodotti e alla saturazione del sistema fisiologico di difesa. Il superamento della massima capacità adattativa cellulare porta alla perturbazione dell'equilibrio e, di conseguenza, ad uno stato di stress ossidativo, che è strettamente legato allo stabilirsi di un processo infiammatorio che sembra precedere l'effetto avverso. La produzione di ROS o RNS, che supera i meccanismi fisiologici adattativi, può indurre la produzione di mediatori dell'infiammazione che a loro volta possono stimolare la produzione di ROS e RNS in un circuito che si autosostiene. L'infiammazione può essere quindi descritta sia come fattore causale che consequenziale in relazione allo stress ossidativo. Anche la citotossicità e l'infiammazione sono strettamente correlate, in quanto la presenza di cellule morte scatena la risposta infiammatoria attraverso la produzione di molecole associate al danno, mentre l'infiammazione può a sua volta indurre la morte cellulare. L'instaurarsi di un microambiente infiammatorio può favorire le condizioni

che predispongono all'insorgenza di patologie o all'aggravamento di condizioni patologiche preesistenti. Nella pratica comune viene misurato il potenziale ossidativo (OP) del PM, come parametro che descrive la capacità dei componenti del particolato di esaurire gli antiossidanti in vitro e generare ROS o RNS. Per farlo si eseguono test spettroscopici misurando il consumo da parte del particolato di molecole specifiche che possono, ad esempio, essere antiossidanti presenti nell'organismo, come l'acido ascorbico (AA), oppure simulare il trasferimento di elettroni dagli antiossidanti cellulari (test con il ditiotreitolo, DDT). Questo tipo di analisi viene quindi svolta prettamente attraverso metodiche offline, cioè mediante analisi di porzioni di filtro proveniente da campionatori di PM₁₀ o PM_{2,5}; recentemente sono apparsi prototipi di strumentazione per la determinazione on-line dell'OP sostanzialmente da gruppi di ricerca che stanno attualmente collaborando all'interno del Progetto Life Ri-URBANS (<https://riurbans.eu/work-package-2/>).

Lo stesso progetto Life ha lanciato una campagna di interconfronto dei protocolli per i test del potenziale ossidativo più rilevanti per la salute, tra vari gruppi di ricerca per armonizzare le sue misurazioni. I risultati di questa analisi sono stati mostrati ad EAC2023 (European Aerosol Conference 2023, Malaga) evidenziando una forte variabilità tra i partecipanti e tra le metodiche. Proprio per questi motivi, data l'assenza attuale di una metodica di riferimento è fondamentale impostare le condizioni di misurazione e i protocolli da utilizzare nella determinazione dell'OP per garantire risultati comparabili. È in discussione l'integrazione dell'OP come variabile ACTRIS.

In attesa di ulteriori indicazioni, alcune Agenzie hanno iniziato sperimentazioni a riguardo. In particolare, nel corso del 2019 ARPA Lombardia ha avviato una collaborazione con il Dipartimento di Chimica dell'Università degli Studi di Ferrara, il cui laboratorio ha anche partecipato alla sopra menzionata campagna di interconfronto, con ottimi risultati. Sono stati pubblicati diversi lavori che contengono valutazioni delle analisi effettuate di OP secondo le due metodiche DTT e AA in diversi siti lombardi (Pietrogrande et al., 2022a; Pietrogrande et al., 2022b; Pietrogrande et al., 2023 e Pietrogrande et al., 2024). In Figura 3.3 si riporta, a titolo di esempio, l'andamento dell'OPv-DDT rispetto al PM₁₀ nel sito di Milano-Senato nel corso di 4 periodi di approfondimento.

Figura 3.3 - Andamento nel tempo delle concentrazioni di OPv-DDT e PM₁₀ a Milano-Senato.



3.3. Altri parametri

Le diverse agenzie regionali monitorano moltissimi altri parametri che sono stati scelti sulla base delle diverse caratteristiche geografiche e urbane della regione. Tra questi, alcuni dei quali presenti anche nella *proposal*, ci sono: acido solfidrico, metano, idrocarburi non metanici, ulteriori idrocarburi policiclici aromatici (in più alla normativa sulla qualità dell'aria e a quella specifica delle stazioni speciali), PM1, particelle non ultrafini con strumenti ottici (OPC), formaldeide e mercurio.

Di seguito si riportano alcune informazioni relative all'acido solfidrico, e nel paragrafo successivo alcuni esempi pratici sul suo utilizzo e importanza.

Acido solfidrico

L'acido solfidrico (IUPAC: Solfuro di diidrogeno, H₂S) è una sostanza dotata di un odore caratteristico. La soglia di percezione umana dell'odore dell'acido solfidrico presenta un'elevata "variabilità individuale", che ha portato a proporre di volta in volta campi di valori molto diversificati fra loro. Usualmente si distingue:

- soglia di rilevazione: è la minima concentrazione che suscita una risposta sensoriale. Si ritiene sia compresa nell'intervallo 0,2-2,0 µg/m³;
- soglia di riconoscimento: è la minima concentrazione di identificazione del tipo di odore. Si ritiene sia compresa nell'intervallo 0,6-6,0 µg/m³.

L'OMS indica che, per evitare il disagio olfattivo tra la popolazione esposta, le concentrazioni di idrogeno solforato non dovrebbero superare i 7 µg/m³, con un periodo di mediazione di 30 minuti.

L'acido solfidrico è un gas presente naturalmente ad esempio nelle aree geotermiche, vulcaniche, in sorgenti termali, alcune fermentazioni anaerobiche. È presente anche in varie attività industriali come sottoprodotto di raffinazione, produzione di carta, attività di conceria.

Per quanto riguarda l'individuazione di valori di riferimento per la tutela sanitaria, in mancanza di riferimenti normativi per l'acido solfidrico ci si riferisce unicamente al valore guida per la protezione della salute indicato dall'OMS che è pari ad una media giornaliera di 150 µg/m³. Per maggiori informazioni su questo inquinante e per avere un esempio sul suo utilizzo si rimanda al contributo breve "Monitoraggio dell'acido solfidrico nell'area geotermica Toscana".

Tabella 3.7. Tipologia e posizione degli strumenti per la misura di acido solfidrico.

Regione	Provincia	Nome stazione	Tipo staz.	Modello e marca	Periodo
Sicilia	SR	Augusta	FU	API Teledyne 101 E	2013 - ad oggi
Sicilia	SR	Belvedere	F sub	API Teledyne 101 E	2013 - ad oggi
Sicilia	SR	Melilli	FU	API Teledyne 101 E	2013 - ad oggi
Sicilia	SR	Priolo	FU	API Teledyne 101 E	2013 - ad oggi
FVG	TS		FI	API 101E	
Veneto	VI	Zermeghedo	UI	API-Teledyne T101	2023 - ad oggi
Veneto	VI	Chiampo	UI	API-Teledyne 101A	2006 - ad oggi
Veneto	PD	Este	Sub I	Thermo 450C	2008 - ad oggi
Sardegna	CA	CENSA2	RI	Thermo Environmental Instruments Inc - 43A	1998 - ad oggi
Sardegna	CA	CENSA3	FU	Thermo Environmental Instruments Inc - 43A	2009 - ad oggi
Basilicata	PZ	VIGGIANO	RI	Thermo Fisher Scientific 450i	2011 - ad oggi
Basilicata	PZ	GRUMENTO 3	Sub I	AF22M/Environnement	2012 - ad oggi
Basilicata	PZ	VIGGIANO 1	RI	AF22M/Environnement	2012 - ad oggi
Basilicata	PZ	VIGGIANO - MASSERIA DE BLASIIS	RI	AF22M/Environnement	2012 - ad oggi
Basilicata	PZ	VIGGIANO - COSTA MOLINA SUD 1	RI	AF22M/Environnement	2012 - ad oggi
Marche	AN	Falconara/Scuola	Sub I	Teledyne 101T	2016 - ad oggi
Marche	AN	Falconara/Alta	Sub I	Envea AF21M	2008 - ad oggi
Marche	AN	Falconara/Acquedotto	Sub I	Envea AF21M	2008 - ad oggi
Toscana	PI	PI-MONTECERBOLI	F sub	T API 101	pre 2000 - ad oggi
Toscana	PI	PI-SANTA-CROCE- COOP	F sub	T API 101	2000- ad oggi
Toscana	LI	LI-STAGNO	FI		2018 - ad oggi
Toscana	PI	vari siti	FI	T API 101	2000 - ad oggi
Toscana	SI	vari siti	FI	T API 101	pre 2000 - ad oggi
Puglia	BR	Brindisi - via Taranto	UT	45A	2002 - ad oggi
Puglia	TA	Taranto - Paolo VI Cisi	Rurale	APIT101	2021 - ad oggi
Puglia	TA	Statte - via delle Sorgenti	Sub I	APIT101	2021 - ad oggi
Puglia	TA	Taranto- Archimede	Sub I	APIT101	2002 - ad oggi
Puglia	TA	Taranto -Orsini	Sub I	MOD. 101E	2016 - ad oggi

3.4. Alcuni esempi di utilizzo

Analisi dell'andamento della frazione carboniosa per effetto delle restrizioni a seguito della pandemia da Covid19 - esempi tratti dal progetto Pulvirus

L'arrivo della pandemia ha generato numerosi interrogativi inerenti alle supposte relazioni tra la diffusione del virus e il livello di inquinamento atmosferico, ma anche su come le condizioni uniche e, si spera irripetibili, generate dagli sforzi messi in campo per arginare il diffondersi della malattia hanno influito sulle concentrazioni degli inquinanti atmosferici. L'esigenza di dare risposte a questo genere di quesiti ha spinto ENEA, ISS e SNPA a mettere insieme le proprie forze e competenze nel progetto Pulvirus (<https://www.pulvirus.it/>).

Uno degli obiettivi del progetto è stato cercare di capire se e come gli effetti della riduzione delle sorgenti emissive, in particolare il traffico, avessero influito sulla composizione del particolato e sulla concentrazione in atmosfera di inquinanti particolari come il black carbon. A tal fine, i dati disponibili delle serie storiche sono stati confrontati con analoghi periodi del 2020 in modo da verificare se esistessero differenze significative. Inoltre, per minimizzare l'effetto che la variabilità meteorologica ha su questa tipologia di misure è stata fatta una analisi (random forest) che stimasse i dati attesi in assenza degli interventi presi per limitare il diffondersi del Covid19 con quelli effettivamente misurati. Per maggiori dettagli sulle tecniche applicate e su tutti i risultati si rimanda ai report del progetto, in questa sede è riportata solo parte delle informazioni ottenute.

La diminuzione all'inizio del lockdown è stata evidente soprattutto per il carbonio elementare che non solo è calato durato il periodo con i provvedimenti più restrittivi ma è rimasto a valori inferiori a quelli registrati in tutto il periodo preso a riferimento (2016-2019) per tutto l'anno 2020.

Il calo dell'EC nel PM è confermato anche dalle analisi di Random Forest che mostrano un Carbonio elementare misurato sensibilmente inferiore a quello che si sarebbe potuto avere a pari condizioni meteorologiche senza l'entrata in vigore dei provvedimenti contro il Covid19. La diminuzione di EC risulta essere interamente attribuibile al calo drastico del traffico e avrebbe potuto essere ancora più marcata se non fosse stata in parte compensata dalla crescita di un'altra combustione, quella domestica da biomassa, il cui contributo invece è mediamente aumentato, almeno nei mesi di lockdown, come conseguenza dell'obbligo delle persone a rimanere in casa tutta la giornata. Questo si evidenzia bene scomponendo il dato di black carbon nelle sue 2 componenti, quella legata al fossil fuel e quella legata alla biomassa. La prima cala rispetto agli anni precedenti durante i mesi da marzo a giugno, mentre la seconda cresce in modo evidente.

Figura 3.4. Media settimanale di EC nel PM_{2,5} nel 2020 (in rosso) rispetto alla serie storica disponibile (2012-2019; in blu) per un sito di fondo urbano di Bologna. Le linee verdi indicano i periodi di limitazione alla circolazione delle persone.

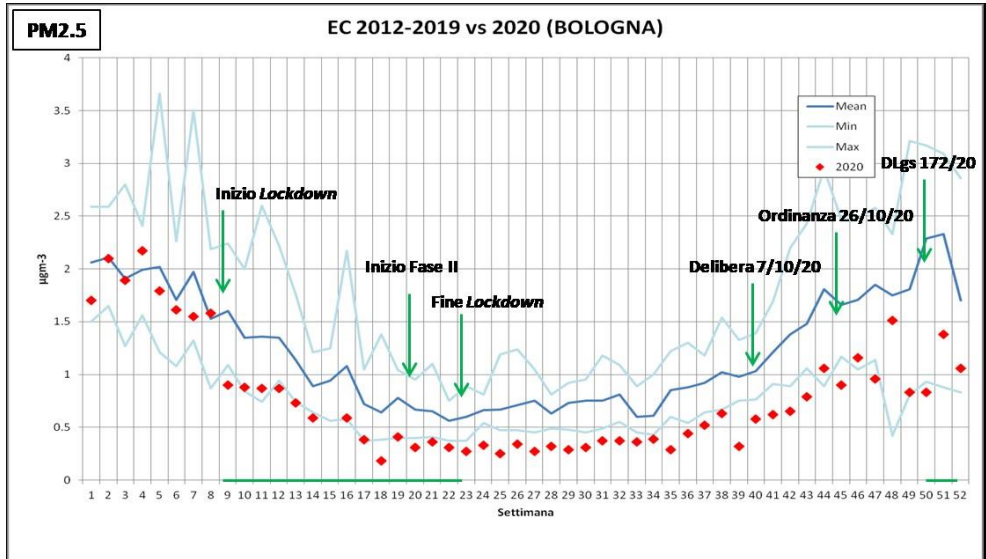


Figura 3.5: concentrazioni di carbonio elementare (EC) osservate (in blu) confrontate con quelle previste in assenza di pandemia sulla base della meteorologia verificatasi nel 2020 (in rosso) in un fondo urbano di Bologna.

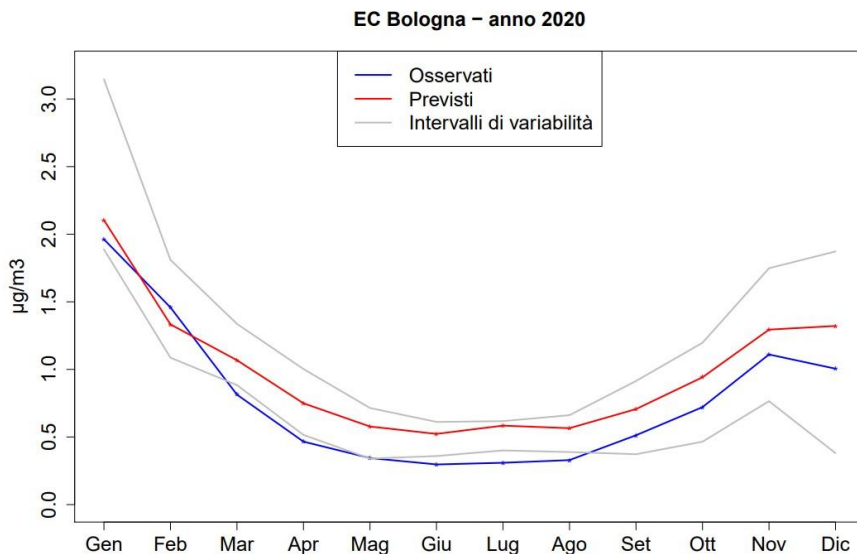
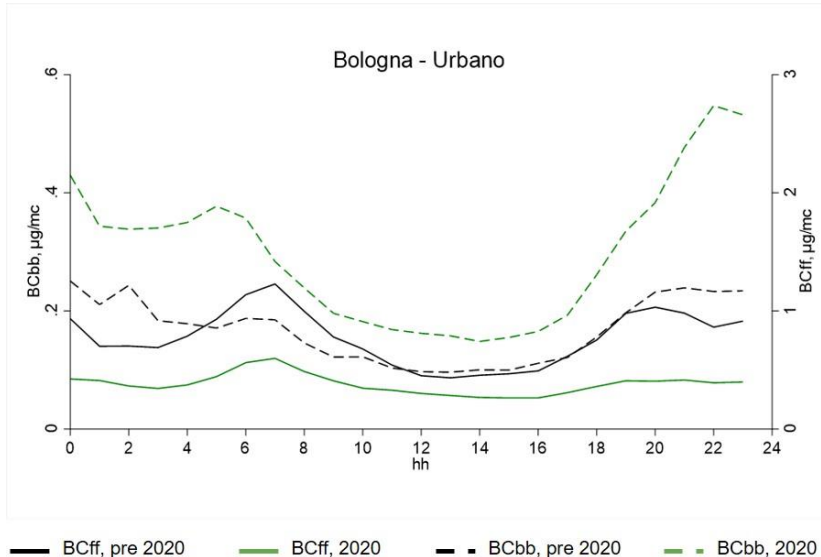


Figura 3.6: andamento giornaliero medio delle componenti del black carbon (BCff e BCbb) durante il lockdown e la media degli stessi periodi negli anni precedenti un sito di fondo urbano di Bologna.



Inatteso è stato osservare che il calo del contributo del traffico all'inquinamento atmosferico abbia mostrato una diminuzione rispetto al passato e all'atteso per tutto l'anno, senza mostrare segni di risalita dopo la fine del lockdown: questo può sottolineare l'efficacia di provvedimenti strutturali come è stata l'introduzione del lavoro agile, o smart working, che ha sensibilmente ridotto il numero di spostamenti casa-lavoro.

Analisi della concentrazione di ammoniaca in alcuni siti

L'importanza dell'ammoniaca è legata alla formazione di particolato atmosferico secondario, cioè formatosi direttamente in atmosfera e non emesso tal quale. Il gas NH_3 infatti reagisce con diversi acidi, in particolare l'acido nitrico e l'acido solforico, che a loro volta derivano da altri gas precursori (NO_x e SO_2) emessi da diverse sorgenti, portando alla formazione rispettivamente di nitrato d'ammonio e solfato d'ammonio, due sali inorganici che sono presenti nel particolato atmosferico in concentrazioni rilevanti: da dati del progetto Life-Prepair (<https://www.lifeprepare.eu/>) risultano comporre quasi il 30% del PM_{10} medio del bacino padano, con picchi superiori al 50% della massa di PM_{10} durante alcuni episodi invernali (Report D6 LifePrepair, giugno 2023).

Dal punto di vista emissivo, secondo l'inventario nazionale delle emissioni (<https://indicatoriambientali.isprambiente.it/>), almeno il 90% dell'ammoniaca deriva da attività agricole e allevamenti, percentuale che cresce al 97% nel bacino padano stando ai risultati del progetto Life-Prepair (www.lifeprepare.eu). La sua concentrazione media in atmosfera dipende dai diversi tipi di siti

in cui viene misurata in relazione alle particolari attività presenti (Lonati et al., 2018; ARPA Lombardia, relazione Progetto Ammoniaca 2020-2021). Aree rurali, o ancor di più se prospicienti agli allevamenti, mostrano valori anche 20 volte maggiori di quelli che possono essere parallelamente misurati in fondi urbani (Lanzani et al., 2020). Nella figura 3.8 si può vedere infatti l'andamento giornaliero calcolato come media di più annualità di stazioni di misura con caratteristiche differenti (siti rurali, siti urbani, ecc.), si notano variazioni marcate laddove le stazioni, prevalentemente rurali, sono prossime ad allevamenti.

Il monitoraggio di questo gas risulta importante per poter meglio capirne le interazioni con gli altri precursori del particolato in atmosfera. Durante il periodo di lockdown, deciso per limitare la diffusione del Covid19, le restrizioni alla mobilità hanno indotto un calo medio della concentrazione degli ossidi di azoto di circa il 40% rispetto agli anni precedenti (report COVIDQA-Prepair e COVIDQA-Prepair-2), e anche per quanto riguarda le emissioni il calo è stato importante (report COVIDQA-Prepair e COVIDQA-Prepair-2); al contrario l'ammoniaca non ha mostrato diminuzioni coerentemente con l'assenza di restrizioni per le attività agricole e zootecniche (report COVIDQA-Prepair e COVIDQA-Prepair-2). La riduzione così rilevante degli NO_x, forse perché non accompagnata da una simile decrescita nelle concentrazioni dell'ammoniaca disponibile, non ha prodotto una variazione apprezzabile delle concentrazioni del nitrato d'ammonio presente nel PM₁₀ misurato in quei mesi rispetto agli stessi mesi degli anni precedenti (Prepair_COVIDQA_report3). Infatti, non c'è una linearità diretta tra la diminuzione nella formazione di aerosol secondario e quella di concentrazione dei suoi precursori, informazione fondamentale, nell'ottica di una pianificazione comune a livello di bacino padano, ricavata anche da uno studio modellistico, svoltosi sempre nell'alveo del progetto Life-Prepair. Tale analisi modellistica ha applicato diversi scenari di riduzione emissiva di ammoniaca e di ossidi di azoto per individuare quale risultasse essere il più efficace nel contenimento del PM (Veratti et al., 2023).

Analisi della distribuzione dimensionale in aree urbane in Emilia-Romagna

A causa di diversi processi che avvengono in atmosfera, come la condensazione, l'evaporazione, la deposizione, le particelle ultrafini, a differenza del particolato in massa, si formano e si trasformano molto velocemente; già a 300 m di distanza da una emissione stradale, per es., sembra esserci una riduzione significativa delle particelle sotto i 20 nm (Zhu et al., 2002). L'analisi della distribuzione dimensionale e della concentrazione numerica permette, grazie alla loro misura ad alta risoluzione temporale, generalmente di 5-10 minuti, di studiare eventi che hanno durata limitata nel tempo, come ad esempio i picchi di traffico o sorgenti a spot.

Dal progetto Supersito, grazie a diverse campagne di misura, si sono studiate le variazioni in concentrazione (numerica e per la massa) tra una stazione di misura posta in una zona ad alto traffico della città di Bologna rispetto ad una a basso (Zauli et al., 2015): una delle cose più evidenti è il drastico calo della concentrazione numerica nel range delle nanoparticelle (diametro < 50 nm) che è risultato maggiore del 70%. A dimensioni così ridotte infatti avvengono trasformazioni importanti sia a livello spaziale che temporale (anche nell'ordine di pochi minuti). La stessa analisi fatta per le concentrazioni di PM_{2,5} ha invece mostrato una bassa variabilità (dell'ordine del 10%).

Figura 3.7: Composizione media del PM₁₀ nel bacino padano ottenuta come media di 4 fondi urbani (Milano Pascal, Torino Lingotto, Vicenza Ferrovieri e Bologna Gobetti) e un fondo rurale (Schivenoglia, MN). Tratto dal Report D6 LifePrepair, giugno 2023.

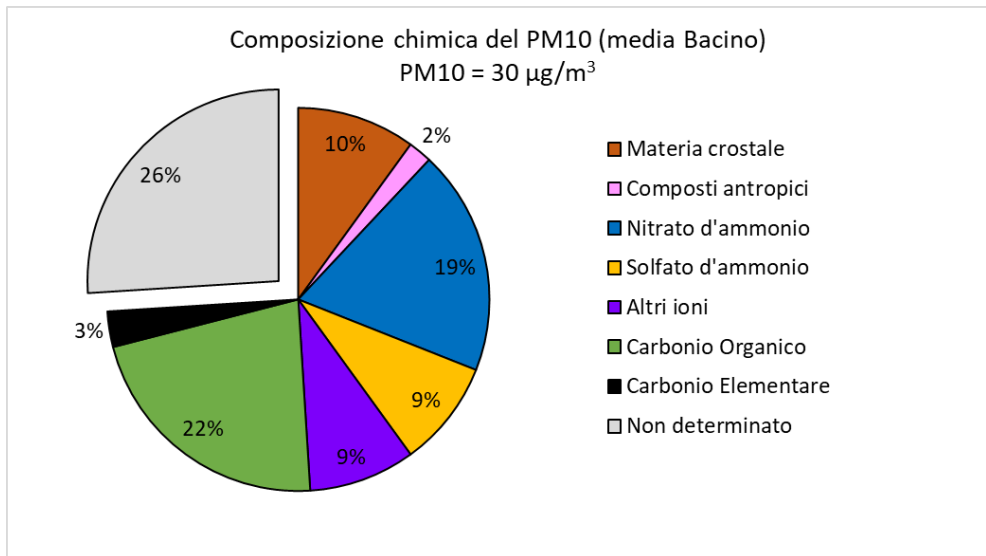
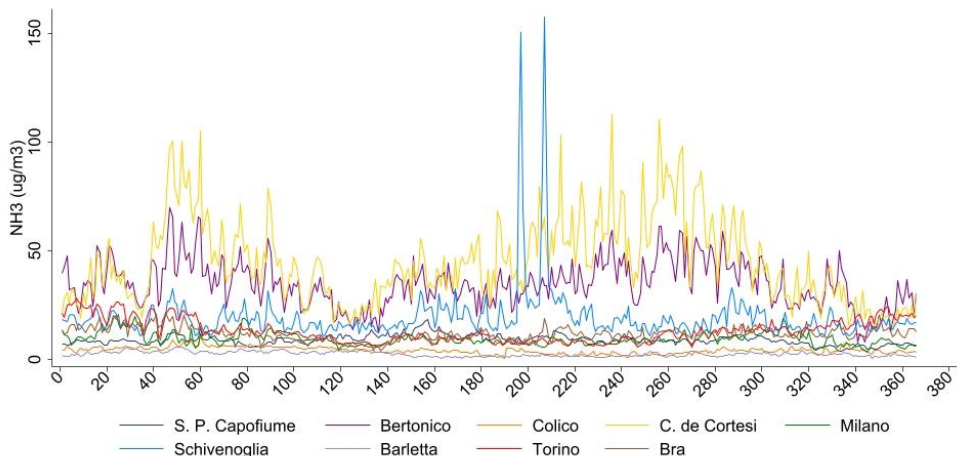


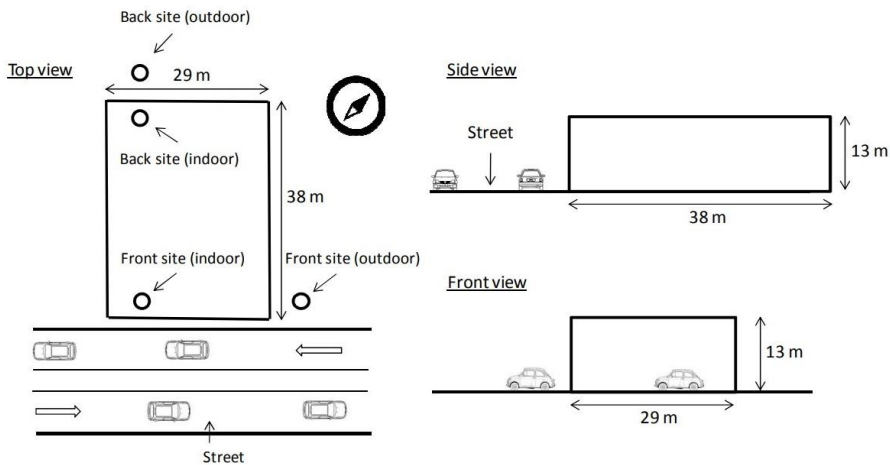
Figura 3.8. Andamento giornaliero in un anno medio in diversi siti italiani (media di diversi anni, non uguali per tutti i siti dal 2015 al 2020) della concentrazione di ammoniaca: San Pietro Capofiume (fondo rurale, in grigio), Bertonico (fondo rurale, in viola), Colico (fondo suburbano, in arancione), Corte de' Cortesi (fondo rurale, in giallo), Milano Pascal (fondo urbano, in verde), Schivenoglia (fondo rurale, in azzurro), Barletta (in lavanda), Torino (fondo urbano, in rosso), Bra (in marrone). Corte de' Cortesi e Bertonico mostrano concentrazioni sensibilmente più alte e sono i siti più prossimi ad attività di allevamento.



L'analisi del numero di particelle ultrafini ha permesso anche di evidenziare gli orari dei picchi da traffico, marcati nelle ore di maggior flusso veicolare (8.00 - 9.00 di mattina e 19.00 - 21.00 di sera) e significativamente più alti nel sito da traffico. Le concentrazioni massime del mattino sono state raggiunte intorno alle 8.00 nel sito residenziale e intorno alle 9.00 nel sito da traffico, lo shift temporale è dovuto probabilmente allo spostamento dei pendolari.

Inoltre, un altro studio, sempre nell'ambito del progetto Supersito, che metteva a confronto UFP e $PM_{2.5}$ in un sito ubicato nel retro di un edificio e uno posto a fronte strada (Zauli et al., 2016), ha potuto evidenziare come le UFP mostrino un numero di particelle più elevato e una moda più centrata su diametri minori in quello maggiormente esposto al traffico. Similmente al caso precedente, le campagne di misura mostrano gradienti di concentrazione in buona parte sovrapponibili a quelli ottenuti confrontando il sito da traffico e quello residenziale. Infatti, anche per la forma della distribuzione media si nota, come nella stazione da traffico, una moda molto evidente centrata sui 30 nm nel sito posto a fronte strada.

Figura 3.9. Visualizzazione schematica del sito di monitoraggio e dei relativi punti di campionamento per lo studio del $PM_{2.5}$ e delle UFP nei siti fronte strada e retro edificio (tratto dall'articolo Zauli et al., 2016).



Il risultato di questi studi risulta di interesse sia per la valutazione della rappresentatività spaziale dei dati di monitoraggio in ambito urbano sia per l'assegnazione dell'esposizione negli studi epidemiologici: è infatti probabile che siano possibili non trascurabili errori di classificazione dell'esposizione per gli individui residenti in prossimità di strade trafficate. Un'altra analogia importante riguarda la differenza della distribuzione dimensionale del particolato tra i lati opposti dell'edificio. Emerge infatti con chiarezza una marcata diminuzione del picco di concentrazione di nanoparticelle nella dispersione delle emissioni da traffico dal fronte strada al retro dell'edificio.

Analisi degli eventi di nucleazione

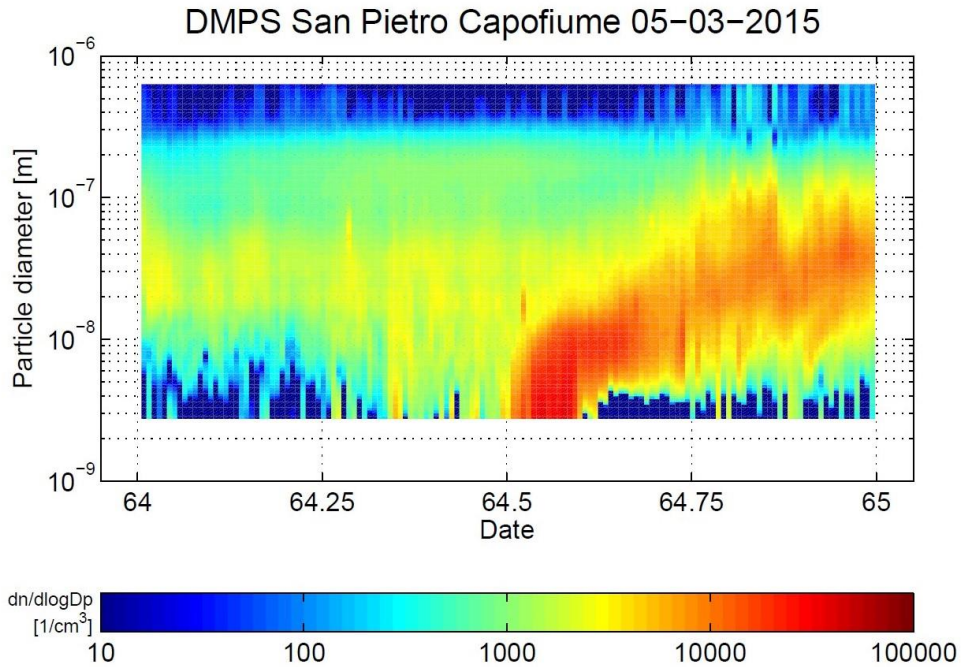
La formazione di aerosol atmosferico, cioè la formazione di cluster a partire da particelle di pochi nanometri e la loro successiva crescita a dimensioni maggiori, ha un effetto importante sulle concentrazioni del numero di particelle dell'aerosol. La probabilità che un evento di formazione di nuove particelle avvenga può dipendere, oltre che dalle emissioni locali, anche dal trasporto ad ampia scala di masse d'aria di diversa origine che generano sul territorio condizioni chimico-fisiche e meteorologiche differenti. La nucleazione può essere di tipo omogeneo o eterogeneo a seconda che essa avvenga in fase vapore su embrioni di sole molecole dello stesso tipo o su un'altra sostanza in fase diversa come uno ione o una particella solida (Seinfeld J.H. and Pandis S.N., 2006). Le nucleazioni omogenee più conosciute in atmosfera sono (Vana et al., 2006) quelle binarie, acqua e acido solforico, e terziarie, acqua, acido solforico e ammoniaca, e quella indotta da ioni.

L'evento di nucleazione viene frequentemente rappresentato tramite un grafico definito "banana shape", che evidenzia la formazione di nuove particelle e la loro successiva crescita di diametro: in un determinato momento si osserva una grande concentrazione di particelle nei diametri più piccoli e successivamente una serie di trasformazioni che portano alla crescita del numero di particelle con diametri maggiori. Nella figura 3.10 si mostra un esempio di questo grafico per un giorno di nucleazione avvenuto nel mese di marzo 2015 a San Pietro Capofiume (BO), un sito rurale della regione Emilia-Romagna. Il grafico permette di vedere la crescita del diametro e del numero delle particelle (quest'ultimo tramite la scala cromatica), e in che momento della giornata avviene. Ogni evento rilevato viene classificato in base alla sua intensità, vengono presi in considerazione principalmente la velocità con cui aumentano di diametro le particelle, il numero delle stesse e la durata dell'evento; quello riportato fa parte della classe 1 (ogni autore può avere categorizzazioni diverse, questa segue Hamed et al. 2007). La classe 1 è quella in cui le nucleazioni sono più chiaramente identificabili con un inizio e una fine ben definiti. Lo stesso evento è visibile anche in un sito urbano della città di Bologna distante circa 40 km in linea d'aria da quello rurale: la formazione di particelle, infatti, può avere carattere locale o regionale ma anche a una scala spaziale maggiore. Dagli studi effettuati nell'ambito del progetto Supersito si è visto come sia nel fondo urbano di Bologna sia nel sito rurale, la maggior parte degli eventi sia avvenuta nella stagione meno fredda: in particolare, nel sito rurale, durante i mesi primaverili ed estivi si è verificato un evento il 60% delle volte (media di diversi anni).

Durante i giorni in cui avviene la formazione di nuove particelle si è anche visto che l'aumento medio della concentrazione numerica delle UFP può essere superiore al 50%, e può in alcuni casi arrivare anche a più del 75% nel sito rurale nel range 3-25 nm. Durante questi eventi, infatti, l'incremento delle particelle totali, pilotate dalle UFP, porta ad avere nel sito rurale concentrazioni simili a quelle del sito urbano, che normalmente mostra valori più alti essendo caratterizzato da maggiori sorgenti antropiche, come, ad esempio, il traffico, ma con composizione chimica che potrebbe essere differente.

Confrontando i giorni in cui avviene un evento di nucleazione con quelli in cui non avviene, si possono verificare anche i comportamenti di diversi parametri. È noto che gli eventi di formazione, soprattutto in aree urbane o fortemente urbanizzate, avvengono generalmente con certe condizioni meteo, come temperatura e umidità sopra una certa soglia, radiazione solare elevata, aria più pulita. A titolo di esempio si riportano per ogni stagione gli andamenti di un giorno tipo medio, dell'umidità e della temperatura differenziati a seconda che si sia verificato o meno un evento.

Figura 3.10. Variazione della distribuzione dimensionale delle particelle in un giorno di evento (classe 1); in ascissa le ore del giorno, in ordinata il diametro; la scala cromatica rappresenta la concentrazione numerica.



I giorni di evento sono caratterizzati oltre che dalla crescita di particelle ultrafini, da un aumento della temperatura, della radiazione e da un calo dell'umidità relativa, anche da una diminuzione sia del particolato numerico più grossolano (NOUFP, diametro > 100 nm) che del PM in diverse frazioni granulometriche (dai dati del progetto: nel sito rurale il decremento supera il 50 % per il PM_{2,5}-percentuale calcolata su diversi anni). La presenza di particolato pre-esistente favorirebbe la condensazione o coagulazione su di esso piuttosto che la formazione di particelle ex-novo. Un'altra importante considerazione legata al fenomeno della nucleazione, come si è visto precedentemente, è che essa può essere responsabile anche dell'aumento delle particelle derivanti dal traffico in quanto, in condizioni prevalentemente invernali, con basse temperature e alta umidità relativa, eventi di questo tipo possono avvenire a ridosso del tubo di scappamento dei veicoli (aumentando notevolmente il numero di particelle). Questo tipo di nucleazione non mostra però una crescita successiva, né presenta la stessa entità in termini di concentrazione numerica.

Figura 3.11. Distribuzione dimensionale media per diversi anni di misura tramite DistFitTM per un giorno medio di evento (di classe 1 o 2, grafico in alto) e per un giorno medio di non evento (grafico in basso) in un sito rurale dell'Emilia-Romagna.

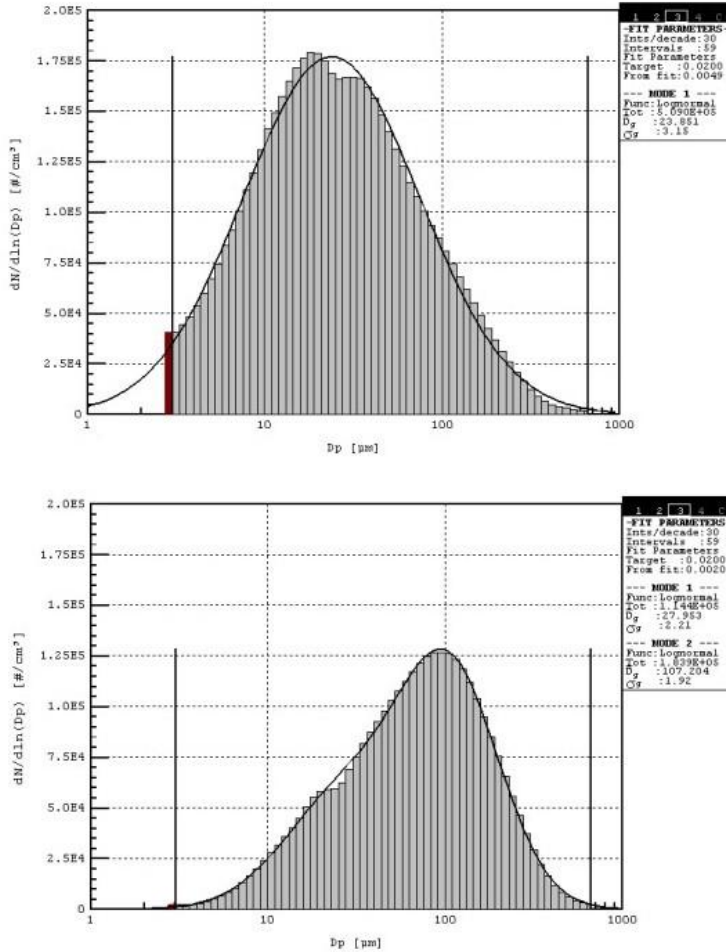


Figura 3.12. Confronto degli andamenti del giorno tipo medio dell'umidità relativa (rh), nelle quattro stagioni, durante i giorni di evento (linea rossa) e durante quelli di non evento (linea blu) - media di diversi anni, sito urbano dell'Emilia-Romagna.

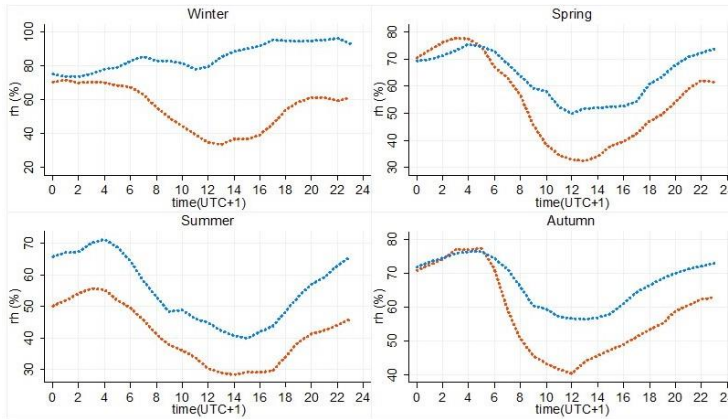
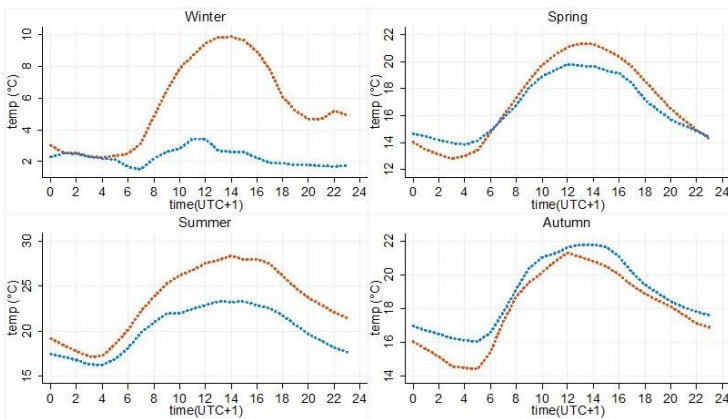


Figura 3.13. Confronto degli andamenti del giorno tipo medio della temperatura (temp), nelle quattro stagioni, durante i giorni di evento (linea rossa) e durante quelli di non evento (linea blu) - media di diversi anni, sito urbano dell'Emilia-Romagna.



Bibliografia

Bond TC, Doherty SJ, Fahey DW, Forster PM, Berntsen T, DeAngelo BJ, Flanner MG, Ghan S, Kärcher B, Koch D, Kinne S, Kondo Y, Quinn PK, Sarofim MC, Schultz MG, Schul M, Venkataraman C, Zhang H, Zhang S, Bellouin N, Guttikunda SK, Hopke PK, Jacobson MZ, Kaiser JW, Klimont Z, Lohmann U, Schwarz JP, Shindell D, Storelvmo T, Warren SG, Zender CS. Bounding the Role of Black Carbon in the Climate System: A Scientific Assessment. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*. 2013; 118 5380–5552. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50171>

Briggs NL, Long CM. Critical Review of Black Carbon and Elemental Carbon Source Apportionment in Europe and the United States. *Atmospheric Environment*. 2016; 144 409-427. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.002>

Casati R, Scheer V, Vogt R, Benter T. Measurement of Nucleation and Soot Mode Particle Emission from a Diesel Passenger Car in Real World and Laboratory in situ Dilution. *Atmospheric Environment*. 2007; 41 2125–2135. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.10.078>

Charron A, Harrison RM. Primary Particle Formation from Vehicle Emissions During Exhaust Dilution in the Roadside Atmosphere. *Atmospheric Environment*. 2003; 37 4109-4119. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00510-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00510-7)

Chen X, Zhang Z, Engling G, Zhang R, Tao J, Lin M, Sang X, Chan C, Li S, Li Y. Characterization of Fine Particulate Black Carbon in Gunagzhou, a Megacity in South China. *Atmospheric Pollution Research*. 2014; 5 361-370. <https://doi.org/10.5094/APR.2014.042>

Chow JC, Watson JG, Lowenthal DH, Antony Chen LW, Motallebi N. PM_{2.5} Source Profiles for Black and Organic Carbon Emission Inventories. *Atmospheric Environment*. 2011; 45 5407–5414. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.011>

Concise International Chemical Assessment Document 53. HYDROGEN SULFIDE: HUMAN HEALTH ASPECTS (2003).

Gramsch E, Caceres D, Oyola P, Reyes F, Vasquez Y, Rubio MA, Sanchez G. Influence of Surface and Subsidence Thermal Inversion on PM_{2.5} and Black Carbon Concentration. *Atmospheric Environment*. 2014; 98 290-298. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.066>

Hamed A, Joutsensaari J, Mikkonen S, Sogacheva L, Dal Maso M, Kulmala M, Cavalli F, Fuzzi S, Facchini MC, Decesari S, Mircea M, Lehtinen KEJ, Laaksonen A. Nucleation and Growth of New Particles in Po Valley, Italy. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2007; 7 355-376. <https://doi.org/10.5194/acp-7-355-2007>

Lanzani G, D'Angelo L, Cuccia E, Corbella L, Dal Santo U, Colombi C, Algieri A, Bravetti E, Lazzarini M, Gurrieri GL, Poluzzi V, Ferrari S, Bacco D, Deserti M. Ammoniaca e Formazione di Particolato Secondario. *Ecoscienza*. 2020; 3 64-66. <https://www.ARPAE.it/it/ecoscienza/numeri-ecoscienza/anno-2020/numero-3-2020>

Lonati G, Mosca RF. Variabilità Spazio-Temporale dell'Ammoniaca nell'Atmosfera in Lombardia. *Ingegneria dell'Ambiente*. 2018; 5(4) 321-332. dx.doi.org/10.32024/ida.v5i4.p04

Pietrogrande MC, Demaria G, Colombi C, Cuccia E, Del Santo U. Seasonal and Spatial Variations of PM₁₀ and PM_{2.5} Oxidative Potential in Five Urban and Rural Sites across Lombardia Region, Italy. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022; 19(13) 7778. <https://doi.org/10.3390/ijerph19137778>

Pietrogrande MC, Colombi C, Cuccia E, Dal Santo U, Romanato L. The Impact of COVID-19 Lockdown Strategies on Oxidative Properties of Ambient PM₁₀ in the Metropolitan Area of Milan, Italy. *Environments*. 2022; 9(11) 145. <https://doi.org/10.3390/environments9110145>

Pietrogrande MC, Colombi C, Cuccia E, Dal Santo U, Romanato L. Seasonal and Spatial Variations of the Oxidative Properties of Ambient PM_{2.5} in the Po Valley, Italy, before and during COVID-19 Lockdown Restrictions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2023; 20(3) 1797. <https://doi.org/10.3390/ijerph20031797>

Pietrogrande MC, Biffi B, Colombi C, Cuccia E, Dal Santo U, Romanato L. Contribution of chemical composition to oxidative potential of atmospheric particles at a rural and an urban site in the Po Valley: Influence of high ammonia agriculture emissions. *Atmospheric Environment*. 2024; 318 120203. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.120203>

Ramanathan V, Carmichael G. Global and Regional Climate Change due to Black Carbon. *Nature Geoscience*. 2008; 1 221–227. DOI:10.1038/ngeo156

Rönkkö T, Virtanen A, Vaaraslahti K, Keskinen J, Pirjola L, Lappi M. Effect of Dilution Conditions and Driving Parameters on Nucleation Mode Particles in Diesel Exhaust: Laboratory and on-road Study. *Atmospheric Environment*. 2006; 40 2893–290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.01.002>

Seinfeld JH, Pandis SN. *Atmospheric Chemistry and Physics: from Air Pollution to Climate Change*. 2006. Wiley Interscience.

Vana M, Tamm E, Hörrak U, Mirme A, Tammet H, Laakso L, Aalto PP, Kulmala M. Charging State of Atmospheric Nanoparticles during the Nucleation Burst Events. *Atmospheric Research*. 2006. 82 536-546. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2006.02.010>

Veratti G, Stortini M, Amorati R, Bressan L, Giovannini G, Bande S, Bissardella F, Ghigo S, Angelino E, Colombo L, Fossati G, Malvestiti G, Marongiu A, Dalla Fontana A, Intini B, Pillon S. Impact of NO_x and NH₃ Emission Reduction on Particulate Matter across Po Valley: A LIFE-IP-PREPAIR Study. *Atmosphere*. 2023; 14(5) 762. <https://doi.org/10.3390/atmos14050762>

Zauli Sajani S, Trentini A, Rovelli S, Ricciardelli I, Marchesi S, Maccone C, Bacco D, Ferrari S, Scotto F, Zigola C, Cattaneo A. Is Particulate Air Pollution at the Front Door a Good Proxy of Residential Exposure? *Environmental Pollution*. 2016; 213 347-358. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.033>

Zauli Sajani S, Ricciardelli I, Trentini A, Bacco D, Maccone C, Castellazzi S, Lauriola P, Poluzzi V, Harrison RM. Spatial and Indoor/Outdoor Gradients in Urban Concentrations of Ultrafine Particles and PM_{2.5} Mass and Chemical Components. *Atmospheric Environment*. 2015; 103 307-320. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.12.064>

OMS, 2000. *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition (2000)*.

OMS (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization. <https://iris.who.int/handle/10665/345329>

Zhu Y, Hinds WC, Kim S, Sioutas C. Concentration and Size Distribution of Ultrafine Particles Near a Major Highway. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 2002; 52 1032-1042. <https://doi.org/10.1080/10473289.2002.10470842>

https://www.lifeprepare.eu/wp-content/uploads/2020/06/COVIDQA-Prepair-19GiugNO2020_final.pdf

<https://www.lifeprepare.eu/wp-content/uploads/2020/09/COVIDQA-Prepair-2-17Settembre2020.pdf>

https://www.lifeprepare.eu/wp-content/uploads/2021/02/Prepair_covidQA_Report3_def2.pdf

https://indicatoriambientali.isprambiente.it/sys_ind/807

<https://www.ARPAAmbardia.it/media/fbifkcg/progetto-ammoniaca-relazione-2020-2021.pdf>

<https://www.eea.europa.eu/>

4. SOURCE APPORTIONMENT TRAMITE MODELLI AL RECETTORE

Cristina Colombi¹, Eleonora Cuccia¹, Andrea Mistaro², Dimitri Bacco³, Fabiana Scotto³, Arianna Trentini³

¹ARPA Lombardia

²ARPA Friuli-Venezia Giulia

³ARPAE Emilia-Romagna

Il presente capitolo nasce dall'esperienza maturata dagli autori nell'organizzazione delle 6 edizioni nazionali delle *Giornate di Studio sulla caratterizzazione chimica del particolato atmosferico*. Queste *Giornate*, ideate inizialmente a seguito del desiderio di confrontare le proprie esperienze regionali con quelle delle altre Agenzie, sono divenute negli anni un appuntamento fisso per le Agenzie Regionali italiane, contribuendo in questo modo a una crescita sia della propria Agenzia sia a livello delle competenze professionali personali. Accrescere e approfondire la conoscenza sulla speciazione chimica del particolato e sull'analisi delle sorgenti di inquinamento assume inoltre un'importanza ancor più rilevante considerando il *Proposal* della Comunità Europea, in merito alla Direttiva sulla Qualità dell'aria del 22 ottobre 2022, dove è richiesto di monitorare, oltre ai parametri tradizionali, anche la composizione chimica del PM, come riportato nel Capitolo 3 del presente Report.

L'obiettivo di questo documento è riassumere i fondamenti teorici proposti nelle sessioni formative delle *Giornate* quale base per la definizione di *Source Apportionment*, riportando qualche esempio specifico di applicazione utile all'individuazione di impatti di specifiche sorgenti.

4.1. Introduzione

La conoscenza delle diverse sorgenti di emissione di particolato atmosferico (PM) e del loro contributo ai livelli di PM nell'aria ambiente costituisce un elemento fondamentale per la pianificazione delle azioni volte al controllo ed al miglioramento della qualità dell'aria. *Source Apportionment* (SA) è la pratica di ricavare informazioni sulle fonti di inquinamento e sulla quantità di contributo ai livelli di inquinamento dell'aria ambiente. Ciò può essere realizzato utilizzando tre approcci principali: inventari delle emissioni, modelli orientati alla fonte e modelli orientati al recettore.

Le informazioni sulle fonti di inquinamento sono essenziali per la progettazione delle politiche di qualità dell'aria e, infatti, il SA è richiesto esplicitamente o implicitamente dalle direttive sulla qualità dell'aria (Dir. 2008/50/CE e Dir. 2004/107/CE).

Le attività per le quali l'identificazione delle fonti di inquinamento è rilevante comprendono, ad esempio:

- elaborazione di piani d'azione
- valutazione dell'efficacia delle misure di riduzione (prima e dopo)
- quantificazione dell'inquinamento derivante dal trasporto a lungo raggio e/o transfrontaliero, o da fonti naturali
- identificazione delle fonti di inquinanti che sono di particolare interesse (ad es., IPA, idrocarburi precursori dell'ozono, carbonio elementare).

Diversi sono gli approcci esistenti per quantificare gli impatti delle sorgenti, come ad esempio l'analisi dei fattori di arricchimento, l'analisi a *cluster*, gli inventari emissivi o le reti neurali. Più in generale,

esistono metodiche di diverso tipo ma sostanzialmente appartenenti a due distinte categorie: l'approccio orientato alla fonte e l'approccio orientato al recettore. Nel primo caso l'analisi si basa su dati di inventario delle emissioni e su modelli di diffusione atmosferica (lagrangiani, euleriani o gaussiani) per determinare il contributo delle diverse sorgenti nei punti di interesse; nel secondo caso, invece, l'analisi si basa su dati ambientali (concentrazione e composizione chimica del PM) misurati nel punto recettore per risalire, sotto la basilare ipotesi di conservazione della massa, al numero, alla tipologia ed al contributo delle diverse sorgenti di emissione che determinano la situazione ambientale osservata. Quest'ultimo metodo, sviluppato negli Stati Uniti a partire dagli anni '70, comprende diverse tipologie di modelli al recettore, perfezionati ed applicati fino ai giorni nostri (Henry, 2002; Watson et al., 2002; Maykut et al., 2003; Hu et al., 2006; Pekney et al., 2006), in Asia (Song et al., 2006; Choudhary, 2011) ed in Europa (Marcazzan et al., 2003; Samara et al., 2003; Almeida et al., 2005; Viana et al. 2008; Belis e Karagullian, 2011). Infine, dal 2014 sono stati pubblicati diversi Report dal JRC sull'utilizzo dei modelli al recettore alcuni dei quali derivanti dall'analisi di esercitazioni europee di intercomparison di modelli di source apportionment (<https://source-apportionment.jrc.ec.europa.eu/>).

I modelli al recettore sono di tipo diagnostico e stimano l'impatto di varie sorgenti emissive in un sito, sulla base di misure (concentrazioni, caratteristiche chimiche e fisiche dell'inquinante e, in alcuni casi, del profilo chimico che caratterizza ogni sorgente di emissione). Descrivono la situazione misurata e non possono fornire una previsione del futuro (non sono quindi adatti per ipotizzare "scenari", ma possono essere usati a posteriori per controllare l'efficacia di interventi di riduzione). Sono strettamente legati alle misure e non possono essere utilizzati senza dati misurati.

4.2. Modelli al recettore

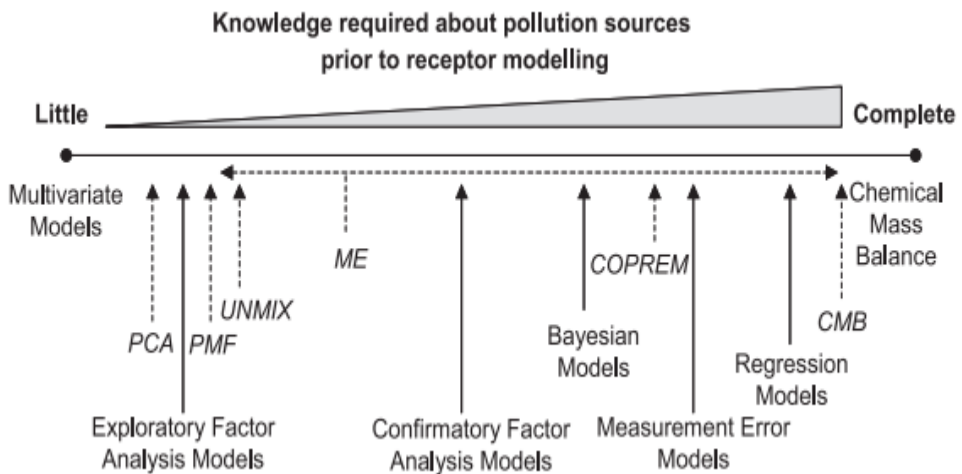
I modelli al recettore si suddividono grossolanamente in due categorie:

- modelli a singolo campione, in cui l'analisi è effettuata indipendentemente su ogni singolo campione
- modelli multivariati, in cui l'analisi è effettuata su una matrice di dati ambientali di m righe (campioni) per n colonne (parametri analitici).

Dal punto di vista matematico, i modelli di bilancio chimico di massa possono essere eseguiti anche su un solo campione. Tuttavia, sono necessari molti campioni per ottenere risultati rappresentativi della varietà di condizioni nell'area di studio, compresa la variabilità delle fonti nel tempo. Al contrario, le tecniche multivariate funzionano correttamente solo con un numero elevato di campioni come *input* (unitamente ad un *set* adeguatamente numeroso e – soprattutto – informativo di parametri analitici). In particolare, i modelli multivariati si propongono di individuare sia il numero di sorgenti, con i relativi profili di composizione chimica, sia i loro contributi sulla base dell'intero insieme di campioni di PM disponibili.

In Figura 4.1 sono riportati i principali modelli al recettore classificati in base al grado di conoscenze a priori che richiedono.

Figura 4.1 – Diversi approcci per stimare il contributo delle fonti di inquinamento usando i modelli al recettore. Modelli specifici sono mostrati in corsivo e con frecce tratteggiate. (Viana et al., 2008 (1))



Le principali ipotesi per il bilancio di massa sono comuni a tutti i modelli al recettore, sebbene possano essere meno critiche per alcune tecniche (ad esempio l'analisi fattoriale) che per altre. Queste ipotesi sono:

- la composizione delle emissioni di una data sorgente è costante, cioè non cambia nel percorso tra la sorgente (dove è definito il profilo) e il recettore e non cambia durante il periodo di campionamento;
- le specie chimiche non reagiscono chimicamente né subiscono una ripartizione di fase (solido/gas o solido/liquido), e non si formano durante il trasporto in atmosfera;
- tutte le sorgenti che contribuiscono in modo significativo alle concentrazioni misurate sono state identificate e le loro emissioni ben caratterizzate. Sono in genere trascurati i contributi minori, le sorgenti che contribuiscono poco. Sono noti i profili chimici di tutte le sorgenti importanti;
- il numero di sorgenti, o categorie di sorgenti (N) è inferiore al numero di specie chimiche misurate (n), quindi il numero di gradi di libertà: $n-N > 0$; maggiore è la differenza, migliore la situazione;
- i profili delle sorgenti sono linearmente indipendenti tra loro; se ci sono sorgenti con profili chimici e andamenti temporali simili, il modello non è in grado di distinguerli (problema della collinearità) e potrebbe essere necessario raggrupparle.

Qualora si utilizzino tecniche multivariate, i profili ottenuti dovranno quindi essere "interpretati", sulla base della presenza di specifiche specie chimiche traccianti o dei mutui rapporti tra le specie chimiche stesse, per riconoscere effettivamente le sorgenti di emissione primarie. In particolare, nell'interpretazione dei profili vengono solitamente individuati come sorgenti anche i processi di formazione secondaria di particolato in atmosfera che coinvolgono le principali specie ioniche (nitrati,

solfati ed ammonio). La presenza di *markers* il più possibile specifici si rivela molto importante per il riconoscimento delle sorgenti in quanto riduce i possibili errori legati alla collinearità dei profili.

Gli studi di SA dovrebbero essere pianificati in anticipo in base alla domanda a cui si deve rispondere (obiettivo; Kim Oanh et al. (2009), Johnson et al. (2011), Watson et al. (2002) e Watson et al. (2008)), in modo da poter selezionare opportunamente il tipo di modello sin nelle prime fasi del processo di pianificazione, in quanto il tipo di informazioni da raccogliere dipende dalle variabili di *input* del modello. Infatti, ad esempio:

- CMB richiede come *input* i profili di origine locale;
- PCA e l'analisi fattoriale non richiedono come *input* i profili di sorgente ma richiedono un'ottima conoscenza dell'area di studio al fine di essere in grado di interpretare i fattori di *output* in termini di categorie di fonti;
- PMF e CMB richiedono una stima dell'incertezza per ogni inserimento di dati;
- i modelli avanzati elaborano anche altri tipi di dati, ad es. variabili meteorologiche, traiettorie, giorno della settimana, distribuzione delle dimensioni.

Inoltre, lo sviluppo e la disponibilità di strumenti per misurare le proprietà ottiche dell'aerosol (diffusione e assorbimento della luce) e la sua distribuzione dimensionale, hanno portato a studi in cui questa informazione è combinata con la composizione chimica per vincolare meglio le fonti sulla base delle loro proprietà e dei processi che gli inquinanti subiscono nell'atmosfera. Concentrazioni di massa o concentrazioni numeriche possono essere usate come specie insieme a specie chimiche (ad esempio Gu et al., 2011, Pere-Trepat et al., 2007; Pey et al., 2009; Zhou et al., 2005). Ad esempio, in Ogulei et al. (2006) è stato osservato che i nitrati sono associati a particelle più grandi di quelle associate ai solfati; particelle ultrafini (UFP) sono associate agli scarichi di benzina e diesel ma non alla combustione della vegetazione.

Di seguito vengono presentate tre diverse tecniche. Il modello attualmente più diffuso è la *Positive Matrix Factorization* (PMF), ma la *Principal Component Analysis* (PCA) e il *Chemical Mass Balance* (CMB), per le loro caratteristiche, presentano alcuni vantaggi peculiari (ad es. la possibilità di essere applicati su un singolo dato per il CMB o la maggiore versatilità della PCA rispetto alla PMF)

4.3. Analisi delle Componenti Principali (PCA)

La *Principal Component Analysis* (PCA), oltre a costituire la tecnica di *data analysis* sulla cui base si fonda la principale tecnica di *Source Apportionment* (PMF, cfr. il paragrafo apposito), rappresenta uno strumento versatile e facilmente applicabile all'esplorazione di molte tipologie di *dataset* di qualità dell'aria (Mistaro et al., 2018a; Mistaro et al., 2018b).

La tecnica permette la riduzione della dimensionalità di un *dataset* costituito da molti campioni e molte variabili chimiche massimizzando al contempo la quantità di informazione rilevante conservata dopo aver "proiettato" i campioni in un nuovo spazio a dimensionalità molto minore, operazione che ne rende possibile la visualizzazione e l'esplorazione.

Algebricamente, la PCA consiste in un processo di rototraslazione degli assi di un *dataset* n -dimensionale:

$$X = T P^T + E$$

Dove X rappresenta la matrice $m \times n$ dei dati analitici (contenente il 100% dell'informazione chimica disponibile, ovvero le coordinate dei campioni nel sistema di assi n -dimensionale costituito dalle n variabili chimiche originali), T rappresenta la "score matrix" (la matrice $m \times k$, con $k < n$, che rappresenta le coordinate dei campioni nel nuovo sistema di assi k -dimensionale, denominati "componenti principali", PC), P^T la "loadings matrix" ($k \times n$, contenente la relazione tra il nuovo sistema di assi e quello delle variabili originali), ed E la "error matrix" ($m \times n$, contenente quella parte non informativa dell'informazione originale – noise, multicollinearità, etc. – non inclusa nella matrice T a seguito della riduzione della dimensionalità conseguita).

Geometricamente, la proiezione del segnale multivariato in uno spazio a minore dimensionalità (usualmente un piano) permette la visualizzazione grafica di un *dataset* multivariato altrimenti difficilmente visualizzabile (<https://infometrix.com>), consentendo quindi di sfruttare le "immense capacità di visualizzazione del sistema occhio-cervello dell'essere umano" (Tufté, 2006) a scopi esplorativi. La PCA consente quindi l'esplorazione di un *dataset* complesso multivariato in modo olistico, senza rinunciare cioè alle informazioni relative alla sua completezza multivariata (relazioni complessive tra i campioni, tra le variabili, e tra i campioni e tutte le variabili), evitando l'approccio tradizionalmente riduzionista della statistica classica (uni- o bi-variata), che si limita ad analizzare al massimo le correlazioni "a coppie di variabili".

Il principale *output* grafico di una PCA è costituito dal *biplot*, un grafico che rappresenta la proiezione bidimensionale dell'intero *dataset* (cioè: proiezione dei campioni e degli assi delle variabili chimiche originali), e che evidenzia contemporaneamente i naturali raggruppamenti tra campioni dal profilo chimico "simile" (*clusters* – ed evidenziando parallelamente gli *outliers*), il livello di correlazione tra le variabili, e indica quali sono le variabili chimiche che caratterizzano prevalentemente ciascun *cluster*. I "nuovi" assi cartesiani del *biplot* sono, solitamente, le prime due PC, ovvero le due PC che catturano il massimo dell'informazione ("varianza spiegata"). La porzione di informazione originale "conservata" nel *biplot* bidimensionale è calcolabile sommando la varianza spiegata dalle prime due PC, e costituisce spesso una percentuale molto elevata dell'informazione originale, posto che i *dataset* sperimentali contengono spesso ridondanze (multicollinearità tra le variabili), noise, variabili *uninformative*, etc, che venendo trasferite dalla matrice dei dati alla matrice E , permettono quindi di ridurre il numero di dimensioni necessarie a "spiegare" le informazioni rilevanti contenute nel *dataset*. Matematicamente, ciascuna delle PC estratta dall'algoritmo è combinazione lineare delle n variabili originali ($PC_i = \lambda_{i,1}v_1 + \lambda_{i,2}v_2 + \lambda_{i,3}v_3 + \dots + \lambda_{i,n}v_n$); le PC costituiscono inoltre la base per l'interpretazione dei Fattori che condizionano il *dataset*, *task* che caratterizza la tecnica della PMF (*Positive Matrix Factorization*, cfr. il relativo paragrafo).

4.4. Chemical Mass Balance (CMB)

Tipicamente l'analisi di SA si basa su dati ambientali (concentrazione e composizione chimica del PM) misurati nel punto recettore per risalire, sotto la basilare ipotesi di conservazione della massa, al numero, alla tipologia ed al contributo delle diverse sorgenti di emissione che determinano la situazione ambientale osservata. Avendo quindi a disposizione, in genere, un *dataset* di speciazione chimica del PM, è possibile applicare un'equazione di bilancio di massa, considerando tutte le n specie chimiche negli m campioni ambientali di PM come contributo di k sorgenti indipendenti (Hopke, 2003):

$$C_{ij} = \sum_{k=1}^N g_{ik} F_{kj} + e_{ij}$$

dove C_{ij} è la concentrazione della i -esima specie nel j -esimo campione, g_{ik} è la frazione di massa della specie i -esima emessa dalla k -esima sorgente, F_{kj} è il contributo della k -esima sorgente al j -esimo campione, e_{ij} rappresenta il residuo.

Lo scopo dei modelli al recettore è determinare il peso delle sorgenti a partire dalle concentrazioni misurate. In alcuni modelli, i profili chimici delle sorgenti devono essere noti, in altri sono determinati dal modello stesso.

Il principio fondamentale su cui si basa il modello CMB (versione 8.2, US EPA 2004; Watson et al., 1984) è la conservazione della massa. L'ipotesi di base è che la concentrazione osservata di PM sia data dalla somma dei contributi separati di un certo numero di fonti/sorgenti indipendenti tra loro. Matematicamente, esso fornisce una soluzione ponderata dei minimi quadrati ordinari a una serie di equazioni lineari che esprime il bilancio di massa di n specie chimiche nei campioni di PM raccolti nel sito recettore C ($m \times 1$ vettore) come combinazione lineare di prodotti della specie del profilo sorgente F (matrice $m \times n$) e contributi sorgente G (vettore $n \times 1$):

$$\mathbf{C} = \mathbf{F} \cdot \mathbf{G} + \boldsymbol{\varepsilon}$$

tenendo conto degli errori di misurazione casuali $\boldsymbol{\varepsilon}$ ($m \times 1$ vettore). Il vettore C e la matrice F rappresentano qui i dati di *input* necessari; il vettore G rappresenta i dati di *output* del modello.

Si ottiene quindi un sistema di equazioni lineari, risolvibile con il metodo dei minimi quadrati pesati.

Il modello CMB8.2 consente la soluzione del problema della stima dei minimi quadrati tenendo conto dell'incertezza sia nei profili della sorgente che nelle concentrazioni ambientali specificate di PM sulla base delle deviazioni standard per le specie nel profilo della sorgente e nei campioni ambientali (Watson et al., 1984). Diversi sono i metodi che possono essere applicati per la soluzione, come ad esempio il metodo dei traccianti (Miller et al., 1972), la regressione lineare (Houglund, 1983), la soluzione generalizzata di Britt e Luecke (1973) e la soluzione della effettiva varianza di Watson (1984), che fornisce una maggiore influenza alle specie chimiche che hanno minore incertezza sia nelle misure di sorgente che di recettore, rispetto alle specie con una incertezza maggiore. L'algoritmo per la soluzione è una procedura iterativa che calcola ogni volta i nuovi valori di G ; basandosi sui valori di G_j calcolati nella iterazione precedente. Il processo termina quando la differenza tra due iterazioni successive è inferiore all'1%.

Le ipotesi di base del modello sono le 5 sopra riportate ma non sono mai pienamente rispettate; nonostante ciò, il modello è in grado di operare tollerando certe deviazioni rispetto a queste ipotesi, pagandone il prezzo con una maggiore incertezza sui risultati.

Affinché i contributi di due diverse sorgenti possano essere distinti, è necessario che i loro profili chimici siano sufficientemente diversi tra loro e ciò può essere garantito attraverso l'individuazione di *marker* specifici, che rivestono in particolare in questo tipo di applicazione, un ruolo molto importante.

Inoltre, poiché il principio fondamentale del bilancio di massa fallisce quando gli aerosol secondari contribuiscono in modo significativo alla concentrazione di PM nell'ambiente, è stato proposto un approccio che consente di ottenere almeno una stima superiore dei contributi all'aerosol secondario mediante profili di sorgenti secondarie costituiti da specie chimiche significative (U.S. EPA 2004).

L'applicazione di CMB richiede due file di *input*: un file di profili chimici delle sorgenti di interesse, espressi come la frazione di ogni specie chimica nelle emissioni di una sorgente, comprensivi della stima delle incertezze; un secondo file contenente le concentrazioni in ambiente al punto recettore dell'inquinante da studiare (ad esempio il PM) con le stesse specie chimiche individuate nelle emissioni e le relative incertezze.

L'analisi può essere svolta anche su un singolo campione (riga del file di *input*) che può essere rappresentato da un giorno, da una serie di giorni, oppure da una media su un periodo, oppure da medie stagionali. Il risultato riportato nell'*output* è rappresentativo della scelta di mediazione effettuata nell'*input* (singolo o singoli giorni, oppure periodi mediati).

I valori di incertezza da riportare nei file di *input* devono essere positivi e assegnati a tutte le specie chimiche utilizzate, tenendo conto sia di test prestazionali che di analisi replicate, degli errori nell'analisi chimica e delle incertezze sulla portata, attraverso la propagazione degli errori (Watson et al., 1995). Le stime del contributo della fonte (SCE) sono il risultato principale del modello CMB e rappresentano il contributo frazionario alla concentrazione ambientale di PM da parte di ciascun profilo della fonte utilizzato nell'esecuzione del modello. Generalmente, vengono eseguite ripetute analisi CMB includendo prima tutti i profili di sorgente da selezionare a priori e poi conservando solo quelli che hanno fornito contributi alla massa misurata, portando così alla soluzione finale con SCE per le sorgenti influenti.

Insieme all'output delle SCE, il modello CMB fornisce anche una serie di parametri diagnostici per la valutazione statistica delle prestazioni del modello. In particolare, questi parametri diagnostici forniscono misure prestazionali dei calcoli dei minimi quadrati: R^2 è utilizzato per misurare la varianza nelle concentrazioni delle specie ambientali spiegata dalle concentrazioni delle specie calcolate, χ^2 per considerare l'incertezza delle concentrazioni delle specie calcolate, massa percentuale per tracciare la frazione della concentrazione misurata di PM spiegata dagli SCE calcolati tramite modello, errori standard degli SCE calcolati, per consentire valutazioni statistiche t per gli SCE.

I valori target suggeriti (US EPA, 2004a) per i parametri diagnostici sono riportati nella Tabella 4.1.

Tabella 4.1. Principali parametri diagnostici di CMB8.2

Parametro	Obiettivo
R^2	0,8-1,0
Errore standard	< SCE
χ^2	< 4 (idealmente < 1)
% massa	80-120%
Gradi di libertà	>5
Tstat	>2
Rapporto C/M (Calcolato/Misurato)	0,5 - 2,0
Rapporto R/U (Residuo/Incertezze)	-2,0 - 2,0

I valori di diagnostica fornita dal software CMB sono sostanzialmente bassi senza una definizione adeguata e accurata delle incertezze di misura nei dati di *input*. I migliori risultati sono accompagnati da una buona restituzione dei parametri diagnostici; dando per buona la scelta dell'insieme di specie chimiche a disposizione per l'applicazione del modello, il punto più critico risiede certamente nella disponibilità dei profili di sorgente locali. Esistono online librerie di profili di sorgente che raccolgono i profili di sorgente pubblicati in letteratura e disponibili all'utilizzo: Speciate 5.2 (US-EPA EPA/600/X-22/181, Agosto 2022), pubblicato dall'ente americano US-EPA e la cui ultima versione disponibile è aggiornata al 2022; SpeciEurope 2.0 (Pernigotti et al., 2016), pubblicato dal Joint Research Center e la cui ultima versione disponibile è aggiornata al 2017, rappresenta, coerentemente al primo, il dataset di profili europei.

4.5. Positive Matrix Factorization (PMF)

La PMF costituisce il modello al recettore più diffuso negli ultimi anni. Il suo grande successo è dovuto principalmente a due fattori: la disponibilità di un software (EPA PMF 5.0) sviluppato dall'*Environmental Protection Agency* USA, messo a disposizione gratuitamente, affidabile e di facile utilizzo, ed il fatto che non richieda in *input* il profilo emissivo delle sorgenti responsabili dell'inquinamento rilevato al recettore, dato difficilmente disponibile a livello locale in maniera completa. Nella PMF è infatti il modello stesso che identifica i fattori responsabili dell'inquinamento osservato e ne fornisce il profilo chimico. Questo consente di applicare il modello anche senza una conoscenza approfondita delle sorgenti che impattano sul territorio e talvolta permette di scoprire il contributo di sorgenti inaspettate o, per sorgenti note, suggerisce un profilo emissivo diverso da quello atteso.

Le ipotesi richieste per l'applicazione del modello sono quelle richieste dai modelli al recettore e descritte nel paragrafo precedente (ad eccezione, ovviamente, della conoscenza dei profili delle fonti che impattano sul sito recettore).

Anche la PCA, come si è visto, non richiede in *input* il profilo chimico dei fattori emissivi e come la PCA anche la PMF è una tecnica di scomposizione fattoriale. Rispetto alla PCA, però, nella PMF la soluzione non si trova per via analitica, ma per convergenza, minimizzando la funzione obiettivo Q che considera gli scarti tra i dati osservati e previsti da modello:

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left[\frac{x_{ij} - \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj}}{u_{ij}} \right]^2$$

con x_{ij} = concentrazione della specie j nel campione i

g_{ik} = contributo della sorgente k nel campione i

f_{kj} = frazione della specie j nel particolato prodotto dalla sorgente k ,

u_{ij} = incertezza della specie j nel campione i .

L'utilizzo in *input* delle incertezze u_{ij} , che possono variare a seconda del giorno e della specie chimica, consente di dare maggior peso agli elementi più affidabili e permette di includere anche giorni o specie chimiche in cui siano presenti dati mancanti. È possibile infatti sostituire il dato mancante con un valore opportunamente scelto, attribuendo una incertezza adeguatamente elevata, in modo che tale dato

abbia un peso trascurabile nella funzione da ottimizzare. Analogamente possono essere utilizzati i dati inferiori al limite di rilevabilità, definendo opportunamente la loro incertezza (Polissar et al., 1998).

Al fine di restringere lo spazio delle soluzioni possibili alle sole soluzioni sensate dal punto di vista fisico, sono stati introdotti due vincoli: il vincolo di non negatività delle serie storiche dei contributi dei fattori (il contributo in termini di particolato può essere nullo, ma mai negativo) e dei profili chimici dei fattori identificati (nessuna sorgente inquinante può emettere quantità negative di qualsivoglia elemento chimico). Il software EPA PMF 5.0 permette inoltre di inserire informazioni a priori, qualora siano note, sul profilo chimico dei fattori individuati e sulle relative serie storiche. Inoltre, la versione 5.0 del software fornisce una stima dell'incertezza delle soluzioni, relativamente all'apportionamento del particolato e alla caratterizzazione del profilo chimico dei fattori emissivi.

I dettagli di questo modello a recettore sono ben descritti nella guida che accompagna il software EPA PMF 5.0: *EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide*. Relativamente alla scelta della miglior soluzione, una delle prime scelte fondamentali risulta essere la scelta del numero di fattori che non è nota a priori, ma deve essere stabilita dall'operatore a partire dai parametri che indicano la bontà dell'analisi (ad esempio il rapporto tra il Q teorico, corrispondente ai gradi di libertà del problema, ed il Q reale; l'analisi dei residui; i g-plot, etc), la sensatezza dei profili e degli andamenti temporali dei contributi individuati (ad esempio l'assenza o la presenza di un fattore in una determinata stagione). Per interpretare i profili dei fattori risolti è utile confrontare i profili ottenuti con le conoscenze a priori del sito recettore (eventuali studi specifici dei profili emissivi di sorgenti locali, studi di source apportionment precedenti), con studi presenti in letteratura o con database internazionali (ad esempio i già citati Speciate 5.2, SpeciEurope 2.0).

4.6. Esempi pratici

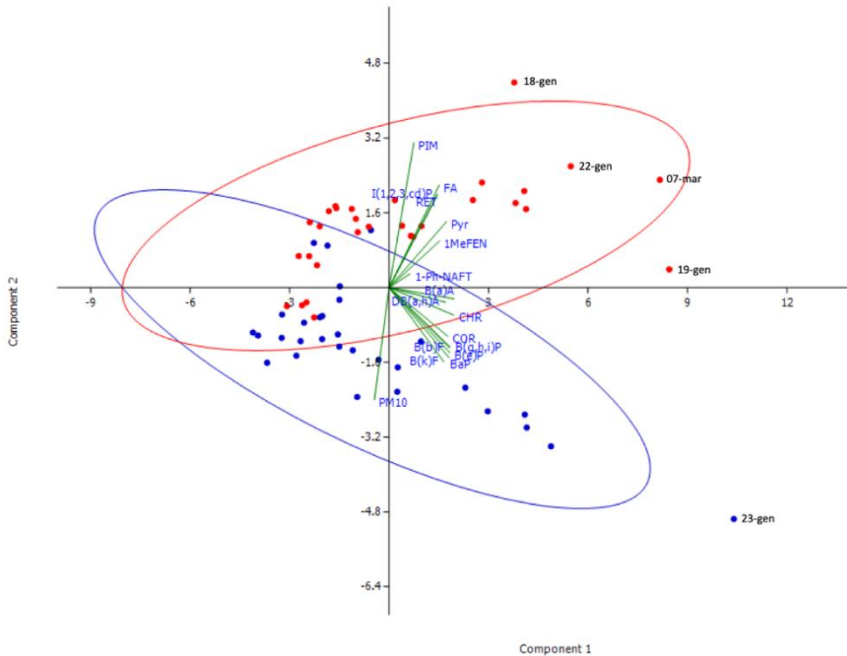
Analisi delle componenti principali (PCA): esempi di output

Il tipico *output* grafico della PCA è costituito da un *biplot* come quello riportato, a titolo di esempio, in Figura 4.2.

Questo grafico rappresenta la proiezione bidimensionale dell'intero *dataset*, cioè sia dei campioni (i punti nel piano) che degli assi delle variabili chimiche originali (i vettori verdi). L'esempio in figura rappresenta, in particolare, la proiezione sul piano costituito dalle prime due componenti principali (PC1 e PC2, rispettivamente sull'asse delle ascisse e delle ordinate) di un *dataset* di campioni di PM₁₀ provenienti da due stazioni di campionamento, una montana (in rosso) e una urbana (in blu) della regione Friuli-Venezia Giulia, relative al primo trimestre del 2018 (Glionna, 2018), analizzati per le concentrazioni di Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA).

La PCA in questo caso non riesce a separare i campioni afferenti alle due stazioni in due *cluster* completamente distinti (perché i campioni con concentrazioni assolute di IPA poco significative sono simili nelle due stazioni e quindi non distinguibili), ma limitatamente ai campioni aventi concentrazioni più significative discrimina comunque in modo evidente i campioni provenienti dalle due stazioni. La posizione relativa assunta nel piano dai campioni "montani" e dai vettori verdi che rappresentano le variabili originali permette di capire che i campioni montani sono caratterizzati da un *pattern* di congeneri IPA avente concentrazioni più significative di alcuni congeneri (PYR(ene), 1,2,3(c,d)PYR, RET(ene), PIM(antrene), F(luor)A(ntene), 1-MeFEN(antrene)), mentre i campioni "urbani" sono caratterizzati da una miscela di IPA più ricca dei rimanenti congeneri.

Figura 4.2 – Esempio di output grafico per la PCA.



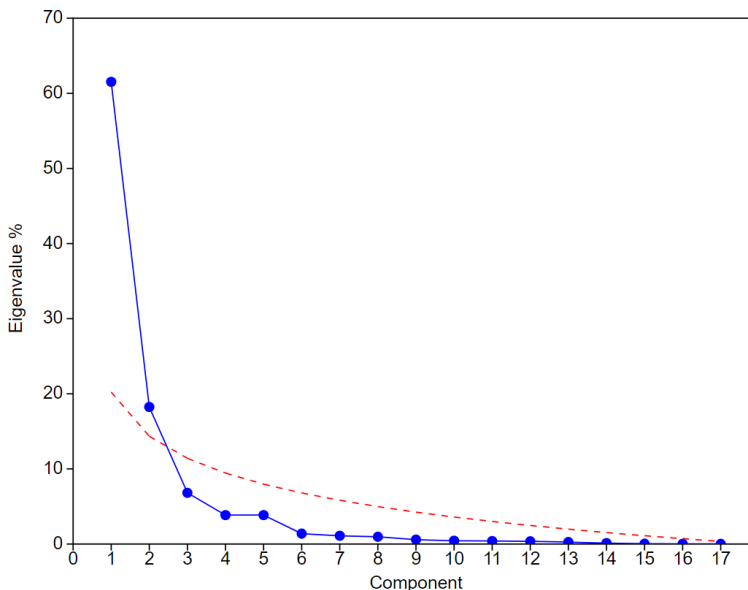
Spetta poi alla conoscenza chimico-ambientale del *data analyst* interpretare questo risultato, rilevando che il *pattern* che caratterizza i campioni “montani” comprende principalmente congeneri a basso numero di anelli aromatici (FA, PYR, 1MeFEN) e IPA sostituiti con metili o catene laterali (RET, PIM, 1MeFEN) (e ciò coerentemente con la letteratura scientifica, che rileva la predominanza, nella combustione di legna, di IPA “leggeri” (3-4 anelli) e/o sostituiti, questi ultimi derivanti dalla combustione parziale di composti terpenici contenuti nelle resine dei legni di conifere), mentre il *pattern* che caratterizza i campioni “urbani” comprende principalmente congeneri ad alto (5-7) numero di anelli (COR(onene), B(enzo)(g,h,i)P(irene), BaP (Benzo(a)pirene), i benzofluoranteni BbF e BkF, etc...). L’orientamento del “vettore” relativo al PM₁₀ suggerisce inoltre che le concentrazioni assolute di PM₁₀ siano comunque maggiori nella stazione urbana che in quella montana (il che può venir verificato da un’analisi statistica univariata, come ad esempio una banale media aritmetica dei dati di PM₁₀ nelle due diverse stazioni).

Dal grafico si desume inoltre che nel *dataset* non vi sono *outlier* particolarmente rilevanti o sospetti, mentre dalla vicinanza o lontananza dei vettori verdi si deduce approssimativamente il grado di correlazione tra le variabili (che può venir calcolato quantitativamente con una normale matrice di correlazione). Le due ellissi contengono il 95% dell’informazione multivariata relativa ai campioni di ciascuna delle due stazioni di campionamento.

La principale utilità della PCA consiste tuttavia nel rendere esplorabile e comprensibile “a colpo d’occhio” un *dataset* complesso (nell’esempio, un centinaio di righe/campioni e una ventina di colonne/variabili chimiche), essendo il *biplot* un prodotto grafico che soddisfa la definizione di “*graphical*

excellence” data da E. R. Tufte, ovvero “*the greatest number of ideas in the shortest time with the least ink in the smallest space*” (Tufte, 2007): il *biplot* in figura conserva infatti, in due sole dimensioni, l'80% dell'informazione originale del *dataset*, come si evince dallo *scree-plot* in Figura 4.3 (che rappresenta l'informazione spiegata da ciascuna PC ed evidenzia come le componenti successive alla PC2 rappresentino una frazione trascurabile dell'informazione); ciò rende la PCA un eccellente strumento di esplorazione dei *dataset*, ma anche uno straordinario strumento grafico per la comunicazione di rilevanze ambientali anche a un pubblico di non “addetti ai lavori”.

Figura 4.3 – Esempio di *scree-plot*



Chemical Mass Balance (CMB): i profili di sorgente locali

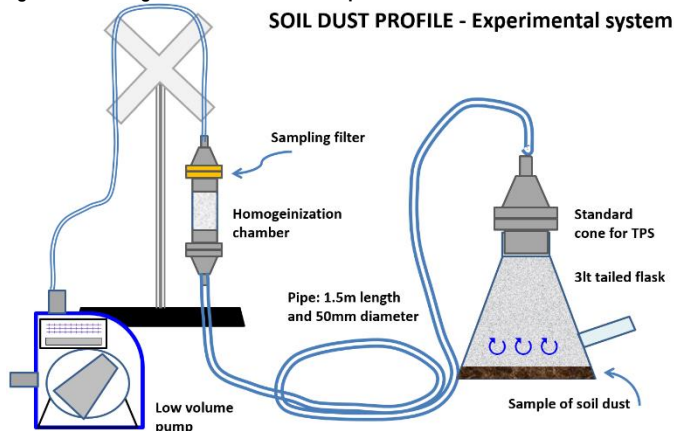
Per un'applicazione efficace del CMB è necessario che tutte le fonti importanti siano conosciute e che siano disponibili informazioni sui profili di emissione rappresentativi. Come già emerso, profili di speciazione delle sorgenti di emissione possono essere trovati in letteratura e sono disponibili ampi database. Tuttavia, quando possibile, è preferibile utilizzare profili rappresentativi delle fonti effettivamente presenti nell'area. Per la regione Lombardia, studi precedenti hanno dimostrato l'importanza del suolo e delle polveri fuggitive, della combustione di biomassa e delle polveri delle guarnizioni dei freni (Progetto PARFIL, Regione Lombardia, Fondazione Lombardia Ambiente).

L'obiettivo di questo esempio è riportare una metodologia utilizzata per determinare i profili di origine “locale” della polvere del suolo, della combustione del legno domestico e della polvere delle guarnizioni dei freni, da utilizzare nelle applicazioni CMB (Colombi et al., 2010). Per studiare la sensibilità del modello, sono state effettuate simulazioni per diversi siti con diversi profili locali e non.

La metodologia utilizzata per il campionamento della sorgente è stata sviluppata per essere coerente con i protocolli utilizzati per il campionamento dell'aria ambiente (Chow et al., 2007) producendo campioni omogenei (flusso laminare) a strato sottile su filtri compatibili con l'analisi XRF. I filtri così prodotti sono stati sottoposti a diversi metodi analitici, secondo le tecniche riportate nel Capitolo 3 del presente Report.

