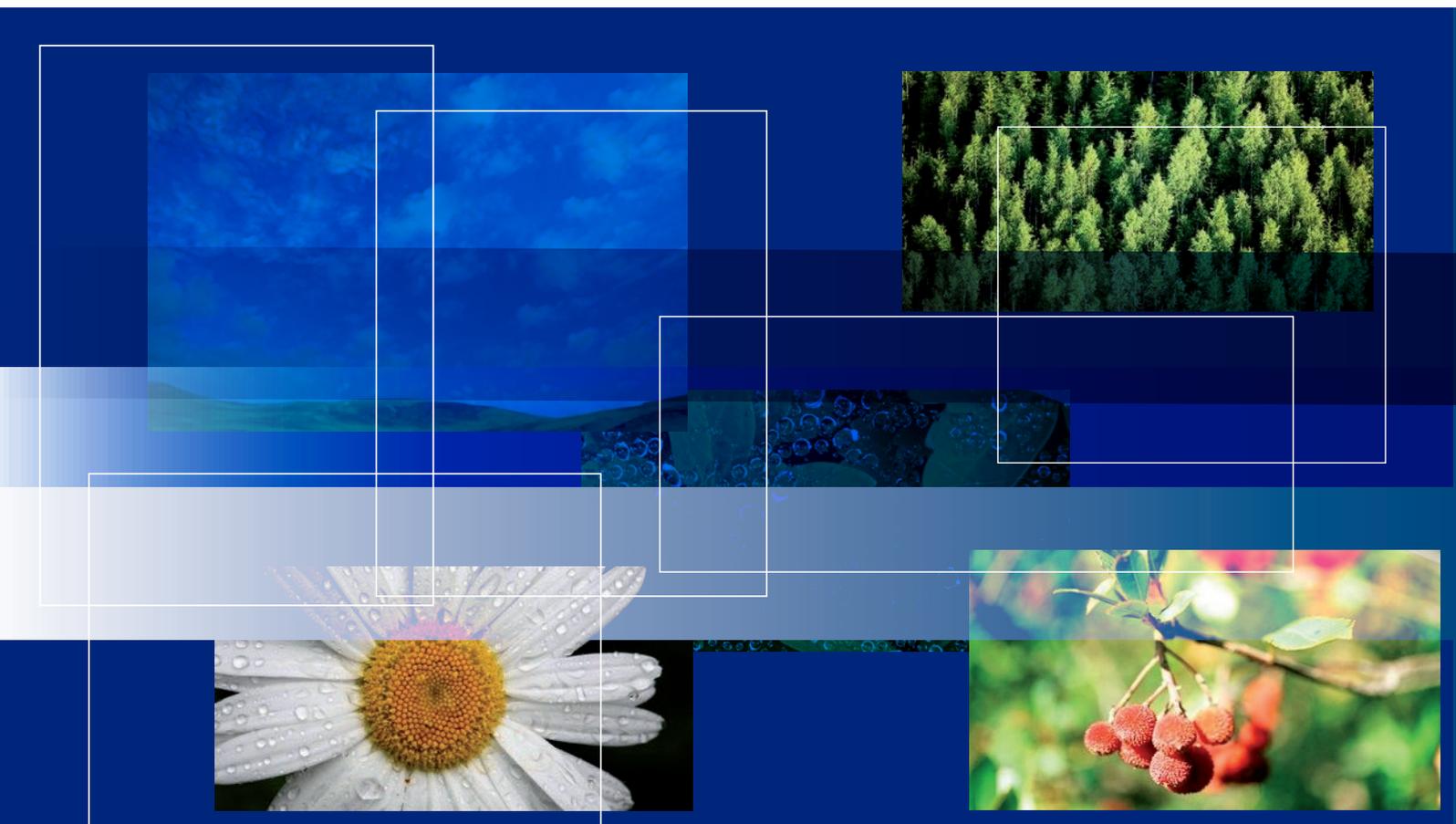


# BEA **iL**bolLettino

DEGLI ESPERTI AMBIENTALI

Rivista di ricerca applicata alla conoscenza e alla gestione del territorio e degli ecosistemi



anno **71**  
2021/**1-2**

Organo Ufficiale  
della Unione Italiana  
degli Esperti Ambientali  
[www.unideaweb.it](http://www.unideaweb.it)





## Editoriale

Gianfranco Pallotti

---

### 7 CARATTERIZZAZIONE CHIMICA DEL PARTICOLATO

- 7** Valutazione degli effetti del lockdown sulla qualità dell'aria: professionalità e creatività analitica nelle Agenzie italiane  
*A. Mistaro, C. Colombi, I. Corbucci, H. Diémoz, I. Dorillo, G. Formenton, M. Galletti, T. Magri, C. Tarricone, A. Tolloi*
- 29** Effetti del lockdown 2020 sulla qualità dell'aria in Friuli Venezia Giulia: rapporti diagnostici e speciazione chimica del particolato atmosferico  
*A. Tolloi, A. Abatangelo, T. Asquini, E. Baiutti, M. Bellini, A. Mistaro, F. Moimas, F. Montanari, A. Movia, A. Petrini, F. Stel, M. Visintin, G. Bonafè*
- 42** Monitoraggio in aria ambiente di PCDD, PCDF e PCB nella regione Umbria  
*M. Galletti, A. Pileri*
- 58** Studio dell'impatto della combustione della legna sui livelli di particolato e di Benzo(a)pirene a Bormio, località montana delle Alpi Retiche  
*A. De Martini, G. De Stefani, E. Cuccia, L. Carroccio, V. Gianelle*
- 78** Il contributo naturale al particolato atmosferico: la valutazione della componente biologica e abiologica dell'aerosol  
*A. Di Menno Di Bucchianic, R. Gaddi*

---

### 91 CONTRIBUTI SCIENTIFICI

- 91** Il consumo domestico di biomasse legnose nel Lazio  
*C. Calcagni, M. Gorga, S. De Falco*
- 97** Applicazione della tecnica SPME-GC-MS/MS alla determinazione di IPA e PCB nelle acque: estensione del campo di applicazione di un metodo di riferimento  
*M. Vitelli, R. Bocciolini, F. Mannelli*
- 109** L'effetto sulla qualità dell'aria nel Lazio dell'emergenza COVID-19 nel periodo marzo-maggio 2020  
*A. D. Di Giosa, A. Amoroso, M. E. Ferrario, S. Listrani, G. Marchegiani, A. Marinelli, D. Occhiuto*

---

### 124 INTEGRAZIONE E SVILUPPO DEL SISTEMA AGENZIALE

*AssoARPA*

- 124** AssoARPA e SNPA, dalla pandemia alla strategia per la "salute ecosistemica"  
*G. Bortone*

---

### 128 PANORAMA NORMATIVO: ANALISI, INTERPRETAZIONE E APPLICAZIONE

*B&P Avvocati*

- 128** Modelli 231 e sistemi di gestione: le nuove linee guida FISE - Assoambiente  
*A. Balestreri, M. Sironi*

---

### 134 NORME PER GLI AUTORI

## CODICE ETICO DELLA PUBBLICAZIONE

Il Bollettino degli Esperti Ambientali (BEA), organo ufficiale dell'Unione Italiana degli Esperti Ambientali (UN.I.D.E.A.) fondata nel 1949, è una rivista tecnico-scientifica peer-reviewed che intende seguire il codice etico elaborato dal COPE Committeon Publication Ethics ed in particolare il documento "Code of Conduct and Best Practice Guidelines for Journal Editors" relativo ai doveri del responsabile editoriale, dei redattori, dei revisori e degli autori i quali sono tenuti a conoscere le regole seguenti e ad adottare tutte le misure contro le pratiche scorrette che possano aver luogo nella pubblicazione dei lavori.

### Doveri del Responsabile Editoriale e dei Redattori

- > sono gli unici responsabili della decisione di pubblicare gli articoli sottoposti alla rivista, anche avvalendosi del parere di membri del Comitato Scientifico o esperti esterni, secondo gli indirizzi della politica editoriale e vincolati dalle disposizioni normative in materia di plagio e violazione del copyright;
- > valutano gli articoli esclusivamente in base al contenuto senza discriminazione di razza, sesso, orientamento sessuale, credo religioso, origine etnica, orientamento scientifico, accademico o politico degli autori;
- > sono tenuti a non divulgare i contenuti del lavoro e a non utilizzarlo per proprie ricerche senza il consenso scritto degli autori;
- > nel caso rilevino o ricevano segnalazioni in merito ad errori, conflitto di interesse o plagio in un articolo pubblicato, ne danno immediata informazione agli autori e all'Editore adottando tutte le misure necessarie per il chiarimento del problema.

### Doveri dei revisori

- > coadiuvano i redattori nell'adottare decisioni sull'accettazione dei lavori sottoposti e, loro tramite, suggeriscono modifiche e integrazioni che migliorino il lavoro e segnalano eventuali casi di plagio o somiglianza del testo presentato con altri lavori a loro noti
- > sono tenuti ad eseguire la loro attività in modo oggettivo motivando i loro giudizi e a non accettare lavori per i quali non si considerano competenti o impossibilitati ad esaminarli nei tempi stabiliti o per i quali sussista conflitto di interessi per presenti o precedenti rapporti di collaborazione o concorrenza con gli autori, imprese, enti o istituti di appartenenza;
- > sono tenuti alla massima riservatezza sui contenuti del lavoro e sulle informazioni o indicazioni emerse nei rapporti con i redattori.

### Doveri degli autori

- > indicano correttamente le fonti e i contributi che possono aver influenzato la natura del lavoro sottoposto;
- > non dovrebbero pubblicare articoli che descrivono, se non con integrazioni e modifiche sostanziali, la stessa ricerca in più di una rivista né proporre lo stesso testo contemporaneamente a più di una rivista. In caso di pubblicazione di un articolo già edito in altra sede, ne deve dare atto in modo esplicito, anche nel caso che il lavoro sia parzialmente modificato o integrato;
- > nel caso di lavori sperimentali forniscono dati e modalità operativi tali da consentire l'eventuale ripetizione dell'indagine;
- > assicurano la paternità del lavoro a tutti coloro che abbiano fornito un significativo contributo alla progettazione, realizzazione e interpretazione dei risultati dell'indagine;
- > devono indicare eventuali conflitti di interesse che possano influenzare i risultati o l'interpretazione e, comunque, tutte le fonti di sostegno finanziario;
- > comunicano ai redattori errori o inesattezze sul testo pubblicato e collaborano per la ritrattazione o correzione del manoscritto.

## CODE OF ETHICS PUBLICATION

The Bulletin of Environmental Experts (BEA), the official quarterly of Italian Union of Environment Experts (UN.I.D.E.A.) founded in 1949, is a technical-scientific, peer-reviewed magazine that aims to follow the code of ethics developed by the COPE Committee on Publication Ethics, and in particular the document "Code of Conduct and Best Practice Guidelines for Journal Editors" relating to the duties of the chief editor, editors, reviewers and authors who are responsible for knowing and following the rules and taking all measures against malpractices that may take place in the publication of the work.

### Duties of the Head of the Editors and Editorial

- > They are the only ones responsible for the decision to publish the articles submitted to the magazine, also making use of the opinion of the members of the Scientific Committee and external experts, according to the guidelines of the editorial policy and bound by the provisions of law and breach of plagiarism and copyright.
- > They assess articles based solely on the contents without discrimination as to race, sex, sexual orientation, religious belief, ethnic origin, scientific, academic or political orientation of the authors.
- > They are bound not to disclose the content of the work and not to use it for their research without the written consent of the authors.
- > If they detect or receive reports of errors, conflict of interest or plagiarism in a published article, they shall forthwith inform the authors and the Editor by taking all the necessary measures for the clarification of the problem.

### Duties of the reviewers

- > They assist editors in making decisions on the acceptance of the submitted work and, through them, suggest changes and additions that improve the work and report any suspected cases of plagiarism or similarity of the presented text with other work known to them.
- > They are required to carry out their activities in an objective manner, motivating the reasons for their judgments, and shall not accept jobs for which they do not consider themselves competent or are unable to examine on time, or for which there is a conflict of interest for present or previous collaboration or competition with the authors, companies, organizations or institutions to which they belong.
- > They are bound to strict confidentiality about the content of the work and the information or directions that emerge in relations with the editors.

### Duties of the authors

- > They must correctly indicate the sources and contributions that may have influenced the nature of the submitted work.
- > They should not publish articles that describe the same research in more than one magazine, except with substantial additions and changes, or propose the same text at the same time in more than one magazine. In the case of publication of an article already published elsewhere, they must give details, even if that work is partially amended or supplemented.
- > In the case of experimental studies, they should provide data and operating modes to allow for the possible repetition of the survey.
- > They must ensure the authorship of the work to all those who have made a significant contribution to the design, implementation and interpretation of the survey results.
- > They must indicate any conflicts of interest that may influence the results or interpretation and, in any case, all sources of financial support.
- > Communicate to the editors errors or inaccuracies in the published text and collaborate for a retraction or correction of the manuscript.

A B B O N A M E N T I 2 0 2 1

Il costo dell'abbonamento è di € 250,00 per l'Italia e di € 360,00 per l'estero che possono essere versati su C/C postale n. 92631662 intestato a ELPO Edizioni • via Cesare Cantù, 11 22100 Como. Oppure trasmessi con bonifico bancario appoggiato a BancoPosta Iban: IT 68 X 07601 10900 000092631662

## INTEGRAZIONE SENZA CONFUSIONE. ALLEATI E NON CONTENDENTI

*“Ambiente & salute: un nesso spezzato dal nefasto referendum del 18 aprile 1993!*

*In tempi di Covid-19 e di crisi climatica i nessi fra ambiente e salute si rivelano sempre più cruciali, ed è importante richiamare l'attenzione su un punto di svolta che determinò la nefasta scissione fra competenze sanitarie ed ambientali: questa **sciagura** fu determinata dall'esito di un referendum popolare che si svolse esattamente 27 anni fa, il 18 aprile del 1993.*

*Riteniamo assolutamente necessario che chi si impegna per il potenziamento di quello che resta del SSN e progetta la **proposizione di un referendum** si ponga anche questo problema: senza prevenzione primaria non c'è tutela della salute!”*

Ad un lettore distratto il titolo e la chiusura del testo farebbero pensare alla reazione stizzita di chi, a ridosso del referendum, non ne aveva accettato l'esito e rivendicava, in nome di una prevenzione unilaterale e esclusivista, e da medico onnisciente e suprematista, il diritto “divino” di gestire anche la tutela e la conservazione dell'ambiente.

Purtroppo, la citazione del Covid e il riferimento all'anniversario tradiscono tempi più recenti. Il lungo articolo è stato riportato lo scorso aprile sul sito di Medicina Democratica ed è a firma del vicepresidente dell'associazione.

In piena pandemia e di fronte al fallimento conclamato delle strutture sanitarie territoriali – i Servizi Igiene e Sanità Pubblica –, spesso confuse dai mezzi di informazione e dall'opinione pubblica con i medici di base che non sono dipendenti del SSN ma operano in convenzione, si invoca un referendum per la rimedicalizzazione dell'ambiente.

Perché in questi anni MD o altre associazioni come la potentissima SITI non si sono ribellate alla ospedalizzazione, spesso privatistica, della sanità che ha fatto strame della prevenzione primaria annullando di fatto nella maggior parte delle regioni il ruolo, in termini di uomini e risorse, dei Dipartimenti di Igiene e Prevenzione e al loro interno dei SISP che si devono occupare anche di profilassi delle malattie infettive e parassitarie secondo gli articoli 7bis e 7ter del D.Lgs. 229/99?

Tale atteggiamento miope a livello centrale e periferico ha consentito di far perdurare un'altra stortura inserita nell'articolo 7quinquies terzo comma del decreto citato che aggiornava il D.Lgs. 502/92: *“Le regioni e le unità sanitarie locali, per le attività di laboratorio già svolte dai presidi multizonali di prevenzione come compito di istituto, in base a norme vigenti, nei confronti delle unità sanitarie locali, si avvalgono delle agenzie regionali per la protezione dell'ambiente.”*

Ma anche dall'altra parte nulla è stato fatto per eliminare questa commistione. Se la legge 61/94 non poteva che assicurare la continuità del supporto tecnico analitico delle Agenzie alle richieste dei DIP delle USL (Art. 03 comma 4), appare sorprendente che dopo ventidue anni l'Art. 3 lettera f) della L. 132/2016 si sia limitato a ribadire per le Agenzie tale attività di servizio mentre avrebbe dovuto almeno indicare un percorso di progressiva diminuzione dell'impegno con la parallela individuazione di laboratori di sanità pubblica che, con gli IZS limitatamente agli alimenti, fossero in grado di soddisfare le esigenze analitiche dei servizi dei DIP (alimenti, ambienti di lavoro, etc).

Tuttavia, se possiamo perdonare la disattenzione dei legislatori – nazionali e regionali –, ci riesce difficile accettare il silenzio e il non intervento, ormai trentennale, dei ministri dell'Ambiente e, più di recente, delle Agenzie (AssoARPA e CNS) e delle Associazioni ambientaliste. Rassegnazione? Va bene così?

Certamente non per UN.I.D.E.A. che, dopo ripetuti interventi anche pubblici fin dai primi anni duemila, nel Position Paper del 2014 aveva individuato chiaramente quali fossero le anomalie e proposto le modifiche da apportare per un corretto e sinergico rapporto tra strutture ambientali e sanitarie.

Purtroppo, non siamo stati ascoltati anche se le occasioni non sono mancate nei diversi eventi organizzati dal SNPA per affrontare il tema ambiente e salute. A Brindisi nel 2014 siamo stati costretti ad ascoltare da parte di un'ospite di rilievo dell'ISS che il referendum del 1993 aveva rappresentato una sciagura senza che nessuno di tutti i membri del gotha del SNPA presenti reagisse. Si percepì soltanto dal fondo della sala un "E basta!" seguito da un brusio di disapprovazione per la nostra maleducatissima interferenza.

E così ancora la quasi totalità delle Agenzie continua ad impegnare risorse logistiche, tecnologiche e umane per la sicurezza degli alimenti e dei cosmetici ma anche per la loro qualità merceologica con l'attivazione di panel test per olio, vino e caffè.

A questo aggiungiamo l'interesse, la velleità o la dichiarazione esplicita, di alcune Agenzie, con tanto di medici in organico, di voler giocare un ruolo nella valutazione epidemiologica o tossicologica degli impatti ambientali con l'alibi/pretesto/justificazione della generale e manifesta scarsa competenza specifica degli interlocutori sanitari dovuta a carenze strutturali nei programmi degli Istituti di Igiene delle università considerati da sempre le cenerentole delle facoltà di medicina.

Vedi a questo proposito le recenti "rivendicazioni" programmatiche di Giuseppe Bortone, DG di ARPAE Emilia-Romagna e presidente di AssoARPA in una eccellente intervista su AmbientelInforma di dicembre: *"Stiamo costruendo una 'scienza dell'esposizione' che tiene insieme i saperi di chimici, biologi, fisici, tossicologi, epidemiologi, matematici, informatici, ingegneri ambientali e medici."* E inserisce tra le competenze che il Sistema può mettere a disposizione la **"capacità di analisi di epidemiologia ambientale"**.

E non sono da trascurare, pur in una situazione di obiettiva emergenza, le dichiarazioni del DG Angelo Robotto nel comunicare sul sito dell'Agenzia l'attività di ARPA Piemonte per le analisi dei tamponi rapidi: ***"L'occasione permetteva inoltre di ampliare la visione strategica delle Agenzie per la protezione ambientale introducendo un nuovo campo di indagine per conoscere le modalità di diffusione nell'ambiente dei virus e la loro infettività per una gestione appropriata del rischio sanitario connesso oppure per supportare la sorveglianza epidemiologica della diffusione di virus. La modifica alla legge istitutiva dell'ARPA apportata nel frattempo dalla Regione Piemonte ha consentito poi di introdurre le necessarie variazioni al regolamento di organizzazione dell'Agenzia per recepire le nuove funzioni previste dall'ordinamento regionale."***

Se sono questi gli obiettivi e le visioni del SNPA – ne vorremmo conferma formale dal CNS –, risulta evidente anche la difficoltà di sbrogliare la matassa sindacale ruolo sanitario/ dirigenza recentemente acuitasi.

E poco valgono gli elementi di difesa delle Agenzie riportate in un anonimo editoriale apparso su AmbientelInforma del 21 dicembre nel quale si afferma: *"la specificità del mondo della protezione ambientale rispetto alle professioni sanitarie"* e si aggiunge che nelle ARPA essa *"è dovuta all'innata valenza multidisciplinare delle **funzioni tipicamente rivolte alla tutela e protezione dell'ambiente**,... Gli operatori dipendenti delle Agenzie ambientali e di ISPRA, pur avendo conseguito in molti casi diplomi di laurea oggetto della legge di riordino degli Albi delle professioni sanitarie, **esercitano le competenze del Sistema agenziale proprie della prevenzione e tutela ambientale e non svolgono professioni sanitarie peculiari del SSN e del SSR.**"*

A parte l'inserimento fuori luogo di ISPRA nel contesto, visto il diverso inquadramento contrattuale del suo personale e il non impegno di supporto al SSN dell'istituto, sarebbe opportuno che AssoARPA quantificasse, rispetto agli 800 milioni di euro del bilancio del SNPA, la quota dedicata alle attività sanitarie delle 21 Agenzie che abbiamo citato. Dovute o improprie che rendono poco credibili e facilmente attaccabili le frasi da noi evidenziate in neretto. E siamo curiosi di sapere se un'Agenzia, volendo assumere un medico, lo inquadrerebbe nel comparto come i biologi, chimici e fisici.

Anche questo conflitto, certamente paralizzante per le finanze e per l'organizzazione delle 21 Agenzie, può essere risolto soltanto con un riordino delle competenze e delle funzioni

delle strutture ambientali e sanitarie in collaborazione e non in conflitto, senza confusioni e sovrapposizioni.

Ammesso che la nostra sommaria analisi sia corretta e che non stia montando un ripensamento sull'esito del referendum del 1993, proviamo a proporre un'ipotesi di soluzione che progressivamente aiuti i due interlocutori, dal livello centrale a quello periferico, a realizzare un obiettivo che dovrebbe essere comune e che lo stesso DG Bortone cita per iniziative particolari.

E questa battaglia deve essere condotta insieme e in parallelo in una sorta di alleanza che, nella pari dignità e nel reciproco rispetto dei ruoli e delle funzioni, utilizzi l'opportunità delle risorse messe a disposizione dal Recovery Fund e/o dallo European Stability Mechanism.

L'ex DG di ARPA Puglia Giorgio Assennato, medico e docente di epidemiologia occupazionale e ambientale, nel citato convegno di Brindisi, affermava che: *"L'integrazione funzionale tra istituzioni ambientali e sanitarie è assolutamente necessaria e deve essere realizzata quanto prima;"* aggiungendo che: *"la criticità cronica nella gestione della tematica ambiente-salute deve indurre i ministeri competenti ad adottare provvedimenti che definiscano linee guida per tutti gli stakeholder."*

Condividiamo questa dichiarazione e cerchiamo di calare nella realtà anche parte delle proposte del Position Paper di UN.I.D.E.A. dando soltanto alcuni spunti senza la pretesa di esaurire le implicazioni o dare carattere di sistematicità, organicità e sequenza agli stessi. I ministeri della salute e dell'ambiente devono predisporre, nell'ambito del Recovery Plan, un progetto per il riordino, il rilancio e l'integrazione delle due reti delle strutture territoriali con la finalità di dare piena attuazione dopo 42 anni alla visione della innovativa L. 833/78. Da una parte i Servizi igiene e sanità pubblica, Igiene degli alimenti e nutrizione, Prevenzione e sicurezza degli ambienti di lavoro devono essere implementati in termini di personale, prevedendo diverse figure professionali, e tecnologie da campo e soprattutto avere una maggiore dignità in campo sanitario rispetto alla cura e più visibilità da parte dei cittadini. Ed essi devono essere in grado di affrontare tutti i problemi derivanti da situazioni similCovid (epidemiologia, tracciamento, diagnostica, vaccini) che, a detta degli esperti, potrebbero caratterizzare le emergenze sanitarie del futuro.

Nel campo specifico di cui ci stiamo occupando dovranno essere previsti esperti di epidemiologia e tossicologia ambientale, se non in tutti i DIP della regione almeno in alcuni la cui numerosità dovrà essere correlata alla presenza e tipologia degli impianti del territorio. Ma tutti e tre i Servizi hanno comunque la necessità di una rete regionale di laboratori di supporto da sviluppare progressivamente a partire dai sopravvissuti LSP mentre per gli alimenti e le bevande sarà indispensabile perfezionare l'integrazione con gli IZS il cui rapporto con i Servizi Veterinari è ormai consolidato.

Un caso a parte rappresenta l'ambiente di lavoro con i Servizi che hanno dovuto quasi abbandonare o ricorrere alle università o ai privati o alla autocertificazione da parte delle imprese per gli accertamenti sugli inquinanti negli ambienti e per i residui, metaboliti e indicatori specifici nei liquidi biologici di soggetti professionalmente esposti.

A regime tale operazione, certamente complessa e progressiva, non soltanto libererà risorse umane, tecnologiche e logistiche finora dedicate nelle Agenzie al supporto tecnico delle strutture sanitarie ma renderà spuntate le motivazioni alla base delle richieste sindacali e ordinistiche che impediscono alle stesse Agenzie di assumere le professioni sanitarie inquadrando nel comparto e non nella dirigenza.

Da questo potrebbe discendere una maggiore disponibilità dell'Aran ad un diverso inserimento contrattuale del personale delle 21 sorelle e, infine, diventerebbe più coerente raggiungere l'obiettivo fondamentale della non dipendenza finanziaria dalla Sanità e la costituzione di un Fondo Ambientale Nazionale.

A parte questo mero trasferimento di attività, è indispensabile che, nelle situazioni di collaborazione/integrazione tra strutture ambientali e sanitarie sia fatta chiarezza una volta

per tutte sapendo chi fa cosa. Competenze tecniche e limiti di intervento devono essere oggetto di norme regolamentari e protocolli rigorosi.

Ad esempio, nel caso di valutazione dell'impatto di nuovi insediamenti produttivi – o di loro modifiche – e di emergenze, quali sono i ruoli e le relative responsabilità?

La conoscenza e la trasparenza in questo campo sono dovute ai cittadini e alle imprese ma anche agli amministratori per i provvedimenti e ai magistrati per le indagini.

Alla base deve esserci lo scambio permanente e bidirezionale delle informazioni strutturate e funzionali per le relative attività con la completa digitalizzazione di entrambi gli interlocutori.

E la soluzione alle nostre considerazioni/proposte precedenti è tutta nella striminzita unica paginetta della bozza di documento del Governo **Piano Nazionale di ripresa e resilienza** nella quale si cita il SNPA e che riportiamo in parte di seguito?

*“Intervento 2 Salute ambiente e clima. Sanità pubblica ecologica*

*Il progetto è finalizzato a rafforzare la capacità, l'efficacia, la resilienza e l'equità del Paese di fronte agli impatti sulla salute, attuali e futuri, associati ai rischi ambientali e climatici, in una visione “One-Health”, e nella evoluzione di “Planetary health”, attraverso un piano di riforme e investimenti che istituisce, sul piano normativo e di dotazioni di infrastrutture e risorse, la rete del “sistema nazionale di prevenzione salute-ambiente e clima, SNPS”, articolata a livello centrale regionale e territoriale, per la piena integrazione con l'esistente Sistema Nazionale per la Protezione ambientale (SNPA). In particolare, si prevede di realizzare:*

- *un Piano di investimenti associato alla riforma strutturale istitutiva del SNPS;*
- *investimenti funzionali allo sviluppo di programmi operativi di attuazione di modelli integrati in specifici siti contaminati di interesse nazionale.”<sup>(\*)</sup>*

Pur sorpresi della pesante assenza nel documento del SNPA nella **Missione 2 - Rivoluzione verde e transizione ecologica**, proviamo a fare una breve e preliminare riflessione sulle poche righe disponibili.

Nasce quindi in ambito sanitario un sistema parallelo al SNPA che dovrebbe con esso integrarsi. Se l'SNPS sarà costituito prevalentemente dai DIP e da una rete laboratoristica di supporto e se l'integrazione funzionale dei Sistemi sarà regolata da rigorose definizioni delle aree di intervento e protocolli operativi che rispettino le competenze, i ruoli e le responsabilità di ciascuno senza confusioni, invasioni di campo e posizioni preminenti, possono esserci positivi elementi di discussione e approfondimento.

È di tutta evidenza che il Ministero dell'Ambiente e il SNPA, coinvolgendo gli 11.000 operatori, dovranno seguire e vigilare affinché siano assicurati i presupposti alla base del referendum del 1993 e la storia delle Agenzie.

Preoccupa non poco il silenzio assoluto nei mezzi di informazione del Sistema sulla sua non presenza nel PNRR e per la istituzione della nuova creatura sanitaria con la quale dovrebbe integrarsi. Ancora peggio se il SNPA non ne fosse a conoscenza perché non coinvolto nell'elaborazione del documento o, avendolo valutato, lo abbia considerato di scarso interesse.

Anche il SNPA ha bisogno, ritrovando la sua identità di Sistema, di un rilancio e di una maggiore visibilità attraverso un “tagliando ambientale” della L. 132/2016. Ad aprile si chiudono i giochi per il Recovery Plan.

Gennaio 2021

<sup>(\*)</sup> #Next Generation Italia – Missione 6.Salute, Componente 1.Assistenza di prossimità e telemedicina – p.163  
Bozza 12 gennaio 2021

**Gianfranco Pallotti**  
[gianfranco.pallotti@virgilio.it](mailto:gianfranco.pallotti@virgilio.it)

ANDREA MISTARO<sup>(1\*)</sup>,  
CRISTINA COLOMBI<sup>(2)</sup>,  
ILARIA CORBUCCI<sup>(3)</sup>,  
HENRI DIÉMOZ<sup>(4)</sup>,  
IRENE DORILLO<sup>(5)</sup>,  
GIANMARIA FORMENTON<sup>(6)</sup>,  
MARA GALLETTI<sup>(3)</sup>,  
TIZIANA MAGRI<sup>(4)</sup>,  
CLAUDIA TARRICONE<sup>(4)</sup>,  
ARIANNA TOLLOI<sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> ARPA Friuli Venezia Giulia,

<sup>(2)</sup> ARPA Lombardia,

<sup>(3)</sup> ARPA Umbria,

<sup>(4)</sup> ARPA Valle d'Aosta,

<sup>(5)</sup> ARPA Marche,

<sup>(6)</sup> ARPA Veneto

<sup>(\*)</sup> andrea.mistaro@arpa.fvg.it

## Valutazione degli effetti del *lockdown* sulla qualità dell'aria: professionalità e creatività analitica nelle Agenzie italiane

**Riassunto** - In questo articolo vengono riassunte: 1) le principali evidenze ambientali in merito alle variazioni di alcuni indicatori della qualità dell'aria rilevate durante il periodo di *lockdown* imposto al Paese nella primavera 2020 come misura di contrasto alla diffusione dell'epidemia di COVID-19; 2) le principali metodologie routinarie o allestite appositamente dalle singole Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) per lo studio degli effetti di questo fenomeno senza precedenti. Verranno descritti gli indicatori messi a punto dalle varie ARPA per studiare il fenomeno, e le loro variazioni tra il periodo di *lockdown* e i periodi di normale attività antropica. Verranno confrontate numericamente le variazioni rilevate nelle diverse regioni italiane per le concentrazioni atmosferiche di alcuni inquinanti, e verrà evidenziato come invece per altri parametri (tra cui il  $PM_{10}$ ) non risultino altrettanto significativi miglioramenti, esaminando le ragioni di questi diversi comportamenti. I risultati portano a concludere che: 1) il comportamento, durante il *lockdown*, di alcuni composti chimici o indici conferma la loro affidabilità nel rilevare e quantificare l'impatto di alcune specifiche fonti di pressione ambientale; 2) per quanto concerne altri parametri più aspecifici ( $PM_{10}$ ), in un contesto ambientale fortemente antropizzato e complesso, neppure il blocco di buona parte delle attività antropiche è sufficiente ad apportare un significativo miglioramento.

**PAROLE CHIAVE:** *lockdown*, qualità dell'aria, ARPA,  $PM_{10}$ , caratterizzazione chimica, *source apportionment*, rapporti diagnostici; PCA, PMF, metalli, IPA, levoglucosano, carbonio,  $NO_x$ , toluene

***Evaluation of the effects of the lockdown period on the air quality: analytical expertise and inventiveness in the regional environmental protection agencies of Italy***

**Summary** – In this article two topics will be addressed: 1) the most significant environmental evidences of the improvement of a number of air-quality indexes observed during the lockdown-period enforced in Italy in springtime 2020 as a contrasting measure to the COVID-19 outbreak; 2) the main techniques employed on an operational basis or specifically developed by the Regional Environmental Protection Agencies (ARPA) of Italy in order to study the effects of this unprecedented phenomenon. The indexes that have been used and/or developed by the ARPAs to study this phenomenon, and their quantitative changes between the lockdown-period and the periods of normal anthropic activity will be described. The variations detected in the different Italian regions concerning the atmospheric concentrations of some pollutants will be numerically compared; on the contrary, it will be stressed that no significant improvements have been detected for other parameters (among which,  $PM_{10}$ ), and reasons will be adduced for those different behaviors. Our results lead to the following conclusions: 1) the behavior of some chemical compounds or indexes during the lockdown-period confirms their reliability in detecting and quantifying the impact of specific sources of anthropogenic pressure; 2) concerning other, more non-specific, parameters ( $PM_{10}$ ), it becomes clear that in a highly anthropized and complex environmental context, not even the shutdown of a significant part of the anthropic activities is successful in achieving key environmental improvements.

**Keywords:** *lockdown*, air quality, ARPA,  $PM_{10}$ , chemical characterization, *source apportionment*, diagnostic ratios, PCA, PMF, metals, PAHs, levoglucosan, carbon,  $NO_x$ , toluene

## INTRODUZIONE

Il lockdown imposto al Paese nei mesi di marzo e aprile 2020, come misura di contrasto alla diffusione dell'epidemia di COVID-19, a latere dei suoi tragici impatti a livello sanitario, sociale ed economico, ha rappresentato un esperimento scientifico senza precedenti per chi si occupa di qualità dell'aria: il conseguente quasi-azzeramento di alcune fonti di pressione sull'ambiente ha permesso di stimare l'impatto di quelle sorgenti sulla qualità dell'aria con un approccio, per la prima volta, non solo "algoritmico" (cioè di tipo modellistico, basato su un inventario emissioni, o basato su complesse tecniche di ripartizione dell'inquinamento totale nel contributo relativo delle diverse fonti) ma anche sperimentale: con opportuni strumenti di misura e di rielaborazione dati, è stato cioè possibile per la prima volta misurare l'impatto di una fonte di pressione (ad esempio: il traffico) come si farebbe in laboratorio, ovvero "spegnendo" temporaneamente quella sorgente di inquinamento e valutando, "per differenza", l'entità del miglioramento dei diversi parametri della qualità dell'aria a seguito di quello "spegnimento".

Le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) delle diverse regioni italiane hanno reagito a questo evento straordinario ampliando entità e tipologia dei controlli, implementando gli strumenti migliori a loro disposizione (in molti casi messi a punto da loro stesse negli anni come contributo "volontario" aggiuntivo rispetto ai parametri cogenti) o sviluppando appositamente nuovi criteri di indagine adatti alle nuove necessità di esplorazione del "fenomeno" *lockdown*, oltre che proseguire i consueti monitoraggi ambientali cogenti. I risultati di questi monitoraggi sono stati presentati, oltre che in diversi report delle singole Agenzie, nella apposita sessione dedicata agli effetti del *lockdown* sulla qualità dell'aria in seno alla III edizione nazionale delle Giornate di studio e approfondimento interagenziale sulla caratterizzazione

chimica del particolato atmosferico, organizzate da ARPA FVG in collaborazione, quest'anno, con ARPA Marche.

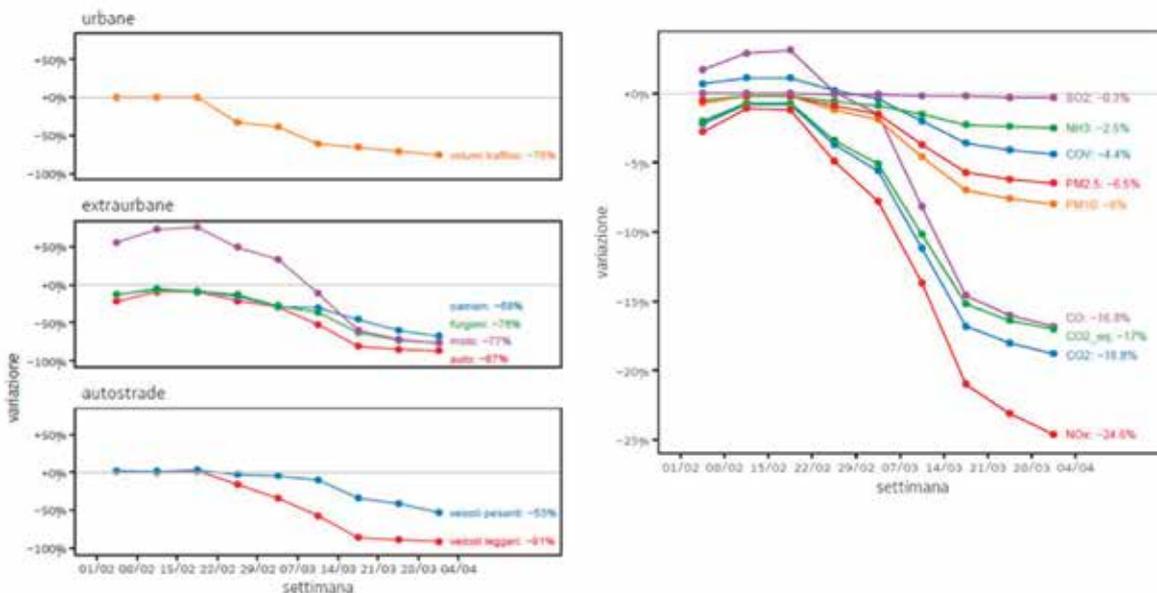
In questo articolo si è cercato di offrire contemporaneamente un breve riassunto delle principali evidenze ambientali emerse, durante questo convegno, in merito a quello che definiremo "effetto *lockdown*" sulla qualità dell'aria, assieme ad una carrellata su alcune di queste tecniche non-convenzionali che le diverse Agenzie hanno deciso di adottare sapendo mettere in campo le risorse, le competenze e le professionalità per studiare nel modo più ampio e approfondito il fenomeno.

## 1. CONCENTRAZIONI DI INQUINANTI PRIMARI DA TRAFFICO VERSUS INQUINANTI SECONDARIE NON SPECIFICI: $\text{NO}_x$ vs $\text{PM}_{10}$

I dati provenienti dalle reti di monitoraggio della qualità dell'aria delle diverse ARPA italiane hanno evidenziato che le restrizioni agli spostamenti imposte nei mesi di marzo e aprile 2020 hanno determinato in tutte le regioni una diminuzione delle concentrazioni in aria ambiente di molti inquinanti (si vedano ad es. la Fig. 1 e la Fig. 2), più rilevante presso le stazioni urbane di traffico (cfr. Tab. 1).

La Fig. 2, in particolare, mostra come le concentrazioni misurate di  $\text{NO}_2$  a livello di Bacino Padano abbiano subito un calo di circa il 40% sulla media delle stazioni da traffico (contestualmente, l' $\text{NO}$  ha raggiunto i minimi storici con un calo di circa il 60%), comportamento non evidenziato invece dal  $\text{PM}_{10}$  che ha fatto osservare una diminuzione del 19% sulla media delle stazioni da traffico e del 15% su quella delle stazioni di fondo del bacino [3]. In Fig. 3 e 4 sono riportati nel dettaglio quattro esempi di riduzione delle concentrazioni medie giornaliere di biossido di azoto in diverse città italiane.

Le concentrazioni medie di  $\text{PM}_{10}$  sono rimaste invece pressoché stazionarie (Fig. 2 a destra per quanto concerne il bacino padano). Il diverso grado di abbattimento degli inquinanti primari (come l' $\text{NO}_x$ )

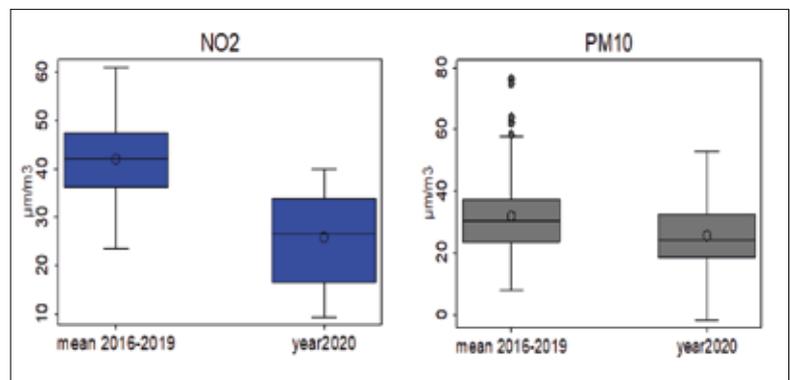


**Fig. 1 - A sinistra, variazione del traffico stradale in Friuli-Venezia Giulia tra il 1° febbraio e il 31 marzo 2020 rispetto allo stesso periodo degli anni precedenti (dati misurati e stime [2]). A destra, variazione delle emissioni dei principali inquinanti stimata in base alla contestuale riduzione della mobilità (inventario delle emissioni INEMAR FVG - aggiornamento 2013). La maggior riduzione è stata stimata per gli ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>). Immagini tratte da [1].**

e quelli di origine anche secondaria (come il PM<sub>10</sub>) è particolarmente evidente in tutte le regioni in esame (cfr. Tab. 1); nel sito di fondo urbano della città di Aosta, ad esempio, ad una diminuzione del traffico veicolare dell'80% corrisponde un abbattimento del 65% per il monossido di azoto, a fronte di un mero abbattimento del 14% del PM<sub>10</sub> (variazione peraltro inferiore alla variabilità indotta dalla meteorologia e dall'incertezza strumentale, considerate le basse concentrazioni abituali di PM<sub>10</sub> nel sito in oggetto). Le motivazioni di questa apparente discrasia verranno approfondite più in dettaglio nel par. 3.

### 1.A Stima della qualità dell'aria 2020 "senza" il lockdown

La relazione tra emissioni e concentrazioni di inquinanti nell'atmosfera non è lineare ed è influenzata pesantemente dalle condizioni meteorologiche, oltre che



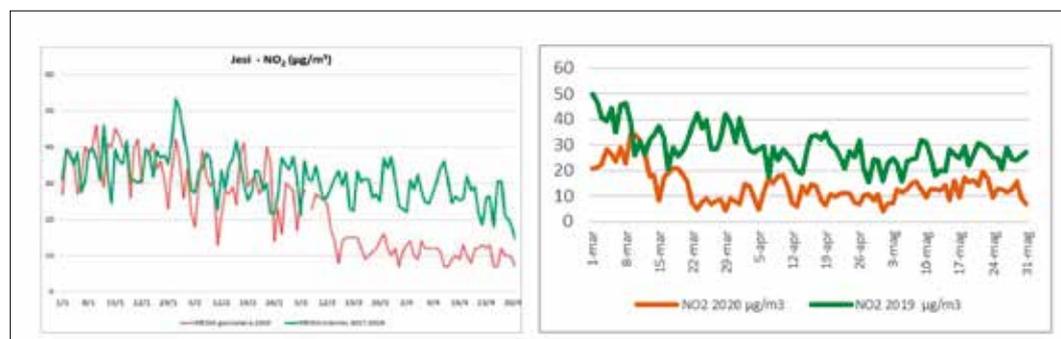
**Fig. 2 - box-plot delle concentrazioni medie dei mesi di marzo e aprile di NO<sub>2</sub> (a sinistra) e PM<sub>10</sub> (a destra) per gli anni 2016-2019 e per il 2020, per l'intero Bacino Padano [3].**

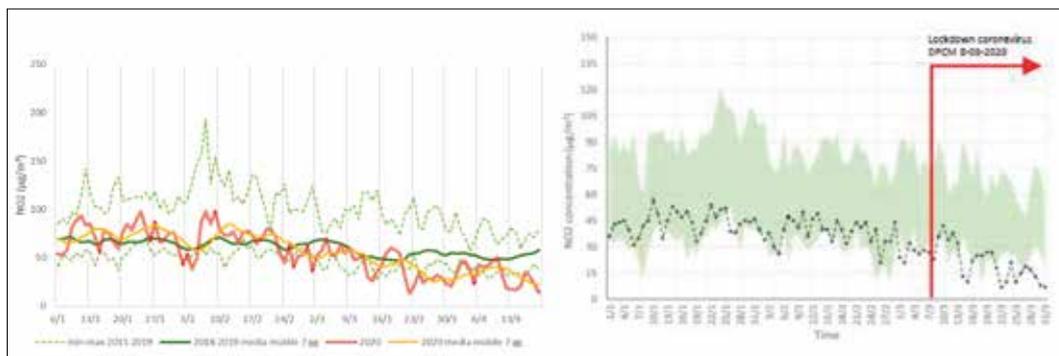
dalle reazioni chimiche che avvengono in atmosfera e che portano alla formazione di inquinanti secondari. Per considerare l'influenza della meteorologia sui dati di qualità dell'aria tradizionalmente sono impiegati modelli deterministici di chimica e trasporto (CTM) guidati da campi meteorologici e un inventario emissivo. Negli ultimi anni, tuttavia, si sono sempre più diffusi metodi statistici predittivi, come il modello *Random Forest* (RF)<sup>1</sup> [9]. Con questo strumento, ad esempio,

<sup>1</sup> Si tratta di un metodo di decisione ad albero che usa anche tecniche di ensemble. In sintesi, gli algoritmi RF fanno crescere molti alberi decisionali individuali da una serie di dati di addestramento, scelti a caso dalle osservazioni disponibili, ed il processo di campionamento e previsione viene ripetuto molte volte. La previsione finale è l'insieme (media) delle previsioni fornite da ogni singolo albero.

**Tab. 1. Variazioni (diminuzioni percentuali,  $\Delta$ ) dei livelli di traffico, ossidi di azoto e  $PM_{10}$  durante il *lockdown* nelle diverse regioni italiane. Fonti: [1],[3],[4a,4b],[7],[8].**

	stima $\Delta$ traffico	$\Delta$ $NO_x$	$\Delta$ $PM_{10}$	Periodo di riferimento	Tipologia stazione T.U. = traffico urb. F.U. = Fondo urb. I = Industriale	Metodologia di calcolo
ARPA Marche	/	-45% ( $NO_2$ ) -27% ( $NO_2$ )	-9% -5%	Mar - Apr 2020	T.U. tutte le stazioni tranne quelle di fondo rurale	Variazione rispetto alla mediana del triennio precedente (2017-2019)
ARPA FVG	-76%	-76% ( $NO_2$ ) -70% ( $NO_2$ )	-15% -14%	Feb - Mar 2020	T.U. (Udine) F.U. (Udine)	Variazione rispetto alla media del triennio precedente
ARPA Umbria	-56%	-50% ( $NO_2$ ) -10% ( $NO_2$ )	-14% -10%	Mar - Mag 2020	T.U. F.U.	Variazione rispetto alla media relativa allo stesso periodo del quinquennio precedente
ARPA Valle d'Aosta	-80%	-65% ( $NO$ ) -48% ( $NO_2$ ) -54% ( $NO_x$ )	-14%	9 Mar - 3 Mag 2020	F.U.	Variazione rispetto al quinquennio precedente (2015-2019)
ARPA Lombardia	-90% per autovetture; -50% per veicoli pesanti	-58% ( $NO$ ) -38% ( $NO_2$ )	-19%	Gen - Mar 2020	T.U. (Milano)	Variazione rispetto alla media del quadriennio precedente (2016-2019)
ARPA Veneto	tra -78% e -70% per autovetture; tra -70% e -38% per veicoli pesanti	tra -32% e -53% ( $NO_2$ )	tra -4% e -26%	24 Feb - 3 Mag 2020	F.U. (intera regione)	Variazione rispetto alla mediana giornaliera del quadriennio precedente (2016-2019)


**Fig. 3 - Dati giornalieri di  $NO_2$  registrati da ARPA Marche presso la stazione di Jesi (a sinistra) tra gennaio e aprile 2020 (linea rossa) a confronto con i dati medi del triennio precedente 2017-2019 (linea verde), e da ARPA Umbria a Terni (a destra) tra marzo e maggio 2020 (linea rossa) a confronto con l'analogo periodo 2019 (linea verde); immagini tratte da [4b] e [5].**



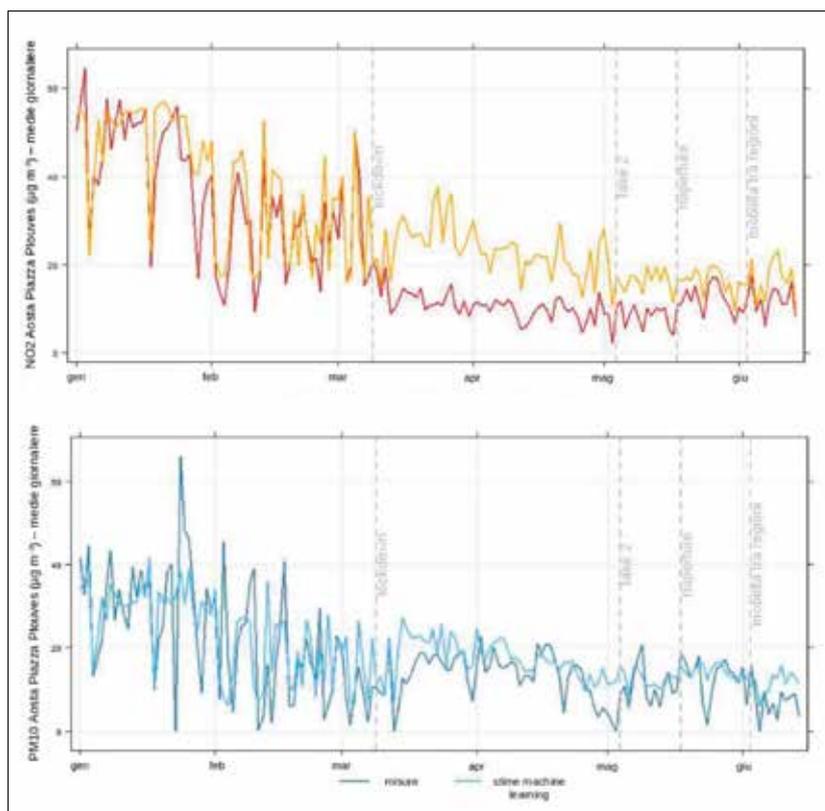
**Fig. 4 - Medie giornaliere di  $\text{NO}_2$  a Milano (a sin., media di 3 stazioni, linea rossa) e a Verona (a destra, in tratteggio grigio) dei primi mesi 2020 a confronto con lo stesso periodo degli anni 2011-2019 (Milano) o 2016-2019 (Verona). A partire dai primi giorni di marzo, le medie scendono spesso al di sotto del range di variazione delle annate precedenti (in tratteggio verde a sin., su sfondo grigio a destra). Immagini tratte da [3] e [6].**

ARPA Valle d'Aosta ha stimato una “ricostruzione” di come sarebbe stata la qualità dell'aria nel 2020 nella regione in assenza del *lockdown* [10]: i dati<sup>2</sup> misurati dal 2015 al 2019 sono stati utilizzati per l'addestramento del modello e successivamente è stata effettuata la “previsione” per il 2020. I grafici in Fig. 5 riportano a titolo di esempio quanto ottenuto per il biossido di azoto (figura sopra) e per il  $\text{PM}_{10}$  (figura sotto): appare evidente come le due serie, misurata e predetta tenendo in considerazione la meteorologia, per l' $\text{NO}_2$  si discostino bruscamente in corrispondenza dell'inizio del *lockdown*, per poi riavvicinarsi progressivamente all'allentarsi delle misure di contenimento. Il confronto tra le due serie stima una riduzione dovuta alle misure di contenimento per le concentrazioni di biossido di azoto in aria variabile tra il 30% e il 50%, con il massimo nel mese di aprile.