Per la derivazione dei profili delle polveri del suolo per i siti recettori sono state raccolte informazioni relative all'utilizzo del suolo nell'area circostante: estensione di strade asfaltate, presenza o assenza di attività agricole, presenza di industrie con emissioni che possono contaminare il suolo (ad esempio produttori di cemento e acciaierie). Inoltre, sono state effettuate osservazioni locali monitorando tutti gli eventi che potevano contribuire alla risospensione delle polveri, come l'attraversamento di automobili o mezzi agricoli su superfici stradali erose e banchine stradali non asfaltate. Sulla base delle informazioni raccolte sono stati decisi i punti di campionamento, effettuato in condizioni di cielo sereno con assenza di forti venti e piogge recenti. Il campionamento è stato effettuato raccogliendo un adeguato volume di polvere. I campioni sono stati asciugati all'aria in laboratorio per almeno 2 giorni dopodiché sono stati setacciati (maglia da 2 mm a 125 μm) e risospesi in un sistema appositamente progettato per raccogliere la polvere del terreno su filtri compatibili con l'analisi chimica (Figura 4.4). Il sistema è stato utilizzato con un flusso di 10 ± 5 l/min e un tempo di esposizione di 10-20 minuti (a seconda del tipo di polvere). Per ciascun campione sono stati raccolti almeno 5 filtri al fine di verificare la riproducibilità dei dati. I filtri sono stati pesati utilizzando la stessa procedura utilizzata per l'aerosol ambientale e conservati a 20°C fino all'analisi.

Figura 4.4 – Disegno schematico del set sperimentale.



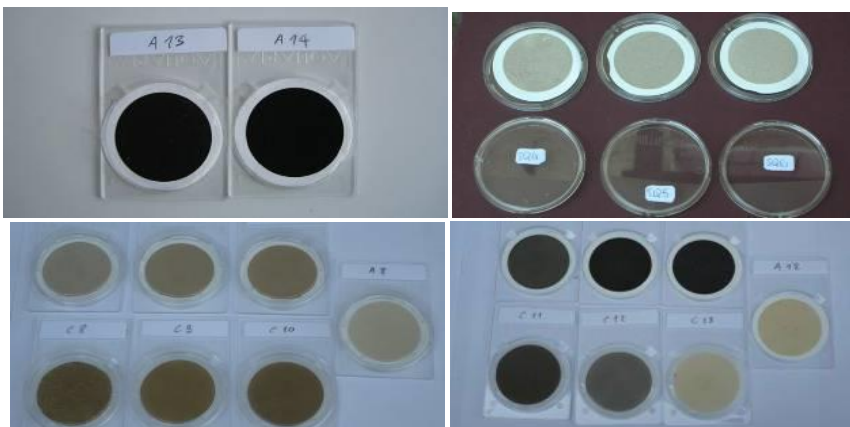
Per la determinazione del profilo di combustione di biomassa sono stati condotti esperimenti realistici in una tipica casa valtellinese dotata di camino e stufa a pellet con due camini indipendenti. Intervistando gli abitanti della valle sono state valutate le abitudini locali di utilizzo della biomassa. È stato accertato che oltre alla combustione di legna e pellet per il riscaldamento domestico, di solito

viene bruciato all'aperto anche legname misto, come ad esempio il fogliame dei giardini o il sottobosco di vite. Pertanto, sono stati raccolti campioni di PM dai seguenti esperimenti: combustione di legno di pino e faggio in un caminetto chiuso, combustione di pellet in una stufa adeguata e combustione all'aperto di biomassa mista (sottobosco).

Per facilitare il raffreddamento dei gas di scarico è stato inserito nei camini un "telaio" in alluminio appositamente studiato (la temperatura nel punto di prelievo era inferiore a 40° C). Su questo telaio erano inseriti i tubi Pitot e lo scarico veniva pompato attraverso tubi in silicone trasparente (per il controllo visivo della condensa) tramite un circuito pneumatico collegato ad una pompa a basso volume. Sono stati eseguiti test ripetuti con 3 campioni simultanei, al fine di verificare la riproducibilità dei dati, e su diversi tipi di filtri compatibili con la caratterizzazione chimico-fisica.

Per campionare il particolato negli esperimenti di combustione all'aperto, il telaio di alluminio è stato posizionato su un barbecue pre-pulito (per evitare eventuali residui di combustioni precedenti). Sono stati utilizzati metodologia e strumenti di campionamento identici a quelli dell'esperimento indoor (incluso il raffreddamento ad acqua dei gas di scarico). Nella prima serie è stato studiato il sottobosco comune da giardino (foglie di castagno e quercia) e nella seconda serie (dopo opportuna pulizia) il sottobosco di vite. I singoli filtri erano esposti o durante la fase di combustione, oppure durante la fase della brace, che nel caso del sottobosco può essere notevolmente lunga). I filtri sono stati pesati utilizzando la stessa procedura utilizzata per l'aerosol ambientale e conservati a 20°C fino all'analisi. L'aspetto in termini di colore (Figura 4.5) e odore dei filtri raccolti era molto diverso da esperimento a esperimento. Il PM da combustione nel camino chiuso era nero per la presenza di carbonio elementare e quelli della stufa a pellet erano quasi beige mentre il PM da combustione esterna del fogliame era quasi giallo. Le differenze in termini di odore erano associabili a composti aromatici e anidridi di zucchero ed erano specifiche per i diversi tipi di biomassa.

Figura 4.5 – Immagini di filtri provenienti dal campionamento di biomassa di diversa tipologia: in alto a sinistra, legna nel camino; in alto a destra pellet nella stufa; in basso a sinistra rami di vite nel barbecue; in basso a destra fogliame nel barbecue.



È stato infine derivato un profilo dei freni. In questo caso i campioni di PM sono stati raccolti in un'officina meccanica con il supporto tecnico del personale. Utilizzando una spazzola è stato raccolto il particolato depositato sulla superficie interna dei cerchi di diversi veicoli (cilindrata, età e copertura). Questo materiale è stato campionato utilizzando la metodica della Figura 4.4 per rappresentare la miscela di particolato proveniente dall'usura dei dischi e delle pastiglie dei freni. Il fatto che il peso del PM non subisse variazioni quando riscaldato fino a 100° C e lisciviato con acqua, ha dimostrato che i componenti ionici non erano presenti in quantità significative. Inoltre, dal colore non risultava alcuna prova della presenza di carbonio. Il campione è stato depositato su membrane di policarbonato per l'analisi ED-XRF elementare.

I profili di sorgente realizzati con il metodo qui riassunto sono pubblicati e disponibili in Specieurope 2.0.

L'esperienza del progetto Prepair: l'analisi PMF applicata a 5 siti in pianura padana

Nell'ambito del progetto PrepAIR, l'azione A4 ha previsto la creazione di una rete di misura per la caratterizzazione chimica del PM₁₀. Tale rete è stata creata sulla base di stazioni di monitoraggio già esistenti ed è composta da quattro siti di fondo urbano – Torino, Milano, Vicenza e Bologna - e uno di fondo rurale - Schivenoglia - ai quali si è aggiunto in seguito il sito di Cavallermaggiore (CN) e informazioni relative al sito urbano di Aosta. In ogni sito sono presenti campionatori gravimetrici per la raccolta di campioni di PM₁₀; tali campioni raccolti vengono sottoposti a diverse analisi chimiche per la determinazione delle principali frazioni del PM₁₀. Le misure effettuate giornalmente sono:

- elementi (Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb e Pb) mediante spettrometria XRF;
- cationi (Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺), anioni (Cl⁻, NO₂⁻, Br⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻) e zuccheri (levoglucosano) mediante cromatografia ionica;
- composti carboniosi (OC - Carbonio Organico e EC - Carbonio Elementare) mediante metodo termo-ottico.

I campionamenti e le analisi sono tuttora in corso ma lo studio delle sorgenti attraverso l'applicazione della PMF è stato effettuato utilizzando i dati relativi al primo quadriennio del progetto (dal 1° aprile 2018 al 31 marzo 2022), in quanto rappresentativi di anni interi e sottoposti a una completa validazione, e per i soli siti di Milano, Torino, Vicenza, Bologna e Schivenoglia.

L'analisi PMF è stata inizialmente applicata separatamente sui 5 dataset raccolti nelle stazioni speciali ("soluzione di singolo sito") e successivamente è stata applicata a tutti i dataset contemporaneamente ("soluzione di bacino"). L'analisi PMF effettuata sui dataset separati di ogni sito permette di avere profili per le singole città e l'identificazione di specificità locali, quella effettuata invece sul *dataset* composto dai dati raccolti in tutte le stazioni da una parte risolve profili comuni su tutto il bacino, perdendo di risoluzione su eventuali specificità locali, dall'altra permette di lavorare con un elevato numero di dati (l'equivalente di 15 anni) ed introdurre una maggiore variabilità nei dati migliorando l'identificazione delle sorgenti.

Nella soluzione di bacino l'analisi PMF ha risolto 7 fattori, così come nelle soluzioni su singolo sito fatta eccezione per il sito di Schivenoglia, per il quale la soluzione migliore è risultata quella a 6 fattori. I 7 fattori identificati sono: suolo (componente legata alla risospensione di polvere dal terreno), sale (aerosol derivante dallo spray marino), traffico (componente composta sia dalla combustione vera e propria sia dalla usura delle parti meccaniche, come per esempio i freni), combustione di biomassa

vegetale, mix antropogenico (un fattore che raccoglie il contributo di diverse attività produttive, industriali e di servizio e che non viene risolto a Schivenoglia) e due fattori di origine secondaria, ovvero fondo secondario e secondario invernale. Il fondo secondario contiene solfato d'ammonio arricchito di una componente carboniosa che sta probabilmente ad indicare che il solfato d'ammonio si può essere formato molto lontano dal recettore, arricchendosi quindi anche di altre specie chimiche durante un processo di invecchiamento.

I fattori secondari, inoltre, non prendono in considerazione solo le specie ioniche citate in precedenza ma contengono l'apporto della materia organica secondaria. Risulta particolarmente importante cercare di attribuire tale componente alle sorgenti che sono responsabili della sua formazione in atmosfera: questa operazione presenta purtroppo notevoli difficoltà e non è di competenza dei modelli al recettore. La PMF non riesce ad identificare le sorgenti che producono la componente secondaria, ma scompone quest'ultima in due fattori con peculiari caratteristiche chimiche e andamento temporale: secondario invernale e fondo secondario.

È stata quindi analizzata la correlazione tra i profili dei fattori ottenuti con la soluzione di bacino e i profili ottenuti con le soluzioni calcolate sul singolo sito (Tabella 4.2). Relativamente ai profili chimici, la correlazione è risultata molto elevata (coefficiente di Pearson $r > 0.9$) per tutti i siti e per tutti i fattori, ad eccezione del fattore mix antropogenico che per sua natura rappresenta la sorgente maggiormente influenzata dalle caratteristiche locali. In particolare, per il sito di Bologna, la correlazione per il fattore mix antropogenico risulta prossima allo zero. Questo è tuttavia un fattore che, nella soluzione sul solo sito di Bologna, ha un impatto trascurabile sulla massa spiegata di PM_{10} .

La somiglianza tra i profili chimici è stata calcolata anche con il coefficiente di Spearman (Tabella 4.2): la correlazione calcolata in tal modo risulta più bassa, in quanto gli analiti che presentano concentrazioni più basse, e non rilevanti per la caratterizzazione chimica del fattore, hanno lo stesso peso rispetto a quelli più importanti; tuttavia, sebbene probabilmente sottostimata, la correlazione calcolata con questo metodo permette di differenziare maggiormente i diversi fattori, evidenziando meglio quali hanno caratteristiche più omogenee e quali più specifiche. Dalla valutazione del coefficiente di Spearman emerge come i fattori naturali siano caratterizzati da una correlazione più elevata (r_S medio pari a 0.90 per il suolo e 0.84 per il sale), per cui si può affermare che la caratterizzazione chimica del profilo è molto stabile; i due secondari presentano una correlazione più bassa ma comunque buona (r_S medio pari a 0.79 per il fondo secondario e 0.72 per il secondario invernale). La combustione di biomassa ed il traffico presentano una correlazione simile e più bassa (r_S medio pari a 0.63 per la combustione di biomassa e 0.66 per il traffico), evidenziando un profilo chimico più locale, mentre il mix antropogenico presenta una correlazione di Spearman quasi nulla. Pur essendo qualitativamente tracciato da Zn e Pb più o meno in tutti i siti, la correlazione numerica che tiene conto di tutte le specie risulta molto bassa, confermando, per questo fattore, un carattere più locale. Ad esempio, il profilo del mix antropogenico nel run con solo Vicenza è caratterizzato oltre che da Zn e Pb, caratteristico dei profili industriali delle realtà urbane (Pey et al., 2013), anche da Cr, Ni, Fe e Mn; questi metalli sono caratteristici dei dintorni di acciaierie, come anche emerso a Terni (ARPA Umbria, in pubblicazione) e ad Aosta. Il mix antropogenico del run di bacino tiene conto di tutte queste realtà e presenta tutti i traccianti citati.

Tabella 4.2. Correlazione lineare tra il profilo chimico dei fattori individuati con la soluzione unica di bacino e con le soluzioni sui singoli siti. In alto è riportato il coefficiente di correlazione di Pearson e in basso il coefficiente di correlazione di Spearman.

Coefficiente di correlazione di Pearson	TORINO	BOLOGNA	MILANO	VICENZA	SCHIVENOGLIA	Media
Fondo Secondario	1	1	1	1	1	1,00
Suolo	0,99	1	1	1	0,98	0,99
Traffico	1	0,99	1	0,99	0,99	0,99
Sale	0,93	1	0,99	0,98	1	0,98
Secondario Invernale	1	0,99	1	1	0,99	1,00
Mix Antropogenico	0,98	-0,02	0,99	0,98		0,73
Combustione di Biomassa	0,99	1	0,98	1	0,99	0,99
Media	0,98	0,85	0,99	0,99	0,99	

Coefficiente di correlazione di Spearman	TORINO	BOLOGNA	MILANO	VICENZA	SCHIVENOGLIA	Media
Fondo Secondario	0,76	0,8	0,75	0,83	0,83	0,79
Suolo	0,85	0,94	0,87	0,88	0,98	0,90
Traffico	0,63	0,71	0,74	0,56	0,65	0,66
Sale	0,76	0,94	0,92	0,7	0,86	0,84
Secondario Invernale	0,67	0,6	0,74	0,79	0,79	0,72
Mix Antropogenico	0,13	-0,08	0,21	0,34		0,15
Combustione di Biomassa	0,62	0,67	0,48	0,63	0,75	0,63
Media	0,63	0,65	0,67	0,68	0,81	

Per quel che riguarda invece la correlazione tra le serie temporali, la correlazione risulta molto elevata per tutti i fattori (r medio tra i siti >0.8), ad eccezione nuovamente del fattore mix antropogenico, che invece presenta una correlazione molto più bassa (Tabella 4.3) confermando, anche in questo caso, il carattere più locale. Per il sito di Torino, le correlazioni temporali sono sensibilmente più basse rispetto a quelle calcolate per gli altri siti, sebbene le correlazioni tra i profili chimici risultino assolutamente paragonabili a quelle calcolate negli altri siti.

In Tabella 4.4 sono riportati i parametri di adattamento della PMF rispetto alla ricostruzione della massa del PM_{10} per la soluzione di bacino e per le soluzioni sui singoli siti. Come si può osservare, la soluzione di bacino presenta un fitting assolutamente paragonabile a quello dei singoli siti. Da un punto di vista strettamente statistico, pertanto, passare ad una soluzione più generale, non in grado di adattarsi alle specificità individuali di ogni sito, non sembra presentare un peggioramento nella capacità del modello

di ricostruire la massa di particolato. La soluzione di bacino sembra anche apportare miglioramenti sensibili per il sito di Schivenoglia, per il quale la soluzione a 7 fattori presenta alcune criticità.

Tabella 4.3. Correlazione lineare tra i contributi dei fattori individuati con la soluzione unica di bacino e con le soluzioni sui singoli siti. Il fattore mix antropogenico non è presente per il sito di Schivenoglia (per il quale la soluzione ottimale risulta a 6 fattori e non a 7) e presenta un contributo nullo per il sito di Bologna, perciò, per questi due siti non è presente la correlazione per questo fattore.

r	Mix Antropogenico	Fondo Secondario	Secondario Invernale	Combustione di Biomassa	Suolo	Traffico	Sale
Bacino/Milano	0,51	0,98	0,99	0,99	1,00	0,93	0,99
Bacino/Vicenza	0,82	0,93	0,99	1,00	0,98	0,83	0,88
Bacino/Bologna	-	0,98	0,99	1,00	0,99	0,89	0,97
Bacino/Schivenoglia	-	0,94	0,99	0,99	0,99	0,94	0,99
Bacino/Torino	-0,15	0,54	0,64	0,78	0,42	0,52	0,72
Media	0,39	0,87	0,92	0,95	0,88	0,82	0,91

Tabella 4.4. Parametri statistici di adattamento del modello rispetto alla ricostruzione della massa di PM₁₀.

	Bacino	Bologna	Milano	Torino	Vicenza	Schivenoglia
Q _{robusto}	126.137	18.581	17.650	17.235	16.074	25.696
Intercetta	0,47	0,80	0,97	0,71	-1,29	1,10
Pendenza	0,97	0,96	0,95	0,96	1,03	0,95
R ²	0,87	0,90	0,91	0,92	0,92	0,80

Bibliografia

- Britt HI, Luecke RH. *The estimation of parameters in nonlinear, implicit models*. Technometrics. 1973; 15, 233-233.
- Chow JC, Watson JG, Lowenthal DH, Chen LWA, Zielinska B., Mazzoleni LR, Magliano KL. *Evaluation of organic markers for chemical mass balance source apportionment at the Fresno Supersite*. Atmospheric Chemistry and Physics. 2007; 7, 1741-1754.
- Colombi C, Gianelle V, Belis C, Larse B, *Determination of local source profile for soil dust, brake dust and biomass burning sources*. Chemical Engineering Transactions. 2010; Vol. 22, DOI: 10.3303/CET1022038.
- Glionna G, 2017-2018. *Valutazione degli idrocarburi policiclici aromatici alchilati di origine terpenica come potenziali traccianti di combustione di legna nel PM₁₀*, Tesi di Laurea in Tecniche della prevenzione nell'ambiente e nei luoghi di lavoro, relatore F. Dugulin, correlatore A. Mistaro, Università degli studi di Trieste.
- Hopke PK. Recent developments in receptor modeling. Journal of chemometrics. 2003; 17 255-265. <https://doi.org/10.1002/cem.796>
- Houglund ES, 1983. *Chemical element balance by linear programming*. 73rd Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, Atlanta, GA. <https://infometrix.com>
- Miller MS, Friedlander SK, Hidy GM. *A chemical element balance for the Pasadena aerosol*. J. Colloid Interface Sci. 1972; 39: 165-76.
- Mistaro A, Felluga A, Moimas F, Abatangelo A, Asquini T, Bruno R, Celic L, Guidarelli G, Pastrello A, Semec Bertocchi A. *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. 2018; 25(29):28808-28828. DOI: 10.1007/s11356-018-1883-8.
- Mistaro A. *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). 2018; N.3/2018 (Elpo Ed., Como).
- Pernigotti D, Belis CA, Spanó L, 2016. *SPECIEUROPE: The European database for PM source profiles*. Atmospheric Pollution Research, 7 (2), pp. 307-314. DOI: 10.1016/j.apr.2015.10.007 <https://sourceapportionment.jrc.ec.europa.eu/specieurope/index.aspx>.
- Polissar AV, Hopke PK, Paatero P, Malm WC, Sisler JF. *Atmospheric aerosol over Alaska: 2. Elemental composition and sources*. Journal of Geophysical research. 1998; 103, 19,045 – 19,057.
- Progetto PARFIL, 2006. Regione Lombardia, ARPA Lombardia, Fondazione Lombardia per l'Ambiente, 2008; AA.VV., 2006.
- Tufte ER, 2006. *The cognitive style of PowerPoint: pitching out corrupts within*, Graphic Press.
- Tufte ER, 2007. *The visual display of quantitative information*, Graphic Press.
- U.S. E.P.A., 2004a. *EPA-CMB8.2 User's Manual*. EPA-452/R-04-011, Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- U.S. E.P.A. EPA/600/X-22/181, 2022. EPA SPECIATE Workgroup <https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-09/SPECIATE%205.2%20Addendum.pdf>.

Viana M, Kuhlbusch TAJ, Querol X, Alastuey A, Harrison RM, Hopke PK, Winiwarter W, Vallius M, Szidat S, Prévôt ASH, Hueglin C, Bloemen H, Wählin P, Vecchi R, Miranda AI, Kasper-Giebl A, Maenhaut W, Hitztenberger R. *Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results*. In *Journal of Aerosol Science*. 2008; <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2008.05.007>.

Watson JG, Cooper JA, Huntzicker JJ. *The effective variance weighting for least squares calculations applied to the mass balance receptor model*. *Atmos. Environ.* 1984; 18, 1347-1355.

Watson JG, Lioy PJ, Mueller PK, 1995. *The measurement process: Precision, accuracy, and validity*. In *Air Sampling Instruments for Evaluation of Atmospheric Contaminants*, B. Cohen and S.V. Hering, Eds. American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, OH, pp. 187-194.

5. LA MODELLISTICA DELLA QUALITÀ DELL'ARIA

Michele Stortini¹, Giovanni Bonafè², Loris Colombo³, Alberto Dalla Fontana⁴, Angela Morabito⁵, Stefano Bande⁶, Roberta De Maria⁶

¹ ARPAE Emilia-Romagna

² ARPA Friuli-Venezia Giulia

³ ARPA Lombardia

⁴ ARPA Veneto

⁵ ARPA Puglia

⁶ ARPA Piemonte

5.1. Introduzione

La qualità dell'aria è una componente cruciale per la salute umana e l'equilibrio ecologico. Con l'aumento della densità urbana e dell'attività industriale, il monitoraggio e il controllo dell'inquinamento atmosferico sono diventati temi di crescente importanza. In questo contesto, i modelli di simulazione della dispersione degli inquinanti in atmosfera sono uno strumento indispensabile per comprendere la dinamica degli inquinanti atmosferici e prevedere il loro impatto sulla salute pubblica e sull'ambiente.

L'impiego di modelli matematici nel campo dell'inquinamento atmosferico si è consolidato negli ultimi anni, nel nostro paese come nel resto dell'Europa. Questa disciplina si propone di fornire una rappresentazione accurata e dettagliata del comportamento degli inquinanti, consentendo agli esperti di valutare le fonti di emissione, prevedere la diffusione degli inquinanti e sviluppare strategie di mitigazione. A tale processo hanno concorso la disponibilità di macchine di calcolo progressivamente più efficienti e la messa a punto di strumenti sempre più accurati nella modellazione dei processi atmosferici.

L'utilizzo di modelli matematici riveste un importante ruolo per diverse ragioni. In primo luogo, fornisce uno strumento predittivo che consente di valutare gli effetti a lungo termine delle attività antropiche sull'aria che respiriamo. In secondo luogo, la modellistica permette di esplorare scenari alternativi e valutare l'efficacia di misure di controllo dell'inquinamento prima della loro implementazione pratica. Infine, contribuisce alla comprensione delle complesse interazioni tra gli inquinanti, il clima e l'ecosistema.

Nell'ambito del Programma Europeo europeo di Osservazione della Terra Copernicus, un ruolo importante riveste la modellistica della qualità dell'aria fornendo diversi servizi tra cui analisi e previsioni della qualità dell'aria e composizione atmosferica, strato di ozono e radiazioni ultraviolette, emissioni e flussi superficiali. In Italia il compito di condividere informazioni al fine di massimizzare l'uso di servizi e prodotti erogati da Copernicus spetta al Forum Nazionale degli Utenti del Programma Copernicus, formato da rappresentanti delle Istituzioni pubbliche, dell'industria e degli Enti di ricerca. Il Forum ha il compito di coordinare i requisiti e le necessità espresse dagli utenti nazionali e rappresentarli a livello europeo per contribuire allo sviluppo del Programma stesso. Inoltre a livello legislativo, il D.Lgs. n. 155/2010, in recepimento della direttiva 2008/50/CE, riconosce l'importanza dell'utilizzo dei modelli in varie fasi, quali il completamento e la spazializzazione delle misure puntuali delle postazioni delle reti, i processi di valutazione e previsione della qualità dell'aria, il supporto all'individuazione delle azioni di

risanamento. La proposta di revisione della direttiva attualmente in discussione rafforza ulteriormente l'uso della modellistica nell'ambito della valutazione previsionale, individuazione delle aree di superamento, rappresentatività spaziale delle stazioni di monitoraggio. La legislazione italiana, recependo le direttive europee, ha delegato le competenze in materia di qualità dell'aria alle Regioni e alle Province autonome, le quali sono supportate dalle agenzie regionali per l'ambiente (ARPA/APPA), per ottenere i dati e le informazioni necessarie all'esercizio delle loro responsabilità.

Il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente sul tema della qualità dell'aria ha istituito una linea di attività specifica dedicata alla modellistica. Si tratta dunque di un gruppo di coordinamento che coinvolge ricercatori di ISPRA e tecnici delle ARPA e APPA. L'obiettivo è promuovere l'aggiornamento costante, la condivisione di buone pratiche, il confronto, l'armonizzazione dei metodi nell'uso dei modelli, anche in particolare per la valutazione dei casi di mancato rispetto degli obiettivi ambientali ex D.Lgs 155/2010.

Mantenere e migliorare il presidio delle attività riconducibili alle prestazioni modellistiche della qualità dell'aria rientra infatti tra le attività prioritarie per il SNPA. Il conseguimento degli obiettivi ipotizzati dalla direttiva sulla qualità dell'aria attualmente in discussione al parlamento europeo, la realizzazione dell'ambizioso obiettivo "inquinamento zero" del Green Deal europeo e quello del programma "Clean air for Europe" che entro il 2030 intende dimezzare l'impatto sulla salute dell'inquinamento atmosferico rispetto al 2005, necessitano di misure di risanamento della qualità dell'aria e il monitoraggio continuo degli effetti di queste sulle concentrazioni dei vari inquinanti.

5.2. Stato della modellistica a scala nazionale e regionale

La modellistica di qualità dell'aria a scala nazionale e regionale rappresenta una tappa fondamentale nella comprensione degli impatti dell'inquinamento atmosferico su vasti territori. Negli ultimi decenni, si è assistito a significativi progressi nella capacità di modellare e simulare la qualità dell'aria su larga scala, grazie alla convergenza di avanzamenti tecnologici, disponibilità di dati e collaborazione internazionale.

La modellazione della qualità dell'aria comprende un'ampia serie di strumenti che vengono utilizzati per un vasto spettro di applicazioni a diverse scale spaziali da quella europea fino alla scala locale.

A livello nazionale, numerosi paesi hanno sviluppato modelli sofisticati per valutare la qualità dell'aria su scala estesa. Tali modelli integrano dati meteorologici, informazioni sulle sorgenti di inquinamento e parametri chimici per stimare la dispersione degli inquinanti su vasti territori. L'obiettivo è comprendere gli impatti regionali e nazionali delle emissioni e formulare strategie di gestione dell'inquinamento. Nell'ambito della Nuova Direttiva UE, la componente modellistica sarà sempre più di supporto e pertanto dovrà avere particolari caratteristiche riguardo alla risoluzione spaziale, alla meteorologia, alle emissioni ed alle incertezze e variabilità che i dati di input possono avere.

L'entrata in funzione dei servizi Copernicus ha portato alla costruzione di modelli a scala nazionale gestiti da utenti istituzionali come ENEA (FORAIR_IT), <https://impatti.sostenibilita.enea.it/research/FORAIR-IT>, CNR (CHIMBO), <https://www.isac.cnr.it/dinamica/projects/forecasts/chimbo/index.html>, SNPA (kAIROS) <https://www.snpambiente.it/prodotti/previsioni-qualita-dellaria-in-italia/>, quest'ultimo sviluppato e gestito da *ARPAE Emilia-Romagna*. A livello regionale, la modellistica si adatta alle peculiarità geografiche e alle condizioni meteorologiche specifiche di ciascuna area. Questi modelli regionali consentono una valutazione più dettagliata degli impatti locali, considerando anche le caratteristiche

urbane e industriali. La modularità di tali approcci permette una flessibilità maggiore nell'adattarsi alle esigenze specifiche di ogni regione.

In risposta a richieste più stringenti e specifiche, in questi anni si è assistito in diverse agenzie regionali a notevoli progressi nelle applicazioni finalizzate all'analisi dell'impatto di piani e programmi, alla valutazione della qualità dell'aria su lungo periodo, alla messa a punto di servizi operativi quotidiani di previsione e valutazione della qualità dell'aria.

In generale, i modelli hanno diversi scopi anche in funzione del livello spaziale e temporale in cui vengono applicati, tra i quali:

- valutazione della qualità dell'aria, al fine di definire le zone e gli agglomerati come richiesto dalla Direttiva UE;
- previsione per supportare i piani di emergenza a breve termine e informare la popolazione dei picchi di inquinamento in anticipo;
- analisi di scenario per supportare la progettazione di piani per la qualità dell'aria, valutando l'impatto sul QA di una variazione/riduzione delle emissioni;
- stima del trasporto e della diffusione degli inquinanti da parte di sorgenti specifiche.

Il Servizio di Monitoraggio dell'Atmosfera (CAMS) è uno dei servizi forniti dal programma Copernicus. Il suo scopo è monitorare la composizione chimica dell'atmosfera e fornire informazioni sulla qualità dell'aria. CAMS offre diversi prodotti e servizi:

- **Monitoraggio degli Inquinanti Atmosferici:** misurazione e monitoraggio di diversi inquinanti atmosferici, tra cui particolato (PM₁₀ e PM_{2,5}), ozono (O₃), monossido di carbonio (CO), biossido di azoto (NO₂), biossido di zolfo (SO₂), e altri.
- **Analisi delle Emissioni:** utilizza dati provenienti da varie fonti, tra cui reti di monitoraggio terrestri, satellitari e modelli numerici, per analizzare e stimare le emissioni di inquinanti atmosferici provenienti da diverse fonti, come industrie, traffico veicolare e attività antropiche.
- **Previsioni Atmosferiche:** previsioni sulla qualità dell'aria e sulla distribuzione degli inquinanti in modo da supportare decisioni informative per il pubblico, i responsabili politici e gli operatori dei settori interessati.
- **Informazioni sulle Condizioni dell'Atmosfera:** Oltre agli inquinanti, fornisce dati e informazioni sulla distribuzione di aerosol, polveri sottili, e altre particelle atmosferiche che influenzano la qualità dell'aria e il clima.

I dati e le informazioni forniti da CAMS sono accessibili al pubblico e sono utilizzati da vari settori, tra cui le autorità ambientali, i ricercatori, gli operatori industriali e altri soggetti interessati. In questo quadro si inserisce il "National Collaboration Programme" (NCP), programma finanziato da ECMWF e dedicato al territorio italiano, <https://atmosphere.copernicus.eu/italy>, coordinato da ISPRA che coinvolge alcune agenzie ambientali italiane e centri di ricerca e Università. NCP promuove l'uso sistematico e operativo dei prodotti CAMS, integrandoli nelle catene modellistiche e di valutazione esistenti. Le attività di training, organizzate nell'ambito del programma e rivolte ai tecnici SNPA, hanno visto una notevole partecipazione, a testimonianza dell'interesse da parte del mondo agenziale. Il training ha affrontato diversi aspetti: dalla descrizione dei prodotti, dei dataset disponibili e del loro download fino all'illustrazione di software come Panoply e ESA-SNAP per la loro elaborazione con particolare attenzione verso i dati satellitari delle missioni Sentinel. Inoltre, nell'ambito del programma, sono effettuate valutazioni sull'utilizzo delle condizioni al contorno e iniziali prodotte da CAMS per le catene nazionali, il confronto dei dati previsionali e assimilati in uscita dai modelli che operano nel

CAMS (EMEP) con i dati misurati in alcune stazioni locali del Bacino Padano relativamente alle componenti inorganiche del PM e del PM stesso, il confronto delle stime bottom-up delle emissioni con i dati del CAMS Global Fire Assimilation System (GFAS), a livello locale e degli inventari emissivi antropogenici CAMS con l'inventario nazionale elaborato da ISPRA.

Un altro esempio virtuoso della collaborazione tra diversi enti è stato il progetto PULVIRUS che ha visto coinvolti ISS, ENEA, SNPA e che ha analizzato diversi aspetti tra cui il discusso legame fra inquinamento atmosferico e diffusione della pandemia, le interazioni fisico-chimiche-biologiche fra polveri sottili e virus e gli effetti del "lockdown" sull'inquinamento atmosferico utilizzando i modelli KAIROS (ARPAE/SNPA) e MINNI (ENEA).

5.3. Esperienze di modellistica locale

Lo scopo della modellistica a scala locale è di valutare l'impatto sulla qualità dell'aria di una singola sorgente o gruppo di sorgenti emmissive. Al contrario della modellistica di larga scala (regionale e sovra-regionale) il risultato della simulazione modellistica non è quindi la concentrazione complessiva di un certo inquinante ma il contributo derivante dalle emissioni della sorgente considerata nel modello stesso. Un modello di questo tipo può per esempio essere utilizzato per verificare l'origine di un inquinante particolare rilevato in un sito di misura, dato che stabilisce un collegamento diretto con la sorgente, oppure per stabilire se l'impatto determinato da una sorgente possa considerarsi accettabile o meno secondo dei criteri precedentemente stabiliti. Tale approccio è molto utile nei procedimenti autorizzativi dato che permette di quantificare in anticipo l'impatto sulla qualità dell'aria della sorgente in oggetto. In questi anni anche l'uso di applicazioni modellistiche a scala locale, in relazione all'esigenza di indagare il contributo di sorgenti emmissive rilevanti (comparti artigianali, industriali, aree portuali etc.) o di rispondere a specifiche richieste sul proprio territorio, ha avuto un notevole impulso. Su scala nazionale l'impiego di questo tipo di modellistica non è uniforme; alcune Agenzie, ad esempio ARPA Veneto, si sono dotate di Linee Guida di supporto ai Proponenti dei progetti per facilitare la redazione degli studi di impatto ambientale sulla qualità dell'aria basati sull'uso di modelli di dispersione o di Linee Guida interne, come ARPA Piemonte, per agevolare la redazione di pareri sulle applicazioni modellistiche di dispersione presenti all'interno degli studi di impatto ambientale sulla base di criteri comuni sul territorio regionale, altre, come ARPA Puglia, di un sistema modellistico operativo sull'area di Taranto che combina un modello euleriano a scala urbana con un modello lagrangiano a particelle a scala locale in grado di rappresentare con maggior dettaglio l'impatto del risollevarimento eolico prodotto dall'area industriale; altre agenzie la utilizzano per pianificare la risposta alle emergenze dovute a rilasci accidentali o incendi. ARPA Friuli-Venezia Giulia, in particolare, si è attrezzata - con personale, strumenti e procedure - per assicurare la risposta in emergenza, a supporto in particolare dell'operato dei Vigili del Fuoco. In tale contesto è stato sviluppato il sistema previsionale DELFI, che consente di stimare rapidamente le aree di maggior ricaduta dei fumi degli incendi, indirizzando gli operatori di ARPA impegnati nel campionamento e analisi dell'aria. Infatti, gli incendi presso stabilimenti industriali, impianti di trattamento rifiuti, magazzini, capannoni agricoli, sono origine di emissioni incontrollate di inquinanti in atmosfera. Un altro esempio applicativo, realizzato da ARPA Piemonte, è quello a supporto di un sistema di sorveglianza che consenta di valutare gli effetti avversi sulla salute della cittadinanza dell'inquinamento ambientale nelle aree circostanti l'impianto di termovalorizzazione di Torino. A tal fine è stata prevista una serie di simulazioni modellistiche su più anni, con una catena basata sul modello lagrangiano a particelle e sul modello di chimica e trasporto,

utilizzando i dati emissivi registrati dal Sistema di Monitoraggio in continuo delle Emissioni e, per i microinquinanti, da campionamenti a camino in modo da valutare sia le aree di ricaduta dell'impianto per gli inquinanti primari sia le concentrazioni degli inquinanti secondari.

Per concludere, si sottolinea l'importanza di promuovere il confronto e l'interscambio di informazioni e pratiche operative tra i membri delle varie Agenzie che operano nel settore della modellistica a scala locale. Ciò rientra tra gli obiettivi del novello gruppo di modellistica, istituito all'interno della Rete Tematica nazionale di qualità dell'aria.

5.4. Nuove sfide

Nonostante i notevoli progressi, la modellistica a scala nazionale e regionale affronta alcune sfide significative. La complessità delle interazioni atmosferiche, la necessità di affrontare gli impatti del cambiamento climatico e l'esigenza di una maggiore risoluzione spaziale richiedono non solo modelli sempre più sofisticati ma anche una costante evoluzione degli approcci modellistici.

In questo contesto l'utilizzo integrato di modelli fotochimici e lagrangiani/gaussiani allo scopo di raggiungere scale spaziali dell'ordine delle centinaia di metri o di post-processor di tipo statistico o basati su tecniche di *machine learning* sono strade che potranno essere utilmente esplorate.

Ultimo ma non meno importante è l'utilizzo dei dati satellitari non solo del programma Sentinel di Copernicus ma anche quelli che saranno forniti dalla costellazione IRIDE finanziata dal PNRR e dalla missione NASA Multi-Angle Imager for Aerosol (MAIA). I dati satellitari infatti possono essere usati non solo con metodologie di *data assimilation* per realizzare previsioni più accurate ma anche incrociati con osservazioni in situ, dati fisiografici, simulazioni meteorologiche e di qualità dell'aria attraverso tecniche di *machine learning* (AI) per ottenere valutazioni ad alta risoluzione.

È quasi un cambio di paradigma e il SNPA ha le competenze per giocare un ruolo importante.

Si ringrazia il gruppo dei referenti della rete tematica sulla modellistica qualità dell'aria del SNPA

5.5. Il sistema operativo di previsione di qualità dell'aria kAIROS

Michele Stortini¹, Roberta Amorati¹, Lidia Bressan¹, Giorgio Veratti²

¹ ARPAE Emilia-Romagna

²Dipartimento di ingegneria, Università di Modena e Reggio Emilia

kAIROS

Il sistema modellistico kAIROS, sviluppato e costantemente mantenuto da ARPAE-SIMC (Stortini et al., 2020), fornisce giornalmente analisi e previsioni a tre giorni dei principali inquinanti indicati dalla legislazione europea, tra cui NO₂, O₃ e particolato PM₁₀ e PM_{2,5}, inclusa la componente dust con diametro equivalente inferiore a 10 µm. Le mappe al suolo di questi inquinanti vengono rese disponibili e quotidianamente pubblicate tramite la piattaforma di qualità dell'aria messa a disposizione da ISPRA (<https://www.snpambiente.it/prodotti/previsioni-qualita-dellaria-in-italia/>). Inoltre, i campi tridimensionali delle concentrazioni prodotte da kAIROS vengono operativamente impiegati come condizioni al contorno da alcune agenzie ambientali per le rispettive catene modellistiche regionali e sovraregionali.

La catena modellistica operativa

La catena modellistica operativa si basa sull'implementazione del modello Euleriano chimico e di trasporto Chimere v2017r4 (Menut et al, 2013a e 2013b, Mailler et al, 2017), utilizzato a livello internazionale sia per scopi di ricerca sia come strumento operativo per lo studio della deposizione e dalla concentrazione degli inquinanti in atmosfera.

La sua configurazione prevede una sequenza di domini innestati, ognuno con caratteristiche di estensione e risoluzione specifiche. Il dominio più esterno si estende alla scala continentale mediterranea (kAIROS-MED20) con una risoluzione orizzontale di 20 km, mentre il dominio italiano (kAIROS-ITA7) racchiude l'intero territorio nazionale con una risoluzione orizzontale di 7 km. A quest'ultimo sono poi innestati due ulteriori domini che coprono rispettivamente l'intero bacino padano e la Slovenia, con una risoluzione orizzontale di 5 km, e la regione Emilia-Romagna con una risoluzione di 3 km. La prima configurazione è quella utilizzata all'interno della suite modellistica NINFA nell'ambito del progetto PREPAIR (<https://www.lifeprepare.eu/index.php/2023/06/22/online-il-report-2022-di-valutazione-della-qualita-dellaria-nel-bacino-padano-e-slovenia/>, Veratti et al, 2023), le cui simulazioni per l'anno 2021 sono state recentemente validate in uno studio scientifico (Vitali et al, 2023), mentre la seconda è utilizzata per la valutazione previsione a scala regionale.

Le condizioni al contorno delle specie chimiche per il dominio kAIROS-MED20 sono ottenute dal servizio globale CAMS C-IFS, mentre le condizioni meteorologiche sono fornite dal modello COSMO 5M, operativo presso il centro di calcolo CINECA e gestito da ARPAE-SIMC per la protezione civile italiana (DPC). Le emissioni primarie sono ottenute dall'inventario CAMS sul dominio mediterraneo e dall'inventario nazionale ISPRA sul dominio italiano; quest'ultimo include le sorgenti puntuali contrariamente all'inventario CAMS che include esclusivamente sorgenti diffuse. Le emissioni di dust (Menut et al, 2013b) sono calcolate basandosi su informazioni relative all'utilizzo del suolo, la rugosità superficiale, la composizione del suolo, la frazione di vegetazione e su variabili meteorologiche come la velocità del vento e la precipitazione che ne influenzano l'emissione (Kok et al, 2014). Infine, le emissioni biogeniche sono ottenute dal database MEGAN, mentre le emissioni provenienti dalla superficie marina sono trattate come specie inerti.

La combinazione con dati osservati

Le previsioni prodotte dalla catena modellistica kAIROS, ed in generale dai modelli chimici e di trasporto, sono in grado di rappresentare spazialmente la struttura delle concentrazioni in orizzontale e in verticale su una griglia che ricopre tutto il dominio e sono in grado di prevederne l'evoluzione temporale. Tuttavia è spesso riconoscibile un discostamento quantitativo delle concentrazioni simulate dal modello rispetto a quelle misurate dagli strumenti al suolo. Diverse sono le tecniche che uniscono dati da più sorgenti (data fusion) per integrare le informazioni sulla struttura spaziale tipica dei modelli e la precisione quantitativa tipica delle centraline in situ. Tecniche geostatistiche consolidate, quali ad esempio il kriging o metodi di optimal interpolation, possono essere utilizzate per la valutazione delle concentrazioni a posteriori. Per la previsione la data fusion richiede di considerare sia le dimensioni spaziali, sia temporali. Nella previsione operativa a tre giorni sul dominio a 3 km in Emilia-Romagna è stato implementato il modello statistico di Suh et al (2009) e Bakar and Sahu (2015). Il modello geostatistico è di tipo bayesiano spazio-temporale e produce per ogni punto di griglia una previsione probabilistica.

Le tecniche geostatistiche per la fusione dei dati diventano tanto più complesse e onerose a livello computazionale all'aumentare dei punti di griglia del modello e del numero di punti stazione. Per il dominio nazionale kAIROS viene sperimentato, come approccio iniziale, un algoritmo di correzione del bias, caratterizzato dal basso consumo di risorse di calcolo che lo rende facilmente applicabile in un sistema di previsione operativo.

Il bias viene calcolato in modo dinamico per ogni giorno di corsa del modello. Ad ogni nuovo run vengono considerate l'analisi del giorno precedente e i dati misurati dalle stazioni. Per ogni punto di misura i viene calcolato il fattore di adjustment pari al rapporto tra il valore osservato nel punto i e il valore stimato dal modello sul medesimo punto. L'insieme dei fattori di correzione così ottenuti sui punti stazione viene spazializzato sulla griglia del modello con un metodo di kriging a deriva esterna (Wackernagel, 2003), in cui la variabile esterna che definisce il trend è il valore di concentrazione del modello. Si ottiene così un campo di adjustment che può essere utilizzato come fattore moltiplicativo da applicare alla griglia di previsione per i tre giorni successivi. In questo algoritmo di correzione si suppone che il fattore moltiplicativo sia stabile per i tre giorni successivi all'analisi e che lo stesso fattore di correzione sia pertanto applicabile alle stime orarie di concentrazione.

Vista la risoluzione della griglia di 7 km si considerano per la correzione le sole stazioni di fondo del dataset descritto nel seguente paragrafo.

Dati da stazioni in situ

Il metodo di adjustment applicato al dominio italiano (kAIROSadj) è stato verificato confrontando le concentrazioni così ottenute con quelle prodotte dal modello fotochimico di trasporto tale e quale (kAIROS). Per la verifica rispetto ai dati osservati vengono utilizzate le concentrazioni misurate dalle stazioni presenti sul territorio italiano gestite dalle regioni. Il dataset è composto dalle misure di PM₁₀ in 594 siti di cui 349 classificati come stazione di fondo, dalle misure di ozono in 360 siti di cui 313 classificati come stazione di fondo.

Per la verifica delle prestazioni del modello vengono prese in considerazione le concentrazioni misurate medie giornaliere di PM₁₀ e le concentrazioni orarie di ozono relative entrambe all'anno 2021.

I dati misurati dalle stazioni vengono accoppiati con i dati da modello secondo il criterio della cella più vicina.

Metodologia di verifica e risultati

La validazione del modello kAIROS sia nella sua versione primitiva, sia nella versione unbiased tramite dati osservati kAIROSadj, segue il protocollo indicato dal consorzio FAIRMODE che si propone di armonizzare la verifica e il confronto fra modelli a livello europeo (Janssen et al, 2022). Viene seguito l'approccio della verifica di alcune specifiche caratteristiche dei modelli in previsione, in particolare la capacità di cogliere cambi repentini nelle concentrazioni di inquinanti e la capacità di prevedere il superamento di soglie fissate dalla direttiva europea per la qualità dell'aria ($50 \mu\text{g m}^{-3}$ per PM_{10} giornaliero e $120 \mu\text{g m}^{-3}$ per il massimo giornaliero della media mobile sulle 8 ore di ozono). A tale scopo vengono definiti alcuni indicatori di performance specifici per la verifica delle concentrazioni di inquinanti consolidati nel software DeltaTool (Thunis et al, 2012), qui utilizzato per il confronto.

È importante tenere presente che ogni modello di previsione è adattato per soddisfare uno scopo specifico (fit for purpose) e non può essere ottimizzato per tutti gli scopi. Nel caso di previsione del superamento di una determinata soglia, vengono definiti indicatori che confrontano la performance del modello rispetto al modello a persistenza (oggi è uguale a ieri) tipicamente non in grado di cogliere i cambiamenti. A tale scopo il protocollo di verifica di FAIRMODE implementato nel software DeltaTool ha introdotto come indicatore di performance del modello in previsione il Model Quality Indicator (MQI_f), rapporto fra l'errore quadratico medio (riferito agli osservati) del modello e l'errore quadratico medio del modello persistenza rispetto agli osservati. Il requisito di qualità risulta soddisfatto se MQI_f è inferiore a 1.

Nei grafici target plot definiti in Janssen et al (2022), MQI_f è indicato dalla distanza dei singoli punti dall'origine, ogni stazione di monitoraggio rappresentata da un punto. I punti con MQI_f inferiore a 1 sono posizionati all'interno dell'area verde, mentre il numero riportato in alto a sinistra è MQI_f del 90° percentile delle stazioni peggiori (tale numero inferiore a 1 significa che il 90% delle stazioni ha MQI_f inferiore a 1). Nei grafici target plot si identificano quattro quadranti: i due a sinistra dell'asse delle ordinate sono caratterizzati da elevati mancati allarmi, mentre i quadranti a destra sono caratterizzati da elevati falsi allarmi; i quadranti sotto l'asse delle ascisse sono caratterizzati da bias negativi, viceversa al di sopra dell'asse delle ascisse si hanno bias positivi.

In Figura 5.1 sono riportati i risultati relativi alla previsione del superamento della soglia giornaliera di PM_{10} per il modello kAIROS e kAIROSadj per la scadenza di previsione al giorno di emissione (d0). Si osserva che nel caso di kAIROS un insieme di punti non rientra nell'area verde, mentre la totalità dei punti relativi al modello kAIROSadj vi rientra, abbassando significativamente l'indicatore MQI_f che risulta così inferiore a 1 come richiesto dall'obiettivo di qualità.

La Figura 5.2 è analoga alla precedente, ma relativa alla previsione al giorno di emissione d0 del superamento della soglia di legge del massimo della media mobile sulle 8 ore di ozono. Anche per questo inquinante, si evidenzia un netto miglioramento delle performance del modello kAIROSadj applicando la correzione con i dati osservati.

Figura 5.1. Target plot per previsione al giorno di emissione d0 del superamento di 50 µg m⁻³ di PM₁₀ giornaliero. In rosso modello kAIROS, in blu kAIROSadj

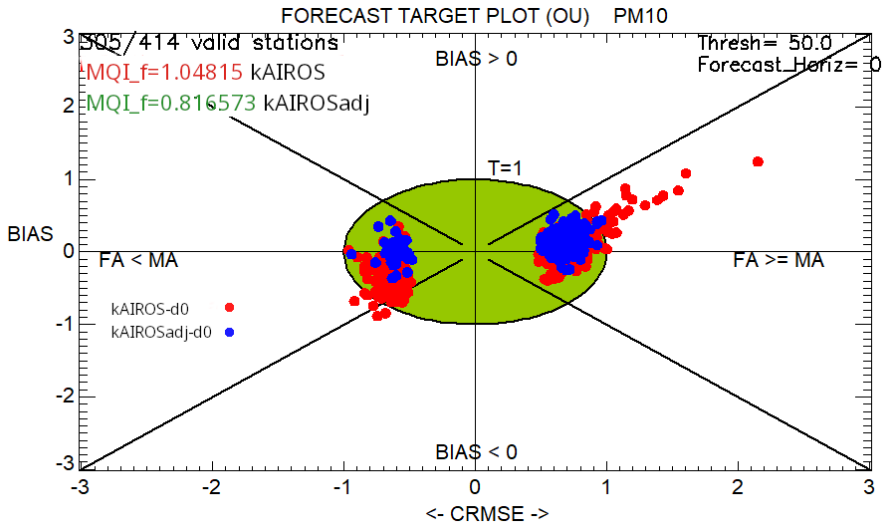
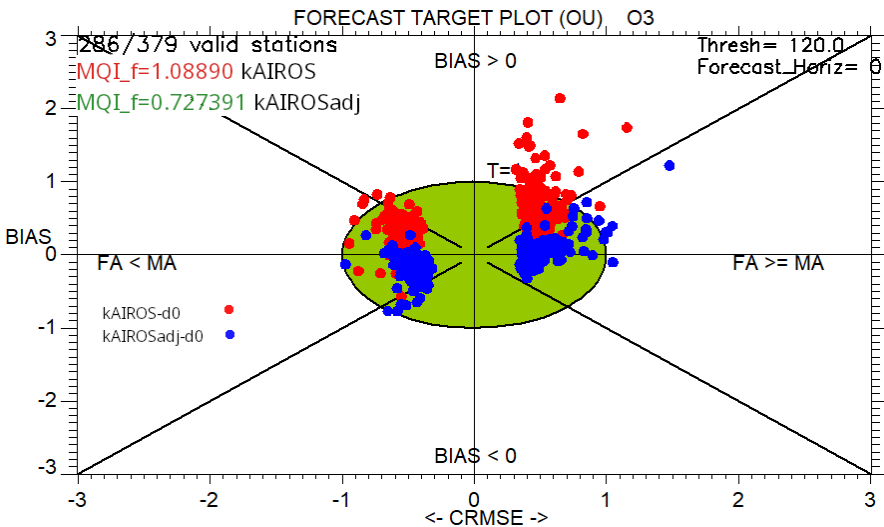


Figura 5.2. Target plot per previsione al giorno di emissione d0 del superamento di 120 µg m⁻³ del massimo giornaliero della media mobile su 8 ore di O₃. In rosso modello kAIROS, in blu kAIROSadj.



La Figura 5.3 mostra i target plot relativi alla scadenza di previsione di PM₁₀ a 2 giorni successivi al giorno di emissione (d2). In questo caso è il modello kAIROS ad avere prestazioni migliori della persistenza (MQI_i inferiore a 1). La correzione con gli osservati nel caso di PM₁₀ riduce la capacità del

modello di intercettare l'evoluzione delle concentrazioni nel tempo come evidenziato da un peggioramento dell'indice di correlazione medio che passa da 0.67 a 0.56.

Figura 5.3. Target plot per previsione a 2 giorni successivi all'emissione d2 del superamento di $50 \mu\text{g m}^{-3}$ di PM_{10} giornaliero. In rosso modello kAIROS, in blu kAIROSadj.

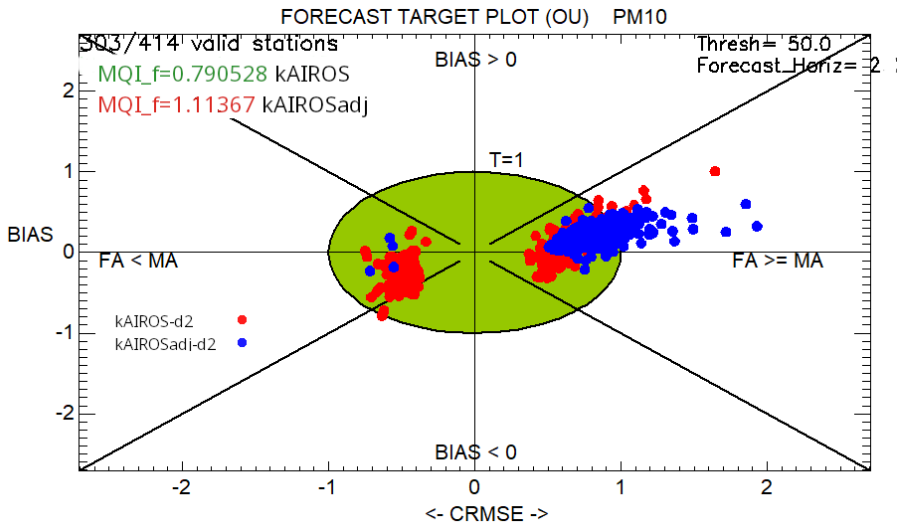
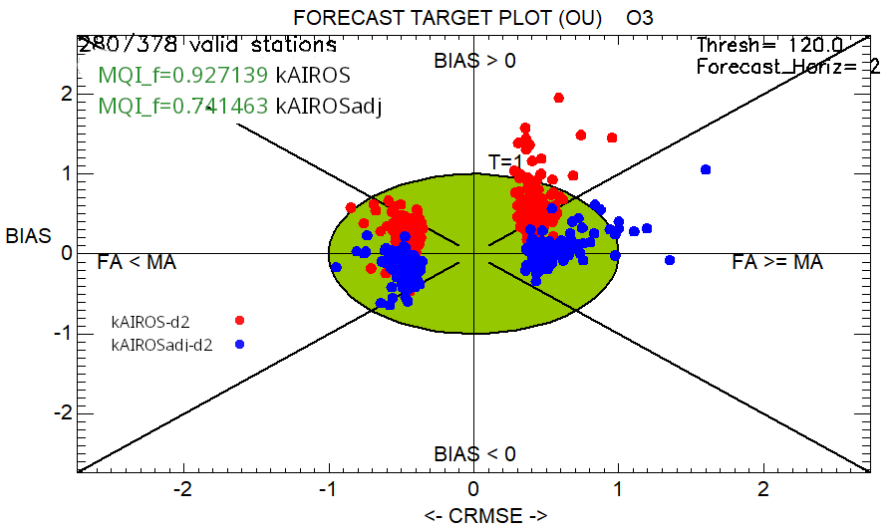


Figura 5.4. Target plot per previsione a 2 giorni successivi all'emissione d2 del superamento di $120 \mu\text{g m}^{-3}$ del massimo giornaliero della media mobile su 8 ore di O_3 . In rosso modello kAIROS, in blu kAIROSadj.



La Figura 5.4 è analoga alla precedente, ma relativa alla previsione a 2 giorni del superamento della soglia di legge del massimo della media mobile sulle 8 ore di ozono. Per questo inquinante MQI_f è inferiore a 1 per entrambi i modelli e poiché il metodo di adjustment nel caso dell'ozono tende a ridurre la sovrastima del modello si ottiene una migliore performance nel caso del modello kAIROSadj.

Conclusioni

Le previsioni prodotte dal modello kAIROS soddisfano i criteri individuati da FAIRMODE ($MQI_f < 1$) per l'ozono mentre per il PM_{10} MQI_f è di poco superiore a 1 nel caso delle previsioni relative al giorno stesso. La metodologia usata in questo studio, un semplice algoritmo di correzione del bias, caratterizzato dal basso consumo di risorse di calcolo che lo rende facilmente applicabile in un sistema di previsione, migliora le performance del modello per O_3 mentre per PM_{10} il miglioramento è riscontrabile solamente per le previsioni relative al giorno stesso. È un primo approccio a tecniche di data fusion su scala nazionale che saranno in futuro ulteriormente sviluppate e migliorate.

Bibliografia

- Bakar K S, Sahu S K. spTimer: Spatio-Temporal Bayesian Modeling Using R. *J. Stat. Soft.* 2015; 63:1-32. <https://doi.org/10.18637/jss.v063.i15>
- Janssen S, Thunis P. FAIRMODE Guidance Document on Modelling Quality Objectives and Benchmarking (version 3.3). 2022; EUR 31068 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg 2022; JRC129254, ISBN 978-92-76-52425-0. <https://doi.org/10.2760/41988>.
- Kok JF, Mahowald NM, Fratini G, Gillies J A, Ishizuka M, Leys, J F, Mikami M, Park MS, Park SU, Van Pelt RS, Zobeck TM. An improved dust emission model 2013 part 1: Model description and comparison against measurements 2014;14(23):13023–13041. <https://doi.org/10.5194/acp-14-13023-2014>
- Mailler S, L Menut L, Khvorostyanov D, Valari M, Couvidat F, Siour G, Turquety S, Briant R, Tuccella P, Bessagnet B, Colette A, Letinois L, Meleux F. CHIMERE-2017: from urban to hemispheric chemistry-transport modeling. *Geosci. Model Dev.* 2017;10: 2397-2423. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-2397-2017>, 2017
- Menut L, Bessagnet B, Khvorostyanov D, Beekmann M, Blond N, Colette A, Coll I, Curci G, Foret F, Hodzic A, Mailler S, Meleux F, Monge J, Pison I, Siour G, Turquety S, Valari M, Vautard R, Vivanco M: CHIMERE 2013: a model for regional atmospheric composition modelling. *Geosci. Model Dev.* 2013a;6:981–1028. <https://doi.org/10.5194/gmd-6-981-2013>
- Menut L, Perez Garcia-Pando C, Hausteijn K, Bessagnet B, Prigent C, Alfaro S: Relative impact of roughness and soil texture on mineral dust emission fluxes modeling. 2013b;118:6505–6520. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50313>
- Sahu SK, Yip S, Holland DM: Improved space-time forecasting of next day ozone concentrations in the eastern US. *Atmos. Environ.* 2009; 43, 494-501. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.10.028>
- Stortini M, Arvani B, Deserti M: Operational Forecast and Daily Assessment of the Air Quality in Italy: A Copernicus-CAMS Downstream Service. *Atmosphere* 2020;11(5):44. <https://doi.org/10.3390/atmos11050447>,
- Thunis P, Georgieva E, Pederzoli A: A tool to evaluate air quality model performances in regulatory applications, *Environ. Model. Softw.* 2012;38:220–230. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.06.005>

Veratti G, Stortini M, Amorati R, Bressan L, Giovannini G, Bande S, Bissardella F, Ghigo S, Angelino E, Colombo L, Fossati G, Malvestiti G, Marongiu A, Dalla Fontana A, Barbara Intini B, Pillon S: Impact of NO_x and NH₃ Emission Reduction on Particulate Matter across Po Valley: A LIFE-IP-PREPAIR Study; *Atmosphere* 2023;14(5):762. <https://doi.org/10.3390/atmos14050762>

Vitali L, Cuvelier K, Piersanti A, Monteiro A, Adani M, Amorati R, Bartocha A, D'Ausilio A, Durka P, Gama C, Giovannini G, Janssen S, Przybyła T, Stortini M, Vranckx S, Thunis P: A standardized methodology for the validation of air quality forecast applications (F-MQO): lessons learnt from its application across Europe. *Geosci. Model Dev.* 2023;16,6029–6047. <https://doi.org/10.5194/gmd-16-6029-2023>

Wackernagel H: *Multivariate geostatistics: an introduction with applications*. Springer, Berlin, 2003

5.6. Il sistema modellistico per la previsione e la valutazione della qualità dell'aria della Regione Puglia: stato dell'arte e prospettive future

Angela Morabito¹, Francesca Intini¹, Ilenia Schipa¹, Annalisa Tanzarella¹, Vincenzo Campanaro¹, Nicolò Verardo², Daniela Barbero², Umberto Giuriato², Nicola Pepe², Giocchino Vino³, Giacinto Donvito³

¹ARPA Puglia

²ARIANET

³INFN-BARI

Introduzione

La normativa italiana vigente prevede che la valutazione della qualità dell'aria sia condotta sull'intero territorio regionale attraverso l'integrazione delle misure e delle tecniche di modellizzazione. Per tale motivo diverse Regioni nel corso degli anni hanno via via implementato complesse catene modellistiche che forniscono alla popolazione, come previsto all'art. 18 e all'allegato XVI del D. Lgs 155/2010, dati e informazioni relative all'evoluzione dei fenomeni di inquinamento, completando l'informazione puntuale fornita dalle reti di monitoraggio della qualità dell'aria. La maggiore disponibilità di risorse computazionali ha consentito progressivamente di migliorare il dettaglio spaziale dei prodotti forniti, estendendone anche la durata temporale. In alcune regioni i sistemi modellistici previsionali sono diventati anche strumenti utili alla gestione della qualità dell'aria; infatti, alcuni piani regionali possono prevedere l'adozione di provvedimenti di carattere emergenziale da parte dei Comuni, a seconda del livello di gravità dell'inquinamento previsto proprio dai sistemi modellistici utilizzati operativamente dalle Agenzie regionali.

Funzionalità dell'attuale sistema modellistico per la previsione e la valutazione dello stato della qualità dell'aria della Regione Puglia

Fino al 2014 le attività di modellizzazione di ARPA Puglia si sono focalizzate sulla ricostruzione, attraverso la modellistica lagrangiana a particelle, dell'impatto diretto delle emissioni industriali di Brindisi e Taranto al fine di conoscerne i relativi contributi e stabilirne i possibili effetti sulla salute (R. Giua et al., 2014). Successivamente il sistema modellistico per la qualità dell'aria ha subito un progressivo sviluppo, con un ampliamento graduale delle funzionalità e dei prodotti resi disponibili al pubblico e all'interno dell'Agenzia. Tale evoluzione è stata resa possibile grazie all'acquisizione del codice euleriano fotochimico FARM, in grado di simulare sul territorio regionale le concentrazioni degli inquinanti normati dal D. Lgs.155/2010, a partire dalle emissioni prodotte dalle varie sorgenti presenti sul territorio (naturali ed antropiche) e dallo stato fisico dell'atmosfera (campi di vento, di temperatura, di umidità, di turbolenza, ecc.). Fondamentale però è risultata sia l'acquisizione di personale esperto nel campo della modellistica meteorologica e diffusionale che la sottoscrizione di un Accordo di Ricerca, con UNIBA ed INFN, per l'utilizzo delle risorse computazionali e di archivio del data center di calcolo ReCaS. Presso il cluster HPC di ReCaS è stato, infatti, installato il sistema modellistico della qualità dell'aria, costituito da un insieme di catene operative e valutative, gestite dall'applicativo F-AIR ed incentrate sui codici modellistici FARM, SPRAY e PMSS (Silibello et al. 2008; Tinarelli et al, 2000; Tinarelli et al., 2007). Il sistema produce e distribuisce prodotti/servizi relativi alle previsioni e alla ricostruzione della qualità dell'aria a partire anche dagli output delle catene meteorologiche, gestite da ARPA Puglia ed incentrate sul modello meteorologico WRF.

Catene operative

F-AIR si occupa di gestire l'esecuzione in automatico dei processi opportunamente schedati che compongono le catene operative. Tali processi comprendono l'acquisizione dei dati di input (meteo, condizioni al contorno, misure) e l'esecuzione in modalità parallela dei codici FARM e SPRAY. Il sistema modellistico di ARPA Puglia fornisce ogni giorno la previsione per oggi, domani e dopodomani dello stato della qualità dell'aria sull'intera regione a 4km di risoluzione spaziale e sull'area di Taranto ad una risoluzione spaziale pari ad 1km. Sull'area di Taranto le previsioni della concentrazione del PM₁₀ sono ottenute sommando il contributo stimato dal modello euleriano FARM al contributo primario, previsto dal modello lagrangiano SPRAY, determinato dalle emissioni di polveri da risollevarimento eolico prodotte in area industriale.

Sul sito <http://cloud.ARPA.puglia.it/previsioniqualitydellaria/> vengono giornalmente pubblicate le mappe medie a +24, +48 e +72 ore degli indicatori normati definiti su base giornaliera relativamente ai due domini di calcolo. Gli esiti delle valutazioni prestazionali, condotte per determinati anni con il DELTATOOL, hanno mostrato il soddisfacimento degli obiettivi di qualità stabiliti da FAIRMODE. Sugli stessi domini vengono anche prodotte e pubblicate giornalmente le mappe di analisi ottenute integrando i campi previsti a +24 ore per il giorno precedente con le corrispondenti misure acquisite dalle reti di monitoraggio. L'analisi completa estende l'informazione puntuale fornita dalle reti di monitoraggio di qualità dell'aria. Sono infine elaborate giornalmente le previsioni di dust desertico ed attivati i moduli, basati sul Filtro di Kalman e sull'Optimal Interpolation, che correggono eventuali errori sistematici presenti nelle previsioni di qualità dell'aria in base all'andamento degli errori del modello nei giorni precedenti. Tali prodotti sono resi disponibili giornalmente ai soli utenti ARPA in una pagina dedicata.

Catene valutative

L'Ufficio di Modellistica del CRA conduce ogni anno, utilizzando il codice FARM, le simulazioni retrospettive per la valutazione, ai sensi del D. Lgs. 155/2010, dello stato della qualità dell'aria relativo all'anno precedente (A.Tanzarella et al. 2017) sulla regione Puglia (a 4km di risoluzione spaziale) e sulle province di Brindisi, Lecce e Taranto (ad 1km) a partire dalle analisi meteorologiche elaborate con il modello meteorologico WRF. Il modello lagrangiano a particelle SPRAY è utilizzato per ricostruire il contributo primario industriale sia attraverso simulazioni di tipo short term (ad es. in casi studio quali incendi, accensioni torce, importanti segnalazioni di molestie olfattive, fenomeni acuti di inquinamento) che di tipo long term. In quest'ultima tipologia si inseriscono le valutazioni di impatto riguardanti importanti insediamenti industriali e le attività di modellizzazione condotte per la valutazione dell'esposizione della popolazione tarantina e brindisina a supporto delle attività della VDS ai sensi della L. R. 21/2012 e del riesame AIA di AMI ai sensi del Decreto Direttoriale del MASE n.188/2019. Il modello PMSS è stato al momento utilizzato per simulazioni di tipo short term per valutare l'impatto diretto delle emissioni di PM₁₀, PM_{2,5} e BaP, prodotte dal riscaldamento residenziale a biomassa legnosa all'interno di alcuni comuni della provincia di Brindisi.

Le nuove “features” della piattaforma computazionale ReCaS

Nel corso del 2022 il cluster HPC di ReCaS ha messo a disposizione aumentate risorse di calcolo ed un rinnovato ambiente informatico che prevede l'esecuzione delle applicazioni preferibilmente tramite Docker container, tecnologia che conferisce semplicità di configurazione ed esecuzione, affidabilità, flessibilità e sicurezza.

In seguito alla ristrutturazione dell'ambiente informatico di ReCaS, nel corso del 2023 i servizi e le applicazioni del sistema modellistico per la qualità dell'aria sono stati aggiornati e potenziati grazie ai fondi del Piano Nazionale Complementare degli Investimenti al P.N.R.R. Innanzitutto, è stato completamente rinnovato l'applicativo F-AIR, al duplice scopo di sfruttare appieno le nuove potenzialità di calcolo e di migliorare la fruibilità dell'intero sistema modellistico per il personale tecnico ARPA. A seguito di ciò, tutte le catene operative e valutative sono state potenziate, tramite l'ampliamento dei domini considerati e l'aumento della risoluzione spaziale, e aggiornate, utilizzando i dati in input più recenti disponibili. Sono stati inoltre aggiunti applicativi utili alla gestione delle catene modellistiche e moduli a supporto delle attività svolte.

Architettura del nuovo sistema modellistico

La nuova versione dell'applicativo F-AIR è stata sviluppata principalmente in Python seguendo le ultime *best-practices* in termini di software *development*, sfruttando librerie (per esempio FastAPI e Pydantic) e standard tra i più comuni ed utilizzati, come REST e OpenAPI.

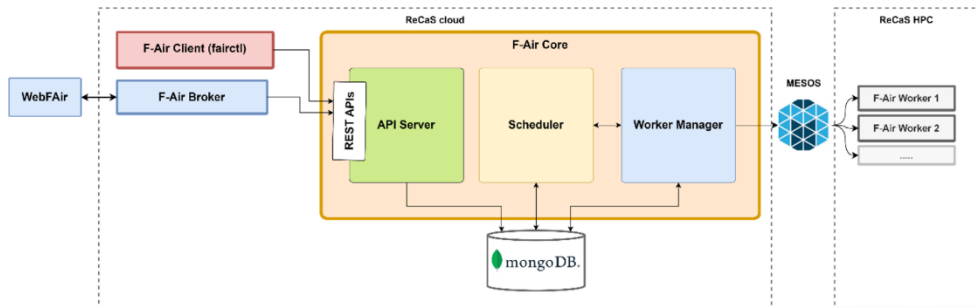
Inoltre, il sistema è stato concepito per raggiungere un alto grado di parallelismo: è infatti possibile eseguire più di un carico di lavoro contemporaneamente quando vi sono sufficienti risorse computazionali a disposizione. Questo è anche possibile grazie alla tecnologia di containerizzazione Docker, che conferisce a F-AIR tutti i benefici ad esso associato (come isolamento e riproducibilità, per citarne alcuni), ed un elevato grado di agnosticità rispetto all'infrastruttura in cui viene effettuato il *deployment*, consentendo anche modalità ibride, come cloud e/o on-premise.

Il *core* di F-AIR si trova attualmente su una Virtual Machine del ReCaS Cloud basato su OpenStack. Esso è composto dall'*API Server*, *Worker Manager* e *Scheduler*. L'*API Server* gestisce e valida le richieste per operazioni CRUD sulle risorse di F-AIR ed è l'unico punto con cui i *client* di F-AIR interagiscono con il sistema. Il *Worker Manager*, invece, contatta i *Resource Managers* al fine di richiedere nuovi F-AIR *Workers*. Un *Worker* è colui il quale esegue effettivamente carichi di lavoro. Per ARPA Puglia, il *Worker Manager* ha quindi il compito di effettuare una richiesta HTTP alle API di *Chronos*, che a sua volta chiede le risorse al *Resource Manager* di Apache Mesos. Apache Mesos è un framework che permette l'esecuzione di applicazioni distribuite su un cluster di nodi. I *Worker* corrispondono quindi ad applicazioni containerizzate, sottomesse tramite *Chronos* ed eseguite su uno o più nodi appartenenti al cluster gestito da Apache Mesos. F-AIR è in grado di lanciare e gestire in parallelo più *Worker*, consentendo quindi l'esecuzione in parallelo delle catene. Infine, vi è lo *Scheduler*, che monitora l'esecuzione delle catene assegnandole ai *Workers*, e si occupa di contattare il *Worker Manager* quando è necessario ottenere nuovi *Worker*.

Allo scopo di rendere l'accesso, il monitoraggio e l'utilizzo del sistema modellistico più immediato, il nuovo applicativo F-AIR è stato completato con l'integrazione di webF-AIR, che di fatto è il *frontend* di F-Air. Attraverso webF-AIR è possibile monitorare e gestire da remoto i processi lanciati attraverso F-Air, in maniera più semplice e intuitiva per l'utente. La Figura 5.5 riporta lo schema dell'architettura

appena descritta relativa all'applicativo F-AIR+webF-AIR implementato nell'ambiente informatico di ReCas.

Figura 5.5. Schema dell'architettura di F-AIR



Tramite questa architettura, F-AIR è in grado di gestire qualsiasi catena modellistica, previsionale e valutativa, che l'utente vuole configurare ed utilizzare.

Una catena modellistica in F-AIR è rappresentata tramite un grafo diretto aciclico, denominato *workflow*. I nodi del grafo sono i *task* che devono essere eseguiti e gli archi identificano le dipendenze tra essi. Un *task* è l'unità atomica del processo di esecuzione di una catena. Può essere un'operazione di copia o spostamento di file (dal file system o da risorse remote come il cloud), oppure l'effettiva esecuzione di un modello o di un programma esterno.

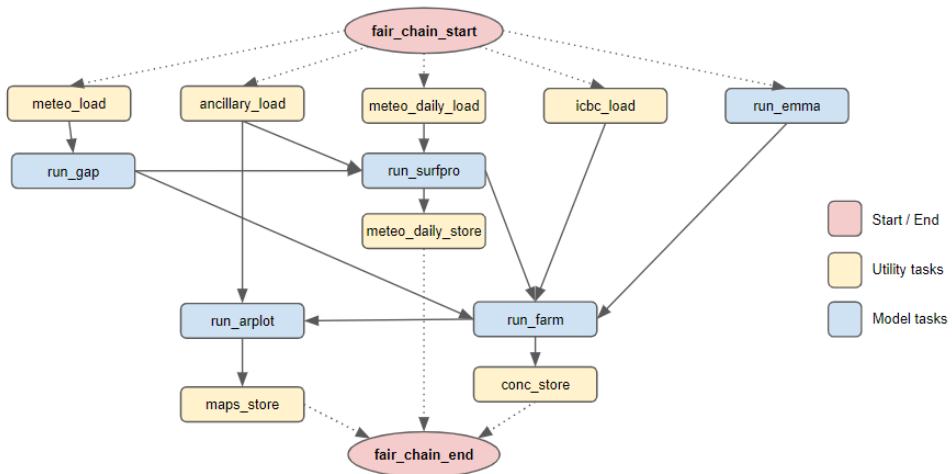
Nella configurazione di una catena, vanno dichiarate in un apposito file i *task* che devono essere eseguiti nella catena. Ciascun *task* può essere configurato nel dettaglio: nel caso di *task* che eseguono modelli ciò significa che possono essere dichiarati esplicitamente i parametri del modello stesso. Vanno altresì dichiarati i collegamenti tra i vari *task*.

F-AIR è in grado di validare il *workflow* corrispondente, controllando la sovrapposizione tra i file in input attesi da un *task* e quelli prodotti dai *task* precedenti. In fase di esecuzione, l'orchestratore si occupa quindi di predisporre i file in input ad ogni *task*, eventualmente anche trasferendo i file prodotti in output da un *task* a quelli successivi. È importante sottolineare che, essendo il *workflow* una struttura a grafo, i *task* che non presentano inter-dipendenze reciproche possono essere eseguiti in parallelo, sfruttando appieno le nuove risorse informatiche a disposizione. In questo modo è possibile potenziare le catene modellistiche e/o ridurre sensibilmente il tempo complessivo di calcolo. La Figura 5.6 mostra un esempio di un *workflow*, per una simulazione giornaliera basata sul modello a dispersione FARM.

Un ultimo livello di configurazione è quello relativo alla catena in generale: qui vengono impostati i parametri globali e comuni a tutti i *task*, come la definizione dei domini di calcolo e i parametri temporali. Tra questi ultimi, oltre ad inizio e durata del periodo da simulare, è possibile impostare la ripartizione del *workflow* in frazioni temporali successive, denominate *epoche*. Ciò significa ad esempio che una simulazione su 5 giorni può essere ripartita in 5 simulazioni giornaliere consecutive, nelle quali vengono eseguite gli stessi *task* ma ogni volta riferiti ad un intervallo temporale differente. Questa funzionalità

permette, tra l'altro, un'ulteriore parallelizzazione di tutti i *task* di epoche diverse che non siano interdipendenti.

Figura 5.6. Esempio di workflow per una simulazione giornaliera basata sul modello a dispersione euleriano FARM.



Tramite l'applicativo web webF-AIR vengono messe a disposizione del personale tecnico di ARPA Puglia diverse catene preconfigurate, di tipo operativo o di studio. Le catene di tipo operativo, nello specifico le catene previsionali basate sui modelli FARM e SPRAY, vengono automaticamente gestite da F-AIR che le esegue su base giornaliera. Le catene di studio sono invece messe a disposizione del personale tecnico tramite webF-AIR. Queste catene possono direttamente essere configurate sull'applicativo web attraverso una procedura guidata a step successivi, con diversi livelli di configurabilità a seconda della tipologia scelta, ed eseguite su richiesta. Per entrambe le tipologie, l'esecuzione può essere monitorata attraverso una pagina dedicata di webF-AIR che permette di valutare in tempo reale lo stato di avanzamento dei singoli *task*; attraverso la stessa pagina è quindi possibile accedere al pannello di visualizzazione dei risultati prodotti dalla catena modellistica.

La Figura 5.7 riporta un esempio della pagina principale dell'applicativo web webF-AIR personalizzato per l'utente ARPA Puglia.

Figura 5.7. Esempio della pagina principale dell'applicativo web webF-AIR

The screenshot shows the main interface of the webF-AIR application. At the top, there is a navigation bar with links for Home, Workflows, Archives, Stations, Clients, and Users, along with a Support button and the ARPA PUGLIA logo. The main content is divided into two sections: 'Automatic Workflows' and 'Study Workflows'.

Automatic Workflows

Status	Title
COMPLETED	orsa
COMPLETED	farm_spray
COMPLETED	farm_enea
ERROR	Taranto
COMPLETED	farm
COMPLETED	kalman_arpmeas

Study Workflows

Search: description, author, id... page 1 of 2 >

Status	Title	Last update	Author	Actions
COMPLETED	farm_template	Thu, 30 Nov 2023 08:23:06 GMT	umberto.giuriato7@gmail.com	Edit Delete
COMPLETED	orsa_template	Mon, 20 Nov 2023 09:12:55 GMT	umberto.giuriato7@gmail.com	Edit Delete
NEW	incendio_template	Fri, 17 Nov 2023 13:54:28 GMT	alessio.dallura@gmail.com	Edit Delete
NEW	incendio_template	Wed, 15 Nov 2023 10:18:30 GMT	alessio.dallura@gmail.com	Edit Delete
NEW	taranto_spray_template	Thu, 09 Nov 2023 11:51:07 GMT	barbero.daniela.93@gmail.com	Edit Delete
NEW	incendio_template	Thu, 09 Nov 2023 11:06:09 GMT	barbero.daniela.93@gmail.com	Edit Delete
COMPLETED	incendio_template	Sat, 04 Nov 2023 11:09:31 GMT	barbero.daniela.93@gmail.com	Edit Delete

Nuovi Prodotti

Aggiornamento delle catene operative

Le catene modellistiche operative sono state aggiornate e potenziate. Nello specifico, per quanto riguarda la catena previsionale regionale, è stato ampliato il dominio di calcolo, così da includere anche le Isole Tremiti, e la risoluzione spaziale è passata da 4km a 1km (il numero di celle di calcolo del dominio orizzontale è passato da 79x62 a 316x274). Parallelamente è stata potenziata la catena previsionale riguardante l'impatto delle emissioni industriali sull'area di Taranto, migliorando la risoluzione orizzontale del modello SPRAY da 500 metri a 200 metri.

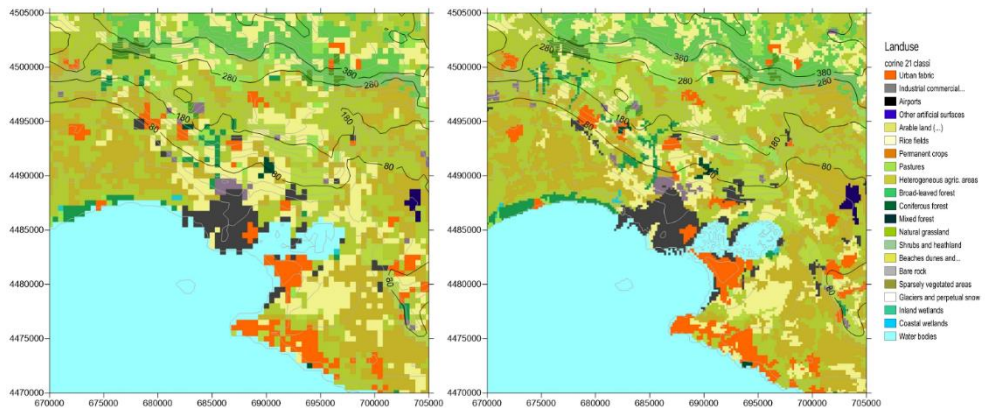
L'obiettivo di queste nuove configurazioni è quello di avere una rappresentazione più dettagliata di tutti i dati in input ai modelli, a partire dai dati statici utilizzati, come uso del suolo e orografia, fino alle informazioni riguardanti le sorgenti emmissive, allo scopo di migliorare la qualità e il dettaglio delle stime di ricadute al suolo degli inquinanti. Si riporta come esempio in Figura 5.8 il confronto tra i campi di uso del suolo a 500 metri e 200 metri.

Inoltre, per entrambe le catene operative è stato aggiornato il database emissivo, utilizzando i dati più recenti a disposizione: le emissioni regionali sono state aggiornate all'inventario INEMAR 2015, mentre quelle extraregionali all'inventario nazionale ISPRA2019.

È stata infine aggiunta una nuova catena operativa a completamento delle due precedenti, che combina i risultati dei modelli FARM e SPRAY, fornendo una previsione completa della qualità dell'aria ad alta risoluzione sull'area di Taranto.

Tale catena è basata sul nuovo algoritmo di source apportionment ORSA (On-Line Reactive Source Apportionment) implementato in FARM. FARM-ORSA consente di tracciare, per alcuni inquinanti, il contributo delle sorgenti di interesse e delle condizioni al contorno, ovvero delle sorgenti esterne al dominio di calcolo, in una sola simulazione. Questa modalità di utilizzo del modello FARM in combinazione con il modello SPRAY permette di avere una valutazione ad alta risoluzione della qualità dell'aria complessiva in un'area di particolare interesse e inoltre consente di poter separare i contributi emissivi, determinando così la componente primaria e secondaria delle emissioni industriali e l'apporto delle altre sorgenti emissive.

Figura 5.8. Confronto tra i campi di uso del suolo a 500 metri (sinistra) e 200 metri (destra)



Nuove funzionalità

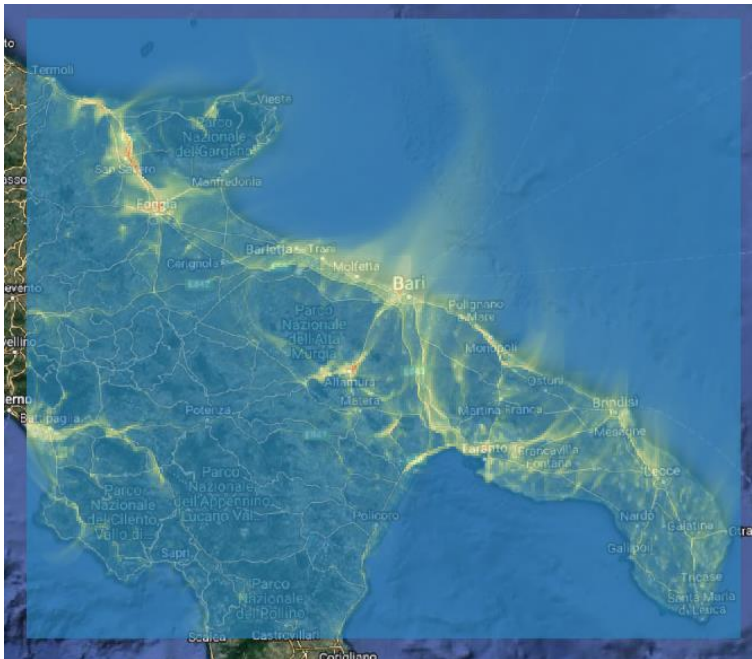
Nuove catene modellistiche sono state messe a disposizione del personale tecnico, al fine di supportare e agevolare le attività di valutazione e studio.

È stata innanzitutto configurata una catena modellistica per la ricostruzione dell'impatto delle emissioni prodotte da eventi accidentali, in particolare incendi, tramite il modello SPRAY, in aree interne al dominio regionale. Allo scopo sono state messe a disposizione, tramite applicativo web, sia una catena speditiva che necessita di poche informazioni in input, per la valutazione delle aree di impatto nell'immediatezza dell'evento, sia una catena di studio, utile per una valutazione dell'impatto a posteriori, nel momento in cui si hanno informazioni più dettagliate riguardanti le emissioni dell'evento accidentale.

Una seconda catena di studio prevede l'utilizzo del modello PMSS, per ricostruire l'impatto a microscala delle emissioni da traffico su un dominio rettangolare di 8x7 km² centrato sull'abitato di Bari alla risoluzione spaziale di 4 m, su un periodo qualunque.

Un'ultima catena di studio permette di utilizzare il modello FARM-ORSA sull'intero dominio regionale, per eseguire, su un periodo scelto, simulazioni per l'analisi del contributo delle sorgenti su set emissivi definiti dall'utente a partire dal caso emissivo di base. A riguardo, a scopo illustrativo si mostra il contributo giornaliero delle emissioni del traffico veicolare sull'intero dominio di calcolo.

Figura 5.9. Contributo del traffico sul dominio di calcolo



Prospettive future

Il nuovo sistema modellistico della qualità dell'aria è stato collaudato. Dal collaudo sono emersi tuttavia alcuni limiti di Chronos nella capacità di parallelizzazione dei task e nella relativa attribuzione delle risorse. È quindi stato avviato da ReCaS il passaggio a Kubernetes (già supportato da F-AIR) al fine di garantire la complessa gestione in parallelo delle catene operative. Sono inoltre in corso le operazioni di personalizzazione dell'applicativo web. L'Accordo di Ricerca tra ARPA Puglia, UNIBA ed INFN è in fase di aggiornamento al fine di tenere conto delle nuove esigenze computazionali emerse dai test di scalabilità condotti sulle catene previsionali.

Bibliografia

R. Giua; A. Morabito; A. Tanzarella; S. Spagnolo; T. Pastore; M. Bevere; E. Valentini; V. La Ghezza; G. De Gennaro; G. Brusasca; G. Tinarelli; G. Assennato. Application of Lagrangian particle model to the source apportionment for primary macropollutants in Taranto area (South Italy), *International Journal of Environment and Pollution*. 2014; Vol. 55 No. 1/2/3/4. 10. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2014.065902>

Silibello C., Calori G., Brusasca G., Giudici A., Angelino E., Fossati G., Peroni E., Buganza E. Modelling of PM₁₀ Concentrations Over Milano Urban Area Using Two Aerosol Modules. *Environmental Modelling and Software*. 2008; 23, 333-343. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.04.002>.

A.Tanzarella, I.Schipa, A. Morabito, R.Giua. Application of a photochemical model to the assessment of regional air quality levels in southern Italy: procedures and results, *International Journal of Environment and Pollution (IJEP)*. 2023; 62, Nos 2/3/4, pp 102-126. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2017.10010369>

Tinarelli G., Anfossi D., Bider M., Ferrero E., Trini Castelli S. A new high performance version of the Lagrangian Particle Dispersion Model SPRAY, some case studies. *Air Pollution Modelling and its Application XIII*. 2000; edited by Gryng S. E. and Batchvarova E., Kluwer Academic plenum Publishers.

Tinarelli G., Brusasca G., Oldrini O., Anfossi D., Castelli S.T., Moussafir J. Micro-Swift-Spray (MSS): A New Modelling System for the Simulation of Dispersion at Microscale. General Description and Validation. 2000; In: Borrego C., Norman AL. (eds) *Air Pollution Modeling and Its Application*.

5.7. Valutazioni modellistiche annuali del bacino padano nell'ambito del progetto LIFE Prepair

Stefano Bande¹, Michele Stortini², Roberta Amorati², Lidia Bressan², Giovanni Bonafè³, Luka Matavz⁴, Elisabetta Angelino⁵, Loris Colombo⁵, Giuseppe Fossati⁵, Giulia Malvestiti⁵, Alessandro Marongiu⁵, Alberto Dalla Fontana⁶, Barbara Intini⁶, Silvia Pillon⁶

¹ARPA Piemonte

²ARPAE Emilia-Romagna

³ARPA Friuli-Venezia Giulia

⁴ARSO Slovenia

⁵ARPA Lombardia

⁶ARPA Veneto

Introduzione

L'inquinamento dell'aria rappresenta uno dei principali fattori ambientali che incidono sulla salute dei cittadini europei, essendo la maggior parte della popolazione esposta a livelli di concentrazione di inquinanti superiori ai limiti che la normativa comunitaria stabilisce per la protezione della salute umana. Il bacino padano, nonostante i significativi miglioramenti registrati in questi anni, rappresenta una delle aree europee più critiche, in particolar modo in relazione all'inquinamento da particolato, da biossido di azoto e da ozono. In questo contesto si inserisce il progetto LIFE Prepair che coinvolge tutte le regioni del bacino padano e la confinante Slovenia con lo scopo di agevolare l'adozione di misure di riduzione condivise attraverso l'implementazione dei rispettivi piani regionali di qualità dell'aria. Esperienze precedenti dimostrano che in quest'area sono necessarie azioni coordinate e su larga scala e su diverse fonti di inquinanti per arrivare al rispetto dei valori limiti stabiliti dalla vigente normativa, riducendo ulteriormente i livelli di inquinamento.

In supporto all'attività istituzionale delle Regioni e delle ARPA, nell'ambito del progetto Prepair si è voluto fornire un importante contributo alla conoscenza dello stato di qualità dell'aria nel bacino padano e in Slovenia con la pubblicazione di report annuali, a partire da quello relativo all'anno 2020 (Bande et al., 2021, Bande et al., 2022, Bande et al., 2023) che forniscono una sintetica visione della qualità dell'aria a scala sovregionale. La normativa europea prevede infatti che ogni anno venga realizzata una valutazione della concentrazione in aria degli inquinanti normati e della popolazione esposta ai livelli non conformi alla normativa stessa. In Italia i responsabili di questo procedimento sono le autorità regionali che ogni anno inviano, secondo uno schema di lavoro ben strutturato ed organizzato che coinvolge ISPRA e EEA (European Environment Agency), alla Commissione Europea i dati ufficiali di qualità dell'aria.

L'apporto significativo del progetto è rappresentato dall'utilizzo dei dati osservati forniti da tutti i partner con livello di validazione elevato e dall'applicazione di cinque catene modellistiche con caratteristiche diverse, per fornire una visione d'insieme su un territorio che condivide problematiche, e quindi soluzioni, comuni.

Per ottenere le concentrazioni degli inquinanti di maggiore interesse per la qualità dell'aria sono state applicate tecniche di combinazione di dati misurati e dati simulati dai modelli complessi (*data fusion*, Wackernagel, 2003), al fine di integrare la precisione di misura delle stazioni con la capacità unica del modello (Denby et al., 2011) di ricostruire su una griglia regolare la distribuzione spaziale degli inquinanti e di individuare quindi le aree geografiche più critiche.

Descrizione delle catene modellistiche e analisi dei risultati

Le catene modellistiche di qualità dell'aria operative in ARPA Piemonte (PieAMS), ARPA Lombardia (SMAL-LO), ARPA Veneto (SPIAIR), ARPAE (NINFA-ER) e Agenzia Ambientale Slovena ARSO (CAMx-SLO), pur diverse tra di loro, presentano come schema comune un modello fotochimico e di trasporto, che simula i processi di trasporto, dispersione e le reazioni chimiche che avvengono in atmosfera, associato ad un modello meteorologico prognostico che fornisce le forzanti, unitamente all'inventario delle emissioni prodotto nell'ambito del progetto Prepair (Marongiu et al., 2022). Tale data set, realizzato da ARPA Lombardia, riunisce in modo organico le stime degli inventari locali bottom-up, dimostrando non solo la loro compatibilità ed identificando le principali fonti di inquinamento su un'area vasta come la pianura padana, ma anche fornendo un input comune alle simulazioni modellistiche.

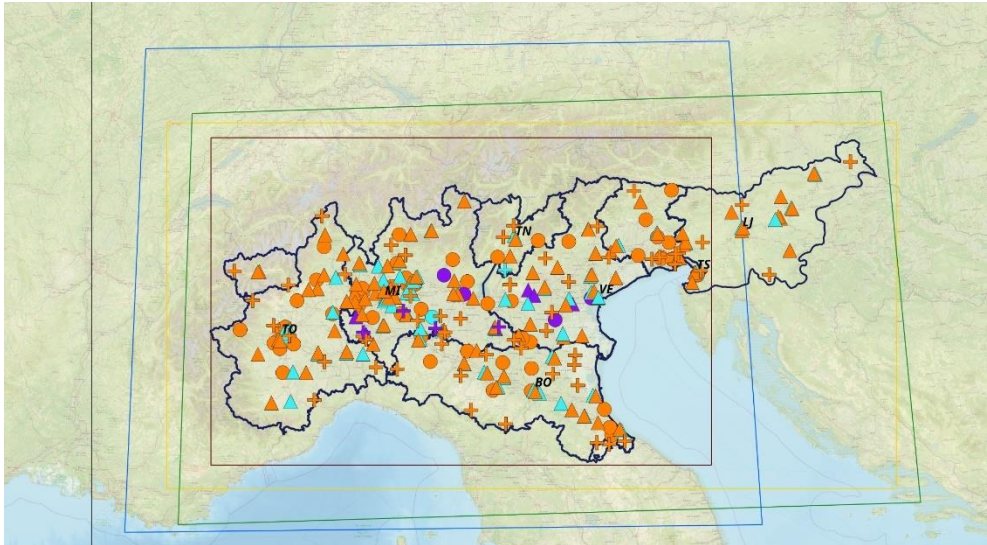
Le valutazioni modellistiche annuali di bacino sono state realizzate con un approccio allineato allo stato dell'arte, prendendo spunto anche da quello che è il dibattito internazionale sul tema nell'ambito di FAIRMODE (Forum for AIR quality MODElling), <https://fairmode.jrc.ec.europa.eu/Home/index>. Anche le valutazioni delle performance delle catene modellistiche, fondamentali per valutare la bontà delle valutazioni effettuate, sono state svolte utilizzando alcuni parametri di *benchmarking* ed elaborazioni proposte nell'ambito di tale Forum. Nella Tabella 5.1 sono riportate le principali caratteristiche dei 5 sistemi modellistici.

Tabella 5.1. Principali caratteristiche delle catene modellistiche utilizzate nelle valutazioni di qualità dell'aria sul bacino padano

	NINFA-ER	PieAMS	SMAL-LO	CAMx_SLO	SPIAIR
CTM	CHIMERE2017 r4	FARM v4.13	FARM v4.13	CAMx v6.2	CAMx v6.5
Ente	ARPAE Emilia-Romagna	ARPA Piemonte	ARPA Lombardia	ARSO	ARPA Veneto
Livelli verticali	9 livelli fino a 500 hPa	16 livelli fino a 7500 m a.s.l.	16 livelli fino a 4960 m a.s.l.	68 livelli	11 livelli fino a 6000 m a.s.l.
Altezza del primo livello	~ 25 m	10 m	20 m	10 m	20 m
Risoluzione orizzontale	~ 5.5km	8km	4km	4km	4km
Forzante meteo	COSMO-5M	COSMO-5M	WRF-ARW	ALADIN	COSMO-5M
Condizioni al contorno	kAIROS	PREV'AIR	QualeAria forecast system	IFS	kAIROS
Metodologie di data fusion	kriging con deriva esterna	kriging con deriva esterna	Optimal Interpolation	kriging con deriva esterna	regressione + interpolazione dei residui

La Figura 5.10 mostra i domini di calcolo dei sistemi modellistici e la distribuzione delle stazioni di qualità dell'aria. Nelle procedure di data fusion sono state utilizzate, in coerenza con le risoluzioni di lavoro dei sistemi modellistici, solamente le stazioni di background (indicate con i simboli di colore arancio in Figura 1) con almeno il 75% di dati validi sul totale dei dati acquisiti nel corso dell'anno.

Figura 5.10. Domini di simulazione dei sistemi modellistici (il dominio di CAMx-SLO è esteso oltre l'area della mappa, in blu il dominio di PieAms, in giallo NINFA-ER, in verde SMAL-LO ed in marrone SPIAIR) e localizzazione delle stazioni di qualità dell'aria utilizzate (in arancio le stazioni di background, in azzurro le stazioni di traffico ed in viola quelle industriali; i pallini indicano le stazioni suburbane, i triangoli quelle urbane, mentre le stazioni rurali sono rappresentate con croci). Le stazioni ed i sistemi modellistici fanno riferimento al report di valutazione per l'anno 2022.



Nel corso del progetto si è avuto un incremento nel numero dei modelli utilizzati, passando dai tre/quattro modelli nel primo report 2020, a seconda degli inquinanti e degli indicatori esaminati, ai cinque modelli del report 2022, nonché nelle procedure di validazione delle catene stesse che sono ora validate tutte con tecniche di *leave-one-out* allo scopo di stimare l'errore degli algoritmi di data fusion applicati.

I rapporti di valutazione della qualità dell'aria considerano gli indicatori più critici tra quelli previsti nella normativa (Direttiva 2008/50/CE e suo recepimento nazionale D.lgs 155/2010):

- il PM₁₀ come concentrazione media annuale (valore limite pari a 40 µg/m³)
- il PM₁₀ come 90.4° percentile della concentrazione media giornaliera (indicatore del rispetto del numero massimo di 35 giorni annui di superamento del valore limite di 50 µg/m³)
- il PM_{2,5} come concentrazione media annuale (il cui limite è di 25µg/m³)
- biossido di azoto come concentrazione media annuale (il cui limite è di 40 µg/m³)
- ozono come 93.15° percentile del massimo giornaliero della media mobile su 8 ore (indicatore del rispetto del numero massimo di 25 giorni di superamento del valore obiettivo di 120µg/m³).

In ogni rapporto, oltre alla valutazione dello stato di qualità dell'aria ed all'individuazione delle zone a maggiore criticità nel bacino padano, ovvero delle aree geografiche in cui, in un dato anno, non sono rispettati i limiti per uno o più degli indicatori prima citati, è stata effettuata anche una stima della popolazione esposta ai livelli di inquinamento oltre i limiti di legge. La stima è stata condotta utilizzando

insieme ai risultati modellistici delle valutazioni i dati di popolazione per unità di censimento pubblicati da ISTAT (anno di riferimento 2011, ultimo censimento disponibile) ed i dati di popolazione sloveni (2019) su griglia regolare.

I risultati ottenuti mostrano come gli indicatori più critici siano quelli su base giornaliera, ovvero il percentile 93.15 dell'ozono e il percentile 90.4 del PM₁₀. Se per il primo non si hanno sostanziali differenze nel corso dei tre anni esaminati ed i superamenti sono diffusi su tutta l'area di studio, per il secondo si osservano livelli più alti nel corso del 2022 e del 2020, con le aree a maggiore criticità concentrate nei principali centri urbani e nelle pianure centrali della valle del Po, tra Piemonte, Lombardia, Veneto ed Emilia con gran parte della popolazione esposta a livelli di concentrazioni oltre i limiti di legge (Figura 2). Per quanto riguarda invece gli indicatori di media annuale, le concentrazioni di biossido di azoto e di PM₁₀ (quest'ultima non mostrata) sono ovunque al di sotto dei limiti di legge (Figura 3), mentre per il PM_{2,5} i valori si attestano al di sotto del valore limite ma con vaste zone in Lombardia, Veneto e nel Torinese con valori sopra i 20 µg/m³, che rappresenta il valore limite Stage II stabilito dalla Direttiva 2008/50/CE ma ancora non in vigore ufficialmente.

È importante sottolineare come i diversi sistemi utilizzati, pur caratterizzati da differenze non trascurabili nelle rispettive configurazioni, (risoluzione orizzontale e verticale, condizioni al contorno, modelli meteo, tecniche di data fusion, schema chimico gas e aerosol), mostrino risultati simili, a garanzia della robustezza dei risultati ottenuti.

Figura 5.11. A sinistra mappa del percentile 90.4 del PM₁₀, a destra stima della popolazione esposta (in ordinata) ai differenti livelli di concentrazione (in ascissa) (la retta verticale indica il valore limite di 50µg/m³). La mappa fa riferimento all'ensemble dei modelli di cui è rappresentata la mediana, mentre la stima della popolazione esposta mostra una curva per ogni singolo sistema modellistico. Entrambe le rappresentazioni sono riferite al report 2022.

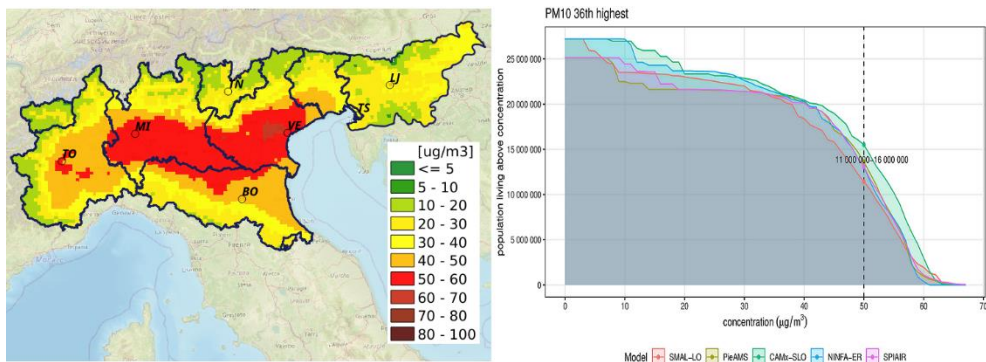
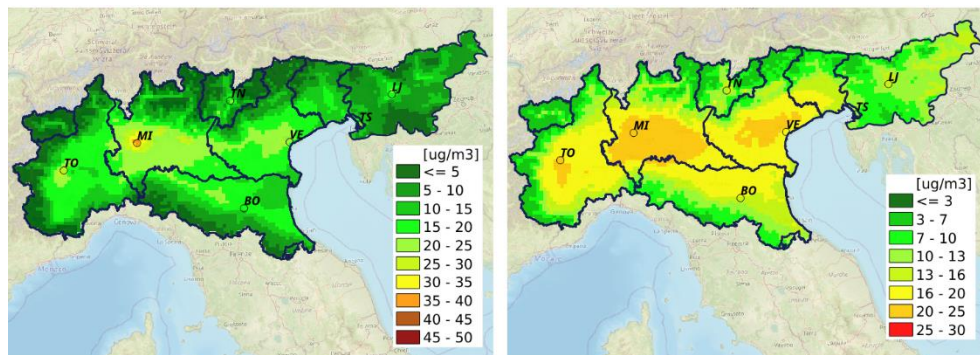


Figura 5.12. A sinistra mappa della media annuale di biossido di azoto ed a destra della media annuale di $PM_{2.5}$ per l'anno 2022. Entrambe le mappe fanno riferimento all'*ensemble* dei modelli, di cui è rappresentata la mediana.



Bibliografia

Bande S, Stortini M, Amorati M, Giovannini G, Bonafè G, Matavz L, Angelino E, Colombo L, Malvestiti G, Fossati G, Marongiu A. Action D5. Air Quality Assessment 2020, https://www.lifeprepare.eu/?smd_process_download=1&download_id=9890. 2021

Bande S, Stortini M, Amorati M, Giovannini G, Bonafè G, Matavz L, Angelino E, Colombo L, Malvestiti G, Fossati G, Marongiu A. Air Quality Assessment 2021, https://www.lifeprepare.eu/?smd_process_download=1&download_id=14482. 2022

Bande S, Stortini M, Amorati M, Giovannini G, Bonafè G, Matavz L, Angelino E, Colombo L, Malvestiti G, Fossati G, Marongiu A, Dalla Fontana A, Intini B, Pillon S. Air Quality Assessment 2022, https://www.lifeprepare.eu/?smd_process_download=1&download_id=14488. 2023

Denby B, Georgieva E, Lükewille A. The application of models under the European Union's Air Quality Directive: a technical reference guide 2011. Technical Report 10/2011, European Environmental Agency, Copenhagen

Marongiu A, Angelino E, Moretti M, Malvestiti G, Fossati G. Atmospheric emission sources in the Po-Basin from the Life-Ip Prepair Project. Open Journal of Air Pollution, 11, 70-83, doi:10.4236/ojap.2022.113006

Wackernagel H. 2003 Multivariate geostatistics: an introduction with applications. Springer, Berlin

5.8. Il source apportionment modellistico a supporto della pianificazione sulla qualità dell'aria in Piemonte: dall'approccio *brute force method* a quello *tagged species*

Stefano Bande¹, Francesca Bissardella¹, Roberta De Maria¹, Stefania Ghigo¹, Nicola Pepe², Sandro Finardi², Giuseppe Calori²

¹ARPA Piemonte

²Arianet s.r.l.

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, 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 source apportionment (nel seguito SA), 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. Nei modelli orientati alla fonte (Mircea et al., 2020), 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, 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). Rimandando a Belis et al., 2021 per una descrizione dettagliata dei due approcci, in questa sede è sufficiente sottolineare come entrambi presentino vantaggi e svantaggi a seconda dell'obiettivo dell'applicazione. L'approccio TS rispetta il principio di conservazione della massa, anche in situazioni di non linearità e descrive bene la situazione rappresentata nel caso di studio, necessita di una sola simulazione ma, per contro, richiede complessità di implementazione (il modulo deve far parte del codice del modello). L'approccio BFM può essere applicato a qualsiasi modello CTM non richiedendo modifiche sul codice, fornisce le risposte di carattere più generale, per contro necessita di ingenti risorse di calcolo e, in alcune situazioni di non linearità, può non conservare la massa.

ARPA Piemonte ha inizialmente adottato, nel 2015, come sistema di SA orientato alla fonte un sistema basato su un approccio BFM che ben si integrava con il proprio sistema modellistico di qualità dell'aria operativo a scala di bacino padano ed a scala regionale. Il modulo, denominato FARM-BFM (Bande et al., 2019), è stato utilizzato in progetti di cooperazione europea (Chevalier et al. 2016), in esercizi di intercomparaison (Belis et al., 2019) e, soprattutto, nella redazione del Piano Regionale della Qualità dell'Aria del Piemonte (PRQA), approvato dal Consiglio Regionale con DCR 25 marzo 2019. Nel corso del 2023, in concomitanza con le attività connesse all'aggiornamento del PRQA, grazie agli sviluppi sul modello FARM messi in opera da Arianet s.r.l in collaborazione con il Laboratorio Inquinamento

Atmosferico di ENEA, ARPA Piemonte ha aggiornato lo studio di source apportionment tramite l'utilizzo dell'algoritmo tagged-species ORSA (On line Reactive Source Apportionment) recentemente implementato nel modello FARM (Calori et al., 2023).

L'approccio Brute Force Method e la sua applicazione a supporto del PRQA della regione Piemonte

Nel 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).

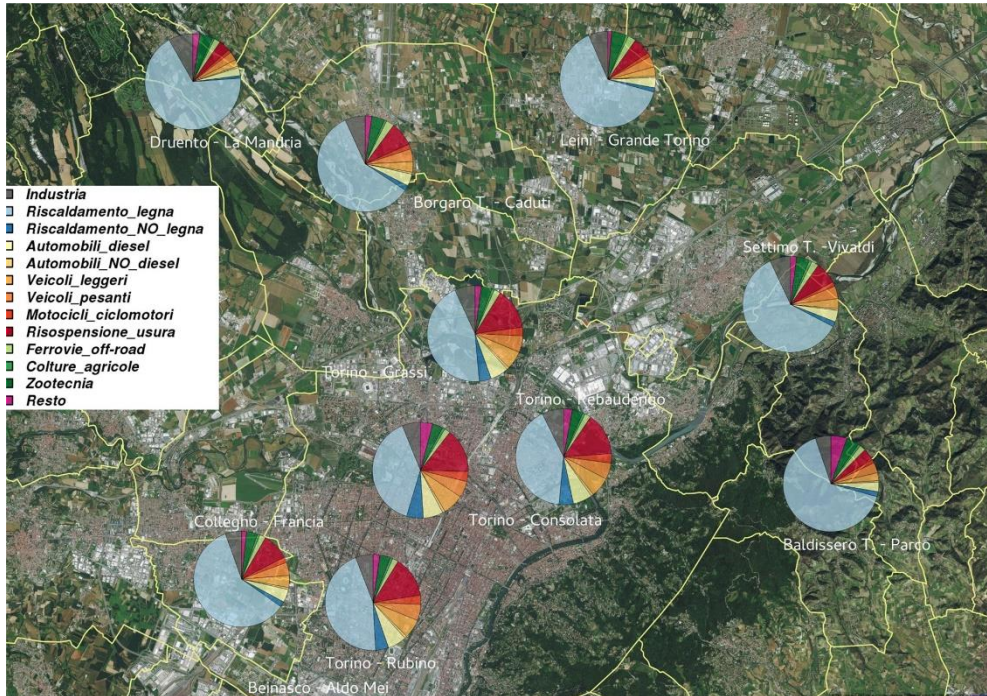
La percentuale di riduzione delle emissioni può variare: nell'implementazione adottata si è scelto di utilizzare una percentuale non troppo elevata, per non alterare in modo evidente il comportamento del modello, ma sufficientemente lontana dal caso base per non incorrere in errori numerici. La percentuale di riduzione è stata quindi pari al 20%, riduzione che permette di trascurare in prima approssimazione i comportamenti non lineari garantendo coerenza tra la massa dell'inquinante nel caso base e la somma della massa delle singole simulazioni di sensibilità (comprensive del resto). Nell'ambito delle attività di supporto svolte da ARPA Piemonte nella redazione del PRQA, il sistema modellistico integrato FARM/BFM è stato utilizzato per stimare il contributo alle concentrazioni di particolato (PM₁₀ e PM_{2,5}) e biossido di azoto (NO₂) di differenti settori di attività. Nell'analisi si è scelto di prendere in considerazione le dodici diverse associazioni di sorgenti emissive riportate in Tabella 5.2.

Tabella 5.2. Settori ed attività emmissive considerate nel source apportionment.

Sorgente emmissiva	Descrizione	SNAP
Agricoltura	Tutte le attività agricole	10;1 10;2 10;3
Industria	Tutte le attività di tipo industriale (produzione di energia, combustione industriale, processi, ecc)	1,3 4, 6
Riscaldamento residenziale e commerciale senza combustione di biomassa	Riscaldamento alimentato con GPL, diesel, metano e altri combustibili esclusa la biomassa	2;1;3;46 2;2;2;23 2;2;24 2;2;2;46 2;3;2;24
Riscaldamento residenziale e commerciale con combustione di biomassa	Riscaldamento alimentato esclusivamente con biomassa	2;2;2;11 2;2;6;11 2;2;7;11 2;2;8;11 2;2;9;11 2;2;10;11
Auto diesel	Autoveicoli alimentati a diesel	7;1;1;25 7;1;2;25 7;1;3;25
Auto no diesel	Autoveicoli alimentati a benzina, GPL, metano	7;1;1;46 7;1;1;48 7;1;1;60 7;1;2;46 7;1;2;48 7;1;2;60 7;1;3;46 7;1;3;48 7;1;3;60
Veicoli Leggeri	Veicoli leggeri senza distinzione sul carburante	7;2;1 7;2;2 7;2;3
Veicoli Pesanti	Veicoli pesanti senza distinzione sul carburante	7;3;1 7;3;2 7;3;3
Moto	Ciclomotori e motocicli senza distinzione sul carburante	7;4;3 7;5;1 7;5;2 7;5;3
Risospensione ed usura	Tutte le emissioni generate da risospensione stradale ed usura delle componenti (gomme, freni, etc) per tutti i veicoli e su tutti i tipi di strade	7;9 7;1;4 7;1;5 7;1;6 7;2;4 7;2;5 7;2;6 7;3;4 7;3;5 7;3;6 7;5;4 7;5;5 7;5;6
Ferrovie e Offroad	Mix di attività stradali (trasporto ferroviario, macchinari in agricoltura, macchinari in silvicoltura, giardinaggio e altri trasporti fuori strada)	8;2 8;6 8;7 8;9 8;10
Zootecnia	Attività legate alla zootecnia	10;4 10;5 10;6

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. Il modulo FARM/BFM è stato quindi applicato a tutti i settori di attività considerati, producendo, come risultato, la stima al primo ordine del contributo percentuale medio dei dodici settori, sia come mappa su tutto il territorio regionale, sia come percentuale ai recettori su tutte le stazioni di monitoraggio (Figura 5.13). Per facilitarne l'interpretazione, i risultati settoriali sono stati anche aggregati, in fase di post elaborazione in cinque macrocategorie: 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 5.13. FARM-BFM: stazioni dell'area metropolitana torinese, contributi percentuali alla concentrazione di PM₁₀ per i dodici settori di attività analizzati riportati in Tabella 5.2.



L'approccio tagged-species e l'applicazione di FARM-ORSA all'aggiornamento del PRQA della regione Piemonte

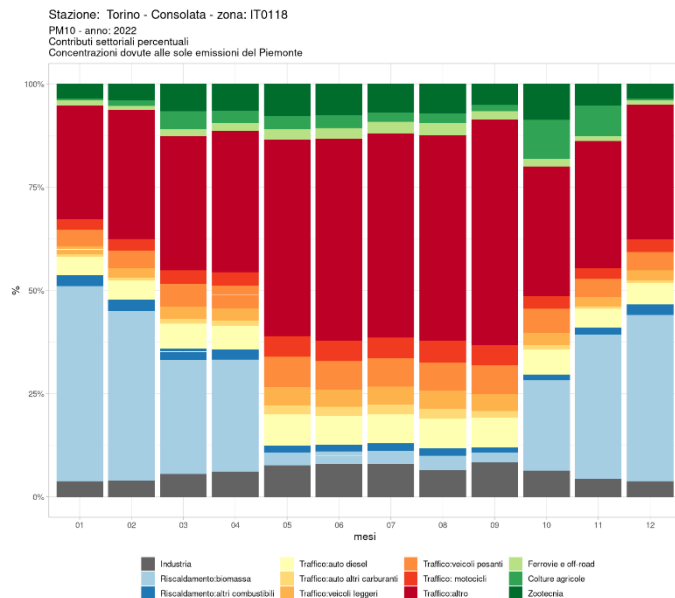
Nell'ambito delle attività di aggiornamento del PRQA della regione Piemonte, iniziate nella seconda metà dell'anno 2023, ARPA Piemonte ha condotto, in stretta collaborazione con Arianet s.r.l, un nuovo studio di SA basato sull'utilizzo dell'algoritmo ORSA (On-line Reactive Source Apportionment). In questo caso i gruppi di sorgenti possono corrispondere a uno o più settori/categorie di emissione, gruppi di sorgenti individuati dalla loro posizione geografica o una combinazione di entrambi. Oltre alle attività emissive già utilizzate per il precedente SA con FARM-BFM (Tabella 5.2), l'algoritmo ORSA fornisce anche i contributi alle concentrazioni di 3 ulteriori sorgenti:

- resto: che rappresenta l'insieme delle sorgenti non identificate dall'utente;
- BC (boundary conditions – condizioni al contorno): ovvero il contributo alle concentrazioni che deriva da tutte le sorgenti poste al di fuori del dominio di calcolo senza nessuna distinzione;
- IC (initial conditions – condizioni iniziali): che rappresentano lo stato iniziale e che tende ad azzerarsi nell'arco nelle prime 24 ore della simulazione.

Ciascun gruppo è descritto mediante una coppia di file, associati rispettivamente a sorgenti diffuse e puntiformi, che contengono una frazione delle emissioni considerate nella situazione di riferimento. Il

destino delle emissioni associate a ciascun gruppo viene quindi seguito attraverso una serie di traccianti reattivi (tag), che subiscono gli stessi processi fisici e chimici delle specie modello regolari (bulk). L'evoluzione della specie tag è quindi seguita dal modello utilizzando il più possibile gli stessi algoritmi utilizzati per le specie bulk, per massimizzare la coerenza tra specie traccianti e specie bulk ed evitare l'inserimento di complessità ridondanti nel codice, preservandone la modularità. Le specie contrassegnate attualmente supportate sono NO₂, O₃, particolato (PM₁₀, PM_{2,5} e loro componenti), SO₂, NH₃ e CO.

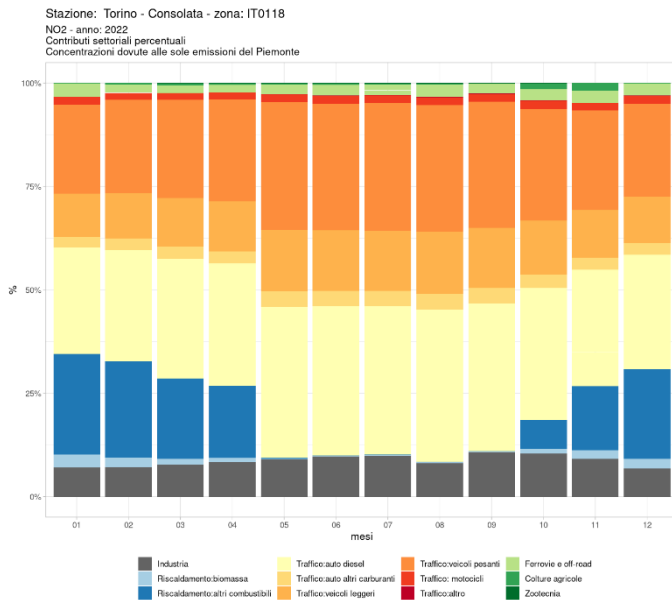
Figura 5.14. FARM-ORSA: stazione di Torino Consolata, contributo mensile percentuale dei settori relativi alle sorgenti localizzate sul territorio regionale alle concentrazioni di PM₁₀ derivanti dal totale delle attività emissive di Tabella 5.2.



Uno degli scopi del lavoro era quello di valutare l'impatto delle sorgenti localizzate sulla regione Piemonte e al di fuori di esso: il territorio piemontese è stato suddiviso a sua volta in cinque zone, quattro delle quali corrispondenti alla zonizzazione della qualità dell'aria (DGR 30 dicembre 2019, n. 24-903) e la quinta corrispondente alla città di Torino. Il vantaggio di poter stimare i contributi delle sorgenti emissive tramite un algoritmo *tagged species* è quello di ottenere i risultati in un'unica simulazione, una volta definiti i set emissivi di interesse con o senza combinazione della parte geografica, al contrario rispetto alla stima degli impatti potenziali che avviene tramite la tecnica del Brute Force Method che prevede tante simulazioni quanti sono gli insiemi di interesse. In questo lavoro, data la complessità dell'analisi derivante dalla combinazione di set emissivi e set geografici è stato necessario suddividere il lavoro in cinque simulazioni annuali, ognuna corrispondente ai cinque raggruppamenti geografici descritti in precedenza considerando, a livello di attività emmissiva, tutte

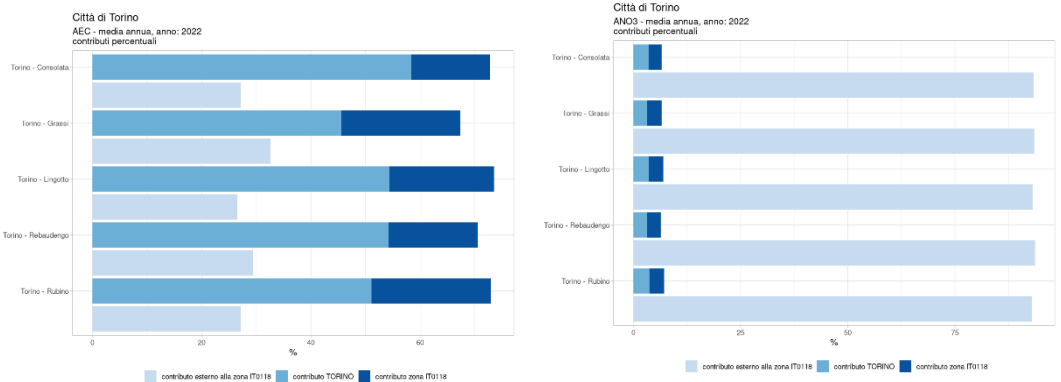
quelle elencate in Tabella 5.2. Come nel caso di FARM-BFM, i risultati ottenuti possono essere espressi come contributo percentuale medio come mappa su tutto il territorio regionale e/o come percentuale ai recettori su tutte le stazioni di monitoraggio (Figura 5.14 e Figura 5.15).

Figura 5.15. FARM-ORSA: stazione di Torino Consolata, contributo mensile percentuale dei settori relativi alle sorgenti localizzate sul territorio regionale alle concentrazioni di NO₂ derivanti dal totale delle attività emissive di Tabella 5.2.



Le attività di analisi dei risultati sono attualmente ancora in corso. Ad un primo sguardo si evidenzia una generale coerenza con quanto ottenuto con FARM-BFM, pur nel contesto di un variato quadro emissivo e meteorologico (le simulazioni BFM fanno riferimento all'anno 2015 ed all'inventario regionale 2010, quelle con ORSA al 2022 ed all'inventario regionale 2019); ORSA, tuttavia, in coerenza con quanto riportato in Belis et al., 2020, sembra assegnare un maggiore peso al contributo del settore agricoltura (Figura 5.14) nella formazione delle concentrazioni di particolato ed al contributo delle sorgenti localizzate al di fuori del territorio regionale per quanto riguarda gli inquinanti caratterizzati da una importante componente secondaria (Figura 5.16).

Figura 5.16. FARM-ORSA: stazione di Torino Consolata, contributo percentuale dei raggruppamenti TORINO, IT0118 (esclusa la città di Torino) e resto del territorio sulle concentrazioni medie annuali di carbonio elementare (a sinistra, 4a) e di ione nitrato (a destra 4b).



Bibliografia

Arianet, 2015. An integrated system for source apportionment calculations FARM/BFM. User's guide. <http://doc.aria-net.it/FarmBFM>, 2015

Bande S., Bissardella F., Cascone C., Clemente M. De Maria R., Ghigo S., Ronchi C. Modellistica integrata per stime di source apportionment a supporto della gestione della qualità dell'aria in Piemonte. Atti VII Convegno Nazionale Agenti Fisici 2019. ISBN 978888648477

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. Atmospheric Pollution Research 2011; 300. <https://doi.org/10.5094/APR.2011.036>

Belis C. A, Pernigotti, D., Pirovano G., Favez O., Jaffrezou, Kuenen J., Denier, van Der Gon J., Reizer M., Riffault V., Alleman L.Y., Almeida M., Amato F., A. Angyal, G. Argyropoulos, G., Bande, S. Beslic, I., Besombes, J.-L., Bove, M.C., Brotto, P. Calori G., Cesari D. et al. Evaluation of receptor and chemical transport models for PM₁₀ source apportionment. Atmospheric Environment: X. 2020; 5: 100053, <https://doi.org/10.1016/j.aeoa.2019.100053>

Belis, C. A. and Pirovano, G. and Villani, M. G. and Calori, G. and Pepe, N. and Putaud, J. P. Comparison of source apportionment approaches and analysis of non-linearity in a real case model application. Geoscientific Model Development, 2021; 14,7 4731:4750, [10.5194/gmd-14-4731-2021](https://doi.org/10.5194/gmd-14-4731-2021)

Calori G., Briganti G., Uboldi F., Pepe N., D'Elia I., Mircea M., Marras G. F., Piersanti A. Implementation of an On-line Reactive Source Apportionment (ORSA) algorithm in the FARM chemical-transport model and application over multiple domains in Italy. Submitted 2023

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. Technical Report, 2016

DCR 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). Supp n. 1 al B.U n.16 del 18 aprile 2019.

DGR 30 dicembre 2019, n. 24-903. Verifica ed aggiornamento della zonizzazione e della classificazione del territorio regionale piemontese ed aggiornamento del relativo programma di valutazione della qualità dell'aria ambiente, ai sensi degli articoli 4 e 5 del d.lgs. 155/2010 (Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa). B.U n.3 del 16 gennaio 2020

Mircea M., Calori G., Pirovano G., Belis C.A., European guide on air pollution source apportionment for particulate matter with source-oriented models and their combined use with receptor models, EUR 30082 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-10698-2, doi:10.2760/470628, JRC119067

6. LA METROLOGIA NELLA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA

Fabio Cadoni¹, Antonio Amoroso¹, Diego Capobianco¹, Damiano Centioli¹, Giada Marchegiani¹, Savino Curci², Marco Vecchiocattivi³

¹ISPRA

²ARPA Lombardia

³ARPA Umbria

6.1. Introduzione

Quando acquistiamo al peso un bene, dalla frutta al mercato all'oro in gioielleria, chi ci garantisce che la misura sia corretta e non dipenda dalla bilancia usata? Se viaggiamo in auto, chi ci garantisce che il tachimetro dell'auto stia misurando lo stesso valore dell'autovelox che si trova lungo la strada? Questi sono banali esempi di problemi legati all'accuratezza e alla confrontabilità delle misure che l'uomo ha dovuto affrontare da sempre, fin da quando è nata l'esigenza stessa di effettuare una misura. Nell'antico Egitto, per esempio, per misurare le lunghezze veniva usato il "cubito", ovvero la lunghezza di un avambraccio dal gomito alla punta delle dita: per cercare di evitare l'evidente soggettività di tale misura, al tempo fu concordata l'adozione di un unico "cubito regale", ovvero la misura dell'avanbraccio del Faraone (Figura 6.1).

Figura 6.1: Cubito regale (https://collezioni.museoegizio.it/it-IT/material/S_8647)



Questa tendenza alla standardizzazione, sebbene inizialmente limitata a una o più località o popolazioni, è stata una costante di tutti i periodi storici fino a quando, nel 20 maggio 1875, venne firmata a Parigi la Convenzione del Metro che fondò il Bureau Internazionale dei Pesi e delle Misure con il compito di conservare i prototipi primari del metro e del kilogrammo, di farne delle copie e di confrontare i campioni nazionali con i prototipi primari. Ciò decretò la nascita del primo sistema metrico “universale”, che oggi si è evoluto nel Sistema Internazionale, e della metrologia intesa come la scienza che ha per oggetto lo studio dei principi, dei metodi e dei mezzi necessari per effettuare la misurazione di una qualsiasi grandezza fisica o chimica garantendone la riferibilità agli unici standard primari internazionali.

Questo si applica anche alle misure della qualità dell'aria che, utilizzando un'ampia varietà di metodi sia di natura fisica che chimica per tutte le fasi delle misure, devono essere “soggette a controlli metrologici” per assicurare la qualità e l'accuratezza di tali misurazioni. Questi controlli devono essere condotti sistematicamente, attraverso delle procedure dettagliate e seguendo/perseguendo gli obiettivi di qualità, le soglie di valutazione, i metodi di riferimento e limiti normativi riportati nel D.Lgs. 155 (2010) e s.m.i.

È da precisare che tutti i controlli metrologici, sono svolti seguendo pedissequamente le procedure. Tali procedure, però, devono anche essere tenute sotto controllo e, aggiornate (qualora fosse necessario) per seguire la costante evoluzione tecnologica della strumentazione, delle metodiche o della normativa.

A tal proposito, uno dei compiti del Sistema Nazionale Protezione Ambientale (SNPA, composto da ISPRA e le 21 ARPA/APPA) è quello di standardizzare e armonizzare tutti i processi di assicurazione e controllo di qualità (QA/QC) che devono essere eseguiti nelle numerose stazioni di monitoraggio installate nella rete di misura della qualità dell'aria. Tale armonizzazione è necessaria in tutto il territorio italiano per assicurare, come riportato nell'Art. 1 del D.Lgs. 155/2010, che il sistema di valutazione e gestione della qualità dell'aria rispetti ovunque standard qualitativi elevati ed omogenei al fine di assicurare un approccio uniforme su tutto il territorio nazionale considerato che le reti di misura sono soggette al controllo e alla gestione pubblica assicurato dalle Regioni/Province autonome o su delega dalle Agenzie Regionali (o Provinciali) per la Protezione dell'Ambiente – ARPA/APPA - (21 reti indipendenti - 19 Regioni e 2 province autonome, Trento e Bolzano).

I protocolli armonizzati di QA/QC sono necessari al fine di assicurare l'accuratezza delle misurazioni e la qualità e comparabilità a livello nazionale dei dati di monitoraggio della qualità dell'aria. Nel corso degli anni, sono state pubblicate norme e linee guida sull'argomento, insieme alla letteratura più specifica sui singoli standard.

6.2. Cenni di metrologia

La Metrologia è quella disciplina che si occupa di definire le procedure per eseguire correttamente le misurazioni e serve per rendere univoci i parametri utilizzati per la misurazione delle grandezze fisiche. I concetti fondamentali della metrologia, dall'incertezza di misura alla riferibilità, sono alla base di misure precise e affidabili.

La determinazione di una grandezza (chimica o fisica) è il procedimento che si mette in atto per quantificare una proprietà di un oggetto o di un fenomeno, con il fine ultimo di ottenerne una misura.

La misura deve fornire una qualità di informazione funzionale agli scopi, alle esigenze o disponibilità dell'operatore. Non si può mettere in atto una misurazione senza avere definito scopi, mezzi e procedure per la misurazione. In tal senso bisogna compiere i seguenti processi logici e operativi:

Definire cosa si misura e le condizioni in cui si trova il cosiddetto misurando. Per esempio, si può misurare la durezza di un cilindro metallico oppure il diametro, ma queste sue caratteristiche sono influenzate da diversi fattori, una su tutte è la temperatura che condiziona le sue dimensioni.

Stabilire lo scopo della misurazione e quindi i metodi e l'incertezza della misura che si vuole ottenere. In ciò la funzione dell'oggetto è determinante: se il diametro di un cilindro metallico può essere misurato con una incertezza di $\pm 0,01$ mm, per il bilanciere di un orologio bisogna scendere a livelli molto più bassi di incertezza.

Scegliere l'unità di misura e il campione o strumento che la concretizza. Se ci si può accontentare di una incertezza di ± 1 mm, si potrà ricorrere ad un righello millimetrato, senza bisogno di altri più costosi e complessi strumenti.

Programmare la sequenza corretta per attuare la misurazione e leggere la misura. Oltre alle indicazioni d'uso fornite dal costruttore dello strumento, è importante controllare lo stato dello stesso e attuarne una eventuale messa a punto.

Elaborare i dati, effettuando correzioni e calcoli che conducono alla misura vera e propria. Spesso si effettuano ripetute misurazioni nelle stesse condizioni, elaborandone poi statisticamente le misure ottenute. Il risultato di una misurazione fornisce informazioni sia quantitative (il valore vero e proprio) sia qualitative (l'incertezza della misura).

Di seguito verranno riportate alcune definizioni metrologiche:

"Standard" e "standardizzazione" si riferiscono a molte cose diverse nella scienza della qualità dell'aria e sono così definiti:

Standard normativi sulla qualità dell'aria: (SQAA) gli standard sulla qualità dell'aria ambiente (OMS 2006, OMS 2021) sono stati stabiliti in tutta Europa secondo la direttiva (2008/50/EC) recepita successivamente da tutti gli stati membri (come già detto in Italia dal D.Lgs. 155/2010). Tale norma è stata messa in atto per proteggere la salute pubblica e il benessere dell'ambiente che ci circonda.

Gli SQAA definiscono un indicatore misurato (solitamente i contaminanti monossido di carbonio (CO); biossido di azoto (NO₂); anidride solforosa (SO₂); ozono (O₃); il piombo (Pb) o il benzo(a)pirene nel PM₁₀, un tempo medio (ad esempio, un'ora; 24 ore; o un anno), una statistica in forma temporale (ad esempio, medie annuali; valore massimo; o superiore 98° o 75° percentile) e concentrazione limiti per ogni tempo medio.

Standardizzazione della misurazione della qualità dell'aria: sono definite procedure e metodi di misura specifici da utilizzare per valutare il rispetto degli standard normativi (secondo D.Lgs.155/2010, D.Lgs. 250/2012, D.M. 26/1/2017).

Incetezza di misura: rappresenta una stima della dispersione dei valori che possono ragionevolmente essere attribuiti a una misura. L'incetezza di misura tiene conto di varie fonti di errore e imprecisione durante il processo di misurazione, inclusi errori sistematici e casuali. Questi possono derivare da fattori come la precisione degli strumenti di misurazione, le condizioni ambientali, le procedure di misurazione e le competenze dell'operatore. La stima dell'incetezza metrologica è spesso espressa con un intervallo di confidenza, fornendo un livello di sicurezza sulla precisione della misura.

Campioni di misura della qualità dell'aria: si tratta di materiali ben noti, con proprietà utilizzate per la taratura della misurazione.

Questi sono classificati come:

Campione primario: miscela, sostanza o dispositivo con proprietà o valori derivati dai parametri fisici fondamentali di lunghezza, massa, temperatura e tempo come correlati a norme primarie stabilite da istituti metrologici nazionali ed internazionali. I campioni primari sono preparati e mantenuti in condizioni ambientali ben controllate.

Campione di trasferimento (secondario): miscela, sostanza o dispositivo con valori basati su confronto con campioni primari e ad essi riconducibili.

Anche i campioni di trasferimento possono essere campioni primari, ma sono spesso meno costosi e disponibili in quantità maggiori rispetto ai campioni primari. Poiché diversi campioni di trasferimento vengono utilizzati nelle applicazioni sul campo sono spesso meno costosi da produrre, i campioni di trasferimento possono essere di grado inferiore e minor precisione rispetto a quelli primari.

Materiali di riferimento: sostanze che rappresentano diverse matrici ambientali che sono state analizzate da più laboratori e hanno valori assegnati sulla base delle misure interlaboratorio.

Campione di taratura: campione di trasferimento a vari livelli di concentrazione utilizzati per valutare l'output di un metodo di misurazione a un livello di concentrazione.

Campioni di controllo o di lavoro: campioni di trasferimento a vari livelli di concentrazione utilizzati per valutare la taratura dello strumento durante il normale funzionamento. Questi spesso coincidono con i campioni di taratura. Sono spesso usati nei test "zero/span". Le verifiche delle prestazioni vengono eseguite periodicamente anche da enti esterni per valutare l'accuratezza di una calibrazione del metodo e sono eseguite da una persona diversa da quella che normalmente aziona lo strumento.

6.3. Metrologia e reti di misura

I protocolli di valutazione/controllo qualità (QA/QC) sono necessari al fine di verificare e convalidare i dati analitici. Per cui i gestori delle reti di monitoraggio devono avere un sistema di assicurazione e controllo qualità per assicurare l'accuratezza delle misurazioni e la qualità dei dati di monitoraggio su cui si basano poi valutazioni e decisioni per la tutela della salute.

Sono stati redatti da ISPRA/SNPA tre manuali per l'assicurazione e controllo della qualità di misura e gestione del dato finale per le reti di monitoraggio di qualità dell'aria (Centioli et al, 2014, Centioli et al, 2018, Centioli et al, 2021). Secondo quanto indicato dai manuali e dal D.Lgs. 155/2010, i gestori delle reti devono adottare un sistema qualità che in genere è conforme alla ISO 9001 (2015) per quanto riguarda la gestione del processo di misurazione e la restituzione dei risultati di misura, mentre tale sistema è integrato secondo i requisiti richiesti dalla UNI EN ISO/IEC 17025(2018) per le attività di taratura e di controllo della qualità.

Il sistema qualità del gestore tende a garantire i processi di misurazione dei parametri della qualità dell'aria della rete affinché rispondano agli obiettivi di qualità dei dati (DQO) fissati dalla legislazione e rendere chiare, trasparenti e non soggettive le azioni da compiere e le responsabilità di tutte le figure coinvolte.

Questo comporta che la taratura degli analizzatori, l'assegnazione dei valori ai campioni gassosi utilizzati per i controlli degli analizzatori, la verifica della linearità della taratura ("test di lack of fit") degli analizzatori per la misura degli inquinanti gassosi, la verifica della taratura dei flussimetri e la determinazione delle costanti che influenzano la taratura dei campionatori gravimetrici e degli AMS (strumento di misura automatica) per le misure di PM₁₀ e PM_{2,5}, devono essere effettuate rispettando i requisiti ai punti della UNI EN ISO/IEC 17025:2018.

A tal proposito, la riferibilità implica che sia definita la relazione tra i campioni utilizzati per le tarature della strumentazione presente nella stazione di monitoraggio, e i campioni impiegati a un livello metrologico più elevato per l'assegnazione dei valori a quelli utilizzati dall'operatore tramite una catena di tarature successive; viene così definita una gerarchia di campioni materiali e di strumenti di misura dal campione primario ai dispositivi di misura, caratterizzati da un'incertezza intrinseca crescente, dal momento che la catena di confronti aggiunge ad ogni passaggio nuovi contributi all'incertezza.

Quindi lo scopo finale della riferibilità metrologica dei risultati di misura è l'assicurazione della comparabilità metrologica dei dati ottenuti in diverse stazioni di monitoraggio e/o in tempi diversi, garantendo la comparabilità a livello nazionale e sovranazionale.

Dall'incertezza della taratura all'incertezza della misura in campo

La proprietà della riferibilità delle misure si acquisisce mediante la taratura degli apparecchi utilizzando miscele campione certificate, come nel caso degli ossidi di azoto e dei BTX, o utilizzando apparecchi di riferimento certificati come nel caso di ozono e particolato.

La definizione rigorosa della taratura è enunciata nella terza edizione del Vocabolario Internazionale di Metrologia (VIM 3) (UNI CEI 70099:2010): operazione, eseguita in condizioni specificate, la quale in una prima fase stabilisce una relazione tra i valori di una grandezza, con le rispettive incertezze di misura, forniti da campioni di misura, e le corrispondenti indicazioni, comprensive delle incertezze di misura associate, e in una seconda fase usa queste informazioni per stabilire una relazione che consente di ottenere un risultato di misura a partire da un'indicazione.

La riferibilità dei risultati degli strumenti di *misura degli inquinanti gassosi (escluso l'ozono)* può essere garantita impiegando, per tarare gli analizzatori, delle miscele gassose certificate riferibili, cioè, prodotte da un istituto metrologico primario o da un Centro di taratura accreditato da Accredia (LAT) o equivalente, oppure attraverso la taratura degli strumenti effettuata da un organismo competente, quale un Centro LAT o equivalente.

Generalmente il certificato che accompagna ogni campione gassoso prodotto riporta le seguenti principali informazioni: le concentrazioni in massa del misurando e l'incertezza associata, la composizione del materiale contenuto nel materiale di riferimento certificato, la purezza, il metodo utilizzato per produrre e certificare il materiale, la riferibilità ai campioni di categoria metrologica superiore, la garanzia di stabilità della miscela del certificato e le modalità di uso. L'incertezza di misura associata ai valori assegnati ai campioni aumenta al passaggio da un livello all'altro della catena di riferibilità.

In Italia i campioni di misura primari sono prodotti dall'Istituto Nazionale di Ricerca Metrologica (INRiM), mentre i secondari sono prodotti da centri accreditati ACCREDIA-LAT (Laboratori Accreditati di taratura) ai sensi della UNI EN ISO/IEC 17025:2018.

I campioni di lavoro possono essere preparati commerciali o preparati all'interno della struttura che esegue il controllo continuo di qualità (Figura 6.2).

Figura 6.2: Catena di riferibilità vs propagazione dell'incertezza.



Le norme utilizzate per la produzione di campioni di misura indicano come metodi di riferimento il gravimetrico (ISO 6142-1), il volumetrico statico o dinamico (ISO 6144 e 6145). Questi metodi sono generalmente impiegati per la preparazione di campioni per le tarature. Per il confronto tra miscele di gas, indipendentemente dal metodo utilizzato, si utilizza come riferimento la norma ISO 6143.

Al termine del processo di taratura è possibile esprimere la misura con un'incertezza stimata che permette il confronto tra misure effettuate in luoghi e tempi diversi sempre a condizione che anche le misure di confronto siano "riferibili" (ossia che seguano la catena di riferibilità descritta in Figura 6.2).

La riferibilità è il primo passo per effettuare confronti significativi in quanto bisogna considerare anche: la matrice ambientale delle miscele utilizzate, la temperatura e l'umidità che possono influenzare (a volte in misura non trascurabile) la misura stessa.

Ad esempio: per alcuni inquinanti possono esistere miscele campione in azoto gassoso (N_2 , -al fine di garantire la stabilità della miscela-) senza ossigeno e con un contenuto di vapore d'acqua molto basso, mentre in campo gli strumenti misurano un campione di aria con contenuto di ossigeno di circa il 20% e con un contenuto di umidità a volte molto elevato. Quindi nel calcolo dell'incertezza bisogna tenere conto anche di questo fattore¹(JCGM 100:2008).

¹ L'incertezza assoluta viene calcolata come riportato nell'equazione 1 ossia come sommatoria (quadratica) dei singoli contributi:

$$u^2 = \sum_i^n u_i^2$$

u: somma dei vari contributi di incertezza

Il D.Lgs n.155/2010 in recepimento alle attuali normative comunitarie, stabilisce nell'ambito degli Obiettivi di Qualità dei Dati, l'incertezza ammissibile per i metodi di riferimento per la misura dei vari inquinanti.

L'incertezza fissata dagli Obiettivi di Qualità dei Dati è richiesta con un intervallo di confidenza al 95%, pertanto va espressa come incertezza standard composta moltiplicata per un fattore di copertura $K = 2$. A seguito di tale operazione si parla di incertezza estesa.

L'incertezza richiesta è inoltre espressa in termini relativi e dunque rapportata alle concentrazioni corrispondenti ai limiti di protezione per la salute umana. Questi limiti, differenziandosi tra i vari inquinanti in base ai diversi effetti sull'uomo e sull'ambiente, sono identificati rispetto al breve, medio o al lungo termine, ovvero rispetto alla media della misura, oraria, giornaliera o annua.

Per gli inquinanti gassosi misurati attraverso sistemi automatici di misura, le norme CEN che descrivono i relativi metodi di riferimento, stabiliscono dei vincoli per una serie di criteri prestazionali, (quali ad esempio ripetibilità, riproducibilità in campo, scostamento dalla linearità, ecc., nonché variabilità delle grandezze di influenza) tali per cui ogni derivante contributo di incertezza si mantenga limitato. I limiti ai criteri prestazionali sono tali per cui la risultante incertezza composta derivante da ogni singolo contributo si mantenga all'interno degli Obiettivi di Qualità dei Dati. Questo è quello che viene svolto dagli enti certificatori per l'approvazione della conformità di un modello di analizzatore.

In particolare, per l'approvazione di modello dei sistemi automatici di misura degli inquinanti gassosi, si prende in considerazione un ampio intervallo di variabilità delle grandezze di influenza, che sono in gran parte ambientali, come temperatura del gas, temperatura circostante, pressione atmosferica, elevate concentrazioni di gas interferenti. Così facendo viene valutato che la perdita di accuratezza in tali condizioni "estreme" rimanga contenuta, in modo che l'incertezza complessiva del metodo non superi quanto richiesto in termini di Obiettivi di Qualità dei Dati. Talvolta, a seguito di tali prove di conformità, in caso di superamento di un criterio prestazionale, vengono poste delle limitazioni che costituiscono i campi di operatività dello strumento, ad esempio in termini di tensione elettrica di alimentazione e temperatura dell'ambiente circostante.

Nelle norme CEN sono inoltre riportati i criteri di azione per alcune caratteristiche prestazionali da verificare in occasione delle prove QA/QC che hanno come obiettivo quello di assicurare che l'incertezza del metodo si mantenga al di sotto dei limiti di incertezza previsti dagli Obiettivi di Qualità dei Dati, durante la vita operativa del sistema di misura automatico. Alcuni criteri di azione previsti per le prove QA/QC sono meno restrittivi rispetto ai criteri di accettabilità previsti per le prove di conformità. Infine, in base a quanto sopra esposto, nelle norme CEN sono riportate delle appendici di natura informativa su come determinare l'incertezza della misura in campo.

Un altro fattore che influisce sul calcolo dell'incertezza è quello dovuto al sistema di prelievo del campione atmosferico. Generalmente, si hanno dei sistemi di prelievo (più delle volte multipli) con aspirazione dell'aria o ventilati, con o senza manifold. È necessario assicurare il corretto funzionamento del sistema di ventilazione (es. condizioni di pulizia della linea, tempo di residenza del campione) per poter ragionevolmente calcolare e, ove possibile, contenere l'incertezza dovuta a questa parte della catena di misura.

Infine, calcolata la concentrazione e la sua incertezza di misura, al fine di effettuare un confronto tra dati (o tra stazioni di misura) bisogna specificare l'ubicazione della centralina (urbana, periferica, rurale) e tenere in considerazione l'emissione dominante (traffico, fondo, industria).

Inoltre, dal punto di vista metrologico la classificazione può anche essere fatta per classi con rappresentatività spaziale decrescente e incertezza crescente, come ad esempio per le stazioni meteorologiche secondo la classificazione del WMO- World Meteorological Organization (2006) dalla classe 1 "climatologiche" ad ampia rappresentatività e bassa incertezza alla classe 5 che include stazioni urbane rappresentative su scala ridotta e con un'incertezza elevata, sempre che si voglia desumere il dato "climatologico" da una stazione urbana, per definizione affetta da elementi antropici che alterano il valore di misura.

Dalla composizione di tutti questi ulteriori contributi si può arrivare ad una incertezza di misura che comprende tutta la catena di misura.

Per quanto riguarda le *misure di ozono* il campione di riferimento è costituito da un apparecchio certificato basato sulla produzione di ozono, in condizioni controllate, mediante reazioni fotochimiche e la misurazione della concentrazione prodotta tramite fotometria UV che è considerato un metodo primario (Figura 6.3).

Figura 6.3: Fotometro Standard primario per la misura di ozono.



Per la misurazione della concentrazione in massa del PM_{10} e $PM_{2,5}$ in aria ambiente non è possibile stabilire la riferibilità perché non esiste un campione di riferimento rigorosamente definito, anche se la misura di massa e quella della portata di campionamento sono riferibili al sistema SI. Infatti, le dimensioni e la composizione granulometrica del particolato PM_{10} e $PM_{2,5}$ sono determinate dal metodo di campionamento e i metodi di campionamento per il PM_{10} e il $PM_{2,5}$ sono definiti per convenzione, sulla base di parametri geometrici della sonda di campionamento e di parametri operazionali, dalla norma di riferimento UNI EN 12341(2023) (PM_{10} e $PM_{2,5}$). La mancanza di una rigorosa definizione della riferibilità di queste misurazioni impone che nel caso siano utilizzati metodi in continuo o metodi diversi da quelli di riferimento debba essere dimostrata l'equivalenza di questi rispetto al metodo di riferimento al fine di assicurare la comparabilità delle misure (EC working group, 2010, UNI EN 16450:2017). Inoltre, deve essere verificata anche la comparabilità delle misure per le diverse implementazioni del metodo di riferimento utilizzate dal Laboratorio di riferimento europeo per la qualità dell'aria della Commissione Europea, dai laboratori nazionali di riferimento (LNR) dei diversi Stati Membri e dalle reti di monitoraggio regionali europee.

La dimostrazione di equivalenza e la verifica della comparabilità delle misure per questo tipo di misure impone confronti in campo in diverse condizioni meteorologiche e di composizione chimico-fisica del particolato tra i metodi utilizzati nella rete di monitoraggio e i metodi di riferimento e tra le diverse implementazioni del metodo di riferimento stesso.

Al fine di dimostrare la comparabilità tra le diverse implementazioni dei metodi di riferimento utilizzati a livello europeo, la rete AQUILA, coordinata dalla Commissione Europea e che riunisce i LNR dei vari Stati Membri, ha organizzato una serie di confronti interlaboratorio periodici (Lagler et al, 2011, Lagler et al, 2015, Lagler et al, 2018, Taricone et al, 2022). A livello italiano invece, ISPRA organizza periodicamente (es. ogni due/tre anni) un interconfronto per le misure di concentrazione in massa di PM_{10} e $PM_{2,5}$ con metodo di riferimento a cui i gestori della rete partecipano con almeno uno strumento di misura. La catena di riferibilità delle misure effettuate dalla rete deve prevedere che il metodo confrontato con ISPRA sia poi utilizzato dai gestori della rete per verificare il mantenimento nel tempo dell'equivalenza degli altri metodi di misura installati nelle stazioni di monitoraggio delle reti.

Attività di confronto interlaboratorio internazionali e nazionali (ISPRA)

L'ISPRA, con DM n.67 (2022), è individuato quale laboratorio nazionale di riferimento per la qualità dell'aria, ai sensi dall'articolo 17, comma 8, del decreto legislativo n. 155/2010, per aver raggiunto i requisiti di accreditamento previsti. Nello specifico, ISPRA è accreditato UNI EN ISO/IEC 17025 (2018) come laboratorio di prova LAB n.1562 per i metodi di riferimento per la misura delle sostanze inquinanti biossido di zolfo, biossido di azoto e ossidi di azoto, benzene, monossido di carbonio, ozono, PM_{10} e $PM_{2,5}$ e specie ioniche nel PM_{10} e $PM_{2,5}$. Gli interconfronti periodici organizzati da ISPRA sono finalizzati a verificare lo scostamento (bias) esistente tra le misure del laboratorio nazionale di riferimento e quelle ottenute con la strumentazione/campioni utilizzati nelle reti. Gli interconfronti sono organizzati nell'ambito della pianificazione SNPA delle campagne di QA/QC per la qualità dell'aria e dei confronti interlaboratorio (CI) per ottemperare a quanto previsto dall'art. 17 del D.Lgs. 13 agosto 2010 n.155, come modificato dal D.Lgs. 250/2012 e dal D.M. 26/1/2017 di recepimento della Direttiva 1480/UE (2015) che obbliga le istituzioni che gestiscono le reti di monitoraggio a partecipare a programmi di garanzia della qualità a livello nazionale organizzate da ISPRA. Inoltre, ai sensi del comma 2a dell'articolo unico del DM n.67 (2022), ISPRA, in qualità di laboratorio nazionale di riferimento per la

qualità dell'aria, "organizza con idonea periodicità programmi di garanzia di qualità e di intercalibrazione - circuiti interlaboratorio su base nazionale, correlati a quelli organizzati a livello comunitario dal Centro Comune di Ricerca della Commissione europea per gli inquinanti di cui al comma 1, a cui partecipano i gestori delle stazioni di misurazione utilizzate ai fini del decreto legislativo n. 155/2010".

Figura 6.4: Interconfronto PM



Nella seguente Tabella (Tabella 6.1) sono riportati gli interconfronti organizzati da ISPRA per le ARPA/APPA sulle misure di PM₁₀ e PM_{2,5} e sulle misure di concentrazione degli inquinanti gassosi.

Tabella 6.1: Circuiti di interconfronto, inquinanti misurati, anno e luogo, organizzati da ISPRA

CI ISPRA	Parametri	Anno	Luogo
IC17	PM ₁₀	2010	Taranto (TA)
IC18	PM ₁₀	2010	Aosta (AO)
IC22	PM ₁₀ , PM _{2,5}	2012	Roma (RM)
IC23	NO, NO ₂ , O ₃	2012	Ispra (VA)
IC28	PM ₁₀ , PM _{2,5}	2014	Terni (TR)
IC35	NO, NO ₂ , O ₃ , CO, SO ₂ , C ₆ H ₆ , PM ₁₀ , PM _{2,5}	2016	Falconara (AN)
IC41	NO, NO ₂ , O ₃	2018	Ispra (VA)
IC44	PM ₁₀ , PM _{2,5}	2019	Roma (RM)
IC48	PM ₁₀ , PM _{2,5}	2020	Roma (RM)
IC56	NO, NO ₂ , O ₃	2022	Ispra (VA)
IC60	PM ₁₀ , PM _{2,5}	2023	Roma (RM)

A sua volta ISPRA, in qualità di Laboratorio nazionale di riferimento partecipante alla rete europea AQUILA (National Air Quality Reference Laboratory network), ha verificato i propri metodi di misurazione, partecipando ai vari confronti interlaboratorio organizzati dal Laboratorio di riferimento europeo JRC-ERLAP del Centro di ricerca comunitario presso il Comune di Ispra (VA) per la rete AQUILA, come richiesto dal comma 2e dell'art. unico del DM n.67(2022): ISPRA “assicura la propria partecipazione, almeno ogni tre anni, ai programmi di garanzia della qualità e di intercalibrazione - circuiti interlaboratorio organizzati a livello comunitario dal Centro Comune di Ricerca della Commissione europea per gli inquinanti di cui al comma 1, nonché per gli altri inquinanti previsti dal decreto legislativo n. 155/2010”. E secondo il comma 2f “se la partecipazione ai programmi di cui alla lettera e) non produce risultati soddisfacenti, dimostra, nella successiva partecipazione alle medesime attività, di avere adottato idonee misure correttive e invia una relazione illustrativa di tali misure al Centro Comune di Ricerca della Commissione europea”.

Quindi tramite la partecipazione di ISPRA ai confronti comunitari e l'organizzazione di quelli nazionali per il Sistema ISPRA/ARPA/APPA viene assicurata la comparabilità delle misurazioni effettuate sul territorio nazionale con quelle effettuate negli altri Paesi Europei.

Nella Tabella 6.2 sono riportati gli interconfronti organizzati da JRC in cui ha partecipato ISPRA.

Tabella 6.2: Circuiti di interconfronto, inquinanti misurati ed anno organizzati da JRC a cui ha partecipato ISPRA

Partecipazione di ISPRA CI organizzati da JRC	
Parametri	Anno
PM ₁₀ , PM _{2,5}	2008
NO, NO ₂ , O ₃ , SO ₂ , CO	2011
NO, NO ₂ , O ₃ , SO ₂ , CO	2014
PM ₁₀ , PM _{2,5}	2015
NO, NO ₂ , O ₃ , SO ₂ , CO	2017
PM ₁₀ , PM _{2,5}	2018
BTEX	2019
PM ₁₀ , PM _{2,5}	2022
NO, NO ₂ , O ₃ , SO ₂ , CO	2022
BTEX	2022

Inoltre, i risultati ottenuti hanno permesso indirettamente di verificare l'efficacia delle procedure di QA/QC adottate dai partecipanti sulla base del relativo decreto di approvazione D.M. 30/3/2017, per assicurare la qualità dei risultati di misura (taratura, manutenzione, test di tenuta, bianchi, condizionamento dei filtri, test zero-span, gestione di miscele gassose di riferimento ecc.).

ISPRA parteciperà ai prossimi interconfronti organizzati da JRC nell'anno 2024 per quanto riguarda gli inquinanti gassosi (NO, NO₂, CO, SO₂, O₃) e nell'anno 2025 per le misure di concentrazione di PM₁₀ e PM_{2,5} gravimetrico.

Attività di taratura delle ARPA previste dalla normativa, esempio dei laboratori accreditati

La normativa vigente, e il Decreto 30 marzo 2017 del Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica descrivono le attività di taratura e controlli di QA/QC (assicurazione e controllo qualità) da effettuare sulla strumentazione installata nelle stazioni di monitoraggio.

In particolare, per le misurazioni degli inquinanti gassosi oltre alla taratura e verifica della linearità, detta anche lack of fit (da effettuare almeno ogni anno e dopo ogni riparazione), si eseguono controlli periodici almeno quindicinali (meglio se ogni 23-25 ore) di zero e span (70-80% del valore di concentrazione impostato come fondo scala).

È importante notare che queste attività richiedono campioni di qualità metrologica crescente all'aumentare dell'intervallo temporale di utilizzo. Per controlli periodici effettuati ad intervalli minori di 15 giorni si richiedono miscele di "lavoro", anche non certificate, che devono essere confrontate con miscele dotate di certificato di taratura e quindi riferibili.

Per le attività di verifica di taratura invece è obbligo utilizzare miscele certificate Accredia o comunque dotate di un certificato rispondente al MRA Mutual Recognition Agreement.

I campioni materiali certificati CRM sono disponibili in bombola, ad esempio per ossidi di azoto e BTX oppure, sono disponibili come strumenti campione certificati, ad esempio per ozono, ovvero tarati per confronto con uno strumento campione di qualità metrologica superiore.

Nel caso dell'ozono il vertice della piramide della riferibilità è costituito dal fotometro campione nazionale custodito presso l'INRiM di Torino e che periodicamente viene confrontato al BIPM di Sevres (Parigi) con altri fotometri campione nazionali e con il campione del BIPM– Bureau International des Poids et mesures (vedi catena riferibilità Figura 6.2:). Esempio: ARPA Lombardia ha dal 2011 un Laboratorio Accreditato di Taratura LAT per il parametro Ozono con uno strumento campione che annualmente viene tarato presso l'INRiM e può fornire un certificato di taratura accreditato sia per analizzatori che per calibratori fotometrici UV.

I calibratori tarati presso il Centro LAT ARPA Lombardia o presso altro centro Accreditato, a loro volta verranno utilizzati come campioni di riferimento per le operazioni di controllo e taratura degli analizzatori delle stazioni di monitoraggio.

Protocolli di misura per le reti di monitoraggio

Il decreto 30 marzo 2017 ha dettagliato le procedure di garanzia di qualità per la verifica del rispetto della qualità delle misure dell'aria ambiente effettuate nelle stazioni delle reti di misura. Riprendendo le norme tecniche di riferimento, per ciascun inquinante, vengono indicate le attività da svolgere a garanzia della qualità del dato prodotto. Per quanto concerne la taratura degli strumenti vengono indicate le caratteristiche tecniche dei campioni da utilizzare e la necessaria riferibilità metrologica.

Le operazioni di taratura, con riferibilità metrologica, e le procedure di qualità, concorrono allo scopo di produrre un dato di misura degli inquinanti accurato, affidabile e riferibile. L'accuratezza, l'affidabilità e la riferibilità con cui vengono fornite le concentrazioni degli inquinanti in aria risulta decisamente importante, non solo per il rispetto delle normative vigenti, ma anche per la comparabilità dei valori rilevati sul territorio regionale/nazionale/internazionale, per rafforzare la fiducia dei fruitori nei dati pubblicati, per fornire dati con un livello di confidenza adeguato a chi li utilizzerà per approfondimenti scientifici e/o interventi di contenimento dell'inquinamento.

Per poter ottenere misure accurate e comparabili e per tenere sempre sotto controllo il corretto funzionamento della strumentazione di misura, il D.Lgs. 155/2010 (Allegato I, paragrafo C) prevede che i gestori delle reti di misura adottino un sistema di gestione della qualità dotato di procedure di Quality Assurance/Quality Control (QA/QC), ovvero di garanzia e controllo della qualità, sia a livello di rete, che di stazione e di singoli strumenti di misura.

Entrambe le tipologie di procedure appartengono alle attività più generali di gestione in qualità del processo di misura e si riferiscono a differenti modalità di intervento sull'intera catena di misura. Le prime (QA) hanno lo scopo di assicurare che gli strumenti rispettino tutti i requisiti richiesti per il tipo di misura (es: la tipologia di strumento, la sensibilità e range di misura, l'incertezza prevista alle condizioni specifiche del sito di misura, la modalità di installazione e configurazione, i corretti materiali di consumo o di riferimento da utilizzare, etc...) e per prevenire problemi o difetti di funzionamento; si applicano sia in fase iniziale di scelta, installazione e attivazione di nuovi strumenti e poi, a intervalli predefiniti, per tutto il periodo di funzionamento degli strumenti.

Le seconde (QC) hanno invece lo scopo di verificare il corretto funzionamento di uno strumento secondo i requisiti richiesti (es. che i parametri operativi rimangano stabili ed entro il range predefinito, che la taratura rimanga valida, etc...) con verifiche continue o a intervalli regolari.

Mentre le procedure QA di garanzia della qualità hanno un carattere proattivo di prevenzione, le procedure QC di controllo sono di tipo reattivo, di verifica continua e possono comportare la necessità dell'attivazione di ulteriori misure correttive (es: nuove tarature, sostituzione di componenti, manutenzioni straordinarie, etc...).

Negli anni l'insieme delle Agenzie Ambientali e ISPRA hanno elaborato documenti di indirizzo per omogeneizzare le attività QA/QC allo scopo di rendere confrontabili e accurate tutte le misure di qualità dell'aria realizzate sul territorio nazionale e per mettere a comune le buone pratiche presenti nelle singole Agenzie. Già nel 2002, un gruppo di lavoro inter-agenziale (CTN-ACE) aveva prodotto una prima guida nazionale sulla gestione in qualità delle reti di misura della qualità dell'aria; in seguito, sono state adottate da ISPRA nel 2014, sulla base di un nuovo gruppo di lavoro delle Agenzie Ambientali, nuove linee guida per tali attività di assicurazione e controllo della qualità (QA/QC).

La Linea Guida n° 108/2014 (Centioli et al, 2014) nel 2017 è stata utilizzata come base per la redazione dell'allegato tecnico al Decreto del Ministero dell'Ambiente 30 marzo 2017 che costituisce oggi il riferimento normativo vincolante per la realizzazione e adozione delle procedure QA/QC per la gestione delle reti di misura della qualità dell'aria.

Infine, nel 2018 (Centioli et al, 2018) e nel 2021 (Centioli et. al, 2021) sono state elaborate e adottate dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), che riunisce in rete le Agenzie Ambientali e ISPRA, due manuali che, partendo dalle indicazioni del DM 30/03 (2017) sulle procedure QA/QC, esplicitano ciascuna procedura con un'istruzione operativa dettagliata che standardizza la sequenza e le modalità di esecuzione delle attività, le tipologie e qualità dei materiali richiesti, i fogli di calcolo da usare e tutti gli altri aspetti operativi utili per assicurare un'applicazione omogenea e univoca su tutto il territorio nazionale e aumentare la comparabilità e il livello di confidenza dei risultati di tutte le reti di monitoraggio nazionali.

6.4. Sviluppi futuri

Nell'espressione dell'incertezza di misura degli inquinanti gassosi misurati in continuo e del particolato aerodisperso PM₁₀ e PM_{2,5} mediante determinazione gravimetrica, alcuni contributi sono dipendenti, ovvero proporzionali, alla concentrazione misurata, altri contributi risultano invece indipendenti, ossia sono fissi al variare della concentrazione misurata. Questo comporta che più la misura si trova al di sotto del limite di protezione per la salute umana e si avvicina allo zero e più l'incertezza di misura, soprattutto se espressa in termini relativi, risulta alta.

Quanto sopra riportato è un aspetto critico ed impegnativo in caso di future riduzioni dei limiti di protezione per la salute umana, qualora l'incertezza richiesta dal metodo di misura rimanga invariata. Ancora più critico se ad una riduzione dei limiti verrà associata la riduzione dell'incertezza obiettivo del metodo di misura.

Nell'ambito dei negoziati per la definizione della nuova normativa europea sulla qualità dell'aria che dovrebbe sostituire in futuro quella attuale (Direttiva 2008/50/CE), anche ai fini di dare maggiore importanza all'espressione dell'incertezza di misura, si è proposto di affiancare al limite di incertezza espressa in termini relativi e rapportata al limite di legge, anche la corrispondente incertezza espressa in termini assoluti.

In tal modo ogni singola misura potrà essere valutata in termini di Obiettivi di Qualità dei Dati in maniera meno stringente e penalizzante: per misure al di sotto del limite di protezione per la salute umana si farà riferimento all'incertezza espressa in termini assoluti che risulterà meno stringente dell'incertezza espressa in termini relativi. Per misura al di sopra del limite si farà riferimento all'incertezza limite espressa in termini relativi rapportata al limite di legge, come avviene attualmente per la valutazione dei metodi di misura.

In riferimento alle attività di monitoraggio in continuo sulle reti, in futuro si potrebbero prendere in considerazione degli ulteriori aspetti, attualmente non valutati o valutati in termini non del tutto adeguati. Si riportano i seguenti due esempi:

In base alle attività QA/QC un analizzatore gas in continuo viene regolato minimo quattro volte in un anno in occasione della taratura. Un analizzatore, che ha un comportamento che si discosta dalle prestazioni ideali, potrà andare incontro ad un numero ben maggiore di regolazioni ed in particolare queste saranno richieste ogni volta che verranno superati i criteri di azione dei controlli di zero e span che hanno frequenza minima quindicinale. Peraltro, si ricorda che ai fini di garantire un più efficiente controllo e un più tempestivo intervento, su gran parte della rete i controlli di zero e di span sono automatizzati con frequenza giornaliera.

Un analizzatore che si discosta dal comportamento ideale potrà avere delle ampie oscillazioni all'interno dei limiti previsti dai criteri di azione per i controlli di zero e di span: una misura di tali oscillazioni potrebbe essere data dallo scarto tipo dei periodici controlli di zero e span.

In entrambi i casi il comportamento dello strumento evidenzia una perdita di accuratezza, che dovrebbe essere in qualche modo considerata in termini di ulteriori contributi di incertezza.

In sintesi, non sembrano ancora completamente presi in considerazione, ai fini della valutazione dell'incertezza, aspetti quali la rapidità della deriva nel tempo e l'oscillazione nel tempo intorno ai valori di zero e span.

In tal senso si potrebbe prendere come spunto quanto previsto per i controlli QAL3 nell'ambito della norma UNI EN14181 (2015) relativa al monitoraggio delle emissioni da sorgente fissa. In tale ambito, in occasione di ogni controllo periodico di zero e span, viene effettuata una valutazione sulla possibilità di una significativa deriva o perdita di precisione del sistema.

Un'ulteriore questione che potrebbe essere valutata è relativa alla trasmissione del segnale di misura dallo strumento al sistema di acquisizione dati: soprattutto in caso di trasmissione del segnale per via analogica, cioè attraverso un segnale elettrico proporzionale alla concentrazione misurata e relativa misura dello stesso da parte del datalogger. In tal caso andrebbero valutati eventuali ulteriori contributi di incertezza dovuti a disallineamento e oscillazione del segnale, anche dipendente dalle condizioni ambientali di cabina.

Bibliografia

Centioli D., Belli M., Barbizzi S., Cadoni F., Gaudino S., 2014, “Linee guida per le attività di assicurazione/controllo qualità (QA/QC) per le reti di monitoraggio per la qualità dell'aria ambiente, ai sensi del D, Lgs, 155/2010 come modificato dal D, Lgs, N,250/2012”, ISPRA, Serie Manuali e Linee Guida n. 108/2014, ISBN 978-88-448-0647-7; <https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/linee-guida-per-le-attivita-di-assicurazione-controllo-qualita-qa-qc-per-le-reti-di-monitoraggio-per-la-qualita-dellaria-ambiente>

Centioli D., Tarricone C., Kerschbaumer G., Castrofino G., De Bortoli A., Pompei M., Bolignano A., 2018, “Procedure operative per l'applicazione e l'esecuzione dei controlli di QA/QC per le reti di monitoraggio della qualità dell'aria”, ISPRA, Serie Manuali e Linee Guida n. 19/2018, ISBN: 978-88-448-0933-1; <https://www.snpambiente.it/snpa/procedure-operative-per-lapplicazione-e-leseecuzione-dei-controlli-di-qa-qc-per-le-reti-di-monitoraggio-della-qualita-dellaria>.

Centioli D., Andreini B.M., Angiuli L., Baiutti E., Cadoni F. Curci S., De Bortoli A., Fiore M., Ippolito G., Pironi C., Tanganelli G., Tarricone, Trizio L., 2021, “Procedure operative per l'applicazione e l'esecuzione dei controlli di QA/QC per le reti di monitoraggio della qualità dell'aria – Volume 2”, ISPRA, Serie Manuali e Linee Guida n. 37/2021, ISBN: 978-88-448-1089-4; <https://www.snpambiente.it/snpa/procedure-operative-per-lapplicazione-e-leseecuzione-dei-controlli-di-qa-qc-per-le-reti-di-monitoraggio-della-qualita-dellaria-volume-2/>

Direttiva (UE) 2008/50/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 21 maggio 2008 relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050>

Direttiva (UE) 2015/1480 UE, del 28 agosto 2015, che modifica vari allegati delle direttive 2004/107/CE e 2008/50/CE del Parlamento europeo e del Consiglio recanti le disposizioni relative ai metodi di riferimento, alla convalida dei dati e all'ubicazione dei punti di campionamento per la valutazione della qualità dell'aria ambiente.; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32015L1480>

D.Lgs. 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. Pubblicato in G.U. 15/9/2010, n.216 S.O.; <https://www.normattiva.it/uri-res/N2Ls?urn:nir:stato:decreto.legislativo:2010;155>

D.Lgs., 24 dicembre 2012 n. 250 Modifiche ed integrazioni al D.lgs., 13 agosto 2010, n.155, recante attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa, Pubblicato in G.U. 15/9/2010, n.216 S.O.;D.M. 26/1/2017 Attuazione della direttiva (UE) 2015/1480 del 28 agosto 2015, che modifica taluni allegati delle direttive 2004/107/CE e 2008/50/CE nelle parti relative ai metodi di riferimento, alla convalida dei dati e all'ubicazione dei punti di campionamento per la valutazione della qualità dell'aria ambiente; <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2017/04/26/17A02825/sg>

D.M. 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.; <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2017/04/26/17A02825/sg>

D.M. 67, 04/02/2022, Individuazione del Laboratorio Nazionale di riferimento.; https://www.mase.gov.it/sites/default/files/archivio/allegati/trasparenza_valutazione_merito/dm_67_04_02_2022.pdf

EC 2010 working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence, Guide to the demonstration of Equivalence of Ambient Air monitoring Methods https://joint-research-centre.ec.europa.eu/system/files/2016-10/aquila-guide_equivalence.pdf

ISO 6143:2001 "Gas analysis -- Comparison methods for determining and checking the composition of calibration gas mixtures";

ISO 6144: 2003 "Gas analysis – Preparation of calibration gas mixtures – Static volumetric method";

ISO 6145-1:2003 "Gas analysis -- Preparation of calibration gas mixtures using dynamic volumetric methods - Part 1: Methods of calibration";

JCGM 100:2008 – Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement;

Lagler F., Belis C., Borowiak A., 2011, "A Quality Assurance and Control Program for PM_{2.5} and PM₁₀ measurements in European Air Quality Monitoring Networks", JRC Scientific and Technical Reports, EUR 24851 EN- 2011, ISBN 978-92-79-20480-7;

Lagler F., Barbieri M., Borowiak A., Putaud J.P., 2015, Evaluation of the Field Comparison for PM₁₀ and PM_{2.5} Ispra, February 13th April 9th, 2015; EUR 28107 EN; doi 10.2788/616243;

Lagler F., Barbieri M., Borowiak A., Putaud J.P., 2018, Evaluation of the field comparison exercise for PM₁₀ and PM_{2.5} Ispra, - European Commission Harmonisation Programme for Air Quality Measurements, EUR 29939 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-10168-0, doi:10.2760/32013, JRC118170;

Tarricone C., Barbieri M., Lagler F., Putaud J.P., Borowiak A., 2023, A Proficiency testing scheme field measurements of PM₁₀/PM_{2.5} 13/01-23/02/2022, Ispra - Italy- European Commission Harmonisation Programme for Air Quality Measurements, EUR 31388 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISSN 1831-9424, doi: 10.2760/13358, JRC131737;

UNI CEI 70099:2010, – "VIM –Vocabolario Internazionale di Metrologia - Concetti fondamentali e generali e termini correlati" UNI Via Sannio 2 20137 MILANO (MI);

UNI EN 12341:2023, "Aria ambiente - Metodo gravimetrico di riferimento per la determinazione della concentrazione in massa di particolato sospeso PM₁₀ o PM_{2.5}";

UNI EN 14181:2015, Emissioni da sorgente fissa – Assicurazione della qualità di sistemi di misurazione automatici;

UNI EN 16450:2017, Ambient air – Automated measuring systems for the measurement of the concentration of particulate matter (PM₁₀; PM_{2.5});

UNI EN ISO 9001:2015, – Sistemi di gestione per la Qualità;

UNI EN ISO 17025:2018, "Requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e taratura";

OMS 2021, Global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide, ISBN: 9789240034228; <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>

OMS 2006, WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. Report Number WHO/DE/PHE/OEH/06.02; <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-SDE-PHE-OEH-06-02>

OMS, 2006, "Initial guidance to obtain representative meteorological observations at urban site", (WMO/TD-No. 1250); <https://blogs.ubc.ca/toke/files/2015/12/IOM-81-UrbanMetObs.pdf>

7. IMPATTO SANITARIO DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO: LE EVIDENZE EMERGENTI

Andrea Ranzi¹, Monica Vaccari¹, Ivano Iavarone², Carla Ancona³, Massimo Stafoggia³

¹ *Struttura Tematica Ambiente Prevenzione e Salute - ARPAE Emilia-Romagna*

² *Istituto Superiore di Sanità*

³ *Dipartimento di Epidemiologia SSR Lazio / ASL Roma 1*

7.1. Introduzione

Le politiche di sanità pubblica per la prevenzione delle patologie di origine ambientale necessitano di conoscenze scientifiche riguardo la relazione fra esposizioni ambientali e effetti sulla salute della popolazione. La necessità di declinare i molteplici aspetti della complessa tematica ambiente e salute richiede l'individuazione di percorsi di integrazione tra le molte discipline che la compongono.

I prossimi interventi descrivono brevemente le evidenze emergenti nel campo dello studio dei meccanismi che sono alla base della relazione fra inquinamento e patologie nell'uomo, assieme alle evidenze di tipo epidemiologico che stanno arricchendo il patrimonio di conoscenze su livelli di esposizione e esiti da indagare. Questo patrimonio di conoscenze, in continua evoluzione, viene periodicamente sintetizzato dalle revisioni sistematiche di organismi scientifici, quali l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), che permettono l'aggiornamento delle evidenze e l'indicazione dei limiti di esposizione della popolazione oltre i quali le conoscenze scientifiche permettono di indicare con chiarezza un effetto dannoso per l'uomo.

7.2. Gli effetti tossicologici degli inquinanti atmosferici

Il processo decisionale che conduce all'adozione di politiche di riduzione dell'esposizione e di mitigazione degli impatti sulla qualità e sull'aspettativa di vita della popolazione esposta deve potersi avvalere di solide basi tecnico-scientifiche e di un margine di sicurezza che tenga conto delle incertezze associate alle lacune conoscitive. Nonostante siano ormai numerosi gli studi, epidemiologici, clinici e tossicologici, che hanno evidenziato come l'esposizione a inquinamento atmosferico possa esercitare un impatto significativo sulla salute umana, anche a livelli molto inferiori di quanto ritenuto fino ad alcuni anni fa, le basi meccanicistiche sottese alla relazione causale tra esposizione ed effetti avversi non sono ancora state completamente delucidate. Questo rende necessario ampliare e approfondire il quadro delle conoscenze sugli effetti tossicologici del PM al fine di mettere in luce i meccanismi molecolari e gli eventi chiave alla base della relazione causale tra esposizione ed esiti di salute, a sostegno della plausibilità biologica delle osservazioni epidemiologiche sugli effetti a breve e lungo termine dell'esposizione a inquinamento atmosferico.