Una analisi simile sul  $\text{PM}_{10}$  (Fig. 5, sotto) evidenzia una minor discrepanza tra modello statistico (senza riduzione delle emissioni) e misure reali.

### 1.B. Rapporto diagnostico $\text{NO}_x/\text{NO}$

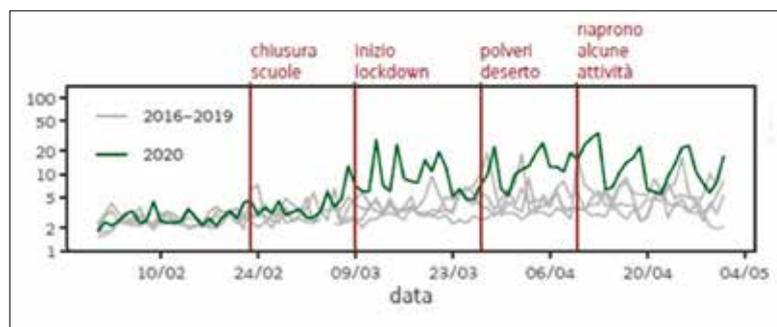
Come visto nel paragrafo precedente, nei confronti degli effetti sulla qualità



dell'aria, il *lockdown* può venir considerato, a fianco degli eventi meteorologici, come un'ulteriore forzante [6], responsabile di un comprensibile abbassamento delle

**Fig. 5 - Differenza tra gli andamenti temporali stimati (in colore chiaro) e misurati (in colore scuro) per le concentrazioni di  $\text{NO}_2$  (fig. sopra) e  $\text{PM}_{10}$  (sotto) ad Aosta. Immagine tratta da [10].**

<sup>2</sup> I dati sono stati inseriti nel modello con risoluzione giornaliera. Variabili esplicative meteorologiche incluse: modulo della velocità del vento, temperature dell'aria, umidità relativa, precipitazioni, radiazione solare totale, pressione atmosferica al suolo, gradiente termico (calcolato a partire dai dati di temperatura misurati in due stazioni poste a quote differenti, per descrivere gli effetti di inversione termica). Variabili esplicative temporali: il giorno giuliano (giorno dell'anno) e il giorno della settimana.



**Fig. 6 - Andamento nel tempo del rapporto  $\text{NO}_x/\text{NO}$  (linea verde) presso la stazione di traffico urbano di Pordenone (mediane giornaliere): è evidente l'aumento del rapporto a partire dall'inizio del periodo di *lockdown*. Sullo sfondo, in grigio, sono riportati per confronto gli andamenti dello stesso rapporto nel quadriennio precedente. Immagine tratta da [1].**

concentrazioni degli inquinanti in atmosfera al pari, ad esempio, di un aumento della ventosità. Di conseguenza, un abbassamento delle concentrazioni non è indizio sufficiente ad attribuire al *lockdown* il miglioramento della qualità dell'aria complessiva, in quanto potrebbe essersi teoricamente verificata una contestuale corresponsabilità di situazioni meteorologiche favorevoli. Per discernere tra gli effetti mitigatori di un evento meteorologico e quello del *lockdown*, quindi, uno strumento maggiormente affidabile è costituito dai rapporti diagnostici tra inquinanti. Mentre infatti un aumento della ventosità (ad esempio) è ragionevole che si ripercuota in maniera simile sulle concentrazioni dei diversi inquinanti, il rapporto tra le concentrazioni di due inquinanti, neutralizzando l'effetto di "diluizione" degli inquinanti in atmosfera dovuto alla forzante meteo, può mettere in luce eventuali "sbilanciamenti" tra i parametri chimici dovuti ad una diminuzione più marcata di determinate sorgenti di inquinamento rispetto ad altre, dovuta al variare dell'attività antropica durante il *lockdown*. È il caso, ad esempio, del rapporto diagnostico  $\text{NO}_x/\text{NO}$ .

Coerentemente alla sua natura di inquinante primario dovuto principalmente al traffico veicolare (e in particolare ai veicoli diesel), le diminuzioni delle concentrazioni atmosferiche di NO sono risultate più marcate di quelle degli altri ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ ). Gli ossidi di azoto sono infatti emessi dagli scarichi delle autovetture prevalentemente sotto forma di monossido di azoto (NO); allontanandosi dalla sorgente (sia in termini di spazio che

di tempo) il monossido tende ad ossidarsi in atmosfera a  $\text{NO}_2$ , facendo aumentare il rapporto  $\text{NO}_x/\text{NO}$ . In prossimità di stazioni da traffico, durante il *lockdown* il rapporto  $\text{NO}_x/\text{NO}$  calcolato in Friuli-Venezia Giulia ha quindi registrato un innalzamento, essendo pressoché venuta meno la sorgente principale di NO (Fig. 6) [1].

## 2. IDROCARBURI AROMATICI (BENZENE E TOLUENE)

Come noto, l'impatto del traffico veicolare può determinare emissioni di composti organici volatili (COV), ed in particolare modo del toluene. Nell'istogramma in Fig. 7 è riportato l'andamento quindicinale delle concentrazioni di benzene e toluene da marzo a maggio 2020 in due stazioni a Terni, una di traffico urbano (a sinistra) e una di fondo urbano (a destra) [5]. Nella stazione di traffico risulta evidente un significativo abbassamento delle concentrazioni di toluene (fino ad un massimo di circa il -60%) limitatamente al periodo delle misure contenitive (marzo-aprile), ed un successivo aumento delle concentrazioni a partire dalla prima metà di maggio parallelamente alla riduzione delle restrizioni alla circolazione; nella stazione di fondo urbano, viceversa, non direttamente interessata dalla sorgente traffico, l'andamento risente prevalentemente del fattore stagionale (le concentrazioni di questi inquinanti tendono a diminuire in primavera estate).

Come si può verificare anche dalla Fig. 7, il traffico veicolare risulta essere fonte di toluene in misura preponderante rispetto al benzene (in rapporto caratteristico T/B generalmente compreso tra 3:1 e 5:1 [11]). Nella stagione fredda, tuttavia, la combustione delle biomasse per il riscaldamento domestico determina anch'essa emissioni di COV, in questo caso con una preponderanza di benzene rispetto al toluene [12]. In un contesto urbano invernale si osserva quindi una commistione dei due fattori, determinando mediamente un rapporto T/B solitamente

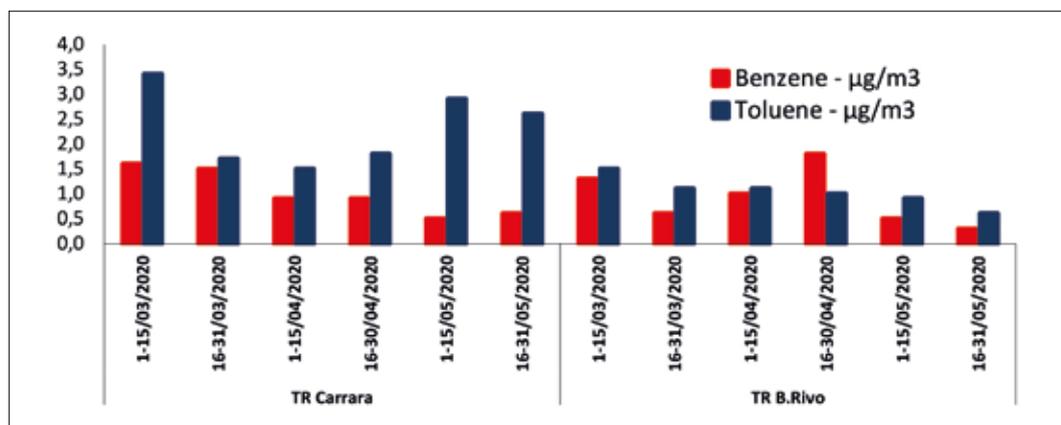


Fig. 7 - Andamento delle concentrazioni di benzene e toluene nel periodo marzo-maggio 2020 in due stazioni di monitoraggio a Terni: via Carrara (a sinistra, stazione di traffico urbano) e Borgo Rivo (a destra, fondo urbano). Immagine tratta da [5].

vicino all'unità. Come si evince dalla Fig. 8, l'andamento del rapporto T/B del 2020 in FVG presenta, durante il *lockdown*, un abbassamento dei valori rispetto agli anni precedenti, effetto della minore predominanza del fattore traffico, a favore del fattore *biomass burning* [1].

L'“effetto *lockdown*” sul rapporto T/B è particolarmente evidente confrontando stazioni di traffico con stazioni di fondo urbano. In Fig. 9 è riportato tale confronto nelle due stazioni di Terni già citate [5]. Nelle due settimane (1-15/3) antecedenti il *lockdown*, la stazione di traffico di via Carrara presenta un rapporto T/B doppio rispetto alla stazione di fondo urbano di Borgo Rivo, in linea con la media del quinquennio precedente; nel corso del mese, con la riduzione della sorgente traffico, tale rapporto si abbassa raggiungendo il valore tipico del fondo urbano, mentre dalla seconda metà del mese di aprile, con il riprendere di alcune attività, il valore risale parallelamente al traffico veicolare.

### 3. CONTRIBUTO DEI FENOMENI DI TRASPORTO AL PARTICOLATO ATMOSFERICO

È stato già evidenziato (par. 1) come le concentrazioni del  $PM_{10}$  durante il *lockdown* non siano diminuite in modo significativo, probabilmente a causa

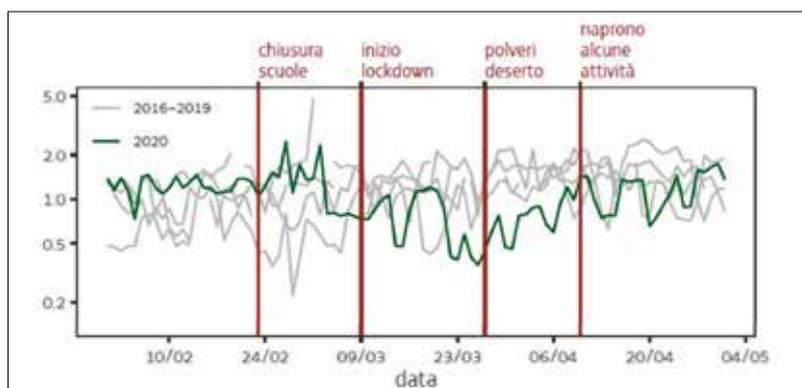


Fig. 8 - Andamento nel tempo del rapporto toluene/benzene presso la stazione di traffico urbano di Udine (mediane giornaliere): è evidente la diminuzione del rapporto verso valori inferiori ad 1 a partire dall'inizio del periodo di *lockdown*. Sullo sfondo, in grigio, sono riportati per confronto gli andamenti dello stesso rapporto nel quadriennio precedente. Immagine tratta da [1].

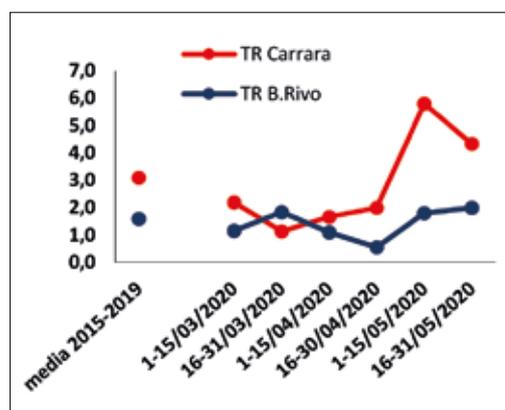


Fig. 9 - Andamento del rapporto toluene/benzene nel periodo marzo-maggio 2020 nelle due postazioni di Terni: Via Carrara (traffico urbano) e Borgo Rivo (fondo urbano). Immagine tratta da [5].

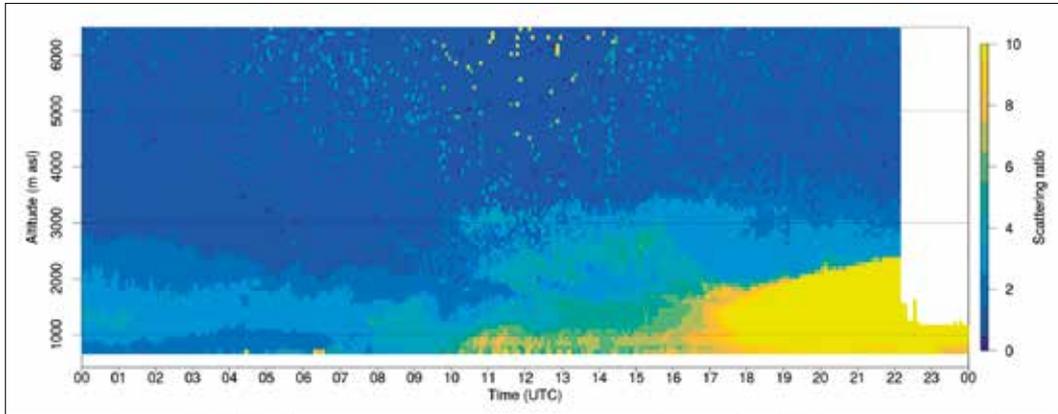
della presenza di altre fonti emissive in aggiunta al traffico veicolare, e del fatto che la formazione in atmosfera del particolato secondario non ha risentito in modo significativo delle limitazioni: in altri termini, non tutti i gas precursori hanno subito un abbattimento significativo (ad esempio, l'ammoniaca emessa dalle attività agricole è rimasta infatti pressoché costante [8]). A ciò si aggiunge il fatto che il trasporto a medio-lungo raggio del particolato rende il  $PM_{10}$  non sempre facilmente correlabile in maniera diretta all'impatto delle singole fonti locali. In altri termini, se è vero che il *lockdown* può rappresentare un esperimento di grandissimo interesse scientifico per comprendere gli impatti delle diverse sorgenti emissive sulla qualità dell'aria, per giungere a tale risultato è tuttavia di fondamentale importanza discriminare gli effetti delle sorgenti locali da quelle remote, ad esempio extra-regionali. Nei prossimi paragrafi verranno forniti alcuni esempi particolarmente significativi di avvezioni di particolato atmosferico a medio e lungo raggio.

### 3.A. Avvezioni a medio raggio

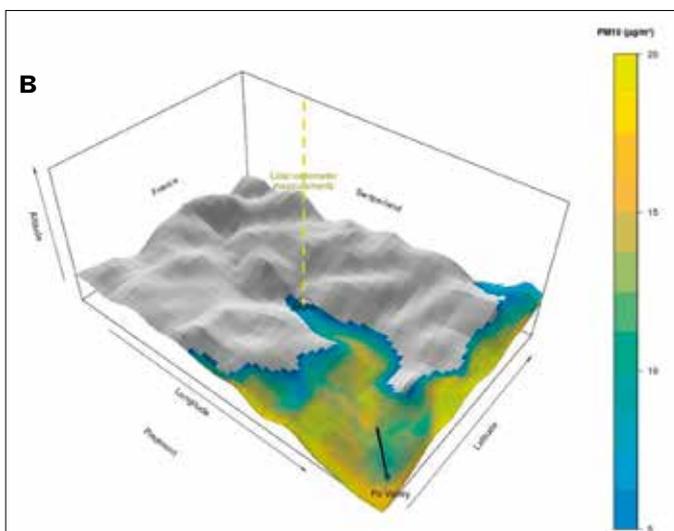
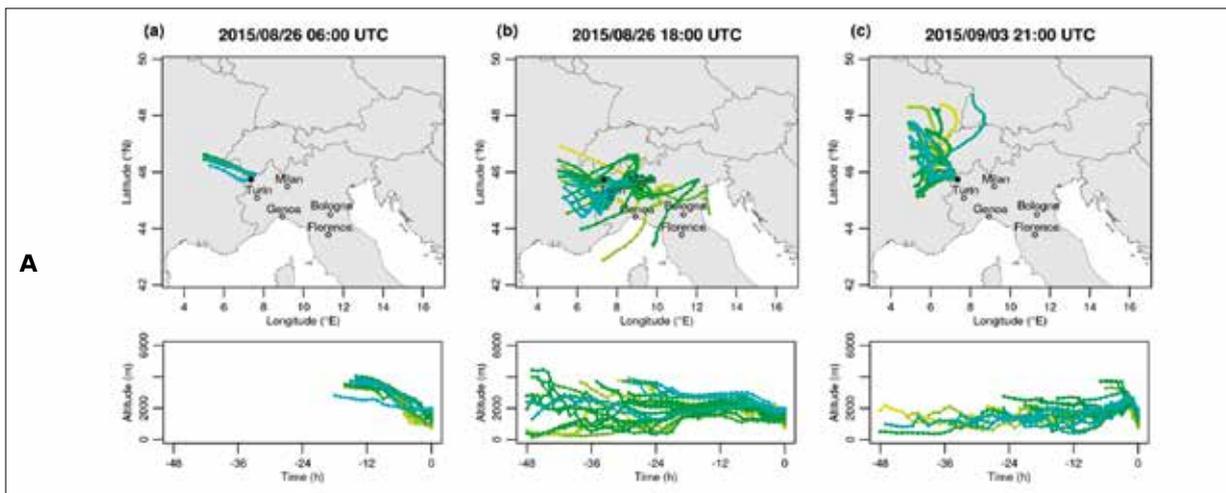
In Valle d'Aosta, il tema del trasporto di inquinanti è noto da tempo e di particolare interesse, considerati il delicato contesto ambientale, le scarse sorgenti emissive locali e la vicinanza con la Pianura Padana, dalla quale quotidianamente, nei giorni di bel tempo e debole circolazione sinottica, le brezze pianura-valle trasportano masse d'aria ricche di aerosol e altri inquinanti [13]. Tra le soluzioni adottate da ARPA Valle d'Aosta per quantificare il contributo "remoto" all'inquinamento atmosferico vi è l'utilizzo di strumentazione per il monitoraggio del profilo verticale dell'aerosol e delle sue proprietà ottiche e microfisiche sulla colonna atmosferica. Il dataset strumentale, supportato da tecniche di analisi numerica, consente quindi di monitorare l'atmosfera in tre dimensioni, una in più rispetto alle tradizionali reti "2D" dislocate al suolo.

Tra la strumentazione utilizzata allo scopo, vi sono i fotometri solari, ovvero "robot" dotati di un tubo collimatore in grado di orientarsi verso il sole: misurando l'irradianza in arrivo alla superficie a diverse lunghezze d'onda, è possibile valutare il carico di aerosol sospeso in atmosfera e la sua capacità di estinguere la radiazione solare. Tali proprietà, tuttavia, si riferiscono alla media su tutta la colonna atmosferica. Per ottenere, invece, un profilo verticale viene impiegato un *LiDAR-ceilometer*. Lo strumento, che opera in continuo, emette un fascio laser a impulsi a bassa intensità (a una lunghezza d'onda di circa  $1 \mu\text{m}$ ) diretto verso l'alto e ne registra la retrodiffusione, fino a 15 km di quota, ad opera delle goccioline d'acqua o dei cristalli di ghiaccio delle nubi oppure dell'aerosol, distinguendo diversi livelli verticali con una risoluzione di 15 m.

La Fig. 10 illustra una scansione dei profili verticali durante le ore di una giornata tipica. La scala di colori rappresenta l'intensità della retrodiffusione del raggio: in figura è visibile una mattinata relativamente "pulita", seguita, nel pomeriggio, dall'arrivo di uno strato di aerosol che si estende a più di 2000 m di quota. Alla sera, in presenza di umidità, le particelle di aerosol igroscopico all'interno dello strato fungono da nuclei di condensazione, contribuendo alla formazione di una nuvola attraverso la quale il fascio laser non è in grado di passare, lasciando l'ultima parte del grafico in bianco. Il monitoraggio verticale dell'atmosfera consente, dunque, di rivelare la presenza di strati atmosferici spessi e carichi di particelle, difficilmente di origine locale, in arrivo sopra il sito di misura. L'analisi delle retrotraiettorie (Fig. 11a) di queste masse d'aria rivelano la loro provenienza dalla Pianura Padana, come d'altra parte previsto anche dai modelli chimici di trasporto (Fig. 11b). In accordo con tale quadro conoscitivo, la caratterizzazione chimica e dimensionale del particolato a terra durante tali episodi di trasporto mostra alte concentrazioni di particolato secondario (nitrati, solfati e ammonio).



**Fig. 10 - Profilo verticale del *backscattering* in una tipica giornata in Valle d'Aosta. L'asse delle ascisse rappresenta l'ora del giorno, le ordinate rappresentano la quota dove è avvenuta la retrodiffusione. L'intensità dell'eco (qui espressa in termini di *scattering ratio*, ovvero rapporto tra la retrodiffusione totale e la retrodiffusione prevista nel caso di sole molecole d'aria) è raffigurata con una scala di colori. Immagine tratta da [13].**

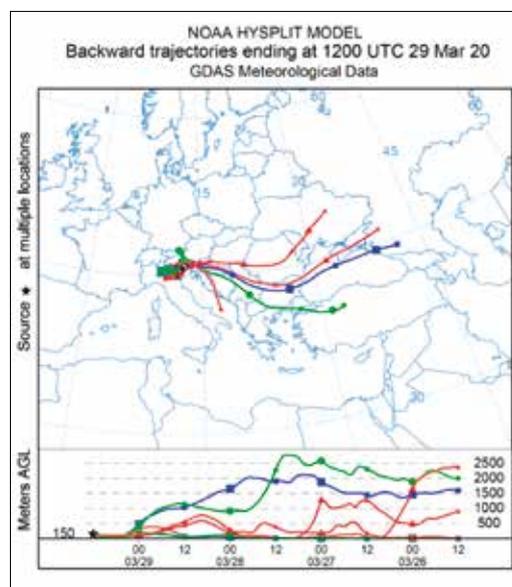


**Fig. 11 - Retrotraiettorie (fig. sopra) in momenti diversi calcolate appena prima, durante e dopo (a, b, c) un episodio di trasporto dalla Pianura Padana alla Valle d'Aosta. Sotto: una ricostruzione 3D di uno di questi fenomeni di advezione. Immagini tratte da [13].**

### 3.B. Avvezioni a lungo raggio

Durante il *lockdown*, nei giorni compresi fra il 27 e 29 marzo 2020, nonostante fossero presenti dei venti piuttosto intensi che generalmente favoriscono la dispersione degli inquinanti, le stazioni di rilevamento della qualità dell'aria di molte regioni italiane hanno riscontrato un anomalo incremento delle concentrazioni di  $PM_{10}$  [8].

ARPA Veneto ha cercato di comprendere l'origine delle polveri rilevate utilizzando il modello *Hysplit* (*HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*) [8]. Nei sette capoluoghi di provincia del Veneto, sono state fatte partire delle retrotraiettorie (back trajectories), della durata di 96 ore, a partire dalle ore 12:00UTC del 26 marzo alle ore 12:00UTC del 29 marzo. La Figura 12 mostra come, per la maggior parte, le masse d'aria si siano probabilmente originate nelle zone desertiche dell'area del Mar Caspio.



**Fig. 12 - Back trajectories** relative all'evento di trasporto di polveri caucasiche del 26-29 marzo 2020 [8]. Dati meteorologici di input: *Global Data Assimilation System (GDAS)*, usati dal *National Center for Environmental Prediction (NCEP)* nel modello *Global Forecast System (GFS)*. Modello: *Hysplit*. Software: *Hysplit web*.

## 4. CARATTERIZZAZIONE CHIMICO-FISICA DEL $PM_{10}$

Se l'abbassamento dei livelli complessivi di  $PM_{10}$  non è stato particolarmente significativo durante il *lockdown*, la speciazione chimica e/o dimensionale del particolato può invece aggiungere maggiore informazione allo studio del  $PM_{10}$ . Le tecniche di caratterizzazione chimica del particolato e di *source apportionment* (quantificazione del contributo delle sorgenti in base al profilo chimico dei costituenti del  $PM_{10}$ ) sono state già descritte su numeri precedenti di questa rivista [14-16]; l'affiancamento dell'informazione sulla dimensione del particolato ottenuta, ad esempio, grazie a contatori ottici di particelle (OPC), permette di derivare ulteriori interessanti informazioni.

### 4.A. Caratterizzazione dimensionale del $PM_{10}$

Per quel che concerne la caratterizzazione dimensionale, posto che il rispolvero del sedime stradale prodotto dal passaggio degli automezzi può determinare a bordo strada un aumento del particolato grossolano, ARPA FVG ha valutato [1] l'effetto del *lockdown* calcolando il cosiddetto "fattore di arricchimento della frazione grossolana" (*Coarse Enrichment Factor - CEF*):

$$CEF = \frac{(PM_{10} - PM_{2.5})}{PM_{10}} \cdot 100$$

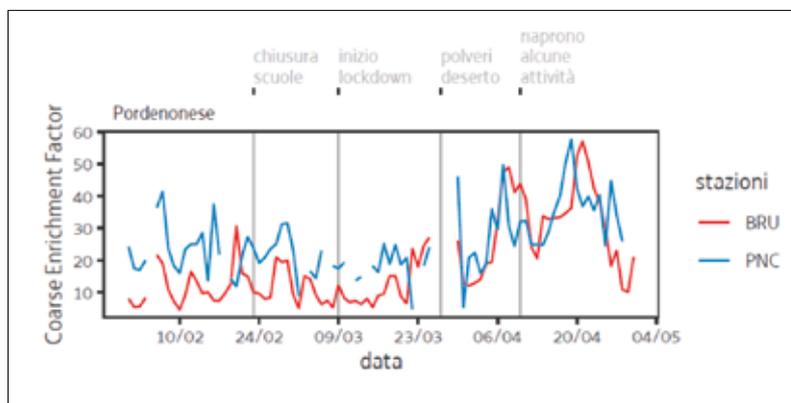
In Fig. 13 sono state messe a confronto due stazioni in FVG distanti fra loro pochi chilometri (e quindi soggette al medesimo regime meteorologico), una delle quali soggetta a traffico urbano, l'altra di fondo suburbano: la stazione da traffico riscontra valori di CEF sempre maggiori (a riprova dell'impatto del traffico veicolare), con l'eccezione del periodo da metà marzo a fine aprile, nel quale i valori si portano in linea a quelli della stazione di fondo.

ARPA Valle d'Aosta ha incluso

l'informazione sulle dimensioni del particolato nel novero delle variabili chimiche tradizionalmente considerate negli studi di *source apportionment*, ottenendo interessanti risultati aggiuntivi [8]. Partendo da 64 classi dimensionali, la riduzione della dimensionalità del dataset effettuata con la tecnica PMF ha permesso di individuare 4 “modi dimensionali” indipendenti, corrispondenti ai diametri modali di 0.2  $\mu\text{m}$ , 0.5  $\mu\text{m}$ , 2  $\mu\text{m}$  e 10  $\mu\text{m}$ . Si tratta di quattro insiemi di particelle caratterizzate da un andamento comune nel tempo (all'interno di ciascun “modo”, mentre gli andamenti tra modi diversi sono indipendenti nel tempo). L'inclusione delle misure da OPC nelle procedure di *source apportionment* ha un duplice obiettivo:

1. consentire un'interpretazione più chiara dei risultati che emergono dalla PMF chimica. Ad esempio, il modo microfisico a 0.2  $\mu\text{m}$  risulta presente soprattutto nel modo chimico ricco di solfati (“*condensation mode*”); quello a 0.5  $\mu\text{m}$  risulta associato ai nitrati (“*droplet mode*”); quello a 2  $\mu\text{m}$  è attribuibile al particolato minerale di origine desertica; infine, quello a 10  $\mu\text{m}$  è caratteristico del modo chimico associato ai materiali cristallini;
2. discriminare modi non separabili unicamente sulla base della caratterizzazione chimica: è il caso delle polveri minerali di origine remota (desertica), di dimensioni generalmente minori (2  $\mu\text{m}$ ), e il risollevarlo di origine locale, di dimensioni maggiori (10  $\mu\text{m}$ ).

I contributi dei modi durante il periodo di *lockdown* possono poi essere studiati e confrontati con gli stessi contributi stimati negli anni precedenti. Di particolare interesse è l'andamento dell'aerosol nel modo di accumulazione, soprattutto verso diametri piccoli (0.2  $\mu\text{m}$ ): in alcuni studi internazionali (e.g., [17]) è stato infatti riscontrato, durante i mesi di confinamento, un aumento di aerosol fine secondario, attribuito alla maggiore capacità ossidativa dell'atmosfera in assenza di rimozione da parte degli ossidi d'azoto.



**Fig. 13 - Andamento nel tempo del CEF (Coarse Enrichment Factor) presso la stazione di traffico urbano di Pordenone centro (PNC, curva blu) e presso la stazione di fondo suburbano di Brugnera (BRU, curva rossa). Immagine tratta da [1].**

Anche in Valle d'Aosta si riscontra un aumento delle particelle fini da metà marzo a metà aprile, ma dal confronto con gli anni precedenti esso risulta solo leggermente maggiore [8]: tale aumento, infatti, è tipico del periodo di inizio primavera, quando l'intensità della radiazione solare torna sufficientemente alta da innescare i fenomeni di brezza dalla pianura alla valle [13].

#### 4.B. Caratterizzazione chimica del $\text{PM}_{10}$

La composizione delle particelle aerodisperse può essere molto varia; come già anticipato, alla presenza di particelle primarie di vario tipo (organiche, minerali cristalline, metalliche, biologiche), in atmosfera si assiste alla formazione di particelle secondarie, sia organiche che inorganiche, a partire da precursori e inquinanti gassosi. Per meglio valutare gli effetti del *lockdown* sulla composizione del  $\text{PM}_{10}$  in Lombardia è stata elaborata [8] la “chiusura in massa” (ovvero: la determinazione chimica quantitativa complessiva dei componenti del  $\text{PM}_{10}$ ) per la media dei mesi di marzo e aprile di tutti gli anni a partire dal 2013 per il sito di Milano-Pascal (MI-Pascal), una stazione di fondo urbano, scelto dal Ministero dell'Ambiente fra i supersiti di riferimento nazionali,

con un database storico di composizione del  $PM_{10}$  per tutte le specie a partire dal 2013. Da questa elaborazione si può osservare, ad esempio, che il carbonio elementare (EC) mantiene una variabilità limitata tra i vari anni sia in termini assoluti che relativi, scendendo però al minimo del 2% nel 2020. Viceversa, si rileva che il contenuto percentuale dei composti totalmente o parzialmente secondari risulta in aumento a partire dal 2018, passando da circa il 20% al 31-35% il nitrato d'ammonio e da circa il 15% al 19-23% il carbonio organico, trend osservato anche per il 2020 nonostante il *lockdown*.

Il *source apportionment* condotto su tale dataset attraverso l'applicazione della PMF5 (US-EPA) ha permesso la ricostruzione del contributo delle sorgenti al  $PM_{10}$  giorno per giorno dal 2013 al 2020 [8]; analizzando un database ristretto, ovvero composto dai soli periodi temporali 1° marzo - 31 maggio di ogni anno a partire dal 2013 fino al 2020 (ovvero nel periodo relativo all'effettiva sospensione delle attività) si evidenzia per il 2020 (Fig. 14 e Fig. 15) la netta diminuzione del contributo al  $PM_{10}$  del traffico veicolare. Si osserva anche un aumento delle componenti secondarie e della combustione di

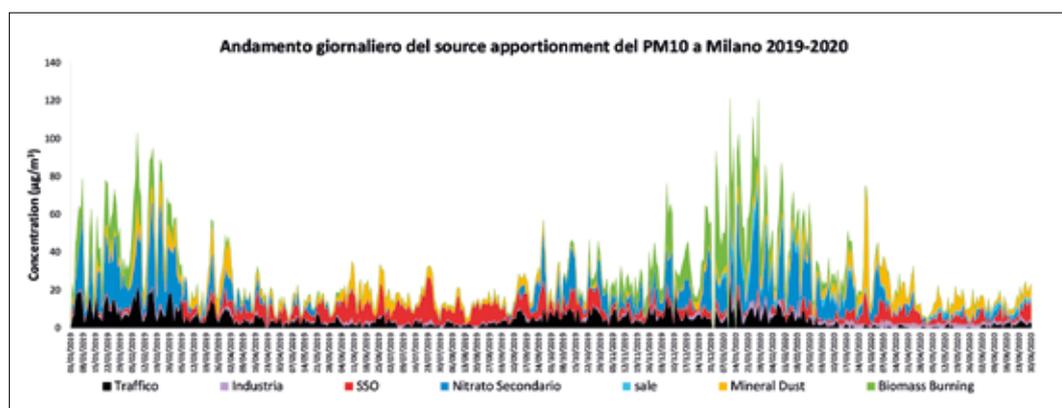


Fig. 14 - Andamento giornaliero del *source apportionment* del  $PM_{10}$  a Milano dal 1° gennaio 2019 al 30 giugno 2020 [8]; si evince in particolare, la diminuzione del contributo del traffico veicolare (in nero) durante il periodo di *lockdown*.

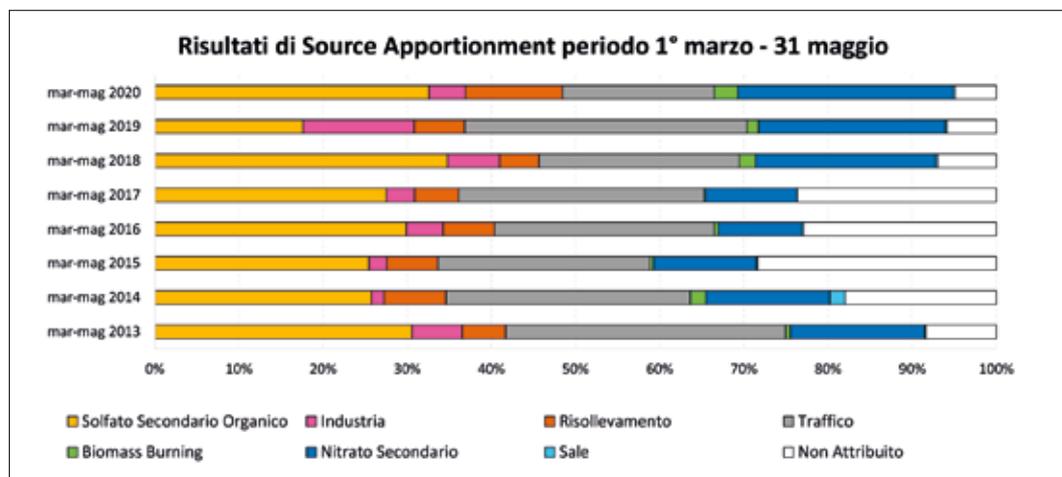


Fig. 15 - Contributo al  $PM_{10}$  delle diverse sorgenti (ricostruzione tramite *source apportionment*) nel periodo corrispondente al *lockdown* negli anni 2013-2020 a Milano [8]. Si evince, per il 2020, la netta diminuzione del contributo al  $PM_{10}$  del traffico veicolare (in grigio).

**Tab. 2. Variazioni delle concentrazioni dei metalli nel PM<sub>10</sub> e del PM<sub>10</sub> medesimo in una stazione di fondo urbano di Udine. Si evidenzia la diminuzione molto evidente dei metalli assegnati dalla letteratura scientifica alla fonte prevalente “traffico”. Fonte: [1].**

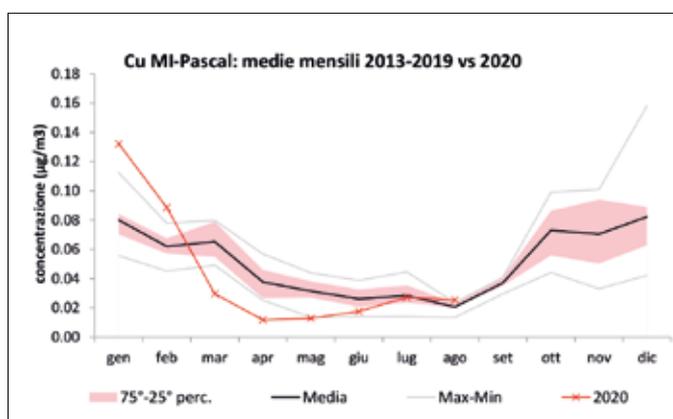
Periodo misura →	pre-lockdown	lockdown	variazione
<b>Parametri:</b>	(2-12/3/2020)	(14-24/3/2020)	Δ
Sb (ng/m <sup>3</sup> )	0.7	0.5	-34%
Cu (ng/m <sup>3</sup> )	5.6	3.0	-46%
Fe (ng/m <sup>3</sup> )	185.3	158.8	-14%
Mn (ng/m <sup>3</sup> )	8.5	9.0	+6%
Pb (ng/m <sup>3</sup> )	3.1	3.1	-2%
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	16.5	14.6	-12%

biomassa, che hanno contribuito alla non diminuzione delle concentrazioni di PM<sub>10</sub> del periodo in esame.

Nei paragrafi seguenti, si vedranno invece nel dettaglio alcuni esempi di informazioni utili tratte dall’analisi delle singole componenti chimiche del particolato, anche a prescindere dal loro uso combinato nelle tecniche di *source apportionment*.

#### 4.C.1. Metalli “da traffico” e “industriali”

È noto dalla letteratura scientifica ([18-21]) che alcuni metalli aerodispersi sono più strettamente legati al traffico veicolare rispetto ad altri che invece possono avere diverse sorgenti, fra cui quella crostale/terrigena (sollevamento del suolo) o quella industriale. In particolare, risulta dalla letteratura che in ambiente urbano *outdoor* antimonio (Sb) e rame (Cu) derivino principalmente dall’usura dei freni. In Tab. 2 sono riportate le variazioni della concentrazione di alcuni metalli nel PM<sub>10</sub> in alcune stazioni di campionamento in FVG<sup>3</sup>: si evince che durante il *lockdown* si sia effettivamente riscontrata una riduzione di Sb e Cu aerodispersi ben più importante rispetto ad altri elementi indagati ed allo stesso PM<sub>10</sub> [1]. La stessa osservazione è particolarmente evidente nel grafico delle medie mensili delle

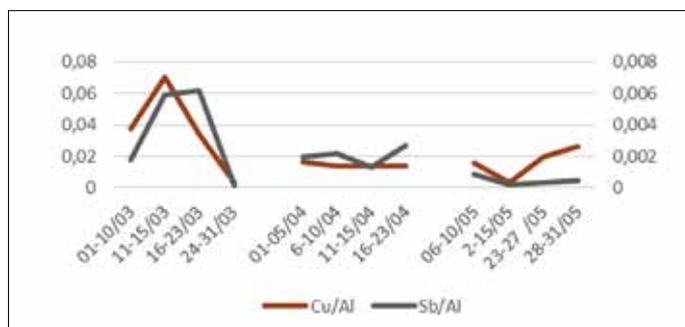


**Fig. 16 - Concentrazioni medie mensili di Cu a Milano nel 2020 (in rosso) a confronto con la variabilità mensile dei dati a partire dal 2013 [8].**

concentrazioni di rame sul PM<sub>10</sub> a Milano (Fig. 16) [8].

Come per gli altri parametri discussi fino ad ora, anche nel caso dei metalli l’introduzione dei rapporti tra due analiti permette di ricavare informazioni più sicure (affrancate cioè dall’influenza di eventuali fenomeni meteorologici) e/o diagnostiche sulle fonti. In questo caso, la normalizzazione delle concentrazioni dei metalli traccianti di traffico (Cu e Sb) ottenuta rapportandone la concentrazione a quella di un metallo crostale/terrigeno come l’alluminio (Al, presente negli alluminosilicati del suolo) consente di riportare le

<sup>3</sup> Risultati simili sono stati ottenuti, durante il lockdown, anche in altre regioni tra cui l’Umbria (cfr. di seguito nell’articolo) e la città di Roma [22]; in questa città, analogo abbattimento delle concentrazioni è stato riscontrato anche per il molibdeno, anch’esso presente nelle mescole delle pastiglie dei freni.



**Fig. 17 - Andamento medio settimanale dei rapporti Cu/Al e Sb/Al nel PM<sub>10</sub> campionato a Perugia. Immagine tratta da [5].**

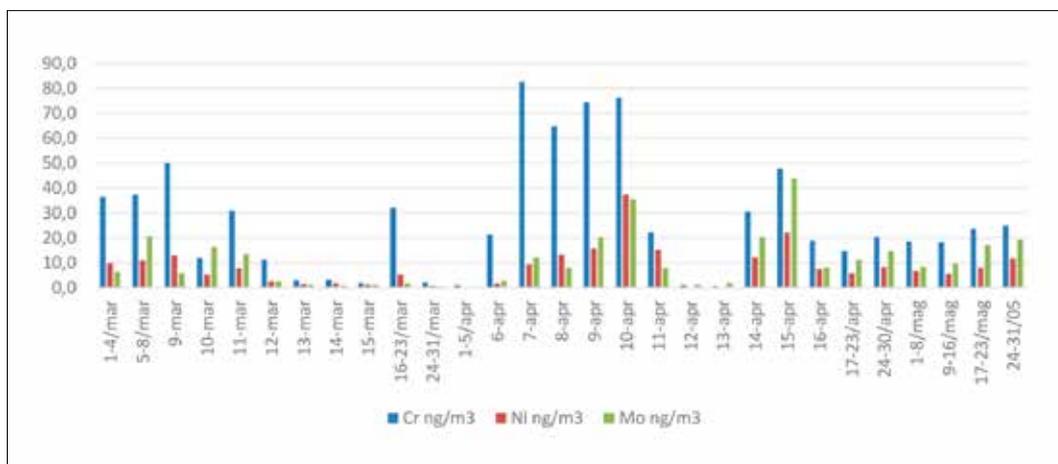
concentrazioni di un metallo proveniente da un'attività antropica (soggetta sia alle forzanti meteorologiche che al *lockdown*) come il traffico, a quelle di un metallo crostale (che si suppone soggetto solamente alle forzanti meteorologiche). Dalla Fig. 17 si nota come anche e soprattutto dopo normalizzazione rispetto al metallo crostale risultino evidenti gli abbassamenti dei rapporti Cu/Al e Sb/Al registrati a Perugia a partire da metà marzo, e come i due rapporti risultino stabilizzati su valori bassi nel mese di aprile, con un successivo rialzo a partire dalla seconda metà di maggio, al termine del *lockdown* [5].

In determinati contesti territoriali, altri metalli risultano invece traccianti di impatti di tipo industriale, e i monitoraggi condotti durante i periodi di blocco di alcune attività produttive durante il *lockdown* hanno permesso di verificare l'affidabilità di questi traccianti [8].

In Fig. 18 sono riportati gli andamenti temporali delle concentrazioni di alcuni metalli (nichel, cromo e molibdeno) caratteristici dell'attività siderurgica campionati presso la stazione di rilevamento di Terni maggiormente sensibile alle ricadute dell'acciaieria [5]. La relazione tra l'attività dell'acciaieria e la concentrazione dei metalli "in ricaduta" nel PM<sub>10</sub> risulta evidente dai significativi abbassamenti delle concentrazioni, rispetto ai valori usuali, a partire dalla giornata immediatamente successiva al blocco dell'area a caldo e di parte dell'area a freddo (11 marzo – 5 aprile) e durante le

festività pasquali (12-13 aprile). Nei rimanenti periodi di attività le concentrazioni di detti metalli risalgono immediatamente a valori usuali. A questa relazione diretta ed immediata tra l'attività siderurgica e le concentrazioni di questi metalli non corrisponde una altrettanto evidente e pronta correlazione con le concentrazioni di PM<sub>10</sub> aerodisperso: questi metalli contribuiscono infatti solo per l'1-2% alla massa totale di PM<sub>10</sub>, e quindi la loro incidenza in termini di pesata gravimetrica è del tutto ininfluenza. La diversa sorgente degli inquinanti (l'attività siderurgica per Ni, Cr, Mo, a fronte di molteplici sorgenti di PM<sub>10</sub>) è dimostrata dalla scarsissima correlazione tra le concentrazioni, ad esempio, di Ni e di PM<sub>10</sub> ( $R^2=0.02$ ) rispetto alla correlazione tra i metalli provenienti dalla stessa sorgente (ad esempio  $R^2=0.56$  tra Ni e Cr) [8].

Anche nella piana di Aosta è presente uno stabilimento industriale di acciai speciali, le cui emissioni di polveri sono caratterizzate dalla presenza di metalli caratteristici [8]. Durante il periodo di *lockdown* (8 marzo - 14 aprile) l'attività produttiva dello stabilimento è stata completamente interrotta, con effetto evidente sui parametri della qualità dell'aria (riduzione netta di PM<sub>10</sub> in media del 26% nella competente stazione di misura). Osservando l'andamento del contributo industriale al PM<sub>10</sub> legato ai metalli caratteristici dell'attività siderurgica (molibdeno, nichel e cromo) (Fig. 19) è evidente un "crollo" durante il *lockdown*. Altri metalli meno specifici di questa attività produttiva, come piombo e cadmio (che sono contaminanti nel processo produttivo), presentano invece un contributo non nullo anche durante il *lockdown* neppure a fronte della chiusura completa dello stabilimento (in tale periodo, i dati della stazione industriale coincidono con le misure del fondo urbano nel periodo di chiusura dell'acciaieria). Lo spegnimento di sorgenti importanti come l'acciaieria ha quindi permesso di valutare il contributo di altre fonti alle concentrazioni di alcuni inquinanti [8].

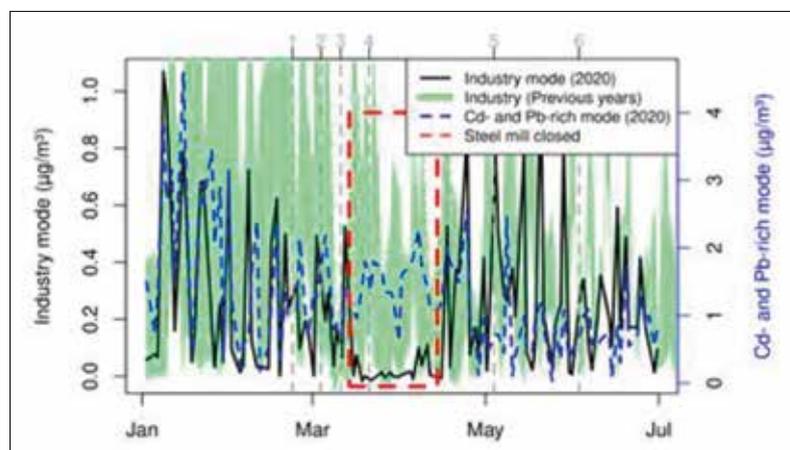


**Fig. 18 - Andamento delle concentrazioni (in ng/m<sup>3</sup>) di alcuni metalli nel PM<sub>10</sub> campionato presso la postazione di Terni (via Carrara) tra marzo e maggio 2020. Risultano evidenti i significativi abbassamenti delle concentrazioni di Ni, Cr e Mo nei periodi di fermo dell'attività siderurgica dovuto al *lockdown* di marzo e nel breve periodo di blocco delle attività per le festività Pasquali (12-13 aprile); in tali periodi (con l'eccezione di un incremento del cromo nella settimana 16-23/3), le concentrazioni dei tre metalli si sono assestate su valori decisamente inferiori a quelli usuali fino alla riapertura dell'area a freddo (6 aprile) e successivamente, anche se in modo discontinuo, dell'area a caldo. Immagine tratta da [5].**

#### 4.C.2. Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)

La determinazione degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) nelle polveri viene eseguita in quanto, data la loro tossicità, la normativa richiede la valutazione del benzo(a)pirene (BaP) come *proxy* dell'intera famiglia di composti. Gli IPA trovano origine in tutti i processi di combustione imperfetta e quindi, in ambito urbano, possono provenire dai gas di scarico degli automezzi ma soprattutto, in inverno, dai fumi in uscita dei camini delle abitazioni (e in particolare nelle emissioni determinate dal riscaldamento domestico a biomassa). Poiché il *lockdown* è avvenuto in un periodo di transizione dall'inverno alla primavera, l'andamento delle concentrazioni di IPA nel tempo ha dimostrato in alcune regioni [8] una riduzione che potrebbe essere attribuita sia al graduale aumento di temperatura (e al conseguente minore impatto del riscaldamento domestico), sia alle restrizioni al traffico veicolare imposte dal *lockdown*.

In altre regioni, come ad esempio in Lombardia [8], la diminuzione del B(a)P



**Fig. 19 - Andamento del contributo industriale al PM<sub>10</sub> stimato per il primo semestre 2020 nel centro della città di Aosta (linea nera) sulla base dei metalli caratteristici (Cr, Ni, Mo) dell'attività siderurgica, e contributo di un'altra sorgente (linea blu), ricca di Pb e Cd [8].**

risulta invece non significativa rispetto agli anni precedenti (Fig. 20) e comunque difficilmente attribuibile all'“effetto *lockdown*” quanto piuttosto al consueto effetto stagionale dovuto all'aumento della temperatura, oltre che ad una commistione di diversi fattori: la diminuzione del traffico (Fig. 2, 14 e 15) e l'aumento dell'impatto della combustione di biomassa (Fig. 14 e

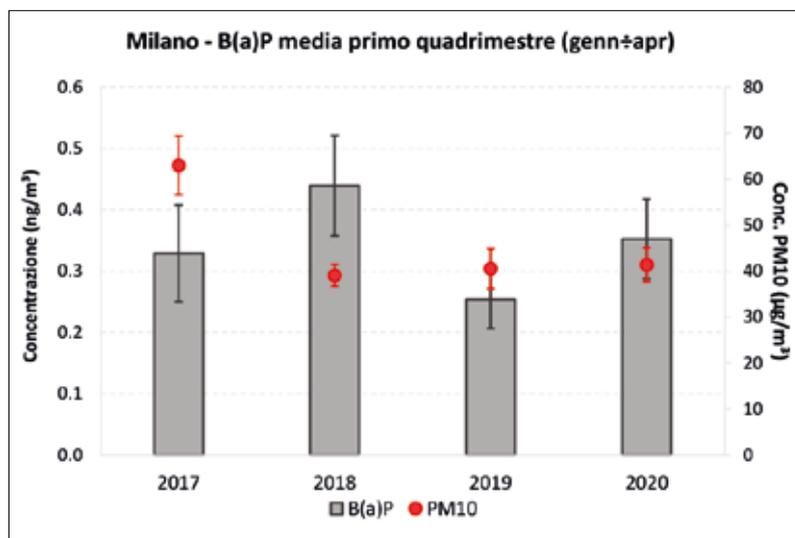


Fig. 20 - Concentrazioni medie di B(a)P del primo quadrimestre per gli anni dal 2017 al 2020 a Milano (in rosso la concentrazione nel periodo di PM10) [8].

15). In apparente contraddizione, in altre regioni ancora (ad es. Umbria [8]) durante il mese di marzo le concentrazioni di B(a)P sono invece aumentate, a causa del maggiore impatto del riscaldamento domestico dovuto alla maggiore permanenza nelle abitazioni durante il *lockdown*.

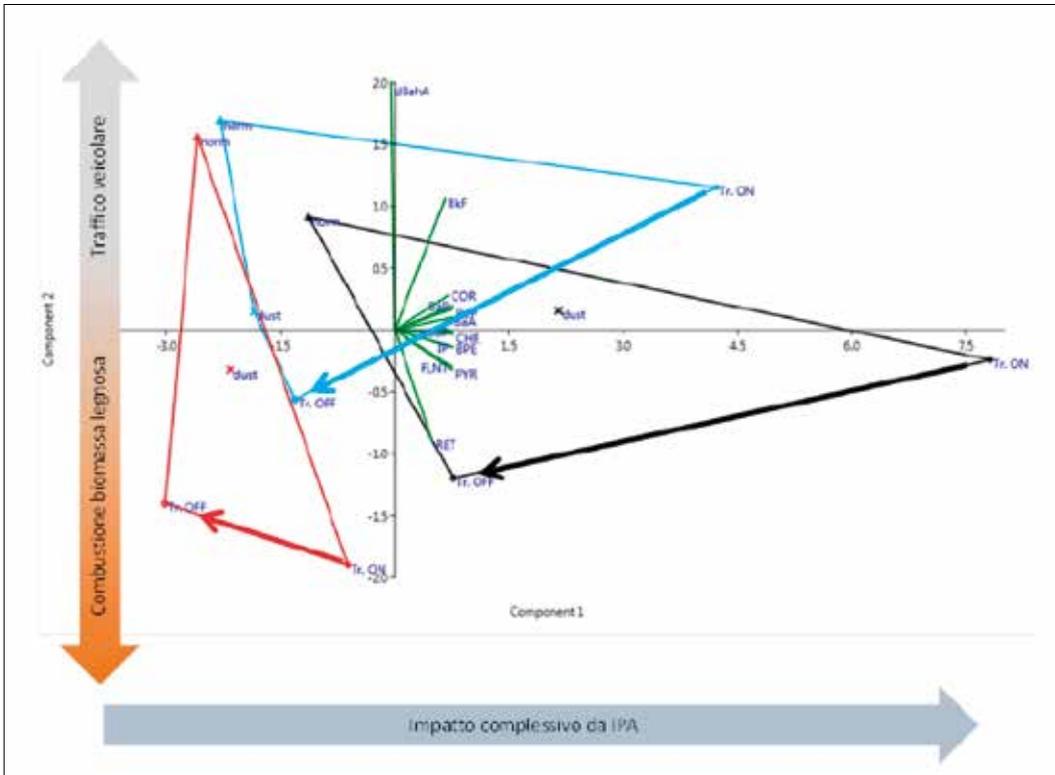
In questo contesto di difficile razionalizzazione, l'indagine degli IPA allargata anche a congeneri non comunemente ricercati ma rappresentativi di talune fonti ha dato indicazioni più interessanti. Molti studi [23] identificano il coronene quale *marker* del traffico veicolare mentre alcuni alchil-IPA (in particolare il retene), derivando dalla pirolisi di sostanze presenti nelle resine delle conifere, risultano rappresentativi della combustione di biomasse. È stato condotto uno studio sugli IPA nel PM<sub>10</sub> di tre stazioni della provincia di Udine molto diverse fra loro (un fondo urbano in pianura, un fondo urbano in montagna e un fondo suburbano in montagna) [1]. Come si evince dall'analisi delle componenti principali (PCA, Fig. 21) dei dati analitici, per le stazioni urbane, nel passaggio dal *pre-lockdown* al *lockdown* si può osservare il passaggio da una situazione caratterizzata da un pattern di congeneri IPA legata al traffico veicolare ad una

maggiormente caratterizzata da congeneri tipici della combustione di biomassa legnosa. L'effetto non è visibile nella stazione suburbana di montagna, dove l'impatto del traffico è in generale pressoché assente.

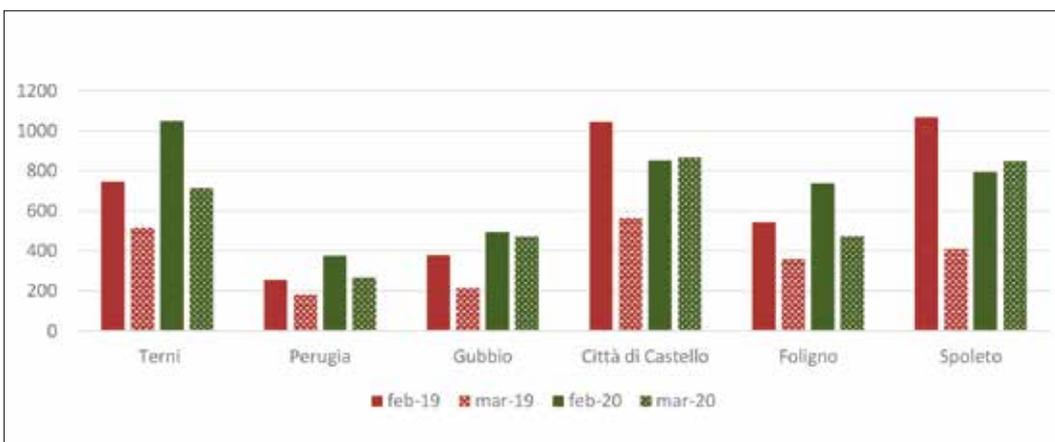
#### 4.C.3. Levoglucosano e combustione di biomasse

I traccianti di riscaldamento domestico sono soggetti più di altri parametri della qualità dell'aria all'andamento stagionale; tra essi il levoglucosano (LGC, [24]) è *marker* specifico di combustione di biomassa ([25,26]). Tipicamente, nel periodo dell'anno in cui è avvenuto il *lockdown*, ci si dovrebbe attendere un decremento della concentrazione di tali traccianti, coerentemente con l'aumento delle temperature di fine inverno e inizio primavera. Nonostante ciò, in alcune regioni [8] si è notato come in marzo 2020 il consueto abbassamento del LGC dovuto all'avanzare della stagione sia stato almeno in parte contrastato dal maggior utilizzo del riscaldamento domestico dovuto alla maggior permanenza nelle abitazioni della popolazione in *lockdown* e/o in *smartworking*.

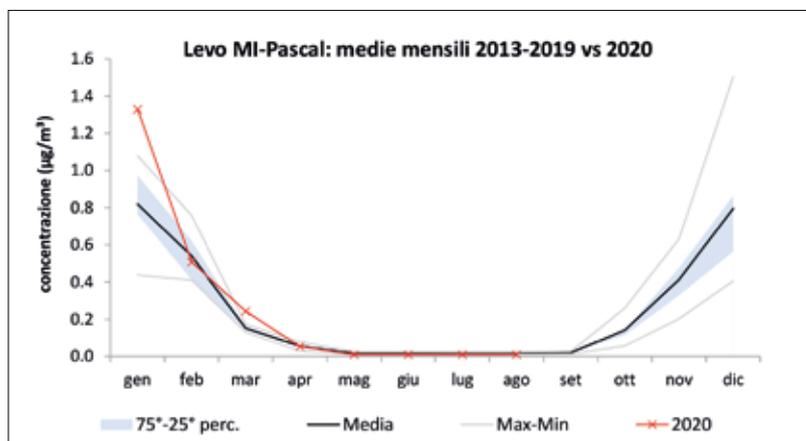
In alcune stazioni di misura dell'Umbria (Fig. 22), nonostante le temperature medie del periodo siano risultate comparabili tra il 2019 e il 2020, a marzo 2020 il decremento del LGC tra febbraio a marzo è risultato sensibilmente inferiore (Gubbio) rispetto al 2019, e in alcune stazioni (Città di Castello o Spoleto) le concentrazioni di questo *marker* sono risultate addirittura in leggero aumento, effetto che è stato giudicato sicuramente imputabile al maggior utilizzo di biomasse che il *lockdown* ha comportato; in alcune stazioni (ad esempio Spoleto), le concentrazioni di LGC di marzo 2020 sono risultate più che doppie rispetto a quelle del 2019. Nelle città di maggiori dimensioni come Terni e Perugia (ma anche Foligno) invece, dove probabilmente il riscaldamento a legna è meno diffuso o dove sono venute meno altre fonti (ad esempio i forni a legna delle pizzerie), gli effetti sono meno evidenti e si assiste ad un decremento delle concentrazioni tra febbraio e



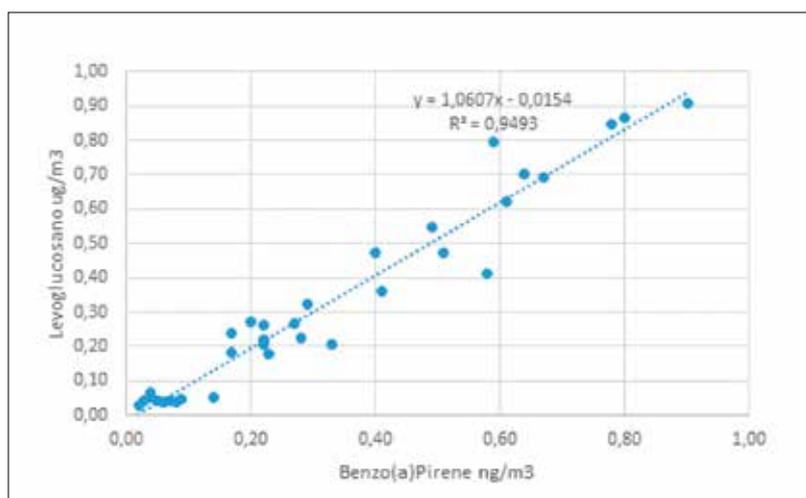
**Fig. 21 - Principal Component Analysis** dei dati di IPA di tre stazioni in Friuli: Udine (fondo urbano, pianura – in azzurro), Tolmezzo (fondo urbano, montagna – in nero) e Ugovizza (fondo suburbano, montagna – in rosso). A causa delle modeste concentrazioni attese, sono stati cumulati i campioni prelevati prima del *lockdown* (etichettati “Tr.ON”, campionati in presenza di traffico veicolare: 1-13 marzo), quelli prelevati durante il *lockdown* (“Tr.OFF”, 14-26 marzo) e i successivi campioni (“dust” e “norm”, per scorporare gli eventi di avvezione di polveri asiatiche). Nelle stazioni urbane, passando dal pre-*lockdown* al *lockdown* si osserva la transizione da una situazione più legata ai *loadings* (vettori verdi) caratteristici del traffico veicolare (coronene (COR)) ad una più legata a quelli tipici della combustione di biomassa (retene (RET) e IPA a 4 anelli (FLNT, PYR)). Immagine tratta da [1].



**Fig. 22 - Confronto dei livelli di levoglucosano ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )** tra febbraio–marzo 2019 e febbraio–marzo 2020 in alcune stazioni di misura dell’Umbria. Essendo un prodotto della pirolisi della cellulosa, il LGC costituisce un *marker* sicuramente specifico di combustione di biomasse [26]. Immagine tratta da [5].



**Fig. 23 - Concentrazioni medie mensili di levoglucosano a Milano nel 2020 (in rosso) a confronto con la variabilità mensile dei dati a partire dal 2013 [8].**



**Fig. 24 - Correlazione tra benzo(a)pirene e levoglucosano in Umbria nel periodo marzo-maggio 2020 (medie mensili di tutti i punti della rete regionale di rilevamento ( $R^2 = 0.943$ )). Immagine tratta da [5].**

marzo 2020, anche se le concentrazioni di marzo 2020 si assestano comunque a livelli maggiori di marzo 2019 [8].

Lo stesso effetto è stato osservato anche in Lombardia (Fig. 23) [8], dove le concentrazioni mensili di LGC a marzo 2020 risultano evidentemente superiori rispetto al trend degli anni precedenti (2013-2019).

In molte regioni (ad es. Umbria e Lombardia) si conferma come LGC e benzo(a)pirene (Fig. 24) siano strettamente correlati tra loro [8], a conferma della

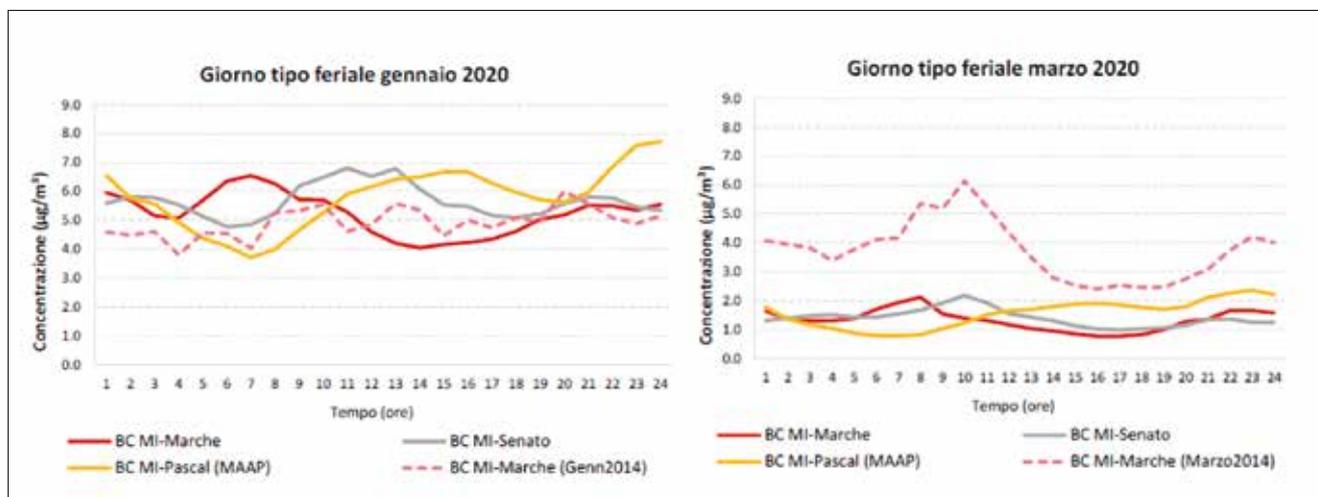
comune origine e del fatto che in molti contesti la combustione di biomassa risulta la principale fonte di immissione in atmosfera di benzo(a)pirene, così come per altri inquinanti: è ormai associato infatti che l'impatto della combustione di biomassa sulla qualità dell'aria non sia trascurabile, nonostante la percezione risulti spesso sottostimata dalla popolazione. Ad esempio, dall'inventario regionale delle sorgenti emittive delle Marche [27] risulta che anche su altri parametri meno specifici, come il  $PM_{10}$ , il contributo del macrosettore 2 (combustione non industriale) contribuisce al 66% del  $PM_{10}$ , mentre il trasporto su strada (macrosettore 7), come altri settori tradizionalmente considerati più inquinanti, contribuisce per un ben più modesto 12%.

#### 4.C.4. Carbonio

L'analisi della frazione carboniosa del particolato consente una speciazione tra il contributo di materiale carbonioso dovuto al traffico e quello dovuto alla combustione di biomassa.

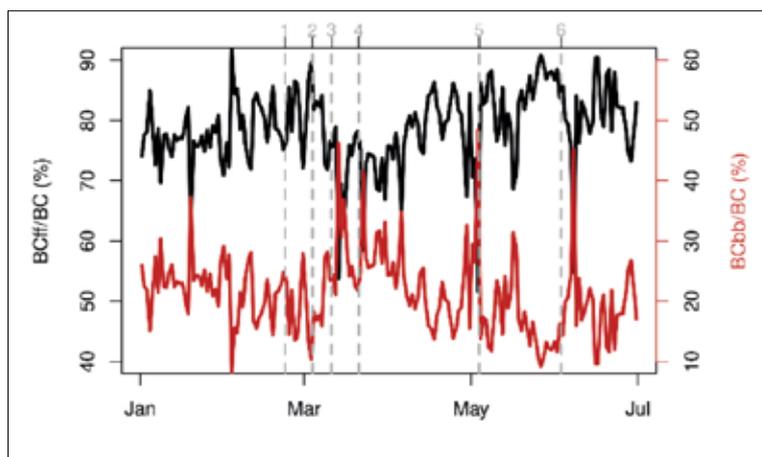
In Lombardia, il *black carbon* (BC) viene misurato dal 2013 in tre postazioni milanesi (MI-Pascal, fondo urbano; MI-Senato, traffico urbano, soprattutto autoveicolare e mezzi commerciali leggeri; MI-Marche traffico urbano intenso sia leggero che pesante) e con diverse tecnologie valutate ed elaborate per consentire il confronto delle concentrazioni misurate tra postazioni differenti. Nei grafici di Fig. 25, si riporta, per i tre siti suddetti, il profilo orario del BC nel giorno tipo feriale relativo al mese di gennaio 2020 (a sinistra, quindi *pre-lockdown*) e al mese di marzo 2020 (a destra, in *lockdown*): il confronto con il profilo relativo agli stessi mesi di un anno precedente (2014, per eliminare la variabilità meteorologica) evidenzia un netto calo del BC misurato in marzo 2020 in tutte le stazioni di misura, compreso il sito caratterizzato da traffico intenso (MI-Marche) [8].

Il *source apportionment* "ottico" della componente carboniosa in una frazione legata ai combustibili fossili e una



**Fig. 25 - Giorno tipo feriale delle concentrazioni orarie di *black carbon* (BC) in tre siti milanesi (linee continue) a gennaio 2020 (sinistra) e a marzo 2020 (destra) [8]. L'analogo andamento delle concentrazioni orarie del 2014 è riportato come riferimento (linea tratteggiata): l'abbassamento dei valori di BC in marzo 2020 è evidente.**

attribuita all'abbruciamento di biomassa viene condotto in base alle caratteristiche spettrali del  $PM_{10}$ . La frazione legata ai combustibili fossili, normalizzata rispetto alla concentrazione totale di BC, appare diminuire nella stazione di fondo urbano di Aosta in corrispondenza del periodo di *lockdown*, mentre parallelamente la frazione attribuita al "*biomass burning*" aumenta (Fig. 26) [8]; ciò in accordo con il minore volume di traffico registrato durante tale periodo e con l'ipotesi già menzionata di un maggior utilizzo di biomassa per la combustione residenziale (Fig. 27).

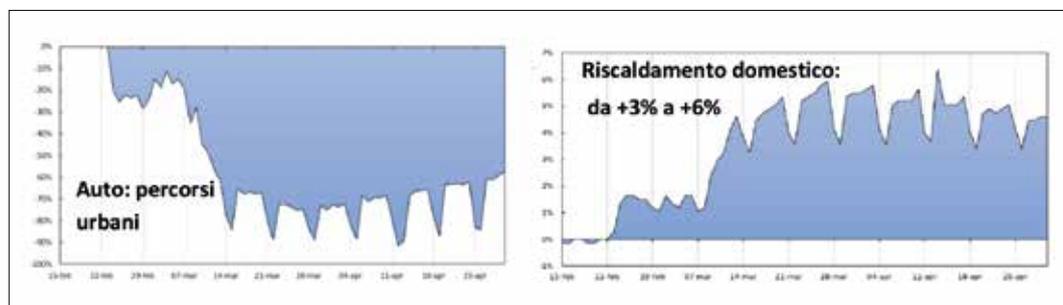


**Fig. 26 - Andamento della componente carboniosa legata ai combustibili fossili (in nero) e di quella attribuita all'abbruciamento di biomassa (in rosso) nel primo semestre del 2020 nella stazione di fondo urbano di Aosta, normalizzate al BC totale [8].**

## CONCLUSIONI

Il confronto tra le evidenze dei miglioramenti rilevati nelle diverse regioni italiane in merito ad alcuni inquinanti di tipo primario ha permesso sia di valutare il range di miglioramento di alcuni parametri chimici a seguito del *lockdown* in diverse regioni italiane, sia di confermare conseguentemente l'utile ruolo di questi inquinanti come traccianti (quasi-)specifici nei confronti di alcune fonti di inquinamento. È il caso di inquinanti primari come l' $NO_x$  (e, di riflesso, gli  $NO_x$ ) per le emissioni da traffico di tipo "*exhaust*", del toluene per le emissioni legate ai

carburanti, o di quei metalli (ad es. il rame e l'antimonio) che, in contesto urbano, risultano dei buoni *proxy* della fonte traffico per le emissioni "*non-exhaust*" di tipo meccanico-abrasivo; altri metalli si sono invece confermati degli ottimi traccianti di attività industriali (ad es. cromo, nichel e molibdeno per le acciaierie). Altri traccianti legati a fonti di inquinamento che durante il *lockdown* hanno invece potenzialmente incrementato la loro



**Fig. 27 - Diminuzione percentuale del traffico veicolare (a sinistra, -80-90%) e aumento percentuale del riscaldamento domestico (a destra, +3-6%) tra il 15 febbraio e il 25 aprile (Fonti: database Regione Lombardia, INEMAR, ANAS; [3])**

pressione sull'ambiente, come (in alcune regioni) il riscaldamento domestico a legna, hanno manifestato talvolta un aumento dei loro valori ambientali.

Più ancora delle concentrazioni in atmosfera dei singoli inquinanti, si conferma il ruolo fondamentale e ben più robusto dei rapporti diagnostici tra inquinanti (es.: NO/NO<sub>x</sub>, toluene/benzene, *Coarse Enrichment Factor*, rapporti tra metalli legati ad emissioni antropiche e metalli terrogeno-crosta), che permettono di svincolare il dato numerico di concentrazione (e, nel caso del *lockdown*, il suo abbassamento) dalle sue naturali variazioni dovute non a modifiche nella pressione antropica ma alla variabilità del contesto meteorologico (oscillazioni quotidiane o trend stagionale della temperatura, effetto della ventosità e della piovosità etc.).

Viceversa, per quanto riguarda la concentrazione delle polveri aerodisperse (PM<sub>10</sub>) si conferma come questo parametro risulti altamente aspecifico e quindi non idoneo a valutare una singola fonte di pressione ambientale; non sorprende, quindi, che le concentrazioni atmosferiche di PM<sub>10</sub> non risultino essere significativamente migliorate durante il *lockdown*, a causa della sua natura di inquinante anche (o principalmente) secondario, e quindi una risultante di diverse e più complesse dinamiche di formazione in situ a partire da altri precursori di varia origine. Oltretutto, in aggiunta alla complessità delle dinamiche di formazione del particolato, anche i possibili fenomeni di trasporto di polveri a medio

e lungo raggio (come l'avvezione del PM dalla pianura padana alla Valle d'Aosta o il fenomeno di trasporto di polveri desertiche di origine trans-europea) rende questo parametro poco affidabile come *marker* e alquanto resiliente ad azioni mitigative che si concentrino su singole fonti di pressione anziché orientate ad un approccio di stampo più omnicomprensivo: risulta infatti evidente dai dati delle diverse Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente che, in un contesto ambientale fortemente emissivo e antropizzato, soggetto a fenomeni di ristagno delle masse d'aria e alla conseguente reattività in atmosfera degli inquinanti primari, nonché a fenomeni di trasporto o avvezione, neppure il blocco di una parte significativa delle attività antropiche (ed in particolare, il traffico veicolare) come quello avvenuto durante il *lockdown* sia sufficiente ad apportare un significativo miglioramento in merito alla concentrazione del PM<sub>10</sub> aerodisperso.

## RINGRAZIAMENTI

Gli autori desiderano ringraziare il gran numero di colleghi che hanno collaborato direttamente o indirettamente alla produzione dei dati (campionamento, analisi chimiche, fisiche o chimico-fisiche) in tutte le sei Agenzie coinvolte, e che sarebbe troppo lungo citare integralmente. Si ringraziano inoltre in modo particolare, per il contributo alla rielaborazione dei dati, Edi Baiutti, Marco Bellini, Giovanni Bonafè, Francesco Montanari, Alessia Movia, Alessandra

Petrini, Fulvio Stel, Marco Visintin (ARPA FVG), Eleonora Cuccia e Umberto Dal Santo (ARPA Lombardia), Giorgio Catenacci, Annamaria Falgiani, Marco Salustri, Miriam Sileno (ARPA Marche), Marco Pompei (ARPA Umbria), Elena Innocente (ARPA Veneto).

## NOTE BIBLIOGRAFICHE

- [1] ARPA FVG, Effetti sulla matrice ambientale ARIA delle azioni di contenimento del COVID-19 - Relazione tecnica, a cura di E. Baiutti, M. Bellini, G. Bonafè, A. Mistaro, F. Montanari, A. Movia, A. Petrini, F. Stel, A. Tolloi, M. Visintin (giugno 2020) [http://www.arpa.fvg.it/export/sites/default/tema/aria/utilita/Documenti\\_e\\_presentazioni/tecnico\\_scientifiche\\_docs/Report\\_Lockdown\\_ARPAFVG\\_Approvato.pdf](http://www.arpa.fvg.it/export/sites/default/tema/aria/utilita/Documenti_e_presentazioni/tecnico_scientifiche_docs/Report_Lockdown_ARPAFVG_Approvato.pdf)
- [2] Pepe, E., Bajardi, P., Gauvin, L., Privitera, F., Lake, B., Cattuto, C., and Tizzoni, M. COVID-19 outbreak response: a first assessment of mobility changes in Italy following national lockdown. medRxiv (2020)
- [3] AA.VV. Report COVID-19, Studio preliminare degli effetti delle misure COVID-19 sulle emissioni in atmosfera e sulla qualità dell'aria nel bacino padano, Progetto PrepAIR (Giugno 2020) [https://www.lifeprepare.eu/wp-content/uploads/2020/06/COVIDQA-Prepair-19Giugno2020\\_final.pdf](https://www.lifeprepare.eu/wp-content/uploads/2020/06/COVIDQA-Prepair-19Giugno2020_final.pdf)
- [4a] ARPA Marche, La qualità dell'aria nella Marche al tempo del Coronavirus (Aggiornamento al 31/03/2020), a cura della Direzione Tecnico Scientifica. <https://www.arpa.marche.it/notizie2020/535-09-04-2020-qualita-aria-coronavirus>
- [4b] ARPA Marche, La qualità dell'aria nella Marche al tempo del Coronavirus (Aggiornamento al 30/04/2020), a cura della Direzione Tecnico Scientifica. <https://www.arpa.marche.it/notizie2020/506-13-05-2020-covid-aria-aprile>
- [5] ARPA Umbria, Qualità dell'aria ed emergenza Covid-19 in Umbria: relazione finale, a cura di I. Corbucci, M. Galletti, M. Pompei, e collaboratori (luglio 2020) <http://www.arpa.umbria.it/articoli/qualita-dellaria-ed-emergenza-covid-19-in-umbria-r>
- [6] Pivato, A., Lockdown e particolato: quali lezioni possiamo imparare?, comunicazione orale alle Giornate di studio e approfondimento interagenziale "La caratterizzazione chimica del particolato atmosferico", III ed. nazionale (ARPA Marche – ARPA FVG, 19-20 novembre 2020)
- [7] ARPA Veneto, Analisi degli effetti sulla qualità dell'aria delle misure di contrasto all'emergenza COVID-19 in Veneto, Osservatorio Regionale Aria di Arpa Veneto (2020). [https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/file-e-allegati/documenti/relazioni-covid19/Report\\_COVID\\_effetti\\_lockdown\\_veneto\\_fase2.pdf/view](https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/file-e-allegati/documenti/relazioni-covid19/Report_COVID_effetti_lockdown_veneto_fase2.pdf/view)
- [8] AA.VV., Comunicazioni orali dei relatori delle Agenzie Regionali della Protezione Ambiente alle Giornate di studio e approfondimento interagenziale "La caratterizzazione chimica del particolato atmosferico", III ed. nazionale (ARPA Marche – ARPA FVG, 19-20 novembre 2020), sessione "Confronto interregionale: evidenze dell' "effetto lockdown" sulla qualità dell'aria".
- [9] Grange, S. K., Carslaw, D. C., Lewis, A. C., Boleti, E., and Hueglin, C., Random forest meteorological normalisation models for Swiss PM<sub>10</sub> trend analysis, *Atmos. Chem. Phys.*, 18, 6223–6239, <https://doi.org/10.5194/acp-18-6223-2018>, 2018.
- [10] ARPA VdA, Effetto delle misure di contenimento per il covid-19 sulla qualità dell'aria ad Aosta: confronto tra concentrazioni misurate e previste con un modello Random Forest, a cura di Tiziana Magri (giugno 2020), [https://www.arpa.vda.it/images/stories/ARPA/news/2020/20200623\\_mobiliteC3%A0\\_e\\_coronavirus/report\\_prevqaemergenzacovid\\_web.pdf](https://www.arpa.vda.it/images/stories/ARPA/news/2020/20200623_mobiliteC3%A0_e_coronavirus/report_prevqaemergenzacovid_web.pdf)
- [11] Caselli, M., de Gennaro, G., Marzocca, A., Trizio, L., Tutino, M., Assessment of the impact of the vehicular traffic on BTEX concentration in ring roads in urban areas of Bari (Italy). *Chemosphere*, 81, 306-311 (2010)
- [12] Liu, Y., Shao, M., Fu, L. L., Lu, S. H., Chang, C. C., Wang, J. L., et al., Volatile organic compound (VOC) measurement in the Pearl River Delta (PRD) region, China. *Atmos. Chem. Phys.*, 8, 1531-1545 (2008a)
- [13] Diémoz, H. et al., Transport of Po Valley aerosol pollution to the northwestern Alps – Part 1: Phenomenology, *Atmos. Chem. Phys.*, 19, 3065–3095, 2019 (<https://doi.org/10.5194/acp-19-3065-2019>) & Diémoz, H. et al.,

- Transport of Po Valley aerosol pollution to the northwestern Alps – Part 2: Long-term impact on air quality, *Atmos. Chem. Phys.*, 19, 10129–10160, 2019 (<https://doi.org/10.5194/acp-19-10129-2019>)
- [14] Colombi C., La caratterizzazione chimica del PM in ARPA Lombardia: esperienze di Chemical Mass Balance, *Bollettino degli esperti ambientali (BEA) N.3/2018* (Elpo Ed., Como), [https://issuu.com/ambienteinforma/docs/abstract\\_interventi](https://issuu.com/ambienteinforma/docs/abstract_interventi).
- [15] 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) N.3/2018* (Elpo Ed., Como)
- [16] Scotto, F. Uso della Positive Matrix Factorization (PMF) ai fini del source apportionment, *Bollettino degli esperti ambientali (BEA) N.4/2019* (Elpo Ed., Como)BEA]
- [17] Huang et al., Enhanced secondary pollution offset reduction of primary emissions during COVID-19 lockdown in China, *National Science Review*, nwaal37 (2020), (<https://doi.org/10.1093/nsr/nwaal37>)
- [18] Denier van der Gon, H.A.C., Hulskotte, J.H.J., Visschedijk, A.J.H., Schaap, M., A revised estimate of copper emissions from road transport in UNECE-Europe and its impact on predicted copper concentrations. *Atmos. Environment*, 41, 8697–8710 (2007)
- [19] Gietl, J. K., Lawrence, R., Thorpe, A. J., Harrison, R. M., Identification of brake wear particles and derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road. *Atmos. Environment*, 44, 141–146 (2010)
- [20] Iijima, A., Sato, K., Yano, K., Kato, M., Kozawa, K., and Furuta, N. Emission factor for antimony in brake abrasion dusts as one of the major atmospheric antimony sources. *Environmental science & technology*, 42(8):2937–2942 (2008)
- [21] Iijima, A., Sato, K., Fujitani, Y., Fujimori, E., Saito, Y., Tanabe, K., Ohara, T., Kozawa, K., and Furuta, N., Clarification of the predominant emission sources of antimony in airborne particulate matter and estimation of their effects on the atmosphere in Japan. *Environmental chemistry*, 6(2):122–132, (2009)
- [22] Perrino, C., Il PM nel 2020: dai blocchi del traffico al lockdown, presentazione orale c/o IX convegno nazionale sul particolato atmosferico “PM 2020”, Lecce, 14 ottobre 2020
- [23] Stogiannidis, E., Laane, R. Source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons by using their molecular indices: an overview of possibilities. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 234:49-134 (2015).
- [24] Tolloi A., Cirillo R., D'odorico S., Roman Rioni A., Fumo A., Gava E., Martinuzzi I., Mistaro A., Il levoglucosano come strumento per la gestione della qualità dell'aria ambiente: prime evidenze in Friuli Venezia Giulia. *Bollettino degli esperti ambientali (BEA) N.3/2018* (Elpo Ed., Como)
- [25] Simoneit, B.R.T., Schauer, J.J., Nolte, C.G., Oros, D.R., Elias, V.O., Fraser, M.P., Rogge, W.F., Cass, G.R. Levoglucosan, a tracer for cellulose in biomass burning and atmospheric particles. *Atmospheric Environment*, 32, 2, 173-182 (1999).
- [26] Elias, V.O., Simoneit, B.R.T., Cordeiro, R.C., Turcq B. Evaluating levoglucosan as an indicator of biomass burning in Carajás, amazônia: a comparison to the charcoal record. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65, 2, 267-272 (2001)
- [27] Università Politecnica delle Marche, Dipartimento di ingegneria industriale e scienze matematiche, Gruppo di ricerca analisi ambientali in aria, Valutazione e quantificazione delle emissioni in atmosfera nella regione Marche, anno di riferimento 2016 (Aggiornamento giugno 2019) <https://www.regione.marche.it/Regione-Utile/Ambiente/Tutela-della-qualita-C3%A0-dellaria#Inventario-emissioni>

ARIANNA TOLLOI <sup>(1,\*)</sup>,  
 ANNA ABATANGELO <sup>(2)</sup>,  
 TAZIO ASQUINI <sup>(2)</sup>,  
 EDI BAIUTTI <sup>(1)</sup>,  
 MARCO BELLINI <sup>(1)</sup>,  
 ANDREA MISTARO <sup>(2)</sup>,  
 FLAVIO MOIMAS <sup>(1)</sup>,  
 FRANCESCO MONTANARI <sup>(3)</sup>,  
 ALESSIA MOVIA <sup>(3)</sup>,  
 ALESSANDRA PETRINI <sup>(3)</sup>,  
 FULVIO STEL <sup>(1)</sup>,  
 MARCO VISINTIN <sup>(1)</sup>,  
 GIOVANNI BONAFE <sup>(3)</sup>

<sup>(1)</sup> ARPA FVG, S.O.S. Qualità dell'aria, Palmanova;

<sup>(2)</sup> ARPA FVG, S.O.S. Laboratorio Acque Marino-Costiere e Qualità dell'Aria, Trieste;

<sup>(3)</sup> ARPA FVG, Centro Regionale Modellistica Ambientale, Palmanova

(\*) [arianna.tolloi@arpa.fvg.it](mailto:arianna.tolloi@arpa.fvg.it)

## Effetti del *lockdown* 2020 sulla qualità dell'aria in Friuli Venezia Giulia: rapporti diagnostici e speciazione chimica del particolato atmosferico

**Riassunto** - Il *lockdown* nazionale adottato fra marzo e aprile 2020 per contenere la diffusione del Covid-19 ha determinato il blocco di interi settori della società. In Friuli Venezia Giulia tali misure hanno agito soprattutto sui trasporti. In base ai dati ambientali misurati dalle stazioni della rete regionale della qualità dell'aria si è verificato, rispetto agli anni precedenti, un calo marcato delle concentrazioni di NO<sub>2</sub> e benzene e un calo più contenuto del PM<sub>10</sub>. La riduzione dell'impatto del traffico è stata meglio rendicontata verificando l'andamento nel tempo di taluni rapporti diagnostici fra cui il rapporto NO<sub>x</sub>/NO, il rapporto Toluene/Benzene e il fattore di arricchimento della frazione grossolana del particolato atmosferico. Dalla speciazione chimica del PM<sub>10</sub> si è potuto osservare un calo delle concentrazioni di rame e antimonio (provenienti dall'usura dei freni) e il passaggio da un *fingerprint* degli idrocarburi policiclici aromatici rappresentativo del traffico veicolare ad uno più rappresentativo del riscaldamento domestico.

**Parole chiave:** COVID-19, *lockdown*, traffico veicolare, qualità dell'aria, rapporti diagnostici.

**2020 lockdown effects on air quality in Friuli Venezia Giulia region: diagnostic ratios and particulate matter chemical characterization.**

**Summary** - The lockdown adopted in Italy between March and April 2020 in order to contain the Covid-19 diffusion had significant effects on several society sectors. In Friuli Venezia Giulia region these measures mainly affected transports. Data collected by regional air quality network during the 2020 lockdown showed a significant reduction in NO<sub>2</sub> and benzene concentrations and a smaller reduction in PM<sub>10</sub> concentration when compared with previous years. The reduction of traffic impact is better reported by verifying the trend of certain diagnostic ratios including NO<sub>x</sub>/NO ratio, Toluene/Benzene ratio and the so-called Coarse Enrichment Factor related to aerosol size. PM<sub>10</sub> chemical characterization showed a decrease in copper and antimony concentrations (from brake wear) and a transition from a polycyclic aromatic hydrocarbon fingerprint representative of vehicular traffic to a fingerprint more representative of domestic heating.

**Keywords:** COVID-19, *lockdown*, vehicular traffic, air quality, diagnostic ratios.

## INTRODUZIONE

Nei primi mesi del 2020 l'epidemia di COVID-19 ha coinvolto drammaticamente l'Italia. Per contenere il contagio, limitare l'impatto sul Sistema Sanitario Nazionale, ridurre i decessi, sono stati messi in atto provvedimenti su scala locale, regionale e nazionale. Tali provvedimenti hanno temporaneamente limitato la mobilità individuale e interrotto o ridotto alcune attività produttive e commerciali, determinando alcuni effetti sull'ambiente.

In Friuli Venezia Giulia, a fronte del *lockdown* nazionale adottato a partire dal 9 marzo 2020 che ha disposto la chiusura dei confini nazionali e la chiusura delle scuole, si sono osservati, nei giorni seguenti, la chiusura dei servizi pubblici (11/3), la chiusura di bar e ristoranti (12/3), la chiusura dei parchi pubblici e cimiteri (20/3), il divieto di spostamento tra comuni e la chiusura delle attività

produttive non essenziali (23/3). Fra aprile e maggio 2020 si è invece osservata una progressiva riapertura di tutte le attività.

Alcune stime sulla mobilità stradale elaborate calcolando la riduzione osservata in regione fra marzo e aprile 2020 rispetto allo stesso periodo degli anni precedenti hanno evidenziato una riduzione significativa del traffico veicolare [1]; il divario maggiore si è riscontrato a fine marzo con una riduzione pari a circa il 75% (valore mediato fra viabilità urbana, extraurbana ed autostradale). In base a questa evidenza è stata stimata la riduzione delle emissioni dei principali inquinanti nello stesso periodo di riferimento [2]. La riduzione maggiore è stata calcolata per gli ossidi di azoto  $\text{NO}_x$  (-25%); CO e  $\text{CO}_2$  (-18%), particolato atmosferico (-7%), composti organici volatili COV (-4%), ammoniacca (-3%) e  $\text{SO}_2$  (-0.3%) hanno evidenziato riduzioni via via meno consistenti. Ciò a fronte del fatto che, mentre gli ossidi di azoto sono prevalentemente emessi dagli scarichi degli automezzi, le polveri e i COV possono derivare in maniera consistente anche da altre fonti oltre al traffico stradale (ad esempio il riscaldamento domestico) ed altri inquinanti, come ammoniacca ed  $\text{SO}_2$ , hanno prettamente origine diversa (attività agricole, centrali termoelettriche, altre attività produttive).

## CASO DI STUDIO

In ambito urbano, lontano da fonti di inquinamento legate al settore agroalimentare e industriale, l'effetto più significativo del *lockdown* è coinciso con la drastica diminuzione della mobilità e la conseguente maggior permanenza dei cittadini nelle proprie abitazioni (maggiore uso del riscaldamento domestico). Si rammenta che, in concomitanza del *lockdown*, si è verificato il passaggio dalla stagione invernale a quella primaverile e ciò ha aggiunto un'ulteriore variabile al contesto indagato.

Per quantificare l'impatto sul comparto atmosferico che questa situazione può aver determinato, sono stati analizzati i



**Fig. 1 - Rete regionale di rilevamento della qualità dell'aria di Arpa FVG. La regione è suddivisa in tre zone (montana, di pianura, triestina). I punti di misura qui riportati riguardano le stazioni urbane da traffico e le stazioni di fondo urbano e suburbano.**

dati raccolti tra febbraio e maggio 2020 dalla rete di rilevamento della qualità dell'aria (RRQA) di Arpa FVG, con particolare focus sulle stazioni urbane di fondo e di traffico dislocate sull'intero territorio regionale (Fig. 1). Sono stati presi in considerazione gli inquinanti normalmente monitorati ai fini del D.Lgs. 155/2010 [3] ovvero ossidi di azoto, materiale particolato ( $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$  ove possibile), ozono e benzene (a cui è abbinato il toluene). Questi parametri vengono normalmente misurati in continuo mediante la strumentazione di cabina che fornisce i dati con cadenza oraria o giornaliera. Inoltre sono anche stati valutati i dati riguardanti la speciazione chimica del  $PM_{10}$  raccolto su filtro, anch'essa usualmente eseguita in ottemperanza della normativa che richiede il monitoraggio dei metalli (per legge As, Cd, Ni e Pb) e degli idrocarburi policiclici aromatici (per legge soltanto il benzo(a)pirene).

## ANDAMENTO DELLE CONCENTRAZIONI DI INQUINANTI

Premesso che da diversi anni in Friuli Venezia Giulia non si riscontrano criticità rispetto alle concentrazioni degli inquinanti normati se non per quanto attiene alle polveri (solamente nella zona sud-occidentale della regione) e all'ozono (su tutta la regione esclusa la zona montana) [4], nei primi mesi del 2020 gli andamenti delle mediane giornaliere regionali di benzene  $C_6H_6$ , biossido di azoto  $NO_2$ , ozono  $O_3$ , polveri sottili  $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$  mostrano alcuni scostamenti rispetto agli anni precedenti (Fig. 2).

Il benzene ha generalmente concentrazioni più basse rispetto agli anni 2016-2019 (Fig. 2, primo pannello), ma poiché questa tendenza è già evidente prima del *lockdown* e della chiusura delle scuole, è da attribuirsi ad una diminuzione delle emissioni che prescinde dalle azioni di contenimento.

Il biossido di azoto ha concentrazioni in linea con gli anni precedenti nelle prime settimane di febbraio (Fig. 2, secondo

pannello). Il calo progressivo che si osserva nei giorni 27 febbraio – 7 marzo potrebbe essere determinato sia dalla chiusura delle scuole sia dalle condizioni meteo favorevoli alla dispersione. Invece l'ulteriore calo nel periodo successivo, seppur accompagnato da fluttuazioni coerenti con le condizioni meteo, è da attribuire agli effetti del *lockdown*.

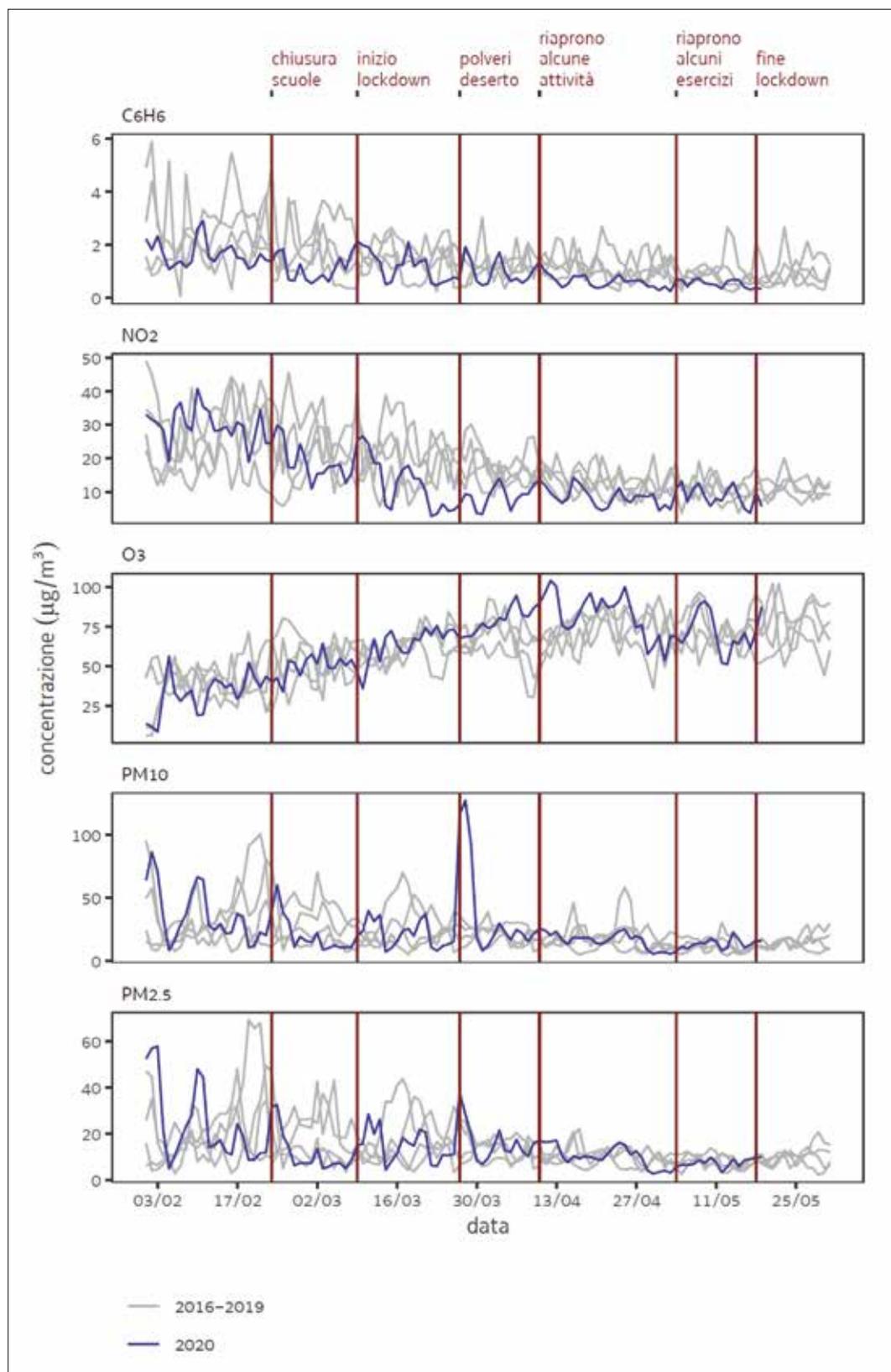
L'ozono, inquinante secondario di origine fotochimica, non risente in maniera evidente degli effetti del *lockdown*. Le concentrazioni di aprile, più alte degli anni precedenti (Fig. 2, terzo pannello), sono da attribuirsi alle temperature particolarmente miti di quelle settimane.

Le polveri  $PM_{10}$  mostrano un vistoso picco di concentrazioni corrispondenti al trasporto a grande scala di polveri di origine desertica che ha interessato il Friuli Venezia Giulia nei giorni 27-29 marzo (Fig. 2, quarto pannello). Il picco è meno marcato per le polveri più sottili  $PM_{2.5}$  (Fig. 2, quinto pannello), segno che le polveri desertiche avevano una granulometria grossolana. Al di là di questo fattore confondente, non si notano particolari scostamenti rispetto agli anni precedenti.

## RAPPORTI DIAGNOSTICI

Come già accennato, la variabile meteorologica (su cui è stata svolta opportuna indagine qui omessa [5]) può costituire un elemento confondente nell'individuazione degli effetti del *lockdown* sulla qualità dell'aria.

Un modo per aggirare questa interferenza è analizzare i rapporti tra concentrazioni di inquinanti. Infatti i fattori meteo che determinano la dispersione ovvero l'accumulo degli inquinanti agiscono per lo più in maniera "aspecifica", cioè senza distinguere tra inquinanti. Perciò in prima approssimazione ci si può aspettare che il rapporto tra le concentrazioni di alcuni inquinanti resti pressoché inalterato a prescindere dalla meteorologia. Dunque l'analisi dei rapporti tra concentrazioni di inquinanti consente di ridurre l'effetto confondente della meteorologia,



**Fig. 2 - Andamenti delle medie regionali dei principali inquinanti atmosferici nel periodo febbraio-maggio. Confronto fra il 2020 e il quadriennio precedente.**

focalizzandosi meglio sugli effetti delle variazioni delle emissioni.

### Rapporto Toluene/Benzene

La letteratura scientifica riporta che le emissioni da traffico veicolare determinano valori del rapporto toluene/benzene superiori ad 1, mentre le emissioni da combustione di biomassa, biocombustibili e carbone determinano valori inferiori a 1 [6-9]. Dunque si è voluto verificare l'effetto del *lockdown* analizzando questo rapporto prima e durante l'attuazione delle azioni di limitazione alla mobilità individuale in base al confronto con gli anni precedenti. Prima dell'entrata in vigore delle misure di contenimento il rapporto toluene/benzene presentava valori generalmente compresi tra 1 e 2, mentre durante il *lockdown* tale rapporto, pur con alcune fluttuazioni, ha spesso raggiunto valori di 0.5 o anche inferiori (Fig. 3). Questa evidente variazione può essere in parte attribuita alla netta diminuzione dei flussi di traffico veicolare, in parte ad un probabile lieve aumento delle emissioni da combustione di biomassa per riscaldamento domestico. Temporanei aumenti del consumo di legna per il riscaldamento domestico sono probabilmente la causa delle analoghe diminuzioni del rapporto toluene/benzene osservate occasionalmente negli anni precedenti, durante settimane caratterizzate da temperature particolarmente rigide.