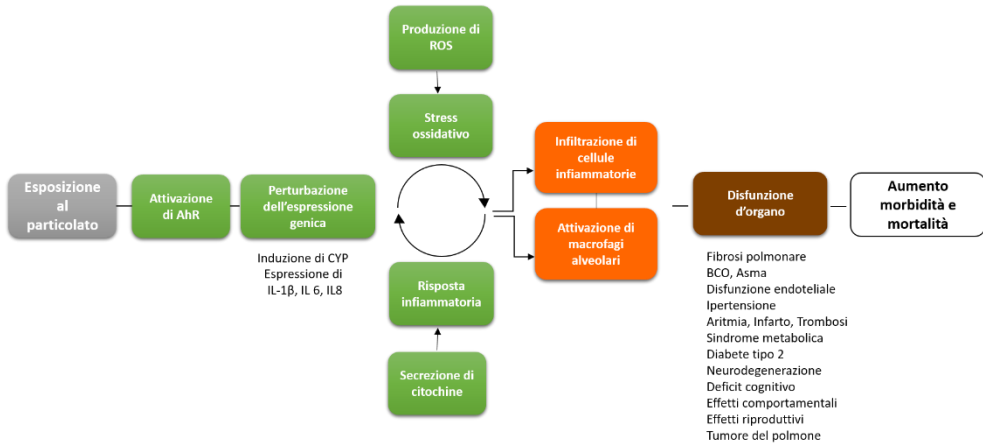
L'insorgenza di condizioni patologiche per cui l'associazione causale con l'esposizione a inquinanti atmosferici è dimostrata o fortemente suggerita sembra essere preceduta e accompagnata dall'instaurarsi di un microambiente infiammatorio, che può anche contribuire all'aggravamento di

patologie preesistenti. La cronicizzazione, quindi, porta il processo di infiammazione a trasformarsi da importante meccanismo di difesa a supporto dell'immunità innata a processo patogenetico.

Il particolato ha come via di ingresso preferenziale nell'organismo l'apparato respiratorio. La profondità di penetrazione e il sito di deposizione nelle vie respiratorie sono correlati al diametro aerodinamico delle particelle inalate. Le componenti solubili e insolubili del PM contribuiscono al suo potenziale ossidativo ovvero la capacità di interagire con le cellule dell'apparato respiratorio stimolando la generazione di specie reattive dell'ossigeno (ROS). Quando i livelli di ROS superano la massima capacità adattativa cellulare si determina una perturbazione dell'equilibrio redox associato ad uno stato di stress ossidativo, a sua volta correlato allo stabilirsi del processo infiammatorio.

Il recettore arilico (AhR) riveste un ruolo centrale nella risposta a stimoli ambientali e può agire come un mediatore dei loro effetti (Vogel et al, 2020). Sempre più evidenze supportano l'ipotesi che il PM o sue componenti, quali ad esempio gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), possano attivare a livello cellulare una risposta infiammatoria immuno-mediata innescata dal legame con AhR, sostenuta dalla produzione di citochine e associata alla perturbazione di pathway e processi biologici correlati con lo stress ossidativo e la produzione di radicali liberi (Li et al, 2022). Nell'Adverse Outcome Pathway associata all'esposizione a PM, l'evento molecolare iniziante osservato in modelli in vitro (legame tra componenti del PM e AhR), può condurre, attraverso una serie di eventi chiave a livello di cellula, di tessuto e di organo, a un esito finale che è funzione delle concentrazioni di esposizione, spaziando dalla risposta adattativa fino all'effetto avverso (Mascolo et al, 2018). L'up-regolazione di geni per i citocromi P450 (CYP1A1, CYP1A2, CYP1B1, CYP2E1, CYP2F1), scatenata dall'interazione PM-AhR porta all'attivazione della componente organica del PM a metaboliti elettrofili reattivi, che possono sia indurre danno al DNA che stimolare il reclutamento dei macrofagi. Dopo fagocitosi, il PM può innescare la secrezione da parte dei macrofagi di citochine pro-infiammatorie quali tumor necrosis factor- α (TNF- α), interleuchina-6 (IL-6) e interleuchina-8 (IL-8). I mediatori pro-infiammatori possono, a loro volta indurre sia la produzione di ROS che l'attivazione di percorsi di segnalazione coinvolti in processi fisiopatologici, quali, tra gli altri, proliferazione, risposta immunitaria, infiammazione, risposta allo stress ossidativo e morte cellulare programmata.

Figura 7.1 – Descrizione del percorso che porta dall'esposizione a particolato all'evento avverso



Esempi del coinvolgimento del microambiente infiammatorio nella insorgenza di patologie causalmente associate a PM sono la broncopneumopatia ostruttiva cronica (BCO) e i tumori del polmone nei non fumatori. La BCO è caratterizzata dalla distruzione del tessuto alveolare, rimodellamento delle vie aeree e limitazione della capacità respiratoria. L'attivazione del recettore arilico sembra necessaria per la differenziazione e il corretto funzionamento di cellule T-helper type 17 (Th17), coinvolte nella contrattilità e proliferazione delle fibre muscolari lisce delle vie aeree. Le cellule Th17, attraverso la produzione di citochine Th17-relate, tra cui IL-1β e IL-22, stimolano l'infiammazione polmonare associata a IL-17 (Wang et al, 2018; Ma et al, 2023). Studi recenti, inoltre, supportano l'ipotesi che l'inquinamento atmosferico possa favorire la comparsa di tumori polmonari non tanto attraverso l'induzione di mutazioni nel DNA, ma piuttosto mediante la creazione di un microambiente infiammatorio che stimola la proliferazione di cellule che portano mutazioni pregresse, in particolare nel gene per Epidermal Growth Factor Receptor (EGFR), con un meccanismo attribuibile anche ad altri tipi di tumore associati ad esposizione ambientale (Hill et al, 2023).

Il microambiente infiammatorio è associato anche a patologie cardiovascolari associate a PM, oltre che a numerose patologie, tra le quali disordini neurodegenerativi, diabete ed esiti riproduttivi avversi, per cui le attuali conoscenze suggeriscono ma non dimostrano l'associazione causale con l'esposizione a breve o lungo termine a inquinamento atmosferico.

L'utilizzo dello schema concettuale dell'Adverse Outcome Pathway nell'interpretazione degli studi tossicologici e nella sistematizzazione delle informazioni derivanti da studi sperimentali si sta rivelando sempre più fondamentale per la comprensione meccanicistica degli eventi iniziati e degli eventi chiave che precedono e sottendono l'effetto avverso a livello di tessuto e di organo. La sua applicazione per la valutazione del rischio tossicologico cancerogeno e non cancerogeno associato a esposizione a sostanze chimiche e contaminanti ambientali può contribuire allo sviluppo di strategie di gestione del rischio basate sull'integrazione delle risultanze degli studi epidemiologici con la conoscenza dei meccanismi tossicologici.

7.3. Le nuove linee AQG-OMS: evidenze e indicazioni per la ricerca

Dal 1987 l'OMS pubblica periodicamente le linee guida sulla qualità dell'aria basate su considerazioni sanitarie, nell'intento di aiutare i governi e la società civile a ridurre l'esposizione umana all'inquinamento atmosferico e i conseguenti effetti negativi sulla salute.

La pubblicazione del 2006 dal titolo *Air quality guidelines – global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide* (OMS, 2006) ha stabilito dei livelli di riferimento a tutela della salute umana, per i principali inquinanti atmosferici, che hanno portato a un aumento degli sforzi da parte delle autorità e della società civile per ridurre le esposizioni nella popolazione mondiale.

A distanza di 15 anni dall'ultima edizione, il 22 settembre 2021 è stato pubblicato un aggiornamento delle Linee Guida sulla qualità dell'aria (*Air Quality Guidelines – AQG; OMS, 2021*) a coronamento di una attività avviata nel 2016. Le linee guida aggiornate forniscono raccomandazioni relativamente a sei inquinanti atmosferici: il particolato (PM_{2,5} e PM₁₀), l'ozono (O₃), il biossido di azoto (NO₂), il biossido di zolfo (SO₂) e il monossido di carbonio (CO). Nel periodo trascorso tra i due documenti, la qualità e quantità di studi che documentano l'influenza negativa dell'inquinamento atmosferico sulla salute sono considerevolmente aumentate. Sulla base di queste consolidate evidenze, e dopo una revisione sistematica delle prove accumulate, il documento ha aggiornato i valori raccomandati per la tutela della salute umana.

Le raccomandazioni quantitative sono espresse in concentrazioni a lungo o breve termine dei principali inquinanti atmosferici, il cui superamento è associato a importanti rischi per la salute pubblica. Come noto, tali raccomandazioni non costituiscono norme giuridicamente vincolanti, mettono invece a disposizione degli Stati membri dell'OMS uno strumento informativo utile per i legislatori e la politica in generale per orientare azioni finalizzate alla riduzione dei livelli di inquinanti atmosferici e di conseguenza diminuire l'impatto sulla salute della popolazione mondiale.

I livelli raccomandati sono molto stringenti per alcuni inquinanti, con riduzioni considerevoli dei valori limite per l'esposizione a lungo termine agli inquinanti più dannosi per la salute. Le concentrazioni medie annue di PM_{2,5} passano da 10 a 5 µg/m³, quelle di NO₂ da 40 a 10 µg/m³, e, per la prima volta, viene indicato il valore limite di 60 µg/m³ per il picco stagionale estivo di ozono.

I metodi utilizzati per definire i livelli hanno seguito un rigoroso processo di revisione sistematica delle evidenze e meta-analisi delle stime quantitative degli effetti per l'aggiornamento dei livelli AQG, i cui risultati sono stati oggetto di un numero speciale sulla rivista scientifica *Environment International* (Whaley et al, 2021). Sono stati coinvolti diversi gruppi di esperti e la revisione ha riguardato più di 500 documenti che sono stati classificati in base al contributo conoscitivo per stabilire i nuovi livelli guida. Sono state utilizzate solo le evidenze con un opportuno livello di certezza di un'associazione tra un inquinante e uno specifico esito di salute, seguendo l'approccio *Grading of Recommendations Assessment, Development and Evaluation* (GRADE) adattato.

Accanto alle raccomandazioni sui livelli dei 6 inquinanti, di particolare interesse sono anche le dichiarazioni di buona pratica dal punto di vista qualitativo per alcune tipologie del particolato, per cui non sono ancora disponibili dati sufficienti per fornire raccomandazioni per i livelli AQG. In particolare il documento si sofferma sul black carbon/carbonio elementare (BC/EC), le particelle ultrafini (UFP) e le particelle derivanti da tempeste di polvere e sabbia (SDS); di fatto viene evidenziata la necessità di proseguire con la ricerca sugli effetti avversi legati a questi inquinanti, esigenza che la regione Emilia-

Romagna ha da tempo accolto, prima col progetto Supersito ed ora con l'avvio del nuovo progetto regionale Aria e Salute.

Il documento non include raccomandazioni sulle miscele di inquinanti o sugli effetti combinati delle esposizioni agli inquinanti (le evidenze sono riconducibili ai singoli inquinanti), né raccomandazioni specifiche sulle politiche e gli interventi (troppo legati allo specifico contesto di applicazione).

Se da un lato il raggiungimento dei livelli AQG dovrebbe rappresentare l'obiettivo finale degli interventi volti alla salvaguardia della salute umana, dall'altro questo rappresenta un obiettivo compito arduo per molti paesi e aree geografiche. Basti pensare che il 90% della popolazione mondiale nel 2019 ha vissuto in aree dove non sono stati rispettati nemmeno i limiti più alti previsti dalle Linee guida precedenti. All'interno del documento sono stati introdotti, assieme ai valori limite, degli obiettivi intermedi, che dovrebbero essere utilizzati come indicatore dei progressivi e gradualmente miglioramenti della qualità dell'aria da perseguire.

I destinatari dichiarati delle AQG sono: i decisori ed esperti tecnici che operano a livello locale, nazionale e internazionale per la stesura e attuazione di regolamenti e norme per la qualità dell'aria, il controllo dell'inquinamento atmosferico, l'urbanistica e altri ambiti di intervento; le autorità nazionali e locali, le organizzazioni non governative, le organizzazioni della società civile, gli stakeholder industriali e le organizzazioni ambientali; gli accademici, i professionisti della valutazione dell'impatto sulla salute e l'ambiente e ricercatori nel campo dell'inquinamento atmosferico.

Le AQG, sostenute da 100 società scientifiche internazionali (di cui 9 italiane), ci dicono che tutti beneficeranno della riduzione dell'inquinamento atmosferico; tutti dovrebbero contribuire alla sua riduzione, dai cittadini ai decisori. L'OMS fornisce da un lato il *rationale* per motivare da subito l'adozione di politiche efficaci di qualità dell'aria, dall'altro gli strumenti per una valutazione quantitativa dei benefici sanitari ed economici derivanti dalla riduzione delle esposizioni ambientali. La stessa Organizzazione fornisce le stime di impatto economico dell'inquinamento atmosferico. Abbiamo quindi una direzione concreta da seguire, e una serie di strumenti per valutare l'efficacia di misure di contenimento dell'inquinamento dell'aria, sia in termini di salute della popolazione che di benefici economici per la società.

Gli sforzi per migliorare la qualità dell'aria includono anche misure, come la mobilità attiva, che comportano miglioramenti nello stato di salute della popolazione. Inoltre, gli effetti della riduzione dell'inquinamento dell'aria comportano benefici anche sulla mitigazione del cambiamento climatico. Promuovendo la sostenibilità ambientale e la tutela della salute pubblica, adottiamo quindi l'approccio vincente dei co-benefici, ovvero adozione di misure che possono portare vantaggi in settori diversi.

L'OMS stima che circa 7 milioni di morti premature ogni anno siano attribuibili all'effetto congiunto dell'inquinamento dell'aria ambiente outdoor e indoor, con un carico sopportato soprattutto dai paesi a basso e medio reddito. In Italia si calcolano circa 50 mila morti ogni anno secondo la Agenzia Europea per l'Ambiente, con un costo economico rilevante. Dunque, un impegno costante, in risposta alle linee guida OMS, di implementazione di ambiziose e urgenti misure di riduzione dell'inquinamento dell'aria porterà enormi e immediati miglioramenti per la salute e la qualità della vita di tutti i cittadini, nonché una riduzione delle disuguaglianze e dei costi sanitari sostenuti dalla società per il trattamento delle malattie legate all'inquinamento atmosferico.

Tabella 7.1. Livelli AQG raccomandati e obiettivi intermedi

Inquinante	Tempo di media	Obiettivo intermedio				Linee Guida OMS 2021
		1	2	3	4	
PM _{2,5} (µg/m ³)	Annuale	35	25	15	10	5
	24 ore ^a	75	50	37,5	25	15
PM ₁₀ (µg/m ³)	Annuale	70	50	30	20	15
	24 ore ^a	150	100	75	50	45
O ₃ (µg/m ³)	Valore di picco stagionale ^b	100	70	--	--	60
	8 ore ^a	160	120	--	--	100
NO ₂ (µg/m ³)	Annuale	40	30	20	--	10
	24 ore ^a	120	50	--	--	25
SO ₂ (µg/m ³)	24 ore ^a	125	50	--	--	40
CO (mg/m ³)	24 ore ^a	7	--	--	--	4

a) 99° percentile (ovvero 3-4 giorni di superamento all'anno)

b) Media della concentrazione media giornaliera massima su otto ore di O₃ nei sei mesi consecutivi con la più alta concentrazione media mobile semestrale di O₃.

Fonte (adattata): OMS, 2021

Tabella 7.2. Linee guida sulla qualità dell'aria per il biossido di azoto, l'anidride solforosa e il monossido di carbonio (tempi di media brevi) che non sono state rivalutate e rimangono valide

Inquinante	Tempo di media	Linee Guida OMS 2005 che rimangono valide
NO ₂ (µg/m ³)	1 ora	200
SO ₂ (µg/m ³)	10 minuti	500
	8 ore	10
CO (mg/m ³)	1 ora	35
	15 minuti	100

Fonte (adattata): OMS, 2021

7.4. Effetti sanitari dell'esposizione a basse concentrazioni: il progetto ELAPSE

Nel dicembre 2014, in risposta alla esigenza di fornire nuove evidenze sugli effetti avversi delle basse dosi di inquinamento atmosferico sulla salute, la Health Effects Institute (HEI) americana ha lanciato un bando per il finanziamento di studi epidemiologici sul tema (bando RFA 14-3: "Assessing Adverse Health Effects of Long-Term Exposure to Low Levels of Ambient Air Pollution"). Tre proposte progettuali sono state finanziate, una relativa ad uno studio di coorte statunitense (coorte Medicare), uno relativo ad uno studio di popolazione canadese (progetto MAPLE), ed infine uno relativo all'analisi di molteplici coorti, tradizionali ed amministrative, in Europa (progetto ELAPSE: Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe). I rapporti finali di tali tre progetti sono stati recentemente pubblicati (Brauer et al, 2022; Brunekreef et al, 2021; Dominici et al, 2022). I risultati di questi studi hanno avuto un ruolo determinante nell'informare il processo di revisione delle linee guida che l'OMS stava svolgendo in quel periodo. In particolare, l'ultimo dei tre studi, ELAPSE, svolge tuttora un ruolo chiave nel dibattito in corso in sede europea sulla opportunità di rivedere i limiti di legge. Nella parte che segue, si riporta una sintesi dei dati, delle metodologie e dei principali risultati conseguiti nel progetto ELAPSE.

I dati sanitari

Nell'ambito del progetto, sono stati raccolti i dati da molteplici coorti già esistenti in Europa, alcune di esse di tipo "tradizionale" (ovvero coorti di dimensione ridotta, ma dal ricco contenuto informativo in termini di caratteristiche individuali disponibili), ed altre di tipo "amministrativo" (ovvero coorti basate sul record linkage tra archivi di popolazione e sanitari, dunque coorti con meno informazioni individuali ma molto più numerose e rappresentative delle intere aree geografiche di pertinenza).

In particolare, per quanto riguarda le coorti tradizionali, sono stati raccolti dati di 14 coorti (quattro svedesi, tre danesi, due olandesi, tre tedesche, una austriaca ed una francese), per un totale di 325,367 soggetti con informazione completa su esiti, esposizioni e confondenti (6,339,553 anni-persona di osservazione, 47,131 decessi). Per esse si disponeva dell'informazione sull'età, il sesso, variabili individuali di stato socio-economico, ma anche stili di vita, quali le abitudini al fumo e il consumo di alcool, nonchè parametri fisiologici quali l'indice di massa corporea.

In merito alle coorti amministrative, invece, sono stati raccolti dati per sette coorti, di cui sei nazionali (Norvegia, Danimarca, Inghilterra, Belgio, Olanda, Svizzera) ed una metropolitana (Roma), per un totale di 28,153,138 soggetti con informazione completa su esiti, esposizioni e confondenti (257,859,621 anni-persona di osservazione, 3,593,741 decessi). Per esse si disponeva dell'informazione sull'età, il sesso, variabili individuali di stato socio-economico, ma non variabili di stile di vita o parametri fisiologici. Tuttavia, si è provveduto a complementare la mancanza di dati individuali con una ricca lista di variabili di contesto finalizzate a caratterizzare il tessuto sociale ed economico dell'area di residenza degli individui.

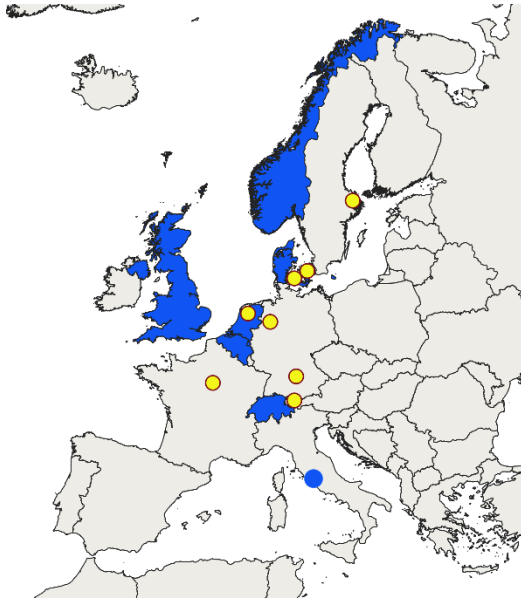
Per tutte le coorti, tradizionali e amministrative, sono stati definiti esiti di mortalità (per cause naturali, cardiovascolari, respiratorie, tumore polmonare) ed esiti di incidenza di specifiche patologie (malattie ischemiche cardiache, ictus, incidenza di tumore polmonare), attraverso procedure di record linkage tra archivi di popolazione e sanitari (di mortalità, di ricoveri ospedalieri, o di registri di patologia, a seconda delle coorti).

Da un punto di vista analitico, le 14 coorti tradizionali sono state combinate in un unico file analizzato centralmente (analisi "pooled"), mentre le sette coorti amministrative sono state analizzate

separatamente, ciascuna dal referente locale, ed i relativi risultati meta-analizzati in una fase successiva.

La Figura 7.2 presenta la dislocazione geografica delle coorti

Figura 7.2. Mappa delle coorti incluse nello studio ELAPSE. I cerchi gialli rappresentano le 14 coorti tradizionali, le aree blu le sette coorti amministrative. Si noti che alcune coorti tradizionali sono inserite nello stesso cerchio i quanto appartenenti alla stessa area.



I modelli di esposizione

Le concentrazioni annue di inquinanti atmosferici sono state stimate, per l'intero dominio dell'Europa occidentale, utilizzando modelli centralizzati di tipo "land use", come descritto in de Hoogh et al. (2018). In particolare, sono stati raccolti dati osservati di PM_{2,5}, NO₂, black carbon (BC) e O₃ (periodo aprile-settembre) relativamente all'anno 2010 da due fonti di dati: a) reti di monitoraggio standard, contenute nell'archivio AIRBASE, e b) campagne di monitoraggio ad-hoc operate nell'ambito del precedente progetto ESCAPE. È stato quindi definito un grigliato di celle di 100x100-m sull'intero dominio spaziale, e per ogni cella, utilizzando strumenti GIS, sono stati calcolati predittori spaziali relativi alla copertura del suolo, la densità di popolazione, indici di vegetazione, rete stradale, altitudine, etc. Tali dati sono stati complementati con dati satellitari e con stime modellistiche da modelli di dispersione. Tutti i suddetti predittori sono stati utilizzati per realizzare modelli di regressione multivariata finalizzati a predire la massima quota possibile di variabilità delle osservazioni. La procedura è stata implementata adottando tecniche di cross-validazione, ovvero dividendo il set di stazioni di monitoraggio in due gruppi, uno di training (su cui "addestrare" il modello statistico), ed uno di testing (su cui effettuare le

predizioni dal suddetto modello). Il confronto tra osservati e predetti nel dataset di testing ha consentito di ottimizzare il processo. Alla fine, il modello di predizione è stato applicato su tutte le celle 100x100-m del dominio europeo, così da ottenere stime dei quattro inquinanti (medie annue al 2010) per tutta l'Europa occidentale. Infine, ai soggetti delle coorti è stata assegnata l'esposizione ai quattro inquinanti in base alla cella 100x100-m in cui ricadeva l'indirizzo di residenza al baseline.

I metodi statistici

Come anticipato, le coorti tradizionali sono state inserite in un unico dataset analizzato congiuntamente, mentre quelle amministrative sono state analizzate separatamente. In entrambi i casi, le analisi sono state condotte sulla base di script definiti a livello centrale e reiterati in modo identico in tutte le coorti, al fine di ridurre il rischio di eterogeneità di risultati dovuti ad approcci analitici non comparabili.

In sintesi, sono stati adottati modelli di sopravvivenza a rischi proporzionali di Cox, in cui la variabile di esito era il tempo di sopravvivenza, definito come intervallo tra l'età al baseline e l'età minima tra l'esito di interesse (ad esempio la mortalità per cause naturali), l'emigrazione dall'area in studio, la perdita al follow-up o la fine dello studio. Gli inquinanti sono stati analizzati individualmente, o in modelli "bi-pollutant" al fine di valutarne gli effetti indipendenti sugli esiti in studio. I modelli inoltre sono stati aggiustati per variabili di confondimento individuali (sesso, stato civile, istruzione, occupazione, eventuali altre disponibili nelle diverse coorti) o di area (stato socio-economico, reddito, tasso di disoccupazione, livello medio di istruzione, etc.).

In una prima fase gli inquinanti sono stati analizzati con termini lineari, mentre successivamente, al fine di meglio caratterizzare la forma della relazione dose-risposta alle basse concentrazioni, sono stati implementati modelli con termini spline (curve flessibili) o modelli per sotto-insiemi, ovvero analizzando solo le osservazioni con esposizioni inferiori a predefinite soglie. Nel seguito, si riporta una sintesi dei principali risultati relativi al solo esito di mortalità per cause naturali, nel pool di coorti tradizionali (Strak et al. 2021) e nelle coorti amministrative (Stafoggia et al. 2022)

I principali risultati

Sono stati analizzati 325,367 soggetti (47,131 decessi per cause naturali) nelle coorti tradizionali, e 28,153,138 soggetti (3,593,741 decessi) in quelle amministrative. I livelli di inquinamento risultavano maggiori nelle coorti del sud Europa e minori nelle coorti scandinave, con livelli minimi di PM_{2,5} ed NO₂ nella coorte amministrativa norvegese ed in quelle tradizionali svedesi.

I principali risultati relativi all'associazione tra i quattro inquinanti e la mortalità per cause naturali nei due set di coorti sono riportati in Tabella 7.3, ed espressi come hazard ratios (HR), e intervalli di confidenza al 95% (IC 95%) per incrementi fissi degli inquinanti, pari a 5 µg/m³ per il PM_{2,5}, 10 µg/m³ per NO₂ ed O₃, e 1x10⁻⁵m⁻¹ per il BC. Si evidenziano incrementi di rischio significativi sia nel pool di coorti tradizionali, che in tutte le coorti amministrative (ad eccezione di quella belga) per i tre inquinanti legati a sorgenti antropogeniche (traffico, riscaldamento, etc.), mentre l'ozono presenta un andamento opposto, presumibilmente legato alla elevata correlazione negativa con gli altri inquinanti.

Tabella 7.3. Hazard ratios (HR) di mortalità per cause naturali, e intervalli di confidenza al 95% (IC 95%) per incrementi fissi degli inquinanti, pari a 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per il $\text{PM}_{2.5}$, 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per NO_2 ed O_3 , e $1 \times 10^{-5} \text{m}^{-1}$ per il BC. Risultati nel pool delle coorti tradizionali, nelle singole coorti amministrative e meta analisi di queste ultime

	$\text{PM}_{2.5}$			NO_2			BC			O_3 (apr-set)		
	HR	IC 95%		HR	IC 95%		HR	IC 95%		HR	IC 95%	
Pool di coorti tradizionali	1,130	1,106	1,155	1,086	1,070	1,102	1,081	1,065	1,098	0,896	0,878	0,914
Coorti amministrative												
Norvegia	1,076	1,066	1,086	1,062	1,055	1,070	1,051	1,043	1,059	0,931	0,919	0,944
Danimarca	1,141	1,118	1,164	1,107	1,096	1,118	1,084	1,073	1,095	0,911	0,895	0,926
Inghilterra	1,023	1,001	1,045	1,031	1,021	1,041	1,017	1,007	1,028	0,932	0,917	0,948
Olanda	1,021	0,999	1,044	1,030	1,019	1,041	1,030	1,019	1,041	0,983	0,972	0,995
Belgio	1,023	1,011	1,035	1,001	0,995	1,007	1,002	0,995	1,008	1,007	0,998	1,017
Svizzera	1,026	1,015	1,038	1,050	1,041	1,059	1,057	1,048	1,067	0,946	0,939	0,954
Roma	1,066	1,033	1,099	1,028	1,018	1,038	1,031	1,022	1,041	0,964	0,948	0,981
Meta-analisi	1,053	1,021	1,085	1,044	1,019	1,069	1,039	1,018	1,059	0,953	0,929	0,979

Le analisi che hanno modellato gli inquinanti con termini spline hanno evidenziato, sia nel pool di coorti tradizionali (Strak et al. 2021) che nella meta-analisi delle coorti amministrative (Stafoggia et al. 2022) andamenti del rischio di mortalità non lineari, con effetti più marcati alle basse dosi di $\text{PM}_{2.5}$, NO_2 e BC, ed una riduzione del rischio all'aumentare delle concentrazioni.

L'analisi per sottoinsiemi, riassunta in Tabella 7.4, conferma i risultati delle spline, evidenziando come associazioni significative tra i tre inquinanti e la mortalità per cause naturali persistano al di sotto di valori molto bassi dei diversi inquinanti, ad esempio al di sotto di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di $\text{PM}_{2.5}$, 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di NO_2 , e $1 \times 10^{-5} \text{m}^{-1}$ di BC. Tali risultati sono stati in particolar modo influenzati dagli effetti significativi a tali dosi riscontrati nelle coorti tradizionali svedesi (Strak et al. 2021) ed in quella amministrativa norvegese (Stafoggia et al. 2022).

Tabella 7.4. Hazard ratios (HR) di mortalità per cause naturali, e intervalli di confidenza al 95% (IC 95%) per incrementi fissi degli inquinanti, pari a 5 µg/m³ per il PM_{2.5}, 10 µg/m³ per l'NO₂, e 1x10⁻⁵m⁻¹ per il BC. Risultati delle analisi per sottoinsiemi condotte nel pool delle coorti tradizionali, e nelle coorti amministrative (meta-analisi).

Inquinante	Soglia	Coorti tradizionali			Coorti amministrative		
		HR	95% CI		HR	95% CI	
PM _{2.5}	< 25 µg/m ³	1,131	1,107	1,156	1,053	1,021	1,085
	< 20 µg/m ³	1,138	1,113	1,164	1,053	1,022	1,086
	< 15 µg/m ³	1,257	1,193	1,324	1,051	0,998	1,108
	< 12 µg/m ³	1,296	1,140	1,474	1,095	1,002	1,197
	< 10 µg/m ³	1,146	0,931	1,410	1,078	1,046	1,111
NO ₂	< 40 µg/m ³	1,101	1,083	1,119	1,049	1,024	1,075
	< 30 µg/m ³	1,114	1,088	1,140	1,063	1,031	1,097
	< 20 µg/m ³	1,099	1,033	1,170	1,061	0,985	1,143
BC	< 3.0 10 ⁻⁵ m ⁻¹	1,084	1,067	1,101	1,040	1,019	1,060
	< 2.5 10 ⁻⁵ m ⁻¹	1,091	1,074	1,109	1,042	1,021	1,063
	< 2.0 10 ⁻⁵ m ⁻¹	1,107	1,087	1,128	1,045	1,022	1,067
	< 1.5 10 ⁻⁵ m ⁻¹	1,125	1,086	1,165	1,061	1,032	1,092
	< 1.0 10 ⁻⁵ m ⁻¹	1,041	0,942	1,150	1,081	0,966	1,210

In conclusione, lo studio ELAPSE ha fornito nuove e solide evidenze sugli effetti avversi dell'esposizione cronica a basse concentrazioni di inquinamento atmosferico in Europa. Tali risultati sono stati determinanti nel processo di revisione delle linee guida operato dall'OMS, e sono oggetto di valutazione nel processo in corso per la revisione dei limiti di legge in sede europea.

7.5. Inquinamento e COVID-19: il progetto EpiCovAir

La pandemia di COVID-19 rappresenta una delle più gravi emergenze sanitarie che al 6 dicembre 2023, conta più di 770 milioni di casi e circa 7 milioni di decessi nel mondo. Di questi, circa 26 milioni di casi e 193 mila decessi solo in Italia, portandoci al nono posto di una triste classifica mondiale (OMS, 2023).

Il rapporto tra epidemia di COVID-19 e inquinamento atmosferico ha rappresentato fin dalle prime fasi pandemiche un tema critico di sanità pubblica. Ciò particolarmente in Italia, la prima nazione europea ad essere colpita con un elevato numero di casi, inizialmente localizzati proprio nel nord del paese, ove l'aria outdoor presenta livelli di inquinanti tra i più alti d'Europa.

L'Istituto Superiore di Sanità (ISS) e l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale con il Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (ISPRA-SNPA), in collaborazione con la Rete Italiana Ambiente e Salute (RIAS), hanno subito avviato un programma nazionale di studi epidemiologici, il progetto EpiCovAir, per analizzare le possibili connessioni tra l'epidemia di COVID-19 e l'esposizione di lungo periodo a inquinanti atmosferici. Ciò ha richiesto lo sviluppo di un approccio metodologico basato sull'integrazione di molteplici discipline, con esperti dei settori ambientale, sanitario ed accademico, come si evince dall'eterogenea composizione del gruppo di lavoro (Figura 7.3).

La peculiarità del progetto EpiCovAir, rispetto agli altri studi epidemiologici condotti in Italia, è che ha riguardato per la prima volta l'intera popolazione italiana dei casi di SARS-CoV-2 e dei relativi decessi registrati dal Sistema Nazionale di Sorveglianza Integrata COVID-19. EpiCovair si basa inoltre su dati individuali (sociodemografici e stato clinico) integrati con un'ampia gamma di dati di contesto, permettendo il controllo dei principali determinanti individuali e di area dell'incidenza e gravità di COVID-19.

Figura 7.3. Composizione del gruppo di lavoro del progetto EpiCovAir



La base comune del programma epidemiologico

I dati sanitari. Il sistema nazionale di sorveglianza integrata COVID-19 è la fonte ufficiale della documentazione dei casi COVID-19 in Italia (<https://www.epicentro.iss.it/coronavirus/>). Questo sistema

rappresenta la base di dati sanitari del progetto EpiCovAir, costituita da 4,170,474 soggetti risultati positivi al SARS-CoV-2 dal 20 febbraio 2020 al 16 giugno 2021, cioè nelle prime tre ondate epidemiche. Per ciascun soggetto sono disponibili informazioni sull'età al momento della diagnosi COVID-19, sesso, comune di residenza, data dell'esame, presenza di sintomi all'esordio, eventuale ricorso al ricovero ospedaliero e accesso ad un reparto di terapia intensiva, e stato in vita alla fine del follow-up (decesso o guarigione). Abbiamo escluso tutti i record con informazioni mancanti su età, sesso, comune di residenza o covariate a livello di area ($n = 44,156$); operatori sanitari ($n=131,003$). Inoltre, sono stati esclusi dalle analisi i comuni con meno di 3 osservati ($n=113$) per evitare la possibile identificazione di casi COVID-19, in conformità con il Regolamento (UE) 2016/679 per la protezione generale dei dati (GDPR). Erano dunque disponibili per le analisi 3,995,502 casi e 124,346 decessi, aggregati per comune di residenza.

I dati di esposizione. L'esposizione di lungo periodo all'inquinamento atmosferico è stata assegnata al comune di residenza di ciascun caso di COVID-19 a partire da un modello spazio-temporale di tipo random-forest precedentemente sviluppato (Stafoggia et al, 2020), le concentrazioni medie di PM₁₀, PM_{2.5} e NO₂ per ogni chilometro quadrato del territorio italiano nel corso del 2016–2019. Da queste stime, abbiamo derivato le concentrazioni medie di lungo periodo in ciascun comune ($n = 7.800$) calcolando la media dei valori giornalieri di tutte le celle della griglia di 1 km² che intersecavano il comune, con pesi proporzionali alla popolazione residente in ciascuna cella (esposizioni pesate per popolazione). Nella Tabella 7.5 sono riportati i livelli di esposizione ambientale espressi come media annua pesata sulla popolazione a livello comunale, la densità media abitativa e l'indice di riduzione della mobilità durante le tre ondate pandemiche, caratterizzato dai periodi di *lockdown* con una forte riduzione nel primo periodo.

Tabella 7.5. Livelli di inquinanti ambientali, densità della popolazione e variazione della mobilità.

Parametro	Variabile	Media	Range interquartile
Livelli di inquinanti	PM _{2.5} (µg/m ³)	17,1	8,5
	PM ₁₀ (µg/m ³)	25,6	8,9
	NO ₂ (µg/m ³)	23,1	11,9
Densità abitativa	(Abitanti/km ²)	307,3	239,5
Variazione % della mobilità*	Intero periodo	0,94	0,36
	1a ondata**	0,69	0,49
	2a ondata	1,08	0,30
	3a ondata	1,04	0,30

*Variazione % rispetto a gennaio 2020 (periodo pre- pandemico); **1^a ondata: 20.02.2020-31.05.2020); 2^a ondata: 15.09.2020-15.12.2020; 3^a ondata: 16.12.2020-15.06.2021

I dati di contesto

Una delle criticità degli studi sulla relazione tra inquinamento atmosferico ed epidemia di COVID-19 è legata alla scarsa considerazione di fattori rilevanti sia nella trasmissione del contagio che nei determinanti della gravità della patologia infettiva. A tal fine, abbiamo effettuato una prima raccolta di 123 variabili di possibile interesse dalle quali abbiamo selezionato 54 variabili informative a livello di comune, classificate in cinque domini principali volti a descrivere i determinanti più rilevanti della distribuzione spaziale dei casi e dei decessi di COVID-19: 1) Caratteristiche del comune (12 variabili); 2) della Popolazione (5 variabili); 3) la Mobilità (13 variabili); 4) Stato socioeconomico e sanitario (10 variabili); 5) Offerta sanitaria (14 variabili). Queste 54 variabili sono state poi sintetizzate in 12 componenti principali (CP), al fine di riassumerne il contenuto informativo in un numero ridotto di fattori (per dettagli si veda Bauleo et al, 2022).

Inoltre, grazie a un accordo di collaborazione con Enel X S.r.l., al fine di tenere conto delle differenze nella diffusione del contagio da SARS-CoV-2 all'interno di ciascun comune italiano e tra i diversi periodi pandemici, è stata costruita una nuova variabile che descrive la diminuzione percentuale mensile della mobilità durante il periodo di studio. Tale variabile rappresenta la media mensile della mobilità giornaliera all'interno di ogni comune, rispetto al periodo pre-pandemico (<https://www.enelx.com/it/it/istituzioni/servizi-citta-digitale/dashboard-covid-19> e <https://enelx-mobilityflowanalysis.here.com/dashboard/ITA/info.html>).

Strategie di analisi

Per valutare l'associazione dell'esposizione a lungo termine agli inquinanti atmosferici con l'incidenza di SARS-CoV-2 e la mortalità COVID-19, sono stati utilizzati modelli di regressione binomiale negativa. È stato applicato un disegno ecologico longitudinale misto con le unità di studio costituite da singoli comuni in Italia, e con dati individuali per caratteristiche demografiche (genere ed età) e stato clinico all'esordio della malattia. Come misure di esito è stato analizzato l'incremento percentuale sia del tasso di incidenza e del tasso di mortalità (in due studi pubblicati parallelamente: Ranzi et al, 2023; Stafoggia et al, 2023) e i corrispondenti intervalli di confidenza al 95% (IC95%) per incremento unitario nell'esposizione all'inquinamento ambientale. Le analisi sono state condotte partendo dal modello "grezzo" (nessun confondente) al modello finale, corretto per termini di interazione tra anno e mese (trend temporale), provincia (pattern spaziale), età e sesso (fattori individuali), una selezione delle 12 componenti principali (fattori contestuali). Le tre ondate pandemiche sono state definite in accordo con le indicazioni del sistema di sorveglianza ISS, come: prima (20/2/2020–31/5/2020), seconda (15/9/2020–15/12/2020) e terza ondata (16/12/2020–15/6/2021) e abbiamo implementato modelli separati per ondata. Un importante punto di forza del progetto è stato l'impiego di molteplici termini di interazione tra componenti temporali e spaziali nei modelli statistici ((interazione tra anno e mese (trend temporale), provincia (pattern spaziale), età e sesso (fattori individuali), e indicatori sintetici area-specifici (fattori contestuali)), nonché un ampio elenco di analisi di dettaglio per ondata pandemica, per genere e classe di età e molteplici analisi di sensibilità.

I principali risultati*Lo studio di incidenza*

L'associazione tra esposizione cronica agli inquinanti atmosferici e incidenza dell'infezione da SARS-CoV-2 è stata studiata selezionando, tra le 12 componenti principali rappresentative delle variabili di

contesto, quelle di interesse per l'esito di incidenza del contagio, ovvero quelle legate alle informazioni relative al comune (dimensione, posizione, grado di urbanizzazione), alla mobilità (indice di auto contenimento e attrazione), e allo stato socioeconomico e sanitario (tasso di ospedalizzazione e di mortalità, reddito familiare, imprenditorialità e indice di posizione socioeconomica). Inoltre, sono stata prese in considerazione anche la densità di popolazione, che da sola rappresenta un indicatore della diffusione delle malattie trasmissibili, e i cambiamenti di mobilità delle comunità durante l'epidemia (Ranzi et al. 2023).

La Tabella 7.6 descrive le principali caratteristiche della popolazione in studio: si osservano differenze rilevanti tra la prima ondata e le successive, con tassi di infezione paragonabili per sesso e non molto differenti nelle diverse classi di età considerate.

I risultati delle analisi indicano una associazione significativa tra l'esposizione cronica a inquinamento atmosferico e aumento dell'incidenza di infezione da SARS-CoV-2, con una forza di associazione in linea con studi di letteratura relativi a inquinamento e malattie infettive. In aggiunta, oltre sono state eseguite diverse analisi aggiuntive, per verificare la robustezza dei risultati ottenuti.

Tabella 7.6. Statistiche descrittive della popolazione in studio e tassi di incidenza dell'infezione da SARS-CoV-2, riferimento popolazione italiana).

	Casi COVID-19		Popolazione (al 2020)*		Tasso incidenza (x 1.000)	
	n	%	n	%	n	
Popolazione in studio	3.995.202	100	59.589.357	100	67	
Ondata pandemica**	1 ^a	201.210	5	53.563.455	89,8	4
	2 ^a	1.534.950	38	59.367.894	99,5	25
	3 ^a	2.259.042	57	59.487.982	99,7	38
Età (anni)	0-29	1.088.417	27	16.669.976	28	65
	30-49	1.114.070	28	15.778.899	26	71
	50-64	927.725	23	13.295.325	22	70
	65+	864.990	22	13.845.157	23	62

*Le differenze dovute alle modifiche nel numero di comuni coinvolti in ogni ondata, che dipende dalle limitazioni di includere solo comuni con osservati < 3; **1^a ondata: 20.02.2020-31.05.2020; 2^a ondata: 15.09.2020-15.12.2020; 3^a ondata: 16.12.2020-15.06.2021.

La Tabella 7.7 riporta i risultati di alcune di queste analisi, suddivise per ondata pandemica, stratificata per classi di età, e limitata ai soli soggetti che presentavano sintomi. I risultati indicano che ad incrementi di 1 µg/m³ di PM_{2,5}, PM₁₀ e NO₂ sono associati aumenti dei tassi di incidenza del virus pari 0.3% (intervallo di confidenza IC al 95%: 0.1%, 0.4%), 0.3% (IC 95%: 0.2%, 0.4%) e 0.9% (IC 95%: 0.8%, 1.0%), rispettivamente. L'effetto più alto lo si riscontra per la seconda ondata, inoltre si nota una relazione crescente all'aumentare dell'età. Limitando l'analisi ai soli soggetti sintomatici, non si

riscontrano sostanziali differenze nelle associazioni, a conferma che la diversa modalità di rilevamento dei casi durante le tre ondate non ha influenzato le associazioni trovate.

Tabella 7.7. Effetto degli inquinanti atmosferici sull'incidenza di casi di SARS-CoV-2 per ondata pandemica, età e tra i soggetti sintomatici. Aumento % del rischio di mortalità (%IR) e intervalli di confidenza al 95% (IC 95%), per incremento di 1 µg/m³ di PM_{2,5}, PM₁₀ e NO₂. Modello finale corretto per interazioni multiple tra anno-mese, provincia, classe di età, sesso e componenti principali.

		n	PM _{2,5}			PM ₁₀			NO ₂		
			%IR	95% CI		%IR	95% CI		%IR	95% CI	
Modello finale		3.995.202	0,3	0,1	0,4	0,3	0,2	0,4	0,9	0,8	1,0
Ondata epidemica*	1 ^a	201.210	0,2	-0,2	0,6	0,2	-0,1	0,4	0,6	0,3	0,9
	2 ^a	1.534.950	1,5	1,2	1,8	1,0	0,8	1,2	1,9	1,7	2,1
	3 ^a	2.259.042	-0,2	-0,4	0,0	0,0	-0,1	0,1	0,4	0,3	0,6
Età (anni)	0-29	1.088.417	-0,1	-0,4	0,2	0,0	-0,3	0,2	0,7	0,5	0,9
	30-49	1.114.070	0,0	-0,2	0,3	0,1	-0,1	0,3	0,7	0,5	0,9
	50-64	927.725	0,4	0,1	0,6	0,3	0,1	0,5	0,8	0,6	1,0
	65+	864.990	0,8	0,5	1,2	0,7	0,5	0,9	1,2	1,0	1,5
Stato clinico	Sintomatici	2.254.944	0,5	0,4	0,7	0,4	0,3	0,5	0,8	0,6	0,9

Lo studio di mortalità

L'associazione tra esposizione di lungo periodo agli inquinanti atmosferici e mortalità tra i casi di COVID-19 è stata analizzata innanzitutto aggregando i casi di COVID-19 (denominatori) e i decessi (numeratori) per comune, anno, mese, età e sesso. In secondo luogo, abbiamo implementato modelli di regressione binomiale negativa con il numero di decessi come variabile dipendente, il numero di casi come termine di "offset", l'inquinante atmosferico come esposizione, e con un livello crescente di aggiustamento per i potenziali fattori confondenti, dal modello "grezzo" (nessun confondente) al modello finale, corretto per termini di interazione tra anno e mese (trend temporale), provincia (pattern spaziale), età e sesso (fattori individuali), una selezione delle 12 componenti principali (fattori contestuali). Tale selezione è stata operata scegliendo solo i due domini informativi (stato socioeconomico e sanitario, offerta sanitaria) plausibilmente correlati alla distribuzione spaziale degli eventi fatali tra i casi di COVID-19 (Stafoggia et al, 2023).

Abbiamo complessivamente analizzato i dati relativi a 3.995.202 casi di Covid-19, 124.346 decessi, 391.329 ricoveri e 54.699 accessi in reparti di terapia intensiva (Tabella 7.8). Il 95% dei casi è stato diagnosticato nella seconda e terza ondata pandemica (38% e 57%), anche se la letalità è stata molto più elevata nel primo periodo (176/1.000), contro 27/1.000 e 21/1.000 nel secondo terzo periodo, rispettivamente (lo stesso si è osservato per i ricoveri e l'accesso alle terapie intensive. La mortalità è associata fortemente all'età, con il 72% dei decessi tra le persone con più di 75 anni. Anche i ricoveri e le terapie intensive hanno mostrato quote maggiori per unità di popolazione nelle classi anziane.

Tabella 7.8. Distribuzione dei decessi di COVID-19, tassi di letalità, ricoveri e accessi in terapia intensiva, per ondata pandemica ed età.

	Casi di COVID-19		Decessi		Tasso letalità (x 1.000)	Ricoveri		Terapie intensive		
	n	%	n	%		n	%	n	%	
Popolazione in studio	3.995.202	100	124.346	100	31	391.329	100	54.699	100	
Ondata pandemica*	1 ^a	201.210	5	35.440	29	176	82.340	21	9.978	18
	2 ^a	1.534.950	38	41.620	33	27	125.024	32	18.398	34
	3 ^a	2.259.042	57	47.286	38	21	183.964	47	26.323	48
Età (anni)	0-64	3.173.243	80	11.879	9	4	147.849	38	19.556	36
	65-74	369.907	9	23.164	19	63	83.450	21	17.500	32
	75-84	285.527	7	44.914	36	159	95.384	24	12.994	24
	85+	169.525	4	44.389	36	262	64.646	17	4.649	8

*1a ondata: 20.02.2020-31.05.2020; 2a ondata: 15.09.2020-15.12.2020; 3a ondata: 16.12.2020-15.06.2021

I principali risultati sono riportati in sintesi nella Tabella 7.9. Nel modello finale maggiormente predittivo (corretto per interazioni multiple tra anno-mese, provincia, classe di età, sesso e componenti principali) abbiamo rilevato aumenti dei tassi di mortalità pari 0.7% (intervallo di confidenza la 95% (IC 95%): 0.5%, 0.9%), 0.3% (IC 95%: 0.2%, 0.5%) e 0.6% (IC 95%: 0.5%, 0.8%), rispettivamente per incrementi di 1 µg/m³ di PM_{2,5}, PM₁₀ e NO₂. Le associazioni risultano più elevate nella prima e terza ondata pandemica per il PM, mentre non si sono registrate differenze di rilievo per l'NO₂. Inoltre, gli effetti più elevati per tutti gli inquinanti sono stati riscontrati negli anziani. Con lo stesso modello di analisi, abbiamo stimato un aumento dei tassi di ospedalizzazione e di accesso alle unità di terapia intensiva per incrementi unitari di inquinanti atmosferici sostanzialmente coerenti con quanto osservato per la mortalità. Le stime sono dello 0.9% (IC 95%: 0.7%, 1.1%), 0.6% (IC 95%: 0.5%, 0.8%) e 0.7% (IC 95%: 0.6%, 0.8%) per incrementi di 1 µg/m³ rispettivamente di PM_{2,5}, PM₁₀ e NO₂. Gli aumenti corrispondenti nei tassi di accesso alle unità di terapia intensiva sono stati dell'1.6% (IC 95%: 1.3%, 1.9%), 1.5% (IC 95%: 1.3%, 1.7%) e 1.0% (IC 95%: 0.8%, 1.1%).

Tabella 7.9. Effetto degli inquinanti atmosferici sulla mortalità di COVID-19, per ondata pandemica, età e tra i soggetti sintomatici. Aumento % del rischio di mortalità (%IR) e intervalli di confidenza al 95% (IC 95%), per incremento di 1 µg/m³ di PM_{2,5}, PM₁₀ e NO₂. Modello finale corretto per interazioni multiple tra anno-mese, provincia, classe di età, sesso e componenti principali.

	n	PM _{2,5}			PM ₁₀			NO ₂			
		%IR	95%	CI	%IR	95%	CI	%IR	95%	CI	
Modello finale	3.995.202	0,7	0,5	0,9	0,3	0,2	0,5	0,6	0,5	0,8	
Ondata epidemica*	1^a	201.210	1,1	0,5	1,6	0,7	0,4	1,0	0,7	0,4	1,0
	2^a	1.534.950	0,1	-0,4	0,5	0,1	-0,2	0,4	0,6	0,4	0,8
	3^a	2.259.042	0,9	0,6	1,3	0,3	0,0	0,5	0,7	0,5	0,8
Età (anni)	0-64	3.173.243	-0,7	-1,1	-0,2	-0,5	-0,7	-0,2	0,3	0,1	0,5
	65-74	369.907	-0,2	-0,9	0,5	0,0	-0,5	0,5	0,3	0,0	0,7
	75-84	282.527	1,0	0,3	1,6	0,5	0,0	0,9	0,9	0,5	1,2
	85+	169.525	1,7	1,0	2,5	0,8	0,4	1,3	0,8	0,4	1,1
Stato clinico alla diagnosi	Sintomatici	2.254.944	0,9	0,6	1,1	0,4	0,3	0,6	0,6	0,4	0,7

*1^a ondata: 20.02.2020-31.05.2020); 2^a ondata: 15.09.2020-15.12.2020; 3^a ondata: 16.12.2020-15.06.2021

Conclusioni

Abbiamo ottenuto risultati coerenti nel mostrare una associazione robusta e significativa dell'esposizione di lungo periodo (2016-2019) a inquinanti atmosferici sia per l'incidenza dell'infezione da SARS-CoV-2, sia con la mortalità COVID-19. Le associazioni evidenziate dagli studi EpiCovAir sono più forti tra i soggetti anziani, sia per l'incidenza dell'infezione che per la prognosi della malattia COVID-19, mostrando una coerenza rispetto alla documentata maggiore vulnerabilità delle persone anziane agli effetti dell'inquinamento atmosferico, e alla loro più alta fragilità rispetto alla gravità della patologia COVID-19.

L'utilizzo di molteplici termini di interazione tra componenti temporali e spaziali nei modelli statistici, l'impiego di variabili esplicative individuali e contestuali di area, nonché l'ampio elenco di analisi di sensibilità, forniscono prove suggestive di un plausibile nesso causale tra esposizione cronica all'inquinamento atmosferico l'incidenza del contagio e la prognosi sfavorevole per il COVID-19. La stima dell'esposizione a lungo termine agli inquinanti atmosferici ha beneficiato di un sofisticato modello di "machine learning" costruito su un ampio insieme di predittori spaziali e spaziotemporali.

L'associazione tra inquinamento di lungo periodo ed infezione a SARS-CoV-2 risulta più forte nella seconda ondata epidemica (9/2020-12/2020), ciò probabilmente anche in relazione all'avvio in quel periodo di iniziative di ampio screening a livello nazionale che hanno consentito la rilevazione di un elevato numero di infezioni anche tra le persone non sintomatiche (38% delle infezioni dell'intero periodo di studio), con casi rilevati in modo più omogeneo in tutte le aree geografiche e quindi più rappresentativi dei casi complessivi indipendentemente dalla presenza/gravità dei sintomi alla

diagnosi. Le associazioni tra inquinamento cronico e la mortalità tra i soggetti contagiati sono state invece più elevate durante la prima e la terza ondata pandemica. Nella prima ondata (2/2020-5/2020) le zone più colpite dal contagio sono state le regioni settentrionali (con anche livelli di inquinamento atmosferico più elevati), e il sistema di sorveglianza ha verosimilmente rilevato soprattutto casi gravi, perché solo le persone sintomatiche potevano essere sottoposte al test per l'infezione da SARS-CoV-2. Nella seconda ondata i casi più fragili, per i quali l'effetto a lungo termine dell'inquinamento atmosferico sulla mortalità era a priori più plausibile, erano già stati colpiti nella ondata precedente e quindi non si sono registrate associazioni significative. Nella terza ondata (12/2020-6/2021), iniziano a prevalere nuove varianti con nuovi casi di fragilità, rendendo verosimilmente l'effetto dell'inquinamento atmosferico sulla mortalità COVID-19 più vicino a quanto osservato nella prima ondata.

Le analisi limitate alla Pianura Padana mostrano incrementi dell'incidenza e della mortalità per aumenti unitari di inquinanti atmosferici sostanzialmente in linea con quanto osservato nell'intero Paese, avvalorando l'ipotesi di un ruolo chiave giocato dai fattori di contesto associati al contagio (studio d'incidenza) e alla prognosi (studio di mortalità) per i quali le stime di rischio sono opportunamente aggiustate (Ranzi et al, 2023 e Stafoggia et al, 2023).

EpiCovAir ha infine stimato che circa l'8% dei 124000 decessi per COVID-19 registrati tra i 4 milioni di casi delle prime tre ondate pandemiche possono essere attribuibili a esposizioni annuali superiori ai livelli raccomandati dalle linee guida sulla qualità dell'aria del 2021 dell'OMS (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>).

I risultati degli studi condotti forniscono nel complesso ulteriore sostegno agli importanti benefici per la salute pubblica derivanti dalla riduzione dei livelli di inquinamento dell'aria in Italia e nel mondo. Evidenziano altresì l'urgenza di azioni congiunte ed integrate dei sistemi nazionali di prevenzione sanitaria (SNPS) e di protezione ambientale (SNPA) per affrontare in modo integrato le emergenze sanitarie, ambientali e climatiche che si prospettano nel prossimo futuro.

7.6. Inquinamento atmosferico e incidenza di patologie: una revisione nell'ambito del progetto EMAPEC dell'Organizzazione Mondiale della Sanità

L'esposizione a lungo termine all'inquinamento atmosferico è stata associata in modo convincente alla mortalità. Le funzioni concentrazione-risposta (CRF), relazioni matematiche tra le concentrazioni di inquinanti atmosferici e la mortalità, sono state proposte sulla base di revisioni sistematiche (Chen, 2020; Huangfu P, 2020) e integrate da studi più recenti come l'ampia indagine europea ELAPSE (Hoffmann, 2022). Le principali sintesi delle evidenze riguardanti gli effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico, proposte dall'OMS come ad esempio il progetto HRAPIE (OMS, 2013) o le nuove linee guida sull'inquinamento atmosferico del 2021 (OMS, 2021), si basano principalmente su approfondite meta-analisi condotte su studi che consideravano come esito la mortalità causa-specifica. Le evidenze più limitate sugli esiti dell'inquinamento atmosferico sulla morbosità non hanno reso possibile lo stesso approccio sistematico utilizzato per la mortalità con conseguente sottostima dell'impatto effettivo dell'inquinamento atmosferico sulla salute.

Tuttavia, dal 2013 sono state pubblicate nuove evidenze nella letteratura scientifica sull'associazione tra inquinanti atmosferici e morbosità, e diversi documenti ufficiali hanno proposto varie CRF per la valutazione di impatto sanitario. Nel Regno Unito, Public Health England ha pubblicato una valutazione completa dell'impatto dell'inquinamento atmosferico accompagnata da un ampio elenco di esiti di morbosità (Public Health England, 2018). Nel 2020, il Comitato britannico sugli effetti medici degli

inquinanti atmosferici (COMEAP) ha formulato raccomandazioni per quantificare gli effetti sulla salute associati agli inquinanti atmosferici, compresa la morbosità (COMEAP, 2020). Il recente studio di valutazione d'impatto a sostegno della revisione delle direttive dell'UE sulla qualità dell'aria ambiente (EC, 2022) ha incluso diverse CRF di morbosità associate all'esposizione a lungo termine al PM_{2.5} (come ictus, infarto miocardico non fatale, asma nei bambini, broncopneumopatia cronica ostruttiva (BPCO), diabete di tipo 2 e cancro ai polmoni).

Di conseguenza l'OMS ha recentemente lanciato il progetto EMAPEC (Estimating the Morbidity from Air Pollution and its Economic Costs, OMS 2022) che si concentra sugli effetti avversi dell'inquinamento atmosferico sulla salute e sulle diverse patologie ad esso associate. Inoltre, il progetto attribuisce un'attenzione particolare allo sviluppo di valutazioni economiche, al fine di quantificare gli impatti globali (salute e costi) connessi alle conseguenze dell'inquinamento atmosferico. Nell'ambito del progetto è stata effettuata una valutazione sistematica delle revisioni sistematiche e delle meta-analisi esistenti per esaminare la relazione tra l'esposizione a lungo termine al particolato con un diametro aerodinamico inferiore a 2,5 µm (PM_{2.5}), il biossido di azoto (NO₂), l'ozono (O₃) e l'incidenza di diverse malattie. Infatti, negli studi focalizzati sull'incidenza della malattia, l'esposizione a lungo termine contribuisce al progressivo deterioramento della salute e, di conseguenza, all'insorgenza di nuove malattie nel tempo. Inoltre, l'esposizione a breve termine provoca anche la manifestazione di esiti acuti per la salute e contribuisce a complicazioni tra le persone già afflitte da condizioni mediche di base. La revisione del progetto EMAPEC si è concentrata sulle CRF per l'incidenza degli esiti di morbosità dovuti all'esposizione a lungo termine all'inquinamento atmosferico ².

Sulla base della letteratura epidemiologica, sono stati definiti a priori i seguenti esiti specifici per l'esposizione a lungo termine: asma nei bambini e negli adulti, infezioni acute delle basse vie respiratorie (ALRI) nei bambini e negli adulti, broncopneumopatia cronica ostruttiva (BPCO) per malattie respiratorie non maligne; Eventi di Cardiopatia Ischemica (es. infarto miocardico acuto), Ictus, Scemenso Cardiaco, Iperensione e Fibrillazione Atriale per le malattie cardiovascolari; Disturbi dello Spettro Autistico, Malattia di Parkinson e Demenza per le malattie neurologiche; e Cancro al polmone. Inoltre, sono stati presi in considerazione il diabete di tipo 2 per i disturbi metabolici e il basso peso alla nascita per gli esiti riproduttivi.

² Al momento della redazione di questo paragrafo il lavoro "Choices of morbidity outcomes and concentration-response functions for Health Risk Assessment of long-term exposure to air pollution" di Forastiere, Spadaro, Ancona, Andersen, Cozzi, Gumy, Loncar, Mudu, Medina, Perez Velasco, Walton, Zhang e Krzyzanowski è stato sottomesso ed è in corso il processo di revisione, per tale motivo verranno qui descritti gli aspetti principali del processo, rimandando per gli approfondimenti all'articolo pubblicato. Il protocollo dell'umbrella review è stato registrato in Prospero il 15 febbraio 2023 (CRD42023397145) (con un addendum presentato l'11 aprile 2023).

Metodi

Considerando le determinazioni di causalità fornite dall'EPA degli Stati Uniti attraverso gli Integrated Science Assessments per PM_{2,5}, NO₂ e O₃, è stato elaborato un elenco di coppie inquinante/esito. Questo elenco si basa sulle valutazioni di causalità fornite da tali valutazioni e sull'evidenza di una relazione causale tra inquinanti atmosferici e specifici esiti per la salute. È stata effettuata una ricerca bibliografica utilizzando due database, individuando complessivamente 75 revisioni sistematiche e meta-analisi rilevanti per PM_{2,5} e NO₂. Non sono state identificate revisioni pertinenti per l'esposizione a lungo termine all'ozono. La qualità di questi studi è stata valutata mediante un adattamento dello strumento AMSTAR-2, focalizzato su aspetti rilevanti per gli studi sugli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute, come la ricerca bibliografica, l'estrazione dei dati, l'analisi statistica e la valutazione dei bias. In una seconda fase, è stata valutata la forza delle evidenze epidemiologiche e i risultati per le revisioni sistematiche e le meta-analisi di qualità alta o moderata. Sono stati sviluppati criteri specifici per questa valutazione, prendendo in considerazione fattori quali il numero di studi inclusi, la distribuzione geografica, l'eterogeneità dei risultati, la significatività statistica e la precisione della stima del rischio aggregato nella meta-analisi, nonché la coerenza con gli studi più recenti. Sulla base di questa valutazione, i risultati sono stati suddivisi in tre elenchi: Elenco A (causalità stabilita con forte evidenza), Elenco B+ (causalità stabilita con evidenza moderata o causalità suggestiva con forte evidenza) e Elenco B- (causalità stabilita con evidenza debole o causalità suggestiva con evidenza moderata).

Risultati

Nella valutazione finale, l'elenco A comprende sette esiti associati a PM_{2,5} (asma nei bambini, BPCO, eventi IHD, ictus, ipertensione, demenza, cancro ai polmoni) e tre esiti correlati a NO₂ (asma nei bambini e negli adulti, infezioni acute delle basse vie respiratorie (ALRI) nei bambini), tutti accompagnati da specifiche Funzioni Concentrazione-Risposta (CRF). Due ulteriori esiti (diabete e disturbi dello spettro autistico) legati a PM_{2,5} sono stati inseriti nell'Elenco B+. Le CRF raccomandate sono strettamente associate all'incidenza delle malattie, fornendo così una base solida per l'analisi. Per garantire la coerenza e l'applicabilità nell'Health Risk Assessment, sono stati specificati i codici ICD10, le fasce di età e gli intervalli di concentrazione consigliati (consultabili nella Tabella 7.10).

Tabella 7.10. Stime del rischio relativo per l'incidenza di malattie da revisioni sistematiche selezionate raccomandate per la valutazione del rischio sanitario di PM_{2,5} e NO₂

Esito (incidenza)	Codici ICD10	Età (anni)	Lista	RR(IC 95%) per 10 µg/m ³	Riferimento SR
Asma nei bambini	J45	0 - 18	Un	1,34 (1,10; 1,63)	Khreis et al. (2017)
BPCO	J41 – J44	30+	Un	1,18 (1,13; 1,23)	Park et al. (2021)
Eventi IHD	I21-I22	30+	Un	1,13 (1,05; 1,22)†	Zhu et al. (2021)
Infarto	I60 – I64	30+	Un	1,16 (1,12; 1,20)†	Yuan et al. (2019)
Ipertensione	I10 - I11	30+	Un	1,17 (1,05; 1,30)†	Qin et al. (2021)
Diabete	E11 – E14	30+	B+	1,10 (1,03; 1,18)†	Yang et al. (2020)
Demenza	F00-F03, G30	60+	Un	1,47 (1,23; 1,78)†	Cheng et al. (2022)
Disturbi dello spettro autistico	F84.0, F84.1, F84.5, F84.8, F84.9	2 - 12	B+	1,66 (1,23; 2,25)†	Lin LZ et al. (2022)
Cancro al polmone	C34	30+	Un	1,16 (1,10; 1,23)	Yu et al. (2021)
Asma nei bambini	J45	0 - 18	Un	1,10 (1,05; 1,18)	Khreis et al. (2017)
Asma negli adulti	J45	19+	Un	1,10 (1,01; 1,21)	HEI (2022)
ALRI nei bambini	J12 – J18, J20 – J22	0 - 12	Un	1,09 (1,03; 1,16)	HEI (2022)

Conclusioni

La revisione ha esaminato approfonditamente le revisioni sistematiche e le meta-analisi al fine di identificare le Funzioni di Risposta alla Concentrazione (CRF) più adeguate per l'analisi dell'incidenza di malattie nell'ambito dell'Health Risk Assessment legato all'esposizione a lungo termine all'inquinamento atmosferico. Questo approccio è concepito per fornire un orientamento chiaro e dettagliato, costituendo così un fondamento robusto per la valutazione del rischio sanitario associato a PM_{2,5} e NO₂. Le raccomandazioni emerse da questa valutazione possono svolgere un ruolo cruciale nell'orientare la realizzazione di Health Risk Assessments affidabili. Tale contributo è essenziale per favorire un processo decisionale basato sull'evidenza degli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute. In prospettiva, la ricerca futura è chiamata a continuare l'opera di aggiornamento e perfezionamento di tali raccomandazioni, tenendo il passo con l'emergere di nuove evidenze e l'evoluzione delle metodologie. Ciò garantirà che le linee guida rimangano all'avanguardia, riflettendo al meglio la complessità delle relazioni tra inquinanti atmosferici e impatti sulla salute.

Bibliografia

- Bauleo L, Giannini S, Ranzi A, Nobile F, Stafoggia M, Ancona C, Iavarone I, The EpiCovAir Study Group. A Methodological Approach to Use Contextual Factors for Epidemiological Studies on Chronic Exposure to Air Pollution and COVID-19 in Italy. *Int J Environ Res Public Health*. 2022 Mar 1;19(5):2859. doi: 10.3390/ijerph19052859.
- Brunekreef B, Strak M, Chen J, Andersen ZJ, Atkinson R, Bauwelinck M, Bellander T, Boutron MC, Brandt J, Carey I, Cesaroni G, Forastiere F, Fecht D, Gulliver J, Hertel O, Hoffmann B, de Hoogh K, Houthuijs D, Hvidtfeldt U, Janssen N, Jorgensen J, Katsouyanni K, Ketzel M, Klompmaker J, Hjertager Krog N, Liu S, Ljungman P, Mehta A, Nagel G, Oftedal B, Pershagen G, Peters A, Raaschou-Nielsen O, Renzi M, Rodopoulou S, Samoli E, Schwarze P, Sigsgaard T, Stafoggia M, Vienneau D, Weinmayr G, Wolf K, Hoek G. Mortality and Morbidity Effects of Long-Term Exposure to Low-Level PM_{2.5}, BC, NO₂, and O₃: An Analysis of European Cohorts in the ELAPSE Project. *Res Rep Health Eff Inst*. 2021; 2021(208):1-127.
- Brauer M, Brook JR, Christidis T, Chu Y, Crouse DL, Erickson A, Hystad P, Li C, Martin RV, Meng J, Pappin AJ, Pinault LL, Tjepkema M, van Donkelaar A, Weagle C, Weichenthal S, Burnett RT. Mortality-Air Pollution Associations in Low Exposure Environments (MAPLE): Phase 2. *Res Rep Health Eff Inst*. 2022; 2022(212):1-91.
- Chen J, Hoek G. Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environ Int*. 2020 Oct;143:105974. doi: 10.1016/j.envint.2020.105974. Epub 2020 Jul 20. PMID: 32703584.
- Cheng S, Jin Y, Dou Y, Zhao Y, Duan Y, Pei H, Lyu P. Long-term particulate matter 2.5 exposure and dementia: a systematic review and meta-analysis. *Public Health*. 2022 Nov;212:33-41. doi: 10.1016/j.puhe.2022.08.006
- Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP). Summary of recommendations for quantifying the health effects of air pollutants. PHE publications, October 2020, UK <https://www.gov.uk/government/publications/air-pollutants-quantification-of-associated-health-effects>
- de Hoogh K, Chen J, Gulliver J, Hoffmann B, Hertel O, Ketzel M, Bauwelinck M, van Donkelaar A, Hvidtfeldt UA, Katsouyanni K, Klompmaker J, Martin RV, Samoli E, Schwartz PE, Stafoggia M, Bellander T, Strak M, Wolf K, Vienneau D, Brunekreef B, Hoek G. Spatial PM_{2.5}, NO₂, O₃ and BC models for Western Europe - Evaluation of spatiotemporal stability. *Environ Int*. 2018; 120:81-92. doi: 10.1016/j.envint.2018.07.036.
- Dominici F, Zanobetti A, Schwartz J, Braun D, Sabath B, Wu X. Assessing Adverse Health Effects of Long-Term Exposure to Low Levels of Ambient Air Pollution: Implementation of Causal Inference Methods. *Res Rep Health Eff Inst*. 2022; 2022(211):1-56.
- European Commission, Directorate-General for Environment, Study to support the impact assessment for a revision of the EU Ambient Air Quality Directives : final report : appendix, Publications Office of the European Union, 2022, <https://data.europa.eu/doi/10.2779/49843>
- HEI (Health Effects Institute) Panel, 2022. Systematic Review and Meta-Analysis of Selected Health Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution. Special Report 23. Boston, MA, US: Health Effects Institute
- Huangfu P, Atkinson R. Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environ Int*. 2020 Nov;144:105998. doi: 10.1016/j.envint.2020.105998. Epub 2020 Oct 5. PMID: 33032072; PMCID: PMC7549128.
- Hill W, Lim EL, Weeden CE, Lee C, Augustine M, Chen K, Kuan FC, Marongiu F, Evans EJ Jr, Moore DA, Rodrigues FS, Pich O, Bakker B, Cha H, Myers R, van Maldegem F, Boumelha J, Veeriah S, Rowan A, Naceur-Lombardelli C, Karasaki T, Sivakumar M, De S, Caswell DR, Nagano A, Black JRM, Martínez-Ruiz C, Ryu MH,

Huff RD, Li S, Favé MJ, Magness A, Suárez-Bonnet A, Priestnall SL, Lüchtenborg M, Lavelle K, Pethick J, Hardy S, McDonald FE, Lin MH, Troccoli CI, Ghosh M, Miller YE, Merrick DT, Keith RL, Al Bakir M, Bailey C, Hill MS, Saal LH, Chen Y, George AM, Abbosh C, Kanu N, Lee SH, McGranahan N, Berg CD, Sasieni P, Houlston R, Turnbull C, Lam S, Awadalla P, Grönroos E, Downward J, Jacks T, Carlsten C, Malanchi I, Hackshaw A, Litchfield K; TRACERx Consortium; DeGregori J, Jamal-Hanjani M, Swanton C. Lung adenocarcinoma promotion by air pollutants. *Nature*. 2023 Apr;616(7955):159-167. doi: 10.1038/s41586-023-05874-3. Epub 2023 Apr 5. PMID: 37020004.

Hoffmann B, Brunekreef B, Andersen ZJ, Forastiere F, Boogaard H. Benefits of future clean air policies in Europe: Proposed analyses of the mortality impacts of PM_{2.5} and NO₂. *Environ Epidemiol*. 2022 Aug 31;6(5):e221. doi: 10.1097/EE9.000000000000221. PMID: 36249272; PMCID: PMC9556041

Khreis H, Kelly C, Tate J, Parslow R, Lucas K, Nieuwenhuijsen M. Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environ Int*. 2017 Mar;100:1-31. doi: 10.1016/j.envint.2016.11.012.

Lin LZ, Zhan XL, Jin CY, Liang JH, Jing J, Dong GH. The epidemiological evidence linking exposure to ambient particulate matter with neurodevelopmental disorders: A systematic review and meta-analysis. *Environ Res*. 2022 Jun;209:112876. doi: 10.1016/j.envres.2022.112876

Li T, Yu Y, Sun Z, Duan J. A comprehensive understanding of ambient particulate matter and its components on the adverse health effects based on epidemiological and laboratory evidence. *Part Fibre Toxicol*. 2022 Nov 29;19(1):67. doi: 10.1186/s12989-022-00507-5. PMID: 36447278; PMCID: PMC9707232.

Ma R, Su H, Jiao K, Liu J. Role of Th17 cells, Treg cells, and Th17/Treg imbalance in immune homeostasis disorders in patients with chronic obstructive pulmonary disease. *Immun Inflamm Dis*. 2023 Feb;11(2):e784. doi: 10.1002/iid3.784. PMID: 36840492; PMCID: PMC9950879.

Mascolo MG, Perdichizzi S, Vaccari M, Rotondo F, Zanzi C, Grilli S, Paparella M, Jacobs MN, Colacci A. The transformics assay: first steps for the development of an integrated approach to investigate the malignant cell transformation in vitro. *Carcinogenesis*. 2018 Jul 3;39(7):955-967. doi: 10.1093/carcin/bgy037. Erratum in: *Carcinogenesis*. 2018 Jul 3;39(7):968. PMID: 29554273; PMCID: PMC6031005.

Park J, Kim HJ, Lee CH, Lee CH, Lee HW. Impact of long-term exposure to ambient air pollution on the incidence of chronic obstructive pulmonary disease: A systematic review and meta-analysis. *Environ Res*. 2021 Mar;194:110703. doi: 10.1016/j.envres.2020.110703.

Public Health England. Estimation of costs to the NHS and social care due to the health impacts of air pollution. PHE publications, May 2018, UK. <https://www.gov.uk/government/publications/air-pollution-a-tool-to-estimate-healthcare-costs>.

Qin P, Luo X, Zeng Y, Zhang Y, Li Y, Wu Y, Han M, Qie R, Wu X, Liu D, Huang S, Zhao Y, Feng Y, Yang X, Hu F, Sun X, Hu D, Zhang M. Long-term association of ambient air pollution and hypertension in adults and in children: A systematic review and meta-analysis. *Sci Total Environ*. 2021 Nov 20;796:148620. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148620

Ranzi A, Stafoggia M, Giannini S, Ancona C, Bella A, Cattani G, Pezzotti P, Iavarone I; EpiCovAir Study Group. Esposizione a lungo termine a inquinamento dell'aria ambiente e incidenza di infezioni di SARS-CoV-2 in Italia: lo studio EpiCovAir. *Epidemiol Prev*. 2023 May-Jun;47(3):125-136. doi: 10.19191/EP23.3.A605.025.

Stafoggia M, Cattani G, Ancona C, Ranzi A. La valutazione dell'esposizione della popolazione italiana all'inquinamento atmosferico nel periodo 2016-2019 per lo studio della relazione tra inquinamento atmosferico e COVID-19. *Epidemiol Prev.* 2020 Sep-Dec;44(5-6 Suppl 2):161-168. doi: 10.19191/EP20.5-6.S2.115.

Stafoggia M, Oftedal B, Chen J, Rodopoulou S, Renzi M, Atkinson RW, Bauwelinck M, Klompaker JO, Mehta A, Vienneau D, Andersen ZJ, Bellander T, Brandt J, Cesaroni G, de Hoogh K, Fecht D, Gulliver J, Hertel O, Hoffmann B, Hvidtfeldt UA, Jöckel KH, Jørgensen JT, Katsouyanni K, Ketzel M, Kristoffersen DT, Lager A, Leander K, Liu S, Ljungman PLS, Nagel G, Pershagen G, Peters A, Raaschou-Nielsen O, Rizzuto D, Schramm S, Schwarze PE, Severi G, Sigsgaard T, Strak M, van der Schouw YT, Verschuren M, Weinmayr G, Wolf K, Zitt E, Samoli E, Forastiere F, Brunekreef B, Hoek G, Janssen NAH. Long-term exposure to low ambient air pollution concentrations and mortality among 28 million people: results from seven large European cohorts within the ELAPSE project. *Lancet Planet Health.* 2022; 6(1):e9-e18. doi: 10.1016/S2542-5196(21)00277-1.

Stafoggia M, Ranzi A, Ancona C, Bauleo L, Bella A, Cattani G, Nobile F, Pezzotti P, Iavarone I; EpiCovAir Study Group. Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Mortality among Four Million COVID-19 Cases in Italy: The EpiCovAir Study. *Environ Health Perspect.* 2023 May;131(5):57004. doi: 10.1289/EHP11882. Epub 2023 May

Strak M, Weinmayr G, Rodopoulou S, Chen J, de Hoogh K, Andersen ZJ, Atkinson R, Bauwelinck M, Bekkevold T, Bellander T, Boutron-Ruault MC, Brandt J, Cesaroni G, Concin H, Fecht D, Forastiere F, Gulliver J, Hertel O, Hoffmann B, Hvidtfeldt UA, Janssen NAH, Jöckel KH, Jørgensen JT, Ketzel M, Klompaker JO, Lager A, Leander K, Liu S, Ljungman P, Magnusson PKE, Mehta AJ, Nagel G, Oftedal B, Pershagen G, Peters A, Raaschou-Nielsen O, Renzi M, Rizzuto D, van der Schouw YT, Schramm S, Severi G, Sigsgaard T, Sørensen M, Stafoggia M, Tjønneland A, Verschuren WMM, Vienneau D, Wolf K, Katsouyanni K, Brunekreef B, Hoek G, Samoli E. Long term exposure to low level air pollution and mortality in eight European cohorts within the ELAPSE project: pooled analysis. *BMJ.* 2021; 374:n1904. doi: 10.1136/bmj.n1904.

Vogel CFA, Van Winkle LS, Esser C, Haarmann-Stemmann T. The aryl hydrocarbon receptor as a target of environmental stressors - Implications for pollution mediated stress and inflammatory responses. *Redox Biol.* 2020 Jul;34:101530. doi: 10.1016/j.redox.2020.101530. Epub 2020 Apr 18. PMID: 32354640; PMCID: PMC7327980.

Wang Y, Xu J, Meng Y, Adcock IM, Yao X. Role of inflammatory cells in airway remodeling in COPD. *Int J Chron Obstruct Pulmon Dis.* 2018 Oct 12;13:3341-3348. doi: 10.2147/COPD.S176122. PMID: 30349237; PMCID: PMC6190811.

Whaley P, Nieuwenhuijsen M, Burns J, editors (2021). Update of the WHO global air quality guidelines: systematic reviews. *Environ Int.* 142(Special issue) (<https://www.sciencedirect.com/journal/environment-international/special-issue/10MTC4W8FXJ>).

OMS. WHO Coronavirus (COVID-19) Dashboard (<https://covid19.who.int/> ultimo accesso 8 dicembre 2023).

OMS (2013). Health risks of air pollution in Europe: HRAPIE project: new emerging risks to health from air pollution: results from the survey of experts. *WHO/EURO:2013-6696-46462-67326*

OMS (2022). Estimating the morbidity from air pollution and its economic costs <https://www.who.int/activities/estimating-the-morbidity-from-air-pollution-and-its-economic-costs> 2022

Yang BY, Fan S, Thiering E, Seissler J, Nowak D, Dong GH, Heinrich J. Ambient air pollution and diabetes: A systematic review and meta-analysis. *Environ Res.* 2020 Jan;180:108817. doi: 10.1016/j.envres.2019.108817. Epub 2019 Oct 12. PMID: 31627156.

Yuan S, Wang J, Jiang Q, He Z, Huang Y, Li Z, Cai L, Cao S. Long-term exposure to PM_{2.5} and stroke: A systematic review and meta-analysis of cohort studies. *Environ Res.* 2019 Oct;177:108587. doi: 10.1016/j.envres.2019.108587

OMS (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization. <https://iris.who.int/handle/10665/345329>. License: CC BY-NC-SA 3.0 IGO

Zhu W, Cai J, Hu Y, Zhang H, Han X, Zheng H, Wu J. Long-term exposure to fine particulate matter relates with incident myocardial infarction (MI) risks and post-MI mortality: A meta-analysis. *Chemosphere.* 2021 Mar;267:128903. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128903.

8. MISURE DI RISANAMENTO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA: INTERVENTI IN CORSO A LIVELLO NAZIONALE

Fabio Romeo¹
¹ISPRAM/ASE

8.1. Introduzione

Le norme nazionali in materia di qualità dell'aria affidano alle regioni e alle province autonome le attività di valutazione e di pianificazione finalizzate a conoscere il contesto territoriale, identificare le misure più efficaci per il rispetto dei valori di qualità dell'aria ed assicurarne l'attuazione.

Tale quadro istituzionale, attivo già nella normativa nazionale precedente all'entrata in vigore delle norme comunitarie in materia, è stato confermato dal d.lgs. 155/2010 che costituisce la norma quadro nazionale che recepisce tutte le venticinque direttive comunitarie in materia di valutazione e gestione di qualità dell'aria.

Il ruolo dell'azione regionale ha un'importanza centrale nel processo di risanamento della qualità dell'aria; eppure, nonostante i piani di risanamento sempre più ambiziosi che si sono susseguiti negli anni, la presenza di aree territoriali (in particolare quella delle regioni del Bacino padano) in cui sono presenti condizioni orografiche e metereologiche particolarmente svantaggiose alla rimozione degli inquinanti, ha fortemente rallentato il processo di risanamento.

Si pensi a tal proposito che nelle regioni del Bacino padano, durante il lockdown determinato dall'emergenza pandemica da COVID-19 del marzo 2020, nonostante il blocco pressoché totale delle attività industriali e dei trasporti, i valori del materiale particolato PM₁₀ non sono affatto diminuiti e, in alcune giornate caratterizzate da condizioni metereologiche particolarmente avverse, sono stati registrati anche dei superamenti dei relativi valori limite.

La situazione di inadempimento rispetto ai superamenti di qualità dell'aria per alcuni inquinanti ha determinato l'apertura di tre procedure di infrazione contro l'Italia.

A luglio 2014 è stata aperta una procedura di infrazione per i superamenti del PM₁₀ (procedura 2014/2147). A maggio 2015 è stata aperta una procedura di infrazione anche per i superamenti dell'NO₂ (procedura 2015/2043). Per entrambe le procedure la Corte di giustizia Europea ha emesso sentenza di accertamento dell'inadempimento da parte dell'Italia ex articolo 258 del TFUE. La sentenza PM₁₀ ha riguardato una serie di zone ricomprese nelle Regioni Campania, Emilia-Romagna, Lazio, Lombardia, Piemonte, Puglia, Sicilia, Toscana, Umbria e Veneto mentre la sentenza biossido di azoto NO₂ una serie di zone nelle Regioni Lazio, Liguria, Lombardia, Piemonte, Sicilia e Toscana. Per quanto la situazione stia evolvendo in senso positivo, ed alcune zone abbiano risolto le problematiche connesse ai superamenti della qualità dell'aria, appare probabile un avanzamento dell'infrazione e l'apertura di un procedimento ex articolo 260 del TFUE, che potrebbe concludersi con una condanna della Corte di Giustizia europea e con il pagamento di una sanzione a carico dell'Italia.

Nel 2020 è stata aperta anche una terza procedura di infrazione contro l'Italia per i superamenti del PM_{2,5} ad oggi ancora allo stato di messa in mora ai sensi dell'articolo 258 del Trattato sul Funzionamento dell'Unione Europea (la procedura riguarda zone nelle Regioni Lombardia e Veneto).

In tale quadro così complesso all'Amministrazione centrale la vigente normativa italiana ha attribuito funzioni di indirizzo e coordinamento, nonché il potere di adottare misure di carattere nazionale destinate ad intervenire sull'intero territorio nazionale, senza limitarsi alle sole zone di superamento. Le misure nazionali, che si aggiungono alle disposizioni comunitarie in materia, sono, pertanto, generalmente finalizzate ad intervenire sulle fonti, ovunque localizzate, che contribuiscono ai superamenti, mirando in questo modo ad una generale riduzione delle concentrazioni degli inquinanti. Alla luce delle citate difficoltà regionali alla gestione del processo di miglioramento della qualità dell'aria, negli ultimi anni l'azione nazionale ha previsto anche una fase più operativa con azioni normative e di incentivazione più mirate, che da un lato si rivolgono alla gestione di temi sul quale le Regioni non hanno potestà legislativa e dall'altro, supportano le stesse Regioni nell'attuazione degli interventi previsti dalla loro pianificazione. Entrambe le tipologie di misure assumono particolare rilievo in un contesto così critico, sia in termini di efficacia in termini di riduzione delle emissioni (le misure normative, infatti, pur avendo un rilevante impatto economico e sociale sono in genere quelle che producono i maggiori risultati), sia in termini di sostegno e formazione educazione (le misure di incentivazione non sempre sono in grado di produrre risultati consistenti in termini di riduzione delle emissioni, ma hanno un fondamentale ruolo di comunicazione verso i cittadini).

8.2. Iniziative nazionali

Si illustrano di seguito le principali azioni e misure attuate nel recente periodo o in corso di attuazione a livello nazionale destinate in via prioritaria alla riduzione di emissioni di inquinanti ed al miglioramento della qualità dell'aria. Non sono pertanto illustrate ulteriori rilevanti iniziative nazionali che possono indirettamente produrre effetti di miglioramento della qualità dell'aria, quali ad esempio quelle in materia di trasporti (ferrobonus, marebonus, materiale rotabile ferroviario, trasporto rapido di massa etc.) o quelle derivanti dall'attuazione del PNRR. In tale ultimo ambito in particolare, stante le ingenti risorse previste, sono attesi contributi positivi dalle iniziative per il settore della mobilità (rinnovo flotte bus e treni verdi, rafforzamento mobilità ciclistica, trasporto intermodale e diffusione mezzi ad idrogeno), agricoltura (incentivi ricambio mezzi agricoli, diffusione di tecnologie a basso rilascio di inquinanti e produzione biometano) ed efficienza energetica.

8.3. Programma nazionale di controllo dell'inquinamento atmosferico

Il programma nazionale di riduzione delle emissioni in atmosfera è un documento di programmazione previsto dal decreto legislativo n. 81 del 30 maggio 2018, che recepisce nell'ordinamento nazionale la direttiva 2016/2284/UE, concernente la riduzione delle emissioni nazionali di determinati inquinanti atmosferici, la cosiddetta direttiva NEC (National Emission Ceilings).

La direttiva stabilisce obiettivi di riduzione delle emissioni nazionali per alcuni inquinanti atmosferici (biossido di zolfo, gli ossidi di azoto, i composti organici volatili non metanici, l'ammoniaca e le polveri PM_{2,5}) da raggiungere entro il 2020 e il 2030. Tali obiettivi sono individuati come percentuali di riduzione delle emissioni rispetto ai valori registrati nel 2005 e devono essere perseguiti tramite la predisposizione, l'adozione e l'attuazione di un programma di controllo che individui, qualora necessario, politiche e misure aggiuntive rispetto a quelle già prestabilite a livello europeo e/o nazionale.

Il programma è stato predisposto coerentemente con le indicazioni contenute nella direttiva NEC (Allegato III, Parte 1) ed approvato in via definitiva con il DPCM 23 dicembre 2021 (avviso di pubblicazione sulla gazzetta ufficiale del 14 febbraio 2022).

Nel merito il programma contiene un quadro generale del contesto internazionale, comunitario e nazionale in cui si inserisce la programmazione ai sensi della direttiva NEC, l'analisi delle politiche finora adottate e dei risultati ottenuti, la metodologia applicata per la elaborazione degli scenari (energetici e dei livelli di attività, scenari emissivi e di qualità dell'aria), i risultati degli scenari prodotti ed infine le misure di riduzione delle emissioni individuate per il raggiungimento degli obiettivi della direttiva NEC.

Il programma contiene misure di riduzione per i settori che sono stati individuati come i principali responsabili dei livelli emissivi degli inquinanti oggetto della direttiva NEC ossia il residenziale/terziario, i trasporti e l'agricoltura.

Le misure di riduzione prese in considerazione sono coerenti con quelle valutate nel corso della elaborazione del Piano Energia e clima. Sono state, pertanto, selezionate le misure utili al raggiungimento degli obiettivi nazionali in materia di fonti rinnovabili, efficienza energetica ed emissioni di gas serra al 2020, cui si aggiungono una serie di ulteriori traguardi individuati dalla strategia stessa per il 2030. Tali obiettivi sono perseguiti, in particolare, tramite la dismissione delle centrali termoelettriche alimentate a carbone entro il 2025, il raggiungimento di una quota pari al 55% di fonti rinnovabili nella produzione di energia elettrica, la diffusione del teleriscaldamento, il rinnovo del parco stufe domestiche alimentate a biomassa legnosa, la consistente diffusione di auto elettriche ed il potenziamento del TPL, la forte metanizzazione del trasporto merci sia su strada che navale, la riduzione delle emissioni di gas serra nel settore non ETS.

Per quanto riguarda le riduzioni di ammoniaca dal settore agricoltura, le misure sono relative alla maggiore diffusione di buone pratiche agricole. Le indicazioni complete sul settore sono contenute nel "Codice nazionale indicativo di buone pratiche agricole per il controllo delle emissioni di ammoniaca" che costituisce l'Allegato al programma.

Un ulteriore grande filone di iniziative riguarda il tema educazione/informazione, stante la grande importanza di tale tema sul successo delle politiche ambientali. Investimenti appositi saranno destinati in particolare al tema dell'informazione sul contributo della combustione della biomassa ad uso civile sull'inquinamento atmosferico.

Per quanto attiene alla copertura finanziaria del programma, con legge n. 234 del 2021 (articolo 1, comma 498) è stato istituito nello stato di previsione del Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica, un Fondo per l'attuazione delle misure del Programma Nazionale di controllo dell'inquinamento atmosferico (di seguito Fondo), con una dotazione pari a 50 milioni di euro per il 2023, 100 milioni di euro per il 2024, 150 milioni di euro per il 2025 e 200 milioni di euro annui per ciascun anno dal 2026 al 2035, e che delega la disciplina delle modalità di utilizzo delle risorse del Fondo ad appositi decreti del Ministro della transizione ecologica, di concerto, per gli aspetti di competenza, con i Ministri dell'economia e delle finanze, dello sviluppo economico, delle politiche agricole alimentari e forestali, delle infrastrutture e della mobilità sostenibili e della salute. La quota degli anni 2023-2025 è stata decurtata di 30 milioni di euro all'anno dall'articolo 45, comma 2-ter, della legge 21 aprile 2023, n. 41.

8.4. Accordi di programma

A partire dal 2013 il Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica promuove la sottoscrizione di accordi bilaterali con le Regioni per l'adozione di misure di risanamento della qualità dell'aria nei settori in cui l'azione regionale è più soggetta a limitazioni. La predisposizione ed adozione di misure di risanamento della qualità dell'aria da parte delle Regioni non è slegata dal contesto socioeconomico del territorio a cui dovrà rivolgersi e richiede in molti casi scelte difficili e non sempre comprese o apprezzate. Gli accordi di programma, nell'assicurare alle Regioni un sostegno economico per la realizzazione di interventi, hanno anche garantito negli anni il supporto nazionale all'adozione di interventi di grande impatto sociale (divieti e limitazioni rivolti a milioni di cittadini).

Dal 2017 al 2021 sono stati sottoscritti 8 accordi, con il coinvolgimento di tutte le 11 Regioni coinvolte nelle procedure di infrazione avviate per i superamenti dei valori limite del PM₁₀, PM_{2,5} ed NO₂ (Accordo con 4 Regioni del bacino padano: Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte, Veneto; Accordi bilaterali con le Regioni Campania, Lazio, Liguria, Puglia, Sicilia, Toscana e Umbria, con un finanziamento ministeriale di 4 milioni per Regione). Considerata la disponibilità dal 2021 di risorse statali aggiuntive (220 milioni di euro) orientate al miglioramento della qualità dell'aria nel territorio italiano dal 2021 è stata avviata una attività di potenziamento ed estensione degli accordi in essere e di coinvolgimento anche di altre Regioni non in infrazione (fatta eccezione per le aree del bacino Padano che già usufruiscono di linee di finanziamento statali ad esse dedicate). In tale ambito sono stati potenziati i 3 accordi in essere con le Regioni Liguria, Toscana ed Umbria, a cui è stato assegnato un ulteriore finanziamento ministeriale pari a 25 milioni di euro ciascuna. Inoltre, nel 2023 sono stati sottoscritti 3 Accordi con la Regione Marche e le due Province autonome di Trento e di Bolzano, ciascuna destinataria di un finanziamento ministeriale pari a 5 milioni di euro, per il finanziamento di interventi di miglioramento della qualità dell'aria coinvolgendo realtà regionali dove da anni non si registrano più superamenti della qualità dell'aria.

Riassuntivamente, le principali misure previste nell'ambito degli accordi sottoscritti sono:

- limitazione della circolazione dei veicoli più inquinanti e contestuale attivazione di programmi di finanziamento per il rinnovo delle flotte di veicoli privati, commerciali e delle PA;
- realizzazione di infrastrutture di carburanti alternativi;
- promozione della realizzazione nelle aree urbane di infrastrutture per la mobilità ciclo-pedonale e sistemi di incentivazione allo spostamento della mobilità privata verso l'utilizzo della bicicletta;
- attivazione di iniziative volte alla diffusione della mobilità dolce, della micromobilità urbana e di incentivo all'utilizzo del servizio tpl;
- divieti relativi all'utilizzo di generatori di calore alimentati a biomassa, in funzione della certificazione prevista dal decreto 186/2017 e contestuale attivazione di programmi di finanziamento per il rinnovo delle caldaie e/o l'installazione di pannelli solari e pompe di calore;
- adozione di provvedimenti di sospensione, differimento o divieto della combustione all'aperto di materiale vegetale;
- incentivazione alla diffusione di tecnologie o sistemi di gestione nel settore agricoltura finalizzati alla riduzione delle emissioni di ammoniaca;
- realizzazione di campagne informative e di sensibilizzazione della popolazione sui comportamenti a minor impatto sulla qualità dell'aria;
- applicazione di protocolli emergenziali comuni di individuazione e contrasto delle situazioni di perdurante accumulo degli inquinanti atmosferici, con particolare riferimento al PM₁₀;

- interventi di riforestazione urbana con specie vegetali mirate all'assorbimento di inquinanti.

8.5. Protocollo di Torino

Il 4 giugno 2019 a Torino, in occasione del Clean Air Dialogue tra l'Italia e la Commissione europea, è stato sottoscritto un protocollo di intesa tra la Presidenza del Consiglio e sei Ministeri, istitutivo di un "Piano d'azione per il miglioramento della qualità dell'aria", che prevede l'adozione di una serie di misure per il miglioramento della qualità dell'aria su alcuni ambiti di intervento relativi ai settori maggiormente responsabili delle emissioni in atmosfera.

Il protocollo, predisposto anche sulla base di apposite proposte regionali, agisce su una serie di attività sul quale le Regioni hanno difficoltà di intervento stante la mancanza di potestà legislativa o stante la complessità di adottare specifiche disposizioni in materia (impatto economico, sociale, politico etc).

Nel merito, il Piano d'azione ha previsto l'attuazione di 17 misure suddivise in 5 ambiti di intervento tra cui la combustione delle biomasse (divieto di abbruciamento dei residui agricoli e razionalizzazione degli incentivi all'utilizzo di legna per riscaldamento domestico), i trasporti (criteri ambientali nella determinazione dei limiti di velocità in autostrada, micro mobilità elettrica), l'agricoltura (rafforzamento della possibilità di utilizzo dei fondi europei per il miglioramento della qualità dell'aria) e l'industria (anticipazione dall'uscita dal carbone).

Sono inoltre previste specifiche azioni volte alla creazione di un Fondo per l'adozione del programma nazionale di controllo dell'inquinamento atmosferico, alla rimozione dei sussidi ambientalmente dannosi ed al rafforzamento dell'informazione ai cittadini sul tema della qualità dell'aria.

La maggior parte delle misure previste nel protocollo sono di carattere normativo al fine di massimizzare l'efficacia delle stesse su tutto il territorio nazionale.

In materia di trasporti già a giugno 2019 è stato pubblicato il decreto (Decreto Ministero delle infrastrutture e trasporti 4 giugno 2019 n. 229) che favorisce la micro mobilità elettrica sul territorio nazionale e da tale decreto il numero di mezzi elettrici in circolazione sul territorio nazionale, così come i servizi di noleggio mezzi elettrici nelle città, si sono moltiplicati. Il decreto ha consentito in poco tempo di aumentare in modo sostanziale la diffusione di monopattini in condivisione e i servizi di noleggio.

Con decreto-legge 69 del 13 giugno 2023 convertito dalla legge 10 agosto 2023, n.103, è stata approvata definitivamente la norma relativa alla limitazione della velocità autostradale per motivi ambientali.

La norma introduce la possibilità per i Presidenti delle Regioni, nell'ambito dei piani di qualità dell'aria, di introdurre limitazioni della velocità autostradale anche per motivi ambientali, in aggiunta alle tradizionali motivazioni legate alla sicurezza stradale. La misura, che costituisce un rilevante cambiamento culturale per l'Italia, garantirà una importante riduzione delle emissioni del settore trasporti autostradali.

Sempre in materia di trasporti va evidenziato l'avvio, a partire dal 2022, il programma di incentivi ecobonus auto. Ecobonus auto è un contributo messo a disposizione dal Ministero dello sviluppo economico a partire da maggio 2022 per l'acquisto di veicoli appartenenti alle seguenti categorie:

- Auto elettriche, ibride e a motore termico con un livello di emissioni fino a 135 gr/km di CO₂
- Motocicli e ciclomotori elettrici e non elettrici di classe di omologazione uguale o superiore a Euro 5
- Veicoli commerciali elettrici

Il contributo è rivolto alle persone fisiche o giuridiche, che intendono acquistare veicoli non inquinanti, e viene riconosciuto come minor prezzo praticato dal concessionario in fattura al momento dell'acquisto.

Le risorse messe a disposizione dal DPCM 6 aprile 2022 sono pari a 650 milioni di euro all'anno per il triennio 2022-2024 (poi aumentati a 670 milioni per l'anno 2022), che rientrano tra le risorse approvate dal Governo nel Fondo automotive per il quale è stata prevista una dotazione finanziaria complessiva di 8,7 miliardi di euro fino al 2030.

Gli incentivi sono differenziati in base al reddito del soggetto che effettua l'acquisto e maggiorati in caso di rottamazione di un vecchio veicolo appartenente alle categorie da euro 4 in giù. Non è in ogni caso prevista alcuna incentivazione in caso di acquisto di veicoli con emissioni di CO₂ sopra i 61 g/km (prevalentemente diesel e benzina), in assenza di rottamazione di un vecchio veicolo.

In materia di agricoltura in attuazione del protocollo è stata avviata una apposita interlocuzione con la Commissione europea circa l'inquadramento, ai fini della finanziabilità nei programmi di sviluppo rurale, delle misure di copertura delle vasche di stoccaggio dei liquami. L'interlocuzione ha confermato la correttezza delle richieste italiane e la Commissione Europea ha acconsentito a considerare tali misure nei programmi di sviluppo rurale come misure ambientali e non come misure di investimento (con conseguente incentivo all'80% e non al 40%). Questo ha garantito un incremento dell'utilizzo di tale misura tra gli agricoltori nel recente periodo.

Rispetto al tema combustione dei residui agricoli sempre il decreto-legge 69/2023 ha previsto il divieto strutturale nei mesi invernali nelle Regioni del bacino padano di utilizzo della pratica dell'abbruciamento all'aperto al fine di limitarne al massimo l'impatto sulla qualità dell'aria. Fermo restando il potere delle Regioni di prevedere misure sul tema ancor più restrittive, il decreto-legge ha aperto la strada, nell'articolo 10 comma 5, alla creazione di apposite filiere per la raccolta e la valorizzazione dei residui, al fine di dare agli agricoltori una valida alternativa all'abbruciamento ed in generale al fine di assicurare una gestione circolare dei materiali. Numerose sono le possibilità di utilizzo dei residui e sul quale impostare il lavoro di creazione di filiere, ad esempio l'impiego come compost (promuovendo modifiche normative in materia), l'impiego per la produzione di energia, la produzione di pellet o cippato, la trasformazione in biochar.

In materia di riscaldamento civile si è perseguito l'obiettivo del protocollo di proseguire la considerevole azione già intrapresa fin dal 2015 per affrontare il tema del contributo all'inquinamento atmosferico della combustione della biomassa ad uso civile. Tale azione ha riguardato sia aspetti tecnici connessi alla qualità dei combustibili utilizzabili negli impianti domestici e connessi alla qualificazione dei soggetti deputati all'installazione e manutenzione dei dispositivi, che aspetti economici attraverso la razionalizzazione ed estensione degli incentivi già attivi sul territorio nazionale fin dal 2016, al fine di omogeneizzare tutte le linee di sostegno alla riqualificazione del parco dispositivi di riscaldamento alimentati a biomassa esistenti in Italia. Con riferimento al tema degli incentivi il 6 agosto 2020 è stato già emanato un importante decreto ministeriale contenente i requisiti minimi degli interventi per la riqualificazione energetica. Tale decreto prevede che l'accesso alle detrazioni per i generatori di calore alimentati con biomassa sia subordinato all'utilizzo di dispositivi estremamente avanzati ed a ridottissime emissioni (4 o 5 stelle secondo la classificazione vigente in Italia basata sul Decreto del Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica 7 novembre 2017, n. 186).

È inoltre in predisposizione il decreto che aggiorna i requisiti di accesso agli incentivi del Conto termico (D.M. 16 febbraio 2016) volti al rinnovo del parco degli impianti domestici a biomassa. Tale decreto,

oltre a garantire una completa omogeneizzazione dei requisiti di accesso con quelli già previsti nell'ambito delle detrazioni fiscali dal DM 6 agosto 2020 (coerenza degli strumenti di incentivazione), dovrebbe introdurre requisiti di qualità per bricchetti e cippato, ai fini della finanziabilità della sostituzione di impianti termici alimentati con tale tipologia di combustibili legnosi nonché l'introduzione di forme di tracciabilità e di criteri di sostenibilità ambientale, al fine di garantire l'utilizzo di combustibile a norma e di qualità. Si tenga conto che ad oggi il conto termico è il principale strumento nazionale volto al rinnovo del parco stufe a biomassa con una dotazione annuale di risorse pari a 900 milioni di euro, di cui 200 destinati alle PA. A luglio 2023 è stato ammesso al Conto termico un numero pari a circa 582 mila interventi per i privati, dei quali 355 mila consistenti nella sostituzione di vecchie caldaie e stufe alimentate a biomassa, con caldaie a biomassa di nuova generazione e basse emissioni (fonte dati: GSE).

Rispetto al tema della qualificazione degli installatori di impianti alimentati a fonti rinnovabili grazie al decreto-legge 31 maggio 2021, n. 77 convertito con modificazioni dalla L. 29 luglio 2021, n. 108, è stato previsto che a decorrere dal 1° gennaio 2022 ci sia l'inserimento dei titoli di qualificazione nella visura camerale delle imprese dalle camere di commercio.

Inoltre, con il decreto legislativo 8 novembre 2021, n. 199 sono state introdotte prescrizioni circa l'ottenimento della qualifica professionale per l'attività di installazione e manutenzione straordinaria di caldaie, caminetti e stufe a biomassa, di sistemi solari fotovoltaici e termici sugli edifici, di sistemi geotermici a bassa entalpia e pompe di calore.

Iniziative nazionali sono in atto anche sul tema della verifica di fattibilità circa l'introduzione di limitazioni all'uso della biomassa per la produzione di calore da destinare al teleriscaldamento nelle aree affette da problemi di qualità dell'aria.

Con riferimento al tema dell'uscita dal carbone in ambito industriale si segnala che nel corso dell'anno 2020 sono state introdotte attraverso uno specifico decreto nazionale (D.L. 16 luglio 2020, n. 76) tutte una serie di semplificazioni che hanno profondamente accelerato il processo di uscita dal carbone per le centrali termoelettriche. Ad oggi è stato già possibile autorizzare la cessazione dell'esercizio, nel rispetto dei vincoli di sicurezza, di 800 MW, dei 7.200 MW complessivi.

In materia di sussidi ambientalmente dannosi obiettivo del protocollo è quello di contribuire all'eliminazione dei sussidi nazionali concessi a vario titolo a soggetti pubblici o privati che possono arrecare danno all'ambiente. Nel corso del 2020 è stato attivato uno specifico gruppo di lavoro presso il Ministero dell'ambiente che ha proseguito l'attività già avviata presso il Ministero dell'economia e delle finanze. Sono state predisposte apposite proposte mirate a rimuovere alcuni tra i sussidi dannosi per l'ambiente.

8.6. Programmi di finanziamento

Fin dal 2006 il Ministero ha attivato specifiche procedure di finanziamento dei piani di risanamento regionali di qualità dell'aria che hanno consentito l'attuazione di numerose misure di risanamento. Tra i programmi di finanziamento adottati successivamente al periodo di accertata violazione (2010-2018) di cui alle sentenze della Corte di giustizia dell'Unione europea del 20 novembre 2020, per il PM₁₀, e del 12 maggio 2022, per l'NO₂, e, in quanto funzionali a dare esecuzione alle sentenze stesse, si annoverano:

1. Programma di finanziamento volto a promuovere il miglioramento dei servizi di trasporto pubblico locale nonché finanziare interventi finalizzati al controllo automatico delle restrizioni alla circolazione nelle Regioni del bacino padano – D.P.C.M. 28 novembre 2018;
2. Programma di finanziamento di interventi per il miglioramento della qualità dell'aria nelle Regioni del bacino padano – D.L 14 agosto 2020, n. 104;
3. Attuazione programmi di mobilità del Decreto Clima - D.L. 14 ottobre 2019 n. 111 (convertito con modificazioni dalla Legge 12 dicembre 2019 n. 141, così come modificato dal D.L. 19 maggio 2020 n. 34, convertito con modificazioni dalla Legge 17 luglio 2020 n. 77).

Programma di finanziamento volto a promuovere il miglioramento dei servizi di trasporto pubblico locale nonché finanziare interventi finalizzati al controllo automatico delle restrizioni alla circolazione nelle Regioni del bacino padano – D.P.C.M. 28 novembre 2018

Con il decreto direttoriale 207 del 27 dicembre 2019 si è provveduto all'utilizzo delle risorse destinate al Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica previste dall'allegato 1 lettera b) "mobilità sostenibile e sicurezza stradale" del D.P.C.M. 28 novembre 2018. In particolare, il decreto ha istituito un programma di finanziamento volto a promuovere il miglioramento dei servizi di trasporto pubblico locale e conseguentemente la qualità dell'aria nel territorio delle Regioni del bacino padano nonché a finanziare interventi finalizzati al controllo automatico delle restrizioni alla circolazione introdotte dai piani regionali di qualità dell'aria.

Al programma è stata destinata una somma complessiva pari ad euro 180 milioni suddivisa in 5 annualità (2018-2022) da assegnare alle 4 Regioni del bacino padano sulla base del duplice criterio della popolazione residente e della ricorrenza dei superamenti di qualità dell'aria. Gli interventi ammissibili a finanziamento riguardano sia l'acquisto/sostituzione di mezzi destinati al TPL, suddivisi per tipologia e categoria emissiva, sia l'acquisto di 7 telecamere per il controllo automatico delle restrizioni alla circolazione introdotte dai piani regionali di qualità dell'aria.

Ad oggi sono stati sottoscritti e pienamente operativi tutti e quattro gli Accordi di programma con le Regioni recanti la disciplina dell'attuazione degli interventi previsti e dell'erogazione delle risorse e sono stati impegnati tutti i complessivi 180 milioni di euro a favore delle Regioni.

Dall'attuazione del programma è attesa la sostituzione di circa 1000 mezzi e l'installazione di circa 1200 telecamere in 185 zone a traffico limitato. Si prevede di terminare tutti gli interventi entro la fine dell'anno 2024.

Programma di finanziamenti interventi per il miglioramento della qualità dell'aria nelle Regioni del bacino padano – D.L 14 agosto 2020, n. 104

Con il D.L. 14 agosto 2020, n. 104, è stato istituito un fondo Nazionale per l'attuazione di misure per il miglioramento della qualità dell'aria nel bacino padano. Il fondo stanziava risorse pari a circa 1,15 miliardi di euro complessivi fino al 2034 e ulteriori 40 milioni di euro all'anno dal 2035 in poi.

Le misure finanziabili dal fondo devono contribuire alla riduzione delle emissioni in atmosfera per il miglioramento della qualità dell'aria intervenendo sul settore dei trasporti (limitazione della circolazione dei veicoli inquinanti, promozione della mobilità collettiva e individuale a basso impatto e della mobilità sostenibile, sostituzione dei veicoli inquinanti, promozione della mobilità sostenibile, ad esempio, dando ulteriore impulso alla mobilità ciclistica ed elettrica e alla mobilità dolce, integrazione tra le diverse modalità di trasporto ed il trasporto pubblico anche attraverso misure rivolte alle infrastrutture,

al parco mezzi ed al materiale rotabile, promozione dell'intermodalità nel trasporto merci), sul settore della combustione domestica della biomassa, sul settore dell'efficienza energetica e su altri settori quali quello agricoltura.

A dicembre 2020 è stato adottato il decreto direttoriale n. 412 del 18 dicembre 2020 che ha definito le modalità di trasferimento, rendicontazione e revoca dei finanziamenti. Dal 2021 sono stati presentati ed approvati complessivi circa 30 progetti regionali per un costo complessivo di circa 330 milioni di euro.

I progetti, ad oggi presentati, riguardano tutti i settori più impattanti sulla qualità dell'aria ed in particolare l'erogazione di incentivi diretti alla sostituzione dei veicoli più inquinanti, promozione della mobilità ciclistica l'erogazione di incentivi all'utilizzo del trasporto pubblico locale per i lavoratori e per i cittadini, sviluppo della mobilità sostenibile a favore delle MPMI, interventi per l'adattamento degli ambiti urbani a nuove forme di mobilità sostenibile e attiva, incentivare il trasporto ferroviario delle merci, l'erogazione di incentivi destinati al rinnovo degli apparecchi domestici di riscaldamento a biomassa, interventi per la riduzione delle emissioni di ammoniaca prodotte dalle attività agricole, piantumazione di alberi in aree prossime alle infrastrutture di trasporto nelle zone di pianura e agglomerato, rinnovo del parco attrezzature per l'interramento in campo degli effluenti zootecnici.

Attuazione programmi di mobilità del Decreto Clima - D.L. 14 ottobre 2019 n. 111 (convertito con modificazioni dalla Legge 12 dicembre 2019 n. 141, così come modificato dal D.L. 19 maggio 2020 n. 34, convertito con modificazioni dalla Legge 17 luglio 2020 n. 77, e dal D.L. 1° marzo 2022, n. 17, convertito con modificazioni dalla Legge 27 aprile 2022, n.34)

Gli articoli 2 e 3 del D.L. 14 ottobre 2019 n. 111 (convertito con modificazioni dalla Legge 12 dicembre 2019 n. 141, così come modificato dal D.L. 19 maggio 2020 n. 34, convertito con modificazioni dalla Legge 17 luglio 2020 n. 77, e dal D.L. 1° marzo 2022, n. 17, convertito con modificazioni dalla Legge 27 aprile 2022, n.34) prevedono specifiche misure per incentivare la mobilità sostenibile e ridurre le emissioni inquinanti e climalteranti nei Comuni italiani. Il decreto ha previsto in particolare l'attuazione di tre rilevanti programmi di finanziamento.

Attraverso il primo denominato Programma sperimentale buono mobilità sono stati destinati 215 milioni di euro all'erogazione di un cd. "buono mobilità" corrispondente a un incentivo monetario in misura pari al 60% della spesa sostenuta e, comunque, in misura non superiore a € 500, per l'acquisto di biciclette, anche a pedalata assistita, nonché veicoli per la mobilità personale a propulsione prevalentemente elettrica (ad es. monopattini, hoverboard e segway) ovvero per l'utilizzo di servizi di mobilità condivisa a uso individuale esclusi quelli mediante autoveicoli. Le modalità di erogazione di contributi sono state definite dal Decreto ministeriale 14 agosto 2020 e nel complesso sono stati erogati incentivi per 202,3 milioni di euro con i quali sono stati acquistati 483.474 biciclette a pedalata assistita, 165.573 veicoli per la micro-mobilità elettrica, 13.246 abbonamenti a servizi di mobilità condivisa. Da una indagine a campione sui cittadini che hanno beneficiato dell'incentivo, il 51% di essi utilizza abitualmente l'automobile per i propri spostamenti.

Il secondo Programma denominato "Corsie riservate per il trasporto pubblico locale e piste ciclabili" prevede il finanziamento di progetti per la creazione, il prolungamento, l'ammodernamento e la messa a norma di corsie riservate per il trasporto pubblico nonché la creazione, il prolungamento, l'ammodernamento e la messa a norma di piste ciclabili. Beneficiari del finanziamento sono i comuni con popolazione superiore a 50.000 abitanti interessati dalle procedure di infrazione comunitaria

relative alla qualità dell'aria. Il programma prevede una dotazione finanziaria di euro 20 milioni ed è in via di definizione lo schema di decreto recante la disciplina del finanziamento.

Il terzo programma sul trasporto scolastico sostenibile prevede il finanziamento degli investimenti necessari alla realizzazione di progetti sperimentali per la realizzazione o l'implementazione del servizio di trasporto scolastico con mezzi di trasporto ibridi o elettrici. Beneficiari del finanziamento sono i comuni con popolazione superiore a 50.000 abitanti interessati dalle procedure di infrazione comunitaria relative alla qualità dell'aria.

Il Programma, che ha una dotazione finanziaria di 20 milioni di euro, è stato approvato con Decreto Ministeriale n. 222 del 28 ottobre 2020 ed è stato pubblicato nella Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana - Serie Generale n. 311 del 16 dicembre 2020. Nel complesso, sono stati ammessi a finanziamento 19 progetti presentati da altrettanti Comuni con i quali si procederà all'acquisto di 81 scuolabus ad alimentazione elettrica a servizio di 82 linee di trasporto scolastico aventi una estensione complessiva di 2259 km. Unitamente all'acquisto degli scuolabus, nell'ambito dei progetti è stato finanziato anche l'acquisto di 42 infrastrutture per la ricarica degli scuolabus, di 168 pensiline da collocare presso le fermate degli scuolabus e di 15 applicazioni web per smartphone e tablet per l'organizzazione e/o il controllo del servizio di trasporto scolastico. I progetti sono in corso di realizzazione.

Bibliografia

Direttiva 2004/107/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 15 dicembre 2004 concernente l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il nickel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente.

Direttiva 2008/50/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 21 maggio 2008, relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa.

Direttiva 2016/2284/UE del Parlamento europeo e del Consiglio del 14 dicembre 2016 concernente la riduzione delle emissioni nazionali di determinati inquinanti atmosferici, che modifica la direttiva 2003/35/CE e abroga la direttiva 2001/81/CE.

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.

Decreto legislativo 30 maggio 2018, n. 81 Attuazione della direttiva (UE) 2016/2284 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 14 dicembre 2016, concernente la riduzione delle emissioni nazionali di determinati inquinanti atmosferici, che modifica la direttiva 2003/35/CE e abroga la direttiva 2001/81/CE.

Decreto 7 novembre 2017, n. 186 Regolamento recante la disciplina dei requisiti, delle procedure e delle competenze per il rilascio di una certificazione dei generatori di calore alimentati a biomasse combustibili solide.

DPCM 23 dicembre 2021 di approvazione Programma di controllo dell'inquinamento atmosferico.

Legge 30 dicembre 2021, n. 234 Bilancio di previsione dello Stato per l'anno finanziario 2022 e bilancio pluriennale per il triennio 2022-2024.

Legge 21 aprile 2023, n. 41 Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 24 febbraio 2023, n. 13, recante disposizioni urgenti per l'attuazione del Piano nazionale di ripresa e resilienza (PNRR) e del Piano nazionale degli investimenti complementari al PNRR (PNC), nonché per l'attuazione delle politiche di coesione e della politica agricola comune. Disposizioni concernenti l'esercizio di deleghe legislative.

Legge 10 agosto 2023, n. 103 Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 13 giugno 2023, n. 69, recante disposizioni urgenti per l'attuazione di obblighi derivanti da atti dell'Unione europea e da procedure di infrazione e pre-infrazione pendenti nei confronti dello Stato italiano

9. MONITORAGGIO DI INQUINANTI CON TECNICHE NON REGOLAMENTATE

Damiano Centioli¹

¹ISPRA – Centro Nazionale per la Rete dei Laboratori – Laboratorio Nazionale di Riferimento per la qualità dell'aria

9.1. Introduzione

Il monitoraggio della qualità dell'aria viene effettuato dalle apposite reti di monitoraggio regionali misurando le concentrazioni delle varie sostanze inquinanti presenti nell'aria in una data località e valutando come tali concentrazioni variano nel tempo in funzione delle diverse condizioni climatiche. Le sostanze inquinanti prese in considerazione sono gli inquinanti gassosi (biossido di zolfo, ossidi di azoto, monossido di carbonio, ozono, benzene) e materiale particolato aerodisperso. In particolare, per quest'ultimo devono essere monitorate le concentrazioni delle frazioni PM₁₀ e PM_{2,5} del particolato e la loro composizione chimica in termini di concentrazione di idrocarburi policiclici aromatici (benzo(a)pirene) e metalli (piombo, nichel, arsenico e cadmio).

Al fine di garantire che i dati di monitoraggio della qualità dell'aria effettuato nei vari stati membri dell'Unione Europea siano comparabili e abbiano lo stesso livello di accuratezza, la Direttiva europea 2008/50/CE (UE 2008), con le modifiche apportate dalla Direttiva 2015/1480/UE (UE 2015), recepite in Italia rispettivamente con il D.Lgs. 13 agosto 2010 n.155 e con il D.M. 26/1/2017, individua valori limite, valori obiettivo, soglie di allarme e di informazione, nonché i metodi di misura di riferimento che devono essere utilizzati per monitorare le sostanze inquinanti considerate. I metodi di misura di riferimento stabiliti dalla Direttiva per la misura di tali sostanze sono basati su norme tecniche internazionali emanate dagli appositi enti di standardizzazione quale ad esempio il CEN – Comité Européen de Normalisation³. Per gli inquinanti gassosi tali norme prevedono l'utilizzo di strumenti automatici che, installati nelle stazioni fisse delle reti di monitoraggio, effettuano continuamente e contemporaneamente il prelievo di campioni di aria e la misura delle sostanze inquinanti presenti. Tali strumenti funzionano in continuo per 24 ore al giorno senza la presenza dell'operatore. Per il campionamento e la misura del PM₁₀ e PM_{2,5} il metodo di riferimento è basato sulla determinazione manuale gravimetrica mediante campionamento dell'aria su membrana filtrante per 24 ore; la concentrazione di PM₁₀ e PM_{2,5} viene ottenuta dopo alcuni giorni dal campionamento dell'aria, dividendo la quantità di particolato depositato su filtro (calcolata dalla differenza di peso prima e dopo il campionamento) per il volume di aria campionato.

Tuttavia, la Direttiva permette anche l'utilizzo di metodi alternativi purché, mediante l'applicazione di appositi protocolli di verifica delle caratteristiche prestazionali della strumentazione coinvolta, siano certificati equivalenti a quelli di riferimento in termini di accuratezza e di incertezza di misura dei risultati. Quindi, nella maggior parte delle centraline di monitoraggio, anche per il PM₁₀ e il PM_{2,5} è diffuso l'impiego di strumenti automatici che, utilizzando metodi di misura alternativi e certificati equivalenti a quelli di riferimento, permettono di avere i dati di concentrazione di PM₁₀ e PM_{2,5} quasi in tempo reale. Tale scelta permette alle autorità di fare una valutazione in tempi più rapidi e prendere i dovuti provvedimenti qualora i valori di concentrazione superino i valori limite (es. blocco del traffico).

³ <https://www.cencenelec.eu/>

Il monitoraggio della qualità dell'aria effettuato dalle centraline fisse con gli strumenti automatici di riferimento o equivalenti, che sono molto accurati e affidabili ma anche molto costosi, può essere integrato utilizzando laboratori mobili o metodi di misura alternativi, al fine di aumentare la copertura territoriale del monitoraggio o per valutare situazioni specifiche a livello locale.

Un esempio di metodo alternativo diffusamente utilizzato in Europa che, sebbene meno accurato di quello automatico presente nelle stazioni di monitoraggio, permette, con un costo ridotto, di valutare i livelli medi di concentrazione in situazioni specifiche è quello basato sull'utilizzo di campionatori passivi o diffusivi, che sono sistemi che permettono di prelevare campioni di aria e di catturare in modo selettivo gli inquinanti di interesse. Le quantità di inquinante intrappolato vengono poi misurate in laboratorio. Tali sistemi sono spesso utilizzati per incrementare i punti di misura al fine di valutare situazioni specifiche o in progetti di citizen-science quale ad esempio quello sviluppato dal SNPA nell'ambito di una iniziativa dell'Agenzia Europea per l'Ambiente denominato "CleanAir@school" (SNPA 2020).

Inoltre, da circa un decennio si stanno diffondendo metodi di misura basati su altre metodologie quali quelle dei sensori elettrochimici e sensori ottici che, essendo a basso costo, sono stati diffusamente impiegati in progetti di ricerca e attività di citizen-science che hanno coinvolto istituti di ricerca, associazioni ambientaliste e cittadini con ampia produzione di rapporti e di lavori di letteratura scientifica.

Nella prima parte di questo capitolo verranno quindi descritti gli aspetti generali che devono essere tenuti in considerazione quando si vogliono utilizzare i sensori a basso costo in studi e campagne di monitoraggio della qualità dell'aria. Nella seconda parte vengono riportate alcune esperienze sperimentali di utilizzo di tali sensori effettuate dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente.

9.2. I sensori a basso costo per il monitoraggio della qualità dell'aria

I sensori a basso costo (Low Cost Sensors, LCS) utilizzati negli studi per il monitoraggio della qualità dell'aria, oltre al costo limitato rispetto a quello degli strumenti di riferimento installati nelle stazioni di monitoraggio, hanno altre caratteristiche che hanno contribuito alla loro diffusione quali le dimensioni e il peso contenuti, nonché il basso consumo di energia necessaria al funzionamento. Inoltre, l'apparente facilità di uso, rispetto alla strumentazione di riferimento presente nelle stazioni di monitoraggio, ha permesso l'utilizzo da parte di persone non esperte né di tali tecnologie, né di monitoraggio della qualità dell'aria ed analisi dei dati.

Tuttavia, va precisato che il riferimento al basso costo dei LCS è relativo al costo del componente hardware necessario per effettuare la misura (detector) (JRC 2017) (JRC 2022a) che si basa su differenti tecnologie a seconda delle sostanze inquinanti da misurare. Il detector è quindi una cella chimica o una unità fisica che, quando rileva la sostanza inquinante, produce un segnale che può essere sfruttato analiticamente. In questa classe ricadono sia i sensori passivi elettrochimici e ad ossido di metallo che possono costare qualche decina di euro ma anche dispositivi microelettromeccanici più complessi che, utilizzando gli stessi principi analitici degli strumenti di riferimento ma in modo miniaturizzato, possono arrivare a costare diverse migliaia di euro. Inoltre, i LCS per poter funzionare operativamente devono essere integrati tramite apposite schede elettroniche nei cosiddetti Sistemi di Sensori (CEN 2021) che includono diversi componenti quali un dispositivo di alimentazione, un sistema di campionamento attivo o passivo, un convertitore di segnale analogico/digitale, un dispositivo in grado di processare i segnali generati dai sensori, un sistema di memorizzazione e trasmissione dei dati, un contenitore protettivo. Quindi risulta evidente che solo il

Sistema di Sensori, esclusi i sensori stessi, può avere un costo molto variabile compreso tra mille e novemila euro in funzione delle caratteristiche dei componenti e del numero di sensori da gestire. Altra conseguenza dell'integrazione nei Sistemi di Sensori è che in alcuni casi gli stessi LCS sono integrati in Sistemi di Sensori prodotti da aziende diverse ma spesso, nonostante sia utilizzato lo stesso detector, i risultati non sono confrontabili a causa delle differenze di metodi di taratura e degli algoritmi per l'elaborazione del risultato utilizzati dalle diverse aziende.

Quindi l'ampia quantità di prodotti disponibili, basati su differenti tecnologie che comportano grande variabilità di costi si ripercuote anche sulla qualità e sull'accuratezza delle misurazioni effettuate con questi Sistemi che risultano essere anche esse molto variabili. Pertanto, l'utilizzatore che si accinge a scegliere un LCS o direttamente un Sistema di Sensori già pronto all'uso, deve avere la possibilità di verificare se il prodotto scelto è confacente agli obiettivi dello studio della qualità dell'aria che intende avviare. Inoltre deve considerare anche che ci sono ulteriori costi operativi da valutare quali quelli relativi alla fornitura di energia elettrica, alla eventuale connessione internet e al server per la registrazione dei dati, nonché i costi per l'installazione nei siti prescelti e le relative attività di manutenzione e taratura.

Numerosi sono i lavori scientifici pubblicati in cui i dati di misura prodotti dai Sistemi di Sensori e singoli LCS sono confrontati con quelli delle misure effettuate con gli analizzatori di riferimento delle stazioni di monitoraggio. Tuttavia, l'adozione di protocolli per il confronto che utilizzano approcci differenti non permette una comparazione delle prestazioni dei LCS ottenute nei differenti studi. Questo è un limite che non permette di estendere le buone o cattive performance dimostrate da una tipologia di dispositivo di un produttore a dispositivi similari di altre aziende. Nel seguito di questo rapporto useremo la stessa sigla LCS per identificare sia i singoli detector che i sistemi di sensori.

In questo ambito sia il Joint Research Centre della Commissione Europea (JRC 2019) che le Organizzazioni Mondiali della Meteorologia (WMO) e della Sanità (OMS) in veste di organizzazioni internazionali indipendenti, hanno pubblicato diverse recensioni (JRC 2019)(WMO 2018) degli studi disponibili ed anche alcune linee guida (JRC 2022a e 2022b) sull'uso dei LCS in modo da rendere edotti eventuali utenti, sia esperti che non esperti, sui vantaggi e problematiche correlate all'uso delle diverse tipologie di tali dispositivi. Inoltre, la Commissione Europea ha reso disponibile un apposito sito web⁴ in cui sono raccolte informazioni dettagliate sulle caratteristiche prestazionali dei sensori disponibili a livello commerciale rilevate sulla base della letteratura scientifica disponibile. In particolare, viene anche effettuata una valutazione di quanto il costo dei sensori LCS sia giustificato in funzione delle prestazioni raggiunte.

In generale viene evidenziato che l'accuratezza dei LCS è inferiore rispetto alle misure dei metodi di riferimento per diversi motivi. Ogni tipologia di sensore ha delle possibili fonti di inaccuratezza che possono essere legate alla poca selettività nei confronti della sostanza d'interesse e quindi alle interferenze di altre sostanze o agli effetti delle condizioni ambientali, in particolare dell'umidità; oppure, per quelli basati su tecniche di assorbimento di radiazioni, la scarsa accuratezza può essere legata a fattori costruttivi quali la ridotta lunghezza del cammino ottico; altre problematiche possono insorgere perché soggetti a drift della sensibilità che comportano la necessità di tarature frequenti; altri fattori da considerare sono le modalità di elaborazione dei dati misurati che spesso seguono algoritmi che rimangono sconosciuti all'utente finale.

⁴ <https://web.jrc.ec.europa.eu/rapps/pub/aqsensors/>

9.3. Tipologie di sensori LCS e loro caratteristiche

Nelle recensioni del WMO (2018) e JRC (2022a) sono ampiamente descritte le quattro tipologie di LCS utilizzati per il monitoraggio degli inquinanti atmosferici gassosi, suddivise in base ai principi di funzionamento e alle tecnologie che si basano su: sensori resistivi o a ossido di metallo, sensori elettrochimici o amperometrici, sensori basati sull'assorbimento non dispersivo della radiazione infrarossa (NDIR) e rilevatori a fotoionizzazione (PID). I documenti prendono in esame anche i LCS per la misura del particolato PM₁₀ e PM_{2,5} che sono comunemente basati su tecniche di misura ottica ovvero sulla diffusione della luce da parte delle particelle. Sono inoltre elencate e descritte le limitazioni osservate in letteratura per ciascun tipo di sensore, quali modifica della risposta in funzione di variazioni della temperatura e/o dell'umidità atmosferica, scarsa selettività e/o sensibilità incrociata ad altri inquinanti, derive ed effetto dell'invecchiamento. In questo rapporto riportiamo quindi solo una sintesi di tali caratteristiche.

Nei sensori elettrochimici (LCS-EC) l'inquinante gassoso è sottoposto ad una reazione di ossido-riduzione con gli elettrodi del sensore immersi in un elettrolita. La reazione produce una corrente elettrica tra gli elettrodi, che è proporzionale alle concentrazioni dell'inquinante atmosferico di interesse. I LCS-EC sono utilizzati per misurare, ossidi di azoto, ozono, monossido di carbonio e biossido di zolfo con una buona sensibilità su un campo di misura che spazia dai $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ai mg/m^3 e con tempi di risposta abbastanza rapidi compresi tra decine di secondi e tre minuti e con un minimo consumo di energia. Al contrario precisione e affidabilità variano a seconda della specie da misurare ed è stato dimostrato che i LCS-EC sono soggetti ad interferenze con l'umidità relativa e la temperatura anche se in misura minore rispetto a quelli ad ossido di metallo. Inoltre, il tempo di vita di tali sensori è inferiore a quelli a ossido di metallo anche perché sono meno resistenti agli agenti meteorologici.

I sensori ad ossido di metallo (LCS-MOx) sono costituiti da un ossido di metallo (MOx resistivo o semiconduttore) la cui resistenza o conduttività cambia quando il sensore è esposto ai gas ossidanti presenti nell'aria. Le piccole variazioni di conduttività/resistenza sono solitamente proporzionali alle concentrazioni di gas ossidanti e possono essere misurate utilizzando un circuito esterno. Questa relazione è in generale di natura non lineare e questi sensori hanno una certa sensibilità al cambiamento delle condizioni ambientali e alle interferenze di altri gas che potrebbero essere presenti. I LCS-MOx, di costo inferiore rispetto ai sensori LCS-EC, sono utilizzati per misurare monossido di carbonio, anidride carbonica, ossidi di azoto, ozono ed idrocarburi non metanici con buona sensibilità nel campo di misura compreso tra i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ed i mg/m^3 . Hanno il vantaggio di una lunga durata ed una buona resistenza alle condizioni atmosferiche estreme. Di contro i tempi di risposta, compresi tra 5 e 50 minuti, sono più lunghi dei LCS-EC, consumano più energia e possono essere soggetti a variazioni della linea di base del segnale e ad un decremento della sensibilità richiedendo frequenti tarature.

I sensori ad assorbimento non dispersivo della radiazione infrarossa (LCS-NDIR) si basano sull'attenuazione di una luce infrarossa che, passando attraversando un gas, viene assorbita a specifiche lunghezze d'onda dalle molecole del gas in modo proporzionale alla concentrazione, in accordo alla nota legge di Lambert-Beer. Gli LCS-NDIR sono ampiamente utilizzati per misurare le concentrazioni di CO₂ con buona sensibilità nel campo di misura tra 350 e 2000 ppm e tempi di risposta brevi dell'ordine al massimo di 2 minuti. Hanno inoltre il vantaggio di una lunga durata e poca necessità di manutenzione. Al contrario i risultati risentono delle condizioni ambientali in termini di temperatura, umidità e pressione richiedendo quindi delle correzioni.

I rilevatori di fotoionizzazione (PID) sono comunemente usati nei LCS e si utilizzano per generare un segnale rilevabile, l'interazione tra una sorgente nel campo dell'ultravioletto e le molecole organiche presenti nell'aria (composti organici volatili - COV); le lampade PID emettono fotoni ad alta energia specifica e solamente i composti organici che hanno energie di ionizzazione simili o inferiori possono essere ionizzati e rilevati; infatti man mano che i composti vengono ionizzati, viene indotta una piccola corrente, proporzionale alla quantità di ioni, che viene misurata dal sensore. Il LCS-PID presenta alcune limitazioni perché non ionizza i COV con la stessa efficienza tra i diversi composti; alcuni composti vengono ionizzati (e rilevati) in modo efficiente mentre altri composti sono ionizzati in modo meno efficiente (e rilevati in modo meno efficiente). Di conseguenza, i sensori basati su PID possono fornire solo valori per i COV totali presenti nell'aria, senza riuscire a distinguere i singoli composti. Questi sensori hanno tempi di risposta rapidi, buona sensibilità fino ai mg/m^3 , sono poco influenzati da temperatura e umidità e hanno costi che variano da qualche centinaio a qualche migliaio di euro che sono di molto inferiori rispetto ai costi della strumentazione tradizionale per la misura dei COV. Di contro la maggior parte ha limiti di rivelabilità elevati dell'ordine del ppm, la risposta non è lineare tra le basse ed alte concentrazioni e richiedono frequenti interventi di manutenzione e taratura.

Invece i LCS per la misura del PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$ si basano più comunemente su misurazioni ottiche della intensità della luce, di una sorgente luminosa a bassa potenza, quale un LED o un laser, che viene diffusa dalle particelle che attraversano una cella di misura. La concentrazione è proporzionale all'intensità della luce diffusa e solitamente su questa base si assume una densità e una distribuzione dimensionale delle particelle. Esistono due tecniche di misurazione impiegate dalle applicazioni LCS, tra cui la nefelometria che misura la diffusione della luce delle particelle di un insieme di aerosol determinando la densità delle particelle e il conteggio ottico delle particelle (OPC) che misura la dimensione delle particelle e il numero delle singole particelle per ogni classe dimensionale. Una criticità è che nessuna delle due tecniche misura direttamente la massa delle particelle, ma di solito la conversione alla massa delle particelle è statisticamente correlata alla massa delle particelle misurata mediante una misurazione di riferimento o sulla base di modelli teorici. Inoltre, i segnali misurati sono influenzati da diversi parametri come la forma delle particelle, il colore e la densità, la presenza di umidità e l'indice di rifrazione. Spesso tali sensori presentano problemi nella misurazione della frazione "coarse" del PM (in particolare per particelle di diametro $> 6 \mu\text{m}$). Invece presentano dei vantaggi quali i tempi di risposta rapidi dell'ordine del secondo, nella capacità di misurare diverse frazioni dimensionali del PM, e un costo moderato che può arrivare ad alcune centinaia di euro.

9.4. Trattamento dati e taratura

Come accennato in precedenza un'altra caratteristica importante da prendere in considerazione quando si intendono utilizzare i LCS per studi di qualità dell'aria è quella legata alle modalità di trattamento dei dati utilizzate dai diversi LCS per trasformare il segnale misurato in concentrazione della sostanza inquinante. In generale dagli studi presenti in letteratura il trattamento dei dati può essere classificato in due categorie generali (JRC 2019): "open source" e "black-box" o "scatola nera". Nel primo caso l'utente conosce tutti i trattamenti dei dati, dall'acquisizione fino alla conversione in livelli di concentrazione di sostanze inquinanti in quanto l'elaborazione dei dati LCS è eseguita in genere da un software "open source" ottimizzato in base a diversi parametri di taratura e per eventuali correzioni legate alle condizioni ambientali. In questa categoria, i dispositivi LCS sono generalmente collegati a un sistema di acquisizione dati personalizzato per acquisire i dati grezzi del sensore, su cui è possibile

impostare una funzione di taratura per convertirli e per convalidarli rispetto alle misurazioni di riferimento.

Nel secondo caso, riferibile soprattutto ai Sistemi di Sensori, gli utenti non conoscono tutta la catena del trattamento dati, né gli algoritmi eventualmente utilizzati per la taratura o per eventuali correzioni dovute ai parametri interferenti. L'utente non ha la possibilità di intervenire per modificare i parametri e in genere i LCS sono pre-tarati e regolati in fabbrica rispetto a un sistema di riferimento oppure possono essere regolati in remoto dal produttore. Questa eventualità rappresenta un limite perché la mancata disponibilità dei dati grezzi non permette all'utente di applicare eventuali correzioni/tarature a posteriori oltre a quella fatta dal produttore. In alcuni casi, addirittura, i dati di misura forniti dai LCS sono trasmessi ad un server del produttore e l'utente deve sottoscrivere un abbonamento a pagamento per poter avere accesso ai dati misurati.

Per i dettagli delle modalità di taratura si rimanda alla guida per esperti del JRC (JRC 2022b) sull'uso dei LCS in cui sono indicati e descritti i principi generali dei diversi modelli statistici da utilizzare per effettuare una taratura dei LCS.

9.5. Valutazione delle performance dei LCS

Come citato nei paragrafi precedenti, negli scorsi anni è stata pubblicata una grande quantità di studi sull'uso dei LCS e sulla verifica delle loro prestazioni, relativi sia a prodotti commerciali ampiamente disponibili sul mercato e sia a tutti quei dispositivi messi a punto da istituti di ricerca per specifici progetti.

La maggior parte di questi studi valutano le prestazioni dei LCS per confronto delle misure prodotte con quelle delle misure effettuate con gli analizzatori di riferimento. Tuttavia, la mancanza di un protocollo standardizzato ha fatto sì che venissero utilizzati protocolli differenti con test effettuati soprattutto in campo, per limitati archi temporali ed in siti con specifiche caratteristiche senza tenere conto che in campo non è possibile isolare e valutare l'effetto d'interferenza di singoli inquinanti e/o dei parametri meteorologici perché sono correlati tra loro. E' quindi noto (JRC 2019) che stabilire dei modelli di taratura di un LCS, basati solo su risultati ottenuti in campo in un sito, potrebbe portare a prestazioni non idonee del LCS quando utilizzato in siti con caratteristiche diverse da quello usato per la taratura; infatti nel nuovo sito la relazione tra parametri di taratura e parametri che hanno un effetto sulla risposta strumentale potrebbe essere differente. Inoltre si deve tenere conto anche delle variabilità stagionali di tali parametri che potrebbe comportare ulteriori correzioni.

Invece un test in laboratorio, effettuato in condizione controllate, permette di verificare rapidamente le risposte ed il comportamento del LCS in funzione di singoli parametri d'influenza. Infatti dalle recensioni (WMO 2018) in generale emerge che le tarature eseguite in condizioni di laboratorio controllate tendono a produrre migliori accordi analitici tra sensori e strumenti di riferimento rispetto a quelli ottenuti quando vengono eseguiti confronti in parallelo in campo con la composizione atmosferica che varia continuamente. Tuttavia, il confronto in campo è considerato il metodo più diretto e appropriato per confrontare le diverse tipologie di sensori in situazioni reali tenendo comunque conto che la performance di un dato LCS può variare da sito a sito.

In generale negli studi recensiti la verifica delle prestazioni è spesso definita dalle statistiche di correlazione tra le serie temporali di riferimento e quelle dei sensori, dalla linearità dei sensori rispetto alle concentrazioni del composto e dalla variabilità dei sensori rispetto al riferimento. Gli indicatori statistici più utilizzati (JRC 2019) sono il coefficiente di determinazione (R^2) accompagnato dal

coefficiente angolare e dall'intercetta della regressione lineare tra misure LCS e quelle di riferimento; in alcuni casi sono utilizzati anche differenti indicatori statistici che includono lo scostamento, la deviazione standard e la radice dell'errore quadratico medio (RMSE). È da sottolineare che nella maggior parte degli studi non viene valutata l'incertezza di misura che invece viene presa a riferimento dalla Direttiva 2008/50/CE quale indicatore per la valutazione dell'obiettivo di qualità dei dati dei metodi di misura e per la verifica di equivalenza dei metodi alternativi rispetto a quelli di riferimento.

Infine per alcuni interconfronti tra sensori, non è chiaro nella letteratura associata fino a che punto il confronto tra LCS e analizzatore di riferimento sia stato effettuato in cieco con misurazioni completamente indipendenti, ovvero confrontate solo al termine della campagna, o se, durante la campagna, il sistema di sensori abbia utilizzato le misure di riferimento già disponibili come dati di addestramento per regolare la risposta strumentale per quel particolare ambiente chimico (WMO 2018).

In questo contesto così vario è apparso necessario ed evidente a livello comunitario uniformare e standardizzare i protocolli per la verifica prestazionale dei LCS, per disciplinare questo settore commerciale in ascesa, tramite la predisposizione e pubblicazione di un'apposita norma tecnica emanata dal CEN (CEN 2021).

9.6. Standardizzazione dei protocolli di verifica dei LCS

Nel 2021 il CEN ha pubblicato la specifica tecnica CEN/TS 17660-1 con lo scopo di definire un protocollo di valutazione esaustivo e trasparente dei sistemi di sensori che avesse un approccio metrologico in grado di assicurare la riferibilità ai campioni nazionali ed internazionali delle misure prodotte con i sensori. La valutazione è propedeutica per permettere l'uso dei sensori nel monitoraggio della qualità dell'aria sia per scopi normativi che per altri scopi. Il protocollo di valutazione descritto dalla norma prevede una serie di test da effettuare sia in laboratorio che in campo da parte di un organismo tecnico indipendente, la cui competenza tecnica è dimostrata a livello internazionale dall'accreditamento in accordo alla norma UNI EN ISO IEC 17025 (UNI 2018) che fissa i requisiti per i laboratori di prova.

Come già citato in precedenza, il termine di riferimento preso in considerazione dalla Direttiva 2008/50/CE per la valutazione di un metodo di misura, differente da quelli di riferimento, è l'incertezza di misura. Il protocollo della CEN/TS 17660-1 valuta quindi se l'incertezza di misura, definita nella Direttiva 2008/50/CE come obiettivo di qualità dei dati per le misurazioni indicative e per la stima obiettiva, venga raggiunta e rispettata dai LCS in esame. In tal modo è possibile stabilire un sistema di classificazione dei sensori consistente con i requisiti della Direttiva stessa. La procedura inoltre stabilisce una classificazione anche per i LCS da utilizzare in applicazioni di monitoraggio non regolamentate quali progetti di ricerca e studi di *citizen-science* che richiedono criteri prestazionali meno impegnativi in termini di incertezza di misura.

Occorre quindi sottolineare che la specifica tecnica stabilisce un sistema di classificazione in cui i sensori con le caratteristiche prestazionali migliori (Classe 1) sono quelli che possono essere utilizzati al massimo per le misurazioni indicative ovvero sono sensori che hanno un'incertezza pari al 25 o 30% (a seconda dell'inquinante considerato) del valore limite stabilito dalla direttiva per lo specifico inquinante gassoso. Quindi di fatto implicitamente la specifica tecnica riconosce che i LCS non riescono a raggiungere le prestazioni per essere dichiarati equivalenti ai metodi di riferimento e per poter essere utilizzati in luogo delle stazioni fisse.

Il protocollo definito nella specifica tecnica è applicabile ai sensori che misurano la concentrazione in massa degli inquinanti gassosi normati dalla Direttiva negli intervalli di concentrazione normalmente attesi nell'aria ambiente ed è applicabile anche a quelli per la misura della CO₂ sebbene per tale inquinante la direttiva non definisce degli obiettivi di qualità dei dati.

La procedura prevede l'effettuazione di test di laboratorio e test in campo in cui i LCS sono installati presso una stazione di monitoraggio in parallelo agli analizzatori di riferimento. Vengono fissate una serie di caratteristiche prestazionali da verificare durante i test sui LCS ai fini della loro classificazione. Alcune di queste sono specifiche del sistema di misura quali ad esempio il tempo di risposta, la linearità, la ripetibilità, il limite di rivelabilità, l'influenza di diversi parametri meteorologici e l'influenza di sostanze interferenti e l'incertezza "between sensor" esistente tra esemplari diversi dello stesso LCS. Altre caratteristiche da verificare sono invece quelle che derivano dal confronto con i metodi di riferimento basato sulla regressione lineare tra i dati dei sensori e dei metodi di riferimento: ovvero il coefficiente angolare e l'intercetta della retta di regressione. Per tutte queste caratteristiche vengono definiti dei valori minimi da rispettare in funzione della Classe da assegnare al LCS.

La specifica tecnica descrive in dettaglio le procedure operative per effettuare i test previsti sia in laboratorio che in campo. Occorre evidenziare che per i test in campo vengono definite le tipologie di stazioni di monitoraggio presso cui devono essere effettuate le misure per il confronto con il metodo di riferimento in funzione dell'inquinante considerato e delle specifiche caratteristiche di composizione chimica dell'aria nel sito prescelto. In generale per gli ossidi di azoto, l'ozono e il monossido di carbonio i test devono essere effettuati in un numero di siti che va da un minimo di 2 ad un massimo di 4 siti. Per l'anidride solforosa e il benzene devono essere effettuati al massimo in 2 siti. Inoltre, al fine di coprire le differenti condizioni meteorologiche che possono influenzare le prestazioni dei LCS, i test in campo devono essere ripetuti per almeno 40 giorni in ogni sito per due differenti stagioni. A tal fine la norma fornisce dei criteri per selezionare in modo opportuno i siti in cui effettuare i test. Al termine delle campagne di confronto in campo, per la valutazione della performance dei LCS è necessario calcolare l'incertezza di misura tramite i parametri della regressione lineare con il metodo dei minimi quadrati delle misure del sistema in esame rispetto ai dati di riferimento. La regressione lineare è stata scelta al fine di pesare opportunamente la maggiore incertezza tra esemplari diversi dello stesso LCS (incertezza "between sensor") rispetto a quella degli strumenti di riferimento. L'incertezza così calcolata viene poi confrontata con gli obiettivi di qualità stabiliti dalla direttiva per le misurazioni indicative (25-30% Classe 1) e per le stime obiettive (75% Classe 2) e per altri scopi (200% Classe 3). Inoltre, al fine di ottenere un quadro più completo sul comportamento dei sensori alle diverse concentrazioni di inquinanti durante i monitoraggi, l'incertezza viene calcolata anche per i valori di concentrazione definiti dalle soglie di valutazione inferiore e superiore e dalle soglie di allarme previste dalla direttiva per ogni singolo inquinante.

In questo modo risulta possibile anche confrontare le prestazioni di produttori diversi con un protocollo univoco e generalizzato e gli utenti possono scegliere i dispositivi più confacenti alla tipologia di misure della qualità dell'aria che intendono effettuare. Chiaramente è necessario un certo periodo di tempo affinché i LCS commerciali possano essere classificati in base alla specifica tecnica con test effettuati da organismi indipendenti.

Si segnala infine che analoga specifica tecnica è in fase di predisposizione da parte del CEN per standardizzare i protocolli per testare e classificare anche i sensori per la misura del PM. In questo caso saranno previsti test specifici per verificare alcune caratteristiche prestazionali specifiche per la

tipologia di misura, come ad esempio quello per verificare la capacità di misurare in modo attendibile le diverse classi dimensionali del particolato.

9.7. Esempi di confronti non standardizzati

Nei paragrafi successivi si riportano alcuni esempi di verifiche in campo di sistemi LCS per diversi inquinanti effettuate dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente. Tutte le agenzie hanno effettuato le verifiche in campo per confronto con i metodi di riferimento installati in alcune stazioni di monitoraggio ma i criteri statistici adottati per fare le valutazioni sono differenti da Agenzia ad Agenzia. Quindi ancora una volta si evidenzia l'importanza, ai fini del confronto tra sensori di differenti produttori, di avere un protocollo standardizzato di verifica. Nei paragrafi successivi i sistemi di sensori low cost utilizzati dalle Agenzie sono contrassegnati in forma anonima da un **codice numerico progressivo del tipo LCSxx. Eventuali informazioni dettagliate sui sistemi utilizzati e le loro caratteristiche potranno essere richieste direttamente agli autori dei singoli contributi.**

Bibliografia

CEN 2021: CEN/TS 17660-1 Air quality — Performance evaluation of air quality sensor systems — Part 1: Gaseous pollutants in ambient air, CEN – Comité Européen de Normalisation, 2021.

D.Lgs. 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, Pubblicato in G.U, 15/9/2010, n.216 S,O,

D.M. 26/1/2017 Attuazione della direttiva (UE) 2015/1480 del 28 agosto 2015, che modifica taluni allegati delle direttive 2004/107/CE e 2008/50/CE nelle parti relative ai metodi di riferimento, alla convalida dei dati e all'ubicazione dei punti di campionamento per la valutazione della qualità dell'aria ambiente, G.U. 9/2/2017 n.33;

JRC 2017: Gerboles, M., Spinelle, L. and Borowiak, A., Measuring air pollution with low-cost sensors, European Commission, 2017, JRC107461

JRC 2019: Karagulian, F., Gerboles, M., Barbieri, M., Kotsev, A., Lagler, F., Borowiak, A., *Review of sensors for air quality monitoring*, EUR 29826 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-09255-1, doi:10.2760/568261, JRC116534

JRC 2022a: Yatkin, S., Gerboles, M, Borowiak, A and Signorini, M., *Guidance on low-cost air quality sensor deployment for non-experts based on the AirSensEUR experience*, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2022, doi:10.2760/180094, JRC130628.

JRC 2022b: Yatkin, S., Gerboles, M, Borowiak, A and Signorini, M., *Guidance on low-cost sensors deployment for air quality monitoring experts based on the AirSensEUR experience*, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2022, doi:10.2760/14893, JRC130050.

UE 2008: Direttiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 21 maggio 2008 relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa, Gazzetta Ufficiale UE L 152/1 del 11/6/2008;

UE 2015: Direttiva UE 2015/1480 del 28 agosto 2015, che modifica taluni allegati delle direttive 2004/107/CE e 2008/50/CE nelle parti relative ai metodi di riferimento, alla convalida dei dati e all'ubicazione dei punti di campionamento per la valutazione della qualità dell'aria ambiente, Gazzetta Ufficiale UE L 226/4 del 29/8/2015;

SNPA 2020: <https://www.snpambiente.it/progetti/cleanairschool/>

UNI 2018: UNI EN ISO IEC 17025:2018, "Requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e taratura"

WMO 2018: Lewis, A. C., Schneidemesser, E. von & Peltier, R. *Low-cost sensors for the measurement of atmospheric composition: Overview of topic and future applications (World Meteorological Organization) WMO-No. 1215.* (2018)

9.8. Interconfronto di smart sensor a Milano: una attività svolta tra soci IAS

Cristina Colombi¹, Rosario Cosenza¹, Francesco Ledda¹, Romeo Ferrari¹, Fabio Radrizzani¹, Marco Chiesa¹, Giovanni Cigolini¹, Daniela Cesari²

¹ARPA Lombardia

²ISAC-CNR Lecce

Introduzione

La Direttiva europea 2008/50/CE definisce i criteri per il monitoraggio della qualità dell'aria e i metodi di riferimento che gli Stati membri devono applicare nel processo di monitoraggio. Per aumentare le informazioni sulla distribuzione spazio-temporale dell'inquinamento atmosferico, nell'ultimo decennio sono state proposte tecniche supplementari. In tale ambito, i sensori a basso costo (*Low Cost Sensors*, LCS) degli inquinanti atmosferici, noti anche con il termine di *smart sensors*, sono tecnologie che promettono progressi nel monitoraggio della qualità dell'aria, attraverso massicci aumenti della risoluzione dei dati spaziali e temporali. Date le numerose potenziali applicazioni per tale strumentazione sulla qualità dell'aria, l'interesse del pubblico nell'utilizzo di questi dispositivi ha continuato a crescere (Snyder et al., 2013). Valutare e comprendere le prestazioni di questi dispositivi è necessario per interpretare correttamente i risultati e ridurre la confusione quando le misure condotte con LCS non sono in accordo con quelle ottenute dalla strumentazione di riferimento. Oggi sul mercato sono disponibili centinaia di LCS con un costo che varia da poche centinaia a qualche migliaio di euro. Sono disponibili numerosi lavori nella letteratura scientifica sui sensori a basso costo per il monitoraggio degli inquinanti atmosferici dannosi come il particolato (PM), il monossido di carbonio (CO), l'ozono (O₃) e i suoi precursori biossido di azoto (NO₂) e ossido nitrico (NO), riportando diverse informazioni sulle prestazioni dei sensori rispetto alle misurazioni di riferimento. Tuttavia, i dati provenienti da LCS sono spesso discutibili in quanto potrebbero essere influenzati da un'elevata incertezza legata alle condizioni atmosferiche, ai livelli di concentrazione degli inquinanti, alle interferenze e quindi all'ubicazione del sito in cui vengono effettuate le misurazioni.

Questo rapporto presenta i risultati raccolti di una prima campagna di inter-confronto tra LCS e strumentazione di riferimento per la qualità dell'aria (appartenente alla rete ARPA) volta a comprendere meglio le prestazioni di LCS rispetto alle misurazioni di riferimento condotte in due siti appartenenti alla rete di qualità dell'aria di ARPA Lombardia nella città di Milano. Tale studio ricade nell'ambito delle attività di ricerca dei membri della Società Italiana di Aerosol (IAS). Lo scopo di questo confronto è quello di migliorare la comprensione delle prestazioni generali di questo tipo di analizzatori rispetto a fattori esterni quali, in particolare: la tipologia di sito, il tipo di sorgenti inquinanti presenti e le condizioni atmosferiche.

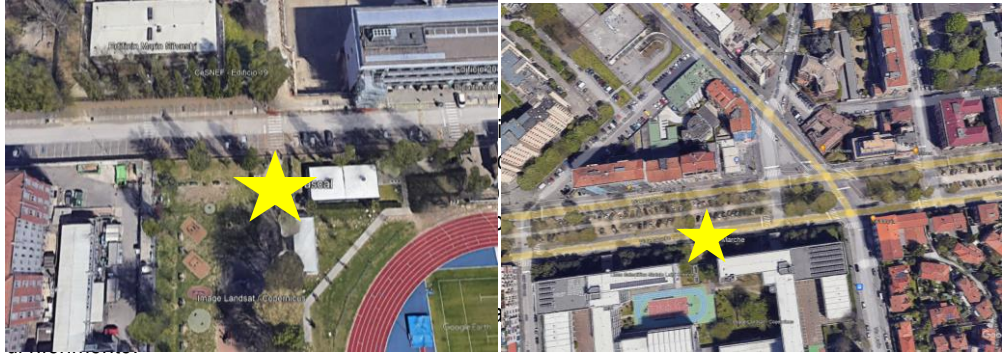
Metodi

Siti e caratteristiche

I LCS sono stati esposti all'aria ambiente per due periodi consecutivi nel 2022. Il primo periodo di misure si è svolto nel mese di aprile (dal 6 al 28), presso il sito di monitoraggio dell'ARPA MI-Pascal; il secondo periodo comprende i mesi di maggio e giugno (dal 6/05 al 30/06) ed è stato svolto presso il sito di monitoraggio dell'ARPA MI-Marche. In particolare, il sito di misura MI-Pascal (Figura 9.1, sinistra) è classificato come stazione di fondo urbano ed è un supersito secondo il DM 29/11/2012. Si trova nell'area est di Milano, nella zona universitaria denominata "Città Stud" (Lat 45°28'24.59" N, Long

9°13' 21.00" E), in un parco giochi a circa 130 m dalla circolazione stradale. Il secondo sito, MI-Marche (Figura 9.1, destra), è classificato come stazione di traffico urbano, essendo interessato da traffico intenso, ed è situato nella parte nordorientale della tangenziale esterna di Milano (Lat 45°29'46.76" N, Long 9°11'27.43" E).

Figura 9.1. Immagine dei siti di MI-Pascal, a sinistra e MI-Marche, a destra.



In particolare, i parametri misurati in continuo presso il sito di MI-Pascal sono: SO₂, NO, NO₂, NO_x, O₃, NH₃, Benzene, Toluene, Xylene (BTX) Etilbenzene, CH₄, BC, PNC (d > 0.28 µm, 8 canali), PM₁₀ e PM_{2.5}. Allo stesso modo, in MI-Marche vengono misurati in continuo i seguenti parametri: NO, NO₂, NO_x, CO, BTX, Etilbenzene), BC, PNC (d > 0.28 µm, 3 canali), PM₁₀ e PM_{2.5}.

Tabella 9.1. Lista dei parametri stimati dagli LCS

Parametri	Device	LCS 1	LCS 2	LCS 3	LCS 4	LCS 5	LCS 6	LCS 7	LCS 8	LCS 9	LCS 10	LCS 11
	Cn										x	
PTS								x				
PM10	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
PM2.5	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x
PM1						x	x	x			x	x
NO2		x	x			x	x	x			x	x
NO			x				x				x	x
O3			x		x	x	x				x	x
CO			x		x	x					x	x
SO2			x									
H2S			x									
NH3												
VOC								x	x			x
CO2							x					x
BC												x
Luce							x					
Meteo			x		x	x				x	x	x

Analisi dei dati

I dati acquisiti da tutta la strumentazione utilizzata nello studio (sia LCS che strumentazione ARPA) sono stati raccolti in un unico dataset per la successiva elaborazione statistica. I dati provenienti dai sensori sono stati inizialmente validati seguendo procedure di base QA/QC, tramite le quali sono stati rimossi evidenti valori anomali (es. valori negativi, zeri e punti dati non validi come testo, simboli e spazi vuoti). Tra i principali criteri di validazione, nel processo di calcolo delle medie orarie dei parametri investigati, si è assunta come soglia di recupero il 75% dei dati al minuto grezzi raccolti. È stata quindi calcolata la media oraria dei dati rimanenti e abbinati per data e ora ai dati ARPA. La successiva analisi statistica condotta sulle medie orarie di ciascun parametro investigato ha avuto lo scopo di esaminare la completezza dei dati, la variabilità intra-modello, la statistica di regressione lineare tra i valori misurati con i sensori LCS e il relativo riferimento, l'errore di misura associato ai LCS e l'impatto delle condizioni ambientali sui dati acquisiti. In particolare, per l'analisi statistica è stato seguito l'approccio riportato in Feenstra et al., 2019.

La variabilità intra-modello è definita come "il grado, all'interno di un gruppo di 3 sensori, con cui i tre sensori concordano tra loro" (Feenstra et al., 2019). Nel nostro caso, anche se tutti i sensori considerati sono diversi (in termini di produzione e metodologia), sono stati considerati uguali ai fini dello studio stesso. Pertanto, la variabilità intra-modello è stata determinata calcolando le concentrazioni medie di ciascun parametro, misurate dai singoli sensori, all'interno di un sistema n di sensori e confrontandole con la media delle medie e la sua deviazione standard (SD). La SD fornisce una metrica per valutare la variabilità intra-modello: una SD elevata indica elevata variabilità intra-modello, al contrario una SD bassa indica una bassa variabilità intra-modello.

L'accuratezza è definita come il grado in cui le concentrazioni medie orarie del parametro misurato con un sensore LCS sono conformi alle misure ottenute dallo strumento di riferimento. Questo parametro può essere esaminato osservando le statistiche di regressione lineare e l'errore di misura tra sensore e strumenti di riferimento. Per quanto riguarda la regressione lineare, facendo riferimento all'equazione (1), in una situazione ideale in cui il sensore corrisponde perfettamente allo strumento di riferimento, la pendenza (b) sarebbe 1.0, l'intercetta (c) 0.0 e il coefficiente di determinazione (R^2) sarebbe pari o vicino a 1.0. Il parametro statistico R^2 misura la dispersione dei punti dati attorno alla linea di regressione lineare adattata e fornisce una misura di quanto fortemente le variazioni nelle concentrazioni del parametro misurato generate dal sensore sono correlate alle variazioni nelle concentrazioni dello strumento di riferimento.

$$Y = bX + c \quad (1)$$

Dove Y è la concentrazione media oraria fornita dall'LCS mentre X è la concentrazione media oraria dello strumento di riferimento.

Un altro modo per valutare l'accuratezza è calcolare l'errore di misura tra sensore e strumenti di riferimento, in termini di Mean Bias Error (MBE) e Mean Absolute Error (MAE). MBE e MAE vengono calcolati prendendo il valore assoluto delle differenze orarie tra le misure del sensore e quelle di riferimento. L'MBE fornisce una metrica che indica la tendenza del sensore a sottostimare o sovrastimare le concentrazioni di riferimento. Il MAE fornisce una metrica migliore per l'errore di misura effettivo tra sensore e riferimento. Le equazioni per MBE e MAE si trovano rispettivamente nelle equazioni (2) e (3). La statistica Root Mean Square Error (RMSE) è una metrica aggiuntiva per

esaminare l'errore di misura poiché l'RMSE è influenzato in modo sproporzionato da errori di grandi dimensioni.

$$\text{Mean Bias Error (MBE)} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - x_t) \quad (2)$$

$$\text{Mean Absolute Error (MAE)} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |x_i - x_t| \quad (3)$$

Un'osservazione interessante può derivare dal rapporto MBE/MAE. Come osservato in letteratura (Feenstra et al., 2019), se questo valore è maggiore di 0.65 (in termini assoluti), allora l'errore predominante associato a questi sensori è sistematico e non di natura casuale. Si tratta di un'osservazione importante, poiché tenere conto di questa differenza potrebbe ridurre significativamente gli errori di misurazione associati ai sensori a basso costo.

Sintesi dei risultati

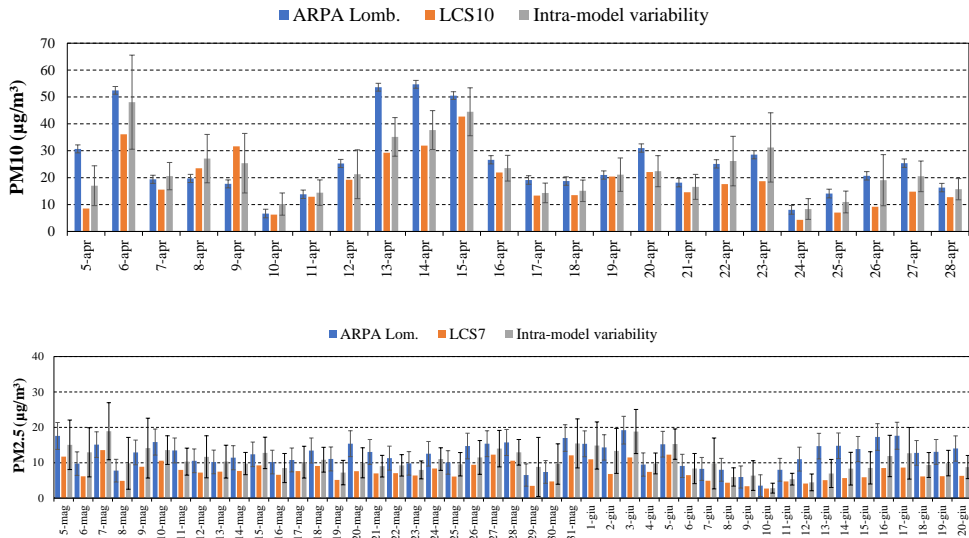
PM₁₀ e PM_{2.5}

Il periodo di misura a MI-Pascal ha permesso di collezionare un totale di 578 ore di misura; a MI-Marche sono state collezionate 1115 ore di misura. Il rendimento di tutti i sensori è stato superiore all'87%, ad eccezione dell'LCS3 (42%) che ha avuto grossi problemi nel primo periodo di misura, dovuti al continuo spegnimento del proprio computer di acquisizione, LCS1 (70%) nel secondo periodo di misura per necessità di utilizzo in altre campagne programmate dai soci, così come per l'LCS11 (45%), sempre nel secondo periodo di misura.

Applicando l'analisi statistica sopra riportata, tutti i sensori sono in grado di riprodurre il trend dell'analizzatore di riferimento, con valori confrontabili entro la barra di incertezza, espressa come deviazione standard (Figura 9.2). Tuttavia, se si considera la SD per la valutazione della variabilità intra-modello, tutti i sensori mostrano una elevata variabilità. In particolare: in MI-Pascal, lo studio della variabilità intra-modello condotta per la frazione PM₁₀ e PM_{2.5} evidenzia che, tutti i sensori sono in grado di seguire i trend del PM rilevato dallo strumento di riferimento, ma con una elevata variabilità (SD), range PM₁₀: 25% - 55%; PM_{2.5}: 21% - 66%. Invece, nel sito di MI-Marche si osserva una minore performance dei sensori, riconducibile a possibili differenze nelle condizioni atmosferiche del sito e diversa composizione dell'aerosol. Infatti, come già osservato in letteratura (Feinberg et al., 2018) le prestazioni dei sensori possono variare a seconda delle regioni geografiche, dei diversi intervalli di concentrazione e delle proprietà ottiche dell'aerosol. Infine, tutti i sensori hanno mostrato un'elevata variabilità (SD), maggiore di quella osservata in MI-Pascal.

Nella Figura 9.2 sono riportati due esempi, uno per il PM₁₀ (MI-Pascal, primo periodo) e uno per il PM_{2.5} (MI-Marche, secondo periodo), di confronto tra il riferimento e un sensore con la variabilità intra-modello.

Figura 9.2. Confronto tra misure giornaliere di riferimento e misure condotte con LCS. La barra di errore indica la deviazione standard.



In particolare, l'analisi dei dati di PM nella postazione di traffico urbano (MI-Marche) ha mostrato che gli LCS, pur riuscendo a rilevare anche bassi valori di concentrazione dei PM dovuti ad un periodo più favorevole alla dispersione degli inquinanti, non sono stati in grado di riprodurre il trend per entrambe le frazioni. Questo comportamento potrebbe ragionevolmente essere legato alla differente classificazione dei siti: è noto, infatti, che il passaggio di veicoli provoca risollevarmento della polvere stradale con un maggior impatto nei siti molto trafficati come, appunto, il sito di MI-Marche. Questo tipo di aerosol è caratterizzato da elementi di origine terrigena ed appartenenti alla frazione coarse, quindi con diametri aerodinamici superiori a $1\ \mu\text{m}$, impattando dunque in misura maggiore la determinazione del PM_{10} rispetto a quella del $\text{PM}_{2.5}$.

Tabella 9.2. Principali risultati dell'analisi di regressione lineare condotta.

LCS	apr-22						Magg. Giu 2022					
	PM10			PM2.5			PM10			PM2.5		
	R ²	b	c	R ²	b	c	R ²	b	c	R ²	b	c
LCS 1	0.58	0.38	10.41	0.58	0.45	1.36	0.44	0.29	10.89	0.37	0.51	2
LCS 3	0.66	0.81	3.37	0.61	0.45	-0.75	0.34	0.62	3.3	0.51	1.29	1.03
LCS 4	0.51	0.39	0.34	0.52	0.44	1.8	0.14	0.19	3.31	0.28	0.52	2.14
LCS 5	0.61	0.5	3.28	0.56	0.39	2.63	0.42	0.43	1.29	0.31	0.94	2.32
LCS 6	0.64	0.88	7.17	0.54	0.52	4.92	0.22	0.7	7.83	-	-	-
LCS 7	0.62	0.55	0.84	0.69	0.82	3.29	0.45	0.36	2.11	0.37	0.42	2.25
LCS 9	0.51	0.67	9.43	0.53	0.61	6.59	0.16	0.37	7.92	0.02	-0.23	17.52
LCS 10	0.48	0.54	5.24	0.55	0.38	2.34	0.5	0.75	0.26	0.4	0.54	1.34
LCS 11	0.15	0.48	17.72	0.53	0.25	12.95	-0.0005	0.05	23.53	0.02	0.12	6.13

Nella Tabella 9.2, sono riportati i risultati della statistica di regressione lineare. Considerando i valori di $R^2 > 0.60$ per entrambe le frazioni di PM, si osserva che i sensori in MI-Pascal hanno fornito un migliore confronto con il riferimento nella frazione PM₁₀.

È stato inoltre osservato che tutti i sensori hanno valori di incertezza, in termini di MAE, superiori a 7 µg/m³. Infine, l'analisi del rapporto MBE/MAE ha evidenziato che le misure di numerosi LCS sono affette da un errore sistematico sia per la frazione coarse che fine in entrambi i siti.

Gas

Lo stesso tipo di analisi statistica sopra presentata è in corso di completamento anche su tutti gli altri parametri che è possibile confrontare con il riferimento di stazione (Figura 9.3). Il tutto verrà puntualmente presentato e valutato in una successiva pubblicazione condivisa con tutti i Soci IAS che hanno partecipato alla sperimentazione. Di seguito si riportano alcuni grafici che sintetizzano i risultati per gli altri parametri principali (Figura 9.4).

Figura 9.3 - Confronto tra le misure orarie del riferimento e le misure condotte con LCS. La barra di errore indica la deviazione standard.

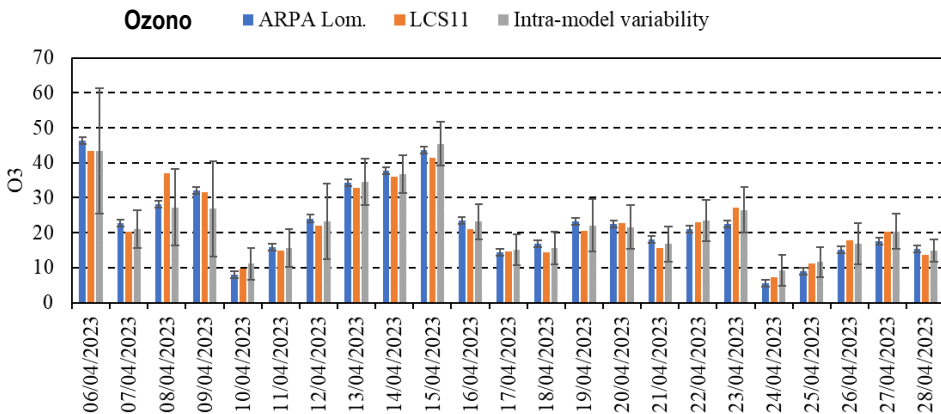
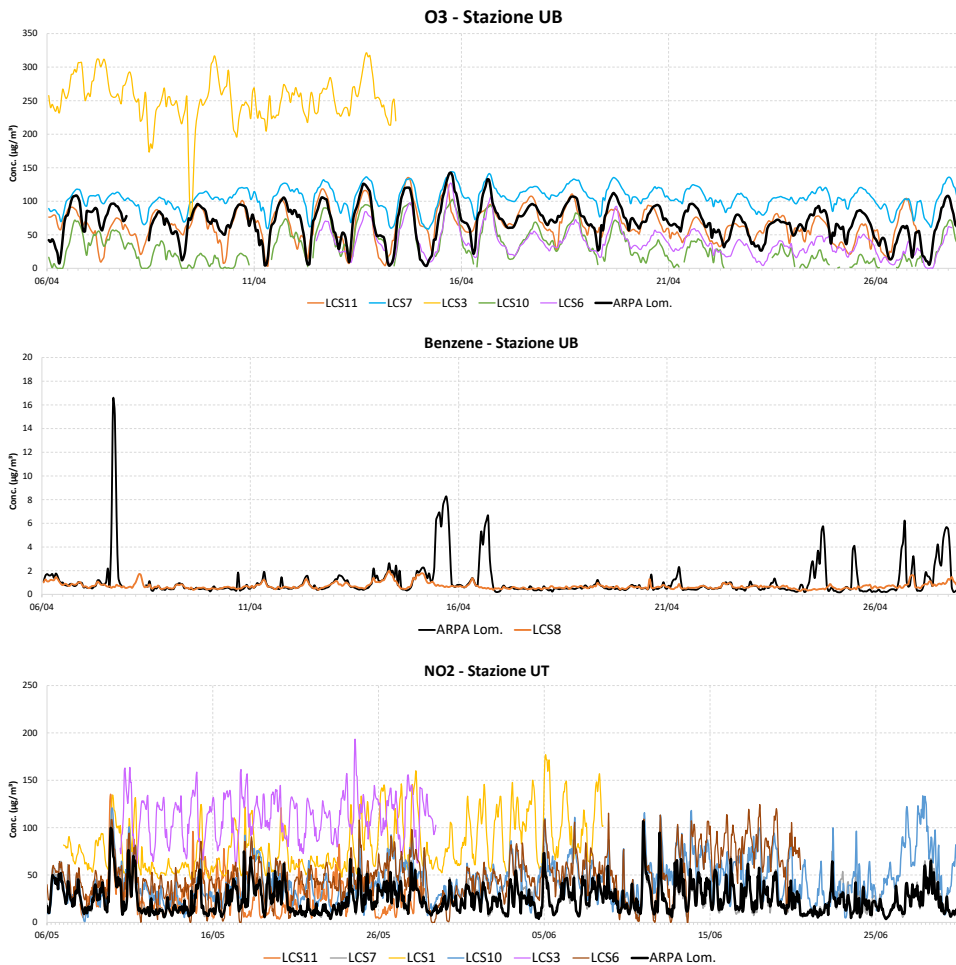


Figura 9.4 - Confronto tra le misure orarie del riferimento e le misure condotte con LCS per l'ozono, il benzene e il biossido di azoto, rispettivamente dall'alto al basso.



Bibliografia

Feinberg, S., Williams, R., Hagler, G.S.W., Rickard, J., Brown, R., Garver, D., Harshfield, G., Stauffer, P., Mattson, E., Judge, R., Garvey, S., 2018. Long-term evaluation of air sensor technology under ambient conditions in Denver, Colorado. *Atmos. Meas. Tech.* 11 (8), 4605–4615.

Feenstra B., Papapostolou V., Hasheminassab S., Zhang H., Der Boghossian B., Cocker D., Polidori A., 2019. Performance evaluation of twelve low-cost $\text{PM}_{2.5}$ sensors at an ambient air monitoring site. *Atmos. Environ.* 216 (2019) 116946.

9.9. Esperienze di utilizzo dei sensori ottici per la valutazione del particolato in Veneto

Luca Zagolin¹, Silvia Rebeschini¹, Giovanna Marson¹

¹ARPA – Veneto

Introduzione

Il presente articolo riporta gli esiti delle sperimentazioni condotte da ARPA con sensori low cost per la misura del particolato atmosferico, basati su principi ottici. Una prima esperienza è stata condotta per valutare la ripetibilità tra le misure di diversi esemplari di sensore e per effettuare un primo confronto con uno strumento certificato. Sulla scorta di questa prima esperienza che ha messo in evidenza alcune problematiche legate alle condizioni ambientali di campionamento, è stata messa in campo un'ulteriore sperimentazione per valutare l'efficacia di alcuni accorgimenti tecnici, in particolare legati al controllo dell'umidità relativa in ingresso al sensore, al fine di migliorare le prestazioni dei monitor low cost. Anche in questo caso i dati di tali sensori sono stati confrontati con uno strumento di riferimento certificato ai sensi del D.Lgs. 155/2010.