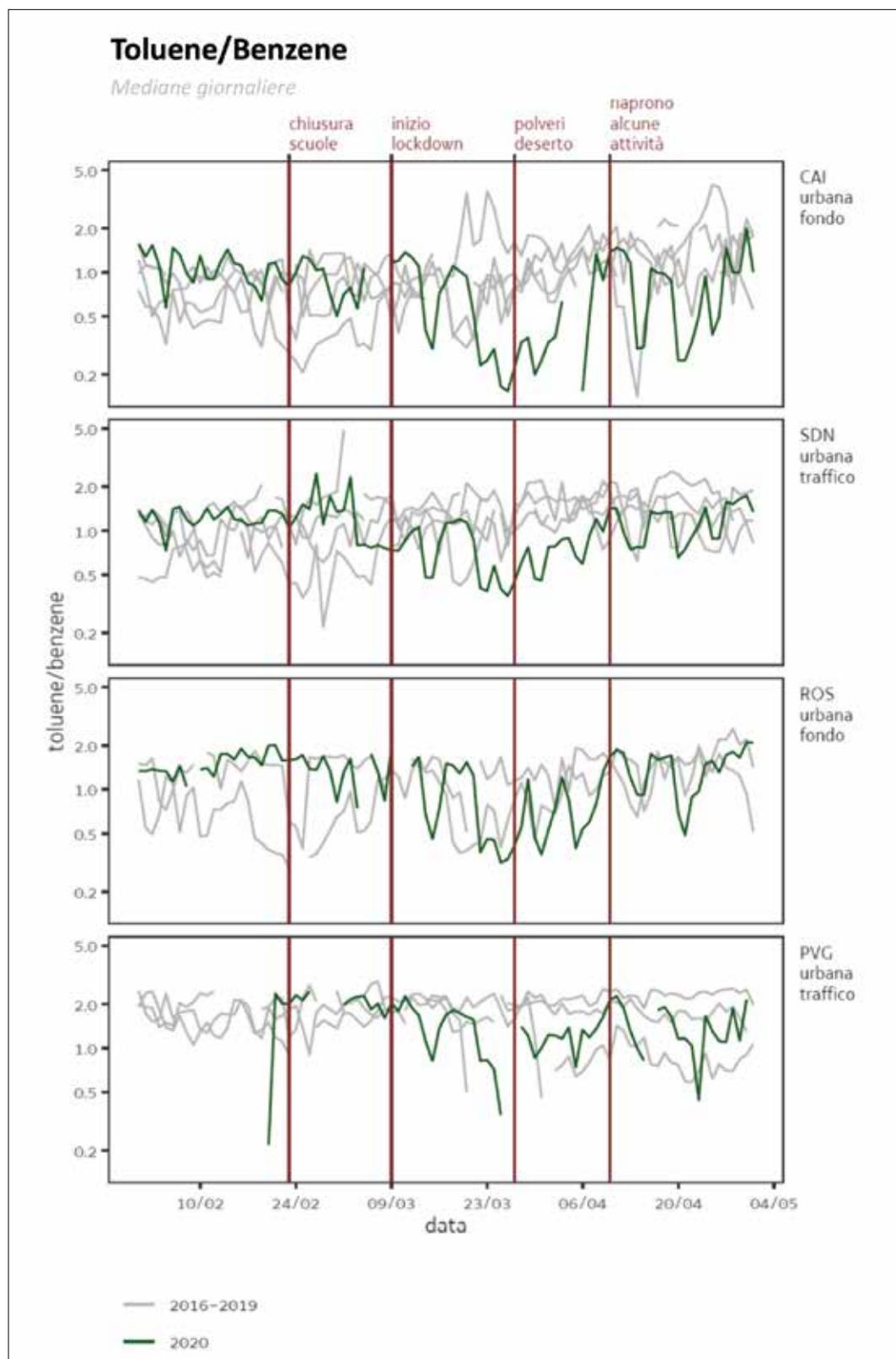
### Rapporto $\text{NO}_x/\text{NO}$

Il rapporto diagnostico  $\text{NO}_x/\text{NO}$  è una grandezza adimensionale il cui valore dipende sia dalla distanza delle fonti emissive di ossidi di azoto sia dai fattori che influenzano la cinetica chimica dell'ossidazione dell'NO a  $\text{NO}_x$  durante il corso della giornata. Essendo la specie NO un inquinante primario emesso direttamente dal traffico veicolare, è stato indagato il rapporto  $\text{NO}_x/\text{NO}$  per poter individuare eventuali variazioni peculiari durante il periodo di *lockdown* rispetto agli andamenti degli anni precedenti, considerando sia stazioni da traffico

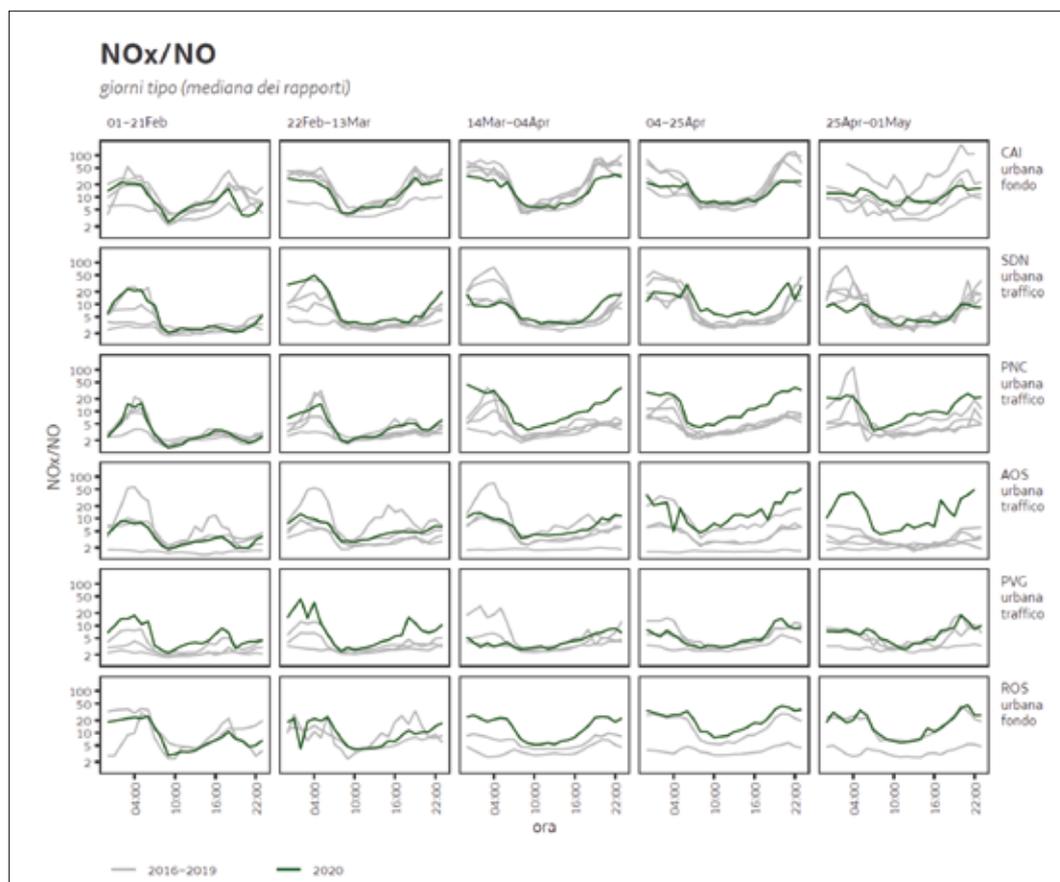
direttamente interessate dal blocco veicolare sia stazioni di fondo per confronto. In seguito al blocco infatti il flusso di traffico è diminuito drasticamente in regione pertanto ci si attende che la riduzione di una fonte importante di NO provochi un aumento contestuale del rapporto diagnostico  $\text{NO}_x/\text{NO}$ . La Fig. 4 riporta i giorni tipo del rapporto  $\text{NO}_x/\text{NO}$  calcolati su periodi di tre settimane ciascuno. Questa suddivisione consente di analizzare separatamente periodi abbastanza omogenei per condizioni meteorologiche e per grado di applicazione delle misure di contenimento del contagio. I grafici della prima colonna riportano l'andamento del giorno tipo prima del *lockdown*, la seconda si riferisce al periodo di sola chiusura delle scuole, le successive due colonne riportano gli andamenti durante il blocco, mentre l'ultima è riferita al periodo in cui il blocco viene parzialmente allentato. In condizioni normali (prima colonna in Fig. 4) il rapporto  $\text{NO}_x/\text{NO}$  presenta i valori minimi in corrispondenza dei picchi di traffico, la mattina e la sera, e i valori massimi nelle ore notturne, quando quasi tutto l'NO prodotto nella fase diurna viene ossidato a  $\text{NO}_x$ . Con l'attuazione del blocco (terza e quarta colonna) viene meno il minimo serale e in generale i valori del rapporto  $\text{NO}_x/\text{NO}$  aumentano, in alcune stazioni di traffico (Pordenone 14 marzo – 25 aprile, Gorizia 25 aprile – 1 maggio) discostandosi dagli andamenti degli anni precedenti.

### Granulometria delle polveri

Le frazioni granulometriche il cui monitoraggio in aria ambiente è previsto per legge sono il  $\text{PM}_{10}$  (polveri con diametro aerodinamico inferiore ai 10 micron) e il  $\text{PM}_{2.5}$  (polveri con diametro aerodinamico inferiore ai 2.5 micron); il  $\text{PM-coarse}$  corrisponde alla differenza fra le due classi precedenti ( $\text{PM}_{10}-\text{PM}_{2.5}$ , polveri con diametro aerodinamico compreso tra i 2.5 e i 10 micron). In questo studio si è partiti dall'ipotesi che, in ambito urbano, le stazioni da traffico possano presentare un aumento della frazione *coarse* a causa del passaggio



**Fig. 3 - Andamento del rapporto toluene/benzene nel periodo febbraio-aprile 2020. Mediane giornaliere confrontate con gli anni precedenti. CAI e SDN sono due stazioni Udine; ROS e PVG sono due stazioni di Trieste.**



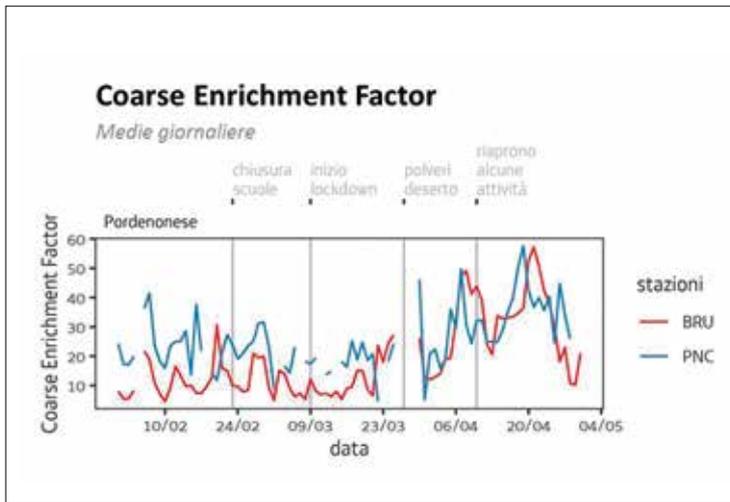
**Fig. 4 - Giorni tipo del rapporto  $\text{NO}_x/\text{NO}$  calcolati ogni tre settimane nel periodo febbraio-aprile 2020, confrontati con gli anni precedenti. CAI e SDN (Udine); PNC (Pordenone); AOS (Gorizia); PVG e ROS (Trieste).**

degli automezzi che determinano il rispolvero del sedime stradale; perciò si è voluto verificare il cosiddetto coefficiente di arricchimento percentuale della frazione *coarse* (CEF, *Coarse Enrichment Factor*):

$$CEF = \frac{(PM_{10} - PM_{2.5})}{PM_{10}} \cdot 100$$

Si sono presi in esame due punti di misura interessati da sorgenti emissive significativamente diverse (nello specifico una stazione da traffico e una di fondo) ma anche spazialmente vicini e dunque soggetti alle stesse condizioni meteo in modo da annullare l'effetto confondente delle variabili meteorologiche. Lo studio in oggetto ha riguardato siti di misura distanti pochi chilometri: la stazione di Pordenone centro (urbana da traffico) e la stazione di

Brugnera (suburbana di fondo). Il periodo di misura considerato va dal 24 gennaio al 22 maggio 2020 comprendente pertanto una fase precedente al *lockdown*, il *lockdown* stesso e una fase successiva al blocco. Dall'insieme di dati analizzati sono stati esclusi i giorni 27-29 marzo perché disturbati da episodi di ricaduta di polveri grossolane provenienti dai deserti asiatici. Inoltre dall'analisi sono escluse le giornate con  $PM_{2.5}$  inferiore a  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , cioè con concentrazioni di polveri molto basse. In Fig. 5 si nota un progressivo aumento del CEF nel corso del periodo, in parte attribuibile al graduale venir meno di una rilevante fonte emissiva di particolato fine, la combustione di legna negli impianti di riscaldamento domestici. Ciò che è interessante rilevare è lo scarto tra la stazione di traffico e la stazione di fondo. Prima



**Fig. 5 - Andamento del CEF nel periodo febbraio-maggio 2020 in due stazioni dell'area pordenonese (medie giornaliere). Brungera (stazione di fondo suburbano) = BRU; Pordenone centro (stazione urbana da traffico) = PNC.**

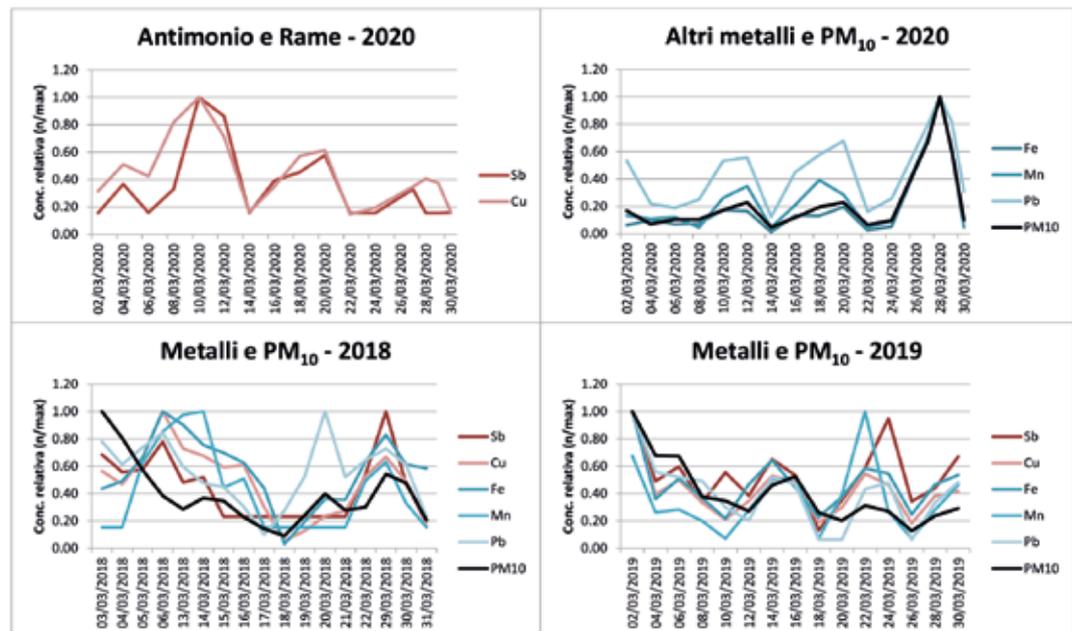
del blocco in prossimità delle strade si registra un CEF sistematicamente più alto, cioè un maggior contributo della frazione grossolana. Durante il lockdown invece il CEF nelle due stazioni è molto simile, segno che è venuto meno quel contributo alla concentrazione di polveri sottili, importante ma limitato alle aree più urbanizzate e trafficate.

## CARATTERIZZAZIONE CHIMICA DELLE POLVERI SOTTILI

Come previsto dalla normativa vigente il particolato atmosferico raccolto in alcune stazioni della rete regionale di qualità dell'aria viene correntemente caratterizzato dal punto di vista chimico. In particolare la normativa prevede il monitoraggio di As, Cd, Ni e Pb e del benzo(a)pirene ai fini della tutela della salute umana; ad essi Arpa FVG associa anche altri parametri, indagabili con le medesime tecniche analitiche (altri metalli ed altri idrocarburi policiclici aromatici), che possono apportare informazioni supplementari di carattere ambientale (individuazione delle fonti di inquinamento).

### Metalli nel PM<sub>10</sub>

È noto dalla letteratura scientifica che alcuni metalli aerodispersi sono più strettamente legati al traffico veicolare, rispetto ad altri metalli che invece possono avere varie origini tra cui quella terrigena; in



**Fig. 6. Concentrazioni relative (riscalate al massimo del periodo) di PM<sub>10</sub> e metalli in esso contenuti rilevate in marzo a Udine. Sopra, a sinistra antimonio e rame, a destra ferro, manganese, piombo e PM<sub>10</sub> nell'anno 2020. Sotto, per confronto, a sinistra le concentrazioni degli stessi parametri nel marzo 2018, a destra nel marzo 2019.**

particolare antimonio Sb e rame Cu derivano dall'usura dei freni [10-13]. Per questo motivo, per l'indagine sul *lockdown*, si è scelto di valutare anche l'andamento delle concentrazioni dei metalli in aria ambiente. Per il presente studio sono stati elaborati i dati della stazione di fondo urbano di Udine di marzo 2020 e confrontati coi dati raccolti nello stesso periodo nei due anni precedenti. Va innanzitutto detto che in ambito urbano le concentrazioni dei metalli normati si attestano da anni a un ordine di grandezza al di sotto dei rispettivi limiti di legge. Fra tutti i metalli analizzati si è deciso di trattare solamente quelli ben determinabili dal punto di vista analitico (almeno metà dei dati quantificabile) e/o che denotassero correlazioni evidenti nella matrice di correlazione (qui non riportata). I metalli selezionati sono stati antimonio Sb e rame Cu (fra loro ben correlati e indicativi del traffico veicolare) nonché ferro Fe, manganese Mn e piombo Pb (fra loro ben correlati e a loro volta ben correlati col  $PM_{10}$ ). Le concentrazioni medie in aria ambiente calcolate nel periodo pre-*lockdown* (2-12 marzo 2020, 6 campioni) e nel periodo di *lockdown* (14-26 marzo 2020, 6 campioni) sono riportate in Tab. 1. Come si può osservare nell'ultima colonna della tabella, la diminuzione percentuale più drastica si è riscontrata proprio per Sb e Cu.

**Tab. 1. Concentrazioni medie di metalli nel  $PM_{10}$ , e del  $PM_{10}$  stesso, rilevate a Udine nel marzo 2020 prima e durante il *lockdown*. Nell'ultima colonna la variazione percentuale del secondo periodo rispetto al primo.**

concentrazione	pre- <i>lockdown</i>	<i>lockdown</i>	variazione
Sb (ng/m <sup>3</sup> )	0.70	0.46	-34%
Cu (ng/m <sup>3</sup> )	5.58	3.00	-46%
Fe (ng/m <sup>3</sup> )	185.25	158.79	-14%
Mn(ng/m <sup>3</sup> )	8.49	8.96	+6%
Pb (ng/m <sup>3</sup> )	3.14	3.09	-2%
$PM_{10}$ (µg/m <sup>3</sup> )	16.50	14.58	-12%

In Fig. 6 si osserva il trend nel mese di marzo 2020 per quanto riguarda Sb e Cu (grafico in alto sinistra) e Fe, Mn, Pb e  $PM_{10}$  (grafico in alto a destra). Le concentrazioni sono state "riscalate" per singolo parametro (concentrazione n-esima su concentrazione massima) così da poter apprezzare simultaneamente gli andamenti di tutti i parametri. Come si può osservare, Sb e Cu presentano un andamento decrescente dall'inizio del mese in poi che non si osserva per gli altri metalli, che invece procedono all'unisono con le concentrazioni di  $PM_{10}$  (nei giorni 27-28-29 marzo si è avuto il fenomeno delle sabbie desertiche molto ben evidente nel grafico di destra). I picchi maggiori in entrambi i grafici, si verificano in concomitanza delle maggiori concentrazioni di polvere ma il trend è comunque diverso nei due casi. Sempre in Fig. 6 si osserva invece che nel 2018 (grafico in basso a sinistra) e nel 2019 (in basso a destra) antimonio e rame presentano un trend che non si discosta da quello degli altri metalli.

### Idrocarburi policiclici aromatici nel $PM_{10}$

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) originano da processi di combustione fra cui si rammentano il traffico veicolare e il riscaldamento domestico. In regione, attualmente, il benzo(a)pirene, l'unico IPA normato, non presenta superamenti anche se i valori medi annui si collocano in prossimità dei riferimenti normativi [4].

Nel presente studio si è voluto ricercare anche per questi inquinanti un eventuale effetto del *lockdown*, per quanto l'analisi non si prospettasse di facile lettura; infatti gli impatti del blocco, già di per sé contrastanti (la riduzione del traffico e la permanenza nelle proprie abitazioni sono due facce della stessa medaglia), sono stati a loro volta influenzati dalla transizione stagionale avvenuta proprio durante il periodo indagato. Sono state prese in considerazione tre stazioni della RR-QA: in pianura la stazione di fondo urbano di Udine (CAI), nella zona montana

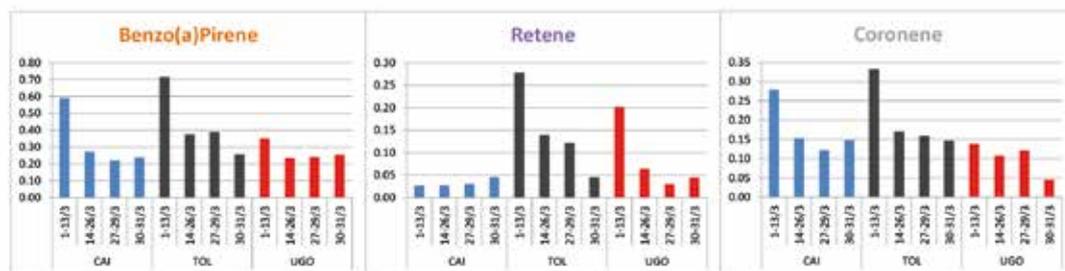


Fig. 7 - Concentrazioni in atmosfera (in ng/m<sup>3</sup>) dei tre IPA benzo(a)pirene, retene e coronene, nei siti di Udine (CAI), Tolmezzo (TOL) e Ugovizza (UGO).

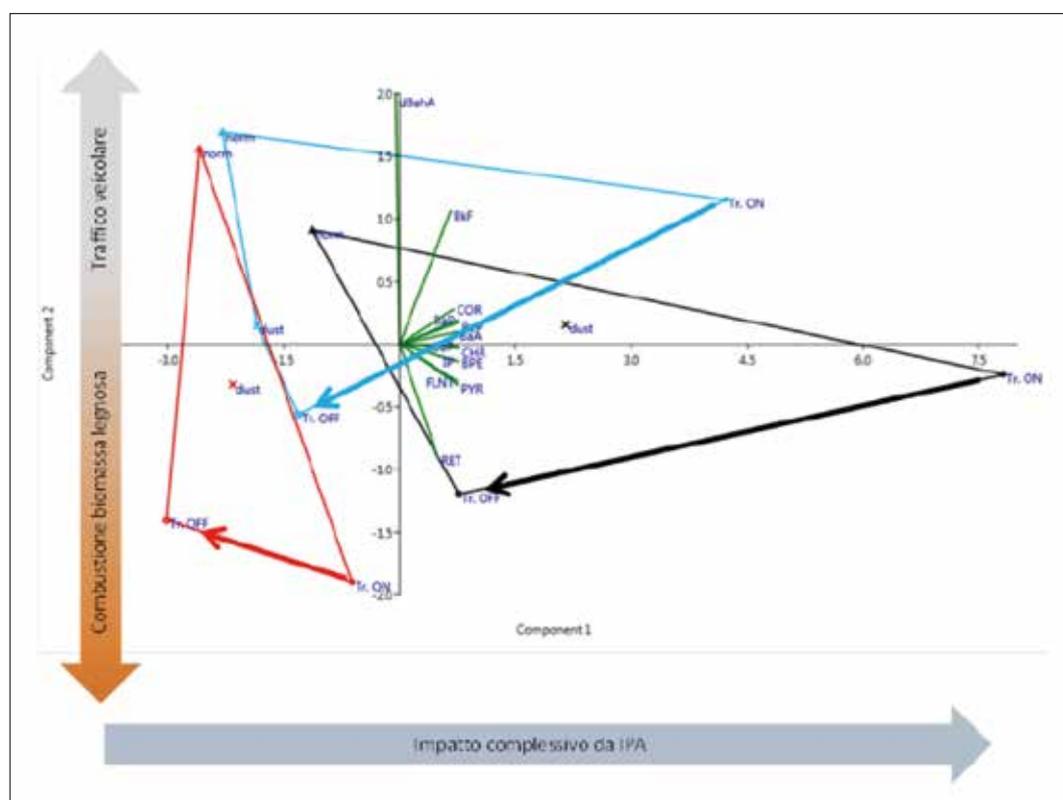


Fig. 8 - PCA degli IPA a Udine (azzurro), Tolmezzo (nero) e Ugovizza (rosso). I vettori in verde rappresentano le proiezioni degli assi relativi alle variabili chimiche originali (*loadings*). Le etichette blu individuano i quattro periodi di campionamento: "tr ON" 1-13/3, "tr OFF" 14-26/3, "dust" 27-29/3, "norm" 30-31/3. Le frecce individuano la transizione da pre-lockdown a lockdown.

la stazione di fondo urbano di Tolmezzo (TOL) e quella suburbana di Ugovizza (UGO). I campioni raccolti nel mese di marzo sono stati cumulati e suddivisi come segue: periodo pre-lockdown (1-13 marzo), periodo del lockdown (14-26 marzo), giorni interessati dal fenomeno di trasporto di polveri desertiche (27-29 marzo) e giorni successivi (30 e 31 marzo).

In Fig. 7 vengono riportati gli andamenti nel tempo presso i tre siti di misura di tre degli 11 congeneri analizzati: il benzo(a)pirene in quanto unico IPA normato (valore obiettivo posto a 1 ng/m<sup>3</sup> come media annua), il retene che alcuni studi indicano come *marker* della combustione di biomasse resinose [14] e il coronene che alcuni studi indicano come possibile

*marker* del traffico veicolare [15,16]. Il retene risulta sostanzialmente assente nella stazione urbana di Udine, mentre gli altri composti, ampiamente presenti nel sito, paiono risentire del *lockdown*. Le concentrazioni di benzo(a)pirene e coronene sono sostanzialmente dimezzate (rispetto ai primi 13 giorni del mese) nelle stazioni urbane mentre in quella di Ugovizza l'entità del decremento è minore, a testimonianza del minore impatto della fonte traffico su quel sito.

Per mettere ulteriormente in luce queste evidenze, si è realizzata un'analisi multivariata, tenendo in considerazione contemporaneamente tutti i congeneri IPA analizzati. Si è condotta un'Analisi delle Componenti Principali PCA [17] riportando nel piano delle prime due Componenti Principali sia la proiezione dei campioni che quella delle variabili chimiche originali: si ottiene cioè il *biplo*t riportato in Fig. 8. Poiché i *loadings* di quasi tutti i congeneri IPA sono orientati verso i due quadranti di destra (cioè sul verso positivo della PC1), mentre quello del retene ("RET" nel grafico), risulta orientato verso il basso, a differenza della maggior parte degli altri congeneri, è possibile identificare la PC1 (asse orizzontale) come una componente che rendiconta la generale intensità dell'impatto degli IPA, e la PC2 come una componente che discrimina tra la fonte traffico e la fonte da combustione di biomassa (*biomass burning*). Dunque i campioni a maggior impatto complessivo da IPA si collocano a destra nel grafico, quelli a minor impatto da IPA a sinistra; i campioni a prevalente fonte traffico si collocano in alto, mentre quelli a prevalente fonte *biomass burning* si collocano in basso. La transizione dal periodo pre-*lockdown* ("tr ON" nel *biplo*t) al periodo di *lockdown* ("tr OFF") è differente per le tre stazioni: a Udine si registra un netto spostamento dalla zona ad alto impatto di IPA di origine traffico a quella a basso impatto di IPA; anche a Tolmezzo il *lockdown* determina una netta attenuazione dell'impatto da IPA, ma rispetto a Udine il contributo della combustione di

legna è più marcato, e durante il blocco risulta prevalente; infine a Ugovizza l'impatto degli IPA è molto minore, soprattutto ascrivibile alla combustione di biomassa legnosa, e non significativamente alterato dal *lockdown*.

## CONCLUSIONI

I provvedimenti di confinamento e di limitazione della mobilità, messi in atto a livello locale, regionale e nazionale per contenere la diffusione del COVID-19, hanno determinato una riduzione dei flussi di traffico di oltre il 70% rispetto alle condizioni normali nelle ultime settimane di marzo 2020. Ciò ha prodotto alcuni effetti sulla matrice ambientale aria. Le stime modellistiche hanno rendicontato riduzioni importanti soprattutto per gli ossidi di azoto (-25%); decisamente minori sono risultate le riduzioni delle emissioni delle polveri sottili (circa -8%) e dei composti organici volatili (circa -4%). In base ai dati misurati dalla rete di rilevamento della qualità dell'aria del Friuli Venezia Giulia è stato calcolato un calo delle concentrazioni di biossido di azoto pari a circa il 40% rispetto agli anni precedenti che sostanzialmente ha anticipato di tre o quattro settimane la consueta diminuzione delle concentrazioni che si osserva in primavera. Simili sono state le evidenze riscontrate per il benzene. Le polveri sottili hanno presentato un calo decisamente meno rilevante (pari o inferiore al 10%) e fluttuazioni più marcate, determinate dalla meteorologia e da un evento di trasporto di polveri desertiche tra il 27 e il 29 marzo. L'ozono - inquinante prettamente secondario, fortemente legato alla radiazione solare e dunque molto variabile tra un anno e l'altro - non ha mostrato variazioni rilevanti rispetto agli anni precedenti. L'analisi condotta sui rapporti tra le concentrazioni di inquinanti ha consentito di ridurre l'effetto confondente della meteorologia e ha messo così in luce alcuni fenomeni interessanti. Il rapporto toluene/benzene - buon indicatore dell'origine prevalente delle emissioni

locali di questi composti organici volatili - nelle settimane della serrata è calato vistosamente, seppur con ampie fluttuazioni, da valori tipici del traffico veicolare a valori caratteristici della combustione di legna. A fine aprile - in corrispondenza del mitigarsi delle temperature e dell'allenarsi delle misure di contenimento - tale indicatore è tornato a livelli più consueti. L'analisi del rapporto  $\text{NO}_x/\text{NO}$  - il cui valore dipende sia dalla distanza delle fonti emissive sia dalla cinetica chimica - mostra che per gli ossidi di azoto gli effetti del *lockdown* si sono manifestati soprattutto in prossimità delle strade. Analogamente, l'analisi granulometrica delle polveri sottili evidenzia il venir meno durante la serrata della risospensione di polveri grossolane, indotta dal transito di veicoli e usualmente registrata dalle stazioni di bordo strada. L'analisi del contenuto di alcuni metalli nelle polveri sottili evidenzia un significativo calo di antimonio e rame, originati prevalentemente dall'usura dei freni dei veicoli. Anche sul contenuto di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) nel  $\text{PM}_{10}$  le azioni di contenimento del contagio hanno prodotto effetti misurabili. Agendo in particolare sul traffico, hanno determinato la riduzione degli IPA associati ai trasporti, facendo così risaltare quelli principalmente legati alla combustione domestica.

In estrema sintesi, utilizzando peculiari approcci analitici e matematici, è stato possibile evidenziare taluni effetti sulla matrice aria dovuti alla drastica riduzione dei trasporti durante il *lockdown*. Ciò detto, la qualità dell'aria, già mediamente buona per quanto attiene al Friuli Venezia Giulia, in questo periodo non ha subito sostanziali miglioramenti rispetto alla condizione abituale, specialmente per quanto riguarda il materiale particolato. Tutto ciò dimostra che, oggigiorno, l'impatto del traffico veicolare, a fronte del rinnovo del parco circolante, determina solo in parte la qualità dell'aria in ambito urbano e sono altre le fonti di inquinamento - come il riscaldamento domestico - che impattano su quei parametri non ancora pienamente rispettosi dei limiti di legge.

## RINGRAZIAMENTI

Questo lavoro è stato possibile anche grazie al progetto europeo LIFE-PREPAIR (LIFE15 IPE IT013, [www.lifeprepare.eu](http://www.lifeprepare.eu)) che opera per la qualità dell'aria nel Nord Italia e in Slovenia.

## NOTE BIBLIOGRAFICHE

- [1] Pepe, E., Bajardi, P., Gauvin, L., Privitera, F., Lake, B., Cattuto, C., and Tizzoni, M. COVID-19 outbreak response: a first assessment of mobility changes in Italy following national lockdown. medRxiv (2020).
- [2] [http://www.arpa.fvg.it/cms/tema/aria/presioni/Catasto\\_emissioni/catasto.html](http://www.arpa.fvg.it/cms/tema/aria/presioni/Catasto_emissioni/catasto.html)
- [3] 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. <https://www.gazzettaufficiale.it/>
- [4] AA. VV. Relazione annuale sulla qualità dell'aria 2019 - ARPA FVG. [http://www.arpa.fvg.it/export/sites/default/tema/aria/utilita/Documenti\\_e\\_presentazioni/tecnico\\_scientifiche\\_docs/Relazione\\_qa\\_2019\\_FVG.pdf](http://www.arpa.fvg.it/export/sites/default/tema/aria/utilita/Documenti_e_presentazioni/tecnico_scientifiche_docs/Relazione_qa_2019_FVG.pdf)
- [5] Baiutti, E., Bellini, M., Bonafè, G., Mistaro, A., Montanari, F., Movia, A., Petrini, A., Stel, F., Tolloi, A., Visintin, M. Effetti sulla matrice ambientale ARIA delle azioni di contenimento del COVID-19. Relazione tecnica (ARPA FVG, giugno 2020) [http://www.arpa.fvg.it/export/sites/default/tema/aria/utilita/Documenti\\_e\\_presentazioni/tecnico\\_scientifiche\\_docs/Report\\_Lockdown\\_ARPAFVG\\_Approvato.pdf](http://www.arpa.fvg.it/export/sites/default/tema/aria/utilita/Documenti_e_presentazioni/tecnico_scientifiche_docs/Report_Lockdown_ARPAFVG_Approvato.pdf)
- [6] Zhang, Z., Zhang, Y., Wang, X., Lü, S., Huang, Z., Huang, X., Yang, W., Wang, Y., and Zhang, Q. Spatiotemporal patterns and source implications of aromatic hydrocarbons at six rural sites across China's developed coastal regions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(11):6669–6687 (2016).
- [7] Seco, R., Peñuelas, J., Filella, I., Llusia, J., Schallhart, S., Metzger, A., Müller, M., and Hansel, A. Volatile organic compounds in the western Mediterranean basin: urban and rural winter measurements during the

- DAURE campaign. Atmospheric chemistry and physics, 13(8):4291–4306 (2013).
- [8] Liu, Y., Shao, M., Fu, L. L., Lu, S. H., Chang, C. C., Wang, J. L., et al., Volatile organic compound (VOC) measurement in the Pearl River Delta (PRD) region, China. *Atmos. Chem. Phys.*, 8, 1531-1545 (2008a).
- [9] Caselli, M., de Gennaro, G., Marzocca, A., Trizio, L., Tutino, M., Assessment of the impact of the vehicular traffic on BTEX concentration in ring roads in urban areas of Bari (Italy). *Chemosphere*, 81, 306-311 (2010).
- [10] Iijima, A., Sato, K., Fujitani, Y., Fujimori, E., Saito, Y., Tanabe, K., Ohara, T., Kozawa, K., and Furuta, N. Clarification of the predominant emission sources of antimony in airborne particulate matter and estimation of their effects on the atmosphere in Japan. *Environmental chemistry*, 6(2):122–132 (2009).
- [1] Iijima, A., Sato, K., Yano, K., Kato, M., Kozawa, K., and Furuta, N. Emission factor for antimony in brake abrasion dusts as one of the major atmospheric antimony sources. *Environmental science & technology*, 42(8):2937–2942 (2008).
- [12] Denier van der Gon, H.A.C., Hulskotte, J.H.J., Visschedijk, A.J.H., Schaap, M., A revised estimate of copper emissions from road transport in UNECE-Europe and its impact on predicted copper concentrations. *Atmos. Environment*, 41, 8697–8710 (2007).
- [13] Gietl, J. K., Lawrence, R., Thorpe, A. J., Harrison, R. M., Identification of brake wear particles and derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road. *Atmos. Environment*, 44, 141–146 (2010).
- [14] Stogiannidis, E., Laane, R. Source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons by using their molecular indices: an overview of possibilities. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 234:49-134 (2015).
- [15] Larsen, R.K., Baker, J.E. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: a comparison of three methods. *Environ. Sci. Technol.*, 37:1873–1881 (2003).
- [16] Alam, M.S., Delgado-Saborit, J.M., Stark, C., Harrison, R.M. Using atmospheric measurement of PAH and quinone compounds at roadside and urban background sites to assess sources and reactivity. *Atmospheric Environment*, 77: 24-35 (2013).
- [17] Wold, S., Albano, C., Dunn, W., Edlund, U., Esbensen, K., Geladi, P., Hellberg, S., Johansson, E., Lindberg, W., and Sjöström, M. *Multivariate data analysis in chemistry*. Chemometrics, 17–95, Springer (1984).

MARA GALLETTI (\*),  
ANDREA PILERI

Arpa Umbria

(\* ) [m.galletti@arpa.umbria.it](mailto:m.galletti@arpa.umbria.it)

## Monitoraggio in aria ambiente di PCDD, PCDF e PCB nella regione Umbria

**Riassunto** - In questo articolo verranno esaminati i dati relativi al monitoraggio di PCDD/PCDF e PCB nella matrice aria, campionata in alcuni punti della rete di monitoraggio della Qualità dell'aria (QA) della regione Umbria, da 10 anni a questa parte. I dati di qualità dell'aria verranno messi in relazione a quelli rilevati nelle sorgenti emmissive più significative per questo tipo di contaminanti. Verrà fatto un breve accenno anche ad un sistema di monitoraggio alternativo con licheni sperimentato da un gruppo di ricerca dell'Università di Roma "La Sapienza" al quale ha partecipato anche ARPA Umbria fornendo il supporto analitico. I dati esaminati, in linea con altri dati di letteratura rilevati a livello nazionale, mostrano un andamento decrescente nel tempo, giustificabile con le migliori tecnologie messe in campo a livello di emissioni che hanno ridotto sensibilmente i livelli di questi contaminanti negli effluenti gassosi sia diffusi che convogliati. Lo studio del biomonitoraggio con licheni ha restituito un quadro rispondente a quello delineato con il monitoraggio tradizionale confermandone l'affidabilità come strumento semplice e poco costoso per sondare la distribuzione spaziale di POPs anche in aree molto vaste.

**Parole chiave:** PCDD/PCDF, PCB,  $PM_{10}$ , deposizioni atmosferiche.

***Atmospheric monitoring of PCDD/PCDF and PCB in a region of central Italy (Umbria).***

**Summary** - This article will examine the data relating to the monitoring of PCDD/PCDFs and PCBs in the air matrix sampled in some points of the Air Quality (QA) monitoring network of the Umbria region, referring to a time span of about 10 years. The data will be related to those detected in the most significant emission sources for this type of contaminants. A brief mention will also be made of an alternative monitoring system with lichens tested by a research group of the University of Rome "La Sapienza" in which ARPA Umbria also participated, providing analytical support. The data examined, in line with other literature data collected at national level, show a decreasing trend over time. This trend could be explained by the best technologies implemented in terms of emissions which have significantly reduced the levels of these contaminants in both diffused and conveyed gaseous effluents. The study of biomonitoring with lichens has returned a picture that corresponds to that outlined with traditional monitoring, confirming its reliability as a simple and inexpensive tool for probing the spatial distribution of POPs even in very large areas.

**Keywords:** PCDD/PCDF, PCB,  $PM_{10}$ , atmospheric deposition

## INTRODUZIONE

Diossine PCDD (PoliCloroDibenzo-Diossine), Furani PCDF (PoliCloroDibenzoFurani) e PCB (PoliCloroBifenili) fanno parte di una classe specifica di composti chiamati POPs (Persistent Organic Pollutants) aventi le seguenti caratteristiche in comune:

- elevata stabilità chimica, fisica e biologica, una volta immessi nell'ambiente possono rimanerci per anni ed essere trasportati anche a grande distanza rispetto al loro punto di emissione
- elevata lipofilità, tendono ad accumularsi nei tessuti grassi dando luogo a fenomeni di bioconcentrazione e bioaccumulo negli organismi viventi
- elevata tossicità sia acuta che cronica.

Le PCDD/PCDF raccolgono un gruppo di 210 composti aromatici policlorurati a struttura planare, di questi solo 17 congeneri destano particolare attenzione dal punto di vista tossicologico, quelli le cui molecole contengono da 4 a 8 atomi di cloro nelle posizioni 2,3,7,8.

I PCB costituiscono un ulteriore gruppo di 209 congeneri, dei quali 12 presentano proprietà tossicologiche molto simili alle diossine e sono pertanto definiti PCB "diossina-simili" [1].

PCDD/PCDF e PCB pur avendo molte caratteristiche in comune hanno origini molto diverse (Tab.1)

A causa della loro stabilità e persistenza, questi inquinanti, una volta immessi nell'ambiente tendono ad accumularsi dapprima nella parte organica di suoli e sedimenti [2] e successivamente nella catena alimentare concentrandosi in organismi ed alimenti specie se con elevato contenuto lipidico [3].

La principale via d'ingresso di tali contaminanti nell'uomo è rappresentata dall'ingestione (95%) mentre la via inalatoria conta soltanto per un 5% [4]. Nonostante ciò il loro monitoraggio nei vari comparti ambientali è estremamente importante, specie nella matrice aria che rappresenta la prima via di ingresso delle diossine in ambiente ed il mezzo attraverso il quale vengono trasportate in aree anche lontane rispetto al punto di emissione.

Di POPs si è occupata la UE con il regolamento CE 850/2004 [5] che, con l'obiettivo di tutelare la salute umana e l'ambiente, partendo dal principio di precauzione, ha introdotto limitazioni/divieti di produzione e commercializzazione di una lista di sostanze tra cui i PCB, mentre per i PCDD/PCDF, la cui emissione è del tutto indesiderata, sono stati proposti piani di azione per la riduzione e il controllo delle loro emissioni. Per tali sostanze sono stati quindi avviati piani di controllo e monitoraggio volti a verificarne i livelli nei vari comparti ambientali e seguirne il loro andamento nel tempo.

**Tab.1. Principali fonti di emissione di PCDD/PCDF e PCB.**

Principali fonti di PCDD/PCDF	Principali fonti di PCB
Incenerimento rifiuti	Fluidi dielettrici per condensatori e trasformatori
Fonderie, lavorazioni metallurgiche	Fluidi idraulici o come trasferimento di calore
Riscaldamento domestico specialmente se alimentato a biomasse	Additivi:PVC, inchiostri, preservanti del legno, lubrificanti, vernici etc.
Incendi e fuochi all'aperto	
Specifici processi industriali	
Prodotti involontariamente e rilasciati in ambiente prevalentemente attraverso le emissioni in atmosfera	Prodotti intenzionalmente e poi rilasciati in ambiente in modo accidentale o volontario per smaltimento inappropriato

In questo ambito, anche la regione Umbria ha attivato una serie di controlli sui livelli di PCDD/PCDF e PCB sia in termini di emissioni che di ricaduta ambientale, dapprima affidando le analisi a dei laboratori esterni fino a sviluppare nel 2008, questa linea di attività all'interno del proprio laboratorio nel sito di Terni. Attualmente ARPA Umbria dispone per la misura di tali contaminanti di un triplo quadrupolo (GC-MS/MS) e di una massa magnetica ad alta risoluzione (DFS) con i quali esegue la ricerca di PCDD/PCDF e PCB-dl in tutte le matrici ambientali e recentemente anche in quelle alimentari.

I primi controlli inerenti alle diossine in Umbria risalgono al 2003 e sono relativi al SIN Papigno, ci sono state poi campagne conoscitive che hanno riguardato espressamente il Polo di incenerimento dei rifiuti di Maratta ed il Polo Siderurgico di Prisciano, entrambi collocati nella Conca Ternana [6].

A luglio 2009 a seguito di un incendio di un capannone in cui era stoccata una notevole quantità di rifiuti plastici, venne avviata un'importante attività di monitoraggio dei POPs che ha riguardato matrici ambientali ma anche foraggi, alimenti di origine animale (IZS) e matrici biologiche (studio ISS su siero di donne nullipare). L'interpretazione dei dati, resa difficoltosa dalla mancanza di conoscenza sui valori di fondo di questi contaminanti nei vari comparti ambientali, mise comunque in evidenza l'elevata criticità ambientale della Conca Ternana anche per questo tipo di inquinanti.

La criticità riscontrata a seguito dell'incendio di Vascigliano unitamente alla possibilità di poter effettuare i controlli all'interno dalla propria struttura hanno fatto sì che venisse predisposto un controllo sistematico di tali contaminanti in tutte le principali sorgenti di emissione e nelle varie matrici ambientali.

Nel presente lavoro vengono raccolti ed elaborati i dati relativi indicativamente agli ultimi 10 anni di monitoraggio atmosferico di PCDD/PCDF e PCB della regione Umbria. L'attenzione verrà

focalizzata su una particolare area della regione: La Conca Ternana, segnata da oltre un secolo di intensa attività industriale.

Poiché PCDD/PCDF e PCB, sono presenti in ambiente in miscele molto complesse con caratteristico tossicologiche anche molto diverse tra congeneri e congeneri, ad eccezione di alcuni casi specifici, tutte le valutazioni che seguiranno verranno effettuate sulle concentrazioni espresse con indice complessivo di tossicità equivalente (TEQ) che rappresenta la somma delle concentrazioni dei singoli congeneri normalizzate per i singoli fattori di tossicità equivalente (TEF) calcolato rispetto alla 2378TCDD a cui viene attribuito un TEF di 1 [7].

## LA RETE DI MONITORAGGIO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA IN UMBRIA



Fig. 1. Rete di monitoraggio di qualità dell'aria in Umbria [8].

La rete di monitoraggio della qualità dell'aria della regione Umbria conta 25 stazioni fisse: 14 Urbane, 9 Industriali e 2 rurali di fondo, dislocate sul territorio regionale così come rappresentato in Fig. 1. In 13 stazioni, oltre al monitoraggio in



**Fig. 2. Mappa della Conca Ternana**

continuo di  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{PM}$  etc, viene effettuata la caratterizzazione chimica del particolato atmosferico per accertare il rispetto dei parametri riportati nel DLgs 155/2020 (As, Pb, Ni, Cd e Benzo[a]Pirene).

Al fine di ricavare informazioni aggiuntive sulla qualità dell'aria anche in relazione alle specifiche sorgenti di emissione, oltre ai parametri indicati nel Decreto, ne vengono determinati altri tra cui PCDD/PCDF e PCB.

Oltre al particolato sospeso, in 8 delle 25 centraline, sono posizionati anche dei deposimetri per il monitoraggio delle polveri sedimentabili sulle quali vengono determinati, oltre a metalli ed IPA, anche PCDD/PCDF e PCB.

Come anche detto nell'introduzione, l'attenzione verrà focalizzata sull'area della Conca Ternana ad elevata criticità ambientale. In questo territorio, caratterizzato da una orografia e meteorologia poco favorevole alla dispersione degli inquinanti, troviamo inseriti in pieno contesto urbano, un polo siderurgico per la produzione di acciai speciali, un polo chimico e un polo per l'incenerimento dei rifiuti. Nella Fig. 2 viene riportata una mappa

della Conca Ternana in cui sono evidenziati in rosso i poli industriali più significativi, in particolare per quanto riguarda le emissioni di PCDD/PCDF e PCB prenderemo in considerazione il polo incenerimento rifiuti (Terni Maratta) e il polo siderurgico (Terni Prisciano).

Nel presente lavoro tenteremo di mettere in relazione le PCDD/PCDF e PCB negli effluenti gassosi convogliati (emissioni) con quanto misurato in ambiente nella matrice aria (immissioni).

Dal punto di vista normativo dobbiamo fare una distinzione tra le emissioni e le immissioni infatti mentre le prime devono rispondere ad una normativa ben specifica (D.Lgs 152/2006 e s.m.i.) per le seconde non esistono normative di riferimento o limiti di legge nazionali ma solo valori guida proposti da alcuni stati membri dell'Unione Europea e sviluppati sulla base della valutazione del rischio per la popolazione esposta.

Poiché l'obiettivo di questa relazione non è l'analisi dei dati rispetto ai limiti emissivi, ma solo il loro confronto con quanto ritrovato in atmosfera, a titolo di esempio verranno riportati dati relativi ad alcuni controlli svolti in due degli

impianti ritenuti più significativi per ciò che riguarda le emissioni di PCDD/PCDF:

- Camino E52 (Forno5) Acciai Speciali Terni AST
- Camino E1 Termovalorizzatore ACEA (E1) (pulper da cartiera)

E' importante ricordare che:

- in entrambi gli impianti sono presenti sistemi di abbattimento dei microinquinanti organici con carboni attivi
- in entrambi gli impianti sono stati installati dal 2013, sistemi di campionamento in continuo di microinquinanti (DECS).

Nei grafici che seguono vengono rappresentati i livelli di concentrazione di PCDD/PCDF e in alcuni casi di PCB, rilevati nel corso dei controlli effettuati da ARPA sui flussi gassosi convogliati dei camini sopra riportati.

I livelli di PCDD/PCDF negli effluenti gassosi del termovalorizzatore (Fig. 3), si sono mantenuti sempre su valori prossimi agli  $0.01 \text{ ng-I-TEQ/Nm}^3$  quindi ben al di sotto del limite di emissione fissato a  $0.1 \text{ ng-I-TEQ/Nm}^3$ , questo limite da giugno 2019 è stato ridotto a  $0,05 \text{ ng I-TEQ/Nm}^3$ . Ad aprile 2019 a seguito di un prelievo con campionatore isocinetico automatico di lungo periodo (DECS) e successiva analisi dell'aliquota filtro+resina, viene registrato un innalzamento dei livelli di PCDD/PCDF, dato successivamente confermato dal controllo ufficiale di ARPA. Da qui sono scaturite una serie di verifiche per capire le cause di tale innalzamento sulla base delle quali ACEA ha attivato delle azioni correttive che hanno riportato i livelli delle diossine verso valori maggiormente cautelativi.

In termini di portata volumetrica, le emissioni in atmosfera del polo siderurgico risultano essere di gran lunga più importanti rispetto a quelle del termovalorizzatore, nonostante ciò il limite emissivo consentito per le PCDD/PCDF fino al 2018 era di  $0.4 \text{ ng-I-TEQ/Nm}^3$ .

Nel 2016 l'introduzione di sistemi di abbattimento dei microinquinanti organici con iniezione di carboni attivi ha consentito di ridurre notevolmente il livello di questi inquinanti nei flussi gassosi convogliati (Fig. 4.) e quindi a Gennaio 2019 il limite emissivo per tutti i camini di AST è stato ridotto a  $0,1 \text{ ng(I-TEQ)/Nm}^3$ .

### PCDD/PCDF E PCB NELLE DEPOSIZIONI ATMOSFERICHE

Con il termine di deposizione atmosferica si intende l'insieme di i processi chimico-fisici attraverso i quali le sostanze inquinanti, presenti nell'aria sotto forma di particelle, aerosol o gas, passano al suolo, ai vegetali, ai corpi idrici e ad altri tipi di superfici. I processi di deposizione comprendono le "deposizioni umide" che avvengono attraverso le precipitazioni atmosferiche (pioggia, neve, nebbia) e le "deposizioni secche" che avvengono per azione della sedimentazione gravitazionale. Il loro monitoraggio risulta estremamente utile per valutare il trasferimento degli inquinanti dall'atmosfera ad altri comparti ambientali, nel caso delle PCDD/PCDF questa modalità di immissione nell'ambiente rappresenta uno dei principali meccanismi di contaminazione della catena alimentare. Per questo motivo, il monitoraggio di microinquinanti organici nelle deposizioni atmosferiche riveste particolare importanza nella valutazione dell'impatto sull'ambiente delle emissioni di PCDD/PCDF da parte delle varie sorgenti [9].

Non esistendo una normativa specifica o limiti di legge nazionale per PCDD/PCDF in atmosfera, alcuni stati dell'unione europea, hanno proposto valori guida sviluppati a partire dai valori di «dose tollerabile giornaliera». Considerando una dose tollerabile giornaliera variabile da 1 a 4 pg TEQ/Kg di peso corporeo (dati OMS), si è arrivati a definire i seguenti valori guida per le deposizioni atmosferiche (Tab. 2).

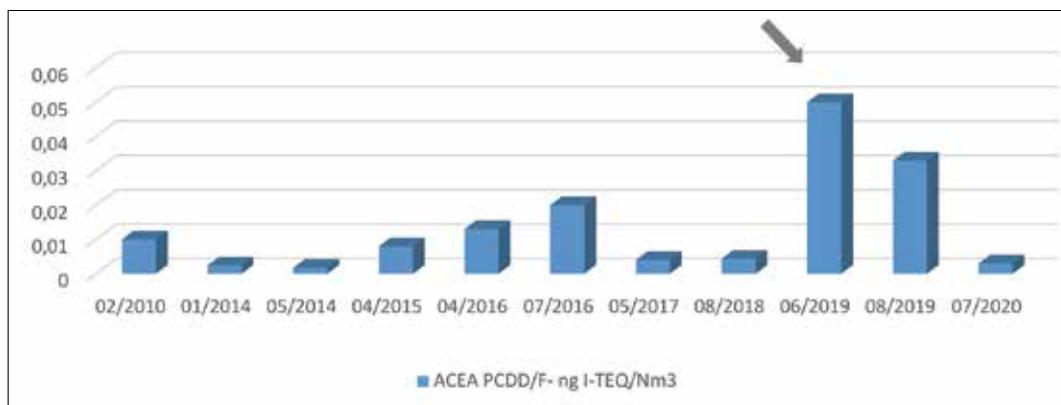


Fig. 3. Concentrazioni di PCDD/PCDF in ng-I-TEQ/Nm<sup>3</sup> relativi al camino E1 del termovalorizzatore ACEA.