Materiali e metodi

Ai fini del presente studio sono stati utilizzati come sensori low cost per la determinazione delle polveri PM₁₀, alcuni dispositivi LCS12 del costo di circa 30 euro molto diffusi nelle piattaforme di citizen science. Ogni sensore è stato accoppiato ad un misuratore di temperatura e umidità relativa.

Come sostanzialmente tutta la sensoristica per la determinazione di particolato atmosferico di questa fascia di prezzo, i sensori testati funzionano mediante il principio del light scattering. Il sensore è costituito da una ventola che aspira l'aria verso la camera di misura, dove è presente un diodo laser e un fotodiodo rilevatore. Il raggio laser incontrando le particelle viene disperso (scattering) e la relativa radiazione, proporzionale al numero di particelle, viene convertita dal fotodiodo in un segnale, la cui ampiezza dipende dalla lunghezza d'onda della sorgente, dalla dimensione delle particelle, dall'angolo di dispersione e dall'indice di rifrazione tra l'aria e le particelle.

Tali sensori sono in grado di misurare la concentrazione delle particelle comprese tra un diametro aerodinamico di 0.3 e 10 micron; la frequenza massima di determinazione, con il diodo laser sempre in funzione, è di circa una misura al secondo.

La prima sperimentazione ha previsto due distinte campagne di misura, ciascuna della durata di circa due mesi, nel periodo tra l'autunno e l'inverno (2019-2020). Durante tutto il monitoraggio, effettuato in un sito di fondo urbano nei pressi di una ferrovia, i sensori sono stati affiancati a due diversi analizzatori automatici di PM₁₀, conformi ai requisiti del D.Lgs.155/2010, e utilizzati normalmente per il monitoraggio della qualità dell'aria. Gli analizzatori sono stati posizionati in altrettante stazioni rilocabili distanti a pochi metri l'una dall'altra. I monitor low cost sono stati installati sul tetto dei mezzi mobili in prossimità della testa di prelievo per il PM₁₀ degli analizzatori automatici.

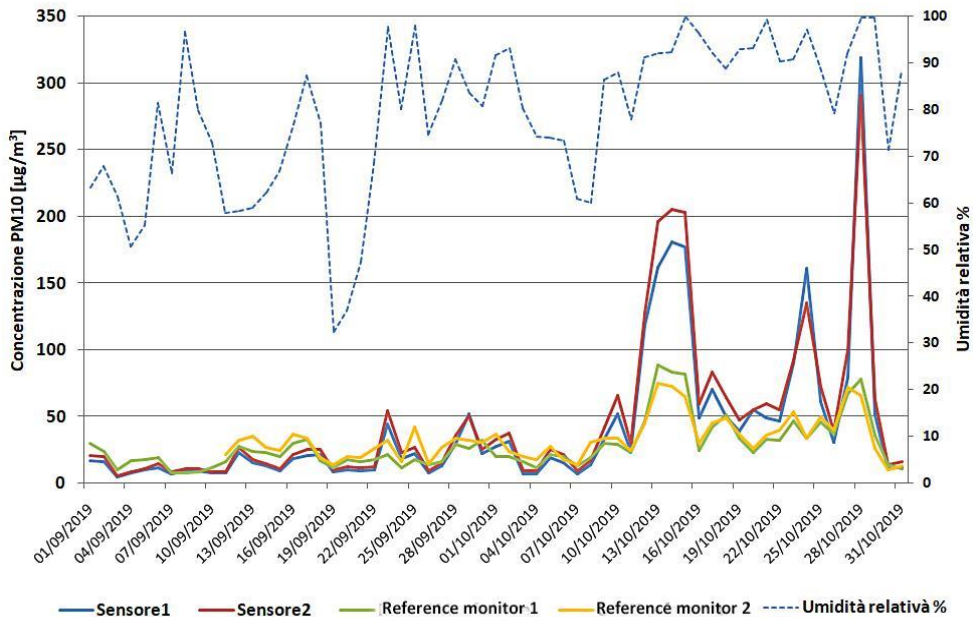
Durante la seconda esperienza lo stesso modello di sensori LCS12 è stato posizionato in un sito di fondo rurale di pianura, sul tetto di una centralina fissa di monitoraggio della qualità dell'aria, dotata di campionatore gravimetrico di PM₁₀. La campagna di misura è durata più di un anno (2021-2022) e ha previsto il funzionamento in parallelo di tre sensori low cost di cui due equipaggiati con una sonda riscaldata e uno nella configurazione standard di vendita. I sensori con sonda riscaldata si differenziano poiché in uno è stato installato un riscaldatore costituito da un PTC 5 volt 40 gradi celsius (da ora in

poi *sensore sonda riscaldata 1*) e nell'altro un riscaldatore "pilotato", impostato per attivarsi quando l'umidità relativa è superiore al 70% (da ora in poi *sensore sonda riscaldata 2*).

Risultati

Durante la prima esperienza è stata osservata una buona coerenza nei dati di concentrazione dei due sensori low cost che hanno mostrato due tracciati sostanzialmente sovrapponibili. I due sensori, appartenenti allo stesso lotto, hanno quindi evidenziato una buona replicabilità delle misure, soprattutto per concentrazioni medio-basse di PM₁₀, come riportato in Figura 9.5.

Figura 9.5 Andamento dell'umidità relativa e delle concentrazioni di PM₁₀ misurate dai sensori e dagli strumenti di riferimento (prima esperienza).

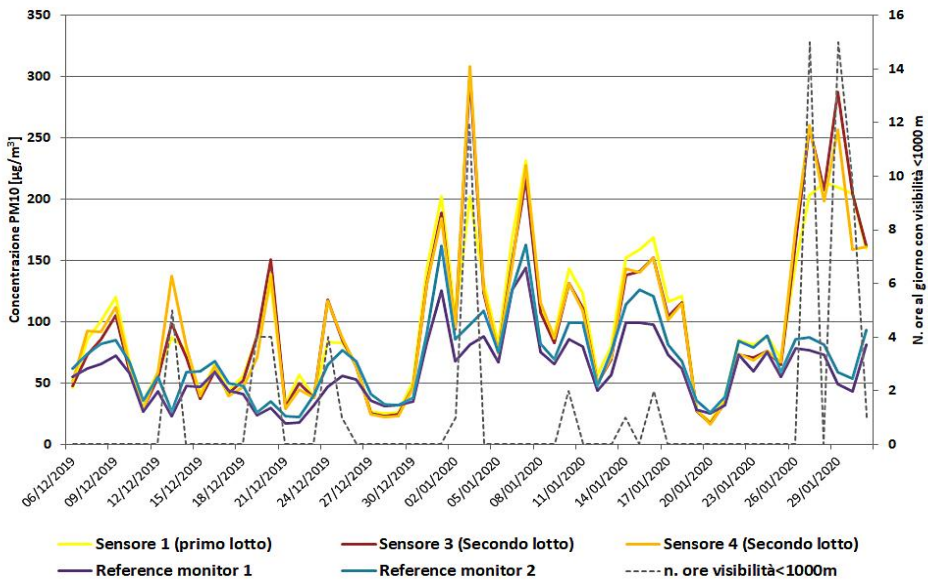


Per quanto riguarda il confronto con gli analizzatori di riferimento, si evidenzia invece una differenza piuttosto significativa tra il periodo iniziale e finale della prima campagna. Infatti fino al 7 ottobre le concentrazioni del PM₁₀ si sono mantenute piuttosto basse e confrontabili tra i sensori e gli analizzatori di riferimento. La situazione è cambiata intorno al 10 ottobre, quando i livelli di particolato misurati dai sensori e dagli strumenti di riferimento hanno cominciato a differire in maniera visibile. Gli scostamenti sono particolarmente evidenti nelle giornate dal 14/10/2019 al 16/10/2019, il 23/10/2019, il 24/10/2019 e il 28/10/2019.

Nella seconda campagna della prima esperienza, come illustrato nella Figura 9.6, è stato confermato che gli scostamenti dei sensori low cost rispetto agli strumenti certificati sono stati molto evidenti in

condizioni di elevata umidità relativa ed in particolare durante gli episodi di foschia e nebbia, condizione piuttosto frequente nei mesi invernali in Pianura Padana.

Figura 9.6 Andamento delle concentrazioni di PM₁₀ misurate dai sensori e dagli strumenti di riferimento (prima esperienza). Nel grafico sono visibili gli episodi di scarsa visibilità (espressi in n. di ore con visibilità < 1000 m)



Per questo motivo è stata effettuata una seconda sperimentazione con l'obiettivo di testare un possibile miglioramento delle performance di questi sensori abbassando l'umidità in ingresso attraverso l'utilizzo di sonde riscaldate.

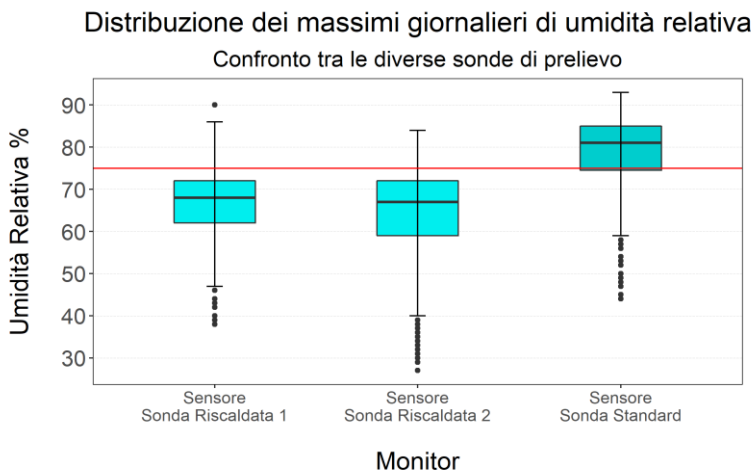
In primo luogo è stata quindi verificata l'effettiva capacità dei due sensori equipaggiati con la sonda riscaldata di abbassare l'umidità relativa dell'aria all'ingresso della camera di misura, rispetto ad un sensore dello stesso tipo, sprovvisto di tale accessorio (cioè nella sua configurazione di base, come viene venduto sul mercato). Il grafico in Figura 9.7 evidenzia, per ciascun monitor, la distribuzione dei valori di umidità relativa massima giornaliera determinati nel corso della campagna.

Dal grafico si osserva una differenza, piuttosto marcata, tra le distribuzioni dei massimi di umidità relativa dei sensori con sonda riscaldata, rispetto al sensore standard: l'efficienza delle due sonde riscaldate è buona e piuttosto comparabile tra i due strumenti in parallelo, poiché le distribuzioni relative ai due sensori con la sonda riscaldata sono confrontabili.

Un ulteriore obiettivo della sperimentazione era indagare se i monitor con sonda riscaldata, tenendo conto dei dati mediati sulle 24 ore, presentassero delle distribuzioni di concentrazione significativamente diverse dal monitor senza sonda riscaldata e se i tre sensori low cost mostrassero

delle distribuzioni del dato medio giornaliero confrontabili con lo strumento di riferimento. Il grafico in Figura 9.8 mostra il confronto tra le distribuzioni delle concentrazioni medie giornaliere misurate per circa un anno di funzionamento in parallelo dei 3 sensori low cost, rispetto a quella dello strumento certificato di riferimento.

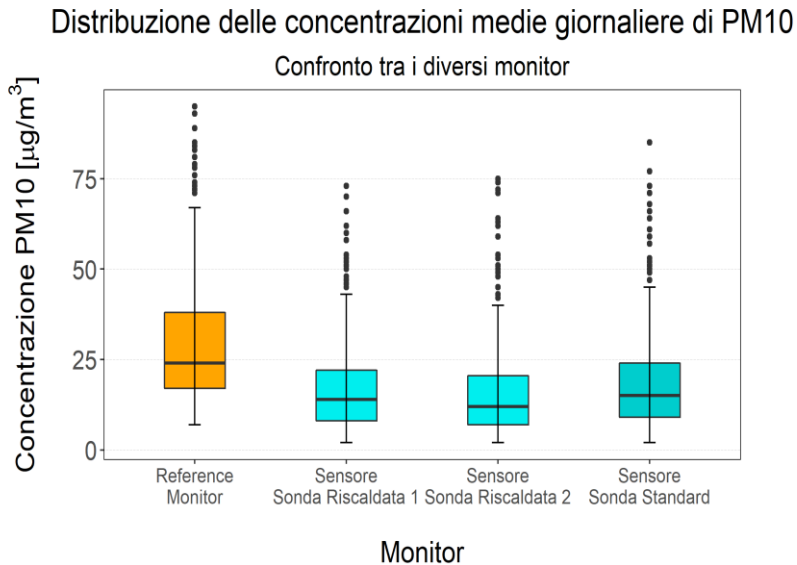
Figura 9.7 Distribuzione dei massimi giornalieri di umidità relativa misurata da tre diversi sensori, uno standard e due con sonda riscaldata (seconda esperienza)



I tre monitor low cost, indipendentemente dalla presenza di sonda riscaldata, mostrano una distribuzione dei dati piuttosto confrontabile. Si osserva tuttavia che, in particolare i due sensori con la sonda riscaldata, hanno distribuzioni sovrapponibili, mentre il sensore con la sonda standard (non riscaldata) presenta una distribuzione lievemente spostata verso valori più alti.

Se si confrontano i dati dei sensori low cost con quelli del campionatore gravimetrico di riferimento, si osserva invece una significativa differenza nelle distribuzioni: le misure secondo il metodo certificato del campionatore gravimetrico mostrano indicatori statistici visibilmente più elevati di quelli dei sensori. Dal presente studio emerge quindi, per tutti i sensori low cost utilizzati in campo, con e senza sonda riscaldata, una sottostima delle concentrazioni di PM₁₀ rispetto allo strumento di riferimento, pur mantenendo, nel breve periodo, una buona potenzialità nel monitorare gli andamenti (incrementi e diminuzioni) delle concentrazioni del particolato.

Figura 9.8 Distribuzione delle concentrazioni medie giornaliere di PM₁₀: confronto tra i sensori low cost e lo strumento di riferimento (seconda esperienza)



Conclusioni

Le due esperienze condotte hanno rilevato che i sensori low cost utilizzati, nonostante il loro basso costo, mostrano una buona riproducibilità delle misure, anche se appartenenti a lotti diversi. Per quanto concerne invece l'accuratezza, cioè lo scostamento delle misure dei sensori low cost rispetto agli analizzatori automatici di riferimento, i risultati sono stati più incerti.

La prima esperienza ha messo in luce che il livello di accuratezza dei sensori diminuisce sensibilmente in condizioni di elevata umidità relativa, specialmente con valori superiori all'80-90%, in particolare in concomitanza con la presenza di foschia e nebbia.

L'utilizzo di sonde riscaldate nella seconda esperienza ha mostrato una buona efficacia di questi dispositivi nell'abbassare l'umidità atmosferica del campione in ingresso alla camera di lettura.

I sensori low cost indipendentemente dall'utilizzo di sonde riscaldate, hanno evidenziato, tuttavia, dei livelli di PM₁₀ piuttosto diversi da quelli dello strumento di riferimento, pur dimostrando delle buone potenzialità nel monitorare gli andamenti delle concentrazioni di particolato atmosferico.

Bibliografia

L. Zagolin, G. Marson, A. De Bortoli, "Potenzialità e limiti nell'utilizzo di sensori low-cost per la misura del particolato atmosferico PM₁₀ in aria ambiente", ARPA - Servizio Osservatorio Regionale Aria, Novembre 2020 - https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2020/12/Aria-Sensori-lowcost_Report-2020.pdf

Y. Wang, J. Li, H. Jing, Q. Zhang, J. Jiang, and P. Biswas, "Laboratory evaluation and calibration of three low-cost particle sensors for particulate matter measurement," *Aerosol Science and Technology*, vol. 49, no. 11, pp. 1063–1077, 2015.

R. Jayaratne, X. Liu, P. Thai, M. Dunbabin, and L. Morawska, "The influence of humidity on the performance of a low-cost air particle mass sensor and the effect of atmospheric fog," *Atmospheric Measurement Techniques*, vol. 11, no. 8, pp. 4883–4890, 2018.

M. Budde, T. Müller, N. Laquai, T. Streibl, A. Schwarz, G. Schindler, T. Riedel, M. Beigl, and A. Dittler, "Suitability of the low-cost sds011 particle sensor for urban pm monitoring," *Scientific Research Abstracts*, vol. 8, p. 11, 2018.

9.10. Sperimentazione di tecnologie low cost per il monitoraggio della qualità dell'aria in ARPA Sicilia.

Anna Abita¹, Lucia Basiricò¹, Nicolò Tirone¹

¹ARPA Sicilia

L'Agenzia Ambientale Europea ha evidenziato il ruolo strategico della sensoristica low-cost per il coinvolgimento del cittadino nei progetti di citizen-science (EEA, 2022). Nella stessa direzione vanno i primi tentativi delle agenzie regionali per l'ambiente e dei centri di ricerca italiani di far emergere i limiti e le potenzialità dei sensori low-cost.

La collaborazione tra ARPA Sicilia e un produttore di sensori low cost nasce nel marzo 2021 dando vita ad una sperimentazione in due stazioni di monitoraggio di qualità dell'aria, ubicate nella città di Catania, al fine di confrontare i dati dei sensori LCS13 per il rilevamento di PM₁₀ e PM_{2,5} forniti dal produttore con i dati monitorati nelle stazioni fisse gestite da ARPA Sicilia. Le due stazioni fisse di monitoraggio di qualità dell'aria di ARPA Sicilia in cui sono stati installati i sensori LCS13 sono descritte in Tabella 9.3.

Tabella 9.3. Stazioni di monitoraggio

Stazione	Latitudine	Longitudine	Codice Europeo	Inquinante misurato	Stazione Meteo	Tipo
CT- Parco Gioeni	37.529257	15.081122	IT2052A	PM _{2,5} , PM ₁₀	si	Urbana, Fondo
CT- Vittorio Veneto	37.515808	15.097211	IT1718A	PM ₁₀	no	Urbana, Traffico

I dati raccolti si riferiscono al periodo tra il 29 Maggio 2021 e il 23 Gennaio 2022 e sono quindi rappresentativi principalmente delle stagioni estiva, autunnale ed invernale, marginalmente di quella primaverile. Il periodo autunno/inverno è quello in cui tendenzialmente l'accumulo di particolato è favorito sia dall'aumento delle fonti emissive (riscaldamento) che dalle condizioni climatiche.

I device LCS13 implementano al loro interno un sensore laser-scattering realizzato da un'altra azienda. Il sensore laser viene calibrato direttamente in fabbrica ed è dotato di un sistema di autopulizia. La frequenza di misurazione dei LCS13 è stata oraria per tutto periodo in esame. I dati grezzi in uscita dal sensore, come indicato dal produttore, sono stati corretti in tre passaggi successivi, per tenere conto di tre diversi fattori:

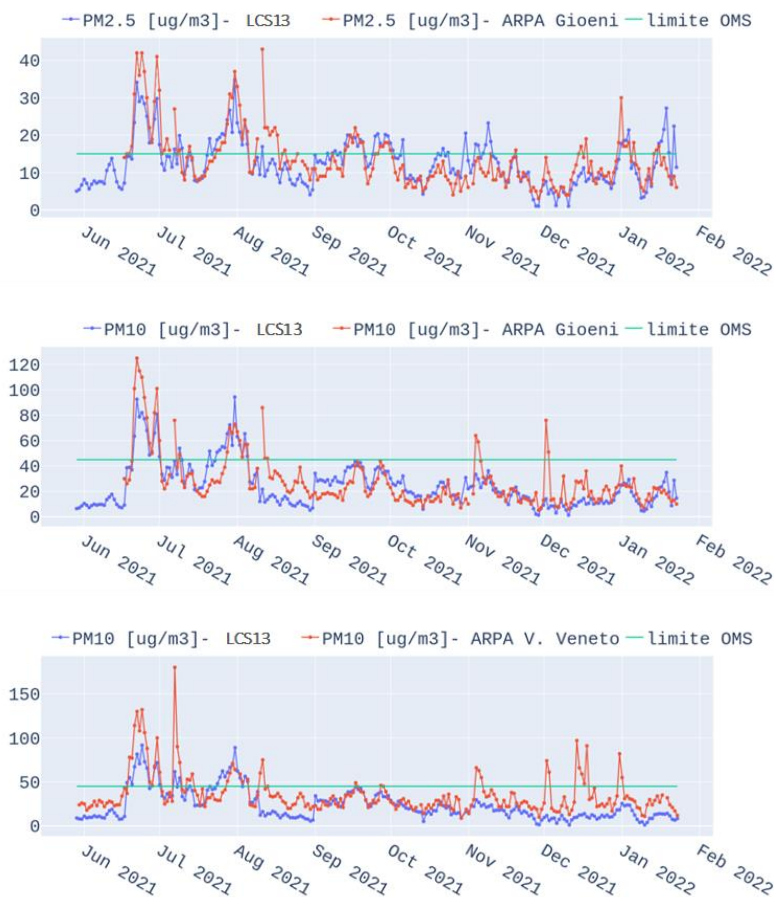
1. Modellazione dell'effetto dell'umidità relativa. Il modello applicato è quello proposto e collaudato sul campo da Streibl (Streibl, 2017).
2. Modellazione dell'effetto di altri fattori meteorologici. È stato utilizzato un algoritmo di correzione dei dati provenienti da una posizione diversa dal sito della sperimentazione, che può essere utilizzato ovunque.
3. Modellazione dell'effetto della composizione del particolato. Per tenere conto che a parità del numero di particelle la concentrazione in massa può variare se le particelle hanno una

diversa densità, viene utilizzata una specifica modellazione, che ha tenuto conto anche della differente densità delle polveri interessate dall'eventuale attività dell'Etna.

Le stazioni di ARPA Sicilia effettuano misure medie sull'intera giornata (24 ore) con analizzatori di polveri automatici (AMS) che si basano sull'attenuazione della radiazione beta (FAI SWAM).

Nella figura 9.9 è possibile confrontare i valori misurati da ARPA Sicilia e dai device nel periodo in esame.

Figura 9.9. Confronto dei dati misurati da ARPA Sicilia e dai LCS13



Il confronto dei dati è stato inoltre effettuato calcolando l'*accuratezza qualitativa*, definita per ogni inquinante come scostamento percentuale rispetto al superamento o meno delle concentrazioni individuate come limite medio giornaliero (sia indicati dal D.Lgs. 155/2010 che dall'OMS) dei dati di ARPA Sicilia. Per il PM_{2,5}, visto che il D.Lgs. 155/2010 non prevede un limite medio giornaliero, è stato utilizzato il valore di limite annuale della fase 1, ovvero 25 µg/m³. I risultati sono riportati in Tabella 9.4.

Tabella 9.4. -Accuratezza qualitativa dei device low-cost

Stazione e inquinante	Accuratezza qualitativa	Limiti di riferimento (D.Lgs. 155/2010)
Stazione Gioeni, PM _{2,5}	95%	25 µg/m ³
Stazione Gioeni, PM ₁₀	90%	50 µg/m ³
Stazione Vittorio Veneto, PM ₁₀	88%	50 µg/m ³
Stazione e inquinante	Accuratezza qualitativa	Limiti di riferimento OMS
Stazione Gioeni, PM _{2,5}	76%	15 µg/m ³
Stazione Gioeni, PM ₁₀	91%	45 µg/m ³
Stazione Vittorio Veneto, PM ₁₀	87%	45 µg/m ³

I sensori LCS13 di particolato atmosferico in combinazione con algoritmi correttivi di data science hanno restituito quindi delle indicazioni sul superamento o meno dei limiti di qualità dell'aria mediati nelle 24 ore nell'intorno del 90% per il PM₁₀. Per il PM_{2,5}, si ottengono risultati variabili (dal 95% al 76%) al variare della concentrazione di riferimento, con una sensibile riduzione dell'*accuratezza qualitativa* al diminuire della concentrazione di riferimento.

Per valutare la necessità della rielaborazione dei dati grezzi sono state calcolate, come Root MeanSquaredError⁵ e Mean Absolute PercentageError⁶ (MAPE), le differenze percentuali tra il dato grezzo e il dato rielaborato, che sono riportate in Tabella 9.5.

Tabella 9.5. Stima dell'errore associato ai dati grezzi misurati dai device

Stazione e inquinante	RMSE (dati grezzi) (µg/m ³)	RMSE (dati elaborati) (µg/m ³)	Riduzione RMSE (%)	Massima riduzione di errore (µg/m ³)	MAPE (dati corretti) (%)
Stazione Gioeni, PM _{2,5}	11.05	5.14	53%	89	31%
Stazione Gioeni, PM ₁₀	25.78	13.88	46%	83	40%
Stazione Vittorio Veneto, PM ₁₀	32.31	20.84	35%	68	41%

La correzione dei dati grezzi porta a una riduzione del RMSE del 53% nel caso del PM_{2,5}, e almeno del 35% per il PM₁₀. E' importante osservare anche i valori delle correzioni massime effettuate dall'algoritmo, che nel caso del PM_{2,5} nel periodo osservato si aggira attorno ai 90 µg/m³, in occasione

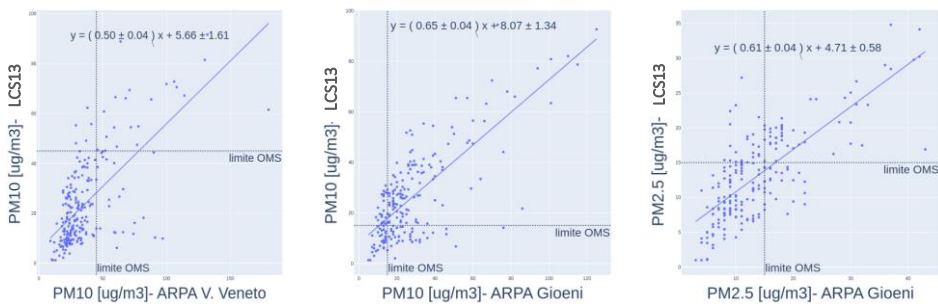
⁵ Media dei quadrati delle differenze tra valore medio e valore misurato, sotto radice

⁶ Media delle differenze assolute tra valore misurato e valore vero divise per il valore vero

di un dato grezzo registrato pari a $111 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e quindi di un valore corretto pari a $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Questo valore affiancato al limite di legge di $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ evidenzia come i sensori low-cost di particolato, in specifiche condizioni ambientali, possano produrre indicazioni decisamente fuorvianti. L'utilizzo della data science per sopperire ai limiti tecnologici della sensoristica low-cost sembra quindi assolutamente necessaria.

I grafici riportati in figura 9.10 mostrano infine la correlazione tra i dati ARPA Sicilia e i dati dei LCS13 nel periodo in esame, attraverso la regressione dei minimi quadrati, che evidenziano una notevole dispersione dei dati.

Figura 9.10 Correlazioni dei dati misurati da ARPA Sicilia ed elaborati dai device low-cost



In conclusione, oltre alla necessità di una elaborazione dei dati grezzi provenienti dai sensori low-cost, questa esperienza evidenzia che gli stessi possono dare delle indicazioni abbastanza attendibili per il PM_{10} in merito al superamento o meno dei limiti di legge, calcolati come media giornaliera. La correlazione dei dati giornalieri, attraverso la regressione dei minimi quadrati, restituisce invece una notevole dispersione dei dati.

Bibliografia

Assessing Air Quality through citizen science, EEA, 2022

<https://www.eea.europa.eu/publications/assessing-air-quality-through-citizen-science>

Streibl, Norbert. (2017). Influence of Humidity on the Accuracy of Low-Cost Particulate Matter Sensors. 10.13140/RG.2.2.21095.75683.

9.11. Monitoraggio della qualità dell'aria attraverso una piattaforma di sensori *low-cost*

Alessandro Zaldei¹, Lorenzo Brilli¹, Federico Carotenuto¹, Alice Cavaliere¹, Beniamino Gioli¹, Giovanni Gualtieri¹, Tommaso Giordano¹, Simone Putzolu¹, Carolina Vagnoli¹

Bianca Patrizia Andreini², Dennis Dalle Mura², Roberto Fruzzetti²

¹Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per la Bioeconomia (CNR-IBE), Firenze.

²ARPA, Centro Regionale Tutela Qualità dell'Aria, Livorno.

La piattaforma di sensori *low cost*

Caratteristiche del sistema

Il sistema di sensori LCS14 oggetto di questo studio è una piattaforma di monitoraggio della qualità dell'aria sviluppata dall'Istituto per la BioEconomia del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR-IBE) di Firenze. Il sistema LCS14 è costituito da una scheda elettronica compatibile con Arduino Shield (Fig. 1), che integra sensori industriali *low-cost* ad alta risoluzione temporale (frequenza di acquisizione dati di 2-3 minuti) per monitorare parametri ambientali (umidità relativa, temperatura atmosferica, CO₂) ed inquinanti atmosferici, sia gassosi (CO, NO₂, O₃, COV), che particellari (PM_{2.5} e PM₁₀). (Cavaliere et al, 2023).

La caratterizzazione della dinamica dei sensori è stata analizzata nell'ambito di numerosi studi scientifici condotti nel corso degli anni. Il sensore per la misura del PM installato nel LCS14 è un sensore popolare ampiamente utilizzato per misurare le concentrazioni di particolato (PM), in particolare PM_{2.5} e PM₁₀. Il principio di funzionamento è quello della diffusione laser, per la quale un diodo laser illumina le particelle sospese nell'aria, e un "fotodetector" misura la luce diffusa. Il sensore calcola quindi la concentrazione di particelle in base all'intensità della luce diffusa.

Anche il funzionamento dei sensori per il biossido di azoto (NO₂) e per ozono (O₃) è stato oggetto di studio in diverse ricerche scientifiche. I sensori operano tipicamente secondo il principio di un semiconduttore a ossido metallico, ovvero che la conducibilità elettrica dei sensori cambia quando sono esposti ai gas analizzati, e questa variazione viene misurata per determinarne le concentrazioni nell'ambiente.

Tutti i dati geolocalizzati acquisiti dai sensori del sistema LCS14 vengono raccolti dal microprocessore di bordo integrato nella scheda ed inviati a un *database* PostgreSQL tramite la tecnologia General Packet Radio Service (GPRS). Il sistema si avvale di un'infrastruttura di dati spaziali, composta da un *database* geografico centrale per l'archiviazione e la gestione dei dati, un motore GIS e un'interfaccia *web* (Cavaliere et al, 2018). Tutti i dati raccolti da LCS14 sono liberamente visualizzabili e scaricabili in formato Tabella, grafico o mappa all'interno di uno specifico sito *web* opportunamente realizzato.

Calibrazione e validazione dei sensori

L'accuratezza e l'affidabilità del sensore per il PM sono state studiate approfonditamente dalla comunità scientifica, ed è emerso che le condizioni ambientali, con particolare riferimento all'umidità relativa, possono influenzare significativamente la lettura del sensore (Carotenuto et al., 2020). Inoltre, calibrazioni periodiche con strumenti di riferimento ufficiali (es. stazioni ARPA) sono consigliabili per irrobustire le performance del sensore. Come nel caso dei PM, condizioni ambientali unite

all'interferenza di composti gassosi influenzano la performance dei sensori gassosi, che devono essere calibrati con opportuni strumenti di riferimento (Cavaliere et al., 2023).

I sensori *low-cost* della piattaforma LCS14 sono stati preliminarmente calibrati in laboratorio utilizzando la strumentazione di *reference* disponibile nei laboratori del CNR-IBE a Firenze (43°47'52" N, 11°11'31" E) (Cavaliere et al, 2018). Per la calibrazione dei sensori di PM_{2,5} e PM₁₀ è stata implementata una specifica procedura utilizzando come *reference* le misure fornite da un fotometro di laboratorio. Allo scopo sono stati sviluppati modelli di calibrazione, tra cui quelli non lineari, lineari e lineari robusti (Cavaliere et al. 2018). Per quanto riguarda i sensori di NO₂ e O₃, sono stati sviluppati modelli di *machine learning* supervisionato, sia parametrici che non parametrici, confrontando l'*output* dei sensori con degli strumenti di riferimento normati (Cavaliere et al. 2023).

Tutti i sensori installati nel LCS14 ed i modelli di calibrazione sviluppati sono stati successivamente sottoposti ad una validazione in campo attraverso la co-localizzazione per un congruo lasso di tempo con strumenti di *reference* ufficiali gestiti dall'Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana (ARPA). Tutti i dettagli sulle validazioni in campo e sui relativi periodi di co-localizzazione sono riportati in Tabella 9.6.

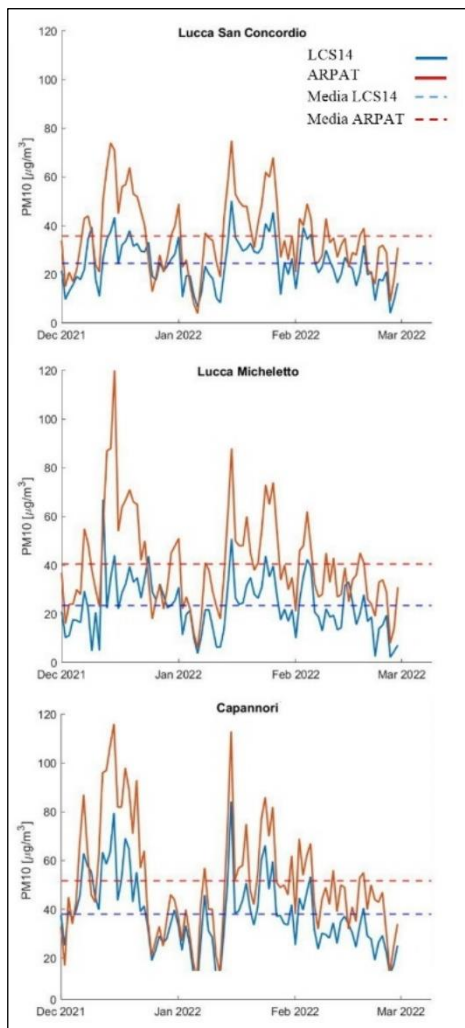
Tabella 9.6. Dettagli delle validazioni in campo dei sensori del LCS14 attraverso la co-localizzazione con le stazioni di *reference* ARPA.

Sensori LCS14	Stazione ARPA di <i>reference</i>				Periodo di co-localizzazione	Riferimento
	Nome	Ubicazione	Coordinate (Lat, Lon)	Tipo		
PM _{2,5} , PM ₁₀	Bassi	Via Ugo Bassi, Firenze	43°47'08" N, 11°17'12" E	Urbana fondo	01/11/2016–15/04/2017	Cavaliere et al, 2018
PM _{2,5} , PM ₁₀	Capannori	Via Carlo Piaggia, Capannori (LU)	43°50'23" N, 10°34'22" E	Urbana fondo	22/03/2019–07/06/2019	Brilli et al, 2021
NO ₂ , O ₃	Montale	Via Compietra, Montale (PT)	43°54'57" N, 11°00'26" E	Suburbana fondo	19/06/2018–22/08/2019	Cavaliere et al, 2023

Campagne di monitoraggio

Una volta che i sensori delle piattaforme LCS14 sono stati calibrati in laboratorio e validati in campo dando vita a delle stazioni di monitoraggio complete, queste sono state utilizzate allo scopo di formare delle reti di misura della qualità dell'aria, e quindi condurre delle specifiche campagne di monitoraggio. Nell'ambito del progetto "VEG-LU-PM₁₀" è stata realizzata una rete di stazioni con i sistemi LCS14 su quattro comuni della piana lucchese: Capannori, Lucca, Altopascio e Porcari. Tra i siti scelti, tre sono stati in co-localizzazione con le stazioni ARPA presenti nella zona (Lucca San Concordio - UF, Lucca Micheletto - UT, e Capannori - UF) per valutare le prestazioni delle stazioni LCS14. Tale valutazione è stata eseguita confrontando i valori medi rilevati da ARPA con quelli dei sistemi LCS14, utilizzando come periodo di analisi l'inverno 2021/2022. Tale periodo è stato scelto appositamente poiché generalmente si registrano i livelli più elevati di PM_{2,5} e PM₁₀. Come mostrato in Figura 9.11, i valori rilevati dai due tipi di stazione hanno fatto registrare delle differenze. Nello specifico, il valore medio di ARPA San Concordio è stato 35.87 µg/m³, mentre quello di LCS14 24.77 µg/m³. Lucca Micheletto – ARPA ha segnato un valore medio pari a 40.54 µg/m³, LCS14 23.44 µg/m³. Infine, presso il sito di Capannori, ARPA ha registrato 51.78 µg/m³ e LCS14 37.89 µg/m³.

Figura 9.11. Confronto tra le concentrazioni giornaliere di PM₁₀ misurate dalle stazioni ARPA in tre siti della piana lucchese e quelle misurate dalle stazioni LCS14 poste in co-locazione (Dicembre 2021 – Marzo 2022).



Come è possibile visualizzare nel sito *web* dedicato, tali reti forniscono al momento una considerevole copertura del territorio italiano, essendo installate in oltre 200 unità in molteplici città italiane come Firenze, Pisa, Livorno, Prato, ed in svariati altri comuni della Penisola. Esse sono inoltre operative in

aree estese come la piana lucchese, il passante autostradale di Bolzano, o la sponda veronese del lago di Garda. In ambito internazionale, le reti dei sistemi LCS14 sono attualmente installate in Costa Azzurra e Romania, ed in città come Barcellona (Spagna), Budapest (Ungheria) e Tirana (Albania). La robustezza *hardware* della piattaforma LCS14 è stata inoltre positivamente testata in ambienti estremi – e tra loro contrapposti – come la regione artica (Carotenuto et al, 2020) o l’Africa subsahariana, coprendo quindi uno spettro completo di condizioni climatiche.

Bibliografia

Brilli L, Carotenuto F, Andreini BP, Cavaliere A, Esposito A, Gioli B, et al. Low-Cost Air Quality Stations’ Capability to Integrate Reference Stations in Particulate Matter Dynamics Assessment. *Atmosphere*. 2021. 12(8):1065. <https://doi.org/10.3390/atmos12081065>.

Carotenuto F, Brilli L, Gioli B, Gualtieri G, Vagnoli C, Mazzola M, et al. Long-term performance assessment of low-cost atmospheric sensors in the arctic environment. *Sensors*. 2020. 20(7):1919. <https://doi.org/10.3390/s20071919>.

Cavaliere A, Carotenuto F, Di Gennaro F, Gioli B, Gualtieri G, Martelli F, et al. Development of low-cost air quality stations for next generation monitoring networks: Calibration and validation of PM_{2,5} and PM₁₀ sensors. *Sensors*. 2018. 18(9):2843. <https://doi.org/10.3390/s18092843>.

Cavaliere A, Brilli L, Andreini BP, Carotenuto F, Gioli B, Giordano T, et al. Development of low-cost air quality stations for next-generation monitoring networks: calibration and validation of NO₂ and O₃ sensors. *Atmos. Meas. Tech*. 2023. 16:4723–4740. <https://doi.org/10.5194/amt-16-4723-2023>.

9.12. Esperienze di monitoraggio con sensori *smart* in Emilia-Romagna

Stefano Marchesi¹, Stefano Zauli¹ e Silvia Ferrari¹

¹ARPAE Emilia-Romagna,

Introduzione

Le attività svolte da ARPAE Emilia-Romagna nell'ambito dell'utilizzo degli *smart sensor* hanno avuto come obiettivo principale la valutazione sulla possibilità di utilizzo di tali strumenti per il monitoraggio ad alta risoluzione spaziale e temporale della qualità dell'aria sul territorio.

Tale valutazione è stata fatta confrontando le performance di questi strumenti rispetto agli strumenti di riferimento presenti nelle stazioni appartenenti alla Rete Regionale di monitoraggio della Qualità dell'Aria (RRQA) gestita da ARPAE. Nello specifico, per valutare l'accuratezza, la precisione e la stabilità della misura nel tempo, è stata effettuata una serie di campagne di misura durante le quali gli *smart sensor* sono stati posizionati presso una o più stazioni RRQA e si è cercato di definire le migliori funzioni di calibrazione basate su questi periodi di interconfronto.

Le attività descritte nel seguito sono state svolte nell'ambito dei Progetti Europei Interreg-CE AWAIR e Dynaxibility.

Verifiche in campo della performance degli *smart sensor*

Attività nell'ambito del Progetto AWAIR

Le prime analisi di precisione e di accuratezza condotte da ARPAE Emilia-Romagna su quattro *smart sensor* per la misura di ozono - O₃ (tipologia LCS17) e di biossido di azoto - NO₂ (tipologia LCS16) basati sul metodo elettrochimico sono relative al Progetto AWAIR.

Durante questo progetto sono state realizzate alcune campagne di misura nel periodo invernale e nel periodo estivo con l'obiettivo di verificare l'affidabilità di una procedura basata sulla calibrazione in campo di questi strumenti e sul loro successivo spostamento ed utilizzo in altre aree con caratteristiche simili.

Le campagne di misura sono state condotte presso le stazioni RRQA ubicate nelle province di Parma e di Modena. Più precisamente ciascuno *smart sensor*, LCS16-LCS17, è stato lasciato per due settimane nella provincia di Parma presso le stazioni di Cittadella (fondo urbano) e Montebello (traffico) nel Comune di Parma, Badia (fondo rurale) nel Comune di Langhirano e Saragat (fondo suburbano) nel Comune di Colorno.

I dati raccolti durante questa prima parte di attività sono stati usati per definire le funzioni di calibrazione di ciascuno *smart sensor* LCS16-LCS17. L'approccio statistico usato è basato su una regressione lineare ortogonale, considerata più appropriata rispetto alla classica regressione ai minimi quadrati, dato che sia le misure di tali sensori, che quelle delle stazioni di riferimento sono affette da errori.

Attività nell'ambito del Progetto Dynaxibility

Un'altra serie di attività nell'ambito dell'uso di strumenti basati su sensori a basso costo è stata condotta durante il Progetto Dynaxibility, che può essere considerato a tutti gli effetti come una prosecuzione di numerose attività intraprese durante il precedente Progetto AWAIR.

In questo nuovo progetto è stato impiegato un numero maggiore di strumenti (la maggior parte sono stati acquisiti proprio grazie ai finanziamenti legati a Dynaxibility) in particolare 19 *smart sensor* di tipologia LCS18-LCS19-LCS15 e 8 *smart sensor* di tipologia LCS20-LCS21-LCS16. Entrambi i tipi di

strumenti sono equipaggiati con sensori OPC (Optical Particle Counter) per la misura del particolato atmosferico (PM_x), mentre per la misura di NO₂ sono equipaggiati con lo stesso sensore elettrochimico. Le campagne di misura sono state condotte presso le stazioni di riferimento della provincia di Parma (Cittadella, Montebello, Saragat e Badia): in particolare sono state effettuate 3 campagne di misura nel periodo invernale che hanno coperto un periodo di circa quattro mesi tra il 2021 e il 2022 (10/12/2021-9/1/2022, 29/1-9/2/2022 e 2-21/3/2022).

La stazione di riferimento della RRQA Saragat (Comune di Colorno) ha avuto un ruolo centrale durante le campagne di misura. Infatti in questo sito oltre al valore giornaliero della concentrazione di particolato atmosferico ottenuto con la strumentazione automatica ad assorbimento beta Swam, sono disponibili anche i dati gravimetrici giornalieri ottenuti con Skypost della ditta Tecora e i dati orari misurati da strumenti ottici, quali l'OPC Monitor della ditta FAI e il Palas della ditta Fidas.

Questa varietà di strumenti nello stesso sito permette un'ampia comparazione tra i dati ottenuti con i diversi strumenti di riferimento primario (gravimetrici per PM_x - Skypost - e chemiluminescenza per NO₂) o secondario.

Per quanto riguarda il dato giornaliero di PM₁₀ e di PM_{2.5} il riferimento è stato considerato il dato gravimetrico Skypost, rispetto al quale è stata fatta l'analisi statistica descrittiva relativa agli *smart sensor* mostrata nella Tabella 9.7. Il confronto del Palas, strumento certificato sul dato giornaliero, rispetto allo Skypost raggiunge i risultati migliori per entrambe le dimensioni di particolato atmosferico in tutte e tre le campagne. Anche lo strumento OPC Monitor mostra correlazioni molto simili, mentre gli *smart sensor* di tipo LCS20-LCS21 e LCS18-LCS19 mostrano valori di correlazioni generalmente inferiori rispetto ai dati di riferimento soprattutto nella seconda campagna.

Tabella 9.7. Statistiche descrittive calcolate sui dati giornalieri di PM₁₀ (in alto) e di PM_{2.5} (in basso) misurati dai diversi strumenti rispetto allo strumento di riferimento Skypost nei siti di Parma relativamente al progetto Dynaxibility.

Marca	Num	Periodo 1		Periodo 2		Periodo 3	
		(10/12/21-09-01/22)		(29/01/22-09/02/22)		(02/03/22-21/03/22)	
		R ²	RMSE	R ²	RMSE	R ²	RMSE
		media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)
LCS20	4	0.887 (0.835;0.936)	3.55 (3.1;4.03)	0.794 (0.644;0.962)	4.675 (4.08;5.29)	0.896 (0.783;0.935)	2.85 (2.36;3.21)
LCS19	17	0.899 (0.872;0.919)	4.3 (3.8;4.8)	0.726 (0.581;0.797)	7.3 (5.9;8.4)	0.88 (0.847;0.922)	2.9 (2.6;3.1)
OPC Monitor	1	0.904	4.3	0.974	2.3	0.964	1.8
Palas	1	0.963	5.2	0.959	3.1	0.972	4

Marca	Num	Periodo 1		Periodo 2		Periodo 3	
		(10/12/21-09-01/22)		(29/01/22-09/02/22)		(02/03/22-21/03/22)	
		R ²	RMSE	R ²	RMSE	R ²	RMSE
		media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)
LCS21	3	0.904 (0.828;0.971)	2.8 (1.6;3.7)	0.828 (0.741;0.984)	2.6 (1.3;3.5)	0.901 (0.886;0.909)	2 (1.8;2.3)
LCS18	17	0.894 (0.872;0.914)	4.4 (4;4.9)	0.889 (0.808;0.967)	3.9 (1.9;5.1)	0.936 (0.878;0.977)	1.5 (0.9;2)
OPC Monitor	1	0.892	4.6	0.878	4.2	0.767	2.9
Palas	1	0.946	3.4	0.985	1.6	0.953	3.9

Un'analoga analisi è stata condotta per i dati orari di PM₁₀ e di PM_{2.5} misurati dall'OPC Monitor e dagli *smart sensor* LCS20-LCS21 e LCS18-LCS19 rispetto al Palas (Tabella 9.8).

Per il PM₁₀ lo strumento OPC Monitor ha mostrato i valori più elevati del coefficiente R² e valori inferiori di RMSE, mentre sia gli *smart sensor* LCS19 che quelli di tipo LCS20 hanno mostrato correlazioni sensibilmente inferiori e RMSE più elevati rispetto al Palas. Anche per il PM_{2,5} lo strumento OPC Monitor mostra una buona correlazione, anche se in modo meno evidente rispetto al PM₁₀. In ogni caso le performance degli *smart sensor* LCS18 rispetto a quelli di tipo LCS21 sono nel complesso più vicine a quelle ottenute dall'OPC Monitor, soprattutto in termini di R². Nella terza campagna tutte e tre le tipologie di strumenti hanno mostrato affidabilità completamente confrontabili.

Il dato relativo alle misure orarie di NO₂ presso le varie centraline RRQA di riferimento ha permesso un confronto tra gli *smart sensor* LCS16 e LCS15: i valori del coefficiente di determinazione nei tre periodi delle campagne di misura è generalmente inferiore a quello che si ottiene per i PM e gli errori quadratici medi sono generalmente più elevati. Il confronto relativo tra le due tipologie di strumenti mostra valori di R² decisamente superiori per gli *smart sensor* LCS16 nelle prime due campagne e valori leggermente superiori per gli *smart sensor* LCS15 nel terzo periodo. Particolarmente soddisfacenti sono stati i risultati ottenuti dagli *smart sensor* LCS16 nei siti urbani, mentre le differenze maggiori rispetto agli strumenti di riferimento sono state riscontrate a Colorno e ancora di più nel fondo remoto di Badia.

Tabella 9.8. Statistiche descrittive calcolate sui dati orari di PM₁₀ (in alto), di PM_{2,5} (in mezzo) misurati dai diversi strumenti rispetto al Palas e di NO₂ (in basso) rispetto allo strumento di riferimento in cabina nei siti di Parma relativamente al progetto Dynaxibility.

Marca	Num	Periodo 1 (10/12/21-09-01/22)		Periodo 2 (29/01/22-09/02/22)		Periodo 3 (02/03/22-21/03/22)	
		R ²	RMSE	R ²	RMSE	R ²	RMSE
		media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)
LCS20	1	0.604	10.2	0.597	11.1	0.715	8.3
LCS19	17	0.839 (0.815;0.854)	6.7 (6.4;7.2)	0.796	7.8	0.712 (0.684;0.761)	8.2 (7.8;8.5)
OPC Monitor	1	0.969	3	0.881	6	0.857	5.9

Marca	Num	Periodo 1 (10/12/21-09-01/22)		Periodo 2 (29/01/22-09/02/22)		Periodo 3 (02/03/22-21/03/22)	
		R ²	RMSE	R ²	RMSE	R ²	RMSE
		media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)
LCS21	1	0.777	7.3	0.771	8.6	0.837	5.2
LCS18	17	0.855 (0.836;0.878)	6.2 (5.7;6.6)	0.856	6.7	0.887 (0.868;0.902)	3.9 (3.5;4.6)
OPC Monitor	1	0.968	2.9	0.82	7.5	0.832	5.1

Marca	Num	Periodo 1 (10/12/21-09-01/22)		Periodo 2 (29/01/22-09/02/22)		Periodo 3 (02/03/22-21/03/22)	
		R ²	RMSE	R ²	RMSE	R ²	RMSE
		media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)	media (min; max)
LCS16	8	0.808 (0.577;0.902)	6.5 (4.3;13)	0.727 (0.524;0.852)	14.4 (8.6;22.9)	0.683 (0.154;0.835)	10.2 (8;16.1)
LCS15	17	0.688 (0.273;0.826)	4.9 (3.7;7.6)	0.540 (0.147;0.759)	16.7 (9.8;22.8)	0.710 (0.578;0.857)	8 (5.7;9.2)

La stabilità delle calibrazioni nel tempo e nello spazio

Un aspetto essenziale legato alla possibilità di utilizzare effettivamente gli *smart sensor* per monitorare la qualità dell'aria dipende in larga misura dalla stabilità delle funzioni di calibrazione nel tempo: per questa ragione, parte delle attività realizzate nelle campagne di misura durante i Progetti AWAIR e Dynaxibility hanno avuto proprio questo focus.

Durante il progetto AWAIR è stata realizzata una campagna di misura prolungata (periodo 1/3-15/5/2019) per verificare la stabilità nel tempo della calibrazione presso la centralina RRQA di Parco Ferrari (fondo urbano della provincia di Modena). Gli andamenti dei valori di R^2 e del RMSE hanno messo in evidenza nel tempo una leggera tendenza alla diminuzione della correlazione con le centraline di riferimento: in ogni caso, nei limiti del periodo tardo-invernale e primaverile in cui è stata fatta questa campagna, i parametri di calibrazione sono risultati ragionevolmente stabili nel tempo su scale temporali fino a 45 giorni.

Per quanto riguarda invece le campagne di misura effettuate durante il Progetto Dynaxibility, la valutazione della stabilità nel tempo della calibrazione è stata basata sul confronto di uno *smart sensor* LCS18-LCS19-LCS15 lasciato presso la centralina di Colorno e quattro *smart sensor* di tipo LCS20-LCS21-LCS16 presso le stazioni RRQA di Cittadella, Montebello, Colorno e Badia per un periodo di oltre tre mesi (10/12/2021-21/3/2022).

Lo *smart sensor* LCS20-LCS21 mostra una buona stabilità delle performance fino ad oltre un mese per il PM_{10} , ma nel periodo successivo compare un bias rispetto al valore di riferimento, in particolare una sovrastima. Un comportamento simile si ricava dall'andamento nel tempo della differenza tra il dato orario di NO_2 del riferimento e lo *smart sensor* LCS16: per questo inquinante però nell'ultima fase del periodo di interconfronto lo strumento non mostra bias, ma variazioni casuali senza un andamento definito di deriva o intensità della misura. La misura di NO_2 degli *smart sensor* di tipo LCS16, posizionati presso le quattro stazioni di riferimento, mostra un degrado nel tempo della prestazione per tutti gli strumenti ed un aumento progressivo del bias. Dal punto di vista della stabilità delle calibrazioni nello spazio le campagne Dynaxibility non sono state caratterizzate dalla pianificazione rigorosa definita per le attività durante il Progetto AWAIR. Sulla base di alcune analisi esplorative comunque è emersa una buona correlazione per i dati orari di NO_2 misurati dagli *smart sensor* LCS16, calibrati a Montebello (centralina da traffico), e spostati circa un mese dopo a Cittadella (stazione di fondo urbano), pur in presenza di un bias piuttosto rilevante, che sembra difficile poter addebitare soltanto al progressivo peggioramento nel tempo della performance, ma anche ad un funzionamento non ottimale. Un'analoga analisi condotta per gli *smart sensor* di tipo LCS15 (tutti calibrati a Colorno, cinque dei quali ricollocati a Montebello e undici a Cittadella) ha messo in evidenza una procedura di calibrazione meno efficace, con bassi valori di R^2 e valori relativamente alti di RMSE, che si ripercuote negativamente sulle prestazioni nei siti in cui gli *smart sensor* sono stati ricollocati.

La rete di sensori implementata a Parma durante il progetto Dynaxibility

La disponibilità di un numero rilevante di *smart sensor* ha reso possibile l'implementazione di una rete della qualità dell'aria usando questa tipologia di strumenti. Questa attività ha rappresentato un esperimento pilota nell'area di Parma per testare un possibile utilizzo ed avere indicazioni degli andamenti della qualità dell'aria a scala urbana e suburbana.

Due campagne di misura sono state eseguite rispettivamente nei periodi 12-26/1/2022 e 12-27/2/2022; ciascuna campagna è stata preceduta e seguita da un periodo di interconfronto durante il quale gli

strumenti sono stati posizionati presso una stazione RRQA nella provincia di Parma. Questi periodi sono stati utilizzati per effettuare la calibrazione degli *smart sensor*, mantenendo la corrispondenza della tipologia del sito sia durante i periodi di interconfronto che durante la campagna di misura vera e propria.

I valori medi della concentrazione di NO₂ nei due periodi dedicati alle campagne di misura hanno mostrato una rilevante variabilità spaziale, con valori compresi nel range 25-70 µg/m³, e gradienti pronunciati all'interno dell'area urbana, anche fra siti distanti solo qualche decina di metri. I siti di traffico sono generalmente quelli in cui si sono riscontrate le concentrazioni medie più alte, come era prevedibile, essendo il traffico la forzante principale di questo inquinante, mentre nei siti rurali le concentrazioni sono state mediamente inferiori. Una generale lieve sovrastima del valore medio dei due periodi di campagna rispetto alle stazioni RRQA è presente sia per i siti di traffico che per quelli nelle zone verdi dell'area urbana.

La variabilità spaziale del PM₁₀ è decisamente meno pronunciata, con concentrazioni medie comprese tra 39 e 55 µg/m³ nella prima campagna di misura e tra 35 e 42 µg/m³ nella seconda. Inoltre le concentrazioni associate agli *smart sensor* posizionati nelle strade più trafficate rispetto ai siti nelle aree residenziali e nelle aree verdi sono solo leggermente più alte. Infine è presente un'ottima corrispondenza del valore medio degli *smart sensor* rispetto a quello delle stazioni di riferimento.

Bibliografia

Zauli Sajani S., Marchesi S. et al., Assessment of air quality sensor system performance after relocation, Atmospheric Pollution Research, 12 (2021), 282-291.

10. CASI DI STUDIO

10.1. Valutazione dell'impatto delle emissioni portuali sulla qualità dell'aria a Genova nell'ambito del Progetto INTERREG "Aer Nostrum"

Maria Chiara Bove¹, Monica Beggiano¹, Roberto Cresta¹, Andrea Bisignano¹, Paolo Prati², Francesca Salini¹, Federico Grasso¹

¹ ARPA Liguria

² Dipartimento di Fisica e INFN, Università di Genova

Introduzione

I porti svolgono un ruolo cruciale come snodi per il commercio nel Mediterraneo. Allo stesso tempo, sono fonti di inquinamento atmosferico sia per il traffico marittimo che per le attività logistiche connesse. Il raggiungimento della sostenibilità ambientale nei porti è quindi essenziale per l'economia e per la qualità dell'aria nelle aree limitrofe, spesso molto popolate.

Nell'ambito del programma INTERREG Marittimo Italia-Francia, il progetto AER NOSTRUM (<http://interreg-maritime.eu/web/aer-nostrum>) si prefigge un duplice obiettivo: in primo luogo, realizzare una piattaforma condivisa per il monitoraggio e la simulazione dei dati sull'inquinamento atmosferico; in secondo luogo, valutare i benefici di potenziali strategie di mitigazione delle emissioni.

L'area di studio comprende alcuni fra i più strategici porti economici di Francia e Italia; in queste righe, l'attenzione è rivolta al porto di Genova, uno dei porti europei con i più elevati volumi di traffici merci e passeggeri.

Per una valutazione dell'impatto portuale di Genova sulla qualità dell'aria sono stati utilizzati in maniera integrata il monitoraggio e la modellistica.

È stata infatti progettata e realizzata una rete di sensori non certificati a basso costo per estendere l'attuale monitoraggio operativo di qualità dell'aria della Liguria gestito da ARPA e aumentare la risoluzione spaziale delle misure. Pur con l'incertezza intrinseca di questi sensori, le misure ad alta risoluzione spaziale hanno lo scopo di calibrare attraverso i valori riscontrati i modelli di dispersione degli inquinanti (Karagulian et al., 2019). Inoltre, sono state realizzate due campagne stagionali con campionamento gravimetrico e analisi composizionale del PM₁₀ per la produzione di un database completo da usare in input al modello a recettore Positive Matrix Factorization, in grado di stimare e quantificare le sorgenti di particolato.

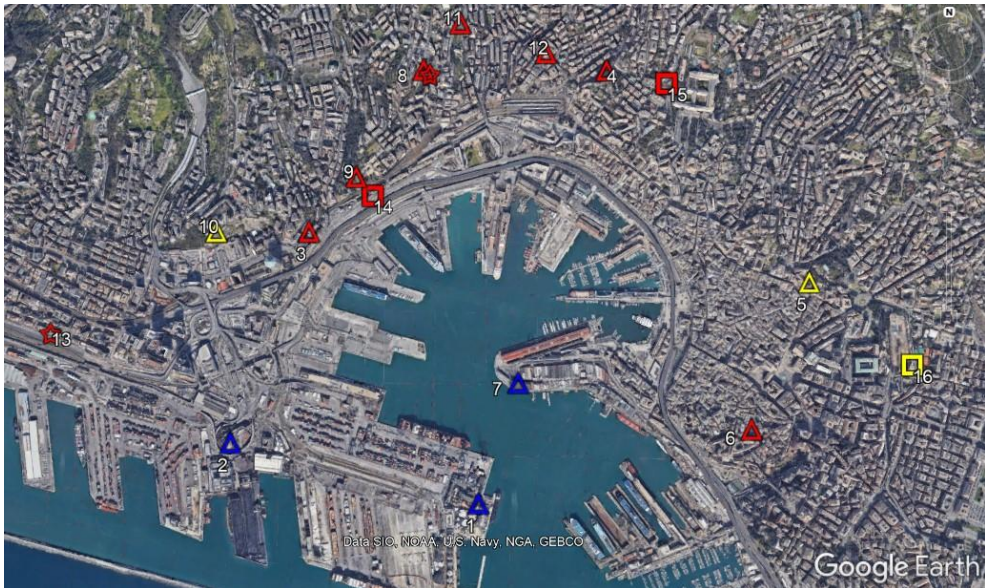
In parallelo, è stato implementato un sistema di modellistica ad alta risoluzione sull'area portuale per quantificare gli impatti navali sulla qualità dell'aria, validato mediante le misure e utilizzato per lo studio degli scenari di abbattimento degli inquinanti.

Monitoraggio: campagna sperimentale nel Porto di Genova

La campagna di monitoraggio si è sviluppata nell'area intorno al porto antico, la zona più prossima ai terminal passeggeri, utilizzando l'insieme della rete 'tradizionale' (postazioni fisse e mobili facenti parte della Rete regionale) e di quella 'non convenzionale' a basso costo. Quest'ultima ha visto il posizionamento di una dozzina di punti di misura che hanno consentito una maggiore definizione spaziale delle misure, integrando le conoscenze già disponibili. Grazie alle contenute dimensioni della strumentazione non convenzionale è stato possibile utilizzare anche siti normalmente "inaccessibili"

alla strumentazione tradizionale, visto il contesto così densamente urbanizzato privo di adeguati spazi in alcuni settori nell'area urbana di Genova (Figura 1).

Figura 1. Mappa del Porto di Genova con tipologia di stazione di misura intorno all'area di studio: traffico (rosso), industriale (blu), background (giallo) e di strumentazione: fissa (quadrato), mobile (stella), low cost (triangolo).



I parametri su cui si è focalizzato il monitoraggio sono gli ossidi di azoto e il particolato atmosferico. L'area denominata "Largo San Francesco da Paola – San Teodoro" è stata oggetto di ulteriori approfondimenti anche mediante affiancamento continuativo tra le diverse strumentazioni. Il sito è infatti a meno di 1 km dai moli di attracco nella Stazione Marittima ed è potenzialmente interessato dalla pressione dovuta alle emissioni navali in condizioni meteorologiche caratterizzate da termiche con venti diurni provenienti dai quadranti meridionali.

Smart sensor intorno a area portuale

Prima dell'installazione in campo, le prestazioni dei sensori smart sono state testate, per verificarne l'accuratezza con la strumentazione ufficiale, presso stazioni di riferimento in un ampio range di condizioni ambientali e meteorologiche e per un periodo sufficiente per un'analisi statistica dettagliata (Bisignano et al. 2022). Gli strumenti smart offrono innegabili vantaggi rispetto a quelli tradizionali: il basso costo, il ridotto consumo e le contenute dimensioni che ne consentono un utilizzo più estensivo. Dall'altra parte, però, il loro utilizzo necessita di una frequente verifica delle loro performance.

Nell'ambito del Progetto, per il parametro NO_2 è stata utilizzata solo una tipologia di sensore: questo ha evidenziato un'ottima precisione, ma una scarsa accuratezza; infatti i 12 sensori installati hanno mostrato andamento e valori tra loro in ottimo accordo, ma con valori medi che si scostavano anche

significativamente da quelli rilevati con l'impiego della strumentazione certificata, verosimilmente per effetto delle condizioni meteo e ambientali.

Per il particolato, sono state utilizzate due tipologie di sensori, una in grado di misurare PM₁₀ e PM_{2,5}, l'altra il solo PM₁₀. La prima tipologia ha ben rappresentato la componente più fini (PM_{2,5}), mentre i risultati per il PM₁₀ sono stati, soprattutto in un caso, non del tutto soddisfacenti. Questo smart sensor non misura direttamente il PM₁₀, ma lo stima a partire dal particolato più fine, con un approccio che rende difficile cogliere eventuali modifiche nella distribuzione dimensionale del particolato, come ad esempio in occasione di eventi di intrusioni di polveri sahariane, che vengono dunque fortemente sottostimati.

Source apportionment di PM₁₀

L'identificazione delle fonti di emissione del PM è ancora una questione impegnativa ed è un passo fondamentale per progettare strategie di mitigazione efficaci. I campioni di PM₁₀ sono stati raccolti con campionatori certificati in alcune postazioni di fondo urbano nell'area in esame, tra cui "Largo San Francesco da Paola – San Teodoro", durante l'estate 2021 e la primavera 2022. Le analisi eseguite con diversi metodi analitici (Bove et al., 2018) hanno permesso di ottenere un completo quadro composizionale comprendente componenti organiche, ioniche ed elementari del particolato, e di ricostruire la maggior parte della massa misurata. Il database ottenuto è risultato sufficientemente ampio per effettuare analisi statistica mediante modello a recettore Positive Matrix Factorization, PMF (Paatero e Tapper, 1994). I risultati emersi hanno evidenziato la presenza comune di 5 sorgenti primarie: *Traffico esausto*, *Traffico non esausto*, *Emissioni navali*, *Risollevamento crostale* e *Aerosol marino* e di 2 secondarie (*Solfati e Nitrati secondari*) di PM₁₀. La concentrazione di PM₁₀ media nei due siti è risultata di circa 21 µg/m³ con un apportionamento delle sorgenti antropiche di più dell'80% di questo valore.

Il contributo primario al PM₁₀ del fattore evidenziato dalla PMF come sorgente della combustione di oli pesanti, tracciata dagli elementi Vanadio e Nichel (Bove et al., 2014) è associato alle *Emissioni navali* che dalla zona portuale raggiungono il sito recettore in determinate condizioni di vento. Questo contributo è risultato compreso in media tra 5% - 10%, evidenziando il maggior valore nel sito di Largo San Francesco da Paola-San Teodoro, soprattutto in presenza di venti prevalenti provenienti dall'area portuale di Genova.

Modellizzazione delle emissioni e dispersione

Inventario emissioni

Nell'ambito del Progetto, unitamente al monitoraggio, è stata utilizzata una catena modellistica di qualità dell'aria per eseguire simulazioni ad alta risoluzione sull'area portuale. Le emissioni derivanti dal traffico marittimo sono state calcolate secondo la metodologia di riferimento EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), riportata nella Guida EIG 2013 (Emission Inventory Guidebook 2013). Le diverse categorie di navi identificate come Container, Passenger e Ro_Ro_cargo sono state elaborate per costruire i file di input di simulazione nella fase di ormeggio e nella fase di manovra prima o dopo l'attracco. Nel primo caso, l'emissione è stata considerata paragonabile a quella di una sorgente

puntuale, nel secondo caso come areale, assumendo l'emissione omogeneamente distribuita lungo la rotta seguita dalle navi tra l'ingresso del porto e il punto di attracco nei vari terminal (Figura 2).

Figura 2. Individuazione delle banchine usate nell'inventario costruito ad hoc.



In mancanza di informazioni più dettagliate, i parametri da associare alle diverse categorie di navi sono stati calcolati introducendo opportuni fattori di scala, stimati sulla base di valutazioni globali realistiche.

Modello ad alta risoluzione

I dati delle emissioni sono stati adoperati per alimentare il modello puff-gaussiano CALMET/CALPUFF, uno dei più comunemente utilizzati nelle valutazioni di impatto (Scire at al., 2000). Le simulazioni eseguite con una risoluzione di 90 m su un dominio di $6,3 \times 7,2$ km² hanno riguardato lo stesso periodo in cui sono state svolte le campagne sperimentali. I dati di PM₁₀ e NO₂ simulati sono risultati in accordo con i valori misurati nelle stazioni di riferimento, una volta aggiunto alle emissioni portuali il livello di inquinamento di fondo non influenzato dalle fonti marittime; quest'ultimo è stato stimato attraverso il confronto con i dati di altre stazioni di qualità dell'aria con le stesse caratteristiche, ma situate al di fuori del bacino portuale. Le emissioni del porto sono risultate avere un forte impatto sulla qualità dell'aria della città, a seconda delle condizioni meteorologiche: in particolare, il contributo percentuale delle emissioni navali ai livelli di NO₂ risultato dalle simulazioni ottenute mediante il modello ad alta risoluzione è risultato di circa il 20% per i siti di monitoraggio, mentre intorno al 2-3% per il particolato atmosferico.

Scenari di abbattimento degli inquinanti

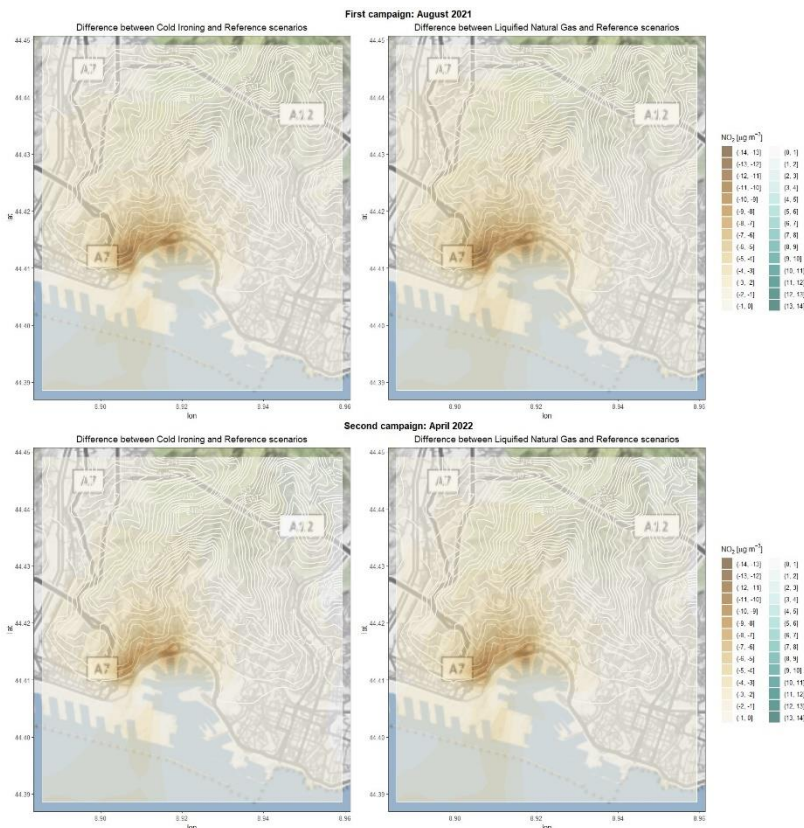
I risultati forniti dalla modellistica sono stati analizzati per la valutazione di due degli scenari di riduzione delle emissioni ipotizzati per il porto di Genova: l'elettrificazione delle banchine e l'impiego del gas

naturale liquefatto come carburante. Per gli inquinanti considerati, l'effetto di attenuazione dovuto agli scenari ipotizzati risulta lievemente più marcato nel caso del GNL rispetto all'elettrificazione delle banchine. Questo risultato è probabilmente dovuto al fatto che mentre il primo scenario si ripercuote solo sulla fase di stazionamento, annullando le emissioni delle navi ormeggiate presso le banchine, il secondo impatta sia in fase di stazionamento che di manovra, con fattori emissivi minori rispetto ad altri tipi di carburante.

Le differenze tra gli scenari di mitigazione e di riferimento riportate mediante mappe su reticolo geografico, evidenziano zone di massimo impatto a Nord e a Ovest dell'insenatura portuale, nelle immediate vicinanze dei moli che ospitano navi da crociera e traghetti. Inoltre, per entrambi gli Scenari, gli impatti lievemente maggiori si registrano per il mese di agosto 2021, periodo culminante della stagione crocieristica e dei traghetti.

Per il biossido di azoto, i risultati mostrano che entrambi gli scenari di mitigazione producono una considerevole riduzione della concentrazione dovuta solo al contributo navale (Figura 3).

Figura 3. Mappe delle differenze di concentrazione di NO₂ tra Scenari relative al periodo considerato.



L'indice percentuale di riduzione, definito come in equazione (1) per quantificare sinteticamente i risultati ottenuti, stima l'efficacia di abbattimento di ogni scenario esclusivamente sul contributo navale.

$$R = \frac{p_{ref} - p_{scen}}{p_{ref}} 100 \dots \dots \dots (1)$$

Dove:

p_{ref} e p_{scen} : 90esimo percentile delle concentrazioni medie di riferimento e degli scenari formulati

Esso per il biossido di azoto è pari circa al 60% per quanto riguarda lo Scenario 1 e 68-70% per lo Scenario 2, confermando la maggior efficacia dell'introduzione del carburante GNL rispetto all'elettificazione delle banchine, con riduzioni nei periodi di simulazione comparabili. Per il particolato, l'impiego di carburante GNL produce una riduzione molto più significativa della concentrazione dovuta solo al contributo navale, rispetto all'elettificazione delle banchine. Le reazioni chimiche che si instaurano tra i pennacchi navali e gli inquinanti emessi da altre sorgenti (e che influiscono sulla parte secondaria delle concentrazioni di fondo) sono state trascurate. Tuttavia, gli impatti sulla qualità dell'aria complessiva sono stati considerati anche aggiungendo i livelli di fondo stimati a partire dalle misure sperimentali, per avere una panoramica completa dell'impatto effettivo delle azioni formulate sulla qualità dell'aria. Con questo approccio si evidenzia che, entrambi gli scenari scelti impattano significativamente sui livelli complessivi di NO₂; la riduzione percentuale sulla concentrazione totale del gas varia infatti dall'11% al 20% a seconda dello scenario e del periodo considerato. La riduzione percentuale al contrario è molto più bassa, per le polveri, confermando l'importanza di un insieme disparato di fattori e di svariate sorgenti che contribuiscono alla concentrazione totale del particolato nel sito di misura.

Conclusioni

Il progetto Aer Nostrum ha stabilito una piattaforma transfrontaliera condivisa per i dati sperimentali e modellistici sull'inquinamento atmosferico in prossimità delle aree portuali. Questo strumento non ha avuto solo lo scopo di raccogliere dati da diversi porti marittimi, ma anche di stabilire metodologie comuni per la sorveglianza e il monitoraggio dei siti, la valutazione dei modelli e la valutazione delle strategie di mitigazione, sulla base di standard e procedure condivise. L'obiettivo finale è stata la definizione di linee guida per la pianificazione delle strategie più adatte a mitigare l'impatto delle emissioni portuali sulla qualità dell'aria.

La componente legata al monitoraggio impiegata durante il Progetto nel porto di Genova ha ottenuto risultati sfruttando metodologie convenzionali di monitoraggio della qualità dell'aria, ed integrando i risultati con quelli derivati dall'utilizzo di strumentazione a basso costo, con la quale si è potuto aumentare la risoluzione spaziale e temporale dei parametri considerati, e verificare quali fossero le migliori modalità di utilizzo per ottimizzare l'attendibilità degli stessi.

La componente legata alla modellistica ha permesso un aumento delle competenze e della precisione sulla modellazione del settore marittimo con un miglioramento della conoscenza del traffico marittimo. I risultati hanno indicato una stima del contributo marittimo molto rilevante e relativamente importante

soprattutto per l'NO₂. La difficoltà dell'esercizio si traduce nell'avere un modello rappresentativo della situazione marittima nonostante la transitorietà delle emissioni delle navi in generale per quanto riguarda gli standard normativi rappresentati su una fase temporale annuale. L'obiettivo poi dell'utilizzo della modellistica è stato quello di proporre soluzioni attraverso l'attuazione di scenari al fine di ridurre gli effetti del settore marittimo sulla qualità dell'aria.

Bibliografia

Bisignano A, Carotenuto F, Zaldei A, Giovannini L. Field calibration of a low-cost sensors network to assess traffic-related air pollution along the Brenner highway. *Atmospheric Environment*. 2022; 275.

Bove MC, Brotto P, Calzolari G, Cassola F, Cavalli F, Fermo P, Hjorth J, Massabò D, Nava S, Piazzalunga A, Schembari C, Prati P. PM₁₀ source apportionment applying PMF and chemical tracer analysis to ship-borne measurements in the Western Mediterranean. *Atmospheric Environment*. 2016; 125: 140-151.

Bove MC, Massabò D, Prati P. PMF5.0 vs CMB8.2: An inter-comparison study based on the new European SPECIEUROPE database. *Atmospheric Research*. 2018; 201: 181-188.

European Environment Agency, EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019: technical guidance to prepare national emission inventories. 2019; Publications Office.

Karagulian F, Barbieri M, Kotsev A, Spinelle L, Gerboles M, Lagler F, Redon N, Crunaire S, Borowiak A. Review of the Performance of Low-Cost Sensors for Air Quality Monitoring. *Atmosphere*. 2019; 10:506.

Paatero P, Tapper U. Positive matrix factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics*. 1994; 5: 111–126.

Scire J, Strimaitis D, Yamartino R. A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model. Tech. rep., Earth Tech, Inc, Concord. 2000; MA.

Skamarock W, Klemp J. A time-split nonhydrostatic atmospheric model for weather research and forecasting applications. *J. Comput. Phys*. 2008; 227:3465–3485.

Spinelle L, Gerboles M, Villani MG, Aleixandre M, Bonavitacola F. Field calibration of a cluster of low-cost available sensors for air quality monitoring. Part a: ozone and nitrogen dioxide. *Sensor. Actuator. B Chem*. 2015; 215: 249-257.

10.2. Applicazione di strumentazione non convenzionale ad alta risoluzione temporale per la valutazione dell'inquinamento nell'area portuale della città di Livorno

Collaveri Chiara¹, Andreini Bianca Patrizia¹, Bini Elisa¹, Borin Luca², Dini Fiammetta¹, Fortunato Stefano¹, Grossi Camilla², Rosato Marina¹, Sivieri Bianca¹

¹ ARPA Toscana

² Università degli studi di Pisa, Dipartimento Scienze della Terra

Introduzione

L'inquinamento dell'aria, soprattutto quello prodotto dal particolato atmosferico, è uno dei principali problemi ambientali a cui si deve far fronte da alcune decadi (Sultan F.I. Abdullah et al., 2023). In particolare, tra le numerose sorgenti primarie e secondarie di particolato, le zone portuali rappresentano aree a forte inquinamento, dovuto principalmente al traffico navale, e quindi richiedono accurati monitoraggi e tutele ambientali e sanitarie (Xinning Wang et al., 2019; Kuittinen, N. et al., 2021). Varie ricerche nel corso degli anni hanno dimostrato le capacità del particolato, soprattutto di quello fine e ultrafine (nanoparticelle), di causare gravi problemi di salute (Lavigne, E., 2020). A questo proposito la proposta di nuova Direttiva europea per la tutela della qualità dell'aria (COM 542 final, 2022) introduce nell'allegato VII il monitoraggio del particolato ultrafine (PUF) in luoghi in cui è probabile che vi siano elevate concentrazioni dello stesso, citando ad esempio, tra gli altri, anche i porti. Il progetto Aer Nostrum ("Aria bene comune"), finanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale, si è svolto nel periodo maggio 2020- aprile 2023 ed ha avuto come scopo quello di preservare e migliorare la qualità dell'aria nelle aree portuali, tramite una rete di monitoraggio e di analisi in una serie di siti portuali del nord del mediterraneo sulle coste dell'Italia e della Francia (<https://interreg-maritime.eu/web/aer-nostrum>). Nell'ambito del progetto ARPA, oltre ad effettuare campagne di monitoraggio con i metodi convenzionali, ha effettuato misure con risoluzione temporale al minuto di nanoparticelle, microparticelle e di inquinanti gassosi quali NO_x e SO₂ con l'obiettivo di caratterizzare le emissioni navali (Collaveri C. et al., 2022).

Materiali e metodi

Strumenti utilizzati

Il monitoraggio delle nanoparticelle è stato effettuato con un TSI SMPS modello 3910 che misura particelle di distribuzione da 10 a 420 nm con risoluzione temporale al minuto. Lo strumento è stato dotato di un cabinet progettato appositamente per poter lavorare stand alone in ambiente esterno. Per le microparticelle è stato utilizzato il contatore ottico di particelle GRIMM modello 11A che fornisce conteggi delle particelle in un range di dimensioni da 0,3 a 20 µm sempre con risoluzione temporale al minuto. Lo strumento fornisce anche stime di massa per le frazioni PM₁, PM_{2,5} e PM₁₀ in µg/m³ come medie minuto. Sono stati analizzati i dati al minuto di PM₁₀, PM_{2,5} e PM₁. Per la massa delle 3 frazioni stimata dallo strumento non è presente una certificazione di conformità alla norma UNI EN 12341 e i dati sono stati trattati come dati grezzi senza subire nessun processo di validazione. Il confronto con i dati ottenuti in parallelo con il metodo UNI EN 12341 ha evidenziato un'ottima coerenza a livello di medie giornaliere tra i due metodi (R² di 0.86 per PM₁₀ e 0.85 per PM_{2,5}). I dati degli inquinanti gassosi sono misurati con strumentazione analoga a quella utilizzata nella rete di monitoraggio e impostata per la registrazione dei dati con risoluzione temporale al minuto: API 200A per NO_x e API

100A per SO₂. I dati meteo sono stati scaricati dalla stazione mareografica di Livorno dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) (ISPRA, Rete mareografica nazionale) mentre i dati sui passaggi navali nel porto di Livorno relativi ai periodi di monitoraggio, sono stati forniti dall'Autorità di Sistema Portuale del Mar Tirreno Settentrionale.

Area di studio

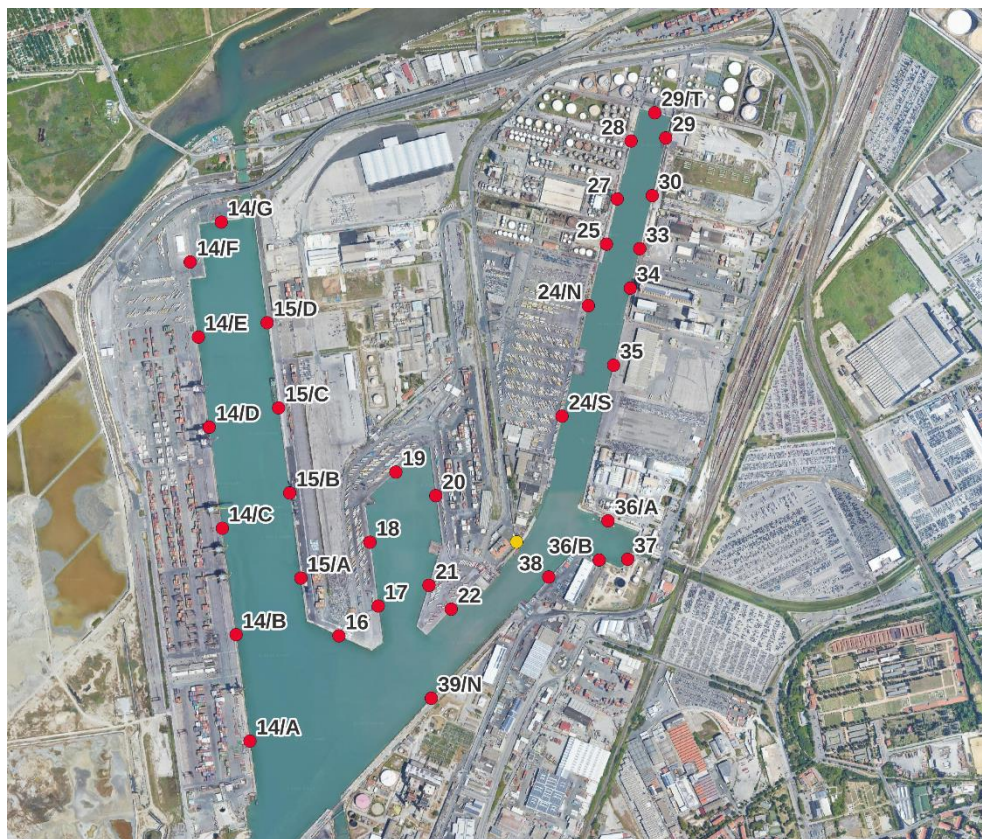
I monitoraggi nel porto di Livorno sono stati effettuati in due siti. Il sito di Calata Bengasi (10.313192E, 43.573243N), nell'area industriale a nord del porto, a qualche km di distanza in linea d'aria dal centro città e dove il flusso navale è caratterizzato prevalentemente dal trasporto merci, e quello di Fortezza Vecchia (10.301173E, 43.551672N), a qualche centinaio di metri dal centro storico di Livorno, dove il traffico navale è prevalentemente turistico. Il monitoraggio delle nanoparticelle si è concentrato nel sito di Calata Bengasi, che sarà l'unico preso in considerazione nel seguito, in quanto pur subendo una influenza dell'area industriale e delle emissioni derivanti dalle movimentazioni a terra all'interno del porto, risulta invece ben isolato rispetto ai contributi urbani e al transito dei mezzi su strada, consentendo una migliore identificazione di quelli che sono i contributi navali.

In Figura 1 sono riportati i due siti mentre in Figura 2 è riportato il dettaglio dell'area di Calata Bengasi con l'indicazione della posizione dei singoli punti di attracco rispetto al sito di monitoraggio.

Figura 1 immagine aerea della città di Livorno con evidenziati i siti portuali di Calata Bengasi e Fortezza Vecchia



Figura 2: siti di attracco con rispettivi codici nel sito portuale di Livorno- Calata Bengasi



Periodi di monitoraggio

Il campionamento con nanoscan TSI ha riguardato tutte e quattro le stagioni, a partire da autunno 2021 fino all'estate 2022.

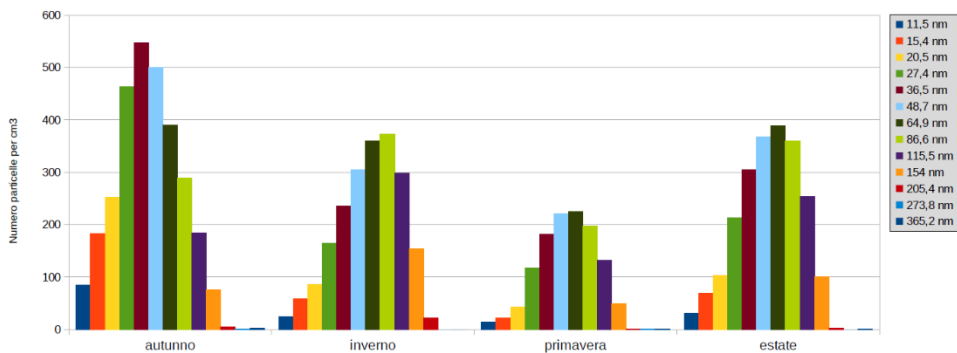
Tabella 1: Periodi di campionamento con nanoscan TSI nel sito di Calata Bengasi

Stagione	Inizio periodo campionamento	Fine periodo campionamento
Autunno	05/10/2021	15/10/2021
Inverno	11/01/2022	22/01/2022
Primavera	11/04/2022	24/04/2022
Estate	06/06/2022	17/06/2022

Elaborazioni e risultati

In figura 3 sono riportate le distribuzioni medie del numero di particelle per cm^3 riscontrate per ciascuna campagna nelle 13 classi dimensionali lette dal contatore di nanoparticelle. I valori più elevati sono stati misurati in autunno e quelli più bassi nel periodo primaverile. Il confronto tra le distribuzioni mette in evidenza una maggiore abbondanza delle classi più basse in autunno con un massimo per il diametro 36,5 nm mentre nelle altre stagioni le classi che hanno in media conteggi più elevati sono quelle con diametro 64,9 (primavera/estate) e 86,6 (inverno).

Figura 3: TSI - distribuzioni medie per ciascuna campagna nelle 13 classi dimensionali lette dallo strumento



È stata effettuata l'analisi sulle medie orarie e le medie giornaliere del numero di particelle per cm^3 per il confronto con i valori di riferimento indicati dall'OMS come assimilabili al livello di fondo urbano (OMS, 2021). Questi sono pari a 20.000 conteggi/ cm^3 come media oraria e 10.000 conteggi/ cm^3 come media giornaliera di tutte le particelle a partire da 10 nm e senza un limite superiore. Lo strumento utilizzato lavora in un range di dimensioni del particolato che va da 10 nm a 365 nm e dovrebbe comprendere tutte le classi con maggiore numerosità. Tuttavia, i conteggi totali dello strumento costituiscono una stima per difetto. Dai grafici 4a-4d e 5a-5d si riscontra che in nessuna delle campagne effettuate si sono raggiunti i valori indicati dall'OMS.