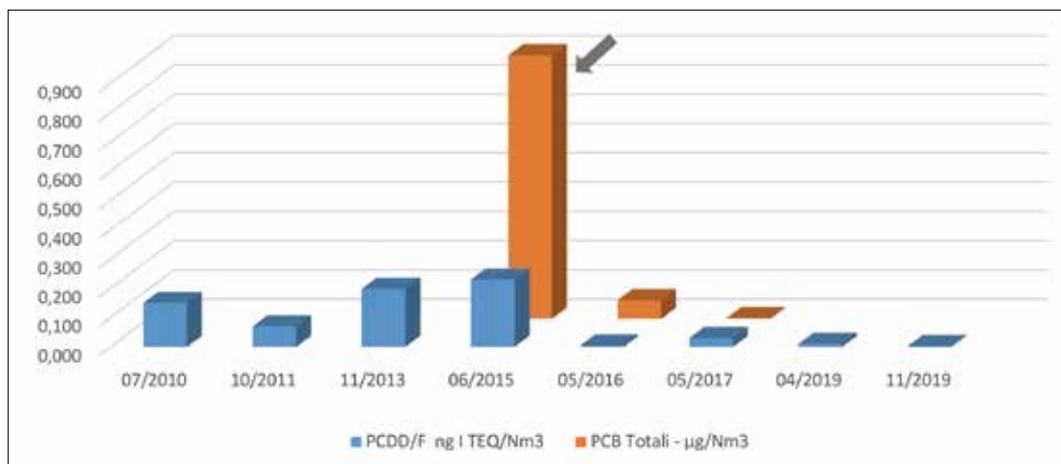


Fig. 4. Concentrazioni di PCDD/F in ng-I-TEQ/Nm<sup>3</sup> e PCB µg/Nm<sup>3</sup> relativi al camino E52 di AST.

Tab. 2. Valori guida per PCDD/PCDF e PCB-dl nelle deposizioni atmosferiche [10].

Assunzione giornaliera di PCDD/PCDF Kg TEQ/Kg pc	Deposizione su base annua (pgTEQ/m2d)	Deposizione su base mensile (pgTEQ/m2d)
4	14	27
3	10	20
1	3,4	6,8
2	8,2	21

Nella Fig. 5 vengono riportate le concentrazioni medie rilevate nelle deposizioni della regione Umbria aggregate per tipologia di stazione. Possiamo notare come le concentrazioni di diossine non

sembrano risentire in modo significativo della presenza di insediamenti urbani e/o industriali a differenza dei PCB che sembrano strettamente collegati all'attività industriale.

Anche prendendo a riferimento l'area della Conca Ternana con tutte le sue criticità, I dati rilevati in Umbria rientrano perfettamente nei valori guida riportati in Tab. 2 e sono allineati con quelli misurati in altri siti nazionali (Tab. 3).

Nei grafici raccolti in Fig. 6, viene valutato l'andamento temporale di PCDD/PCDF nelle deposizioni atmosferiche. Per alcuni punti della rete abbiamo collezionato dati già dal 2013, ma per omogeneità di trattamento abbiamo riportato

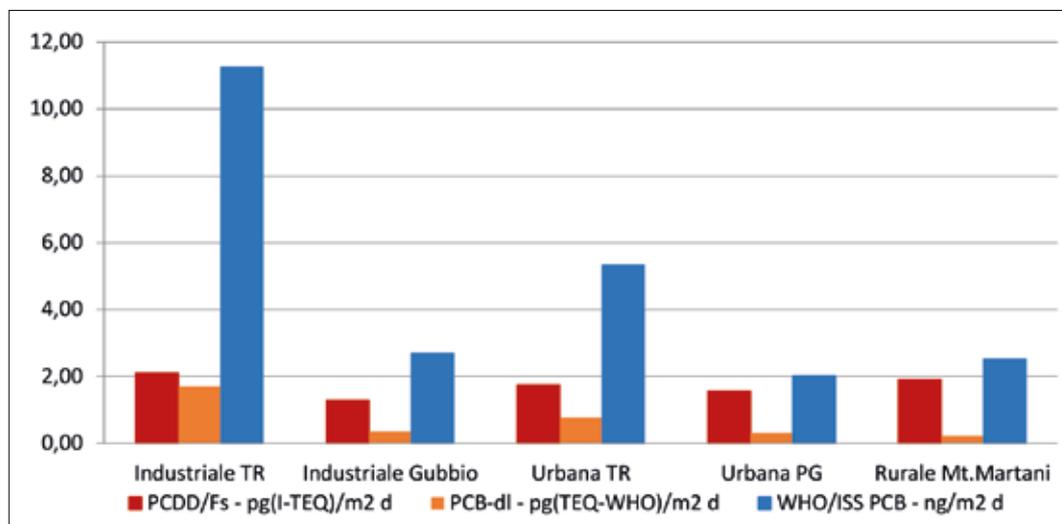


Fig. 5. Istogramma delle concentrazioni di PCDD/PCDF e PCB nelle deposizioni atmosferiche della regione Umbria.

Tab. 3. Concentrazione di PCDD/PCDF nelle deposizioni di altri siti nazionali [11].

Area Rurale (Mantova)	1.28-2.71
Area Urbana/industriale con inceneritore (Mantova)	2.10-5.13
Area industriale (Porto Marghera)	15-2767
Area Urbana con inceneritori (Regione Veneto)	10-337
Area Urbana con inceneritore (Rimini)	0.75-3.7
Area urbana con inceneritore (San Nicola di Melfi)	2.33-4.47
Area Industriale Taranto	6.7-42
Area Urbana-Industriale con Acciaieria e Inceneritore (Terni)	0.5-4.0
Area rurale Umbria (Mt. Martani)	

solo quelli dal 2017 ad oggi. I dati sono stati inseriti come concentrazioni medie trimestrali.

Per tutti i punti considerati osserviamo un andamento decrescente nel tempo. Il sito di Prisciano, le cui concentrazioni di PCDD/PCDF e PCB sono generalmente superiori agli altri punti della rete, registra anche il maggior decremento per le PCDD/PCDF.

### PCDD/PCDF E PCB NEL PM<sub>10</sub>

Anche per il particolato fine PM<sub>10</sub> non sono stati definiti limiti di legge ma solo valori guida. In Italia la Commissione Tossicologica Consultiva Nazionale ha

espresso un limite massimo ammissibile per PCDD/F in aria ambiente di 40 fgI-TEQ/m<sup>3</sup> e di 120 fg I-TEQ/m<sup>3</sup> in ambienti di lavoro. La Commissione tedesca(LAI), considerata la bassa assunzione inalatoria di PCDD/F, ha proposto un limite di 150 fg WHO-TEQ/m<sup>3</sup> della somma PCDD/PCDF+PCBdl [11].

Nell'istogramma di Fig. 7 vengono riportate le concentrazioni medie di PCDD/PCDF e PCB fin qui rilevate nel PM<sub>10</sub> della regione Umbria, I dati sono stati aggregati per tipologia di stazione. Possiamo notare come anche per il PM<sub>10</sub> le concentrazioni di diossine non sembrano risentire in modo significativo della presenza di insediamenti urbani e/o industriali e anche la concentrazione di PCB non è strettamente collegata all'attività industriale. I dati medi rilevati sono ben al di sotto dei valori guida e ben allineati con quelli di altri siti nazionali ed europei (Tab. 4).

Nei diagrammi di Fig. 8 vengono riportati gli andamenti temporali di PCDD/PCDF e PCB nel PM<sub>10</sub> di alcuni punti della rete. I dati, riferiti a campioni trimestrali corrispondenti indicativamente ai periodi stagionali autunno, inverno, primavera ed estate, mostrano soprattutto per le diossine, nelle stazioni di fondo

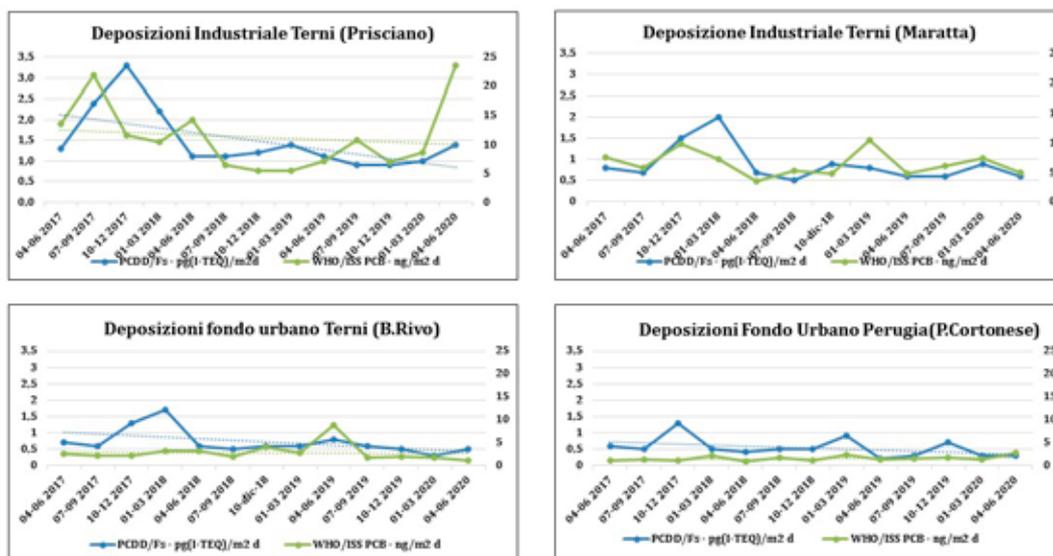


Fig. 6. Andamento temporale delle concentrazioni di PCDD/PCDF e PCB in alcune delle deposizioni atmosferiche della rete regione umbra.

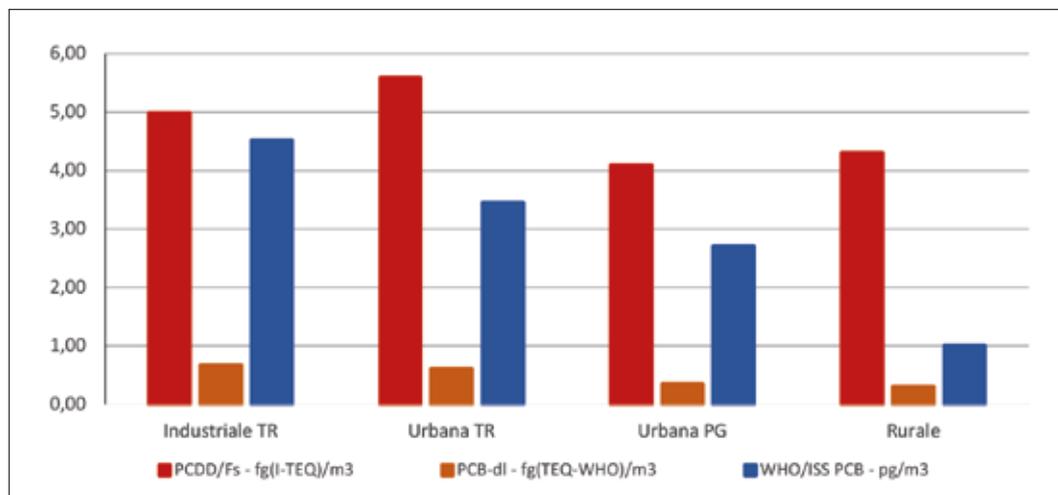


Fig. 7. Istogramma delle concentrazioni di PCDD/PCDF e PCB nel PM<sub>10</sub> della regione Umbria.

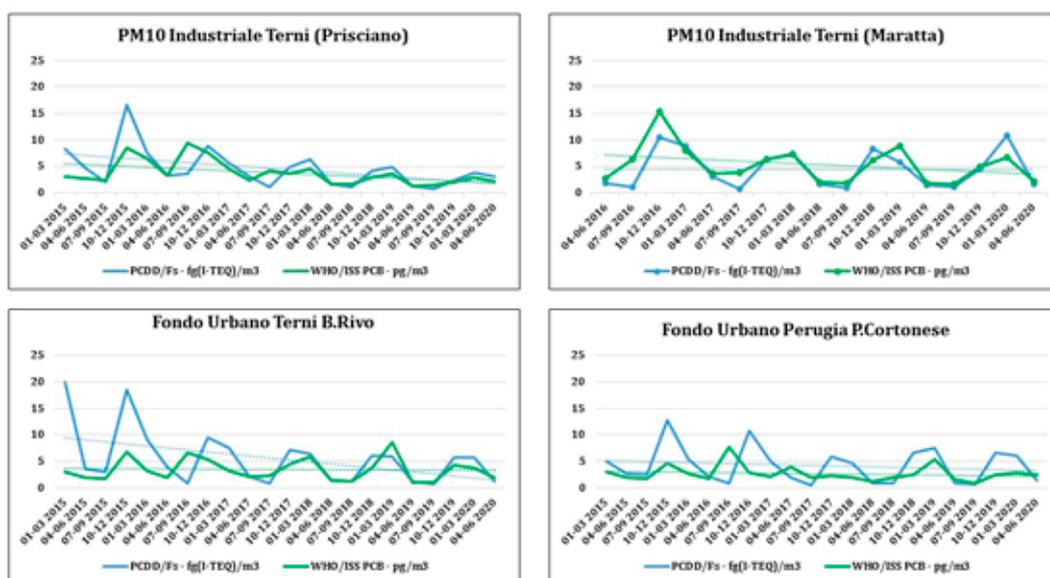
urbano, un andamento tipico stagionale con dei picchi invernali riconducibili alla minore circolazione atmosferica e al contributo della sorgente riscaldamento domestico.

Anche per questa matrice possiamo osservare un decremento temporale in tutte le stazioni e ciò potrebbe essere imputato ad una serie di interventi messi in campo negli ultimi anni soprattutto nell'area della Conca Ternana. In tale area,

l'apertura di una procedura di infrazione con la UE per i superamenti di PM<sub>10</sub>, ha imposto una serie di interventi finalizzati alla riduzione degli stessi attraverso: limitazioni del traffico, limitazioni nell'utilizzo di sistemi di riscaldamento a biomasse poco efficienti (caminetti e stufe a pellet di vecchia generazione) 5 giorni su 7 nei periodi invernali, divieto di fuochi all'aperto, oltre ad una serie di incentivi per il rinnovo del parco macchine e per

**Tab. 4. Confronto delle concentrazioni di PCDD/PCDF in fg-I-TEQ/m<sup>3</sup> nel PM<sub>10</sub> della regione Umbria con altri siti nazionali ed europei [12, 13, 14 e 15].**

	Tipo stazione	Periodo di campionamento	PCDD/PCDF fg-I-TEQ/m <sup>3</sup>
Mantova	Remota	--	1.9-6.3
Mantova	Rurale	estate	4.4
Mantova	Rurale	inverno	195
Mantova	Urbana/industriale	estate	5-6.2
Mantova	Urbana/industriale	inverno	62-75
Roma	Urbana	inverno	48-87
Roma	Fondo urbano	Annuale	11-38
Italia centrale	Remota	Annuale	3.0(WHO)
Terni	Fondo urbano	estate	0.7-3.0
Terni	Fondo urbano	inverno	5.7-29
Terni	Urbana/industriale	estate	0.6-3.7
Terni	Urbana/industriale	inverno	3-23
Perugia	Urbana	estate	0.6-2.5
Perugia	Urbana	inverno	5-10.8
Svizzera	Urbana	Annuale	0.2-54
Olanda	Urbana	Annuale	4-99
United Kingdom	Urbana	Annuale	1-108
Germania	Urbana	Annuale	49


**Fig. 8. Andamento temporale delle concentrazioni di PCDD/PCDF e PCB nel PM<sub>10</sub> relativo ad alcuni dei punti della rete regionale umbra della QA.**

impianti domestici a biomasse di nuova generazione. Non dobbiamo inoltre dimenticare che un maggior controllo reso possibile dall'installazione di sistemi di campionamento in continuo (DECS) e il miglioramento dei sistemi di abbattimento dei microinquinanti organici a carboni attivi sugli effluenti gassosi più significativi, hanno ridotto notevolmente i livelli di tali contaminanti negli effluenti stessi.

### CONFRONTO DEI PROFILI DI PCDD/PCDF E PCB

Nella Fig. 9 vengono messi a confronto i profili dei congeneri negli effluenti gassosi relativi al camino E1 del termovalorizzatore e al camino E52 di AST. I due profili sono ben riconoscibili in quanto le emissioni di AST sono caratterizzate da PCDF a basso grado di clorurazione mentre il termovalorizzatore risulta ricco di PCDD ad alto grado di clorurazione e ciò è in accordo con altri profili ricavati dalla letteratura [16,17]. In tutti i grafici che seguiranno i profili sono stati ottenuti calcolando la percentuale di ogni singolo congenere rispetto alla somma totale degli stessi.

Questi profili sono stati confrontati con quelli delle PCDD/PCDF misurati rispettivamente nel  $PM_{10}$  e nelle deposizioni atmosferiche campionate nelle centraline più prossime ai rispettivi impianti. Le diverse condizioni/modalità di campionamento dei flussi gassosi convogliati rispetto all'aria ambiente, potrebbero giustificare almeno in parte la diversità dei profili nel  $PM_{10}$  (Fig. 10), inoltre, l'emissione di fumi caldi ad alta quota determina il trasporto anche a lunga distanza e un rimescolamento con altre possibili sorgenti di combustione prima della ricaduta al suolo, per cui il profilo delle PCDD/PCDF nel  $PM_{10}$  è difficilmente riconducibile ad una particolare sorgente.

Stesse considerazioni valgono per i profili delle PCDD/PCDF nelle deposizioni atmosferiche (Fig. 11).

Considerazioni del tutto analoghe possono essere fatte per i PCB (Fig. 12, 13 e 14).

In termini di profili di PCDD/PCDF in relazione alle sorgenti di emissioni una risposta migliore la forniscono i licheni. Nel grafico di Fig. 15 vengono riportati i profili di PCDD/PCDF misurati nei licheni (*Evernia(E.) prunastri*), trapiantati in prossimità dei due impianti industriali

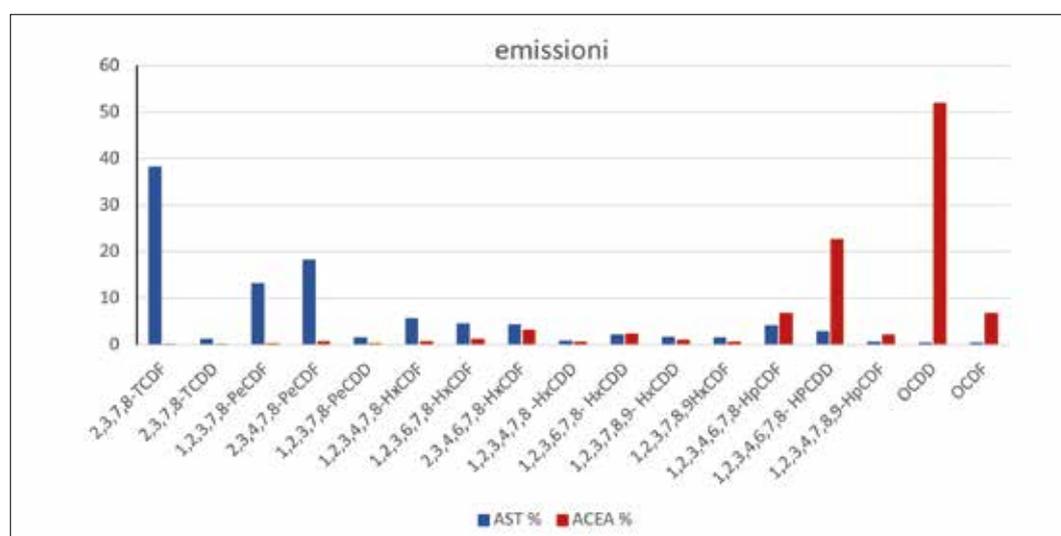


Fig. 9. Profili delle PCDD/PCDF nelle due emissioni: camino E1 termovalorizzatore ACEA e camino E52 AST.

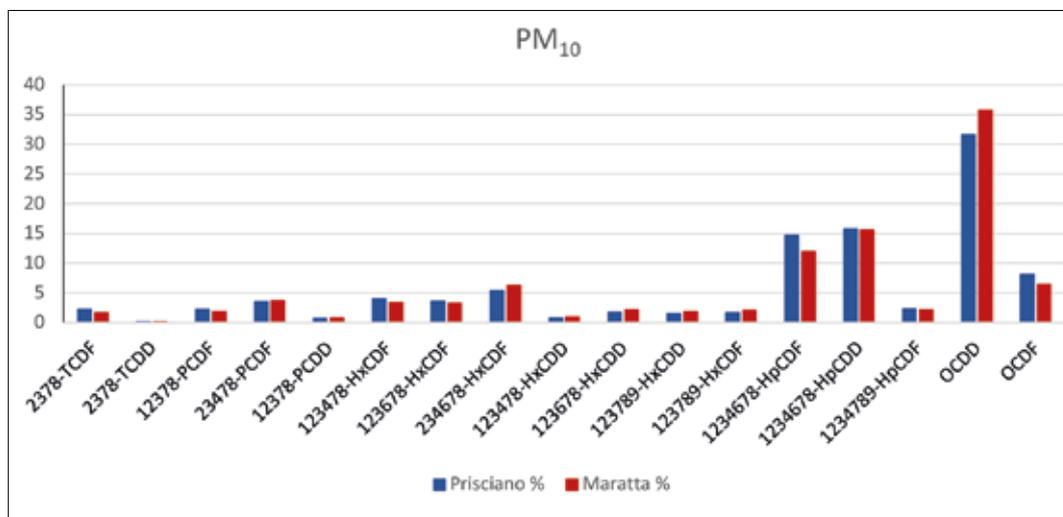


Fig. 10. Profili delle PCDD/PCDF nel PM<sub>10</sub> campionato nei siti industriali di Maratta e Prisciano.

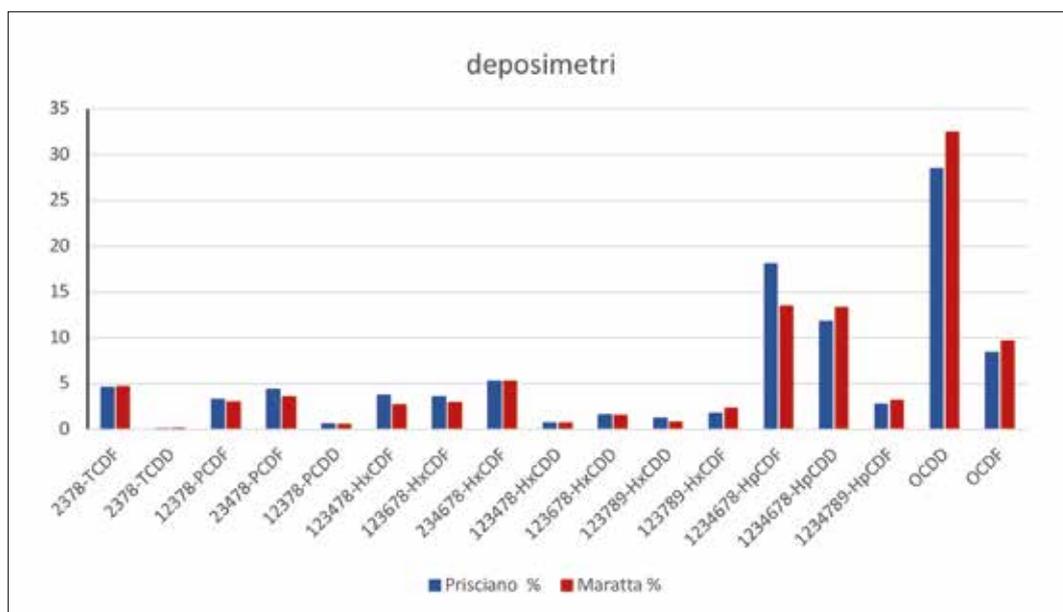


Fig. 11. Profili delle PCDD/PCDF nelle deposizioni campionate nei siti industriali di Maratta e Prisciano.

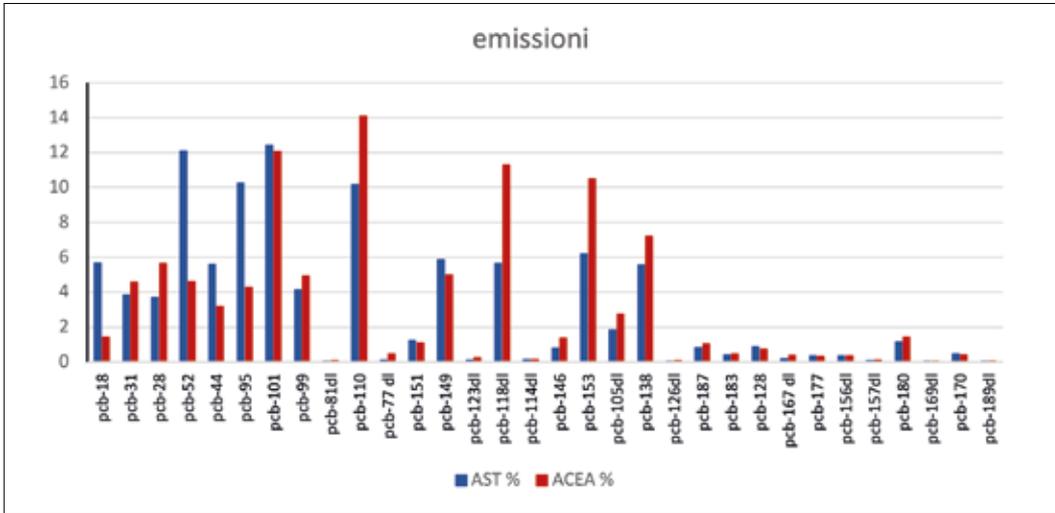


Fig. 12. Profili dei PCB nelle due emissioni: camino E1 termovalorizzatore ACEA e camino E52 AST.

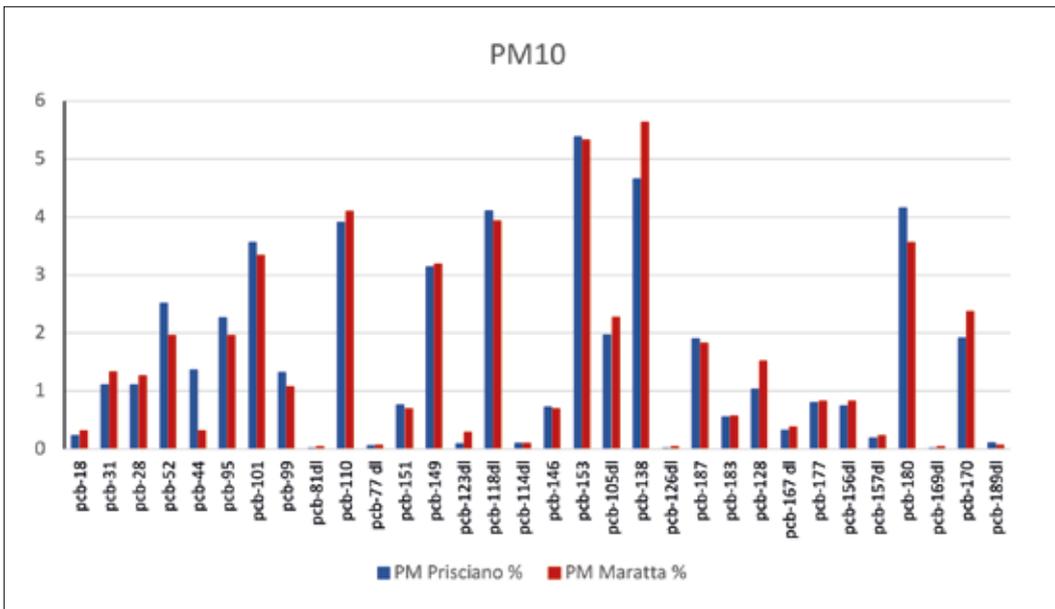


Fig. 13. Profili dei PCB nel PM<sub>10</sub> campionato nei due siti industriali di Maratta e Prisciano.

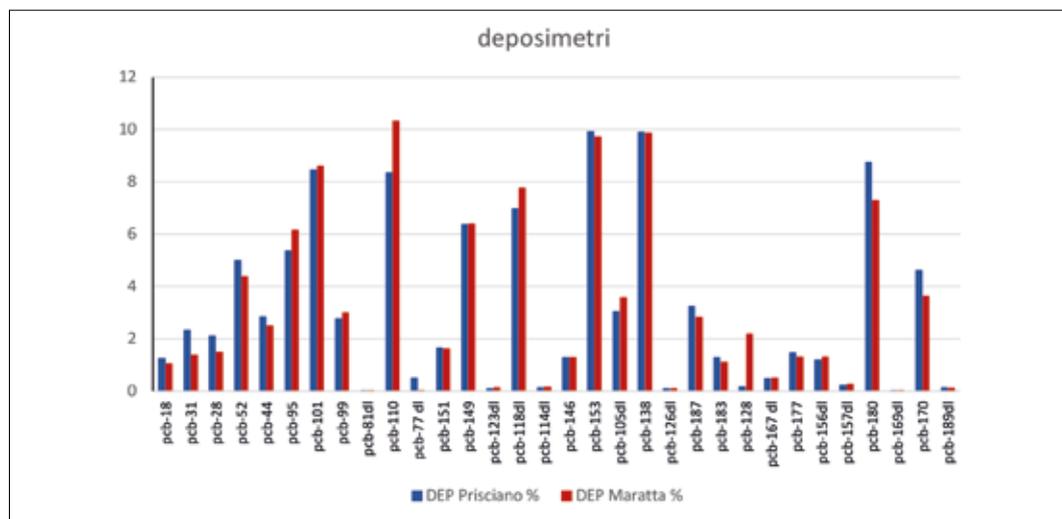


Fig. 14. Profili dei PCB nelle deposizioni campionate nei due siti industriali di Maratta e Prisciano.

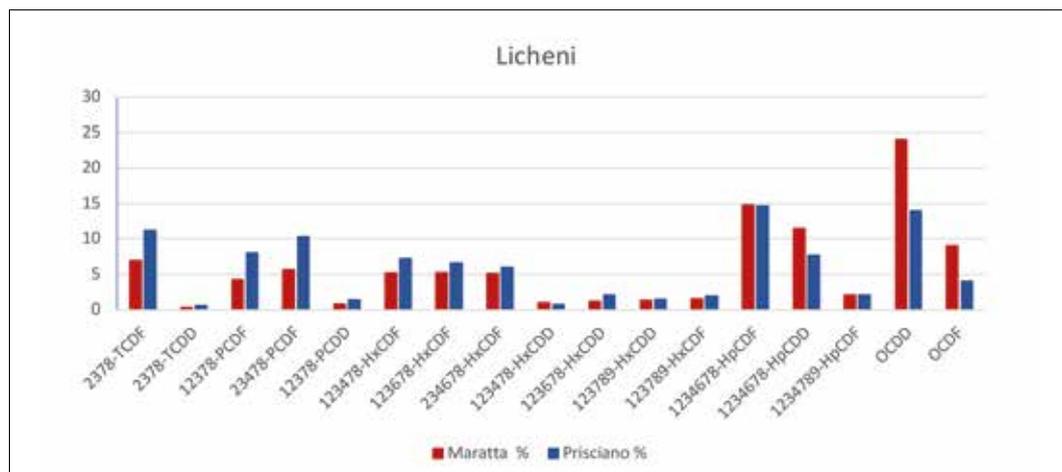


Fig. 15. Profili delle PCDD/PCDF nei licheni trapiantati in due punti della rete di biomonitoraggio con licheni nella conca ternana.

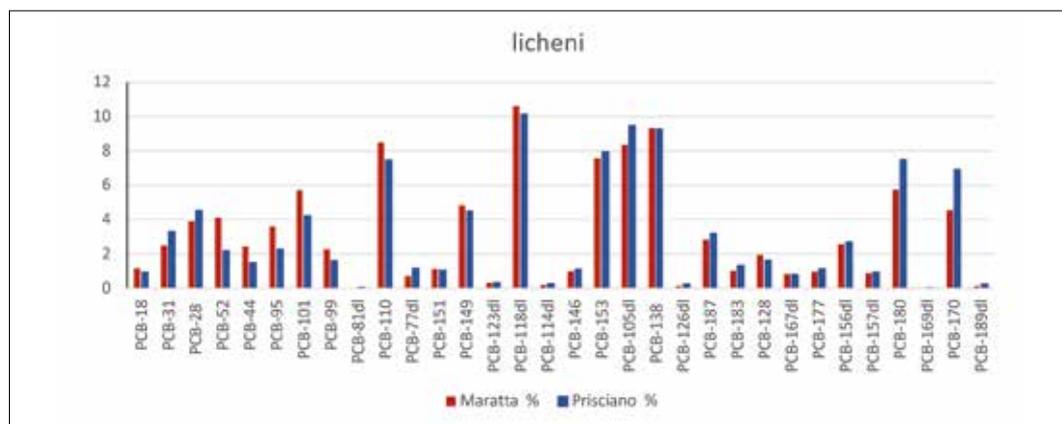


Fig. 16. Profili dei PCB nei licheni trapiantati in due punti della rete di biomonitoraggio con licheni nella conca ternana.

oltre che in altri 21 punti della Conca Ternana. Lo studio condotto dall'Università "La Sapienza di Roma" ha avuto tra gli obiettivi quello di testare questa tipologia di licheni come sistemi di biomonitoraggio atmosferico per i microinquinanti organici.

I risultati ottenuti hanno confermato l'affidabilità dell'utilizzo di questo particolare lichene come strumento di biomonitoraggio per stimare la distribuzione spaziale dei POPs [18].

## CONCLUSIONI

L'atmosfera costituisce un importante veicolo di trasporto di sostanze sia naturali che antropiche a breve e a lunga distanza. Le sostanze una volta emesse in atmosfera vi permangono per periodi più o meno lunghi in relazione alla loro quota/temperatura di emissione, alla granulometria, alla reattività, alla meteorologia etc., da essa vengono rimosse per deposizione secca e umida entrando così nei vari comparti ambientali, dando luogo talvolta a fenomeni di accumulo. E' il caso specifico dei POPs e quindi di PCDD/PCDF e PCB considerati in questo articolo e per i quali abbiamo riassunto i risultati di circa 10 anni di monitoraggio nelle emissioni ed immissioni in atmosfera della regione Umbria.

Il monitoraggio di PCDD/PCDF e PCB nella matrice aria sia in termini di emissione che immissioni ha restituito valori confortanti rispetto ai relativi limiti di legge o valori guida e con un trend in continuo miglioramento:

- per quanto riguarda le emissioni, nei due casi presi in considerazione, il monitoraggio in continuo mediante DECS e l'introduzione di sistemi di abbattimento aggiuntivi (iniezione di carboni attivi) ha prodotto una notevole riduzione di questi inquinanti negli effluenti gassosi tanto da consentire un adeguamento dei limiti autorizzativi.
- Il monitoraggio di PCDD/PCDF nelle immissioni (polveri sedimentabili e

sospese), ha mostrato un trend in diminuzione con concentrazioni medie ben al di sotto dei valori guida ed in linea con altri dati di letteratura. L'andamento temporale riscontrato è comune a molte altre realtà italiane ed europee ed è frutto di una serie di azioni messe in campo a livello locale e globale con l'intento di ridurre le emissioni di POPs per quanto possibile [19, 20].

Nel caso delle diossine, soprattutto nel  $PM_{10}$ , si evidenzia una netta stagionalità con picchi invernali riconducibili alla minore circolazione atmosferica e al contributo aggiuntivo della sorgente riscaldamento domestico specie se alimentato a biomasse [13, 14].

- L'analisi dei profili dei congeneri molto specifica per le due tipologie di emissioni considerate, risulta di fatto poco utile ai fini dell'attribuzione delle possibili sorgenti al particolato che si misura in atmosfera ambiente. In generale sia nel  $PM_{10}$  che nei deposimetri si osserva una prevalenza dei congeneri con alto grado di clorurazione, in particolare OCDD, rispetto al totale dei congeneri analizzati il che, come risulta dalla letteratura [21, 22], è tipico delle impronte di generici processi di combustione a cui concorrono una molteplicità di sorgenti quali traffico, riscaldamento domestico, emissioni dell'area industriale, nessuna nettamente prevalente sulle altre.
- Lo studio del biomonitoraggio con licheni ha restituito un quadro rispondente a quello delineato con il monitoraggio tradizionale per cui in futuro potrebbe essere impiegato per eseguire in modo semplice ed economico indagini sulla distribuzione spaziale dei POPs in aree anche molto vaste.

## RINGRAZIAMENTI

Gli autori desiderano ringraziare tutti i colleghi che hanno collaborato direttamente o indirettamente alla produzione dei dati, in particolare: Il Direttore del laboratorio Dr.ssa D. Bartoli, il Servizio

campionamento emissioni Dr. G. De Luca; il Servizio rete monitoraggio qualità dell'aria Dr. M. Pompei.

#### NOTE BIBLIOGRAFICHE

- [1] Pubblicazione APAT, Diossine Furani e PCB, [http://www.salute.gov.it/imgs/C\\_17\\_publicazioni\\_821\\_allegato.pdf](http://www.salute.gov.it/imgs/C_17_publicazioni_821_allegato.pdf)
- [2] Bacci, E., Cerejeira, M.J., Gacci, C., Chemello, G., Calamari, D. and Vighi, M., Chlorinated dioxins: volatilization from soil and bioconcentration in plant leaves, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 48, 401-408 (1992).
- [3] Travis, C. and Arms, A.D. Bioconcentration of organics in beef, milk and vegetation, *Environ. Sci. Technol.*, 122, 271-274 (1988).
- [4] Pizzin, G., Bentley, S., Diossine, Furane, PCB e alimenti di origine animale: stato dell'arte, *Ann. Fac. Med. Vet. di Parma*, Vol. XXVI, 247-264 (2006).
- [5] Regolamento CE 850/2004 <http://data.europa.eu/eli/reg/2004/850/oj>
- [6] Relazione ARPA Umbria, Diossine e PCB, Attività svolta da ARPA nel periodo 2003-2010. <http://www.arpa.umbria.it/resources/documenti/aria/RICERCA%20DIOSSINE.pdf>
- [7] Frederick W. Kutz, Donald G. Barnes, David P. Bottimore, Helmut Greim, Erich W. Bretthauer, The international toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds, *Chemosphere*, 20, 751-757 (1990).
- [8] La rete di monitoraggio della qualità dell'aria della regione Umbria. (<https://www.arpa.umbria.it/monitoraggi/aria/Default.aspx>)
- [9] Heike Kaupp, Michael S McLachlan, Atmospheric particle size distributions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their implications for wet and dry deposition, *Atmospheric Environment*, 33, 85-95 (1998).
- [10] L. Van Lieshout, M. Desmedt, E. Roekens, R. De Fré, R. Van Cleuvenbergen, M. Wevers, Deposition of dioxins in Flanders (Belgium) and a proposition for guide values, *Atmospheric Environment*, Volume 35, Supplement 1, S83-S90 (2001).
- [11] Viviano G., Mazzoli P., Settimo G., Microinquinanti organici e inorganici nel Comune di Mantova: studio dei livelli ambientali, *Rapporti ISTISAN* 06/43.
- [12] Edoardo Menichini, Nicola Iacovella, Fabio Monfredini, Luigi Turrio-Baldassarri, Atmospheric pollution by PAHs, PCDD/Fs and PCBs simultaneously collected at a regional background site in central Italy and at an urban site in Rome, *Chemosphere*, Volume 69, Issue 3, 422-434 (2007)
- [13] R. Biancotto, L. Vianello, C. Zemello, Microinquinanti organici in Provincia di Venezia Livelli in aria ambiente ed emissioni in atmosfera, (2009). [https://www.arpa.veneto.it/arpav/chi-e-arpav/file-e-allegati/dap-veneziana/aria/Indagine\\_diossine.pdf](https://www.arpa.veneto.it/arpav/chi-e-arpav/file-e-allegati/dap-veneziana/aria/Indagine_diossine.pdf)
- [14] Luca Zagolin, Giovanna Marson, Salvatore Patti, Livelli e tossicità di diossine, furani e PCB dioxin like in aria ambiente nel Veneto, *Ingegneria dell'Ambiente* Vol. 5 n. 3, (2018).
- [15] Lohmann R., Jones K.C. Dioxins and furans in air and deposition: A review of levels, behaviour and processes, *The Science of the Total Environment*, 219, 53-81, (1998).
- [16] Yu BW, Jin GZ, Moon YH, Kim MK, Kyoung JD, Chang YS. Emission of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs from metallurgy industries in S. Korea. *Chemosphere*. 2006 Jan;62(3):494-501. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.031. Epub 2005 Jun 6. PMID: 15939459.
- [17] The inventory of sources of dioxin in the United States, EPA/600/P-98/002Aa
- [18] Massimi L., Castellani F., Protano C., Conti M.E., Antonucci A., Frezzini M.A., Galletti M., Mele G., Pileri A., Ristorini M., Vitali M., Canepari S., Lichen transplants for high spatial resolution biomonitoring of Persistent Organic pollutants (POPs) in a multi-source polluted area of Central Italy, *Ecological Indicators*, *Ecological Indicators* 120(2021)106921.
- [19] Kevin B. White, Jiří Kalina, Martin Scheringer, Petra Přibylková, Petr Kukučka, Jiří Kohoutek, Roman Prokeš, and Jana Klánová, Temporal Trends of Persistent Organic Pollutants across Africa after a Decade of MONET Passive Air Sampling, *Environmental Science & Technology Article ASAP*,

DOI: 10.1021/acs.est.0c03575, (2020).

- [20] Jiří Kalina, Kevin B. White, Martin Scheringer, Petra Pribylova, Petr Kukucka, Ondrej Audy and Jana Klanova, Comparability of long-term temporal trends of POPs from co-located active and passive air monitoring networks in Europe. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 21, 1132 (2019).
- [21] Mi, H.H., Wu, Z.S., Lin, L.F., Lai, Y.C., Lee, Y.Y., Wang, L.C., Chang-Chien, G.P., Atmospheric Dry Deposition of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins/Dibenzofurans (PCDD/Fs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Southern Taiwan. *Aerosol Air Qual. Res.* 12, 1016–1029, (2012).
- [22] A Buekens, E Cornelis, H Huang, T Dewet- tinck, Fingerprints of dioxin from thermal industrial processes, *Chemosphere*, Volume 40, Issues 9–11, 1021-1024 (2000).

ANNA DE MARTINI<sup>(\*)</sup>,  
GIUSEPPE DE STEFANI,  
ELEONORA CUCCIA  
LAURA CARROCCIO,  
VORNE GIANELLE

ARPA Lombardia

(\*) a.demartini@arpalombardia.it

## Studio dell'impatto della combustione della legna sui livelli di particolato e di Benzo(a)pirene a Bormio, località montana delle Alpi Retiche

**Riassunto** - ARPA Lombardia ha svolto a Bormio in Alta Valtellina a 1225 m s.l.m. una campagna di rilevamento del PM<sub>10</sub> e del benzo(a)pirene, dal 5 ottobre 2017 al 30 aprile 2018 in due siti per approfondire l'impatto della combustione da legna. A fronte di concentrazioni di PM<sub>10</sub> minori rispetto a quelle degli altri siti regionali, il B(a)P rilevato è tra i più elevati della Lombardia. La stima della media annuale di B(a)P ha confermato la differenza tra i siti, evidenziando la certezza del superamento del limite per la stazione nel centro storico e una probabilità del 27% per quello in zona residenziale. Attraverso l'applicazione di tecniche di source apportionment (PMF5) è stato ricostruito il contributo delle diverse sorgenti. Nei due siti si sono ottenuti risultati confrontabili, con un significativo contributo della sorgente Combustione di Biomassa, i cui profili mostrano come più dell'90% della varianza degli IPA è associata a questa sorgente.

**Parole Chiave:** PM<sub>10</sub>, benzo(a)pirene, combustione legna, levoglucosano.

### ***Impact of wood combustion on particulate matter and benzo(a)pyrene in Bormio, a town in the Rhaetian Alps***

**Summary** - ARPA Lombardia has done a PM<sub>10</sub> and benzo(a)pyrene measurement campaign in Bormio, in Alta Valtellina at 1225 m s.l.m., from 5th October 2017 till 30th April 2018, in two sites, to study wood combustion impact. In spite of very low PM<sub>10</sub> concentrations, B(a)P measurements are among the highest of Lombardy. The estimated B(a)P annual mean values have confirmed the difference in the two sites, showing a clear limit exceeding for the old town site and a 27% probability for the one in the residential area. By applying source apportionment techniques (PMF5), the contribution of the different sources has been reconstructed. Comparable results have been found in the two sites, with a significant contribution of the biomass burning source, whose profiles show that more than 90% of PAH variance is due to this source.

**Keywords:** PM<sub>10</sub>, benzo(a)pyrene, wood combustion, levoglucosan.

## INTRODUZIONE

Bormio, in provincia di Sondrio, è una località ad elevata vocazione turistica situata alla quota di 1225 m s.l.m. in alta Valtellina. Il comune consta di 4160 abitanti (dato ISTAT 2019) e si estende per una superficie di 41.44 km<sup>2</sup>. Nell'abitato di Bormio è presente una stazione della rete di rilevamento della qualità dell'aria (RRQA) che monitora con continuità oltre che gli inquinanti gassosi normati (NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, CO e Benzene) anche le frazioni PM<sub>10</sub> e PM<sub>2.5</sub> del particolato sospeso. È da oltre un decennio che le concentrazioni di PM<sub>10</sub> rispettano i limiti di legge previsti dal Decreto Legislativo 155 del 2010; anche per il PM<sub>2.5</sub>, che a Bormio è rilevato dal 2017, si registra il rispetto della normativa [1].

Tuttavia, avendo effettuato dal 2013 ad oggi diverse campagne per la determinazione degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) nel PM<sub>10</sub>, si è evidenziato che nonostante le concentrazioni di massa medie annuali del PM<sub>10</sub> siano tra le più basse tra quelle registrate in Regione Lombardia, le concentrazioni in particolare di Benzo(a)pirene (B(a)P) nel periodo invernale si attestano invece tra le più elevate, con concentrazioni medie giornaliere che talvolta superano 10 ng/m<sup>3</sup>. Le stime effettuate indicano con elevata probabilità il mancato rispetto del limite di legge sulla media annuale di questo inquinante (1 ng/m<sup>3</sup>).

Con questo lavoro si è voluto indagare se il sito della stazione della RRQA di Bormio fosse davvero rappresentativo della qualità dell'aria dell'abitato oppure fosse influenzato da qualche particolare sorgente locale di B(a)P nei pressi della postazione di misura. Inoltre, si è voluto stimare quantitativamente il contributo delle possibili sorgenti di IPA attraverso l'applicazione di una delle tecniche di porzionamento delle sorgenti (source

apportionment - SA) oramai consolidata e che fa uso dell'algoritmo di fattorizzazione a elementi positivi prodotta e reso disponibile dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente degli Stati Uniti (PMF5 dell'US-EPA) [2].

## MATERIALI E METODI

La campagna di monitoraggio è stata effettuata dal 5 ottobre 2017 al 30 aprile 2018 in due siti di misura (Fig. 1); presso la stazione della qualità dell'aria di Bormio e presso il vicino impianto termale. La misura giornaliera del PM<sub>10</sub> è stata effettuata, in entrambi i siti, mediante campionatori sequenziali dotati di apposita testa di prelievo per tale frazione (flusso di prelievo 2.3 m<sup>3</sup>/h). La concentrazione in massa giornaliera del particolato atmosferico, raccolto su filtri in Teflon (PTFE), è stata determinata mediante metodo gravimetrico, descritto nella norma UNI EN 1234:2014 e indicato come riferimento dalla legislazione vigente [3].

Sui campioni di PM<sub>10</sub> raccolti sono state condotte specifiche analisi in laboratorio per la determinazione della componente elementale, degli IPA e del levoglucosano.

Mediante lo spettrometro a raggi X di fluorescenza (ED-XRF - Energy Dispersive X-Ray Fluorescence, Panalytical Epsilon 5) è stato possibile determinare la concentrazione dei seguenti elementi con numero atomico  $Z > 11$ <sup>1</sup>: alluminio (Al), silicio (Si), zolfo (S), cloro (Cl), potassio (K), calcio (Ca), titanio (Ti), cromo (Cr), manganese (Mn), ferro (Fe), nichel (Ni), rame (Cu), zinco (Zn), bromo (Br), rubidio (Rb), piombo (Pb), vanadio (V). La determinazione degli IPA è stata effettuata mediante cromatografia liquida ad alta prestazione (HPLC) con detector UV-VIS. Il levoglucosano, uno zucchero anidro che si forma a seguito della decomposizione termica della cellulosa durante

<sup>1</sup> Z è il numero atomico, che indica il numero di protoni all'interno di un atomo. Lo spettrometro a fluorescenza X utilizzato permette una quantificazione attendibile, in tempi ragionevoli, di elementi con  $Z > 11$ .

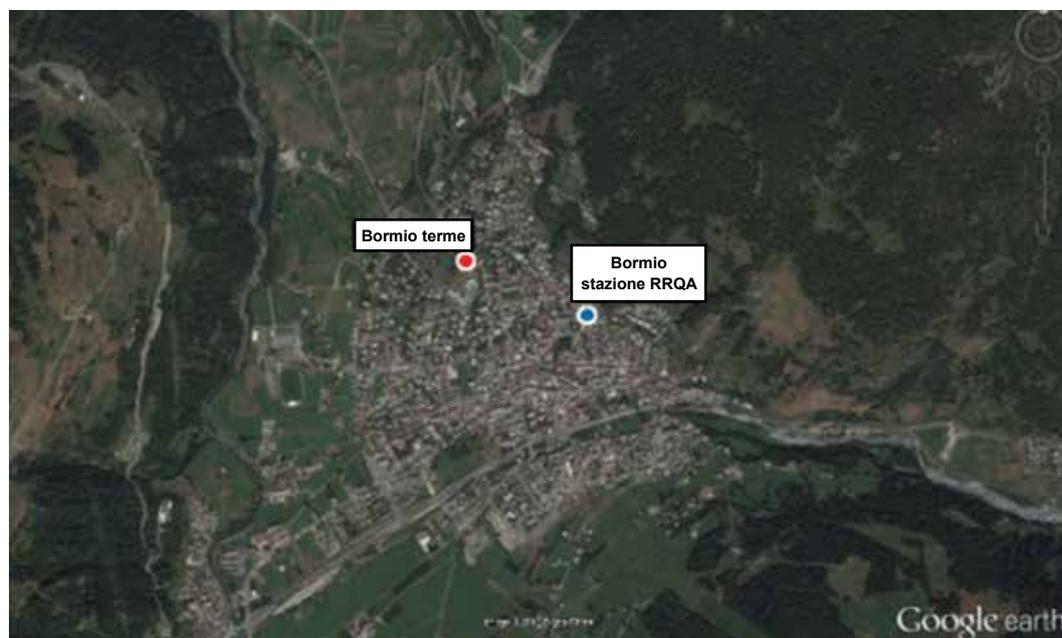


Fig. 1. Siti di misura.

la sua combustione, viene determinato in Cromatografia Ionica (IC, Metrohm-881 Compact IC pro) mediante l'utilizzo di un detector amperometrico (IC-PAD, Metrohm). I campioni di  $PM_{10}$  analizzati in cromatografia ionica sono stati estratti con acqua demineralizzata in bagno a ultrasuoni per un'ora.