Figure 4a, 4b 4c e 4d: medie giornaliere del numero di nanoparticelle per cm³ nelle 4 campagne di monitoraggio.

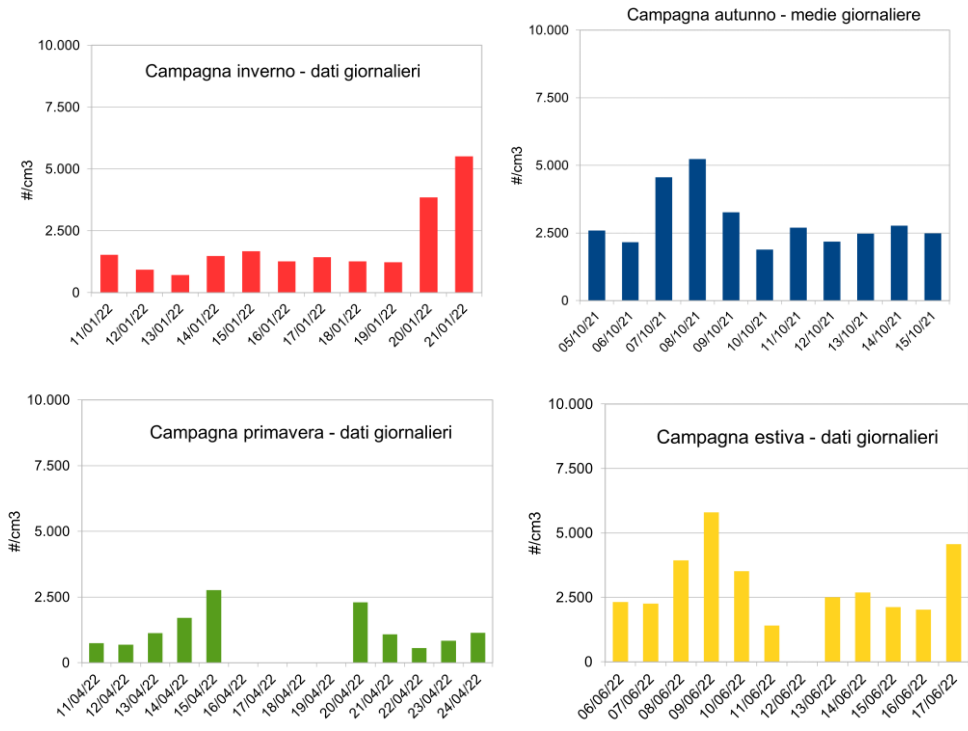
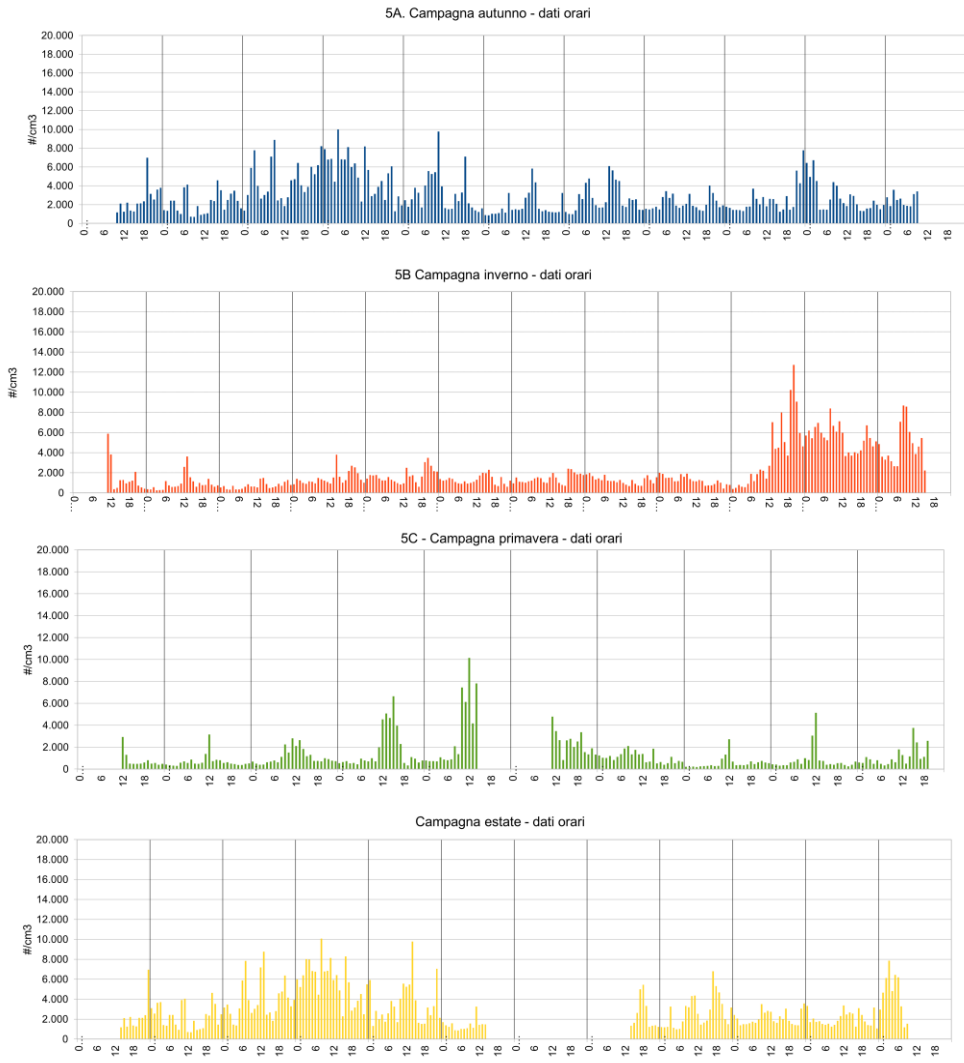
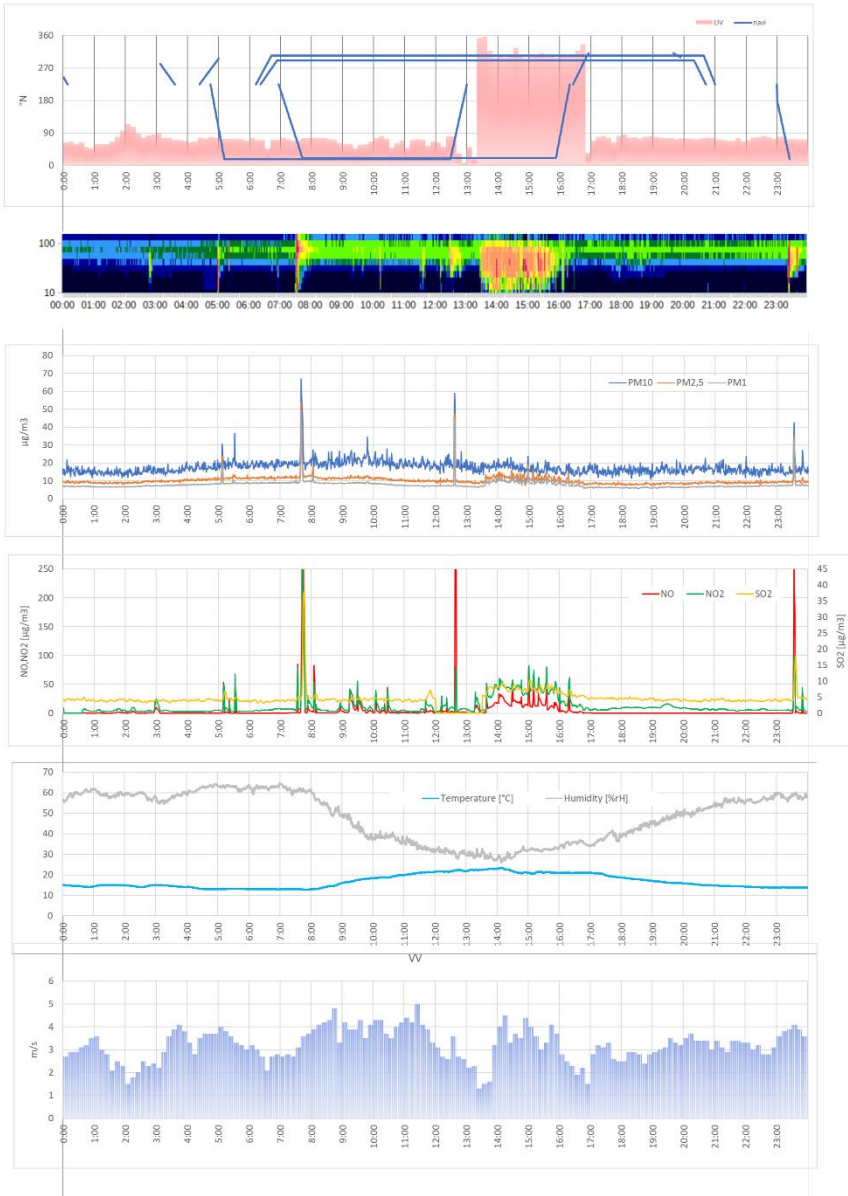


Figure 5a, 5b 5c e 5d: medie orarie del numero di nanoparticelle per cm³ nelle 4 campagne di monitoraggio.



Infine, sono stati analizzati gli andamenti delle medie minuto in parallelo con gli altri inquinanti misurati, con i dati di velocità e direzione del vento e con i dati relativi ai passaggi navali. Il grafico di figura 6, che rappresenta il giorno 10 ottobre 2021 è riportato a titolo di esempio.

Figura 6 Analisi giornaliera dei dati minuto



La figura 6 riporta in parallelo i dati di tutti gli inquinanti monitorati, di alcuni parametri meteorologici (umidità temperatura e velocità del vento) e dei passaggi navali in associazione alla direzione del vento. Poiché i dati sono stati acquisiti con strumentazione diversa è stata necessaria una sincronizzazione a posteriori dei tempi registrati. Per ogni ingresso/uscita o movimentazione di una nave dal porto è stato stimato l'angolo in °N rispetto alla posizione del punto di monitoraggio a partire dall'imboccatura del canale di ingresso all'area fino al molo di destinazione, o viceversa (vedi figura 2). Il primo grafico in alto riporta sull'asse temporale delle spezzate (linee blu) che rappresentano dunque una stima della direzione di provenienza dei fumi delle navi in transito. Le barre rosse rappresentano invece la direzione del vento per cui ogni volta che un "percorso" coincide con il valore dell'istogramma si verifica una situazione di sottovento del punto di monitoraggio rispetto all'emissione. Per quanto riguarda le soste è stata fatta l'ipotesi che le navi che rimangono al molo per un tempo inferiore alle 12h mantengano i motori accesi. Le soste sono rappresentate dalle linee orizzontali poste al valore dell'angolo tra il molo di attracco ed il punto di monitoraggio. Anche in questo caso, la coincidenza dell'istogramma della direzione del vento con la linea che indica la sosta della nave determina il fatto che l'emissione si trova sopravvento al punto di monitoraggio.

Il secondo grafico di figura 6 rappresenta l'andamento delle particelle conteggiate dal nanoscan nelle diverse classi dimensionali. È un grafico di $dN/D \log(D_p)$ che riporta in ascissa il tempo e in ordinata il diametro delle particelle su scala logaritmica. Il valore numerico dei conteggi minuto, normalizzato rispetto all'ampiezza delle classi, è indicato da una palette che va dal blu (valori da 0-100) al rosso (valori da 10.000 a 30.000).

Nei grafici successivi di figura 6 sono riportati rispettivamente (dall'alto verso il basso) gli andamenti delle medie minuto di PM_{10} , $PM_{2,5}$ e PM_1 (OPC), velocità del vento, misurata dalla stazione mareografica ISPRA, e umidità e temperatura dell'aria, misurate al punto di prelievo.

Tutti i grafici sono allineati per poter osservare l'eventuale concomitanza degli eventi.

Osservando i grafici in figura 6 è possibile individuare una relazione diretta tra passaggi o soste delle navi sopravvento e i dati al minuto misurati. L'esempio riportato è un giorno scelto ad hoc in quanto si sono verificati pochi transiti e di conseguenza l'identificazione delle sorgenti è pressoché univoca. Per questo motivo il giorno risulta interessante come caso studio, in quanto i picchi nella concentrazione numerica delle nanoparticelle sono pochi ed isolati e non si registrano livelli di fondo significativi. Si può osservare, proprio grazie a valori di fondo molto bassi e costanti, la presenza di picchi nel tracciato delle nanoparticelle che corrispondono a picchi nei dati al minuto di gas (SO_2 , NO_2 e NO) e PM (PM_{10} , $PM_{2,5}$ e PM_1). Dalle ore 14:00 alle ore 16:00, quando il sito di monitoraggio si trova sottovento a due navi in sosta, si osserva un incremento nel numero di particelle ed anche un andamento più variabile, e in media superiore al fondo, per i dati al minuto dei gas e di PM_{10} , $PM_{2,5}$ e PM_1 . In questa giornata è stato quindi possibile individuare alcuni momenti in cui la sorgente portuale, intesa in senso stretto come emissioni navali, ha avuto una ricaduta nei pressi del punto di monitoraggio e quindi un'influenza diretta sui dati al minuto per gli inquinanti considerati.

Si possono osservare chiaramente quattro passaggi ed una sosta. I due arrivi e le due partenze sono riferiti agli attracchi 24S e 24N che sono i più vicini al punto di monitoraggio, mentre le due navi in sosta si trovavano ai moli 15D e 14E (vedi figura 2). I passaggi nave producono un picco molto pronunciato degli inquinanti gassosi che velocemente si disperde, mentre le navi in sosta sopravvento al punto di monitoraggio producono alterazioni del fondo distinguibili ma più basse e durature. Lo studio

sistematico di tutti i picchi è ancora in corso con lo scopo di identificare con maggiore dettaglio il possibile impatto delle emissioni navali nelle aree di ricaduta.

Conclusioni

La disponibilità di tutte le informazioni acquisite nell'ambito di questo progetto (dati meteo, numero di nanoparticelle, numero e concentrazione di particelle, dati dei parametri gassosi, precise indicazioni sugli accosti delle navi) ha consentito sia di verificare che tutte queste informazioni sono essenziali per discriminare tra diverse fonti di inquinamento in ambito portuale, sia di valutare la modalità di utilizzo della strumentazione. Lo studio dei dati minuto, accompagnato dai dati sui movimenti navali, è considerato importante per una quantificazione degli impatti nelle aree di ricaduta che non è possibile valutare con i tempi di mediazione tipici della strumentazione per il monitoraggio convenzionale della qualità dell'aria (orari e giornalieri). Si può affermare che il passaggio o la sosta delle navi, quando è in condizione di produrre una ricaduta vicino al sito di monitoraggio, ha un effetto visibile sui dati (particelle e/o inquinanti gassosi), ed il suo contributo è identificabile nelle medie al minuto. Alti livelli di fondo o la presenza di più sorgenti contemporanee e a diverse distanze confondono gli andamenti e non sempre è possibile identificare chiaramente il contributo specifico da parte delle navi. A livello strumentale si può affermare che la concordanza dei dati al minuto in strumenti diversi (OPC e Nanoscan) che non si rifanno a metodiche ufficiali di monitoraggio costituisce una conferma indiretta del buon funzionamento degli stessi. Lo strumento per il monitoraggio delle nanoparticelle utilizzato nell'ambito del progetto AER NOSTRUM ha permesso di raccogliere per la prima volta informazioni approfondite sui livelli di nanoparticelle nelle quattro stagioni. Non sono pertanto disponibili dati per un confronto con i livelli di fondo cittadini che consentano di individuare in maniera più esplicita gli effetti del porto sulle concentrazioni numeriche delle particelle, anche perché sono ancora poche le conoscenze riguardo l'esposizione a particolato ultrafine e le conseguenze di ciò a lungo termine (Sultan F.I. Abdillah et al., 2023). Si prevede quindi di proseguire con i monitoraggi all'interfaccia porto-città per acquisire queste informazioni.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Autorità di Sistema Portuale del Mar Tirreno Settentrionale per il supporto logistico e per l'elaborazione dei dati degli attracchi alle banchine.

Bibliografia

AER NOSTRUM – Interreg Marittimo-It Fr-Maritime (<https://interreg-maritime.eu/web/aer-nostrum>)

Collaveri C., Andreini B.P., Bini E., Borin I., Dini F., Fortunato S., Licitra G., Rosato M., Sivieri B. (2022) Air quality monitoring in the port area of the city of Livorno using unconventional high-time resolution instrumentation Ital.J.Occup.Environ.Hyg., 13(3) – e2022004

COM 542 final, 2022 , Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on ambient air quality and cleaner air for Europe (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2022:542:FIN>)

ISPRA – Rete mareografica nazionale

(<https://www.mareografico.it/?session=0S1661632081GCI79G86KA&syslng=ita&sysmen=-1&sysind=-1&sysub=-1&sysfnt=0&code=STAZ&idst=1L&mode>)

Kuittinen, N., Jalkanen, J.P., Alanen, J., Ntziachristos, L., Hannuniemi, H., Johansson, L., Karjalainen, P., Saukko, E., Isotalo, M., Aakko-Saksa, P., Lehtoranta, K., Keskinen, J., Simonen, P., Saarikoski, S., Asmi, E., Laurila, T., Hillamo, R., Myllari, F., Lihavainen, H., Ronkko, T., 2021. Shipping remains a globally significant source of anthropogenic PN emissions even after 2020 sulfur regulation. *Environ. Sci. Technol.* 55 (1), 129–138. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03627>.

Lavigne, E., Lima, I., Hatzopoulou, M., Van Ryswyk, K., van Donkelaar, A., Martin, R.V., Chen, H., Stieb, D.M., Crichton, E., Burnett, R.T., Weichenthal, S., 2020. Ambient ultrafine particle concentrations and incidence of childhood cancers. *Environ. Int.* 145, 106135 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106135>.

OMS (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>)

Sultan F.I. Abdillah, Ya-Fen Wang, Ambient ultrafine particle (PM_{0.1}): Sources, characteristics, measurements and exposure implications on human health, *Environmental Research*, Volume 218, 2023, 115061, ISSN 0013-9351, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115061>.

Wang, X., Shen, Y., Lin, Y., Pan, J., Zhang, Y., Louie, P. K. K., Li, M., and Fu, Q.: Atmospheric pollution from ships and its impact on local air quality at a port site in Shanghai, *Atmos. Chem. Phys.*, 19, 6315–6330, <https://doi.org/10.5194/acp-19-6315-2019>, 2019.

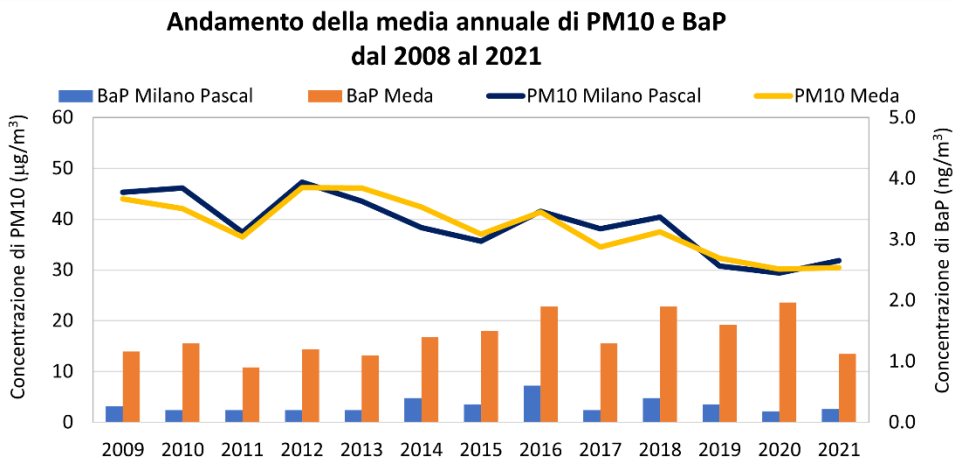
10.3. Campagna di approfondimento della composizione chimica del PM₁₀ nel distretto industriale lombardo dei mobilifici

Laura Carroccio¹, Eleonora Cuccia¹, Anna De Martini¹, Umberto Dal Santo¹, Cristina Colombi¹, Guido Lanzani¹
¹ARPA Lombardia

Introduzione

L'interesse per le emissioni di benzo(a)pirene (BaP) è cresciuto negli ultimi anni poiché è una delle prime sostanze di cui si è accertata la cancerogenicità. È l'unico IPA ad essere normato dal D. Lgs 155/10 con un limite annuale pari a 1 ng/m³. L'Inventario delle Emissioni della Lombardia, INEMAR 2019, stima che le maggiori emissioni di BaP in Lombardia, circa il 52% del totale, siano attribuibili a processi di combustione di biomassa per il riscaldamento domestico e solo il 14% siano dovute allo stesso tipo di combustione nei processi industriali. Nell'area a Nord di Milano, tra le province di Como e Monza e Brianza, tale percentuale aumenta notevolmente passando da 14% al 58%. Secondo quanto previsto dal D. Lgs. 152/07, in Lombardia è attiva dal 2008 una rete di misura del BaP costituita da 14 siti, tra cui quello di Meda (MB). Quest'ultimo, a fronte di concentrazioni di PM₁₀ confrontabili con Milano, registra da anni concentrazioni di BaP tra le più alte della Lombardia, assieme ai siti di Sondrio e Darfo, spesso al di sopra del limite legislativo.

Figura 1. Concentrazioni medie annuali di PM₁₀ e BaP a Meda e Milano Pascal.



Proprio tra le province di Monza e Brianza e di Como trova il suo fulcro su scala regionale l'industria per la produzione di mobili. In tale contesto, sono stati individuati 5 siti, Meda (MB), Mariano Comense (CO), Cantù (CO), Giussano e Lissone (MB), nei quali ARPA Lombardia ha effettuato una specifica campagna di approfondimento sulla composizione chimica del PM₁₀, con lo scopo di indagare e valutare l'impatto delle attività produttive locali sulla qualità dell'aria rispetto alla realtà lombarda. Le

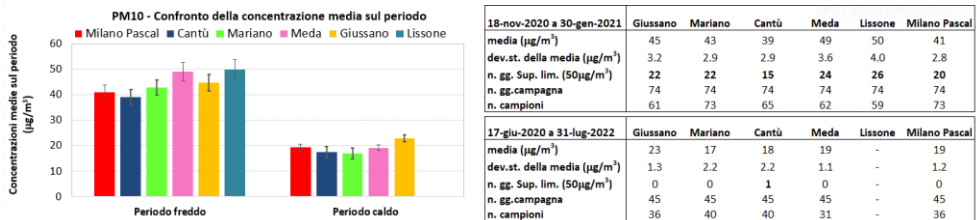
concentrazioni rilevate sono state confrontate con quelle di Milano via Pascal, sito di fondo simile per contesto urbano ma considerato “di bianco” relativamente alla presenza di attività industriali per la lavorazione del legno. La campagna è stata condotta in due diversi periodi dell’anno, in modo da poterne valutare lo stato della qualità dell’aria in condizioni diverse sia dal punto di vista emissivo sia da quello meteorologico: un periodo freddo o “invernale”, dal 18 novembre 2020 al 30 gennaio 2021, contraddistinto dal perdurare di temperature basse con minime spesso sotto i 0°C, e un periodo caldo o “estivo” dal 17 giugno al 31 luglio 2021, con temperature massime quasi sempre superiori ai 30°C.

Determinazione del PM₁₀ e relativa composizione chimica

Le misure di PM₁₀ sono state effettuate mediante campionatori gravimetrici e analizzatori automatici ad assorbimento β rispondenti alle caratteristiche previste dalla legislazione vigente. Il particolato atmosferico raccolto su appositi filtri è stato successivamente analizzato in cromatografia in fase liquida ad alte prestazioni, con rilevatore per radiazione ultravioletta e visibile (HPLC-UV-VIS) per la quantificazione degli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) tra cui il BaP, mediante cromatografia ionica (IC) per la determinazione dei principali composti inorganici solubili (ioni solfato, nitrato, ammonio, potassio, calcio, magnesio, cloro e sodio) e del levoglucosano quale marker specifico della combustione di biomassa, mediante spettrometria a fluorescenza X (XRF) per la determinazione dei principali elementi con Z > 11 (alluminio, silicio, zolfo, cloro, potassio, calcio, titanio, cromo, manganese, ferro, nichel, rame, vanadio, bromo, piombo, rubidio e zinco) e tramite tecnica TOT/TOR per quantificare carbonio organico (OC) e carbonio elementare (EC).

Le concentrazioni di PM₁₀ hanno mostrato una chiara variabilità stagionale, con valori più elevati durante la stagione fredda. In questo periodo di misura, le concentrazioni maggiori sono state registrate a Meda, sito di traffico urbano, e Lissone, sito di fondo urbano ma molto vicino a importanti arterie stradali. Gli altri siti hanno registrato differenze poco significative, con valori più bassi nel sito suburbano di Cantù, seguito da MI-Pascal, entrambi posti ai margini del distretto industriale in esame.

Figura 2. PM₁₀ - Media sul periodo nelle postazioni del distretto dei mobilifici confrontate con Milano Pascal.



Come atteso, le concentrazioni di BaP nel periodo freddo sono risultate significativamente maggiori nei siti appartenenti al distretto dei mobilifici rispetto a quelle misurate a Milano, mentre non si possono trarre considerazioni per il periodo estivo, considerata l’elevata fotosensibilità. Analogamente al BaP, tutte le specie riconducibili a processi di combustione della biomassa, quali potassio (K), rubidio (Rb), levoglucosano e OC, hanno registrato concentrazioni “invernali” significativamente maggiori nei siti del

distretto del mobile rispetto al sito di Milano. Cantù, ha registrato valori intermedi tra il capoluogo e i restanti siti, confermandosi come sito borderline rispetto il distretto industriale del mobile. Nel periodo estivo, invece, i valori sono risultati generalmente più bassi e uniformi su tutto il territorio. Anche il titanio (Ti), tipico elemento terrigeno, ma il cui diossido è attualmente il prodotto più utilizzato come pigmento bianco nelle pitture e nelle vernici, è risultato più alto nei siti centrali del distretto del mobile, soprattutto nella stagione invernale. Viceversa, nel sito di Milano sono stati misurati valori più alti per gli elementi traccianti del traffico, come rame e ferro, sia nel periodo freddo sia in quello caldo. Pur essendo un sito di fondo, MI-Pascal è comunque inserita nel contesto urbano della città di Milano, dove il traffico risulta essere una delle principali sorgenti emissive.

Per i vari elementi sono stati determinati i fattori di arricchimento, in modo da poterne valutare l'origine, antropica o naturale: i fattori di K, Rb e Ti nel distretto dei mobilifici hanno raddoppiato il loro valore passando dal periodo freddo a quello caldo, suggerendo la presenza di specifiche sorgenti antropiche; questo, unitamente all'ottimo indice di determinazione ($R^2 \geq 0.90$) tra K vs Rb, maggiore rispetto a Milano ($R^2 \geq 0.69$), e la buona correlazione tra BaP e K di tutti i siti del distretto dei mobilifici convergono nell'identificazione di una sorgente comune, corrispondente con i processi di combustione della biomassa. L'ipotesi è confermata anche dalle concentrazioni di levoglucosano che, come è stato già anticipato, sono risultate significativamente più alte nel distretto industriale; tuttavia, diversamente da quanto atteso, la correlazione con il BaP è risultata minore (R^2 tra 0.4 di Meda e 0.7 di Cantù) di quanto avviene a Milano ($R^2 = 0.8$). La differenza con il capoluogo lombardo risulta evidente anche per quanto riguarda la frazione carboniosa del PM₁₀, significativamente più alta nel periodo invernale ma con valori estivi prossimi a quelli di Milano che, viceversa, ha registrato valori pressoché invariati nelle due fasi della campagna. Nel periodo freddo, il profilo della settimana tipo ha mostrato andamenti quasi analoghi in tutti i siti, incluso Milano, con una lieve inflessione il sabato e la domenica soprattutto per l'EC, probabilmente a causa della diminuzione del traffico veicolare durante il fine settimana, ed una certa stabilità per l'OC, anche per via della sua natura in parte secondaria. Le concentrazioni assolute di EC sono risultate confrontabili nei diversi siti.

Chiusura di massa del PM₁₀

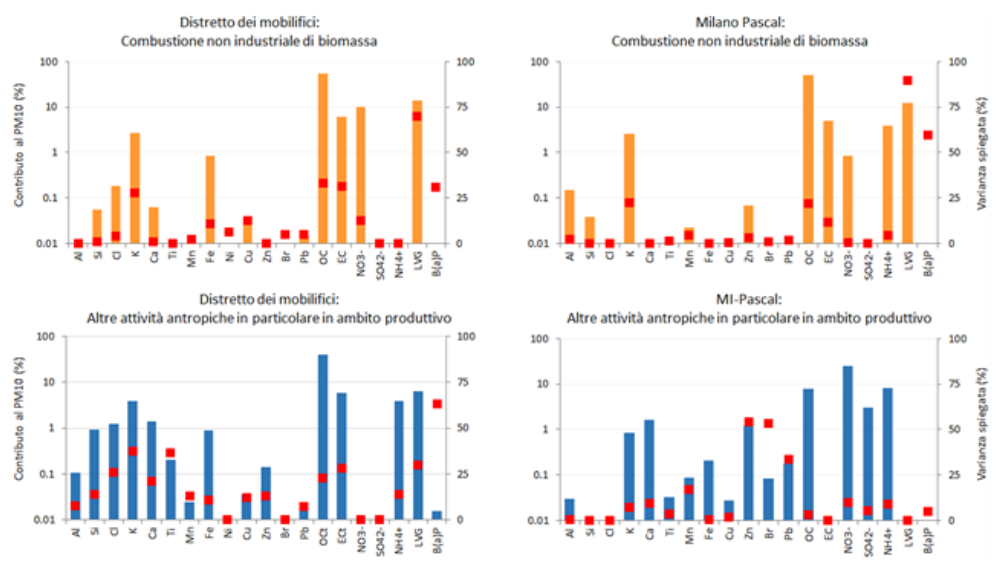
Con l'insieme di tutte le specie determinate analiticamente è stato possibile effettuare la chiusura di massa del PM₁₀, cioè la ricostruzione della composizione chimica del particolato atmosferico. Per i siti del distretto dei mobilifici è stata riscontrata una composizione molto simile: nel complesso, i costituenti principali del PM₁₀ sono risultati essere la componente organica della frazione carboniosa (31-33%) ed il nitrato d'ammonio (16-23%), seguiti dalla materia di origine crostale (11-13%), il solfato d'ammonio (5-7%), i composti di origine antropogenica (4-5%), altri ioni inorganici minoritari (3-7%) e il carbonio elementare (4%). Rimane una parte di massa non determinata (16-20%) da attribuirsi essenzialmente ad altri atomi non quantificati quali, a esempio, idrogeno e ossigeno, legati al carbonio a formare la Materia Organica (OM) e, in parte, alla presenza di acqua. Per confronto, i contributi relativi al sito di Milano sono stati: carbonio organico (21%), nitrato d'ammonio (20%), materia crostale (19%), solfato d'ammonio (8%), composti antropogenici (4%), altri ioni inorganici (3%), carbonio elementare (2%), non determinato (23%). Tuttavia, con il variare della stagione sono state osservate importanti differenze nei contributi delle diverse specie. Le principali differenze si osservano soprattutto sul nitrato d'ammonio, che nel distretto dei mobilifici passa da una media del 21% del periodo invernale all'8% del periodo estivo, a causa sia delle diverse condizioni meteo-climatiche in grado di favorirne la

formazione soprattutto nei mesi più freddi sia per l'elevata volatilità di tale composto. I contributi percentuali del solfato d'ammonio e della materia crostale, invece, raddoppiano passando dalla media invernale a quella estiva, pur non variando di molto la concentrazione assoluta in massa. Le altre componenti sono risultate pressoché simili in termini percentuali nei due periodi di monitoraggio. Nella stagione invernale, l'utilizzo di un fattore pari a 1.5 per la conversione dell'OC in OM, è risultato sufficiente per chiudere la massa del PM₁₀ dei siti appartenenti al distretto dei mobilifici, mentre lascia a Milano l'11% della massa del PM₁₀ indeterminata. Nel distretto la materia organica costituisce circa il 50% del PM₁₀ contro il 35% di Milano.

Analisi di Source Apportionment del PM₁₀

Il dataset di speciazione chimica è stato ulteriormente elaborato attraverso il modello a recettore multivariato PMF5, sviluppato dall'agenzia per la protezione ambientale americana (US-EPA), per la valutazione quantitativa del contributo delle sorgenti, primarie e secondarie, alle concentrazioni di PM₁₀ misurate. Poiché le concentrazioni di BaP e levoglucosano durante il periodo estivo sono risultate sempre prossime o inferiori ai rispettivi limiti di rilevabilità, il modello è stato applicato ponendo l'attenzione soprattutto al periodo invernale della campagna, quando sono state registrate le concentrazioni maggiori. Relativamente al sito di MI-Pascal, disponendo di una lunga serie storica di speciazione chimica del PM₁₀, sono stati considerati tutti periodi freddi (ottobre-aprile) dal 2013 al 2021, estrapolando successivamente il periodo invernale della campagna di misura in esame.

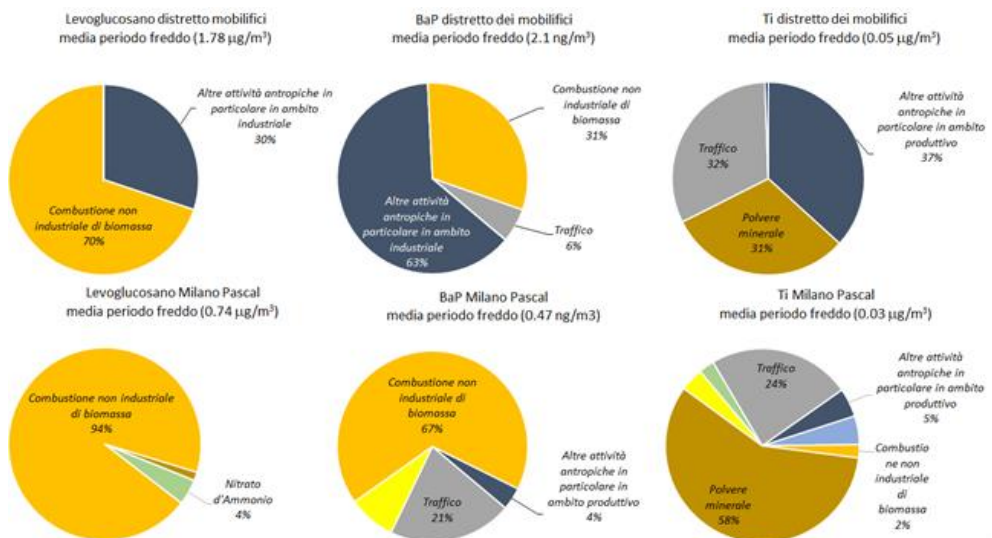
Figura 3. Profili dei fattori di maggiore interesse risolti con la PMF5 per il distretto dei mobilifici e per Milano Pascal. Gli istogrammi rappresentano la percentuale della specie rispetto al PM₁₀, mentre l'indicatore rosso la varianza della specie ovvero la percentuale della specie spiegata dal fattore stesso.



L'analisi di Source Apportionment (SA) ha portato sostanzialmente all'identificazione di sette fattori, ricondotti alle seguenti sorgenti: *Combustione non industriale di biomassa*, intendendo il riscaldamento; *Altre attività antropiche in particolare in ambito produttivo*, per indicare le attività antropiche ed industriali non contemplate in altri profili; *Traffico*, legata alla combustione dei veicoli e all'usura dei freni e delle parti meccaniche e, in parte, al risollevarimento della polvere stradale; *Polvere minerale*, ovvero la componente naturale della polvere risollevarata dal suolo; *Nitrato d'ammonio* che si forma in atmosfera a partire prevalentemente dalla reazione dell'ammoniaca, emessa soprattutto da attività agricole e dagli allevamenti, con gli ossidi di azoto generati dal traffico e altre combustioni; *Solfato Secondario Organico*, inteso come il solfato d'ammonio più il secondario organico; *Cloro*, per identificare per lo più la componente del contributo naturale dell'aerosol marino e occasionali spargimenti di sale. Per le finalità dello studio condotto, i fattori di maggiore interesse risultano essere la *Combustione non industriale di biomassa* e *Altre attività antropiche in particolare in ambito produttivo*, poiché individuano le peculiarità del distretto dei mobilifici rispetto al sito "bianco" di Milano. È importante sottolineare che la separazione tra le varie sorgenti può essere affetta da errore poiché, a parte pochi casi particolari come ad esempio il levoglucosano, non esistono traccianti univoci delle sorgenti.

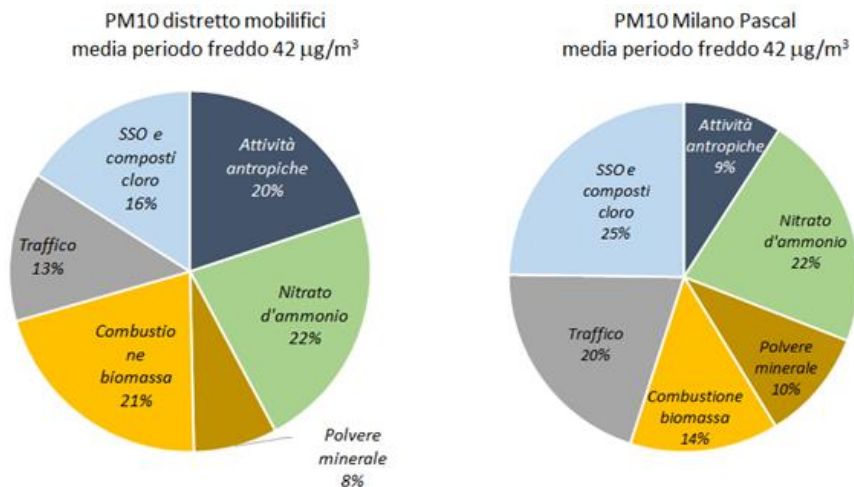
In entrambi i contesti il profilo identificato come *Combustione non industriale di biomassa* ha spiegato la maggior parte (>70%) del levoglucosano, mentre non è risultato così significativo per le emissioni di BaP nel distretto dei mobilifici (31%) come lo è stato per Milano (il 67%).

Figura 4. Contributo in percentuale delle diverse sorgenti alle emissioni di levoglucosano, BaP e Ti durante il periodo invernale della campagna.



Nel distretto, il BaP viene maggiormente spiegato nel profilo denominato *Altre attività antropiche in particolare in ambito produttivo* (63%) ed insieme a levoglucosano (30%), K (38%), OC (23%), dà evidenza di un profilo fortemente legato a processi produttivi con combustione di biomassa. Lo stesso profilo spiega il 37% delle emissioni di titanio, in genere tipico elemento di origine terrigena, che nel contesto dei mobilifici potrebbero ricondursi alla combustione di legno trattato con vernici al TiO_2 . L'elevata variabilità spiegata dell'EC (28%), generalmente legato al traffico veicolare, potrebbe essere dovuta sia alle combustioni sia, in parte, al trasporto pesante legato alle medesime attività produttive. Il profilo *Altre attività antropiche in particolare in ambito produttivo* è risultato completamente diverso per Milano: le specie che tracciano le combustioni di biomassa (levoglucosano e BaP) sono risultate poco spiegate da tale fattore (<5%), mentre i metalli caratterizzanti sono risultati essere principalmente Zn, Br e Pb. Come atteso, il Ti ha confermato la sua origine prevalentemente crostale. A Milano, il fattore *Traffico* ha spiegato il 70% dell'EC e molto più BaP rispetto a quanto risolto dallo stesso fattore nel distretto dei mobilifici. Gli altri fattori determinati con la PMF sono risultati più "classici", non evidenziando significative differenze tra il distretto industriale in esame e il sito di Milano.

Figura 5. Contributo delle diverse sorgenti al PM_{10} nel periodo invernale della campagna.



In definitiva, l'analisi di SA sembra suggerire che nel distretto dei mobilifici siano attive ulteriori sorgenti di BaP, oltre a quella legata alla combustione di biomassa per il riscaldamento residenziale. Infatti, mentre a Milano il levoglucosano, marker specifico della combustione della legna, e il BaP sono risultati ben correlati tra loro e legati principalmente alla sorgente *Combustione non industriale di biomassa*, nel distretto industriale in esame la correlazione è risultata scarsa, con la maggior parte del BaP legato ad *Altre attività antropiche in particolare in ambito produttivo*. Inoltre, nel distretto dei mobilifici la concentrazione media di levoglucosano è risultata essere più del doppio di quella di Milano (rispettivamente 1.78 e $0.74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ rispettivamente), mentre la concentrazione del BaP quattro volte maggiore (rispettivamente 2.1 e $0.5 \text{ ng}/\text{m}^3$), con una differenza del rapporto emissivo

BaP/Levogluosano fortemente a favore del primo. Questo risultato potrebbe essere ricondotto alla presenza di processi di combustione di legna sporca nei processi produttivi legati alla lavorazione del legno (p.e. riscaldamento industriale, alimentazione presse, essiccatoi), con il risultato di produrre più BaP rispetto a quanto avverrebbe con l'utilizzo di biomassa certificata per tale scopo (es. pellet). Tale ipotesi sembra essere rafforzata dai differenti valori di Ti e dalla relativa correlazione con gli altri composti tipici della combustione: le concentrazioni di Ti sono risultate maggiori nel distretto dei mobilifici durante il periodo invernale e spiegate per oltre il 30% da *Altre attività antropiche in particolare in ambito produttivo*; risultato compatibile con l'utilizzo di legna trattata con vernice al TiO_2 in alcuni processi delle attività produttive. Anche il contributo delle diverse sorgenti al PM_{10} sembra confermare che le concentrazioni maggiori di levogluosano nel distretto dei mobilifici non sia da ricondursi a un contributo maggiore del riscaldamento residenziale, ma alla presenza di combustione di biomassa nel comparto industriale.

I sette fattori identificati dall'analisi di SA ricostruiscono il 94% della massa misurata di PM_{10} nel distretto dei mobilifici e il 95% per Milano. I contributi percentuali delle diverse sorgenti indicano che, a fronte di concentrazioni medie paragonabili di particolato, nel distretto dei mobilifici si ha un maggior contributo della *Combustione non industriale di biomassa*, cioè del riscaldamento, ma soprattutto un contributo doppio della sorgente *Altre attività antropiche* rispetto a Milano.

Analisi dati storici di Meda

Al fine di poter rilevare se le peculiarità riscontrate durante la campagna di monitoraggio siano state specifiche del periodo di misura in esame o caratteristiche del contesto, sono state considerate le serie storiche di BaP e degli elementi disponibili per Meda, come rappresentativa del distretto industriale, e per Milano Pascal. Le elaborazioni su scala annuale dal 2008 al 2019 mostrano che, pur avendo concentrazioni di PM_{10} confrontabili, a Meda si sono registrati nel corso del tempo livelli significativamente maggiori di BaP e di Ti nei trimestri invernali, diversamente da quanto avviene per il silicio, caratteristico elemento crostale, confermando che parte del titanio presente a Meda è da ricondursi all'attività antropica e non solo alla sua natura terrigena.

I profili settimanali, trimestrali e mensili mostrano una significativa differenza delle concentrazioni di BaP tra i due siti, soprattutto nel primo e quarto trimestre, con differenze che vanno gradualmente attenuandosi fino al periodo primavera-estate. Inoltre, diversamente da Milano, a Meda si registrano concentrazioni di BaP marcatamente più basse nel fine settimana. Analoghe considerazioni si possono fare anche per potassio e rubidio che, come già specificato, sono in parte legati alla presenza di combustioni di biomasse. Ai fini di questo studio è rilevante che il Ti misurato a Meda mostri le stesse peculiarità riscontrate per BaP, K e Rb. Infatti, mentre a Milano, dove il Ti è prevalentemente legato al risollevarlo del suolo, il profilo della settimana tipo presenta concentrazioni pressoché costanti durante tutto l'anno, con lievi diminuzioni nel fine settimana, a Meda le concentrazioni di Ti raddoppiano nel periodo autunno-inverno tornando ad essere confrontabili con quelle di Milano solo nel fine settimana e, in particolare, la domenica.

Conclusioni

Nell'area a Nord di Milano, tra le province di Como e Monza e Brianza, fulcro su scala regionale dell'industria per la produzione di mobili, si registrano concentrazioni di benzo(a)pirene (BaP) tra le più alte in Lombardia. L'Inventario delle Emissioni della Lombardia, INEMAR 2019, stima che le maggiori

emissioni di BaP in tale contesto siano attribuibili a processi di combustione nei processi industriali, anziché alla combustione non industriale di biomassa (ovvero per il riscaldamento domestico), come avviene per il resto della Regione. Lo studio condotto da ARPA Lombardia, mediante una campagna di monitoraggio, ha confermato il contributo delle attività antropiche locali a BaP e levoglucosano, evidenziando le specificità proprie del distretto in esame. In particolare, il parallelo con Milano ha evidenziato, a parità di concentrazioni di PM₁₀, concentrazioni significativamente maggiori per tutte le specie traccianti delle combustioni di biomassa (BaP, levoglucosano, potassio, rubidio, carbonio organico) e un contributo considerevole della materia organica sulla composizione del particolato atmosferico (50% contro il 35% di Milano). Anche il titanio, tipico elemento di origine crostale, ha mostrato concentrazioni più alte e, in parte, correlate alle specie traccianti delle combustioni di biomassa. L'analisi di Source Apportionment sul dataset raccolto ha attribuito il 63% del BaP misurato nel distretto dei mobilifici a specifiche combustioni legate alle attività produttive, che sembrerebbero riconducibili alla combustione di biomassa trattata con vernici al biossido di titanio per il riscaldamento industriale ed al ciclo produttivo dell'industria del legno (es. alimentazione presse, essiccatoi, etc.).

Bibliografia

Douglas R. Lawson, John W. Winchester, A standard crustal aerosol as reference for elemental enrichment factors, Atmospheric Environment 1979
U.S. Environmental Protection Agency, PMF5. <http://www.epa.gov/ttn/scram/receptorindex.htm>.

10.4. Campionamenti a elevata risoluzione spaziale per il *source apportionment* del PM₁₀ e la valutazione del potenziale ossidativo in un contesto urbano-industriale (Valle del Sacco, Regione Lazio)

Maria Agostina Frezzini¹, Silvia Canepari^{2,3}, Antonio Amoroso⁴, Alessandro Domenico Di Giosa¹, Luigi Martino¹, Caterina Tiraboschi³, Marcello Messi⁵, Maria Luisa Astolfi⁵, Cinzia Perrino³, Lorenzo Massimi^{2,3}

¹ARPA Lazio

²Dipartimento di Biologia Ambientale, Università degli Studi di Roma "La Sapienza"

³CNR-IIA, Istituto sull'Inquinamento Atmosferico del Consiglio Nazionale delle Ricerche

⁴ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

⁵Dipartimento di Chimica, Università degli Studi di Roma "La Sapienza"

Introduzione

Negli ultimi anni, il particolato atmosferico (PM) ha attirato notevole interesse da parte della comunità scientifica, a causa degli effetti avversi che determina sulla qualità dell'aria e, di conseguenza, sulla salute. L'esposizione a concentrazioni elevate di particelle respirabili (con diametro aerodinamico uguale o inferiore a 10 µm; PM₁₀) costituisce una minaccia concreta per la salute umana ed è associata all'insorgenza di un'estesa serie di patologie. L'esposizione a breve termine al PM, infatti, può portare a diverse forme di malattie cardiovascolari e respiratorie. L'esposizione a lungo termine può determinare difetti cardiaci congeniti. Infine, l'esposizione al PM potrebbe anche essere collegata a patologie neurodegenerative e metaboliche.

Nella maggior parte degli studi epidemiologici, la concentrazione del PM è adottata come metrica principale per approfondire la relazione tra l'esposizione alle particelle e gli impatti sulla salute. Tuttavia, data l'elevata eterogeneità della composizione del PM, la concentrazione in massa non riflette in modo rappresentativo il potenziale tossicologico delle particelle, poiché non tiene conto delle loro caratteristiche fisico-chimiche, fondamentali per identificare e valutare accuratamente gli eventuali effetti negativi sulla salute.

Pertanto, la valutazione della composizione chimica del PM e le tecniche di *source apportionment*, finalizzate allo studio della correlazione tra concentrazioni di inquinanti atmosferici e sorgenti di emissione, sono essenziali per pianificare strategie efficienti per mitigare, quando possibile, le emissioni di PM.

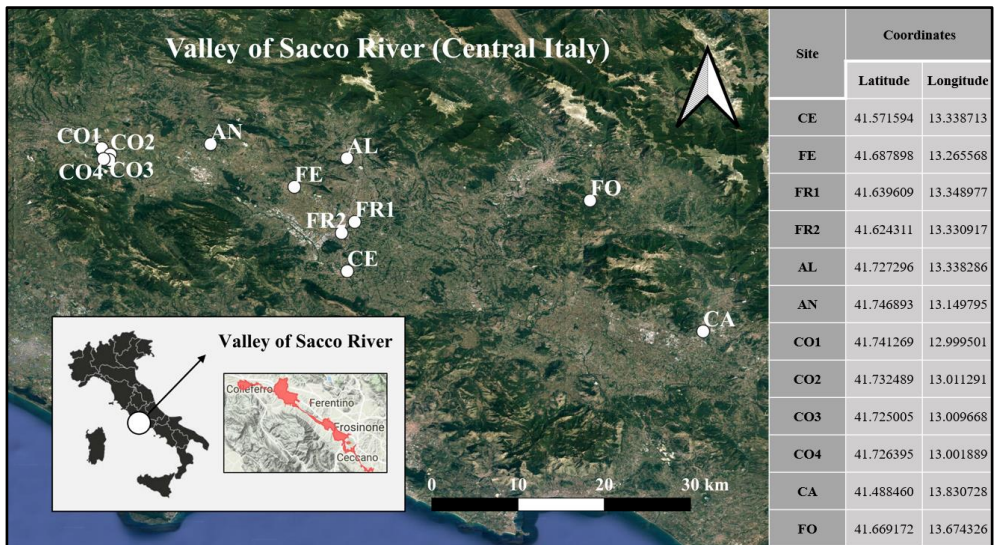
Lo studio presentato promuove l'uso di dati a elevata risoluzione spaziale per identificare i contributi delle sorgenti di emissione locali alla concentrazione di massa del PM₁₀, alla sua composizione chimica e al suo potenziale ossidativo (OP) in contesti urbano-industriali. A tal fine, è stato utilizzato un dispositivo a bassissimo volume per il campionamento del PM₁₀ con risoluzione temporale a lungo termine, durante una campagna di monitoraggio di 18 mesi, da ottobre 2020 a maggio 2022, in 12 siti di campionamento distribuiti nella Valle del Sacco (Regione Lazio), uno dei contesti urbano-industriali più inquinati d'Italia. I campioni di PM₁₀ sono stati analizzati per l'OP applicando i saggi del 1,4-ditiotretolo (DTT), dell'acido ascorbico (AA) e della 2,7-diclorodidrossifluorescina (DCFH), per i principali componenti chimici del PM (macro-elementi, ioni inorganici, EC, OC, levoglucosano) e per la frazione elementare biodisponibile e residua di micro-elementi ed elementi in traccia. Questa procedura di frazionamento dei contributi di ogni singolo elemento, in base al comportamento chimico-fisico, facilita l'identificazione delle fonti di emissione e agevola gli studi di attribuzione delle sorgenti. I dati a elevata risoluzione spaziale sono stati poi elaborati e analizzati mediante l'applicazione di un modello a recettore basato sulla fattorizzazione a matrice positiva (Positive Matrix Factorization, PMF).

La relazione tra OP e sorgenti di emissione di PM è stata approfondita mediante analisi statistica multivariata sui dati a elevata risoluzione spaziale (Focused Principal Component Analysis, FPCA). I contributi di 3 saggi di potenziale ossidativo (OP^{DTT}, OP^{AA}, OP^{D_{CFH}}) e delle sorgenti di PM₁₀ sono stati visualizzati mediante mappe a bolle.

Metodologia

In questo studio sono stati condotti campionamenti di PM₁₀ in 12 siti: Ceccano (CE), Ferentino (FE), Frosinone 1 (FR1), Frosinone 2 (FR2), Alatri (AL), Anagni (AN), Colleferro 1 (CO1), Colleferro 2 (CO2), Colleferro 3 (CO3), Colleferro 4 (CO4), Cassino (CA) e Fontechiari (FO). Tra questi, 9 siti (CE, FE, FR1, FR2, AL, AN, CO3, CA e FO) sono stati scelti in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio dell'Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio); altri 3 siti, collocati nella città di Colleferro (CO1, CO2 e CO4), sono stati selezionati al fine di indagare le emissioni e la distribuzione spaziale del PM₁₀ rilasciato dal cementificio collocato in questa zona (Figura 1).

Figura 1. Distribuzione e coordinate geografiche dei 12 siti di campionamento in Valle del Sacco (Regione Lazio, Italia Centrale).



La campagna di monitoraggio è iniziata a ottobre 2020 ed è terminata a maggio 2022, per una durata complessiva di 18 mesi.

I campionamenti di PM₁₀ sono stati condotti utilizzando campionatori a elevata risoluzione spaziale, che garantiscono la raccolta a lungo termine di PM con un'efficienza di campionamento e una ripetibilità dei risultati molto elevate (Catrambone et al., 2019; Massimi et al., 2020a).

Ai siti (CE, FE, CO₁, CO₂, CO₃ e CO₄), il PM₁₀ è stato campionato in parallelo su filtri in PTFE e in quarzo. Negli altri siti, il PM₁₀ è stato campionato solo su filtri in PTFE. Il campionamento su quarzo e PTFE in parallelo consente di applicare una procedura di analisi chimica già ottimizzata che permette di effettuare una caratterizzazione chimica alquanto completa del PM₁₀ per poterne ricostruire la concentrazione di massa.

I campioni di PM₁₀ sono stati analizzati per macro- e micro-componenti del PM utilizzando la procedura analitica di frazionamento chimico precedentemente ottimizzata e dettagliata in Canepari et al. (2014) e in Perrino et al. (2014). La procedura consiste nell'estrazione della frazione solubile del PM e nella digestione acida del residuo, seguita dall'analisi di 40 elementi sia nella frazione solubile, che in quella insolubile (As, Ba, Bi, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, La, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Sn, Sr, Ti, Tl, U, V, W, Zn, Zr.) Il frazionamento chimico consente di aumentare la selettività degli elementi come traccianti di sorgenti di emissione (Canepari et al., 2009; Perrino et al., 2010; Massimi et al., 2021a e 2021b). La concentrazione degli elementi è stata determinata mediante ICP-MS.

La frazione estratta del PM₁₀ è stata analizzata anche per gli anioni (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻) e cationi (Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺, Na⁺, NH₄⁺) mediante cromatografia ionica, e per il levoglucosano (LVG) mediante cromatografia ionica (HPAEC-PAD).

Sui filtri in quarzo sono stati determinati il carbonio elementare (EC) e organico (OC), mediante analisi termo-ottica.

Ai dati di caratterizzazione chimica del PM₁₀ è stato applicato un modello a recettore basato sulla fattorizzazione a matrice positiva (PMF) al fine di identificare i profili chimici delle sorgenti che insistono sui 12 siti di campionamento, e per valutare il contributo di tali sorgenti alla concentrazione di massa di PM₁₀ nell'area di studio. L'analisi statistica dei dati mediante PMF è stata effettuata su un dataset costituito da un elevato numero di campioni e di variabili chimiche (selezionate dalle quasi 100 variabili analizzate sulla base della loro documentata selettività nel tracciare diverse sorgenti emmissive).

Sulla frazione solubile dei campioni di PM₁₀ sono stati eseguiti i tre saggi chimici di OP: OP^{AA}, OP^{DTT} e OP^{DCFH}. I primi due stimano la capacità ossidante intrinseca dei campioni di PM misurando la velocità di consumo dell'antiossidante (AA o DTT) incubato nell'estratto di PM (Fang et al., 2016). OP^{DCFH} stima il contenuto di ROS legate alle particelle. Ulteriori dettagli sulle procedure analitiche sono riportati da Massimi et al. (2020b) e da Frezzini et al. (2022).

La FPCA è stata eseguita per studiare le relazioni tra ciascuno dei 3 saggi OP la composizione chimica del PM₁₀ e i contributi in massa di ciascuna sorgente individuata.

Infine, il software open source Quantum GIS (QGis, Florence 3.28.6) è stato utilizzato per realizzare le mappe a bolle della concentrazione di PM₁₀, del contributo delle sorgenti di emissione identificate alla concentrazione di PM₁₀, e dei valori di OP del PM₁₀ mediati per l'intero periodo di monitoraggio.

Risultati

La concentrazione di PM₁₀ varia notevolmente, oscillando tra 11 e 83 µg/m³, con una media di 31 µg/m³. I valori più bassi sono stati rilevati in estate nel sito di fondo FO (11 µg/m³), mentre i valori più alti in inverno a CA (83 µg/m³), un sito frequentemente soggetto a condizioni di stabilità atmosferica elevata. Le concentrazioni di PM₁₀ mostrano una marcata variabilità stagionale, con valori superiori a 35 µg/m³ durante l'inverno e inferiori a 25 µg/m³ durante la stagione più calda. Questa fluttuazione è verosimilmente influenzata dalle sorgenti stagionali, come il riscaldamento domestico a biomassa, e dai frequenti fenomeni di inversione termica invernali, che creano condizioni atmosferiche stabili

favorendo l'accumulo di PM. Inoltre, le concentrazioni di PM₁₀ variano anche spazialmente, soprattutto nei mesi più freddi, a causa del contributo differenziato delle sorgenti di emissione locali al PM₁₀.

L'analisi PMF ha consentito di tracciare profili chimici di sorgente molto robusti e di individuare il contributo al PM di 6 sorgenti emissive nell'intera area di studio:

- 2 sorgenti stagionali locali legate alla combustione di biomassa per il riscaldamento domestico ("*Biomass Burning 1*" e "*Biomass Burning 2*");
- 1 sorgente associata alla combustione di carbone e olii pesanti ("*Coal Dust*") dai motori diesel delle navi o di mezzi di trasporto pesanti e parzialmente riconducibile all'incursione di polveri emesse da centrali a carbone in aree remote (come le regioni balcaniche, Europa orientale e Nord Africa);
- 1 sorgente locale legata al traffico ("*Exhaust and Non-exhaust Traffic*"), comprendente sia la componente del PM emessa da fenomeni combustivi (*exhaust*) che quella rilasciata da fenomeni meccanico-abrasivi degli impianti frenanti dei veicoli (*non-exhaust*);
- 1 sorgente di polvere di suolo ("*Soil Dust*") comprendente particelle di suolo locale risospese, parzialmente imputabili alle attività del cementificio, e particelle trasportate da regioni desertiche remote;
- 1 sorgente di spray marino ("*Sea Spray*") proveniente dai mari circostanti la penisola italiana e trasportato nell'area di studio da fenomeni di avvezione.

Il contributo al PM₁₀ delle specie inorganiche secondarie ("*Secondary Inorganics*"), che presentano una scarsa variabilità spaziale nell'area di studio a causa della natura del loro processo di formazione e degli elevati tempi di permanenza in atmosfera, è stato calcolato come somma delle concentrazioni di massa di solfato di origine non marina (nssSO₄²⁻), nitrato (NO₃⁻) e ammonio (NH₄⁺). Il contributo delle specie inorganiche secondarie è stato quindi sottratto dalla concentrazione di massa di PM₁₀ misurata nei 12 siti durante ciascun periodo di monitoraggio prima dell'esecuzione dell'analisi PMF.

L'analisi PMF ha permesso di studiare dettagliatamente l'andamento temporale dei contributi delle sorgenti emissive e il loro contributo sito-specifico (Figure 3 e 4, rispettivamente).

Il profilo "*Biomass Burning 1*" contribuisce al 25% della concentrazione totale di massa di PM₁₀ durante l'intero periodo di monitoraggio ed è descritto principalmente da OC, EC, LVGSN, K⁺, noti come traccianti selettivi della combustione di biomassa, e in misura minore da Rb e TI nella frazione solubile. Le concentrazioni di LVGSN e K⁺, i traccianti più selettivi di questa sorgente, sono significativamente più alte di quelle misurate in altre aree di studio dell'Italia centrale, e mettono in evidenza il consistente contributo del riscaldamento domestico a biomassa nella Valle del Sacco.

Il profilo "*Biomass Burning 2*" contribuisce al 13% della concentrazione totale di PM₁₀. È caratterizzato da una discreta abbondanza di OC, EC, LVGSN e K⁺, ma da percentuali inferiori dei tipici traccianti della combustione di biomassa, cioè LVGSN e K⁺, e da percentuali piuttosto elevate delle frazioni solubili di Cs, Rb e TI. Questi ultimi, nella loro frazione solubile, vengono considerati traccianti altamente selettivi della combustione di biomassa per il riscaldamento domestico, e solitamente vengono associati alla stessa fonte di combustione di biomassa tracciata da LVGSN e K⁺. Al contrario, nella Valle del Sacco, questi traccianti sembrano essere legati a una fonte diversa di combustione di biomassa. Di conseguenza, è molto probabile che i due profili chimici siano associati a diversi tipi di biomassa bruciata (es. legna, pellet o diverse qualità di legno), e/o a diversi dispositivi di riscaldamento domestico a biomassa utilizzati nell'area di studio (es. caminetti aperti o chiusi, termocamini, stufe, stufe a pellet).

Il profilo "*Exhaust and Non-Exhaust Traffic*" contribuisce all'8% della concentrazione totale di massa del PM₁₀ nell'area di studio e le specie più abbondanti che descrivono questo fattore sono OC e EC, quest'ultimo rilasciato dai processi di combustione dei veicoli, e diversi elementi in traccia rilasciati principalmente nella frazione insolubile del PM₁₀ dall'abrasione meccanica dei sistemi frenanti dei veicoli: Cu, Mo, Sb e Sn. Inoltre, in questo fattore sono state riscontrate percentuali elevate della frazione insolubile di elementi in traccia tipicamente associati alla polvere del suolo risospesa dal passaggio dei veicoli: Cs, Rb e V.

Il profilo "*Soil Dust*" contribuisce al 24% della concentrazione di massa totale di PM₁₀ ed è rappresentato principalmente dai macro-elementi Al, Ca, Si e Ti, in quanto specie più abbondanti emesse da tale sorgente, e dalla frazione insolubile di Cs, Rb e V. Tutti gli elementi menzionati sono traccianti molto robusti di polveri minerali. Vale la pena notare che Cs e Rb, nella loro frazione solubile, sono due delle specie più rappresentative del "*Biomass Burning 2*", e che la frazione solubile del V è un tracciante altamente selettivo per la polvere di carbone e la combustione di oli pesanti, come spiegato di seguito. Tuttavia, le specie insolubili di Cs, Rb e V sono solitamente rilasciate principalmente nella polvere del suolo, come ampiamente dimostrato in studi precedenti. Le specie presenti in questo profilo chimico, oltre a essere associate alla polvere del suolo locale, potrebbero essere state trasportate da eventi di avvezione di polvere dai deserti africani, date le alte percentuali di Ti e V (frazione insolubile) spesso associate all'incursione di polvere del suolo dalle regioni africane del Sahara e del Sahel.

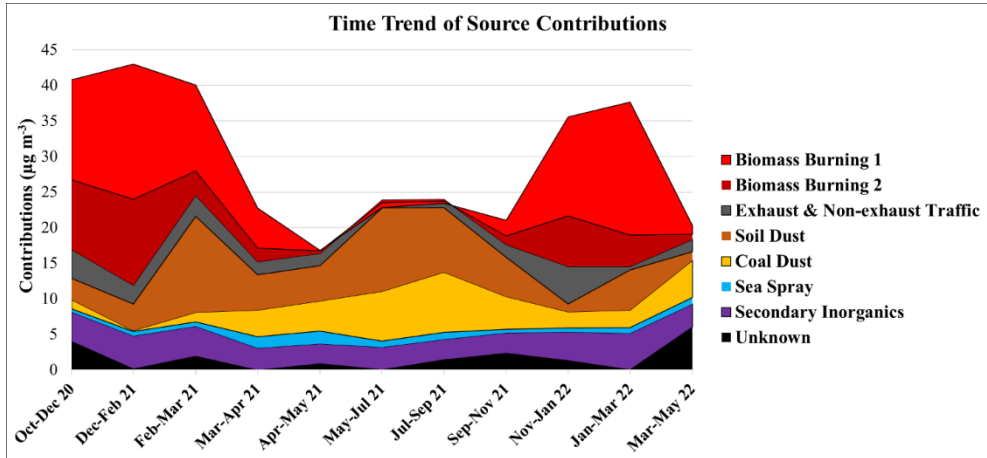
La sorgente identificata come "*Coal Dust*" contribuisce al 14% della concentrazione totale di massa del PM₁₀ ed è descritta principalmente dalla frazione solubile di V e Ni. Il ruolo di V e Ni come traccianti selettivi della combustione di carbone e oli pesanti è noto, in particolare negli scarichi di motori diesel di navi o veicoli pesanti e di centrali elettriche a carbone. Infatti, V e Ni sono presenti nei composti del petrolio grezzo, formano cristalli o microcristalli e agiscono come nuclei per la condensazione dei composti aromatici durante la combustione. Tuttavia, questo profilo chimico contiene abbondanze discrete di OC, EC, Al, Si e Ti che possono portare a una sovrastima del contributo da "*Coal Dust*". Infatti, il contributo di tale sorgente può anche essere associato a eventi di trasporto a lunga distanza di polvere emessa dalle industrie del carbone nelle regioni dell'Europa orientale e del Nord Africa, in accordo con quanto emerso da studi recenti.

Il profilo che identifica la sorgente "*Sea Spray*" contribuisce al 3% della concentrazione totale di massa del PM₁₀ ed è descritto dalle abbondanze dominanti nel profilo di Mg²⁺ e Na⁺, in quanto ioni più comunemente presenti nell'acqua di mare e nell'aerosol marino.

Il PM₁₀ di origine secondaria è costituito principalmente dalle specie inorganiche secondarie nssSO₄²⁻, NO₃⁻ e NH₄⁺. La formazione di solfato e nitrato di ammonio è favorita dalle emissioni di precursori gassosi provenienti dal traffico veicolare, dalla combustione di biomassa e dalle attività agricole e culturali intensive che rilasciano ammoniaca.

Osservando l'andamento temporale dei contributi delle 7 sorgenti identificate (Figura 2), si nota che le concentrazioni più elevate di PM₁₀ si rilevano nei mesi invernali, e sono attribuibili principalmente alla combustione di biomassa per il riscaldamento domestico, costituente circa il 50% del PM₁₀ totale.

Figura 2. Andamento temporale dei contributi medi delle sorgenti alla concentrazione di massa di PM₁₀ (µg m⁻³) nell'area di studio durante i 12 macro-periodi di monitoraggio.



Durante i mesi più caldi, la polvere crustale ("Soil Dust") contribuisce maggiormente al PM₁₀. In estate, infatti, la risospensione della polvere di suolo dalle superfici stradali asciutte e i fenomeni di incursione di polveri da regioni desertiche contribuiscono significativamente alla concentrazione del PM₁₀.

La "Coal Dust" mostra un contributo medio più elevato in estate (6 µg/m³) rispetto all'inverno (2 µg/m³); ciò è dovuto alle documentate incursioni estive di polveri emesse dalle centrali a carbone delle regioni balcaniche e nordafricane. Il contributo della sorgente "Exhaust and Non-Exhaust Traffic" è costante durante tutto il periodo di misura, e piuttosto esiguo (2 µg/m³ in estate, 3 µg/m³ in inverno).

Le specie inorganiche secondarie ("Secondary Inorganics"), come nitrato e solfato di ammonio, mostrano concentrazioni uniformi durante tutto il periodo del monitoraggio, con una prevalenza del nitrato di ammonio in inverno, e di solfato di ammonio in estate.

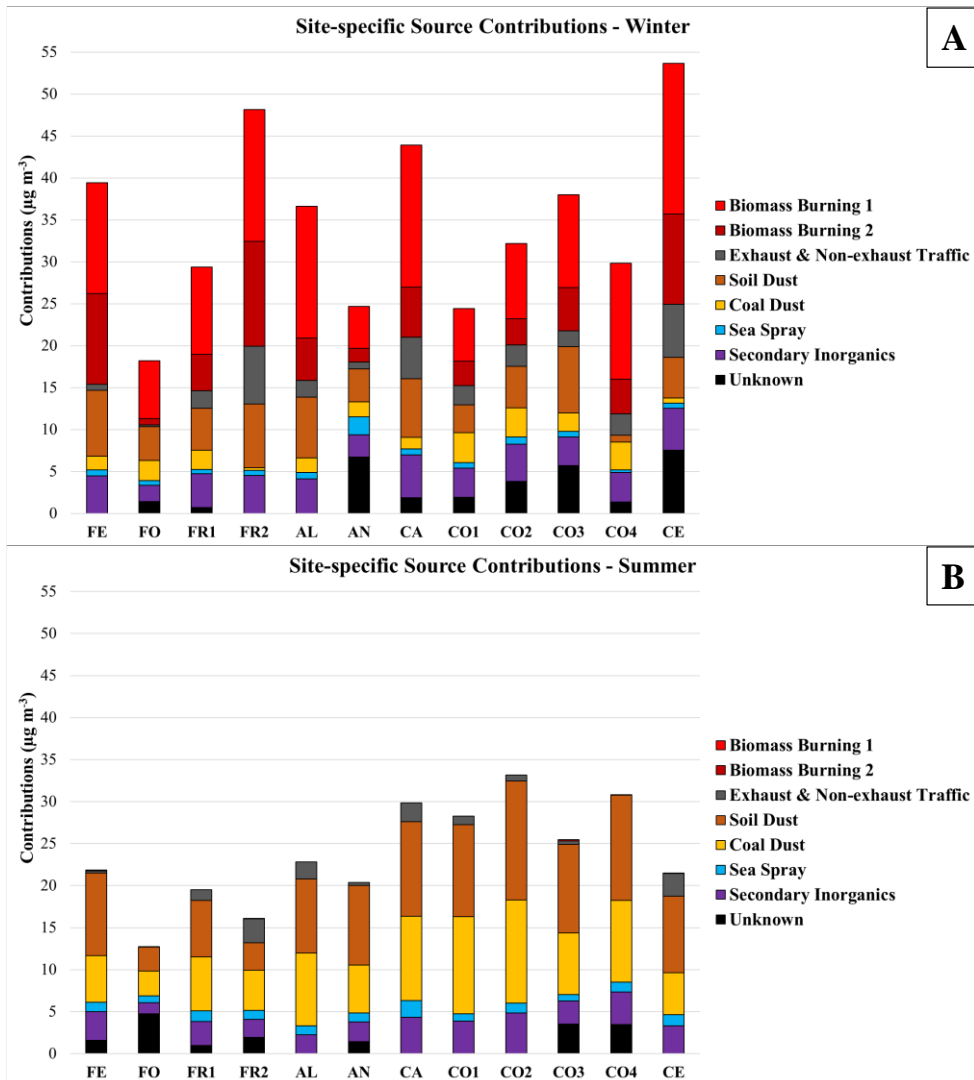
Infine, l'aerosol marino ("Sea Spray") contribuisce in modo limitato alla concentrazione del PM₁₀ (1 µg/m³) e presenta poca variabilità stagionale nell'intera area di studio.

Dallo studio dei contributi sito-specifici delle sorgenti (Figura 3) emerge che, durante l'inverno, le concentrazioni di PM₁₀ risultano considerevolmente elevate a CE, FR2 e CA, al di sopra dei limiti normativi annuali. La combustione di biomassa ("Biomass Burning 1 e 2") insiste particolarmente a CE, FR2, CA, AL e FE, in quanto siti a maggiore densità residenziale in cui è verosimilmente più frequente l'utilizzo di biomassa per il riscaldamento domestico. La diversa variabilità spaziale dei contributi delle due fonti di riscaldamento domestico a biomassa avvalorava l'ipotesi precedentemente formulata sulla possibile associazione delle due sorgenti identificate all'uso di diversi tipi di biomassa o di sistemi di riscaldamento domestico nell'area di studio, un aspetto che merita sicuramente ulteriori indagini e approfondimenti.

Il contributo della sorgente "Soil Dust" mostra una discreta variabilità spaziale, in particolare durante l'estate a CA, FE, CE e nei siti CO1, CO2, CO3 e CO4, in cui l'intenso traffico veicolare determina la

risospensione di polveri cristalli. Il contributo maggiore della componente suolo nei siti CO1 e CO2 (da 9.5 a 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), è presumibilmente dovuto alle vicine attività industriali per la lavorazione e il trasporto di materiale cementizio.

Figura 3. Contributo medio sito-specifico delle sorgenti di PM₁₀ durante l'inverno (A) e l'estate (B).



Il contributo di "Exhaust and Non-Exhaust Traffic" è marcatamente eterogeneo nell'area di studio e fortemente localizzato a FR2, CA e CE, in accordo con la posizione dei siti di monitoraggio. Infatti, CA, classificato da ARPA Lazio come sito di traffico urbano, si trova su una strada trafficata in prossimità di una rotonda, mentre FR2 e CE sono molto vicini all'autostrada A1 da Roma a Napoli, dove il PM₁₀ da traffico viene rilasciato in quantità maggiori. Inoltre, FR2 e CE sono entrambi serviti da stazioni ferroviarie dove la linea FL6 Roma-Cassino transita in orari frequenti durante la giornata, determinando così una maggiore emissione di particelle dai sistemi di frenatura dei treni e dall'abrasione del materiale rotabile.

Il contributo della polvere di carbone alla concentrazione di PM₁₀ è omogeneo nell'area di studio. Il contributo di tale sorgente è maggiore nei siti CO1 e CO2, situati nelle immediate vicinanze del cementificio, ed è quindi possibile ipotizzare che sia dovuto alle attività correlate all'impianto, come i processi di combustione industriale, o alla combustione di olii pesanti da parte dei camion che trasportano il materiale cementizio.

Infine, il contributo medio del "Sea Spray" alla concentrazione di PM₁₀ è molto basso in tutta l'area di studio (< 4 µg/m³) e mostra una variabilità spaziale trascurabile tra i siti di campionamento, poiché il trasporto di aerosol marino coinvolge omogeneamente l'intera area di studio.

Anche il contributo della sorgente "Secondary Inorganics" mostra una distribuzione spaziale molto bassa che varia da 3 a 4 µg/m³ in tutti i siti, ad eccezione di CE e CA, dove il contributo è stato leggermente superiore.

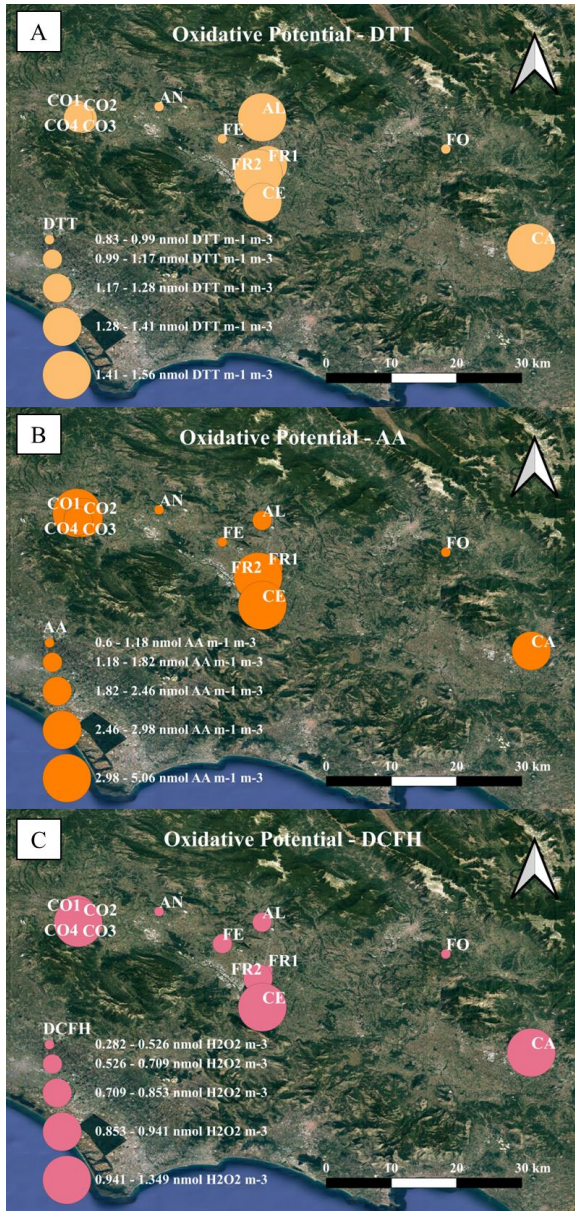
In merito all'OP (Figura 4), elevati valori di OP^{DTT} sono stati riscontrati in AL, FR1, FR2, CA e CE, a causa del considerevole contributo delle sorgenti "Biomass Burning 1 e 2" in tali siti, in accordo con la nota sensibilità del saggio alle particelle fini rilasciate dalla combustione, ricche di composti organici come IPA e chinoni a cui l'OP^{DTT} risponde notevolmente. FR2 e CE mostrano valori di OP^{DTT} elevati attribuibili alla sensibilità del saggio a polveri ricche in metalli di transizione emesse dal traffico veicolare che ha contributi maggiori in questi siti.

I valori più alti di OP^{AA} si riscontrano a FR2, CE e CA, e sono correlati alle emissioni di PM₁₀ da traffico ferroviario e veicolare (non di scarico), particolarmente rilevanti nei siti menzionati. Le risposte dell'OP^{AA}, infatti, sono comunemente associate all'emissione di particelle grossolane ricche di metalli di transizione, provenienti dall'abrasione dei freni dei veicoli. Per questo, la distribuzione spaziale di OP^{AA} è paragonabile a quella del profilo "Exhaust and Non-Exhaust Traffic". Nei siti CO1 e CO2 si registrano valori moderatamente elevati di OP^{AA}, presumibilmente dovuti alla risospensione di materiale crustale.

L'OP^{DCFH} esibisce una distribuzione simile all'OP^{DTT}, con valori più elevati in CE e CA, verosimilmente correlati alle emissioni di PM₁₀ da combustione di biomassa per riscaldamento domestico, alquanto significative in tali siti. Infatti, il saggio OP^{DCFH} è comunemente associato all'emissione di particelle fini ricche di composti organici e metalli. Infine, anche l'OP^{DCFH} mostra una moderata associazione alle emissioni del traffico veicolare.

I dati spaziali mettono in evidenza le relazioni tra OP e composizione chimica del PM₁₀ e sorgenti di emissione. L'FPCA conferma le correlazioni tra OP^{AA} e traffico veicolare, e tra OP^{DTT}, OP^{DCFH} e combustione di biomassa. Entrambe le menzionate sorgenti di emissione contribuiscono in maniera significativa all'OP del PM, confermando quanto emerso da studi precedenti.

Figura 4. Bubble map dei valori medi di OP^{DTT} (A), OP^{AA} (B), and OP^{DCFH} (C) misurati presso i 12 siti di campionamento.



Conclusioni

L'approccio descritto in questo studio ha permesso di individuare le sorgenti di emissione che contribuiscono maggiormente alla concentrazione in massa del PM₁₀ nella Valle del Sacco. I risultati hanno identificato due diversi profili di combustione di biomassa, suggerendo la necessità di politiche mirate per mitigare questo contributo all'inquinamento atmosferico. Durante l'inverno, la combustione di biomasse rappresenta la sorgente principale di PM₁₀, mentre la componente del suolo è prevalente durante l'estate.

La combustione di biomasse per il riscaldamento domestico, e il traffico veicolare emergono come le sorgenti che contribuiscono in misura maggiore al potenziale ossidativo del PM₁₀ nell'area di studio durante l'intero periodo di monitoraggio. Le particelle provenienti da tali sorgenti sono caratterizzate da una significativa capacità ossidante e, verosimilmente, da una considerevole potenzialità di indurre effetti dannosi sulla salute.

In conclusione, l'uso di dati spaziali per il *source apportionment* del PM₁₀ e dell'OP si è rivelato uno strumento particolarmente efficace per identificare le sorgenti di emissione che contribuiscono maggiormente alla concentrazione di PM in contesti urbani così particolari e critici come la Valle del Sacco, notoriamente inquinata da molteplici sorgenti. La metodologia sperimentale descritta consente di ottenere una caratterizzazione specifica della qualità dell'aria attraverso la conoscenza del contributo sito-specifico e stagionale delle fonti di emissione, per identificare le relazioni spaziali tra le diverse componenti del PM e le loro capacità ossidative.

Tale approccio può costituire un valido supporto alle Agenzie Regionali per l'identificazione delle sorgenti di emissione che insistono maggiormente su un determinato territorio e ne influenzano la qualità dell'aria. Ciò può potenzialmente consentire anche una pianificazione mirata delle strategie di controllo dell'inquinamento atmosferico e l'implementazione di misure di mitigazione specifiche per ridurre le concentrazioni di inquinanti in atmosfera.

Bibliografia

Canepari, S., Pietrodangelo, A., Perrino, C., Astolfi, M. L., Marzo, M. L. (2009). Enhancement of source traceability of atmospheric PM by elemental chemical fractionation. *Atmospheric Environment*, 43(31), 4754-4765. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.059>.

Canepari, S., Astolfi, M. L., Farao, C., Maretto, M., Frasca, D., Marcoccia, M., Perrino, C. (2014). Seasonal variations in the chemical composition of particulate matter: a case study in the Po Valley. Part II: concentration and solubility of micro-and trace-elements. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(6), 4010-4022. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2298-1>.

Catrambone, M., Canepari, S., Cerasa, M., Sargolini, T., Perrino, C. (2019). Performance evaluation of a very-low-volume sampler for atmospheric particulate matter. *Aerosol and Air Quality Research*, 19(10), 2160-2172. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.04.0195>.

Fang, T., Verma, V., Bates, J. T., Abrams, J., Klein, M., Strickland, M. J., Sarnat, S.E., Chang, H.H., Mulholland, J.A., Tolbert, P.E., Russell, A. G., Weber, R.J., 2016. Oxidative potential of ambient water-soluble PM_{2.5} in the southeastern United States: contrasts in sources and health associations between ascorbic acid (AA) and dithiothreitol (DTT) assays. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16(6), 3865-3879. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3865-2016>.

Frezzini, M. A., De Francesco, N., Massimi, L., Canepari, S. (2022). Effects of operating conditions on PM oxidative potential assays. *Atmospheric Environment*, 268, 118802. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118802>.

Massimi, L., Ristorini, M., Astolfi, M. L., Perrino, C., Canepari, S. (2020a). High resolution spatial mapping of element concentrations in PM₁₀: A powerful tool for localization of emission sources. *Atmospheric Research*, 244, 105060. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105060>

Massimi, L., Ristorini, M., Simonetti, G., Frezzini, M. A., Astolfi, M. L., Canepari, S. (2020b). Spatial mapping and size distribution of oxidative potential of particulate matter released by spatially disaggregated sources. *Environmental Pollution*, 266, 115271. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115271>

Massimi, L., Pietrodangelo, A., Frezzini, M. A., Ristorini, M., De Francesco, N., Sargolini, T., Amoroso, A., Di Giosa, A., Canepari, S., Perrino, C. (2021a). Effects of COVID-19 lockdown on PM₁₀ composition and sources in the Rome Area (Italy) by elements' chemical fractionation-based source apportionment. *Atmospheric Research*, 105970. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105970>.

Massimi, L., Wesseling, J., van Ratingen, S., Javed, I., Frezzini, M. A., Astolfi, M. L., Canepari, S., Vermeulen, R. (2021b). Identification and spatial mapping of tracers of PM₁₀ emission sources using a high spatial resolution distributed network in an urban setting. *Atmospheric Research*, 262, 105771. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105771>

Perrino, C., Canepari, S., Pappalardo, S., Marconi, E. (2010). Time-resolved measurements of soluble ions and elements in atmospheric particulate matter for the characterization of local and long-range transport events. *Chemosphere*, 80(11), 1291-1300. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-4019-9>.

Perrino, C., Catrambone, M., Dalla Torre, S., Rantica, E., Sargolini, T., Canepari, S. (2014). Seasonal variations in the chemical composition of particulate matter: a case study in the Po Valley. Part I: macro-components and mass closure. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(6), 3999-4009. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2067-1>.

10.5. Monitoraggio della qualità dell'aria sull'isola di Vulcano (ME)

Anna Abita¹, Riccardo Antero¹, Lucia Basiricò¹, Gino Beringheli¹, Antonina Lisa Gagliano¹, Rita Gulletta¹, Vitangelo Pampalone¹, Nicolò Tirone¹

¹ARPA Sicilia

Premessa

Da settembre 2021 il sistema idrotermale dell'isola di Vulcano legato al cratere La Fossa mostra delle anomalie nei segnali geochimici, che indicano che è in atto un unrest del sistema vulcanico.

I segnali geochimici di questa instabilità sono legati ad un forte aumento del degassamento passivo di CO₂ dal suolo ed alla variazione delle specie chimiche emesse dalle fumarole crateriche ad alta temperatura a vapore dominante. Si è assistito, infatti, ad un incremento sia della concentrazione che del flusso di CO₂ e SO₂ emessi in atmosfera dalle fumarole, al punto che a seconda delle condizioni del vento, queste raggiungono facilmente la zona abitata di Vulcano Porto.

Il perdurare delle situazioni di criticità, hanno indotto il Dipartimento di Protezione Civile a dichiarare lo stato di emergenza nazionale (OCDPC 854/2022), che è cessato il 30/6/2023, e ad individuare ARPA Sicilia quale soggetto attuatore per la realizzazione di una rete di monitoraggio outdoor e indoor. ARPA Sicilia da novembre 2021 ha avviato una campagna di monitoraggio della qualità dell'aria con il posizionamento sull'isola di Vulcano di laboratori mobili, in una prima fase in collaborazione con ISPRA. Da febbraio 2023 sono operative 6 stazioni multigas di monitoraggio nella zona di Vulcano Porto che rilevano SO₂, H₂S e CO₂ in tutti i siti.

I laboratori mobili sono dotati di tutti gli analizzatori per il monitoraggio degli inquinanti previsti nel D.Lgs. 155/2010, oltre che delle stazioni meteo per la misura di umidità relativa, temperatura, direzione e velocità del vento.

Le stazioni mobili multigas (ETL), che operano nell'ambito delle "misurazioni indicative", come definito dal D.Lgs. 155/2010, sono dotate di sensori per il monitoraggio in continuo di CO₂/SO₂/H₂S. Il sensore di CO₂ si basa su una tecnologia che utilizza l'assorbimento all'infrarosso, gli altri due su un sistema elettrochimico, le stazioni sono inoltre dotate ciascuna di una centralina meteo.

Siti di monitoraggio

I siti di monitoraggio sono stati individuati sui punti maggiormente esposti al pericolo di gas e a maggiore vulnerabilità (ad esempio le zone di maggiore concentrazione di presenza umana).

La Figura 1 riporta l'ubicazione delle stazioni, la Figura 2 è una foto della stazione multigas 3.

Analisi dei dati

Si riportano le tendenze dei dati monitorati nel primo semestre 2023 e una sintesi generale dei dati del 2022 del biossido di zolfo e dell'acido solfidrico, che tra i gas monitorati sono quelli che hanno registrato le concentrazioni più elevate e maggiormente condizionate dalle attività vulcaniche e geotermiche. Si riportano i dati di SO₂, H₂S sia come medie orarie che come medie giornaliere distinguendo nei grafici i dati 2022 da quelli del 2023.

Il monitoraggio dei gas è stato effettuato da due laboratori mobili nel corso del 2022, uno dei quali (2°lab) è stato in esercizio fino al 24 marzo 2022. Il laboratorio mobile 2 è stato sostituito nel febbraio del 2023 da una stazione multigas (ETL) denominata stazione2. Il laboratorio mobile 1 è posto in

prossimità della zona biglietterie, ristoranti, supermercati, il laboratorio mobile 2 in una zona più interna dell'isola.

In Figura 3 si sintetizzano le soglie di riferimento per SO₂ e H₂S.

Figura 1. Ubicazione delle stazioni di monitoraggio aria ambiente e Figura 2. Stazione multigas 3



Figura 3. Limiti e soglie di riferimento per SO₂(a) e H₂S(b)

SO₂ Riferimenti soglie

125 µg/m³ (47 ppb) = media 24 ore da non superare più di 3 volte per anno civile (D.Lgs155/2010)

350 µg/m³ (0,13 ppm) = media 1 ora da non superare più di 24 volte per anno civile (D.Lgs155/2010)

500 µg/m³ (0,19 ppm) = soglia di allarme rilevata per tre ore consecutive (art. 14 comma 1, DLgs 155/2010), a cui se superata dovrebbero seguire l'adozione di tutti i provvedimenti necessari per informare il pubblico in modo adeguato e tempestivo attraverso radio, televisione, stampa, internet o qualsiasi altro opportuno mezzo di comunicazione. (155/2010).

Effetti sanitari: Aumento della frequenza cardiaca. 100 µg/m³ (0.035 ppm) =LOAEL

<p>Nuove Linee Guida OMS (ed. 2021) 500 µg/m³ (0,19 ppm) 10 minuti 40 µg/m³ (15 ppb) 24 ore</p>	<p>Vecchie Linee Guida OMS (ed. 2005) 500 µg/m³ (0,19 ppm) 10 minuti 20 µg/m³ (7,5 ppb) 24 ore</p>
--	---



Anno 2022

La concentrazione media del biossido di zolfo nel 2022 è stata pari a 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ rispettivamente nel primo e secondo laboratorio mobile. In entrambi i siti di monitoraggio sono stati registrati numerosi picchi orari, superiori sia alla concentrazione limite oraria (350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), sia alla soglia di allarme (500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), sia alla concentrazione limite giornaliera (125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), che nella maggior parte dei casi ha riguardato contemporaneamente entrambi i siti di misura (Figure 4-5) con valori più alti registrati nel 1° lab. Le condizioni meteo che hanno favorito l'incremento di concentrazione di biossido di zolfo sono state caratterizzate da venti provenienti dai settori sud orientali che hanno trasportato verso i due siti di campionamento le masse d'aria provenienti dal cratere del vulcano.

Figura 4. Andamento della concentrazione media oraria nel 2022 SO₂

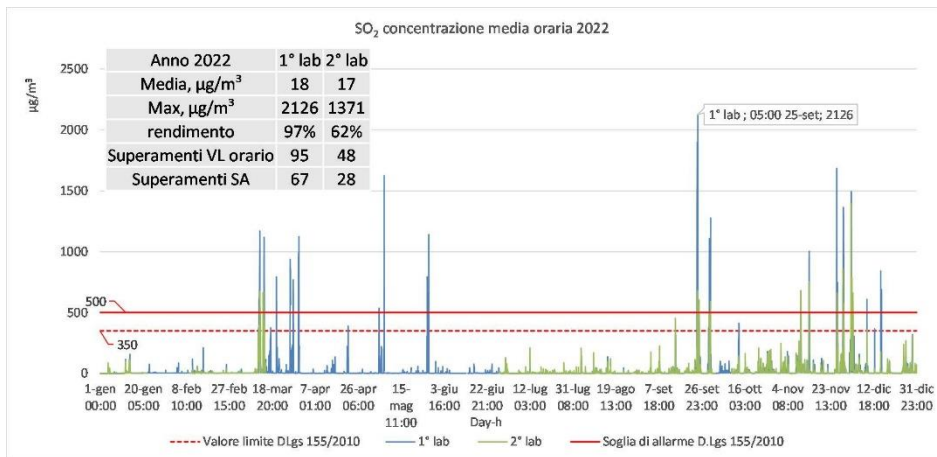
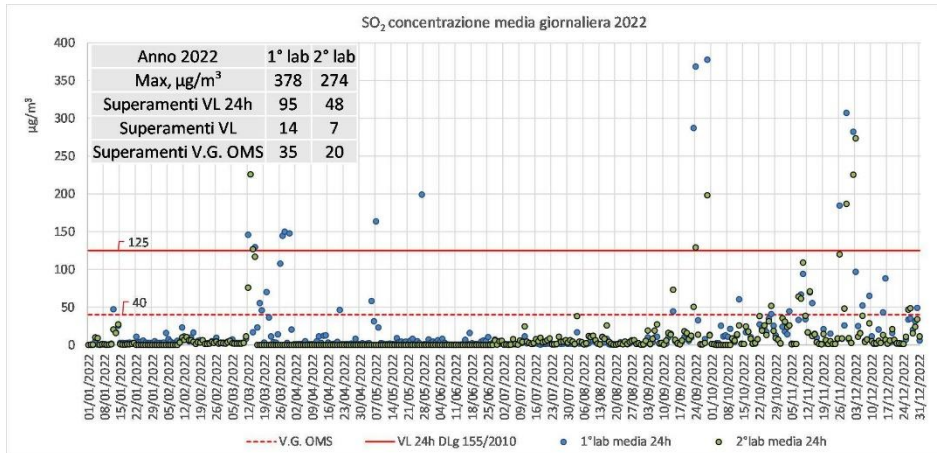


Figura 5. Andamento della concentrazione media giornaliera nel 2022 SO₂



La concentrazione media dell'acido solfidrico nel 2022 è stata pari a 8 µg/m³ e 5 µg/m³ nel laboratorio mobile 1 e 2 rispettivamente con una variabilità di valori più alta nel laboratorio mobile 1 oltre che con concentrazioni più alte in questo sito di monitoraggio, superando in alcune occasioni il range tollerabile per breve periodo, compreso tra 20 µg/m³ e 100 µg/m³(Figura 6). Le condizioni meteo che hanno favorito l'incremento di concentrazione di acido solfidrico sono state caratterizzate da venti provenienti dai settori nord orientali che hanno trasportato verso i due siti di campionamento le masse d'aria provenienti dalla "Vasca degli Ippopotami" nella Baia di Levante. La concentrazione media giornaliera non ha mai superato il valore guida dell'OMS sulla concentrazione media giornaliera pari a 150 µg/m³ (Figura 7).

Figura 6. Andamento della concentrazione media oraria nel 2022 H₂S

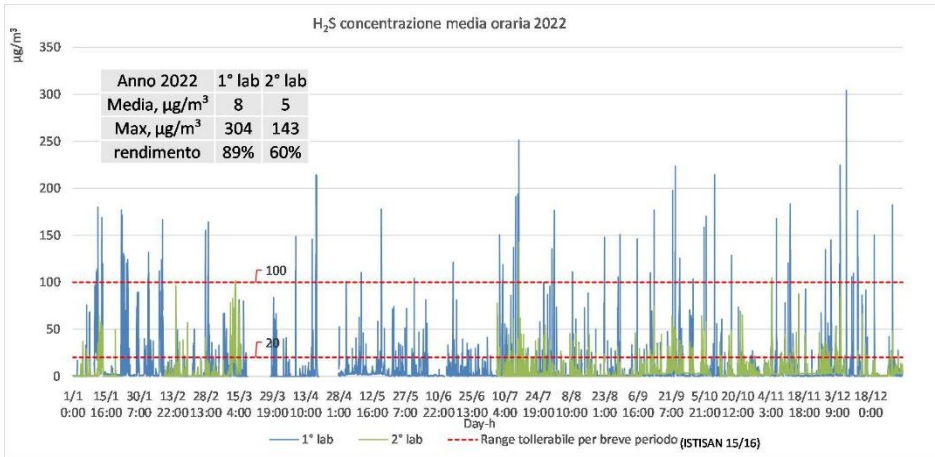
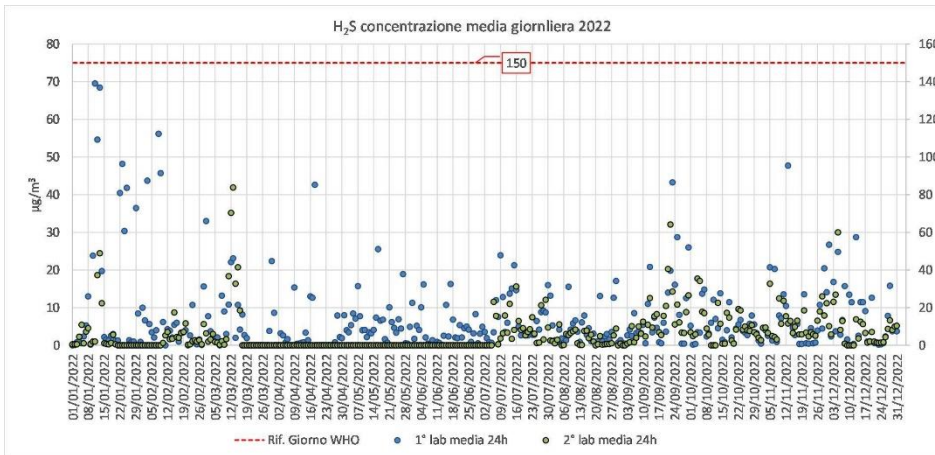


Figura 7. Andamento della concentrazione media giornaliera nel 2022 H₂S



I semestre 2023

Nel 2023 gli inquinanti SO₂ e H₂S sono stati misurati oltre che dal laboratorio mobile 1 dalla stazione 2 che ha sostituito il laboratorio mobile 2 a partire dal mese di febbraio e dalle stazioni denominate 3, 4, 5 e 6. Si riporta a seguire un'analisi dei dati del primo semestre 2023 con una breve elaborazione statistica tramite box plot per evidenziare le peculiarità dei diversi siti di monitoraggio.

Figura 8. Andamento della concentrazione media oraria durante 1° semestre 2023 SO₂

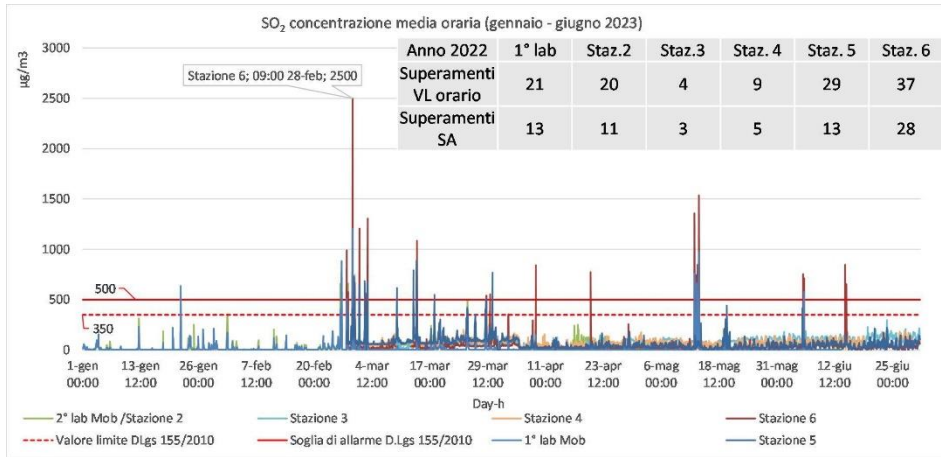
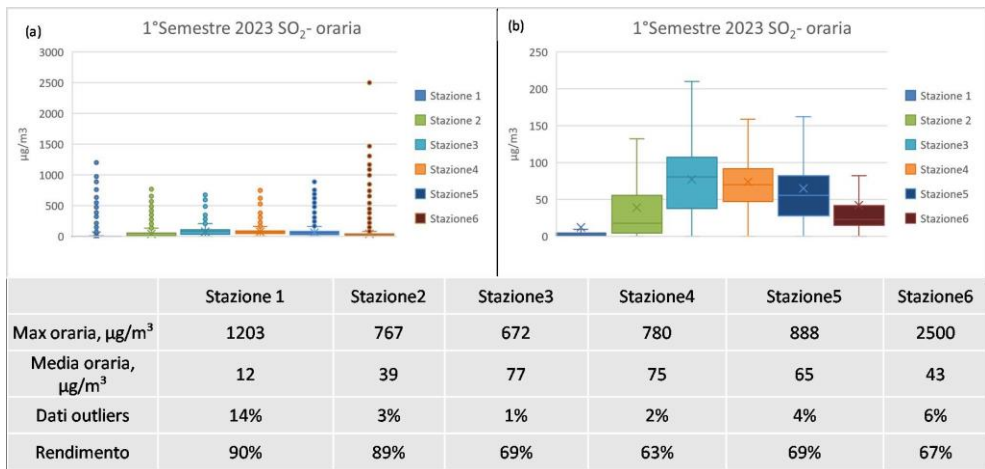


Figura 9. Box plot: (a) con outliers, (b) senza outliers della concentrazione media oraria durante 1° semestre 2023 SO₂



Nelle stazioni multigas 3, 4, e 5 sono state registrate le concentrazioni medie più elevate senza tuttavia che esse siano state caratterizzate da distribuzioni di dati con una elevata percentuale di outliers ad indicare che le concentrazioni hanno registrato fluttuazioni contenute con valori di fondo sempre alti in particolare nella stazione 3. In tutti i siti di monitoraggio sono stati registrati numerosi picchi orari,

superiori sia alla concentrazione limite oraria ($350 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sia alla soglia di allarme ($500 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sia alla concentrazione limite giornaliera ($125 \mu\text{g}/\text{m}^3$) che nella maggior parte dei casi ha riguardato contemporaneamente tutti i siti di misura (Figura 8-11). Le condizioni meteo che hanno favorito l'incremento di concentrazione di biossido di zolfo, sia nel 2022 che nel primo semestre 2023, sono state caratterizzate da venti provenienti dai settori sud orientali che hanno trasportato verso i due siti di campionamento le masse d'aria provenienti dal cratere del vulcano (Figura 10).

Figura 10. Rosa dei venti del 28/02/2023 nel laboratorio mobile 1

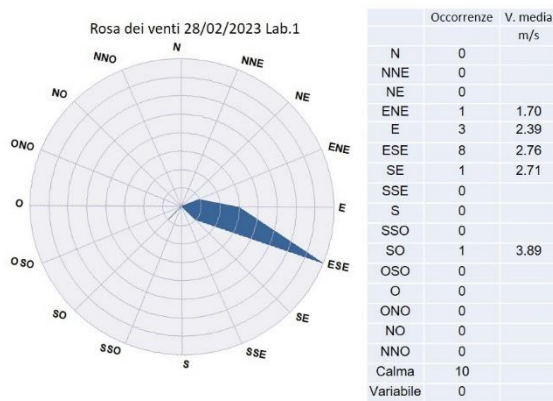
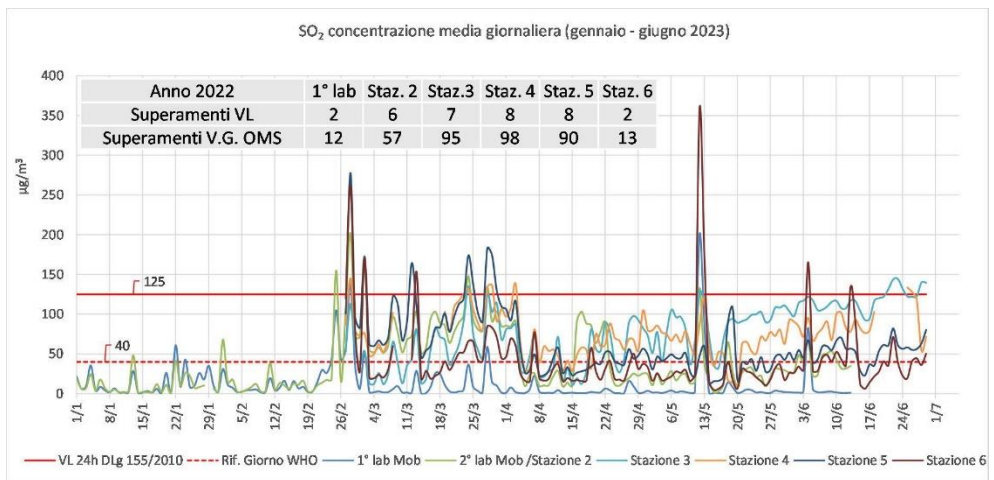
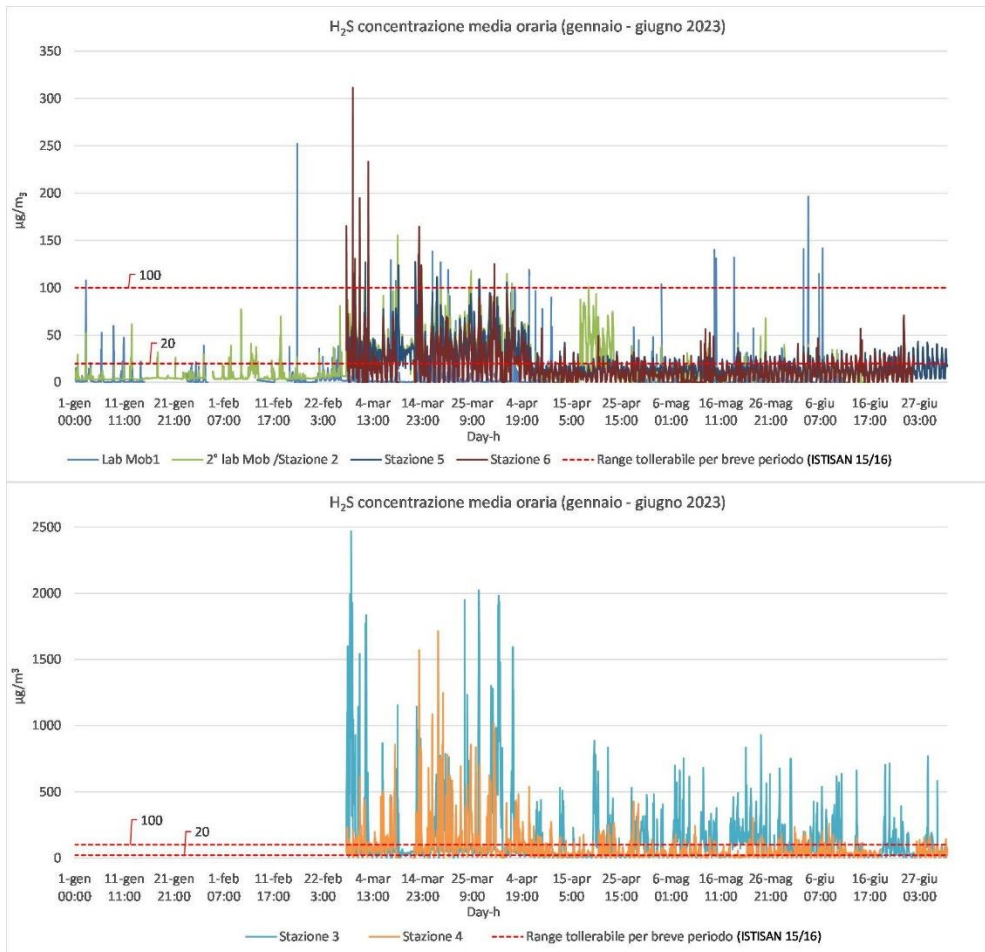


Figura 11. Andamento della concentrazione media giornaliera durante 1° semestre 2023 SO₂



La concentrazione media dell'acido solfidrico nel primo semestre del 2023 è stata pari a $5\mu\text{g}/\text{m}^3$, $17\mu\text{g}/\text{m}^3$, $22\mu\text{g}/\text{m}^3$ e $14\mu\text{g}/\text{m}^3$ rispettivamente nel primo laboratorio mobile, nelle stazioni multigas 2, 5 e 6 (Figure 12-13).

Figura 12. Andamento della concentrazione media oraria durante 1° semestre 2023 H₂S



Nelle stazioni multigas 3, e 4 sono state registrate le concentrazioni medie più elevate superando in modo quasi continuativo il range tollerabile per breve periodo, compreso tra $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ e $100\mu\text{g}/\text{m}^3$. La distribuzione dei dati evidenzia una elevata dispersione verso i valori più elevati soprattutto per la stazione 3, che ha registrato anche la concentrazione media e la concentrazione massima più alta. La

concentrazione media giornaliera ha superato nella stazione 4 e soprattutto nella stazione 3 ripetutamente il valore guida dell'OMS sulla concentrazione media giornaliera pari a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le condizioni meteo che hanno favorito l'incremento di concentrazione di acido solfidrico, sia nel 2022 che nel primo semestre 2023, sono state caratterizzate da venti provenienti dai settori settentrionali che hanno trasportato verso i siti di campionamento le masse d'aria provenienti dalla "Vasca degli Ippopotami" nella Baia di Levante. (Figura 15).

Figura 13. Box plot: (a) con outliers, (b) senza outliers della concentrazione media oraria durante 1° semestre 2023 H₂S

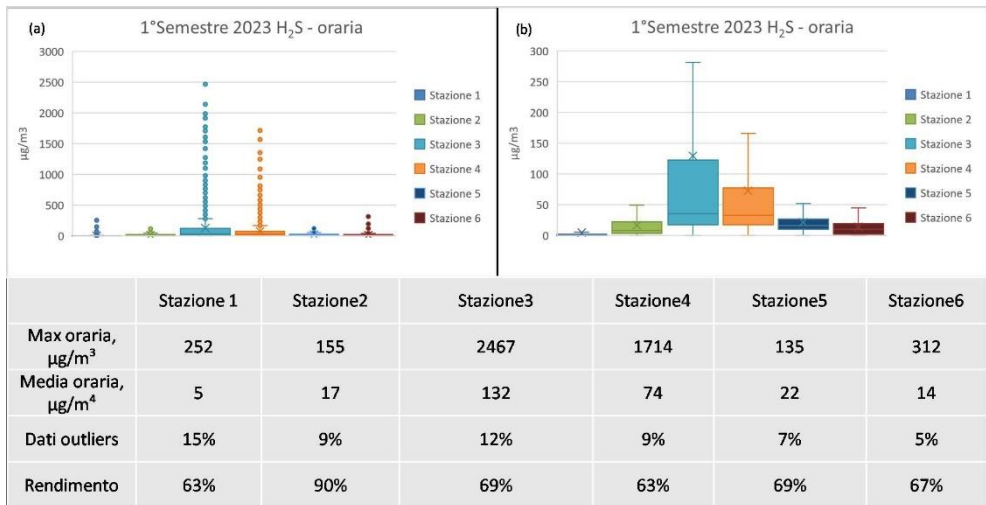


Figura 14. Andamento della concentrazione media giornaliera durante 1° semestre 2023 H₂S

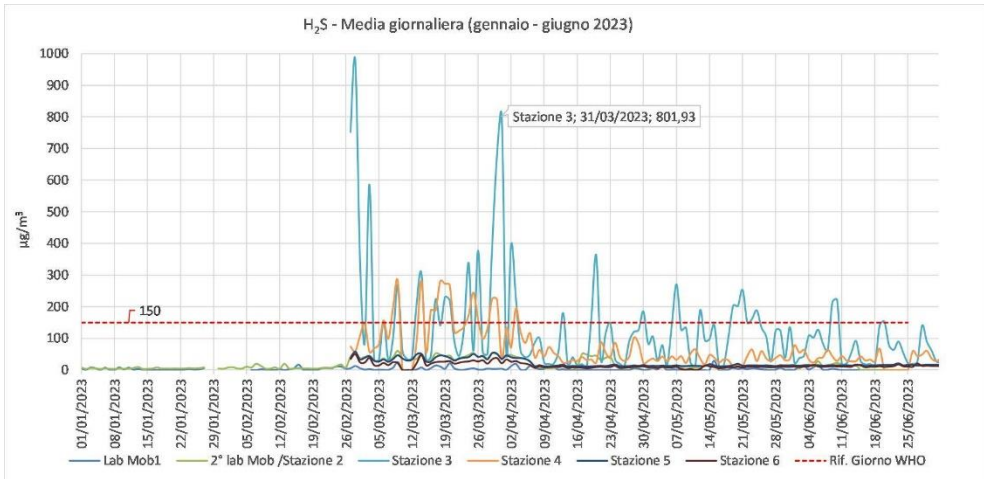
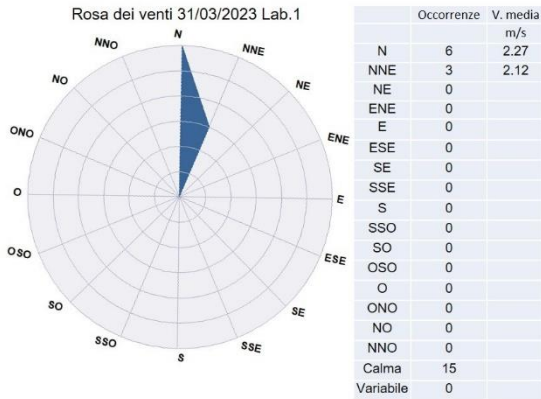


Figura 15. Rosa dei venti del 31/03/2023 nel laboratorio mobile 1



10.6. Monitoraggio dell'acido solfidrico nell'area geotermica toscana

Alessandro Bagnoli¹, Ivano Gartner¹, Francesca Andreis¹, Dennis Dalle Mura², Roberto Fruzzetti², Bianca Patrizia Andreini²

¹ARPA Settore Geotermia

²ARPA Centro Regionale Tutela Qualità dell'aria

La Toscana nelle zone delle Colline Metallifere e del Monte Amiata presenta particolari anomalie geotermiche, con caratteristiche tali da renderne particolarmente conveniente lo sfruttamento energetico. Ad oggi sono attive 33 centrali geotermoelettriche, con 37 gruppi produttivi totali.

La produzione di energia geotermoelettrica annuale è di circa 5000 MWh: secondo i dati forniti dal Gestore, corrisponde al 35,6% del totale della produzione elettrica complessiva regionale; al 27,9% del totale dei consumi elettrici; al 79,6 % del totale della produzione elettrica da rinnovabili. La specificità della fonte di energia geotermica, soprattutto se confrontata con le altre fonti rinnovabili, è il fatto di come sia continua, regolare ed efficiente.

Valutandone gli impatti sull'ambiente e sulla qualità dell'aria in particolare, opportuno rilevare, in via preliminare come sul territorio toscano siano presenti sia emissioni puntuali di origine antropica, originate dai gruppi di produzione, sia emissioni, generalmente diffuse, costituite dalle manifestazioni geotermiche naturali (soffioni, fumarole, putizze, sorgenti di acque caldissime, laghetti, etc.). Le emissioni di origine geotermica sono caratterizzate da alte percentuali di vapor acqueo e percentuali nettamente inferiori di altre sostanze, tra le quali mercurio, ammoniaca, acido borico e idrogeno solforato (H₂S), riconoscibile dall'olfatto umano già a concentrazioni inferiori a 6 µg/m³, e anche per questo adottato generalmente come tracciante di attività geotermica. Nelle Centrali geotermoelettriche, per mitigarne gli impatti, sono state introdotte sia la pratica della reiniezione del fluido geotermico che permette di effettuare la "coltivazione" del serbatoio, sia l'installazione di un sistema di abbattimento del mercurio e dell'idrogeno solforato (H₂S), denominato AMIS, finalizzato, come dice anche il nome, alla riduzione dell'H₂S e dell'Hg gassoso nella frazione dei gas incondensabili emessi dalla Centrale. L'efficienza di abbattimento dell'AMIS, installato in tutte le Centrali della Toscana, è molto alta (circa del 97-99% per H₂S e il 90-99% per il Hg). Inoltre nelle centrali geotermiche della zona di Bagnore (Area Amiata), risulta installato e attivo anche l'impianto per l'abbattimento dell'ammoniaca (NH₃).

Nel corso degli anni, la Regione Toscana ha prescritto al gestore l'installazione di 18 centraline fisse destinate al monitoraggio dell'H₂S, localizzate sul territorio in cui sono presenti le centrali. Tali dati per ogni stazione sono verificati da ARPA e sono integrati dalle indagini condotte autonomamente da ARPA utilizzando una stazione fissa per il controllo della qualità dell'aria di Montecerboli per H₂S e mediante due autolaboratori, che effettuano il rilevamento di Idrogeno solforato e di Mercurio gassoso in parallelo per un periodo variabile, compreso tra 90 e 120 gg. I due autolaboratori sono impiegati anche per monitorare le aree non servite da stazioni fisse.

Per valutare i dati di H₂S la Regione Toscana con DGR n. 344/2010 ha previsto che la concentrazione oraria di idrogeno solforato rilevata in aria sia mediata sui seguenti tre periodi di osservazione:

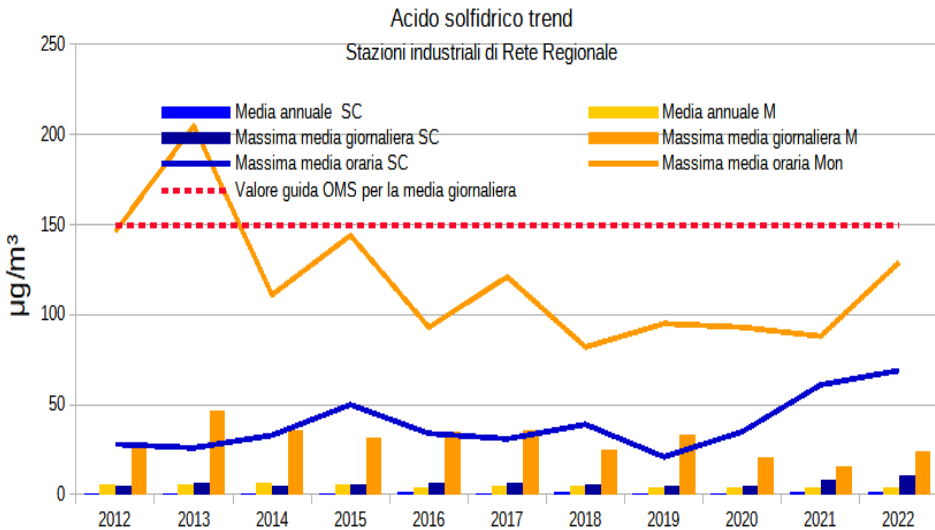
1. 24 ore (Valore di riferimento per "singola esposizione ad alta concentrazione": 150 µg/m³)
2. 2 giorni – 14 giorni (Valore di riferimento per esposizione a "breve termine": 100 µg/m³)
3. 15 giorni – 90 giorni (Valore di riferimento per esposizione a "medio termine": 20 µg/m³)

Monitoraggio di H₂S con autolaboratori e stazione fissa

Stazione fissa QA ARPA di Pomarance (PI), Loc. Montecerboli

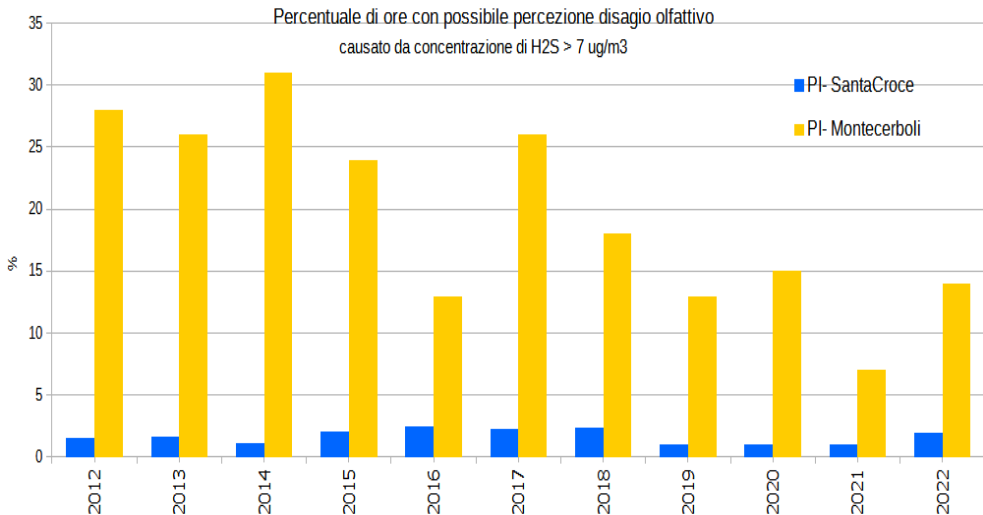
I dati relativi alle medie annuali, massime medie giornaliere e orarie di H₂S dal 2012 al 2022 della stazione fissa in area geotermica sono messi a confronto con quelli della stazione nel polo industriale conciario. Si osserva il rispetto del valore indicato per la tutela sanitaria e, sebbene si osservi una generale tendenza alla diminuzione, i valori in area geotermica si mantengono ampiamente superiori (Figura 1).

Figura 1 Trend media annuale, massima media giornaliera, massima media oraria di acido solfidrico 2012-2022 stazioni fisse, M- PI-Montecerboli, SC PI-Santa Croce



Rispetto al disturbo olfattivo, prendendo a riferimento 7 µg/m³, si osserva il permanere di una percentuale di ore con valori superiori alla soglia del 14% nel 2022 in area geotermica.

Figura 2 Trend della percentuale di ore di acido solfidrico con concentrazione > 7 µg/m³ 2012-2022 stazioni fisse, M-Montecerboli, SC PI-Santa Croce

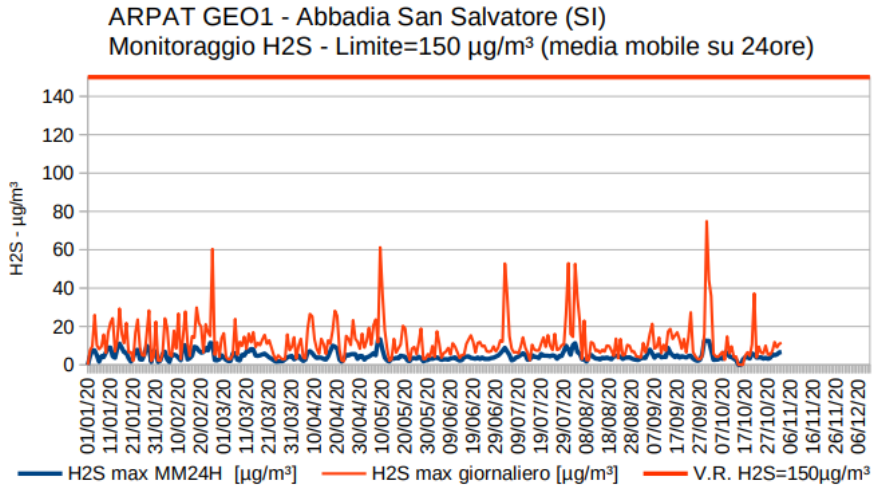


Il monitoraggio di H₂S con autolaboratorio per un anno in una località non coperta dalla rete del gestore degli impianti geotermici (Abbadia San Salvatore) evidenzia che i valori sanitari indicati dalla Regione toscana per H₂S sono rispettati, seppur il valore di riferimento per il disagio olfattivo sia spesso non soddisfatto (Figura 3).

L'attività di affiancamento degli autolaboratori e della stazioni fissa per il monitoraggio di H₂S evidenzia che non sono registrati superamenti dei valori di riferimento per la tutela sanitaria indicati dall'OMS, sia per le medie mobili calcolate su 24 ore (150 µg/m³), sia per intervalli temporali da 2 a 14 giorni (100 µg/m³) e sia per intervalli temporali di 15-90 giorni (20 µg/m³) (OMS, 2000, CICAD, 2003).

L'analisi dei dati delle stazioni del gestore e di quelli prodotti da ARPA ha permesso, inoltre, di verificare come, grazie all'ammodernamento degli impianti, all'introduzione di tecnologie sempre più avanzate per il trattamento delle emissioni dalle centrali geotermoelettriche e il miglioramento delle tecniche gestionali, negli ultimi anni nell'area dell'Amiata grossetana sia stata triplicata la produzione di energia elettrica prodotta dalle CGTE senza modificare in modo sostanziale l'impatto sull'ambiente; nell'area dell'Amiata senese, nel 2020, è stata registrata una riduzione degli impatti ambientali sulla matrice aria.

Figura 3. Abbadia San Salvatore – monitoraggio di acido solfidrico anno 2020



Bibliografia

Concise International Chemical Assessment Document 53. HYDROGEN SULFIDE: HUMAN HEALTH ASPECTS (2003).

Delibera di Giunta Regionale Toscana n. 344, 22 marzo 2010 “Criteri direttivi per il contenimento delle emissioni in atmosfera delle centrali geotermoelettriche”

OMS, 2000. Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition (2000).

10.7. Il progetto MAIA (Multi-Angle Imager for Aerosols) della Nasa per effettuare misurazioni da satellite delle proprietà degli aerosol atmosferici.

Vanes Poluzzi¹, Dimitri Bacco¹, Silvia Barberini²

¹ARPAE Emilia-Romagna

²ARPA Lazio

Il **progetto Maia (Multi-Angle Imager for Aerosols)**, sponsorizzato dalla Nasa e guidato dal Jet Propulsion Laboratory (JPL) della CalTech, è attualmente in fase di sviluppo e combinerà le misurazioni satellitari delle proprietà degli aerosol atmosferici e quelle in superficie delle concentrazioni di particolato (PM). All'interno del progetto Maia si è formata una partnership tra la NASA e l'Agenzia Spaziale Italiana (ASI) che porterà in orbita le strumentazioni necessarie allo studio tramite il suo spacecraft PLATiNO-2.

Inoltre, esperti delle agenzie ambientali di Lazio ed Emilia-Romagna (ARPA Lazio e ARPAE Emilia-Romagna) sono Science Team Collaborators del progetto.

Maia prevede misure satellitari con una fotocamera digitale specializzata che acquisirà misurazioni multiangolari, multispettrali e polarimetriche della luce solare diffusa dalla superficie e dall'atmosfera terrestre. L'elaborazione al computer delle immagini satellitari genererà informazioni sulle caratteristiche fisiche dello strato di inquinamento atmosferico, come la quantità di particelle e la loro distribuzione dimensionale.

La fotocamera orientabile di Maia consentirà la raccolta di immagini multiangolari su un ampio campo di osservazione. Integrando le osservazioni satellitari con le misurazioni effettuate a terra dai sistemi di monitoraggio dell'aerosol, sarà possibile generare mappe del PM e dei suoi principali componenti chimici, tra cui solfato, nitrato, carbonio organico e carbonio elementare, con una risoluzione di 1 km all'interno delle aree target individuate per lo studio.

Sono previsti studi per approfondire le connessioni esistenti tra gli inquinanti nell'aerosol e i rischi per la salute, come malattie cardiovascolari e respiratorie, o esiti del parto, per numerose aree target primarie che comprendono le principali città di Stati Uniti, Europa, Medio Oriente, Africa e Asia. Una di queste AREE TARGET PRIMARIE si trova in Italia e copre un'area che si estende da Roma alla pianura padana.

Oltre alle aree target primarie, che comprendono grandi aree metropolitane, e, come detto, nelle quali gli epidemiologi MAIA potranno studiare gli impatti di vari tipi di particolato (PM) sulla salute umana, il satellite studierà altri due tipi di target: aree target secondarie che contengono ulteriori aree di interesse scientifico e Aree target di calibrazione/validazione che verranno osservate regolarmente per verificare l'accuratezza delle misurazioni dello strumento MAIA e dei dati prodotti.

Oltre all'area target primaria che va dal Lazio all'Emilia-Romagna, altre due aree target secondarie sono presenti in Italia: una nella parte nord-occidentale della pianura padana e una nell'area pugliese. Ne risulta che numerose città italiane, come Torino, Milano, Bologna, Roma, Bari e Taranto, verranno interessate da questo studio.

Le agenzie ambientali forniranno dati di composizione chimica del particolato al suolo che sono informazioni necessarie per trasformare i dati satellitari in informazioni sulla concentrazione del PM e dei suoi componenti chimici vicino alla superficie. In particolare ARPAE Emilia-Romagna fornirà dati di tre fondi urbani (via Gobetti a Bologna, Cittadella a Parma e Marecchia a Rimini) e di un fondo rurale (San Pietro Capofiume - BO). ARPA Lazio fornirà, invece, i dati di un fondo urbano (Villa Ada), uno

rurale (Castel di Guido) e una stazione da traffico urbana (Corso Francia), tutte nell'area di Roma. Il lancio del satellite, a oggi, è previsto per il 2025.

Figura 1. Maia target areas



Primary Target Areas

- USA-LosAngeles
- USA-Atlanta
- USA-Boston
- ESP-Barcelona
- ITA-Rome
- ZAF-Johannesburg
- ISR-TelAviv
- ETH-AddisAbaba
- IND-Delhi
- CHN-Beijing
- TWN-Taipei

Secondary Target Areas

- USA-Hilo
- PAC-OceanStCu
- USA-SanFrancisco
- USA-Phoenix
- USA-Denver
- MEX-MexicoCity
- CAN-Toronto
- PER-Lima
- CHL-Santiago
- PRI-SanJuan
- BRA-SãoPaulo
- SEN-Dakar
- GHA-Accra
- ATL-OceanStCu
- NGA-Lagos
- ZAF-CapeTown
- ITA-Milan
- ITA-Taranto
- SRB-Belgrade
- KEN-Nairobi
- ETH-Harar
- KWT-KuwaitCity
- PAK-Karachi
- IND-Chennai
- BGD-Dhaka
- THA-Bangkok
- VNM-Hanoi
- MNG-Ulaanbaatar
- RUS-Yakutsk
- KOR-Seoul
- AUS-Sydney

Calibration/Validation Target Areas

- USA-RailroadValley
- MRT-Mauritania1
- NAM-Gobabeb
- LBY-Libya4

10.8. Dati di Osservazione della Terra e tecniche di AI per la misura della concentrazione di PM e esposizione a scala intra-urbana: il progetto APEMAIA (Assessment of PM Exposure at intra-urban scale in preparation of MAIA mission)

Maria Patrizia Adamo¹, Mariella Aquilino¹, Nicola Pirrone¹, Alfonso Monaco², Roberto Bellotti², Angela Morabito³, Francesca Intini³, Ilenia Schipa³, Annalisa Tanzarella³, Vincenzo Campanaro³, team di APEMAIA

¹CNR - IIA

²DIF - UNIBA

³ARPA Puglia

L'inquinamento atmosferico da particolato comporta rischi significativi per la salute (e.g., malattie di tipo cardiovascolare e respiratorio) come dimostrato da numerose ricerche in campo medico. Questa relazione è oggi in fase di attenta valutazione e richiederà ulteriori ricerche, specialmente nelle aree urbane dove oggi vive il 55% della popolazione mondiale, percentuale che, stando alle previsioni delle Nazioni Unite, arriverà al 70% entro il 2050. Per poter valutare gli effetti del particolato atmosferico sulla popolazione, in accordo al framework internazionale dei Sustainable Development Goal dell'Agenda 2030 delle Nazioni Unite (Target 11.6 sulla riduzione dell'impatto ambientale delle città) e alle linee guida dell'OMS, le concentrazioni di PM devono, in ambito urbano, essere ponderate rispetto ai dati della popolazione. Questo perché potrebbero esservi zone ad elevata concentrazione di PM non densamente abitate o, viceversa, aree a più bassa concentrazione dove risiedono prevalentemente categorie di persone considerate a rischio. In questa ottica sarebbe fondamentale poter ottenere informazioni su concentrazioni di PM, nonché valutare l'esposizione al rischio per diverse categorie di popolazione, a scala intra-urbana, in modo da identificare quelle aree che, per caratteristiche legate all'uso del suolo, alla morfologia urbana, alle condizioni socioeconomiche ed a quelle meteorologiche, presentano un livello di rischio per la salute più elevato di altre. Questo con lo scopo di contribuire a migliorare la resilienza urbana attraverso processi decisionali informati, in relazione agli agenti atmosferici, alla loro rilevanza per la salute e alla pianificazione urbana.

La stima delle concentrazioni di PM da dati satellitari è divenuto un obiettivo prioritario per le future missioni di Osservazione della Terra (OT) previste dalle principali Agenzie Spaziali. Tra queste si colloca il programma congiunto di NASA/JPL e ASI che intende portare in orbita (entro il 2024) il sensore MAIA (Multi-Angle Imager for Aerosols). Tale sensore si pone come strumento pioniere per la stima dell'Aerosol Optical Depth (AOD) alla scala di 1 Km, da cui conseguentemente verranno estratte misure di concentrazioni di PM attraverso l'elaborazione dei dati acquisiti.

Nell'ambito di questa collaborazione e sulla base delle necessità sopra citate, ASI ha deciso di finanziare il progetto APEMAIA (Assessment of PM Exposure at intra-urban scale in preparation of MAIA mission). Il progetto, che vede la partecipazione dell'Istituto sull'Inquinamento Atmosferico del Consiglio Nazionale delle Ricerche, del Dipartimento di Fisica dell'Università di Bari e di ARPA Puglia, si prefigge di esplorare le potenzialità di MAIA attraverso lo sviluppo di un sistema multi-modulare per l'estrazione della concentrazione di PM a scala intra-urbana mediante tecniche di Intelligenza Artificiale (AI). Gli algoritmi implementati verranno alimentati dalle mappe di AOD ottenute attraverso la fusione di dati satellitari multi-sorgente, ad alta (e.g., PRISMA, Sentinel-2, Sentinel-3) e media (MISR, MODIS, VIIRS e dati simulati della futura missione MAIA) risoluzione spaziale, nonché da ulteriori strati informativi relativi a variabili meteorologiche e a quelle legate alla copertura e alla morfologia del suolo. Inoltre, il sistema includerà anche il metodo dasimetrico, una procedura utilizzata per disaggregare i dati di popolazione forniti per aree censuarie estese riallocandoli su celle di una griglia finale di

riferimento a maggiore risoluzione spaziale. Ciò con l'obiettivo di fornire dati demografici spazializzati, sia come input per l'addestramento dei modelli di AI, che per quantificare l'esposizione della popolazione al PM a scala intra-urbana. Verranno inoltre utilizzate le serie temporali di concentrazione di PM misurate dalle reti di monitoraggio di ARPA Puglia per l'addestramento e la validazione dei modelli AI. Le aree di studio selezionate includono: l'area metropolitana di Roma (all'interno della Primary Target Area italiana selezionata per MAIA) e le aree urbane di Taranto e Bari (all'interno di una delle due Secondary Target Areas selezionate per MAIA).

10.9. Monitoraggio della qualità dell'aria ambiente a Procida - Capitale della cultura 2022. 10 febbraio 2022 – 15 maggio 2023

Giuseppe Onorati¹, Anna Ballirano¹, Adriano Amendola¹, Piero Cau¹, Domenico Farina¹, Paolo D'Auria¹, Cristina Calenda¹, Rocco De Pascale¹

ARPA Campania

Premessa

Ad integrazione del monitoraggio istituzionale previsto dal D. Lgs. n. 155/2010 e ss.mm.ii. e dalla D.G.R.C. n. 683/2014, a seguito di richiesta del Comune di Procida e sopralluoghi congiunti, anche in considerazione degli importanti flussi turistici e commerciali legati all'iniziativa Procida Capitale della Cultura 2022 promossa dal Ministero dei Beni Culturali e dalla Regione Campania, il 10 febbraio 2022 è stata attivata una campagna di monitoraggio con un laboratorio mobile di ARPA, che si è protratta a tutto il maggio 2023. Alla luce di disponibilità di dati relativi a oltre dodici mesi consecutivi, si è ritenuto opportuno, elaborare un report descrittivo dei risultati delle misurazioni effettuate, con riferimento ai limiti normativi nazionali vigenti ed alle indicazioni dell'OMS e della Commissione Europea.

Descrizione del sito di monitoraggio

La campagna di monitoraggio è stata eseguita nel centro abitato di Procida, contraddistinto da una maggiore densità abitativa e una forte edificazione del tessuto urbano. L'area, con la presenza di un plesso scolastico, esercizi commerciali ed uffici, è percorsa da una strada urbana, Via Vittorio Emanuele, soggetta ad una discreta circolazione veicolare durante tutto l'arco della giornata, soprattutto in orario lavorativo. Per le caratteristiche proprie del territorio oggetto del monitoraggio, il sito di misura può essere assimilato ad una stazione fissa urbana, definita dalla normativa vigente, come sito fisso inserito in aree largamente edificate (cfr. Allegato III comma 1 del D.Lgs. n. 155/2010 e ss.mm.ii.) anche se la presenza di aree coltivate nelle aree interne, rispetto alla rete stradale completamente edificata, rende la distinzione rispetto ad una stazione suburbana non così netta. Va comunque segnalato che la larghezza limitata della strada, inferiore a 10 m induce a ritenere che in alcuni tratti possa essere presente l'effetto canyon di ristagno degli inquinanti, certamente presente in altre strade con larghezze minori ed edifici più elevati, che tuttavia non possono essere monitorate con laboratori mobili. Pertanto il sito rappresenta una delle strade a maggiori emissioni di inquinanti, visto che è a doppio senso di circolazione e non ha limitazioni permanenti del traffico veicolare, anche se rispetto ad altre strade storiche presenta problematiche di ristagno locale degli inquinanti meno rilevanti.

Dal punto di vista morfologico il sito di misura è ubicato sul pianoro che caratterizza la parte centrale dell'isola, ad una distanza dal mare di circa 300 m, con una elevata variabilità altimetrica degli edifici che rende la superficie del territorio "rugosa" con attriti significativi per il vento. Nella mappa di seguito riportata, è indicata l'ubicazione del sito di misura (coordinate geografiche: lat. (°N) 40°45'41" - lon. (°E) 14°01'29") quota 27 m s.l.m., del laboratorio mobile "MMA", posizionato, presso Largo Caduti in corrispondenza dell'ingresso della scuola primaria.

Figura 1. posizione geografica del laboratorio mobile nella porzione orientale dell'isola di Procida



Strumentazione e parametri misurati

Il monitoraggio della qualità dell'aria con il laboratorio mobile "MMA" ha riguardato la rilevazione delle concentrazioni medie orarie di biossido di azoto (NO_2), ozono (O_3), benzene (C_6H_6), biossido di zolfo (SO_2) e polveri sottili (PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$), per i quali la normativa vigente (D.lgs. 155/2010 e s.m.i.) prevede il monitoraggio, nonché acido solfidrico (H_2S), metano (CH_4) Toluene, mpXilene, THC, NMHC, NO e NO_x , con strumenti di misura certificati o equivalenti a quelli di riferimento. Fra gli strumenti è presente anche una dotazione di recente acquisizione per la misura di dettaglio oraria delle polveri sottili, da PM_1 a Polveri totali sospese.

Risultati del monitoraggio della qualità dell'aria eseguito con laboratorio mobile

Per quanto riguarda il biossido di azoto (NO_2), per il periodo in esame, i valori di concentrazione media oraria (Figura 2) risultano nettamente al di sotto del valore limite orario pari a $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un picco massimo di $89.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alle ore 18 del 26 giugno 2022 e di $88,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ del 25 febbraio alle ore 8.00, seguito dal picco di $87.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alle ore 21 del 26 febbraio. Tuttavia i valori orari, seppur entro i limiti, hanno fatto registrare in molte ore il superamento del limite annuale di $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, segno della presenza di ore con inquinamento significativo. Si osserva una ciclicità giornaliera che sarà descritta nel capitolo sul giorno tipo. Gli altri ossidi di azoto NO e NO_x hanno andamenti simili a quelli dell' NO_2 . Considerato che tale inquinante è legato direttamente al traffico veicolare è stato effettuato un approfondimento relativamente al periodo con numerose limitazioni della circolazione stradale, in particolare alla festa di inaugurazione di Procida Capitale della Cultura ed alla Settimana Santa. I risultati, riportati in Figura 3 mostrano una notevolissima differenza fra i giorni prefestivi senza limitazioni, in cui si osservano picchi giornalieri significativi e superiori a $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e i giorni con limitazioni, in cui le concentrazioni di NO_2 misurate sono state inferiori a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, quindi comparabili a quelle di stazioni di misura lontane da centri abitati. Questa differenza così marcata mostra che la causa prevalente dell'inquinamento da ossidi di azoto in prossimità del sito di misura nel periodo primaverile è il traffico veicolare. Di seguito le concentrazioni medie orarie di NO_2 dal 6 al 19 aprile sia nel 2022 che nel 2023. Si evidenziano il venerdì santo del 15 aprile 2022 e del 7 aprile 2023, i periodi con concentrazioni inferiori a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in corrispondenza della cerimonia inaugurale di Procida Capitale del 09 aprile 2022 e delle limitazioni nel periodo pasquale, cerchiato in blu l'effetto delle condizioni meteo di vento e pioggia dopo la Pasqua 2023.

Figura 2. Concentrazioni medie orarie di NO_2 , in rosso è rappresentata la soglia annua per NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

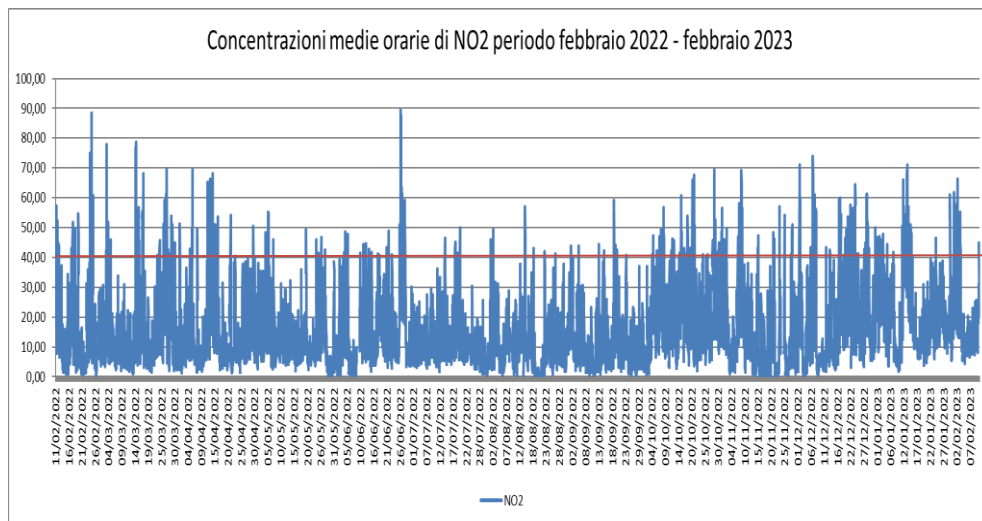
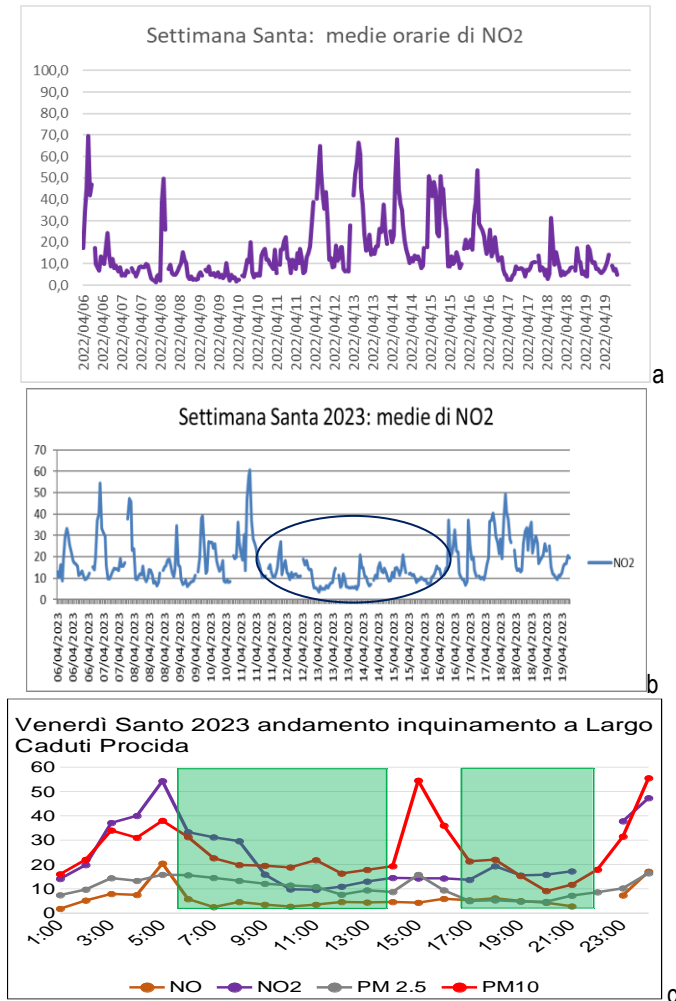
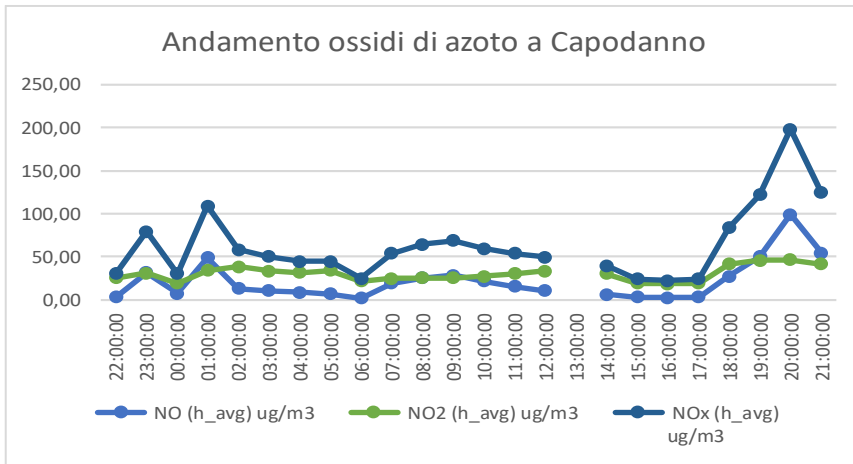


Figura 3. Concentrazioni medie orarie di NO₂ dal 6 al 19 aprile 2022 (a) dal 6 al 19 aprile 2023 (b), il venerdì santo 2023 (c).



Le concentrazioni di NO₂ sono nettamente inferiori rispetto alle stazioni fisse di tipo traffico e simili a quelle di tipo fondo urbano ubicate sul territorio regionale. Un ulteriore aspetto da segnalare è l'incremento a Capodanno, poco accentuato durante i fuochi d'artificio ma invece elevato di sera a seguito di condizioni di congestione di traffico (Figura 4).

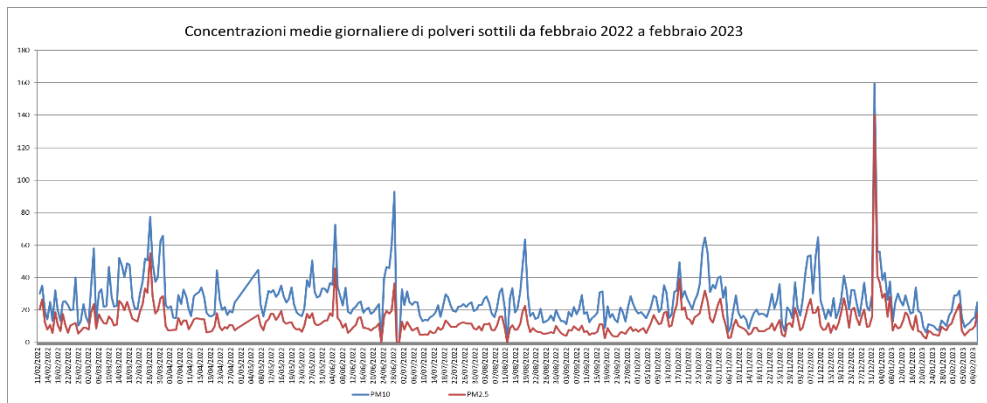
Figura 4. Concentrazioni di ossidi di azoto fra le 22:00 del 31 dicembre 2022 e le 21 del 1 gennaio 2023



Polveri sottili

Per quanto riguarda le polveri sottili, per il periodo considerato, non si rilevano superamenti dei valori limite annuali, indicati dal D.Lgs. n. 155/2010 e ss.mm.ii. (rispettivamente pari a 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per il PM_{10} ed a 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per il $\text{PM}_{2,5}$) con concentrazioni di PM_{10} medie di 29,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e $\text{PM}_{2,5}$ di 15,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mentre per il PM_{10} si rilevano 21 superamenti del valore medio giornaliero di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con il picco più elevato di 159,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ il 1 gennaio, superamento registrato in quasi tutta la rete regionale conseguentemente ai festeggiamenti per l'anno nuovo (Figura 5).

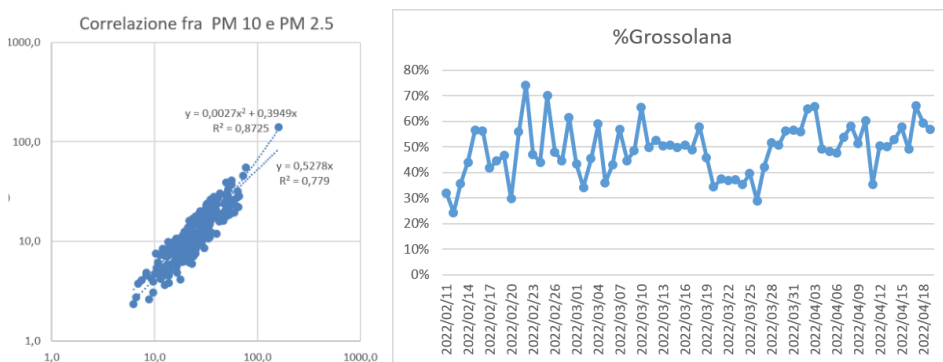
Figura 5: Concentrazioni medie giornaliere di PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Come si evince dal grafico dei dati di PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$ il loro andamento è sempre molto simile. Tale similarità è confermata dal coefficiente di correlazione fra i due inquinanti, pari a 0,81, che dimostra come in effetti entrambi gli inquinanti abbiano probabilmente la stessa origine e quindi presentino concentrazioni in un rapporto percentuale mediamente pari a 2. Unico caso anomalo è quello del picco

del 26 marzo, con $PM_{10}=77,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in cui la concentrazione di $PM_{2,5}$ pari a $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$, superiore rispetto a quanto ipotizzabile dalla retta di correlazione, il che lascia ipotizzare un inquinamento primario da combustione, con prevalenza di polveri più fini e dannose.

Figura 6. Correlazione fra concentrazioni medie giornaliere di PM_{10} e $PM_{2,5}$ e % di polveri con dimensioni comprese fra 2.5 e 10 μm .



Per capire le origini dell'inquinamento da polveri sottili è utile anche il diagramma in cui si riportano i valori di polveri con dimensioni comprese fra 2.5 e 10 μm , da cui si evince un picco nei giorni 4, 30 e 31 marzo, proprio in giorni con superamenti dei limiti del PM_{10} (Figura 7).

L'analisi meteo con i modelli di dispersione degli inquinanti conferma questo quadro di inquinamento da polveri sottili. Si rileva comunque, che tali valori anomali sono dovuti spesso alla concomitanza di afflusso di sabbie di origine sahariana nel golfo di Napoli, come valutati dal modello di dispersione degli inquinanti Chimere gestito dal Centro Meteoclima di ARPA. Infatti dalle immagini si rilevano concentrazioni orari di dust superiori a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figura 8), confermate dalle osservazioni da satellite.

Figura 7. aliquota di polveri con dimensioni comprese fra 2.5 e 10 μm ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

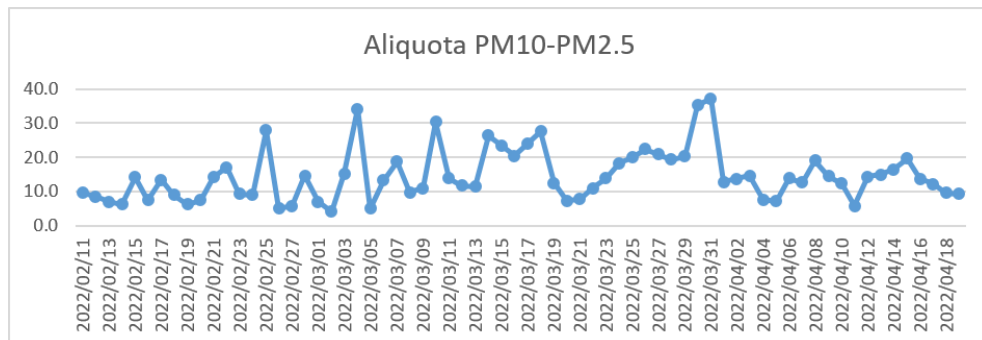
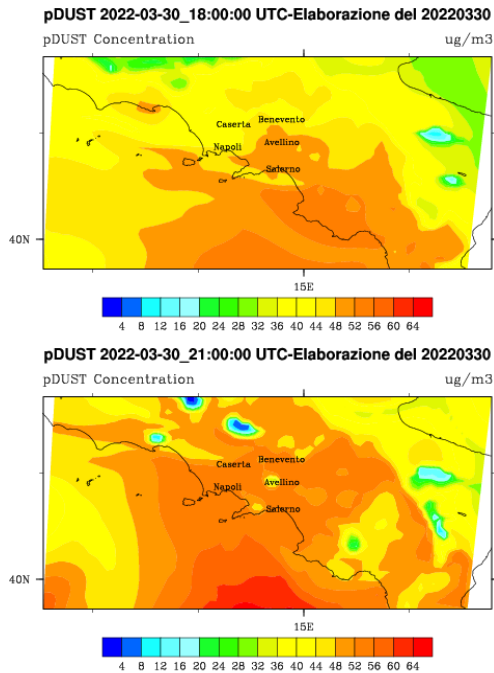


Figura 8. Concentrazioni di polveri sahariane PM₁₀ previste dal modello CHIMERE per il 30-31 marzo 2022.



Tramite la valutazione delle concentrazioni medie orarie di polveri sottili è possibile valutare sia le fasi di inquinamento con ristagno degli inquinanti sia gli afflussi di sabbie sahariane, si rileva, inoltre, che, in taluni orari, sono state raggiunte sporadicamente concentrazioni molto elevate con picchi superiori a 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La notevole variabilità delle concentrazioni di polveri è legata al cambiamento delle condizioni meteorologiche a scala giornaliera ed anche di più giorni, la prima legata al ciclo diurno di rimescolamento atmosferico, la seconda al passaggio di fronti perturbati. Si nota che generalmente a venti deboli sono associate concentrazioni elevate e viceversa, con venti intensi le concentrazioni diminuiscono. Tale andamento è comunque “perturbato”, ovvero influenzato dalle emissioni di inquinanti che anch’esse variano a scale diurne e settimanali. Dalla correlazione fra intensità del vento e concentrazioni orarie di polveri sottili (Figura 9) si osserva che tutti i valori superiori a 200 microgrammi metro cubo si verificano con calma di vento, mentre con intensità superiori a 4 m/s le concentrazioni di PM₁₀ sono quasi sempre inferiori a 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, oltre 6 m/s inferiori a 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Quindi il vento è un fondamentale fattore che facilita il rimescolamento atmosferico e le calme di vento sono i periodi più critici per l’inquinamento. Da segnalare infine che a Capodanno (Figura 10) la concomitanza fra il ristagno degli inquinanti con nebbie notturne e la presenza della combustione dovuta ai fuochi artificiali ha portato alle più elevate concentrazioni orarie dell’anno, con valori di 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dopo la mezzanotte e circa 350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ alle 8:00 di mattina con umidità del 100%, calma di vento e visibilità nulla.

Figura 9. Concentrazioni medie orarie di PM₁₀ (a destra, µg/m³) e intensità del vento (a sinistra, m/s), periodo di febbraio, marzo e aprile 2022.

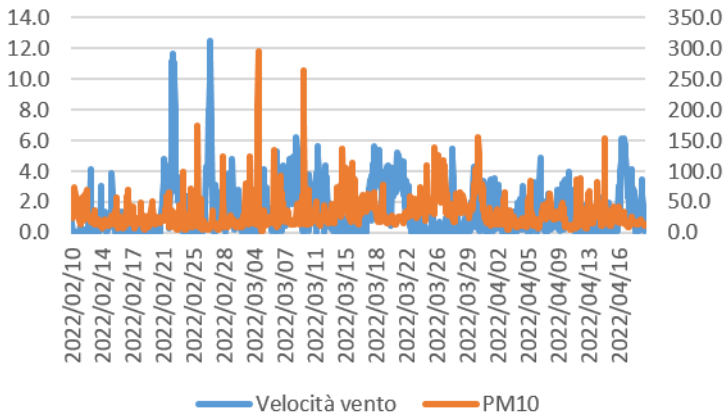
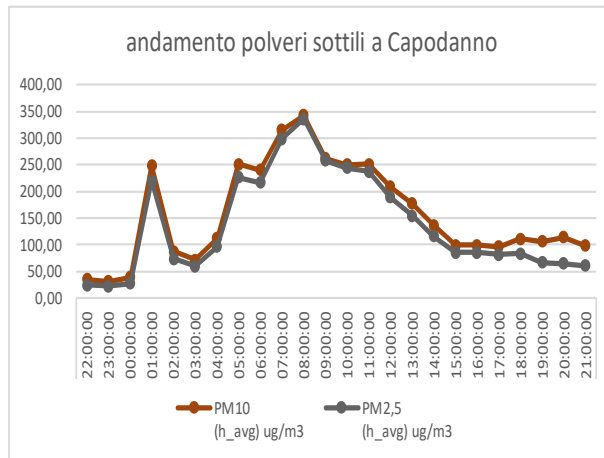


Figura 10. Concentrazioni orarie di PM₁₀ e PM_{2,5} dalle 22 del 31 dicembre 2022 alle ore 21 del 1 gennaio 2023

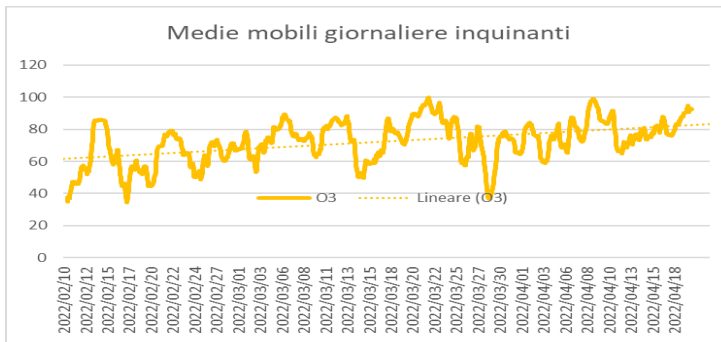


Ozono

Non si osservano per l'ozono, nel periodo in esame, superamenti né dei valori limite stabiliti per le concentrazioni medie orarie (soglia di informazione di 180 µg/m³ e soglia di allarme di 240 µg/m³) né del valore obiettivo previsto per la media mobile calcolata sulle 8 ore, pari a 120 µg/m³. Le concentrazioni di ozono presentano fluttuazioni giornaliere a seguito del ciclo diurno di formazione dello smog fotochimico e delle condizioni meteorologiche. I valori di concentrazione rilevati sono in linea con quanto osservato per le aree limitrofe e congruenti con il consueto andamento stagionale per questo inquinante secondario. Infatti, la reazione fotochimica endotermica di produzione dell'ozono è favorita quando vi è maggiore disponibilità energetica, in concomitanza con una maggiore radiazione

solare e con temperature più elevate. Per questo inquinante, dunque, le maggiori concentrazioni si verificano tipicamente durante la stagione estiva e nelle ore più calde. Dai valori graficati in Figura 11 si rileva il progressivo aumento delle concentrazioni legato all'aumento della temperatura dell'aria, più riconoscibile dalla media mobile che filtra i valori orari.

Figura 11. Medie mobili giornaliere Ozono ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Benzene

Relativamente al benzene, il valore medio di concentrazione (pari a $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nel periodo del monitoraggio risulta essere al di sotto del valore limite annuale pari a $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, definito dal D.lgs. n. 155/2010 e ss.mm.ii. mentre i massimi orari, anche se non risultano valori limite orari da normativa, registrano per ben 218 ore concentrazioni superiori al valore limite annuale, con un massimo orario di $19,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ il 20 ottobre 2022 alle ore 08:00. Tale parametro è rappresentativo di situazioni di traffico, presumibilmente collegate a emissioni di ciclomotori a due tempi.

Monossido di Carbonio

Il monossido di carbonio non presenta situazioni di criticità ed ha oscillazioni direttamente dovute al traffico veicolare benchè ormai le emissioni siano ridotte. I valori sono sempre nettamente inferiori ai limiti normativi.

Biossido di zolfo

Anche per il biossido di zolfo, i valori rilevati sono ampiamente al di sotto del limite orario, pari a $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come stabilito dal D.Lgs. n. 155/2010 e ss.mm.ii. Tali valori sono significativi in quanto il biossido di zolfo è un marker del traffico marittimo che utilizza combustibile con tracce di zolfo, quindi l'assenza di picchi significativi segnala che non si misura un inquinamento importante dal traffico marittimo. In effetti il porto, anche se ubicato in prossimità del sito di installazione del laboratorio mobile, è spesso sottovento rispetto a quest'ultimo. Comunque è presente un contributo di biossido di zolfo come si evince dalla fluttuazione diurna descritta nel paragrafo successivo (Figura 12).

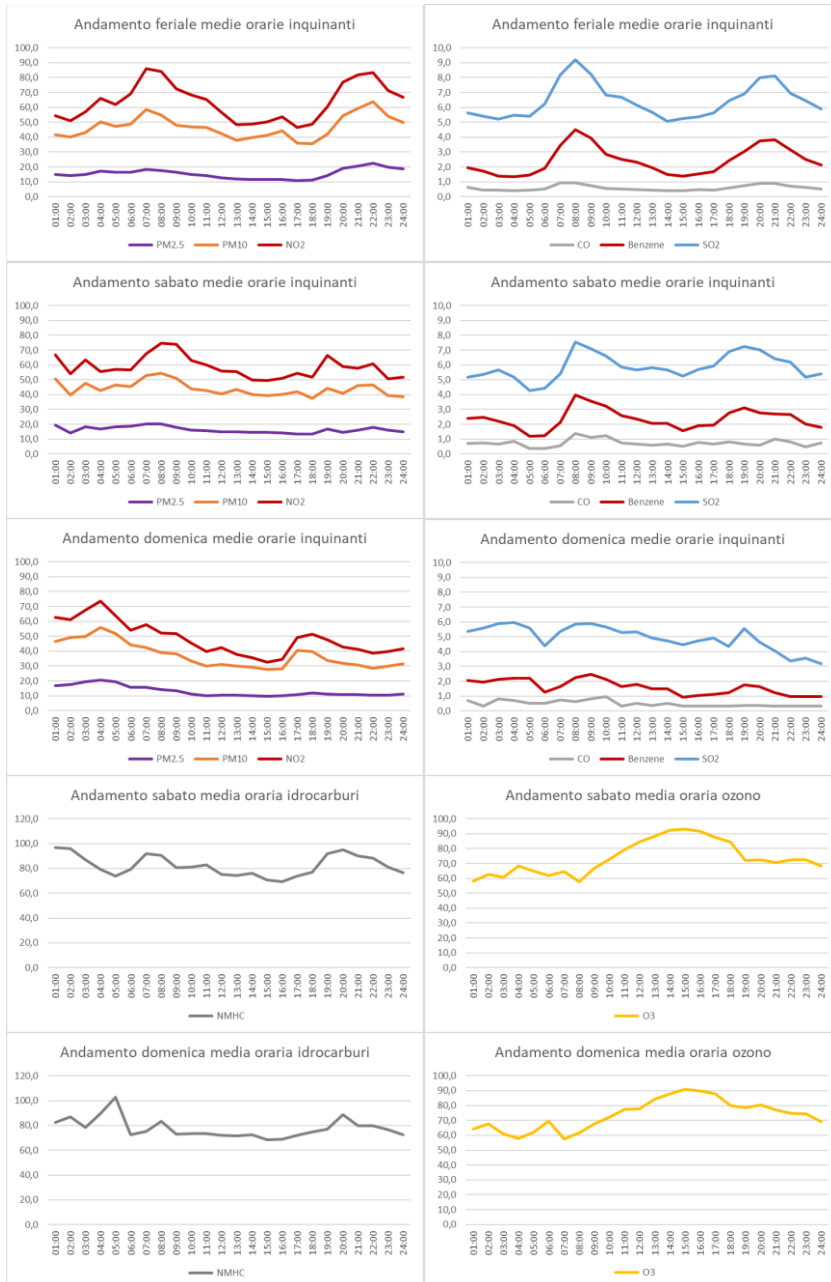
Elaborazione dei grafici del "giorno tipo"

La misura delle concentrazioni dei gas con rilevazione oraria ha consentito la valutazione della loro distribuzione statistica durante le 24 ore. Scopo di dette elaborazioni (cd. "giorno tipo") è quello di

evidenziare evoluzioni temporali peculiari finalizzate alla correlazione con comportamenti antropici locali impattanti sulla qualità dell'aria. I dati rilevati dal laboratorio mobile, per il periodo in esame, sono stati aggregati per ora e tipo di giorno e sono rappresentati nelle figure seguenti. L'andamento delle concentrazioni di gas mostra un trend di crescita nella fascia oraria 7:00-09:00, compatibile con il tipico scenario emissivo urbano legato all'intensificazione del traffico veicolare sui tragitti casa-lavoro. Un'analoga tendenza si registra a partire dalle ore 19:00 sostanzialmente per le medesime ragioni (Figura 12).

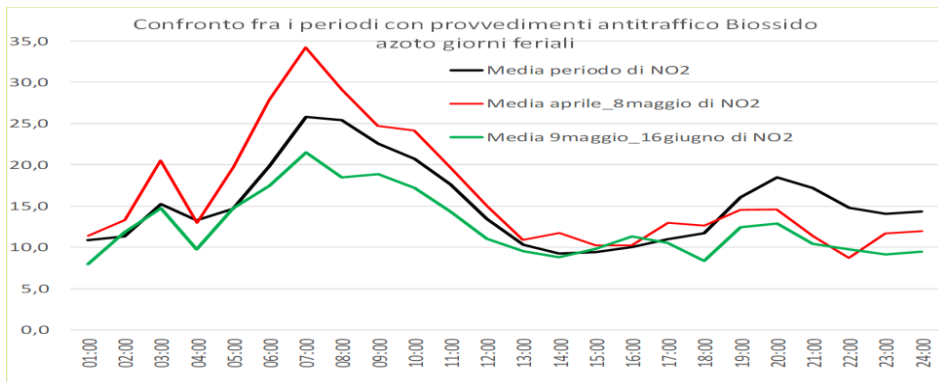
Data l'assenza di cospicue fonti di riscaldamento domestico in prossimità, si ritiene che l'andamento delle concentrazioni di biossido di azoto e del benzene in aria ambiente siano fortemente influenzato dal variare, nell'arco della giornata, dei volumi di traffico veicolare, che rappresenta una delle principali fonti emissive di ossidi di azoto, mentre idrocarburi metanici e biossido di zolfo potrebbero subire l'influsso anche del traffico marittimo. Per l'ozono invece prevale l'effetto fotochimico quindi il picco corrisponde al massimo riscaldamento diurno. Un ulteriore aspetto da indagare è la variabilità fra giorni feriali, sabato e domenica, sono stati quindi elaborati grafici a partire dalle medie di concentrazioni orarie degli inquinanti per le tre categorie di giorni individuate. Si nota che nei giorni feriali i picchi sono marcati, soprattutto per ossidi di azoto e di zolfo e per benzene, mentre di sabato è presente il picco mattutino e quello serale è meno marcato ma si protrae fino alla tarda sera, ma con valori inferiori. La domenica è invece caratterizzata da valori più bassi di inquinamento, con i picchi di benzene addirittura dimezzati, probabilmente per la minore incidenza di motocicli e quadricicli che emettono più benzene. L'assenza di picchi domenicali di SO_2 lascia ipotizzare che il contributo del settore marittimo sia limitato in quanto fra giorni feriali e festivi non si ha una diminuzione di corse di traghetti e aliscafi. Anche per gli idrocarburi non si registrano picchi significativi di domenica. L'ozono non risente di giorni della settimana in quanto è legato a processi di formazione a larga scala non influenzati da effetti locali.

Figura 12. Andamenti degli inquinanti nei giorni feriali e festivi



L'effetto dei provvedimenti relativi al traffico si riconosce ancora meglio con il dettaglio al periodo primaverile 2022 in concomitanza con l'inizio dei provvedimenti per Procida Capitale della Cultura (Figura 13), con concentrazioni di biossido di azoto pressochè dimezzate nelle ore mattutine.

Figura 13. Andamento giorno tipo delle concentrazioni di biossido di azoto luglio e ottobre aprile giugno 2022 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).



Condizioni meteorologiche

Le condizioni meteorologiche durante il periodo di misura sono state valutate utilizzando i dati acquisiti dal laboratorio mobile i risultati della modellistica del CEMEC (Centro Meteo Clima della Campania) e lo strumento windcube dell'ARPA. Dall'analisi degli andamenti dei valori della pressione atmosferica, temperatura, precipitazione intensità e direzione vento, si nota che alla variabilità giornaliera si è sovrapposta nel periodo in esame una variabilità su scala pressochè settimanale con conseguenti variazioni delle condizioni meteorologiche che hanno dato luogo ad un alternarsi di fenomeni di ristagno e rimescolamento degli inquinanti nonché afflussi di sabbie di origine sahariana. Dal punto di vista delle temperature si rileva l'anomalia di marzo con valori inferiori a quelli di febbraio e poi una progressiva risalita in aprile coerente con i valori stagionali. Gli episodi di vento forte si sono verificati nel sito analizzato, comunque protetto dagli edifici circostanti, in febbraio, con intensità superiori a 12 m/s corrispondenti ad oltre 20 nodi a quota di 10 m, e in dicembre con raffiche in quota di oltre 35 m/s, quasi 70 nodi, a 290 m di quota.

Considerazioni conclusive

In conclusione, durante la campagna di monitoraggio della qualità dell'aria, per i parametri misurati sono stati osservati alcuni superamenti dei valori limite giornalieri previsti dal D.Lgs. n. 155/2010 e ss.mm.ii, quindi si è riscontrato un aumento del rischio per la salute della popolazione, pur non registrando il superamento dei valori limiti annuali. In generale le concentrazioni misurate sono indicative di una qualità dell'aria coerente con le rilevazioni della rete regionale in contesti simili. I superamenti di polveri sottili sono un chiaro indicatore che in condizioni di area vasta di ristagno di inquinanti o di afflussi di polveri sahariane anche l'isola di Procida è coinvolta. Le concentrazioni di gas inquinanti, in particolare ossidi di azoto e benzene, pur rientrando nei limiti di legge, sono caratterizzate da picchi orari significativi, quasi esclusivamente nei giorni feriali, legate all'intenso traffico veicolare

che interessa il sito di misura e in genere la rete stradale circostante. Per comprendere meglio il significato dei valori misurati a Procida rispetto agli obiettivi per la tutela della salute e ad altre stazioni di riferimento, nella Tabella e figura seguente (Figura 14) sono messe a confronto le stazioni fisse di Pozzuoli Villa Avellino, di tipo fondo urbano, quindi senza emissioni dirette immediatamente circostanti, Napoli Ferrovia che rappresenta la stazione urbana di tipo traffico con concentrazioni più elevate nell'area urbana. Il confronto è stato basato sui 5 principali parametri PM_{2,5}, PM₁₀, NO₂, Benzene, CO, considerando i valori annui e prendendo come riferimento sia i limiti di legge italiani vigenti (Dlgs. 155/2010), sia la proposta di nuova Direttiva UE, sia le linee guida dell'OMS sulle concentrazioni massime consigliate di esposizione della popolazione. Si osserva che le concentrazioni misurate a Procida sono intermedie fra quelle di Pozzuoli e quelle di Napoli Ferrovia, i valori medi su base annua non superano i limiti di legge attualmente vigenti ma si collocano sempre al di sopra delle indicazioni OMS e per le polveri sottili sono superiori anche ai limiti UE che entreranno in vigore nel 2030.

Figura 14. Confronto fra dati acquisiti da Laboratorio Mobile a Procida e stazioni fisse di Pozzuoli e Napoli ferrovia con riferimento ai limiti normativi e alle indicazioni delle istituzioni di riferimento.

	media annua NO ₂	superamenti 50 micr. PM ₁₀	media annua PM ₁₀	media annua PM _{2,5}	media annua Benzene	media mobile 8 ore annua CO
Pozzuoli Villa Avellino	14	15	23	13		
Procida Largo Caduti	16	21	26	13	1,4	2,2
Napoli Ferrovia	54	20	29	18	2,4	3,9
limite normativo dlgs. 155/2010	40	35	40	25	5	10
proposta limite nuova Direttiva UE	20	18	20	10		
linee guida Organizzazione Mondiale Sanità	10	3	15	5		

Legenda

- superamento limite normativo dlgs. 155/2010
- superamento limite normativo proposta UE
- superamento limite indicativo linee guida OMS

Le evidenze relative ai giorni con limitazione del traffico mostrano una drastica riduzione del livello di inquinamento, paragonabile a quanto osservato nel mese di marzo 2020 nei capoluoghi della Campania durante il lockdown con la diminuzione di oltre il 50 % delle concentrazioni di ossidi di azoto e benzene. Per le polveri sottili non si osserva una diminuzione così netta. In conclusione le risultanze del monitoraggio sono da sintetizzare come segue:

- Presenza di inquinamento atmosferico anche a Procida;
- Inquinanti significativi: Polveri sottili, Biossido di Azoto, Benzene;
- Maggiore presenza di inquinanti nei mesi invernali;
- Picchi orari di ossidi di azoto e benzene più importanti nelle ore mattutine 7-9, in subordine nelle ore serali anche dopo le 24 nei giorni prefestivi;
- Significativo effetto dei provvedimenti di limitazione del traffico su inquinamento misurato;
- Livello dell'inquinamento entro i limiti di legge attualmente vigenti calcolati su base annuale;
- Livello dell'inquinamento oltre i limiti rispetto a indicazioni delle linee guida OMS e nuova Direttiva UE sulla qualità aria in vigore dal 2030.

Bibliografia

Direttiva 2008/50/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 21 maggio 2008, relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa.

D.Lgs. 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, Pubblicato in G.U, 15/9/2010, n.216;

D.M. 26/1/2017 Attuazione della direttiva (UE) 2015/1480 del 28 agosto 2015, che modifica taluni allegati delle direttive 2004/107/CE e 2008/50/CE nelle parti relative ai metodi di riferimento, alla convalida dei dati e all'ubicazione dei punti di campionamento per la valutazione della qualità dell'aria ambiente, G.U. 9/2/2017 n.33;

Piano regionale di risanamento e mantenimento della qualità dell'aria approvato con delibera di Giunta Regionale n. 167 del 14/02/2006 con gli emendamenti approvati dal Consiglio Regionale nella seduta del 27/06/2007 integrato con Delibera della Giunta Regionale n. 811 del 27/12/2012 e con la Delibera della Giunta Regionale n. 683 del 23/12/2014, che integrano il Piano con delle misure aggiuntive volte al contenimento dell'inquinamento atmosferico, con la nuova zonizzazione regionale ed il nuovo progetto di rete;



RA SNPA
40 2024