## CONTESTO TERRITORIALE

La stazione della qualità dell'aria di Bormio fa parte del Piano di Valutazione regionale della qualità dell'aria (PdV) [3] (Fig. 2). Il sito è all'interno del centro storico costituito da piccole abitazioni in legno e pietra, ma anche da antichi e imponenti palazzi. Per valutare la rappresentatività su tutto il territorio comunale delle misure effettuate nella stazione fissa, è stato individuato un secondo punto di campionamento in un ampio prato nella zona residenziale, in prossimità delle Terme di Bormio, al confine del centro storico e ad una distanza di circa 500 metri in direzione Nord-Ovest rispetto alla stazione RRQA (Fig. 3).

Al fine di individuare le possibili sorgenti emissive locali, è stato utilizzato

l'inventario regionale delle emissioni INEMAR 2017 (INventario EMissioni ARia) [4], dal quale si è ricavata la stima delle principali fonti sul territorio comunale, rilevando la netta differenza rispetto alla Regione Lombardia: la maggiore incidenza del macrosettore Combustione non industriale, che nel caso di Bormio significa per lo più combustione di biomassa, sul carico emissivo totale per il  $PM_{10}$  e soprattutto per il B(a)P (Fig. 4). La risospensione della polvere del suolo dovuta al macrosettore Trasporto è l'altra fonte prevalente del particolato.

Tuttavia, l'inventario costituisce un mero "database anagrafico" delle sorgenti presenti sul territorio con relativa stima delle quantità emesse; esso non tiene conto dell'interazione che le sostanze possono avere con l'atmosfera, ma anche della meteorologia e dell'orografia del territorio entrambi fortemente caratterizzanti il comune di Bormio.

I livelli di concentrazione degli inquinanti atmosferici misurati in un sito dipendono, infatti, dalla quantità e dalle modalità di emissione degli stessi nell'area oggetto dello studio. Nondimeno, le condizioni meteorologiche influiscono sia



Fig. 2. Sito di misura di Bormio stazione RRQA



Fig. 3. Sito di misura di Bormio Terme.

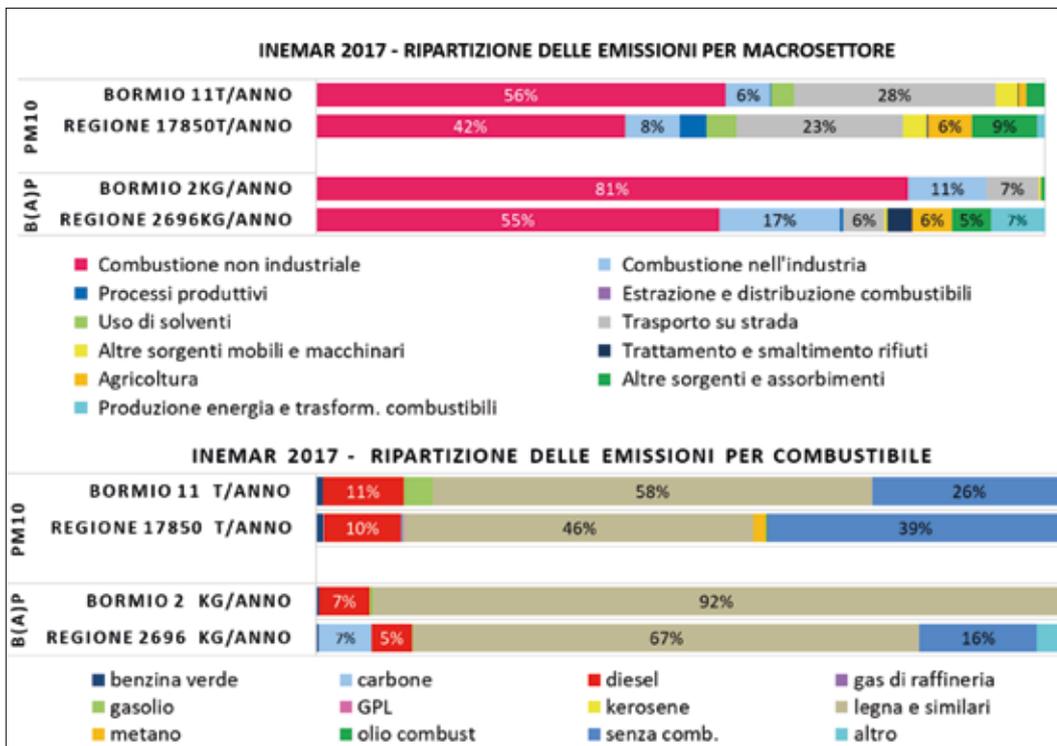


Fig. 4. INEMAR 2017 - Stima delle emissioni di PM10 e B(a)P ripartite per macrosettore e per combustibile.

sulla dispersione o accumulo degli inquinanti sia sulla loro formazione, attraverso processi chimici e fisici, in atmosfera.

Le condizioni meteorologiche di Bormio durante la campagna di monitoraggio hanno favorito la dispersione degli inquinanti: la stagione invernale è stata caratterizzata da un profilo anemologico dinamico con medie giornaliere quasi sempre

maggiori di 1 m/s e precipitazioni scarse, spesso a carattere nevoso tra dicembre e febbraio, che hanno comportato un accumulo complessivo di neve di 85 cm.

La rosa del vento in Figura 5, rilevata presso la stazione meteo dell'eliporto, mostra come a Bormio, durante la campagna di misura, il vento abbia soffiato in prevalenza da Nord-Ovest, ovvero dalla

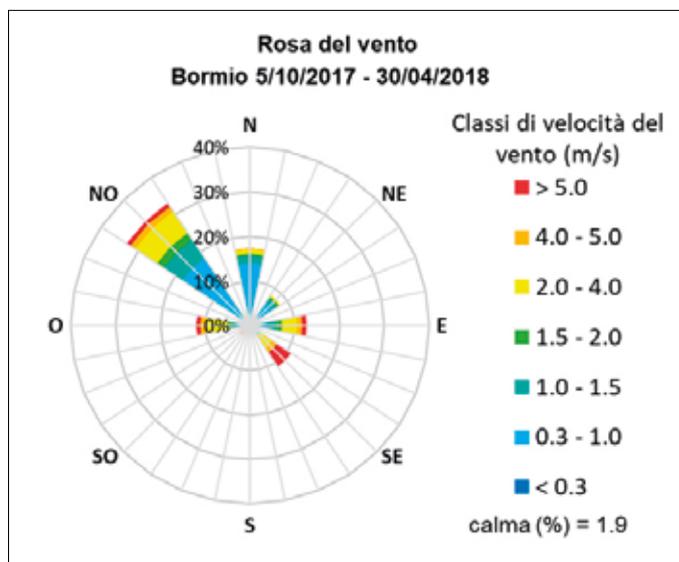


Fig. 5. Rosa del vento a Bormio

Valdidentro. Con minore frequenza sono stati registrati venti da Ovest, Est e Sud-Est con velocità medie orarie, nella maggior parte dei casi, maggiori di 2 m/s. I venti provenienti da Nord e Nord-Est sono stati, invece, principalmente di debole intensità.

Tutto ciò, unito alla persistenza di temperature medie invernali rigide, quasi sempre sotto lo 0°C, che ha determinato l'aumento delle emissioni dovute al riscaldamento domestico, è importato per contestualizzare i risultati della campagna di monitoraggio.

## RISULTATI

La campagna di misura a Bormio si è realizzata con il campionamento giornaliero del  $PM_{10}$  presente in aria. Si è considerata come stagione di interesse, quella fredda indicata con invernale, il periodo da ottobre 2017 ad aprile 2018, per un campionamento di oltre sei mesi, su due posizioni di misura.

Le concentrazioni medie giornaliere di  $PM_{10}$  determinate nei due siti di Bormio risultano essere ben correlate (coefficiente  $R^2=0.93$ ) (Fig. 6).

La normativa [3] prevede un valore limite sulla media giornaliera di  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  da non superare più di 35 volte all'anno. Nella campagna di monitoraggio a Bormio della durata di 206 giorni nel sito stazione RRQA e 186 giorni nel sito Bormio Terme, non si è verificato alcun superamento di questo limite. Per una valutazione dei livelli di  $PM_{10}$ , si sono confrontate le misure di Bormio con quelle di Sondrio (Tab. 1): i dati della località alpina sono decisamente inferiori rispetto a quelli del capoluogo della provincia, tra i più bassi di tutta la regione Lombardia, in gran parte del periodo di monitoraggio.

A differenza dei comuni situati nel fondovalle ed in Pianura Padana, dove la stabilità atmosferica tipica della stagione invernale può portare a periodi di accumulo degli inquinanti, a Bormio si osservano periodiche situazioni nelle quali, per l'azione del vento, si ha la rimozione e

Tab. 1. Dati statistici del  $PM_{10}$  a Bormio e Sondrio.

Statistica dei valori di $PM_{10}$ dal 5 ottobre 2017 al 30 aprile 2018	Bormio	Bormio	Sondrio
	stazione RRQA	Terme	
PM10 media periodo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14	14	30
Deviazione standard della media [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	8	9	13
PM10 massima concentrazione giornaliera [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	45	46	73
Numero di giorni di superamento del limite di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0	0	17
Rendimento percentuale	99%	89%	99%

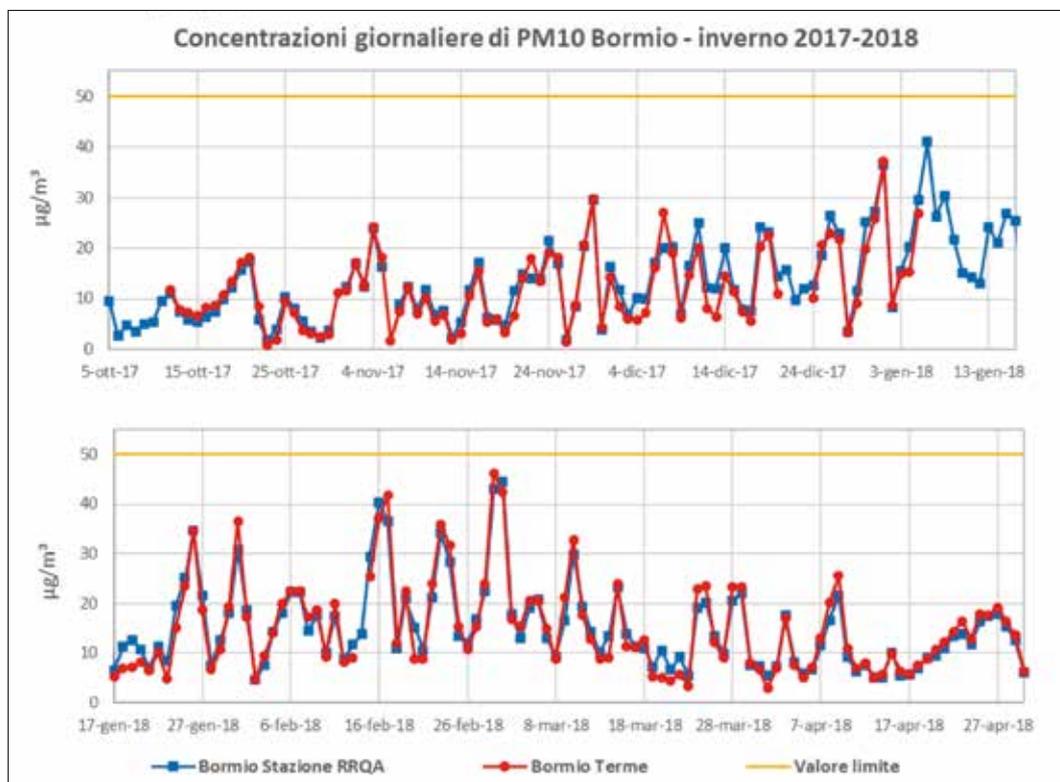


Fig. 6. Medie giornaliere di PM<sub>10</sub> a Bormio nei due siti di misura.

dispersione degli inquinanti, con particolare riferimento al PM<sub>10</sub>.

### Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) nel PM<sub>10</sub>

Per una migliore comprensione dei fenomeni legati alla formazione del PM<sub>10</sub>, non è sufficiente la sua quantificazione (concentrazione di massa), ma è utile un'analisi chimica dello stesso. Per questo motivo è stata determinata una componente chimica del PM<sub>10</sub>, rilevante per quanto concerne il rischio per la salute umana, costituita dagli IPA.

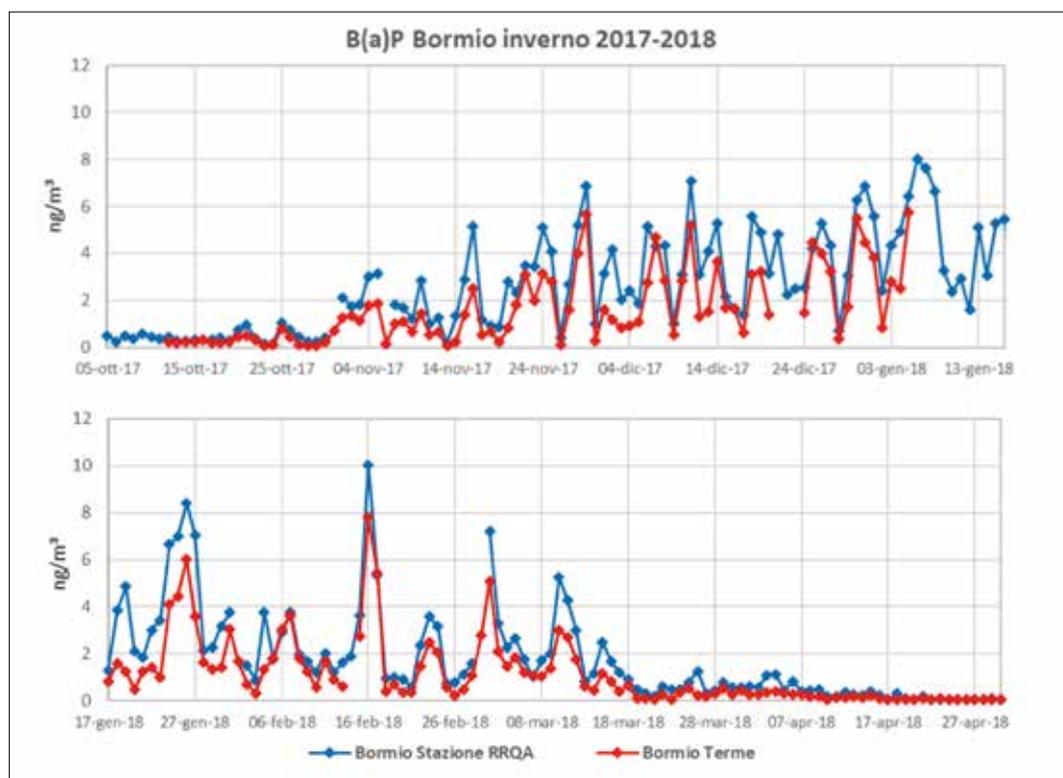
Gli IPA si producono durante i processi non ottimali di combustione (combustione incompleta). La loro determinazione è quindi fondamentale sia nella valutazione della quantità sia nella qualità delle combustioni. Tra gli idrocarburi policiclici aromatici misurati, la normativa indica un valore obiettivo per la salvaguardia della salute umana per il B(a)P, pari a 1 ng/m<sup>3</sup>

come concentrazione media annuale [3]. In Fig. 7 sono riportati gli andamenti temporali del B(a)P determinati a Bormio nei due siti di misura. Da una prima analisi emerge che vi è un analogo andamento tra le concentrazioni medie giornaliere di B(a)P misurate nei due siti. D'altra parte, si osservano valori più elevati presso la stazione fissa della RRQA (Tab. 2).

Il confronto tra i valori di PM<sub>10</sub> e di B(a)P rilevati presso la stazione RRQA (Fig. 8), come anche nel sito di Bormio Terme, evidenzia due periodi distinti: in entrambi i siti da novembre 2017 alla prima metà di marzo 2018, si osserva una significativa corrispondenza tra i valori medi giornalieri di PM<sub>10</sub> e di B(a)P: quest'ultimo aumenta o diminuisce in analogia con il PM<sub>10</sub> (sette settore viola del grafico). Questo periodo coincide con il periodo più freddo della campagna di monitoraggio. Non vi è invece corrispondenza nella prima parte (ottobre 2017) e

**Tab. 2. Dati statistici del B(a)P a Bormio.**

Statistica dei valori di Benzo(a)pirene dal 5 ottobre 2017 al 30 aprile 2018	Bormio stazione RRQA	Bormio Terme
B(a)P media periodo [ng/m <sup>3</sup> ]	2.2	1.3
Deviazione standard della media [ng/m <sup>3</sup> ]	2.1	1.5
B(a)P massima concentrazione giornaliera [ng/m <sup>3</sup> ]	10.0	7.8
Rendimento percentuale	98%	89%


**Fig. 7. Medie giornaliere di B(a)P a Bormio nei due siti di misura.**

nell'ultima parte del monitoraggio (dalla seconda metà di marzo a tutto aprile 2018) (settori verdi del grafico). In questi periodi le temperature a Bormio sono state sensibilmente maggiori rispetto a quelle registrate nella parte centrale dell'inverno e questo ha determinato una diminuzione di alcune fonti di emissione.

Il B(a)P è un inquinante tipicamente emesso nelle combustioni e questa corrispondenza con il PM<sub>10</sub> nel periodo 1°

novembre - 15 marzo, indica nella sorgente combustione una delle principali cause dell'inquinamento invernale a Bormio.

Dal confronto delle concentrazioni di B(a)P di Bormio e del resto della Regione, emerge che i valori di B(a)P a Bormio sono più alti (linea blu in Fig. 9) rispetto alla mediana di quelli misurati sull'intero territorio regionale (linea rossa).

Per la corretta valutazione dei livelli di concentrazione di B(a)P riscontrati a

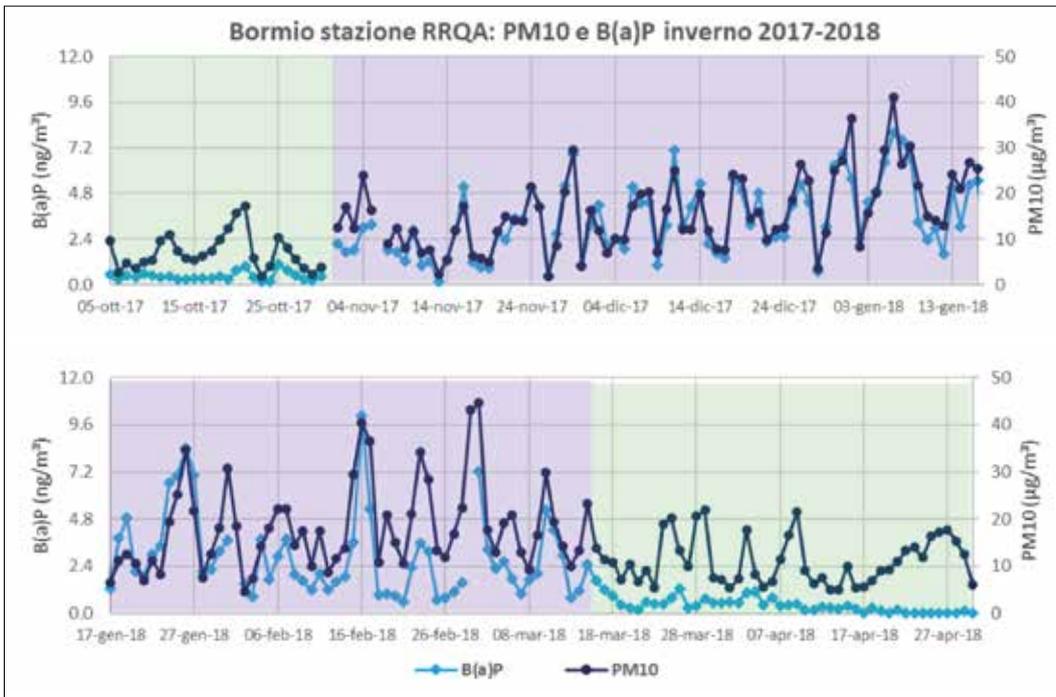


Fig. 8. Confronto PM10 e B(a)P a Bormio stazione RRQA.

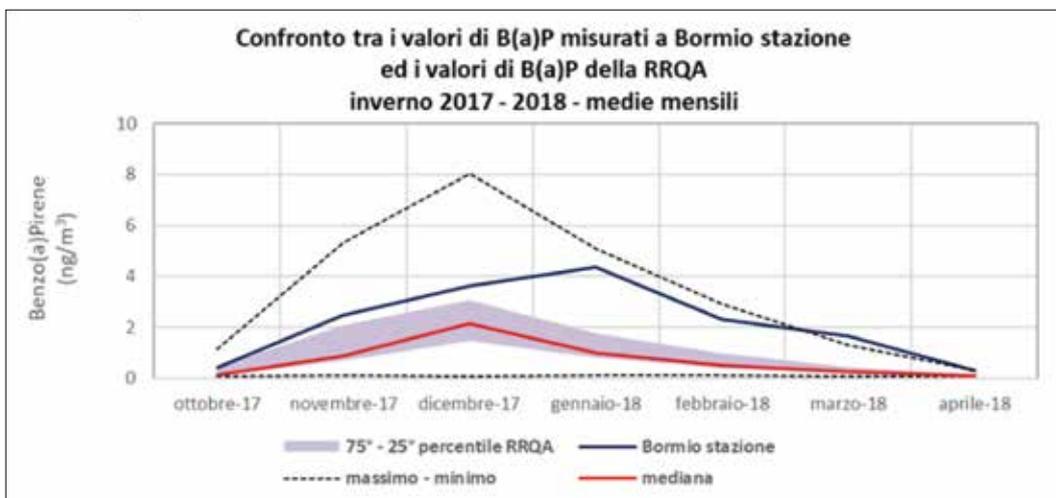


Fig. 9. Confronto delle medie mensili del B(a)P Bormio e B(a)P RRQA.

Bormio, è stata stimata la media annuale riferita all'anno 2017, considerando le acquisizioni della campagna di misura. Questa modalità di stima risulta rappresentativa dal momento che è stata effettuata sulla base dei valori rilevati in un periodo (stagione invernale) in cui questo inquinante risulta particolarmente

incidente a causa della presenza delle sue fonti emissive. Rapportando per i 14 siti appartenenti alla RRQA della Lombardia il valore della concentrazione media annuale 2017 di B(a)P alla concentrazione media calcolata sui giorni della campagna di misura di Bormio, si è determinata la retta di interpolazione mediante

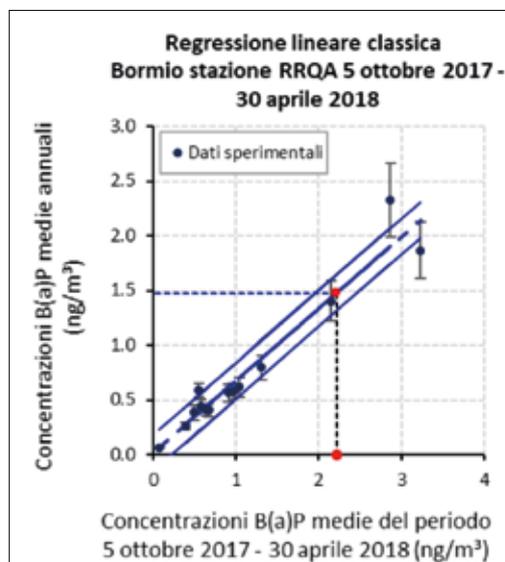


Fig. 10.

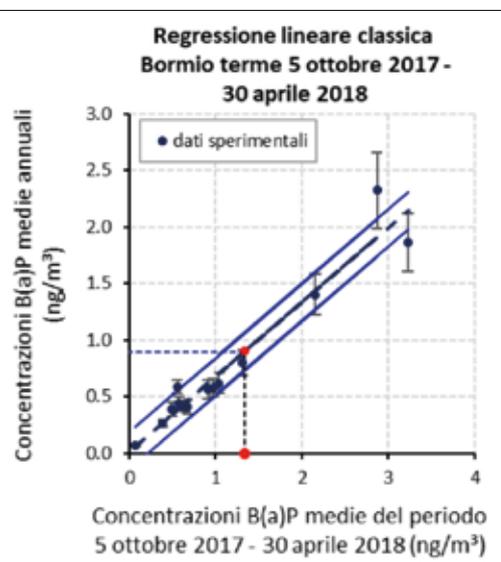


Fig. 11.

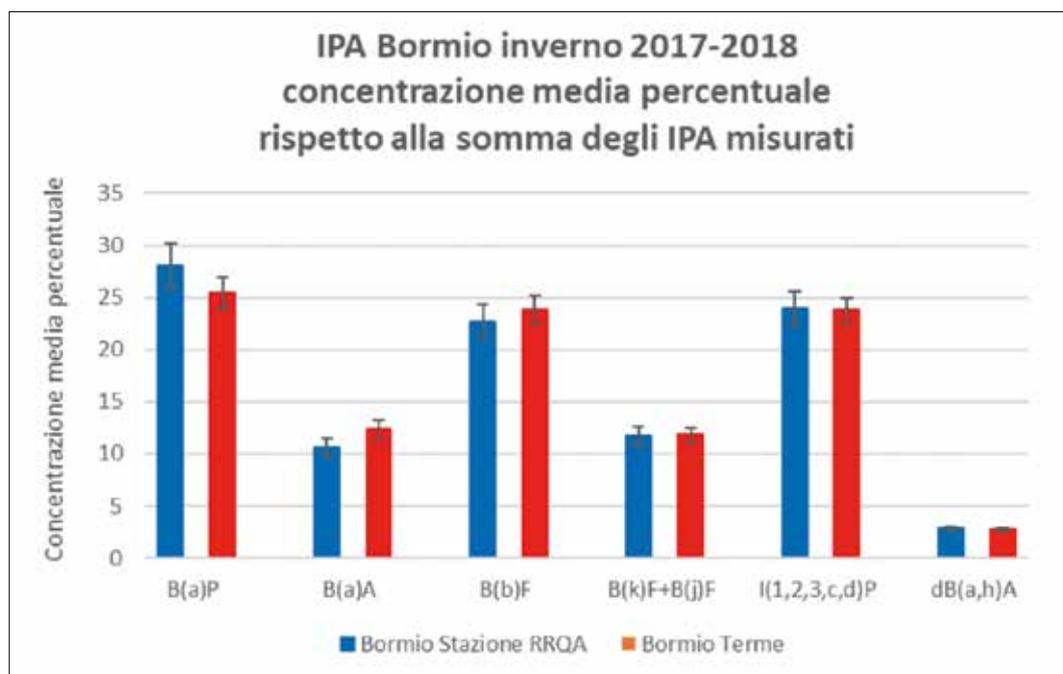


Fig. 12. IPA nei due siti di Bormio. Concentrazione media percentuale. L'errore indicato è riferito alla deviazione standard della media.

regressione lineare classica. Il coefficiente di correlazione  $R^2=0.94$  indica una correlazione altamente significativa. Ciò ha permesso la stima della concentrazione media annuale per Bormio stazione RRQA (Fig. 10), per l'anno 2017, che è

risultata pari a  $1.48 \text{ ng/m}^3$  con una incertezza di  $0.17 \text{ ng/m}^3$  che indica il superamento del valore limite.

Le misure di B(a)P dell'altro sito di campionamento, Bormio Terme (Fig. 11), hanno determinato una concentrazione

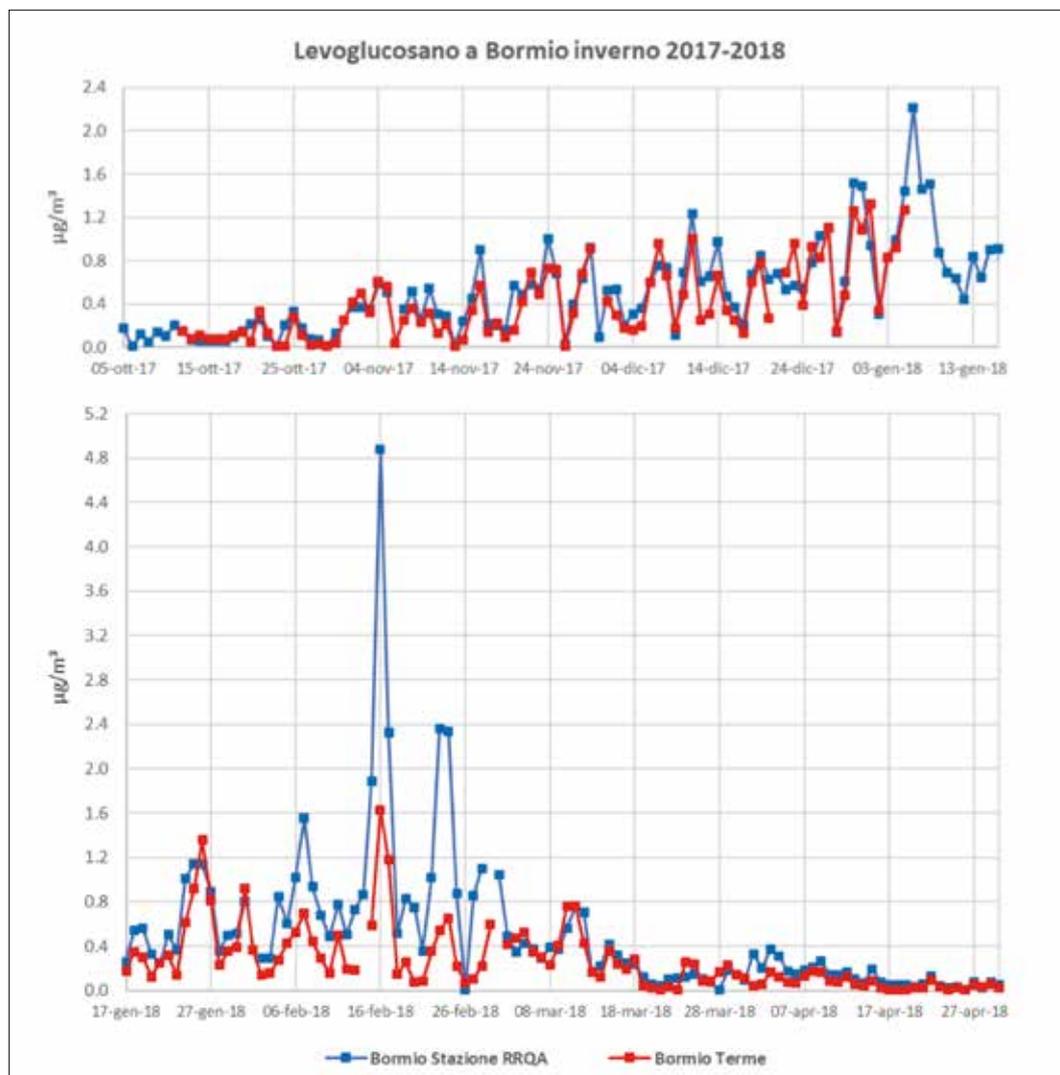


Fig. 13. Levoglucosano a Bormio nei due siti di misura.

media annuale di  $0.90 \text{ ng/m}^3$  con la stessa incertezza del caso precedente; da ciò segue una probabilità del 27% per il superamento del valore limite nell'anno 2017.

Seguendo le indicazioni della normativa [3], 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, l'analisi degli IPA nel  $\text{PM}_{10}$  ha riguardato anche la determinazione delle concentrazioni di benzo(a)antracene, benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene, benzo(j)fluorantene, indeno(1,2,3,c,d)pirene e dBenzo(a,h)antracene. In Fig. 12

sono riportati i valori di concentrazione media, espressi come percentuale rispetto la somma degli IPA misurati, nei due siti di misura. Le differenze tra i valori di Bormio stazione RRQA e Bormio Terme risultano statisticamente irrilevanti. Ciò indica che nei due siti stiamo trattando la stessa tipologia di sorgente emissiva.

### Levoglucosano nel $\text{PM}_{10}$

Il levoglucosano contenuto nel  $\text{PM}_{10}$  è uno zucchero che rappresenta un traccian-te specifico della combustione della legna (biomassa) perché si forma a seguito della decomposizione termica della cellulosa

**Tab. 3. Dati statistici invernali del levoglucosano a Bormio e Milano.**

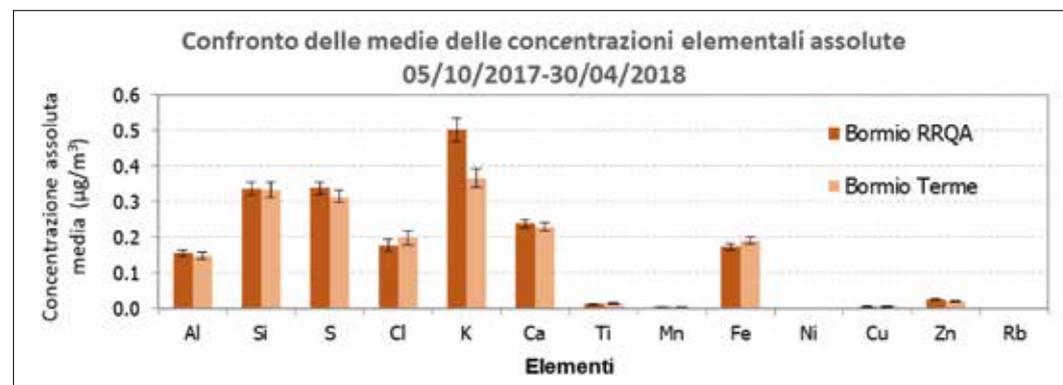
Statistica dei valori di Levoglucosano nel periodo 1 novembre 2017 al 15 marzo 2018	Bormio stazione RRQA	Bormio Terme	Milano via Pascal
Levoglucosano media periodo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.7	0.5	0.7
Rapporto Levoglucosano-PM10 media percentuale del periodo	4%	3%	1.5%

**Tab. 4. Statistiche essenziali degli elementi rilevati nei due siti.**

Bormio RRQA	Al	Si	S	Cl	K	Ca	Ti	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Rb
media ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0.16	0.34	0.34	0.18	0.50	0.24	0.01	0.01	0.17	0.001	0.01	0.02	0.002
dev.st.media ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0.01	0.02	0.02	0.02	0.03	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00004	0.001	0.001	0.0001
max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0.63	1.25	1.85	2.14	4.99	0.83	0.05	0.02	0.61	0.005	0.15	0.09	0.01
rendimento (%)	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98

Bormio Terme	Al	Si	S	Cl	K	Ca	Ti	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Rb
media ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0.15	0.33	0.32	0.20	0.37	0.23	0.01	0.004	0.19	0.001	0.01	0.02	0.001
dev.st.media ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0.01	0.02	0.02	0.02	0.03	0.01	0.001	0.0002	0.01	0.00004	0.001	0.001	0.0001
max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0.67	1.37	1.67	1.54	3.35	1.11	0.08	0.01	0.74	0.005	0.20	0.07	0.01
rendimento (%)	93	93	93	93	93	93	93	93	93	93	93	93	93


**Fig. 14. Confronto delle medie delle concentrazioni elementari assolute nella fase invernale della campagna.**

durante la sua combustione. A causa del consumo di legna per il riscaldamento residenziale, la concentrazione di levoglucosano è in genere alta durante i mesi invernali, mentre rimane al di sotto dei limiti di rilevabilità strumentale durante i mesi estivi. In Fig. 13 sono riportati gli andamenti delle concentrazioni medie giornaliere di levoglucosano determinati a Bormio nei due siti di misura della campagna invernale, che risultano essere generalmente confrontabili, a parte alcuni episodi nel mese di febbraio.

Le osservazioni fatte sopra per i valori di  $\text{PM}_{10}$  e di B(a)P valgono anche nel

confronto tra  $\text{PM}_{10}$  e levoglucosano. Anche in questo caso si individuano due periodi distinti: in entrambi i siti, da novembre 2017 alla prima metà di marzo 2018, si osserva una corrispondenza tra i valori medi giornalieri di  $\text{PM}_{10}$  e il levoglucosano. Questa corrispondenza è invece ridotta o non si osserva nella prima parte (ottobre 2017) e nell'ultima parte (dal 15 marzo in poi) del periodo di monitoraggio.

Per valutare la frazione di polveri sottili presenti in aria a Bormio dovuta all'utilizzo della legna, sono da considerare, nel  $\text{PM}_{10}$ , sia i valori assoluti sia i valori percentuali di levoglucosano. La

concentrazione media di levoglucosano ed il rapporto percentuale levoglucosano-PM<sub>10</sub> nel periodo dal 1° novembre 2017 al 15 marzo 2018 nei due siti di misura di Bormio e nella stazione di Milano via Pascal sono indicati in Tab. 3.

I valori misurati a Bormio, in entrambi i siti, rilevano una considerevole influenza della combustione della biomassa legnosa sulla qualità dell'aria.

Il confronto fra Bormio e Milano mostra una equivalenza nei valori medi misurati nel periodo critico e, viceversa, una caratterizzazione di Bormio nella percentuale di levoglucosano nel PM<sub>10</sub> con il 4% e 3% nei due siti di Bormio rispetto all'1.5% di Milano. La situazione rilevata a Bormio è analoga a quanto osservato anche in altri siti alpini italiani [5]. La percentuale di levoglucosano presente nelle polveri sottili a Milano è raffrontabile con un contributo al PM<sub>10</sub> del 24% da parte della combustione delle biomasse nel periodo invernale. I valori della percentuale di levoglucosano a Bormio indicano un contributo alla massa del PM<sub>10</sub>, dovuto all'utilizzo della legna, ben maggiore.

### Gli elementi nel PM<sub>10</sub>

I filtri campionati, con i quali è stata determinata la concentrazione di massa del PM<sub>10</sub>, sono stati sottoposti a spettrometria XRF per individuare la presenza e la relativa concentrazione degli elementi. Dai dati raccolti a Bormio elementi quali P, V, Br, Cr e Pb sono stati, nella gran parte dei campioni analizzati, al di sotto del limite di rilevabilità strumentale (lmr) in entrambi i siti.

Nella Tab. 4 sono riportate alcune statistiche essenziali degli elementi. Tra tutti

gli elementi rilevati, gli unici per i quali è definito dalla normativa un valore medio annuale che non deve essere superato sono il piombo, con un valore limite di 0.500 µg/m<sup>3</sup> e il nichel con un valore obiettivo di 0.020 µg/m<sup>3</sup> [3]. Tali valori sono ampiamente rispettati in entrambi i siti.

Gli elementi risultati frequentemente al di sotto del proprio lmr non sono stati utilizzati nelle successive elaborazioni.

Le medie delle concentrazioni elementali di entrambi i siti insieme alla deviazione standard di ciascuna media, non risultano differenti significativamente nei due siti, se non per il potassio.

Per avere una indicazione di quanto le concentrazioni dei diversi elementi presenti nel particolato atmosferico risultino alterate per la presenza di emissioni antropiche, sono stati calcolati i fattori di arricchimento che esprimono quanto un elemento in aria, risulti arricchito rispetto alla sua naturale concentrazione nel terreno. Il FA è il rapporto tra la concentrazione in aria di un elemento e quella dell'elemento di riferimento diviso l'analogo rapporto tra le concentrazioni nel suolo dell'elemento considerato e l'elemento di riferimento [6]:

$$FA = \frac{[C_{I,ARIA}]/[C_{ref,ARIA}]}{[C_{I,SUOLO}]/[C_{ref,SUOLO}]}$$

Il FA è stato calcolato usando come riferimento il Silicio (considerato avente unica sorgente il terreno), utilizzando la composizione elementale del suolo media. In Tab. 5 sono riportati i fattori di arricchimento per i due siti, calcolati

Tab. 5. Confronto tra siti dei Fattori di Arricchimento.

5 ottobre 2017- 30 aprile 2018	Fattori di arricchimento												
	Al [#]	Si [#]	S [#]	Cl [#]	K [#]	Ca [#]	Ti [#]	Mn [#]	Fe [#]	Ni [#]	Cu [#]	Zn [#]	Rb [#]
Bormio RRQA	2	1	165	548	43	2	3	6	3	12	22	73	23
Bormio Terme	2	1	138	526	28	2	3	4	4	13	37	49	15

utilizzando come riferimento le concentrazioni determinate nel suolo dell'area di Milano, non avendo a disposizione misure locali.

Dalla tabella è possibile evidenziare che i fattori di arricchimento nei due siti risultano simili in ordine di grandezza, con FA elevati per S e Cl; lo zolfo prende parte nella formazione di particolato secondario inorganico, in particolare di solfato d'ammonio; il cloro ha varie origini sia naturali che antropiche legate ad attività industriali e nel periodo invernale può essere un indicatore non specifico della combustione da legna, oltre ad essere

dovuto allo spargimento del sale per lo scioglimento del ghiaccio nelle strade. Gli elementi come Al, Si, Ca, Ti, Mn e Fe presentano FA prossimi all'unità confermando quindi una chiara origine naturale (o perlomeno crostale), mentre i fattori di arricchimento di K, Ni, Cu, Zn, e Rb suggeriscono la presenza di sorgenti di natura mista, sia antropica che naturale, riconducibili a processi di combustione, per esempio della legna.

Il potassio è un tracciante non specifico delle combustioni di biomasse, ma in assenza di esse ha natura terrigena. Per ricercarne le sorgenti antropiche durante il periodo invernale, è stata calcolata la correlazione tra il levoglucosano e la frazione di origine antropica del potassio calcolato come

$$K_{\text{terr}} = \frac{K}{\text{FA}} \quad K_{\text{no terr}} = K - K_{\text{terr}}$$

La buona correlazione tra il potassio non terrigeno ed il levoglucosano a Bormio, nei due siti (Figure 15 e 16), evidenzia la presenza di combustioni di biomasse nel periodo invernale.

Quanto supposto fin qui circa le possibili sorgenti del particolato trova conferma nell'analisi a cluster mostrata nelle Fig. 17 e 18 tra le concentrazioni elementari assolute, benzo(a)pirene ed il levoglucosano.

Dalle figure precedenti, risulta chiaramente identificato il cluster della combustione di biomassa, in quanto contiene il levoglucosano che ben correla con la componente antropica del potassio e con il B(a)P. Anche la correlazione con il rubidio e lo zinco è riconducibile allo stesso tipo di sorgente. Un altro cluster formato da Al, Si, Ti, Fe e Ca, ma anche Mn a Bormio Terme, descrive la componente terrigena, legata quindi alla risospensione. Nichel e rame individuano la componente da traffico legata all'usura delle parti meccaniche degli automezzi. Rimangono separati dal resto, e pertanto hanno fonti emissive diverse, lo zolfo, che come già detto

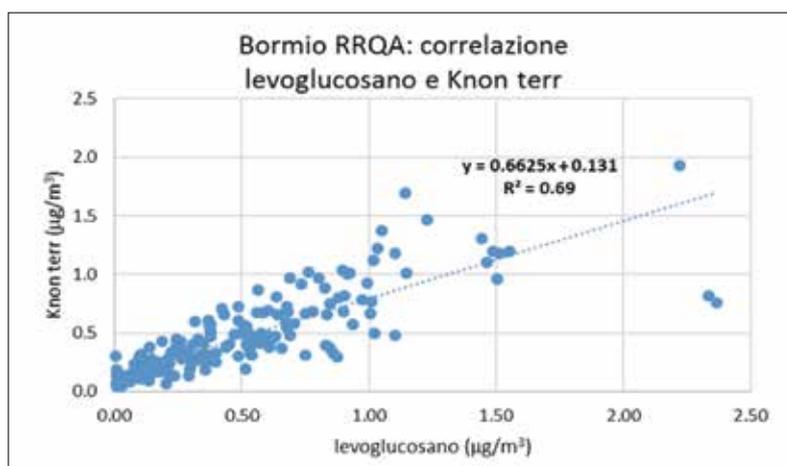


Fig. 15. Correlazione tra la componente non terrigena del potassio e il levoglucosano a Bormio RRQA.

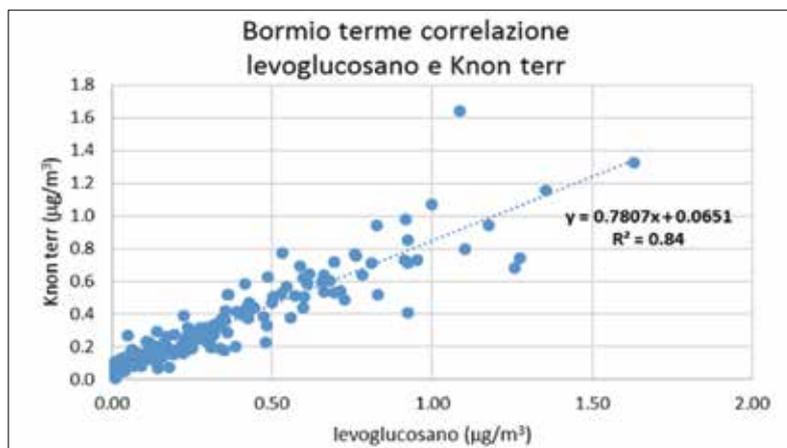


Fig. 16. Correlazione tra la componente non terrigena del potassio e il levoglucosano a Bormio Terme.

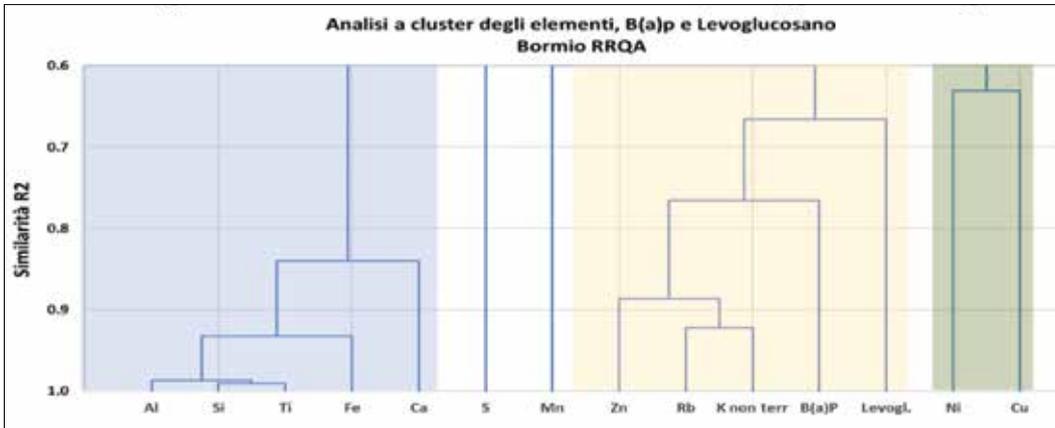


Fig. 17. Analisi a cluster delle medie delle concentrazioni elementari assolute, del B(A)P e del levoglucosano rilevate a Bormio RRQA.

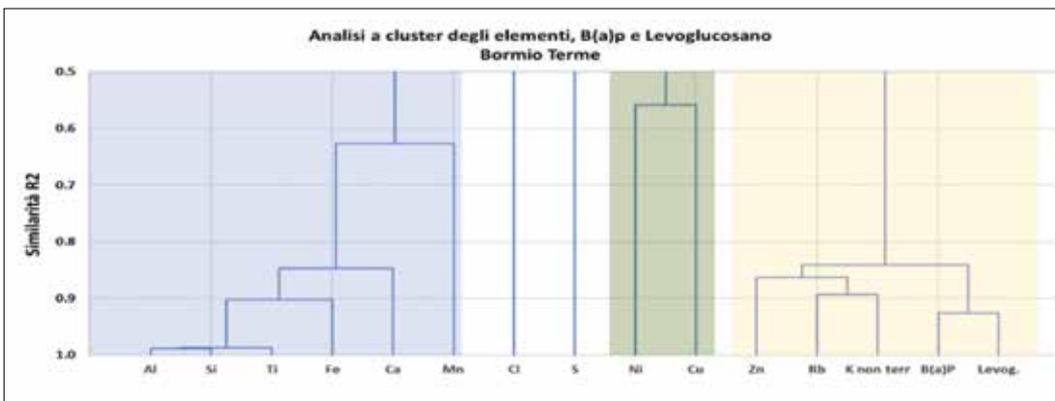
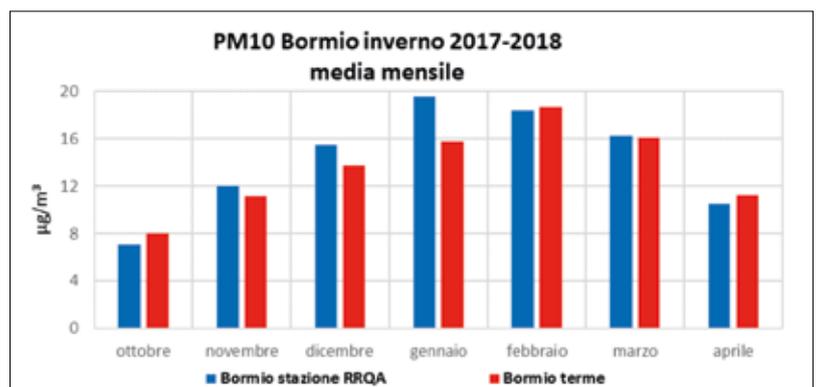


Fig. 18. Analisi a cluster delle medie delle concentrazioni elementari assolute, del B(A)P e del levoglucosano rilevate a Bormio Terme.

ha natura secondaria, ed il cloro che ha origini varie sia naturali che antropiche. Tutto ciò è concorde con quanto è risultato dalle correlazioni precedentemente viste ed è un'ulteriore evidenza di come le emissioni di B(a)P a Bormio siano da attribuirsi principalmente alle combustioni di biomassa. Inoltre, dal dendrogramma è possibile rilevare quanto dedotto precedentemente dall'analisi dei fattori FA, e cioè che Al, Si, Ca, Ti, Fe e Mn hanno come sorgente prevalente la risospensione (natura terrigena), mentre tutti gli altri elementi hanno diverse sorgenti antropiche o formazione prettamente secondaria, come lo zolfo.



### Confronto tra i dati dei due siti di misura

Il campionamento nei due siti di Bormio stazione RRQA e Bormio Terme è stato effettuato con l'intento di

Fig. 19. PM<sub>10</sub> nei due siti di Bormio.

Fig. 20. Benzo(a)pirene nei due siti di Bormio.

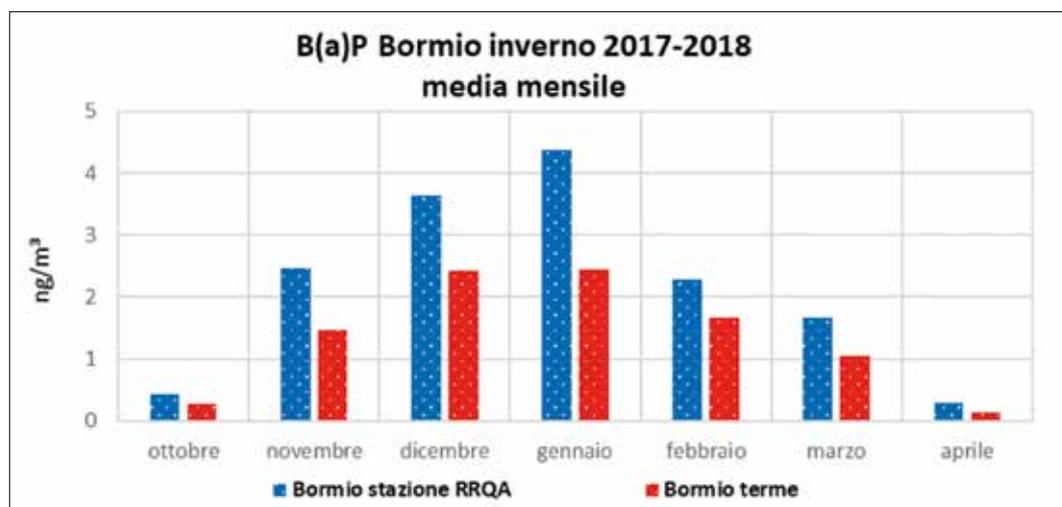


Fig. 21. Levoglucosano nei due siti di Bormio.

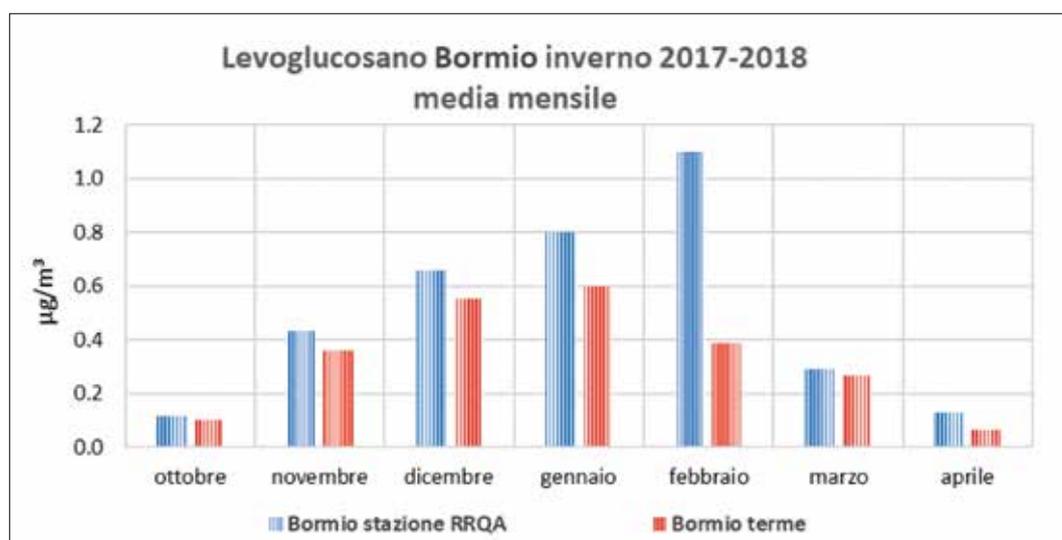
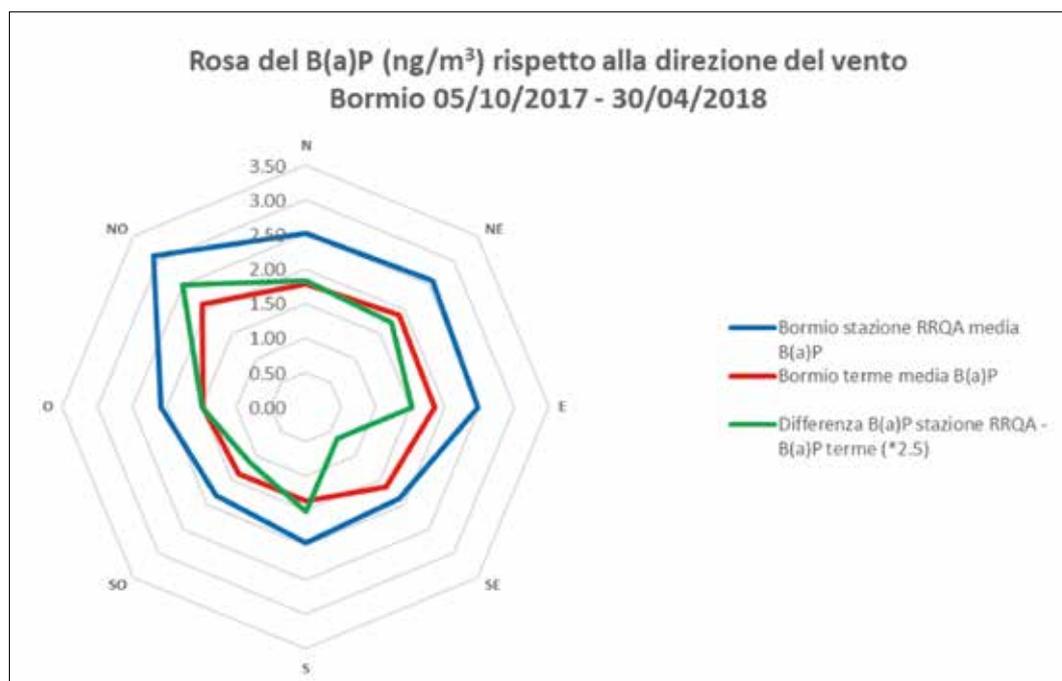


Fig. 22. Rosa dell'inquinamento relativa al B(a)P.



individuare l'omogeneità o meno dell'inquinamento atmosferico, su una più ampia frazione del territorio comunale.

I valori di  $PM_{10}$ , levoglucosano e, in maniera più marcata, benzo(a)pirene nel sito di Bormio RRQA nel centro storico sono risultati superiori rispetto a quelli rilevati presso il sito di Bormio Terme nella zona periferica della città (Fig. 19, 20 e 21). I valori più alti, in particolare, di levoglucosano, essendo un tracciante della combustione della legna, indicano una maggiore influenza delle combustioni di biomassa nella parte di territorio comunale valutata con la cabina fissa della RRQA. Nondimeno, l'analisi delle concentrazioni di B(a)P in funzione della direzione del vento (Rosa del B(a)P Fig. 22) mostra come la maggior differenza nei valori dei due siti di questo inquinante atmosferico si abbia quando il vento proviene da nord-ovest. In questa situazione (vedi Figura 1, posizione dei siti di misura) il punto di campionamento di Bormio stazione RRQA risulta sottovento ad una porzione di abitato superiore rispetto al punto di campionamento di Bormio Terme; quest'ultimo sito presenta quindi una tendenza a rilevare concentrazioni inferiori rispetto al sito del centro storico.

### Analisi di source apportionment del $PM_{10}$

Come esposto nei capitoli precedenti, i dataset di speciazione chimica, raccolti nei due siti di Bormio sono composti da elementi, IPA e Levoglucosano. Questi dataset sono stati ulteriormente elaborati attraverso l'applicazione di tecniche di source apportionment. Queste tecniche permettono una valutazione anche quantitativa del contributo delle sorgenti, primarie e secondarie, alle concentrazioni di PM rilevate.

L'analisi si basa su dati ambientali (concentrazione delle diverse specie nel 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 [7].

L'equazione di base sottostante l'algoritmo di calcolo è la seguente:

$$C_{ij} = \sum a_{ik} S_{kj} N_k = 1$$

Dove  $C_{ij}$  è la concentrazione della  $i$ -esima specie nel  $j$ -esimo campione,  $a_{ik}$  è la frazione di massa della specie  $i$ -esima emessa dalla  $k$ -esima sorgente,  $S_{kj}$  è il contributo della  $k$ -esima sorgente al  $j$ -esimo campione e  $N_k$  è il numero delle sorgenti.

Il modello a recettore multivariato applicato in questa campagna è la PMF, nella sua ultima released (versione PMF5), sviluppato dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente Americana (U.S. Environmental Protection Agency). Il modello è accessibile liberamente dal sito internet dell'EPA [8].

Generalmente l'analisi PMF viene applicata a database di speciazione chimica completa, cioè database che contengono informazioni sulle componenti del  $PM_{10}$  (in particolare frazione carboniosa, frazione ionica e frazione elementare). A Bormio sono stati misurati "solo" gli elementi, gli IPA e il levoglucosano e non sono quindi disponibili informazioni sul comportamento della frazione carboniosa e della frazione ionica.

In questa campagna il maggior interesse è però volto alla sorgente Combustione di Biomassa, che ha come tracciante univoco il levoglucosano. Questo permette di separare in modo solido questa sorgente dalle altre che concorrono alla formazione del  $PM_{10}$ .

Per verificare la possibilità di evidenziare il contributo della Combustione di Biomassa a partire dalla misura della frazione elementare e del levoglucosano nel  $PM_{10}$ , alcuni test sono stati effettuati su un database in cui fosse disponibile la speciazione completa. Tale database è stato analizzato prima nel suo complesso ("Speciazione completa") e poi considerando solo gli elementi, il levoglucosano e gli IPA ("Speciazione parziale"), come nel caso della campagna in oggetto, in modo

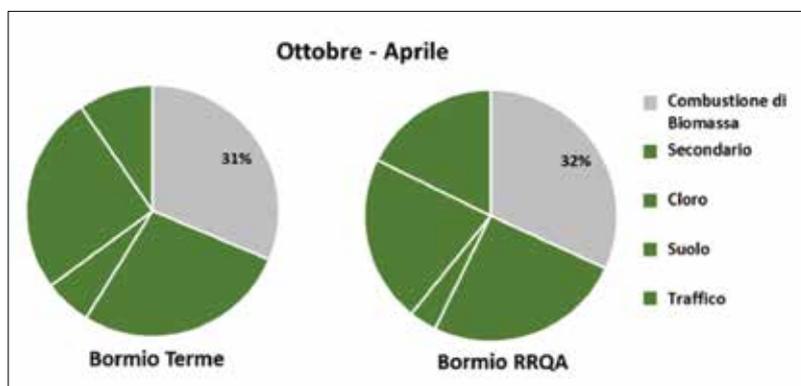


Fig. 23. Apporzionamento del PM10 ricostruito a Bormio Terme e a Bormio RRQA (12 ottobre 2017 – 30 aprile 2018).

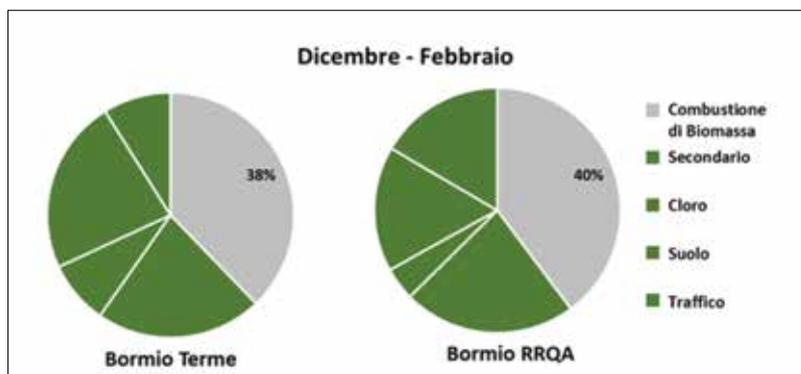


Fig. 24. Apporzionamento del PM10 ricostruito a Bormio Terme e a Bormio RRQA (1° dicembre 2017 – 28 febbraio 2018).

da valutare eventuali differenze tra i due approcci.

Come database di test è stato utilizzato il database di Milano – via Pascal composto dalla componente elementale con numero atomico  $Z > 11$  (misurata con la tecnica spettrometria a raggi X di fluorescenza a dispersione di energia - ED-XRF), dalla componente ionica (misurata in cromatografia Ionica), dalla componente carboniosa (misurata con la tecnica TOR/TOT) e dagli IPA (misurati con la tecnica GC/MS) nel  $PM_{10}$ . Per il test è stato utilizzato il periodo corrispondente alla campagna di Bormio.

L'applicazione della PMF al database di speciazione completa mostra sostanzialmente l'identificazione di sette fattori, cui sono state assegnate le seguenti categorie di sorgenti: Traffico Exhaust,

Traffico non Exhaust, Solfato Secondario, Cloro, Combustione di Biomassa, Suolo (ovvero la componente naturale della risospensione di polvere dal suolo) e Nitrate Secondario.

Il database di speciazione chimica completa è stato ri-sottoposto ad una seconda analisi PMF nella quale è stato ridotto il numero di fattori fino a 4, in modo da studiare la stabilità del fattore Combustione di Biomassa. Nella soluzione a 4 fattori, il contributo della Combustione di Biomassa risulta ancora coerente con quanto trovato nell'analisi precedente nella quale sono stati presi in considerazione 7 fattori.

Le altre sorgenti risolte nella soluzione a 7 fattori si riuniscono, in questa seconda analisi a 4 fattori, in un primo "macrofattore" nominato "secondario" che raggruppa solfato secondario e nitrato secondario ed un secondo "macrofattore" che raggruppa il risollevarimento di polvere dal suolo ed il traffico (contributo primario). Il Cloro rimane invece separato. Sommando i contributi in massa delle diverse sorgenti risolte nell'analisi a 7 fattori, ritroviamo la massa dei "macrofattori" ottenuti nella soluzione a 4 fattori.

L'analisi PMF è stata quindi applicata nuovamente al database parziale di Milano – Via Pascal, utilizzando le stesse e sole specie chimiche misurate a Bormio (componente elementale, IPA e levoglucosano); sono stati identificati quattro fattori, cui sono stati assegnati i seguenti nomi: Combustione di Biomassa, Secondario, Cloro e Suolo + Traffico. Il contributo della sorgente Combustione di Biomassa ottenuto utilizzando solo la speciazione parziale è risultato ancora confrontabile con quanto ottenuto utilizzando la speciazione completa.

Avendo quindi verificato che l'analisi PMF applicata ad un database di speciazione chimica non completa è solida per quanto riguarda la determinazione della componente Combustione di Biomassa tracciata essenzialmente dal levoglucosano, l'analisi PMF è stata

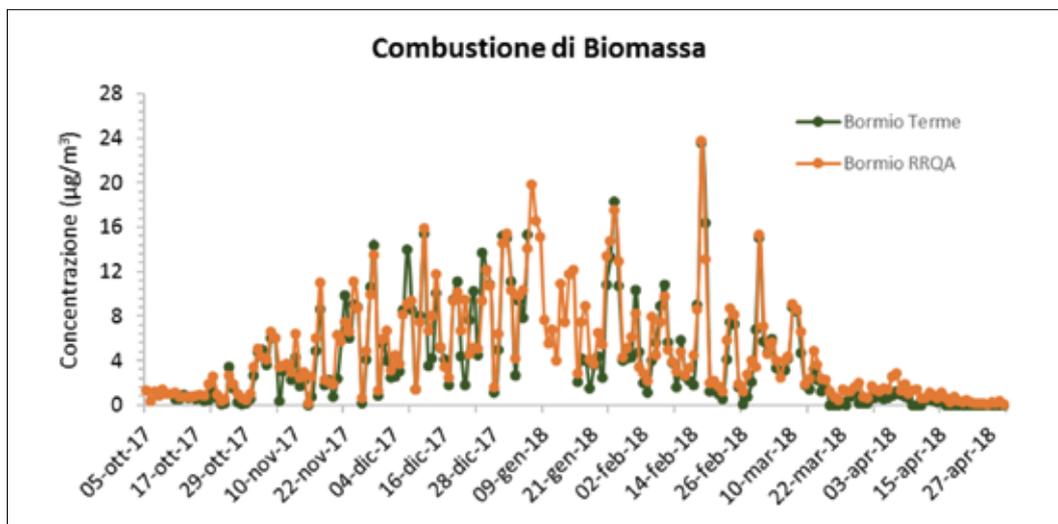


Fig. 25. Contributo giornaliero al PM<sub>10</sub> della sorgente Combustione di Biomassa nei due siti della campagna (Bormio Terme e Bormio RRQA).

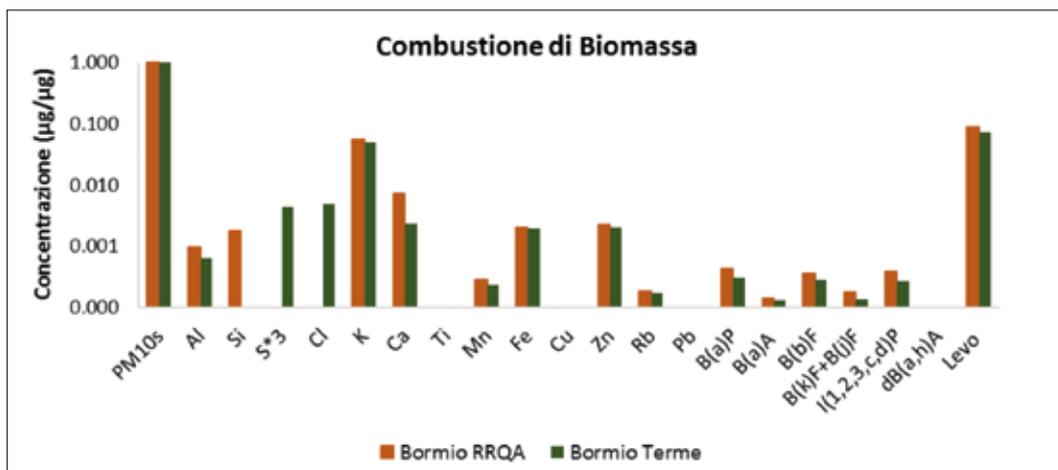


Fig. 26. Profilo della sorgente Combustione di Biomassa nei due siti della campagna (Bormio terme e Bormio RRQA).

applicata ai dati raccolti a Bormio nei due siti.

In entrambi i siti della campagna di Bormio sono stati identificati il fattore Combustione di Biomassa, il Traffico, la componente secondaria, il Suolo, ed il Cloro. In Fig. 23 è mostrato il contributo della combustione di biomassa al PM<sub>10</sub> nei due siti della campagna, nell'intero periodo della Campagna (12 ottobre 2017–30 aprile 2018). Il contributo della Combustione della Biomassa risulta confrontabile nei due siti. In Fig. 24 è mostrato il

contributo della combustione della biomassa come media sul solo trimestre invernale (1° dicembre 2017 – 28 febbraio 2018) pari al 38% e 40% nei due siti di misura. Si nota quindi un aumento del contributo di tale sorgente alla massa del PM<sub>10</sub> nel periodo centrale dell'inverno.

In Fig. 25 è mostrato l'andamento giornaliero della sorgente Combustione di Biomassa. Tale sorgente presenta un contributo confrontabile nei due siti sia in termini di media sul periodo (4.5 µg/

$\text{m}^3$  a Bormio RRQA e  $4.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a Bormio Terme), sia in termini di andamento giornaliero.

Per completezza in Fig. 26 è mostrato il profilo del fattore riconosciuto come Combustione di Biomassa nei due siti della campagna. Anche i due profili sono confrontabili.

In entrambi i siti più dell'90% della varianza spiegata degli IPA considerati è associata alla sorgente combustione di biomassa. Questi sembrano quindi associati principalmente alla combustione della legna e non al traffico veicolare a Bormio nel periodo invernale.

## CONCLUSIONI

La quantificazione e l'analisi delle polveri fini presenti in atmosfera nei due punti di campionamento di Bormio nella stagione invernale ottobre 2017 – aprile 2018 hanno mostrato una situazione articolata.

La concentrazione di  $\text{PM}_{10}$  è modulata dalla capacità o meno dell'atmosfera di disperdere questo inquinante attraverso l'azione del vento. Bormio a 1225 metri s.l.m. risente positivamente di venti in quota che spesso non si propagano nel fondovalle Valtellinese ed in Pianura Padana.

Il  $\text{PM}_{10}$  non ha mai superato, nel periodo di studio, il valore limite di  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  della concentrazione media giornaliera stabilita dalla normativa ed ha avuto, negli oltre sei mesi di campionamento, un valore medio di  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

L'analisi chimica del particolato atmosferico raccolto ha permesso, tra l'altro, l'analisi di un importante componente del  $\text{PM}_{10}$ , il benzo(a)pirene, un idrocarburo per il quale è definito dalla normativa un valore obiettivo per la salvaguardia della salute umana di  $1 \text{ ng}/\text{m}^3$  da non superare con la concentrazione media annuale. La stima della media per l'anno 2017 del B(a)P è stata superiore o prossima al valore obiettivo nei due siti ( $1.5 \text{ ng}/\text{m}^3$  nel sito di misura di Bormio stazione RRQA e di  $0.9 \text{ ng}/\text{m}^3$  nel sito di Bormio Terme).

Il B(a)P viene rilasciato quando si è in presenza di una cattiva combustione (combustione incompleta), ad esempio nelle caldaie per il riscaldamento domestico che utilizzano combustibili poco raffinati, nelle stufe e nei camini a legna, oltre che dal traffico veicolare.

Il levoglucosano, tracciante specifico della combustione della biomassa, ha avuto valori in buona corrispondenza con il  $\text{PM}_{10}$  nel periodo più freddo della campagna di misura. La concentrazione e la percentuale di levoglucosano presenti nel  $\text{PM}_{10}$  indicano la considerevole influenza dell'utilizzo della legna all'inquinamento da polveri sottili nell'aria di Bormio.

Questa valutazione è supportata quantitativamente dall'applicazione delle tecniche modellistiche di Source Apportionment e conferma le stime dell'inventario sulle emissioni INEMAR.

L'analisi di sensibilità dei risultati della PMF effettuata su un Dbase ridotto in termini di specie monitorate è stata provata a partire da un dataset completo e via via ridotto in termini specie, mantenendo però il tracciante specifico della sorgente di interesse: le combustioni di biomassa. Il contributo per questa sorgente si è mantenuto stabile. Pertanto, i risultati del SA sul sito di Bormio appaiono solidi per la sorgente di maggior interesse: Combustioni di biomassa.

La differenza tra i valori di  $\text{PM}_{10}$ , B(a)P e levoglucosano tra i due siti di campionamento con Bormio stazione RRQA più inquinato di Bormio Terme, si giustifica dal fatto che il sito di Bormio Terme è spesso sopravvento ad una porzione di territorio comunale urbanizzato.

Il sito della stazione della RRQA si conferma quindi rappresentativo ai fini dell'esposizione degli abitanti di Bormio rispetto al sito più periferico.

## NOTE BIBLIOGRAFICHE

- [1] De Martini A. Carroccio L. Rapporto sulla qualità dell'aria della provincia di Sondrio – anno 2019. 2020. Pubblicazione sul sito di ARPA Lombardia: <https://www.arpalombardia.it>

bardia.it/qariafiles/RelazioniAnnuali/RQA\_SO\_2019.pdf

- [2] De Stefani G., De Martini A., Cuccia E. Campagna di approfondimento sulla qualità dell'aria nella stagione invernale – comune di Bormio. 2018 Pubblicazione sul sito di ARPA Lombardia: [https://www.arpalombardia.it/Pages/Aria/Relazioni-e-valutazioni/Relazioni-stazioni\\_mobili.aspx?sez=rm&page=rm&provincia=SO&anno=2019](https://www.arpalombardia.it/Pages/Aria/Relazioni-e-valutazioni/Relazioni-stazioni_mobili.aspx?sez=rm&page=rm&provincia=SO&anno=2019)
- [3] D.lgs. 155/2010. Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria pulita in Europa. Gazzetta Ufficiale n. 216 del 15/09/2010 – supplemento Ordinario 217.
- [4] Inventario delle emissioni della Lombardia - INEMAR: <http://www.arpalombardia.it/Pages/Aria/Inventario.aspx>
- [5] Pession G., Tombolato I. Emissioni di inquinanti dalla combustione di biomassa legnosa. Report finale. Aprile 2013. Pubblicazione Regione Valle d'Aosta - ARPA Valle d'Aosta
- [6] Eldred R., Cahill T., Feeney P.J. Particulate monitoring at US National Parks using PIXE. 1987. NUCL INSTRUM METH B 22, p. 289–295.
- [7] Hopke P.K. A guide to positive matrix factorization. 2000. Pubblicazione EPA.
- [8] PMF5 software and User Guide. Pubblicazione EPA: <http://www.epa.gov/ttn/scram/receptorindex.htm>.

ALESSANDRO DI MENNO  
DI BUCCHIANICO (\*),  
RAFFAELA GADDI  
ISPRA

(\* [alessandro.dimenno@isprambiente.it](mailto:alessandro.dimenno@isprambiente.it))

## Il contributo naturale al particolato atmosferico: la valutazione della componente biologica e abiologica dell'aerosol

**Riassunto** – Questo lavoro presenta le principali attività svolte dall'Istituto Nazionale per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) sul tema della valutazione del contributo naturale alla composizione del particolato sospeso.

In particolare, viene spiegato l'approccio di standardizzazione per la dimostrazione e la sottrazione dei superamenti attribuibili a fonti naturali ai sensi della direttiva 2008/50/CE sulla qualità dell'aria ambiente. Vengono inoltre discusse le attività di studio e valutazione della presenza in aria di pollini allergenici e spore fungine, condotte da POLLnet, la rete di monitoraggio aerobiologico delle Agenzie regionali e provinciali del SNPA.

**Parole chiave:** materiale particolato, sorgenti naturali, monitoraggio pollinico, inquinamento atmosferico

***The natural contribution to atmospheric particulate matter: SNPA activities on the biological and abiological component of the aerosol***

**Summary** – This work presents the main activities carried out by the Italian National Institute for Environmental Protection and Research (ISPRA) on the topic of evaluating the natural contribution to the composition of suspended particulate matter.

In particular, the standardization approach for the demonstration and subtraction of exceedances attributable to natural sources under the Directive 2008/50 | EC on ambient air quality is explained. The study activities and the evaluation of the presence of suspended allergenic pollens and fungal spores, conducted by POLLnet, the aerobiological monitoring network of the regional and provincial Agency of, SNPA, are also discussed.

**Keywords:** particulate matter, natural sources, pollen monitoring, air pollution

## 1. INTRODUZIONE

In un periodo come questo, in cui le nostre abitudini, le nostre paure, le nostre vite sono sconvolte da una particella biologica, è interessante affrontare il tema del contributo naturale al particolato atmosferico. Per farlo si può partire da un evento di 200 anni fa.

È il 1815, in Europa è in corso il Congresso di Vienna, a giugno Napoleone verrà definitivamente sconfitto a Waterloo; l'Italia non esiste ancora, è divisa in regni, ducati e stato pontificio. La rivoluzione industriale (la prima) è in corso solo in Inghilterra, nel resto d'Europa le attività produttive sono più vicine a quelle del medioevo che a quelle dei giorni nostri. Charles Darwin è un bambino di 6 anni.

Quell'anno, dall'altra parte del mondo, in Indonesia, erutta il vulcano Tambora, l'emissione di polveri e di ceneri è tale da spargersi nei mesi successivi in tutta l'atmosfera terrestre. Nell'anno successivo, il 1816, il clima cambia, i raccolti vengono danneggiati, nevica a maggio, le persone, letteralmente, muoiono di fame. Molti italiani emigrano in America ma lì trovano che, per lo stesso motivo, gli americani si stanno spostando nel West. Il 1816 è ricordato come l'anno senza estate, una catastrofe ambientale che ha cambiato la storia recente, causata da un evento emissivo di particolato naturale.

Il particolato atmosferico, che con i suoi superamenti del valore limite è il tema costante delle discussioni sull'inquinamento atmosferico nelle aree urbane, è infatti composto da una miscela complessa e variabile di costituenti chimici che vanno considerati singolarmente. Alcuni hanno origine antropica, altri naturale.

In breve, le principali caratteristiche variabili del particolato possono essere riassunte da questi quattro punti:

- Dimensioni variabili su 5 ordini di grandezza (da circa 0,002 a 100  $\mu\text{m}$  in diametro aerodinamico);
- Diversità di forma e composizione;

- Variabilità del tempo trascorso dal momento del rilascio alla deposizione;
- Le particelle di aerosol possono trasformarsi sia immediatamente dopo l'emissione, sia durante la loro vita in sospensione, con profonde modificazioni della struttura fisica e chimica originaria.

Questi aspetti, nei fatti, limitano la significatività della misura della concentrazione di massa di  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$ , importantissima per il suo valore storico di conoscenza, per la ricostruzione degli andamenti sul lungo periodo ma che non è in grado di evidenziare la natura complessa dei campioni prelevati.

Se noi, ad esempio, poniamo su un piano cartesiano la scomposizione nelle due frazioni granulometriche principali del materiale particolato: la frazione *coarse* e la frazione *fine* (v. Fig. 1) si vede chiaramente come a parità di concentrazione di massa le due componenti possono essere molto diverse e dare come risultato la stessa concentrazione di massa misurata, che è il valore che viene confrontato col limite di legge.

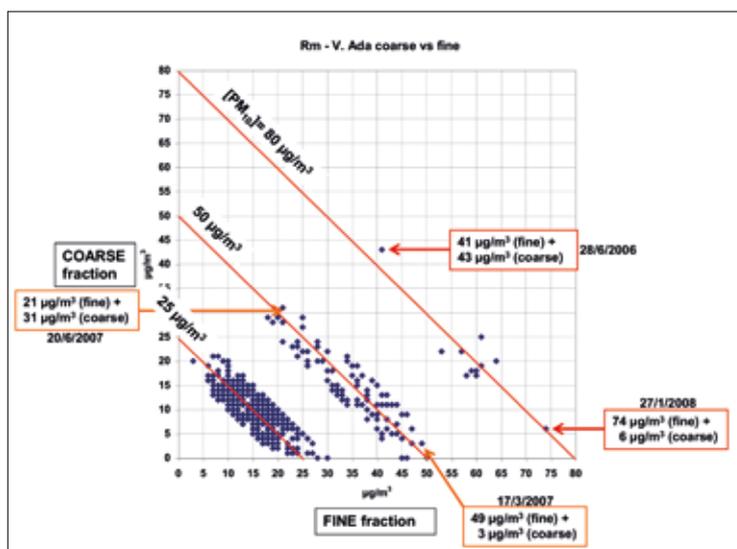


Fig. 1. Rappresentazione delle frazioni *Coarse* e *fine* in una serie di dati di  $\text{PM}_{10}$  di una stazione di Fondo Urbano (V. Ada, Roma).

Questa differenza di composizione in massa riflette la differente natura e una differente origine delle particelle campionate nelle stazioni di monitoraggio.

## 2. LA COMPONENTE NATURALE DEL PARTICOLATO ATMOSFERICO

Un elenco, non esaustivo, dei principali contributi naturali al particolato atmosferico può essere il seguente [1]:

- Trasporto di particelle naturali da regioni aride: le polveri di origine desertica possono avere un forte impatto sulla visibilità atmosferica e la composizione dell'aerosol, nonché sui livelli di PM. La polvere sahariana può contribuire più del 60% per il totale PM<sub>10</sub> nei paesi del Mediterraneo nel corso di un evento di forte inquinamento da polveri. Ciò può portare a superamenti della concentrazione media giornaliera di 50 µg/m<sup>3</sup>. Sebbene questi eventi vengano rilevati con una frequenza molto più elevata nel dominio del Mediterraneo, anche l'Europa centrale e settentrionale ne sono sporadicamente influenzate. Questo trasporto a lunga distanza di particelle minerali è avviato da massicci processi di risospensione nelle zone aride in Nord Africa. Eventi naturali con livelli elevati di PM<sub>10</sub> sono più frequenti nei periodi primaverili ed estivi. Le particelle di polveri sahariane possono rappresentare una frazione sia del PM<sub>10</sub> che del PM<sub>2,5</sub>.
- Spray marino: l'aerosol marino si caratterizza in base alla sua origine e si distingue per due differenti tipologie una di origine primaria, principalmente sale marino (una frazione delle particelle di zolfo organico primario), e una di origine secondaria, costituita principalmente da solfato di sale marino e materia organica, entrambi prodotti mediante conversione da gas a particelle. Il sale è quantitativamente un importante contributo per la massa dell'aerosol marino.
- Eruzioni vulcaniche, attività sismica e geotermica: gli eventi vulcanici, sismici e geotermici possono sporadicamente causare livelli elevati di PM<sub>10</sub>. In Europa ciò è dovuto principalmente ad alcune isole dell'area mediterranea e all'Islanda. La cenere fine può rappresentare un'importante fonte locale. I vulcani emettono anche SO<sub>2</sub>, che contribuisce alla formazione di particelle secondarie.
- Incendi boschivi (di origine naturale): gli incendi boschivi sono per lo più provocati dagli esseri umani (oltre il 90% secondo l'EEA). È molto difficile dimostrare che un incendio boschivo non è stato provocato dagli esseri umani. Gli incendi boschivi possono influenzare i livelli di PM e una combustione incompleta può causare il rilascio di quantità notevoli di CO. Soprattutto nelle regioni aride, le calde condizioni estive con forti venti possono aumentare notevolmente l'incendio, facendo sì che i pennacchi viaggino su lunghe distanze.
- Risospensione: diversi processi su superfici dure causano risospensione di polveri che può contribuire in modo significativo al carico di particelle trasportate dall'aria. Le particelle risospese possono essere di origine sia naturale che antropica e il fenomeno può essere causato da azioni sia naturali che umane, la turbolenza atmosferica è principalmente causata dal passaggio dei veicoli. L'abrasione del manto stradale e il degrado dei pneumatici sono fonti comuni di particolato risospeso.
- Particelle biologiche primarie: le particelle di Aerosol Biologico Primarie (*Primary biological aerosol particles*, PBAP) comprendono materiale che originariamente deriva da processi biologici senza variazione della composizione chimica del materiale. Includono singole unità come pollini, spore, batteri e virus, nonché materiale frazionato come detriti vegetali. Pollini e spore possono essere presenti nell'atmosfera in quantità molto grandi. La distribuzione spaziale dei PBAP dipende fortemente dalle condizioni

atmosferiche di trasporto; nelle aree urbane è prevalente la formazione di particelle più piccole come l'aerosol batterico, mentre le regioni rurali forniscono una grande quantità di pollini e spore. Sebbene il PBAP non mostri una chiara tendenza stagionale, alcune singole specie, come il polline primaverile, hanno il proprio andamento stagionale.

I pollini sono tipicamente di dimensioni pari o superiori a 10  $\mu\text{m}$ , mentre le spore, i batteri e i virus sono estremamente piccoli ma spesso abbondanti in concentrazioni elevate. Il contributo ai livelli di massa del  $\text{PM}_{10}$  è limitato nel periodo invernale e può costituire il 5% del  $\text{PM}_{10}$  nell'aria ambiente nei periodi in cui la vegetazione è particolarmente attiva.

- Aerosol biogenici organici secondari: gli aerosol secondari sono formati da complesse reazioni chimiche alle quali contribuiscono sia i VOC biogenici che i VOC antropogenici. I VOC emessi dalla vegetazione e i loro prodotti di degradazione contribuiscono alla frazione organica dell'aerosol secondario. L'interazione più importante dei VOC biogenici è con composti che possono avere sia origine antropica che naturale ( $\text{NO}_x$  e  $\text{O}_3$ ).

L'Aerosol Organico Secondario (SOA) formato dall'ossidazione dei VOC è una frazione comune del PM e può essere importante in particolare durante il periodo estivo nelle aree verdi.

Tra tutte queste diverse sorgenti, l'ISPRAS si occupa in modo sistematico in particolare del trasporto di particelle naturali da regioni aride e delle particelle biologiche primarie.

### 3. IL TRASPORTO DI PARTICELLE NATURALI DA REGIONI ARIDE

Il trasporto di particolato atmosferico da zone aride del pianeta è, a livello globale, la più abbondante sorgente naturale di particolato, dopo lo spray marino. Esso

ha un impatto sul clima [2], sull'inquinamento atmosferico, in particolare sui livelli di particolato atmosferico e conseguentemente sulla salute umana e sugli ecosistemi.

Nell'area del Mediterraneo, il particolato proveniente da zone aride del continente africano è stimato in  $10^5 - 10^6$  kT ogni anno [3]. In letteratura sono ampiamente descritti gli scenari meteorologici che causano il trasporto di grandi masse d'aria, arricchite di particolato per il passaggio sulle regioni desertiche africane verso l'area del Mediterraneo ed anche, attraverso l'oceano Atlantico, verso l'area caraibica e gli Stati Uniti.

L'impatto sulla qualità dell'aria ambiente, favorito nel bacino mediterraneo dai lunghi tempi di residenza del particolato in atmosfera per lo scarso grado di precipitazioni atmosferiche, può essere notevole: come già detto, nel corso di un forte evento di trasporto, il 60% e anche più del  $\text{PM}_{10}$  totale nell'area del Mediterraneo può essere dovuto all'*African dust* [4].

L'*African dust*, oltre a provocare l'innalzamento dei livelli delle concentrazioni di  $\text{PM}_{10}$ , ha effetti sulla composizione granulometrica e chimica del particolato. Essendo composto di particelle con dimensioni comprese nell'intervallo 1-25  $\mu\text{m}$ , l'*African dust* influenza sia la frazione *coarse* ( $\text{PM}_{10}$ - $\text{PM}_{2.5}$ ) che la frazione *fine* ( $\text{PM}_{2.5}$ ) con un contributo maggiore sulla frazione *coarse* [5, 6]. In particolare, uno studio eseguito in Spagna indica che il maggior contributo dell'*African dust* è nelle frazioni di particolato con diametro aerodinamico equivalente compreso tra 2-3  $\mu\text{m}$  e 5-7.5  $\mu\text{m}$  [7].

L'*African dust* è costituito principalmente da silicati e carbonati (la composizione precisa dipende dalla regione di origine); di conseguenza alcuni metodi di quantificazione del contributo dell'*African dust*, oltre che metodi di validazione come quella prevista nelle linee guida europee, si basano sulla determinazione di Ca,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , K, Mg, Si, ione carbonato nel particolato.

Un recente studio [8], svolto

nell'ambito del progetto Life MED-PARTICLES<sup>1</sup> e basato su analisi di particolato raccolto dal 2001 al 2011 nel bacino del Mediterraneo (19 siti di fondo localizzati nella penisola iberica, nella Francia meridionale, in Italia, in Bulgaria, in Grecia, a Creta e Cipro), descrive l'impatto del trasporto di particolato dalle zone desertiche africane sul PM<sub>10</sub> nel bacino mediterraneo. Di seguito si riportano i principali risultati dello studio che, utilizzando per la stima dell'*African dust* il metodo riportato nelle linee guida europee e già sviluppato da alcuni autori del lavoro, conferma e arricchisce le informazioni provenienti dalle numerose indagini già effettuate sull'area mediterranea.

Innanzitutto lo studio conferma un gradiente positivo da nord a sud dei giorni di evento di *African dust*: in un anno i giorni di evento contribuiscono in misura pari al 17-18 % nel Nord del bacino (Centro e Nord-Est Spagna, Sud-Est Francia, Nord Italia) e del 30-37% nella parte meridionale (37% e 34% rispettivamente in Sicilia e Cipro). Frequenze intermedie e simili tra loro sono state registrate nel Sud della penisola iberica, in Italia Centrale e nel Nord della Grecia.

L'impatto dell'*African dust* è considerevolmente più elevato nella parte orientale rispetto a quella occidentale; le più elevate concentrazioni medie annuali di *African dust*, dell'ordine di 7 – 8 µg/m<sup>3</sup>, si registrano infatti ad Est (rispettivamente a Creta e Cipro) e le più basse, di circa 1 µg/m<sup>3</sup>, nella Spagna NE, in Francia SE e nel Nord Italia. L'*African dust* è quindi una componente dominante nel Sud Est della Spagna, a Creta e Cipro (35-43% del PM<sub>10</sub>); è rilevante nel Sud Ovest e Centro della Spagna, Sardegna, Sicilia e nella Grecia meridionale (19-25% del PM<sub>10</sub>) ed è meno importante nella parte Nord del bacino e nei siti prossimi a grandi aree urbane (6-10% del PM<sub>10</sub>).

L'impatto dell'*African dust* nell'area del Mediterraneo è presente lungo tutto

l'anno; ad occidente l'impatto è più alto nei mesi tra maggio e ottobre e in marzo; ad Est, l'impatto maggiore è tra i mesi di novembre e maggio. La parte centro-meridionale del Mediterraneo, dove si distende la penisola italiana, è un'area di transizione tra Est e Ovest del Mediterraneo, dove l'*African dust* non mostra una stagionalità caratteristica, anche se un impatto debolmente maggiore è presente durante l'estate. A Sud Ovest l'*African dust* rappresenta il 50% di massa di PM<sub>10</sub> in estate e il 10% in inverno; a Sud Est rappresenta anche l'80% di massa di PM<sub>10</sub> nel periodo febbraio-aprile (il 10% in estate); al Centro Sud, in estate il 35-50% del PM<sub>10</sub> è mediamente attribuito all'*African dust*. Un trend simile si ripete nella parte Nord del bacino ma con contributi minori.

Gli eventi estremi, quelli cioè con un contributo di *African dust* > 100 µg/m<sup>3</sup> non sono molto frequenti nel bacino mediterraneo; la loro frequenza è comunque più elevata nella parte Sud Est (2-5% dei giorni di evento). Eventi intensi-moderati (30-99 µg/m<sup>3</sup>) sono presenti in tutto il bacino mediterraneo con una frequenza decrescente da sud a nord: il 15-25%, il 10-15% e il 5-10% degli eventi sono intensi-moderati rispettivamente al Sud, al Centro e al Nord. Episodi a bassa intensità (1-10 µg/m<sup>3</sup>) prevalgono nella parte Nord del Mediterraneo centrale e occidentale.

La differenza che si osserva tra la parte occidentale e orientale del bacino mediterraneo dipende da differenti modalità di generazione e di meccanismi di trasporto delle masse d'aria. Ad occidente, a causa di un complicato meccanismo di trasporto, anche per la presenza della barriera rappresentata dalla catena montuosa dell'Atlante (2500 km di estensione e 4000 m di altitudine), le masse d'aria viaggiano ad elevate altitudini. Ad Est del Mediterraneo il trasporto delle masse d'aria, indotto da movimenti ciclonici, è più semplice

<sup>1</sup> Vedi nota 3

e avviene a livello di superficie, anche se lo scenario può presentarsi più complesso per l'aggiunta di masse d'aria che si canalizzano a Sud della catena dell'Atlante generando brevi e intensi episodi e per l'aggiunta, in estate, di masse d'aria che, a causa di forti moti convettivi nelle regioni sorgenti, si dispiegano ad elevate altitudini (nella parte più orientale del Mediterraneo, gli elevati livelli di *African dust* registrati a Cipro sono determinati anche dai contributi provenienti dal Negev e dai deserti del Medio-Oriente).

Generalmente non c'è chiara relazione tra l'intensità e la frequenza degli eventi, ad eccezione che nella parte orientale del Mediterraneo dove i due parametri mostrano un andamento simile. L'area centro occidentale del Mediterraneo presenta gli eventi più intensi nei mesi di febbraio-marzo e ottobre-novembre.

Per quanto riguarda la variabilità interannuale, in generale nell'area centrale e meridionale del bacino mediterraneo (Centro e Sud Spagna, Italia centrale e Sicilia, Grecia e Cipro) non si osserva alcun trend del contributo relativo all'*African dust*. Un trend decrescente del contributo dell'*African dust*, è invece evidente a partire dal 2006 nella parte Nord Ovest del bacino mediterraneo.

Episodi particolarmente intensi sono stati registrati nel 2004, con picchi di *African dust* di 150 µg/m<sup>3</sup> (Sud Spagna 150), 200 µg/m<sup>3</sup> (Grecia) e 300 µg/m<sup>3</sup> (febbraio, Sicilia). Nel 2008 eventi particolarmente intensi sono stati registrati a Cipro con un contributo di 100 µg/m<sup>3</sup> durato 12 giorni.

Numerosi sono gli studi che analizzano i fenomeni di intrusione di particolato di origine africana nel nostro paese e che ne stimano quantitativamente il contributo ai livelli di PM<sub>10</sub>. Le indagini, i cui risultati sono coerenti con quanto già

descritto per l'intero bacino mediterraneo, sono generalmente riferite a limitati periodi di tempo o ad aree limitate o a pochi punti di campionamento distribuiti lungo tutta la penisola [9]. Molti sono gli studi realizzati sull'isola di Lampedusa che, per la sua posizione geografica al centro del Mediterraneo meridionale, rappresenta una sorta di sito "sentinella" per i fenomeni di trasporto di *African dust* nella nostra penisola [24-29]. L'identificazione e la quantificazione dell'*African dust* sono ottenuti attraverso l'applicazione del metodo europeo [10, 11] o attraverso l'uso integrato di diversi strumenti modellistici, dati satellitari e misure chimico-fisiche puntuali [12, 15, 16, 19-22, 30]. Molte indagini sono state realizzate, o sono in corso di realizzazione, nell'ambito di ampi progetti come, il progetto PATOS<sup>2</sup> della regione Toscana, il progetto Life DIAPASON<sup>3</sup>, il progetto Life AIRUSE<sup>4</sup> e il già citato progetto Life MED-PARTICLES<sup>5</sup>. I risultati più recenti sul tema "*African dust*" sono stati oggetto di presentazioni al 7<sup>th</sup> *International Workshop on Sand/Duststorms and Associated Dustfall*<sup>6</sup> (Frascati, RM, 2-4 dicembre 2013) e alla più recente *International Conference on ATMOSPHERIC DUST*<sup>7</sup> (Castellaneta Marina, TA, 1-6 giugno 2014).

#### 4. LE ATTIVITÀ DELL'ISPRA E DELLE AGENZIE PER LA VALUTAZIONE DEL TRASPORTO DI PARTICELLE NATURALI DA REGIONI ARIDE

Il tema del trasporto di materiale particolato da lunga distanza alle concentrazioni rilevate dalle stazioni di monitoraggio del PM<sub>10</sub> è stato affrontato per la prima volta negli anni '90, su spinta di alcuni paesi del Sud Europa come la Spagna che avevano notato un contributo

<sup>2</sup> <http://servizi.regione.toscana.it/aria/index.php?idDocumento=18348>

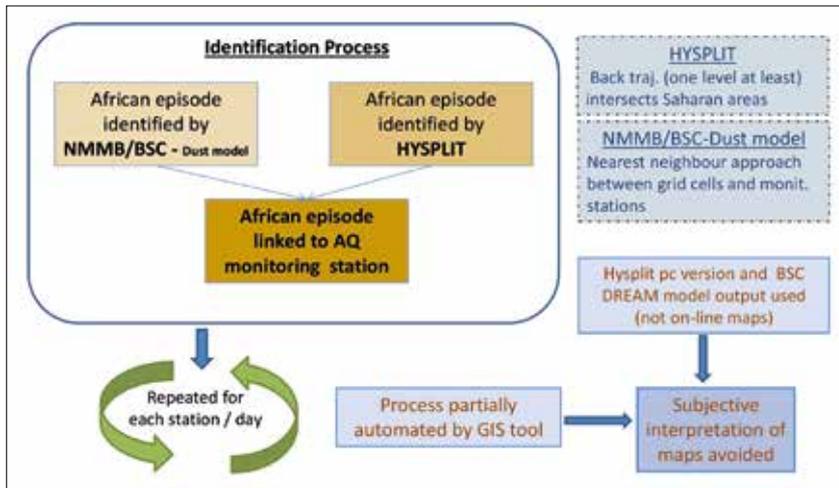
<sup>3</sup> [http://www.diapason-life.eu/index.php?option=com\\_content&view=article&id=127&Itemid=628&lang=it](http://www.diapason-life.eu/index.php?option=com_content&view=article&id=127&Itemid=628&lang=it)

<sup>4</sup> <http://airuse.eu/it/news/>

<sup>5</sup> Vedi nota 7

<sup>6</sup> <http://dustworkshop2013.enea.it/index.php>

<sup>7</sup> <http://www.dust2014.org/>



**Fig. 2. Schema del metodo seguito da ISPRA per l'identificazione degli episodi di intrusione di polvere sahariana.**

sistematico alle alte concentrazioni registrate dalle reti di monitoraggio urbane, che poteva portare a frequenti superamenti del limite di legge giornaliero che non potevano essere gestiti (e quindi ridotti) da politiche ambientali di controllo e riduzione delle emissioni antropiche.

La discussione che ne seguì portò negli anni successivi a normative e linee guida che affrontavano, in modo sempre più definito, questo fenomeno. Già nella Direttiva Comunitaria 1999/30/EC si parlava di contributo sahariano al  $PM_{10}$  e della possibilità di sottrarlo alle concentrazioni giornaliere. Questa opzione è stata ribadita e definita meglio nella successiva direttiva quadro 2008/50/EC e nel 2011 sono state pubblicate delle linee guida europee per la dimostrazione e la sottrazione dei superamenti attribuibili a fonti naturali ai sensi della direttiva 2008/50/EC (EC SEC (2011) 208 (18/2/2011) Guidelines).

Queste linee guida rappresentano, da allora, la base comune da seguire per identificare e quantificare il contributo al  $PM_{10}$  di polveri desertiche e sono pensate per essere semplici e facilmente applicabili dagli enti tecnici di tutti i paesi europei, anche quelli dotati di minori mezzi strumentali. Hanno, di conseguenza, il limite di non definire nel dettaglio tutti i passaggi operati e lasciano aperte alcune possibilità di scelta che, se non standardizzate, possono ridurre la reale confrontabilità dei risultati.

Il metodo indicato può essere sintetizzato da quattro passaggi fondamentali:

1. Identificazione degli episodi di intrusione di polvere sahariana;
2. selezione delle stazioni di riferimento regionali di fondo;
3. quantificazione del contributo delle polveri sahariane nelle stazioni di riferimento e la concentrazione giornaliera di  $PM_{10}$  nelle stazioni appartenenti alle zone regionali in superamento dei limiti di legge;
4. sottrazione dei superamenti imputabili a fonti naturali ai sensi della Direttiva 2008/50/EC.

Su questa base l'ISPRA ha definito, su mandato del Ministero dell'Ambiente, una proposta di sistematizzazione di quei punti delle linee guida lasciati aperti alla libera interpretazione degli utenti, come la fase di identificazione degli episodi di intrusione per la quale è stato scelto un sistema basato sulla combinazione di risultati di due modelli: l'*NMMB/BSC Dust model* e *HYSPLIT back-trajectories model* (v. Fig. 2)

Sulla base del modello *HYSPLIT* è stato realizzato un tool in ambiente GIS che individua su celle  $30 \times 30 \text{ km}^2$  le traiettorie che partendo dalle aree desertiche del continente africano intercetteranno le celle contenenti le stazioni di monitoraggio del  $PM_{10}$  delle reti regionali italiane.

È stata poi affrontata la selezione delle stazioni di riferimento regionali di fondo, vero punto debole delle Linee Guida europee, perché non viene indicato chiaramente un criterio di scelta, ma il testo raccomanda semplicemente di scegliere fra le stazioni rurali di fondo quella che, caso per caso, sia rappresentativa del fenomeno registrato nei punti di misura in superamento del limite (tipicamente urbani, di traffico).

Questa incertezza ha portato, negli anni, diverse regioni a seguire scelte autonome con una conseguentemente ridotta confrontabilità dei risultati.

**Fig. 3. Differenti stime degli eventi di intrusione in base alla scelta della stazione di riferimento.**

Italy 2012						
Region	Station in exceedance	Type	% of confirmed events at candidate reference stations		Selected reference station	Spread
			min	Max		
Piedmont (Northwest Italy)	D'Annunzio (AL)	UT	66%	97%	Vinchio - San Michele (RB)	31%
	Distance from CRS (km)		Baceno - Alpe Devero (RB)	Demice - Costa (RB)		
Tuscany (Central Italy)	FERRUCCI (PO)	UT	74%	98%	PT-MONTALE (RB)	24%
	Distance from CRS (km)		AR-CASA STABBI (RB) 68	PT-MONTALE (RB) 9		
Sicily (Southern and insular Italy)	PORTO EMPEDOCLE (AG)	UI	78%	100%	Marina di Ragusa (SB)	22%
	Distance from CRS (km)		Ternica Milazzo (SB) 182	AG VALLE DEI TEMPI (SB) 6		

È stato quindi definito un criterio di similarità che permettesse una selezione univoca della stazione di riferimento per una data area, questo criterio è basato sui seguenti punti:

1. definizione della massima sovrapposizione tra i giorni di evento individuati nella Candidate Reference Station (CRS) e nella stazione urbana (US) che supera il valore limite giornaliero EC;
2. calcolo della massima correlazione tra le serie di dati del CRS e gli Stati Uniti considerati;
3. calcolo della distanza minima tra la stazione CRS e US;
4. calcolo della minima differenza di elevazione tra CRS e US;
5. selezione delle stazioni con la massima copertura dei dati;
6. calcolo della minima distanza interquartile.

Sulla base di questi criteri è sempre possibile calcolare un Indice di Rappresentatività (RI) associato alla stazione di fondo candidata sulla cui base è possibile scegliere, in modo univoco, la stazione di fondo da utilizzare per il processo di identificazione e quantificazione.

Una diversa scelta della stazione di riferimento cambierebbe in modo significativo la valutazione finale del contributo sahariano al numero di giorni di superamento del valore limite europeo e se la rappresentatività spaziale della stazione di riferimento scelta fosse bassa, il numero reale di episodi risulterebbe, inevitabilmente, sotto o sovrastimato.

Sulla base dei dati delle reti regionali è possibile calcolare che una scelta della stazione di riferimento non basata su criteri obiettivi può portare a una discrepanza nel riconoscimento degli eventi di intrusione superiore al 30% (v. Fig. 3).

Riguardo alla quantificazione del contributo delle polveri sahariane alla concentrazione giornaliera di  $PM_{10}$  nelle stazioni in superamento dei limiti di legge, le Linee Guida lasciano aperta la possibilità di definire in autonomia il valore di percentile da adottare per la stima della concentrazione media in assenza di eventi di intrusione.

Su questo punto si è scelto, in via cautelativa, di adottare sempre il 50° percentile, considerato che valori più bassi avrebbero portato a frequenti sovrastime.

La valutazione del contributo di origine sahariana alle concentrazioni di  $PM_{10}$  in Italia, per un periodo di 6 anni [12], ma questa esperienza ha successivamente costituito la base di un nuovo progetto ancora in corso nell'ambito dell'accordo tra Agenzia Spaziale Italiana e ISPRA che renderà disponibile a tutte le Agenzie Ambientali un sistema automatizzato e standardizzato per l'identificazione e la quantificazione del contributo naturale al materiale particolato  $PM_{10}$ .

## 5. PARTICELLE BIOLOGICHE PRIMARIE

Il contributo delle particelle di origine biologica al materiale particolato è spesso meno considerato rispetto alle componenti di origine antropica e naturali

inorganiche. Eppure questa componente riveste una notevole importanza nella determinazione di una buona qualità dell'aria, perché queste particelle, in particolare pollini e spore fungine che concorrono in modo significativo alla massa totale dell'aerosol atmosferico, interagiscono con la meteorologia e con gli altri inquinanti di origine antropica secondo uno sistema ciclico che può essere sintetizzato dai seguenti passaggi principali [13]:

1. Le piante emettono gas nell'atmosfera che influenzano la qualità dell'aria e possono causare particolato e formazione di nubi.
2. Le piante e i funghi producono pollini e spore che possono influire sulla salute umana.
3. Il calore e la luce del sole influenzano la produzione di polline. La pioggia e l'umidità causano il rilascio di particelle subpolliniche. Il clima influenza la dispersione e la trasformazione di entrambi gli inquinanti chimici e biologici.
4. Onde di calore o di freddo insieme ad alte concentrazioni di inquinanti possono avere effetti sinergici sulla salute umana.
5. L'ozono troposferico è formato da ossidi di azoto e idrocarburi e ha in parte origini biogeniche attraverso reazioni fotochimiche.
6. Gli inquinanti gassosi possono influenzare le piante e il polline e aumentare gli effetti allergenici.
7. Gli inquinanti chimici e biologici influenzano congiuntamente la salute degli esseri umani, gli inquinanti chimici possono agire come adiuvanti e incrementare le reazioni allergiche.
8. Le particelle da inquinamento chimico e bioaerosol possono causare formazione di nubi e influenzare la meteorologia.

L'interazione tra pollini e spore fungine e gli inquinanti antropogenici porta ad aggravare gli effetti sulla salute umana che le varie specie allergeniche di per sé provocano.

L'interrelazione tra inquinanti atmosferici e pollini allergenici nell'indurre allergia respiratoria è basata sull'evidenza che l'inquinamento atmosferico può interagire con i pollini, portando ad un aumento nel rilascio di antigeni con allergicità modificata. L'inquinamento atmosferico può interagire con le particelle che trasportano allergeni delle piante. Queste particelle sono in grado di raggiungere le vie aeree periferiche con l'aria inalata e indurre l'asma nei soggetti sensibili. Gli inquinanti atmosferici, in particolare l'ozono, il materiale particolato e il biossido di zolfo, hanno un effetto infiammatorio sulle vie aeree dei soggetti sensibili, provocando un aumento della permeabilità, una più facile penetrazione degli allergeni pollinici nelle mucose e una maggiore interazione con le cellule del sistema immunitario. Studi scientifici mostrano che soggetti predisposti presentano un'augmentata reattività delle vie respiratorie indotta dall'inquinamento atmosferico e una maggiore reattività bronchiale agli allergeni pollinici inalati.

Alcuni inquinanti atmosferici sembrano avere un effetto immunologico adiuvante sulla sintesi delle immunoglobuline E (IgE) in soggetti atopici, in particolare le particelle originate dai motori diesel che possono interagire in atmosfera con i pollini [14].

I principali meccanismi di aumento della risposta a allergeni pollinici dovuti a inquinanti atmosferici sono:

1. Aumento della permeabilità epiteliale;
2. Infiammazione delle vie aeree indotta da inquinanti atmosferici che innesca la successiva risposte agli allergeni;
3. Accresciuto stress ossidativo nelle vie aeree di soggetti sensibili.

In aggiunta, studi recenti hanno mostrato come gli inquinanti antropici possono interagire con i granuli pollinici, rompendoli e favorendo il rilascio degli allergeni in essi contenuti [15], o anche che sui granuli pollinici di grandi dimensioni rimangano adese nanoparticelle di origine antropica favorendone il trasporto.



**Fig. 4. La rete di monitoraggio aerobiologico POLLnet e le stazioni del Centro di monitoraggio aerobiologico e ambientale dell'Università di Roma Tor Vergata (Fonte: Elaborazione ISPRA su dati POLLnet e Università di Tor Vergata).**

	assente/ molto basso	basso	medio	alto	
<b>POLLINI</b>					
Aceracee	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Aceraceae
Amarantacee	0 - 0,1	>0,1 - 5	>5 - 25	>25	Amaranthaceae*
Betulacee	0 - 0,5	>0,5 - 16	>16 - 50	>50	Betulaceae*
Ontano	0 - 0,5	>0,5 - 16	>16 - 50	>50	Alnus
Betula	0 - 0,5	>0,5 - 16	>16 - 50	>50	Betula
Compositae	0 - 0,1	>0,1 - 5	>5 - 25	>25	Compositae
Ambrosia	0 - 0,1	>0,1 - 5	>5 - 25	>25	Ambrosia
Assenzio	0 - 0,1	>0,1 - 5	>5 - 25	>25	Artemisia
Corylacee	0 - 0,5	>0,5 - 16	>16 - 50	>50	Corylaceae*
Carpino bianco/orientale	0 - 0,5	>0,5 - 16	>16 - 50	>50	Carpinus
Nocciolo	0 - 0,5	>0,5 - 16	>16 - 50	>50	Corylus avellana
Carpino nero	0 - 0,5	>0,5 - 16	>16 - 50	>50	Ostrya carpinifolia
Cupressacee/Taxacee	0 - 4	>4 - 30	>30 - 90	>90	Cupressaceae/Taxaceae
Fagacee	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Fagaceae
Castagno	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Castanea sativa
Faggio	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Fagus sylvatica
Quercia	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Quercus
Gramineae	0 - 0,5	>0,5 - 10	>10 - 30	>30	Gramineae
Moracee	0 - 2	>2 - 20	>20 - 70	>70	Moraceae
Gelso da carta	0 - 2	>2 - 20	>20 - 70	>70	Broussonetia
Gelso	0 - 2	>2 - 20	>20 - 70	>70	Morus
Oleacee	0 - 0,5	>0,5 - 5	>5 - 25	>25	Oleaceae
Frassino	0 - 0,5	>0,5 - 5	>5 - 25	>25	Fraxinus
Frassino comune	0 - 0,5	>0,5 - 5	>5 - 25	>25	Fraxinus excelsior
Orniello	0 - 0,5	>0,5 - 5	>5 - 25	>25	Fraxinus ornus
Olivo	0 - 0,5	>0,5 - 5	>5 - 25	>25	Olea
Pinacee	0 - 1	>1 - 15	>15 - 50	>50	Pinaceae
Plantaginaceae	0 - 0,1	>0,1 - 0,4	>0,4 - 2	>2	Plantaginaceae
Platanacee	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Platanaceae
Polygonacee	0 - 1	>1 - 5	>5 - 10	>10	Polygonaceae
Salicaceae	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Salicaceae
Pioppo	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Populus
Salice	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Salix
Ulmacee	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Ulmaceae
Olmo	0 - 1	>1 - 20	>20 - 40	>40	Ulmus
Urticacee	0 - 2	>2 - 20	>20 - 70	>70	Urticaceae
<b>SPORE FUNGINE</b>					
Alternaria	0 - 1	>1 - 10	>10 - 100	>100	Alternaria

Fig. 5. Valori di riferimento delle concentrazioni polliniche e di sporulazione della rete POLLnet ([http://www.pollnet.it/valori\\_di\\_riferimento\\_it.asp](http://www.pollnet.it/valori_di_riferimento_it.asp)).

## 7. LE ATTIVITÀ DELL'ISPRA E DELLE AGENZIE PER LA VALUTAZIONE DELLE PARTICELLE BIOLOGICHE PRIMARIE

Sullo studio e il monitoraggio dei pollini allergenici e le spore fungine è attiva da oltre venti anni la rete per il monitoraggio aerobiologico dell'SNPA denominata POLLnet.

A questa rete partecipano 19 delle 21 Agenzie costituenti il Sistema con 62 stazioni di monitoraggio attualmente attive (v. Fig. 4). Fino a tutto il 2019 è stata operativa la stazione Vercelli (VC1), mentre tra la fine del 2019 e il 2020 sono state aperte le stazioni di Ancona (AN1), Trapani (TP2) e Cagliari (CA7). Nel 2021 è prevista l'apertura della stazione di Siracusa (SR2).

Per ciascuna stazione, per tutto l'anno solare, vengono emessi bollettini settimanali con le concentrazioni in atmosfera e le tendenze a breve termine dei principali pollini allergenici e spore fungine.

Il campo di attività della rete POLLnet è il monitoraggio e lo studio, in tutti i suoi molteplici aspetti, della componente biologica del particolato aerodisperso presente in atmosfera. Grazie a questo approccio multidisciplinare l'informazione prodotta è utile a perseguire più obiettivi:

- In campo ambientale a integrare il monitoraggio della qualità dell'aria, alla stima della biodiversità di specie vegetali, alla rilevazione di fenomeni legati ai cambiamenti climatici;
- In campo sanitario a produrre informazioni di estrema utilità nella diagnostica, nella clinica, nella terapia, nella ricerca e nella prevenzione di patologie allergiche respiratorie.

Ulteriori impieghi sono previsti anche in ambito agronomico e nella tutela dei beni artistici. L'attività di POLLnet è inoltre aperta alla ricerca e all'innovazione tecnologica ed è quindi suscettibile di vedere ulteriormente accresciute nel tempo la completezza e qualità dell'informazione prodotta con conseguenti nuove valenze in campi ora non coinvolti.

Al momento non aderiscono alla rete POLLnet le regioni Lombardia e Lazio. Conseguentemente in questa, come in precedenti pubblicazioni SNPA, i dati della Lombardia non sono rappresentati, mentre gli indicatori aerobiologici per Roma e il Lazio sono stati messi a disposizione dal Centro di monitoraggio aerobiologico e ambientale dell'Università di Roma Tor Vergata (<http://polline.uniroma2.it>) (v. Fig. 4).

In assenza di standard di riferimento sanitari o normativi, per le oltre trenta famiglie e generi che vengono monitorati dagli operatori della rete, sono stati definiti dei valori di riferimento delle concentrazioni rilevate che forniscono una chiave d'interpretazione dei valori rilevati quotidianamente (v. Fig. 5).

La rete POLLnet pubblica settimanalmente sul proprio sito i bollettini pollinici delle principali specie allergeniche rilevati nelle sue stazioni.

Oltre a questa attività di servizio, la rete POLLnet porta avanti con regolarità studi di approfondimento e progetti di ricerca che riguardano lo sviluppo di modelli previsionali, la spazializzazione delle concentrazioni di particolari taxa, l'aggiornamento dei calendari pollinici e gli effetti dei cambiamenti climatici sugli osservabili aerobiologici.

## 8. NOTE BIBLIOGRAFICHE

- [1] European Commission, LG EC SEC(2011) 208 (18/2/2011) Guidelines for demonstration and subtraction of exceedances attributable to natural sources under the Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe.
- [2] IPCC 2013. Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I: the Physical Science Basis of Climate Change. Summary for Policymakers. Available at <http://www.climatechange2013.org/report/>
- [3] Prospero, J.M., Barret, K., Church, T., Dentener, F., Duce, R.A., Galloway, H., Levy II, H., Moody, J., Quinn, P., 1996. Atmospheric deposition of nutrients to the North

- Atlantic basin. *Biogeochemistry* 35, 27-73.
- [4] Marelli L. 2007 "Contribution of natural sources to air pollution levels in the EU – A technical basis for the development of guidance for the Member States." Available at [http://ies.jrc.ec.europa.eu/uploads/fileadmin/Documentation/Reports/Emissions\\_and\\_Health/EUR\\_2006-2007/EUR\\_22779.pdf](http://ies.jrc.ec.europa.eu/uploads/fileadmin/Documentation/Reports/Emissions_and_Health/EUR_2006-2007/EUR_22779.pdf)
- [5] X. Querol, A. Alastuey, C.R. Ruiz, B. Artinano, H.C. Hansson, R.M. Harrison, E. Buringh, H.M. ten Brink, M. Lutz, P. Bruckmann, P. Straehl, J. Schneider, 2004. Speciation and origin of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  in selected European cities. *Atmospheric Environment* 38, 6547-6555.
- [6] G.P. Gobbi, G. Ciolli, A. Marconi, G. Cattani, V. Malvestuto, F. Barnaba, F. Angelini, M. Inglessis, 2006. Relating Saharan Dust to Particulate Matter Amounts in the City of Rome (Italy), a Four-Year Study. *Chemical Engineering Transactions* 10, 375-380.
- [7] J. Nicolas, E. Yubero, N. Galindo, J. Gimenez, R. Castaner, A. Carratala, J. Crespo, C. Pastor, 2009. Characterization of events by aerosol mass size distributions. *Journal of Environmental Monitoring* 11, 394-399.
- [8] J. Pey, X. Querol, A. Alastuey, F. Forastiere and M. Stafoggia, 2013. African dust outbreaks over the Mediterranean Basin during 2001-2011:  $PM_{10}$  concentrations, phenomenology and trends, and its relation with synoptic and mesoscale meteorology. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13, 1395-1410.
- [9] G.P. Gobbi, F. Barnaba, L. Ammannato, 2007. Estimating the impact of Saharan dust on the year 2001  $PM_{10}$  record of Rome, Italy. *Atmospheric Environment* 41, 261-275.
- [10] L. Matassoni, G. Pratesi, D. Centioli, F. Candoni, P. Malesani, A.M. Caricchia, A. Di Menno di Bucchianico, 2009. Saharan dust episodes in Italy: influence on  $PM_{10}$  daily limit value (DLV) exceedances and the related synoptic. *Journal of Environmental Monitoring* 11, 1586-1594.
- [11] A. Pederzoli, M. Mircea, S. Finardi, A. Di Sarra, G. Zanini, 2010. Quantification of Saharan dust contribution to  $PM_{10}$  over Italy during 2003-2005. *Atmospheric Environment* 44, 4181-4190.
- [12] Valutazione del contributo di origine sahariana alle concentrazioni di  $PM_{10}$  misurate nelle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria in Italia, negli anni 2007-2012 (Stefano Crocetti, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Alessandra Gaeta, Gianluca Leone, Ernesto Taurino). ISPRA-MATTM Report [2014].
- [13] Klein T, Kukkonen J, Dahl A, Bossioli E, Baklanov A, Vik AF, Agnew P, Karatzas KD, Sofiev M. Interactions of physical, chemical, and biological weather calling for an integrated approach to assessment, forecasting, and communication of air quality. *Ambio*. 2012 Dec;41(8):851-64.
- [14] D'Amato G, Cecchi L, Bonini S, Nunes C, Annesi-Maesano I, Behrendt H, Liccardi G, Popov T, van Cauwenberge P. Allergenic pollen and pollen allergy in Europe. *Allergy*. 2007 Sep;62(9):976-90.
- [15] Roberta Aina, Riccardo Asero, Emanuele Bellotto, Alessandra Ghiani, Sandra Citterio. L'inquinamento ambientale incrementa le allergopatie: fantasia o realtà? *Not Allergol*, 2012.

CARLO CALCAGNI <sup>(1)</sup>,  
 MASSIMO GORGA <sup>(2)</sup>,  
 STEFANO DE FALCO <sup>(3)</sup>  
 Kairos consulenza e ricerche

<sup>(1)</sup> Direzione scientifica

<sup>(2)</sup> Direzione metodologica

<sup>(3)</sup> Coordinamento gruppo di ricerca

(\*) c.calcagni@kairosricerche.it

## Il consumo domestico di biomasse legnose nel Lazio

**Riassunto** - L'utilizzo della legna come combustibile per il riscaldamento domestico e la cottura dei cibi, si è diffuso negli ultimi anni in parziale sostituzione di combustibili fossili, prevalentemente per ragioni di risparmio economico, ma anche sotto la spinta incentivante delle politiche di lotta ai cambiamenti climatici, che considerano le biomasse legnose ad emissione di CO<sub>2</sub> nulla. L'importanza della combustione da legna per riscaldamento come sorgente di particolato ha evidenziato l'esigenza di avere maggiori informazioni sul suo utilizzo. Non risultano disponibili, infatti, a livello regionale, statistiche di utilizzo e di vendita complete. L'impatto sulla qualità dell'aria derivante dalla combustione di biomasse nel settore residenziale, è una problematica che sembra evidenziarsi sempre più frequentemente in studi ed indagini condotte in varie regioni, a testimonianza di un fenomeno largamente diffuso. La rilevazione condotta da KAIROS CONSULENZA E RICERCHE per ARPA Lazio ha consentito di stimare il consumo di biomasse legnose nel territorio laziale, nella sua totalità e per singola provincia.

**Parole chiave:** biomasse legnose, combustibili fossili, emissioni, consumi, Regione Lazio.

### **Domestic consumption of wood biomass in Lazio**

**Summary** – The use of wood as a fuel for domestic heating and food cooking has spread in recent years as a partial replacement of fossil fuels, mainly for cost saving purposes, but also under the incentive push of climate change policies, which consider wood a net zero CO<sub>2</sub> emissions energy source. The importance of wood burning for heating as an important origin of particulates has highlighted the need to collect more information on its use. In fact, there are no usage and sales statistics at regional level. The impact on the air quality deriving from the combustion of biomass in the residential sector is a problem that seems to be highlighted more and more frequently in studies and surveys carried out in various regions, showing a widespread phenomenon. The survey conducted by KAIROS CONSULTING AND RESEARCH for ARPA Lazio has given the possibility to estimate the consumption of wood biomass in the Lazio region, globally and splitted in sub areas.

**Keywords:** wood biomass, fossil fuels, emissions, consumption, Lazio Region.

## PREMESSA

Sotto la spinta incentivante delle politiche di contrasto ai cambiamenti climatici, che considerano le biomasse legnose ad emissione di CO<sub>2</sub> nulla, si è diffuso negli ultimi anni, anche per ragioni di risparmio economico, l'utilizzo della legna come combustibile per il riscaldamento domestico e la cottura dei cibi.

L'importanza della combustione da legna per riscaldamento, come sorgente di particolato, ha evidenziato l'esigenza di avere maggiori informazioni sul fenomeno. Una delle maggiori incertezze nella valutazione del contributo delle sorgenti alle emissioni della combustione da legna, infatti, deriva dalla difficile reperibilità dei dati sui consumi.

L'impatto sulla qualità dell'aria derivante dalla combustione di biomasse legnose in ambito residenziale, è una problematica che sembra evidenziarsi sempre più frequentemente a testimonianza di un fenomeno largamente diffuso e crescente, che non sembra essere limitato alle sole aree montane e di pedemontana ma anche alle zone di pianura e peri-urbane.

Non risultano disponibili, a livello regionale, statistiche di utilizzo e di vendita complete, e sfugge alla contabilizzazione una quota di consumo probabilmente rilevante attribuibile all'autoproduzione e alla compravendita tra privati.

In mancanza di dati e statistiche utili per la Regione, ARPA Lazio ha avviato

un'indagine, condotta da KAIROS CONSULENZA E RICERCHE, attraverso la quale è stato possibile stimare l'utilizzo di biomasse legnose, l'origine di tale prodotto (acquisto autoproduzione, vendita tra privati), la tipologia del prodotto (legna, pellet, cippato, ecc.) e la diffusione dei diversi sistemi di combustione nel territorio laziale nella sua totalità e per singola provincia (Frosinone, Latina, Rieti, Roma, Viterbo).

Le motivazioni sottese alla realizzazione dell'indagine campionaria sul consumo domestico di biomasse legnose, quindi, sono state quelle di aggiornare la stima dei consumi, di caratterizzare il parco degli impianti domestici e le modalità di utilizzo della legna, di acquisire informazioni dettagliate sui dati che consentano di stimare l'utilizzo di legna da ardere e di monitorare la diffusione dei diversi sistemi di combustione nel territorio laziale.

Le informazioni raccolte sono state elaborate con l'obiettivo di diventare dati di input per l'inventario regionale delle emissioni in atmosfera della regione Lazio, permettendo così una più accurata valutazione del contributo della sorgente combustione da legna per uso residenziale.

## METODOLOGIA E STRATIFICAZIONE DEL CAMPIONE

L'universo di riferimento della ricerca ha riguardato la totalità delle famiglie residenti nella regione Lazio, che al 1 Gennaio 2018 risultava essere 2.656.942 [1].

Per la definizione del campione di 10.000 casi – al fine di superare la particolarità presente nella regione Lazio determinata dalla provincia di Roma a cui appartengono oltre il 75% delle famiglie – si è ritenuto opportuno distribuire il campione in modo non proporzionale al peso di ciascuna provincia fissando per Roma una quota di interviste pari a 3.000 e per ciascuna delle altre 4 province una quota di 1.750 interviste (Fig. 1).

Per fornire stime quanto più possibile accurate, il campione è stato poi suddiviso

Fig. 1 -  
Piano della  
Ricerca

	<b>Universo di riferimento:</b>	Famiglie residenti nella regione Lazio: 2.656.942 (fonte Istat al 1 Gennaio 2018)
	<b>Area di indagine</b>	Regione Lazio
	<b>Campione per province:</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Frosinone 1.750</li> <li>• Latina 1.750</li> <li>• Rieti 1.750</li> <li>• Roma 3.000</li> <li>• Viterbo 1.750</li> <li>• TOTALE 10.000</li> </ul>
	<b>Tecnica di indagine:</b>	Interviste C.A.T.I.
	<b>Periodo di rilevazione:</b>	gen - feb 2019

ZONA	Codice	Comuni	Area (km <sup>2</sup> )	Popolazione
Appenninica	IT1211	201	7204,5	586.104
Valle del Sacco	IT1212	82	2790,6	592.088
Litoranea	IT1213	70	5176,6	1.218.032
Agglomerato di Roma	IT1215	25	2066,3	3.285.644

**Fig. 2 - Macro Aree omogenee (superficie e popolazione)**

in una serie di “strati”, eterogenei fra loro ed omogenei al loro interno, sulla base di una o più caratteristiche correlate alla variabile oggetto di studio.

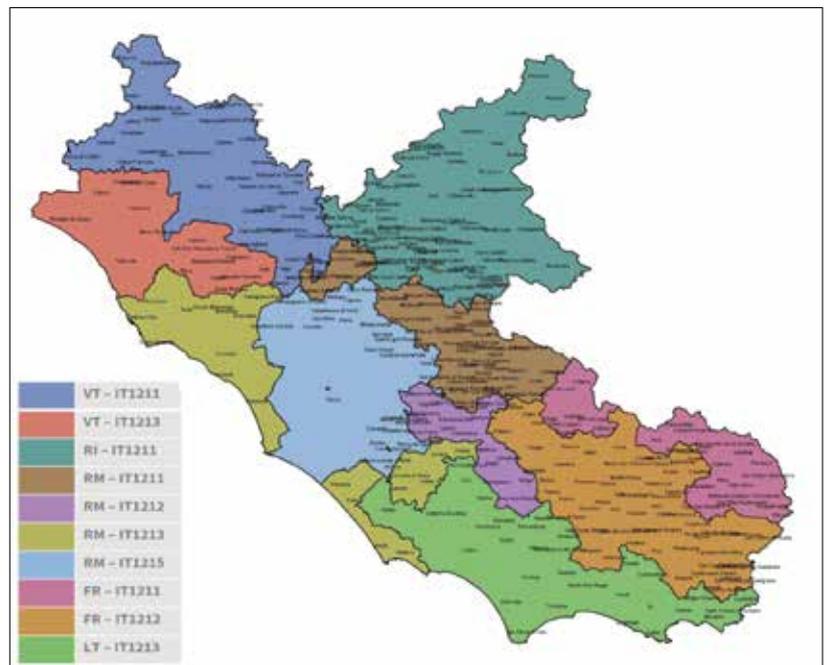
Una prima suddivisione è semplicemente definita dai confini provinciali.

Un ulteriore strato è stato definito utilizzando le macroaree derivanti dalla Zonizzazione del Territorio Regionale eseguita ai sensi degli artt. 3, 4 e 8 del D.Lgs. 155/2010 [2], ai fini della valutazione della qualità dell’aria ambiente in attuazione dell’art. 3 commi 1 e 2, art. 4 e dei commi 2 e 5 dell’art. 8, del succitato decreto e rispondente alle relative Linee Guida del Ministero dell’Ambiente. In base ad essa il territorio regionale risulta suddiviso in 4 Zone (per tutti gli inquinanti escluso l’Ozono), come riportato nella tabella seguente [3] (Fig. 2).

Ciascuna zona raggruppa aree del territorio omogenee tra loro per diversi aspetti quali le caratteristiche orografiche, quelle meteo-climatiche e il grado di urbanizzazione del territorio, tutti fattori in qualche modo correlati all’uso della legna in ambito domestico

Le Macro Aree così definite sono praticamente dei “cluster” costituiti dai comuni che hanno delle caratteristiche simili per le variabili di cui sopra ed invece dissimili con le unità degli altri raggruppamenti.

All’interno dello “strato” costituito dalle 4 macro-aree territoriali, è stato ulteriormente considerato uno “strato” determinato dalla variabile “gradi-giorno (gg)” che rappresenta, per una località, il numero medio dei gradi/giorno in cui la temperatura atmosferica è superiore ai 20 °C, secondo quanto fissato convenzionalmente dalla normativa italiana. La



**Fig. 3 - Mappa delle Province per Aree di Zonizzazione**

variabile, per i comuni del Lazio, è stata raccolta in 4 classi:

- 601 – 900 gg;
- 901 – 1.400 gg;
- 1401 – 2.100 gg;
- 2.101 – 3.000 gg.

In conclusione il campione è stato stratificato secondo le variabili:

- Province (Viterbo, Rieti, Roma, Frosinone, Latina)
- 4 macro aree di “zonizzazione” (IT1211, IT1212, IT1213, IT1215)
- Gradi-giorno (4 classi)

La ricerca è stata condotta utilizzando la tecnica C.A.T.I. attraverso la somministrazione di un questionario con domande sui diversi sistemi di combustione usati, la frequenza del loro utilizzo, la loro penetrazione, le modalità di

approvvigionamento, nonché una stima dei quantitativi di legna da ardere utilizzati.

In relazione al piano di campionamento sono state ottenute stime con un errore standard per provincia non superiore a  $\pm 2,3\%$  e un errore standard del  $\pm 0,9\%$  per il totale regione.

## RISULTATI DELL'INDAGINE

La ricerca, condotta nel periodo gennaio – febbraio 2019, ha prodotto 98.397 contatti complessivi di cui poco più di 76.400 utili. Le famiglie intervistate sono state circa 37.000 di cui 10.001 sono risultate essere utilizzatrici di biomasse legnose.

L'indagine ha messo in luce una numerosità di famiglie del Lazio che consumano biomasse legnose per riscaldamento, pari a 593.435. La penetrazione del consumo di biomasse nella regione Lazio è pertanto pari al 22,34%. A livello provinciale, la ricerca ha evidenziato una maggiore penetrazione del fenomeno, 69,3%, nella provincia di Rieti, seguita da Frosinone con il 49,1% (Fig. 4).

Il 98,5% delle famiglie utilizza biomasse legnose esclusivamente per riscaldamento.

Le famiglie che utilizzano biomasse per riscaldamento in modo esclusivo, ovvero senza integrarlo con altri combustibili, sono il 64%. Per quanto concerne il consumo complessivo annuo di biomassa, risulta essere pari a circa 22 milioni e mezzo di quintali, specificatamente 22.467.392. Al livello di singola famiglia

consumatrice, risulta un consumo medio annuo pari a 37,9 quintali.

Per poter mappare la diffusione dei diversi sistemi di combustione, è stato chiesto alle famiglie del Lazio quali impianti per riscaldamento fossero presenti nelle loro abitazioni.

Il numero delle apparecchiature a biomassa legnosa è risultato in totale essere pari a 684.779. In media, quindi, 1,15 a famiglia.

Prevalgono nettamente i caminetti chiusi presenti nelle famiglie per il 43,4%, seguiti dalle stufe a pellet col 22,7%. Anche il caminetto tradizionale, pur se caratterizzato da livelli nettamente maggiori di emissioni specifiche rispetto ai sistemi innovativi, esprime ancora dei numeri di presenza nelle case decisamente consistenti, 20,7% (Fig. 5).

Focalizzando l'attenzione sui singoli impianti ad uso riscaldamento dichiarati, il consumo medio in quintali di biomasse legnose di ciascuno di essi, si attesta a circa 45 quintali per coloro che possiedono caminetti chiusi, 34 quintali per le stufe a legna, 33 quintali per i caminetti tradizionali e 21 quintali per chi utilizza stufe a pellet.

Quanto "all'anzianità" di possesso dei singoli impianti ad uso riscaldamento, sia al livello complessivo che per singola provincia, la ricerca ha messo in luce una relativa modernità. Fatta eccezione per il caminetto aperto, che, come c'era da aspettarsi, risulta essere il più vecchio del parco impianti (il 47% dichiara di averlo da più di 20 anni) gli altri due impianti maggiormente utilizzati, stufe a pellet e

Provincia	Consumatori	Famiglie	Penetrazione
VT	42.941	142.137	30,21
RI	49.091	70.800	69,34
RM	329.176	1.997.299	16,48
FR	99.785	203.059	49,14
LT	72.442	243.647	29,73
<b>Totale</b>	<b>593.435</b>	<b>2.656.942</b>	<b>22,34</b>

Fig. 4 - % di penetrazione del consumo di biomasse per provincia

caminetto chiuso, risultano essere posseduti da meno di 10 anni rispettivamente per oltre l'80% dei casi e per oltre il 45%.

Per quanto riguarda le modalità di approvvigionamento di biomasse sul territorio laziale, il 60% circa delle famiglie si rivolge a produttori locali, il 39% delle famiglie acquista, invece, presso negozi/supermercati e il 37% attinge biomassa da "boschi di proprietà di familiari o parenti".

Relativamente alla tipologia dell'abitazione delle famiglie intervistate, la ricerca ha messo in evidenza la prevalenza della casa indipendente (47%). Seguono, la villa singola o a schiera per oltre il 23%. Il 28% di famiglie utilizzatrici di biomasse vive, invece, in appartamento.

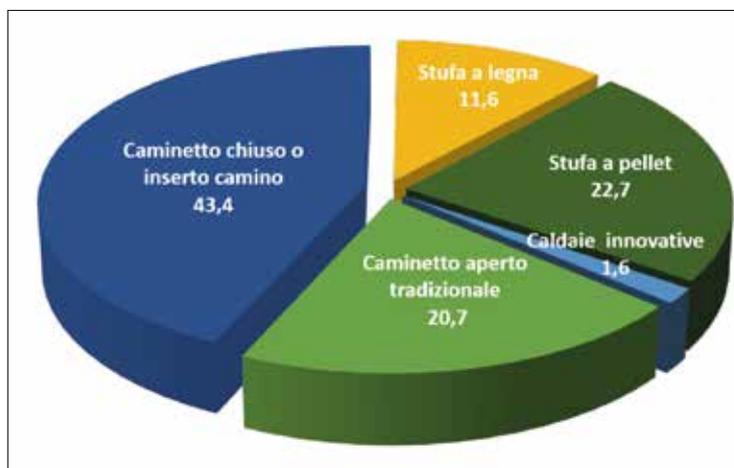
Più della metà delle famiglie che utilizzano biomasse legnose, il 52,5%, vive in abitazioni con superfici da 100 a 150 mq. Essendo prevalentemente abitazioni indipendenti e con metrature superiori ai 100 metri quadrati, risulta nella norma che l'utilizzo del riscaldamento vada a servire, per poco meno del 60% delle famiglie intervistate, la totalità della superficie della casa.

Le famiglie che consumano biomassa nel Lazio sono composte in maggioranza, 77% dei casi, da 3 o 4 persone, abitano in periferia per il 47% e in edifici/abitazioni costruite dal 1981 in poi per poco più della metà (51%).

L'indagine, infine, ha evidenziato come solo il 14% degli utilizzatori che impiegano le biomasse legnose per riscaldare l'abitazione, sarebbe disposto a cambiare un vecchio apparecchio con uno più efficiente e a minor impatto ambientale.

## CONCLUSIONI

L'indagine ha permesso di approfondire le conoscenze sull'utilizzo delle biomasse legnose come fonte energetica in ambito domestico, individuare i device utilizzati, analizzare la propensione all'utilizzo di altri sistemi a minor impatto ambientale e quindi pervenire alla penetrazione del fenomeno "biomassa" presso le famiglie italiane.



**Fig. 5 - Tipologia di impianti di riscaldamento presenti nelle abitazioni**

L'analisi statistica dei dati raccolti sulle famiglie del Lazio ha evidenziato una penetrazione del consumo di biomasse legnose pari al 22,34%. A fronte di questo valore medio regionale gli estremi sono rappresentati dalla provincia di Roma con il 16,48% e dalla provincia di Rieti, con il 69,3%.

Il consumo complessivo annuo di biomassa, risulta essere pari a circa 22 milioni e mezzo di quintali, dato da cui si ricava, al livello di singola famiglia consumatrice, un consumo annuo pari a poco meno di 38 quintali.

Per quanto concerne la tipologia delle abitazioni delle sopracitate famiglie che utilizzano biomasse emerge una prevalenza di case indipendenti o villa a schiera con una superficie superiore a 100 mq.

Dal confronto con altre ricerche [4] effettuate negli anni precedenti, tutte al livello nazionale e quindi con campioni ridotti su base regionale, si evince che il consumo di biomassa nel Lazio è aumentato. Le famiglie che utilizzano biomasse legnose per riscaldamento in modo esclusivo, sono il 64%.

Al contrario, l'utilizzo di biomasse legnose per uso misto, riscaldamento e cottura, si è ridimensionato in modo considerevole. Il riscaldamento degli ambienti risulta essere la prevalente destinazione di utilizzo del legname e/o del pellet. Il 98,5% delle famiglie del Lazio infatti, utilizza biomasse legnose esclusivamente

per riscaldamento. L'indagine ha messo in luce, altresì, che il gas è il combustibile più utilizzato per integrare le biomasse legnose.

Dall'analisi degli impianti di riscaldamento a biomassa legnosa i dati della ricerca hanno evidenziato un maggior utilizzo dei device più moderni (caminetti chiusi e stufe a pellet) a scapito dei device di più tradizionali (caminetti aperti e stufe a legna) dato assolutamente in linea con la spinta incentivante delle politiche di contrasto ai cambiamenti climatici, che considerano le biomasse legnose ad emissione di CO<sub>2</sub> nulla.

In definitiva si evidenzia un consolidamento del trend di aumento dell'utilizzo di biomasse e, nel contempo, una scarsa propensione da parte degli utilizzatori di biomasse per riscaldamento a sostituire gli attuali device utilizzati con apparecchi più efficienti e a minor impatto ambientale (solo il 14%).

I risultati dell'indagine costituiscono un'importante fonte informativa per la definizione delle politiche di contrasto all'inquinamento da parte delle amministrazioni locali e/o nazionali che dovranno stimolare una reale inversione di tendenza attraverso innovative politiche ambientali, la formazione di una cultura "green" e un'efficace gestione degli eventuali incentivi economici per l'utilizzo di fonti di energia rinnovabile.

## INTEGRAZIONI AI DATI DELLA RICERCA

La complessità e il peso che l'agglomerato di Roma esercita nell'ambito della regione di appartenenza, come del resto si evince dalla lettura dei dati, ha generato inevitabilmente una serie di riflessioni che hanno portato, successivamente alla presentazione dei risultati del presente

studio, ad integrare i dati di consumo di biomasse da parte delle famiglie con i dati sui consumi da parte degli esercizi che effettuano somministrazione di alimenti preparati mediante cottura in forni a legna. Nello specifico l'approfondimento, ancora in corso, ha riguardato in particolare un campione rappresentativo di pizzerie e ristoranti presenti all'interno del Comune di Roma sul quale poter stimare la penetrazione del consumo di biomasse attraverso alcune specifiche quali Il tipo di biomassa utilizzata, le ore di accensione del forno ecc.

In ultima analisi, per avere un quadro completo, è auspicabile, alla luce dell'elevato numero di abitanti di Roma, approfondire prossimamente il consumo di biomasse esclusivamente all'interno del comune di Roma – cercando di stimare tale valore e tutte le relative specifiche già approfondite nella indagine regionale – anche a livello delle singole circoscrizioni e disegnare quindi una dettagliata mappatura del fenomeno sull'intero territorio comunale.

## NOTE BIBLIOGRAFICHE

- [1] ISTAT – Bilancio anagrafico al 1 gennaio 2018.
- [2] D. Lgs. del 13.08.2010 n. 155, "Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa", s.m.i.
- [3] Deliberazione della Giunta regionale n. 217 del 18 maggio 2012, recante "Nuova zonizzazione del territorio regionale e classificazione delle zone ed agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente in attuazione dell'art. 3, dei commi 1 e 2 dell'art. 4 e dei commi 2 e 5 dell'art. 8, del D.lgs. 155/2010".
- [4] ISTAT – Indagine sui consumi energetici 2013.

MATTEO VITELLI<sup>(1)(\*)</sup>,  
RAFFAELLA BOCCIOLINI<sup>(1)</sup>,  
FABRIZIO MANNELLI<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> ARPAT - U.O. CHIMICA II -  
Settore Laboratorio - Area Vasta  
Centro

<sup>(2)</sup> ARPAT - Area Vasta Sud

<sup>(\*)</sup> m.vitelli@arpat.toscana.it

## Applicazione della tecnica SPME-GC-MS/MS alla determinazione di IPA e PCB nelle acque: estensione del campo di applicazione di un metodo di riferimento

**Riassunto** - La microestrazione in fase solida (SPME) ha conosciuto negli ultimi 30 anni un notevole sviluppo ed un largo impiego come alternativa alla preparazione tradizionale del campione finalizzata alle analisi in tracce. Tuttavia non è ancora disponibile un metodo normato specifico per l'analisi di IPA e PCB nelle acque superficiali e sotterranee mediante SPME-GC/MS. Attraverso la messa a punto delle condizioni sperimentali, è stato possibile estendere il campo di applicazione della norma UNI EN ISO 27108:2013, prevista per la determinazione di alcuni fitofarmaci, a 16 IPA e a 29 congeneri di PCB (comprensivi dei 12 PCB "dioxin-like" e dei 6 PCB "marker") verificandone le prestazioni e l'idoneità al fine del monitoraggio dei corpi idrici superficiali e sotterranei, ai sensi della direttiva 2013/39/UE. Questo metodo consente l'eliminazione quasi completa dell'impiego di solventi ed un elevato grado di automazione, con una riduzione dei tempi di analisi.

**Parole Chiave:** IPA, PCB, SPME, GC/MS/MS, monitoraggio delle acque

**Application of SPME-GC-MS/MS to IPA and PCB determination in water: an extension of the reference method scope.**

**Summary** - In the last 30 years Solid Phase Microextraction (SPME) has been highly developed and widely applied in the field of analytical chemistry as an alternative method in trace analysis. However it is not yet available a specific standard method for IPA and PCB in surface and ground water by SPME-GC/MS. Optimizing experimental conditions, it was possible to extend the scope of the standard UNI EN ISO 27108:2013 (method for pesticides in water) to 16 PAHs and 29 PCBs congeners (including 12 PCB "dioxin-like" and 6 PCB "marker") in water, with a performance assessment and fitness for purpose verification for surface and ground water monitoring, according to the water framework directive 2013/39/UE. This method has the advantage of an almost complete elimination of organic solvents and an high level of automation, with a reduction of analysis time.

**Keywords:** PAHs, PCBs, SPME, GC/MS/MS, water monitoring

## INTRODUZIONE

Sin dalla sua prima introduzione intorno alla fine degli anni '80 [1], la tecnica della microestrazione in fase solida (SPME) è stata ampiamente utilizzata in molti campi come un approccio alternativo alla preparazione tradizionale del campione per la rilevazione di composti organici in tracce. Mediante un rivestimento polimerico su una fibra in silice fusa, immersa opportunamente in un campione termostato e in continua agitazione, gli analiti presenti possono essere adsorbiti o assorbiti e successivamente desorbiti termicamente in un iniettore gascromatografico per la determinazione strumentale (es. GC-MS, GC-MS/MS). Rispetto alla estrazione convenzionale dei campioni (liquido/liquido) o estrazione in fase solida (SPE), questa tecnica elimina in modo quasi completo l'uso di solventi organici ed è di più semplice esecuzione in quanto automatizzabile, mantenendo al tempo stesso una soddisfacente riproducibilità. Si può quindi affermare che tale tecnica ha aperto un nuovo ambito di ricerca nel campo delle tecniche separative, sviluppandosi nel corso degli ultimi anni sia in ambito teorico che applicativo [2,3]. Con il perfezionamento dei sistemi di automazione, e in particolare degli autocampionatori, è stata fortemente migliorata la ripetibilità del metodo e ridotta la manipolazione del campione, rendendo fortemente attrattiva questa tecnica soprattutto nei laboratori con numeri elevati di campioni da analizzare.

Nell'ambito delle attività svolte dai laboratori Arpat, e più in generale dalla rete nazionale dei laboratori del SNPA, la necessità di processare un numero elevato di campioni, provenienti da una fitta rete di monitoraggio delle acque, ha reso opportuna l'applicazione di una tecnica, come la microestrazione in fase solida, che permette di favorire la produttività del laboratorio mantenendo contenuti i costi e al contempo elevata la qualità del dato analitico. Tra le numerose sostanze da monitorare, quelle individuate a livello

Europeo come "prioritarie", gli IPA sono inquinanti ben noti per le loro proprietà cancerogene e mutagene, e l'Unione Europea (2013/39/UE) li ha classificati come "pericolosi prioritari" (PP): ciò rende la loro determinazione nelle acque necessaria ai fini della classificazione dei corpi idrici, con riguardo particolare per il benzo[a]pirene, il cui standard di qualità ambientale è di 0,17 ng/L, livello di quantificazione che allo stato attuale non tutti i laboratori sono in grado di garantire.

A tale scopo sono stati presi in esame i metodi EPA 8272:2007 [4] per l'analisi dell'acqua interstiziale dei sedimenti (sediment pore water) e la norma UNI EN ISO 27108:2013 [5], per la determinazione dei fitofarmaci nelle acque. Entrambi i metodi utilizzano la tecnica in esame, e in particolare la UNI EN ISO 27108:2013 permette l'estensione del campo di applicazione ad altre molecole oltre i fitofarmaci, purché venga effettuata una specifica validazione. La scelta della norma cui fare riferimento è ricaduta quindi sulla UNI EN ISO 27108:2013, con lo scopo di applicarla alla determinazione di IPA e PCB nelle acque superficiali e sotterranee in campi di concentrazione adeguati alla verifica del rispetto degli standard di qualità ambientale (SQA) e di altri limiti di riferimento previsti dalle normative vigenti per queste matrici (D.Lgs. 172/2015, D. Lgs. 152/2006, D.M. 6 luglio 2016). È stata quindi redatta una procedura di prova con estensione del campo di applicazione della norma, originariamente previsto per "agenti selezionati per il trattamento delle piante e prodotti biocidi", tale estensione è ammessa dalla stessa norma al punto 1 ("Scope. *This method may be applicable to other compounds not explicitly covered by this International Standard or to other types of water. However, it is necessary to verify the applicability of this method for these special cases*").

Attraverso l'esame dei dati di letteratura per gli analiti di interesse determinati per gli analiti di interesse determinati con SPME e prove eseguite in laboratorio, sono stati valutati in una fase preliminare numerosi parametri sperimentali,

come la temperatura di termostatazione e la durata dell'immersione della fibra durante la fase di adsorbimento degli analiti, i tempi di desorbimento della fibra all'interno dell'iniettore, gli effetti dell'aggiunta di NaCl al campione utilizzato per favorire il trasferimento degli analiti dall'acqua alla fase solida che riveste la fibra, così come gli effetti di variazione di spessore e natura chimica della stessa, nonché il volume ottimale di campione da analizzare [6].

Il metodo, di seguito descritto e validato in conformità alla norma UNI EN ISO 17025:2018 attraverso la partecipazione a circuiti interlaboratorio e l'esecuzione di repliche su matrici fortificate (acque superficiali e sotterranee) a diversi livelli di concentrazione, è stato infine applicato all'analisi di acque da bonifica e al monitoraggio dei corpi idrici superficiali e sotterranei in Toscana ai fini della classificazione dello stato chimico, applicando la sopra citata normativa nazionale ed europea.

## MATERIALI E METODI

### Standard e Reagenti

Gli Idrocarburi policiclici aromatici nativi certificati (Tab.1) sono stati utilizzati nella miscela commerciale "610 PAH solution" (*O2si Smart Solution*), ciascuno in concentrazione pari a 100 mg/L, mentre per i corrispondenti IPA deuterati (Tab. 2), da utilizzare per la quantificazione con il metodo dello standard interno, è stata utilizzata la miscela certificata commerciale "PAH-LCS-A" da 2000 ng/ml, fornita da Wellington Laboratories.

I 29 congeneri di policlorobifenili sono stati utilizzati in miscela commerciale "PCB Congener Solution 29-1" (Tab. 3), 10 mg/L fornita da O2si Smart Solution, mentre i corrispondenti marcati (Tab. 4) sono utilizzati nelle miscele commerciali PCB-DL (Dioxin Like)  $^{13}\text{C}_{12}$  "P48-W-ES-STK" e PCB-Marker  $^{13}\text{C}_{12}$  "P48-M-ES" entrambe fornite da Wellington Laboratories.

**Tab. 1. Miscela nativi IPA "610 PAH Solution, 16-1, 100 mg/L, 1 mL" per taratura**

Naftalene	Acenaftilene
Acenaftene	Fluorene
Fenantrene	Antracene
Fluorantene	Pirene
Benzo(a)antracene	Crisene
Benzo(b)fluorantene	Benzo(k)fluorantene
Benzo(a)pirene	Indeno(1,2,3-cd)pirene
DiBenzo(a,h)Antracene	Benzo(ghi)Perilene

**Tab. 2. Standard IPA deuterati (standard interno) "PAH-LCS-A", 2000 ng/mL**

Naftalene- $\text{d}_8$	Acenaftene- $\text{d}_{10}$
Fluorene $\text{d}_{10}$	Fenantrene- $\text{d}_{10}$
Antracene $\text{d}_{10}$	Fluorantene- $\text{d}_{10}$
Pirene- $\text{d}_{10}$	Benzo(a)antracene- $\text{d}_{12}$
Crisene- $\text{d}_{12}$	Benzo(b)fluorantene- $\text{d}_{12}$
Benzo(k)fluorantene- $\text{d}_{12}$	Benzo(a)pirene- $\text{d}_{12}$
Indeno(1,2,3-cd)pirene $\text{d}_{12}$	DiBenzo(a,h)Antracene- $\text{d}_{14}$
Benzo(ghi)Perilene $\text{d}_{12}$	<i>DiBenzo(a,i)Pirene-<math>\text{d}_{14}</math></i> (non utilizzato per la quantificazione nella presente procedura)

Gli standard di seconda fonte utilizzati per il controllo qualità e la verifica della taratura sono: "610 PAH solution second source" (O2si Smart Solution) per gli IPA e "PCB Congener Solution 29-1 second source" per i PCB, con analoghe composizioni e concentrazioni delle soluzioni riportate nelle tabelle 1 e 3.

L'acqua ultrapura è ottenuta mediante sistema MilliQ-plus (Millipore), mentre l'acetone di grado di purezza per analisi di pesticidi, utilizzato per le diluizioni delle soluzioni madre, è prodotto dalla Fluka Analytical.

### Apparecchiature, materiali e parametri strumentali

#### Gascromatografo/spettrometro di massa

Per il presente lavoro è stato utilizzato uno spettrometro di massa a triplo quadrupolo Shimadzu TQ8050 munito di

**Tab. 3. Miscela nativi PCB 29 congeneri "PCB Congener Solution" per taratura**

	IUPAC	PCB		IUPAC	PCB	
TriCB	28	2,4,4' Triclorobifenile	EsaCB	128	2,2',3,3',4,4' Esaclorobifenile	
				138	2,2',3,4,4',5' Esaclorobifenile	
TetraCB	52	2,2',5,5' Tetraclorobifenile		146	2,2',3,4',5,5' Esaclorobifenile	
	77	3,3',4,4' Tetraclorobifenile		149	2,2',3,4',5,6 Esaclorobifenile	
	81	3,4,4',5 Tetraclorobifenile		151	2,2',3,5,5',6 Esaclorobifenile	
PentaCB	95	2,2',3,5',6 Pentaclorobifenile		153	2,2',4,4',5,5' Esaclorobifenile	
	99	2,2',4,4',5 Pentaclorobifenile		156	2,3,3',4,4',5 Esaclorobifenile	
	101	2,2',4,5,5' Pentaclorobifenile		157	2,3,3',4,4',5' Esaclorobifenile	
	105	2,3,3',4,4' Pentaclorobifenile		167	2,3',4,4',5,5' Esaclorobifenile	
	110	2,3,3',4',6 Pentaclorobifenile		169	3,3',4,4',5,5' Esaclorobifenile	
	114	2,3,4,4',5 Pentaclorobifenile		EptaCB	170	2,2',3,3',4,4',5 Eptaclorobifenile
	118	2,3',4,4',5 Pentaclorobifenile			177	2,2',3,3',4',5,6 Eptaclorobifenile
	123	2',3,4,4',5 Pentaclorobifenile			180	2,2',3,4,4',5,5' Eptaclorobifenile
	126	3,3',4,4',5 Pentaclorobifenile			183	2,2',3,4,4',5',6 Eptaclorobifenile
			187		2,2',3,4',5,5',6 Eptaclorobifenile	
		189	2,3,3',4,4',5,5' Eptaclorobifenile			

**Tab. 4. Standard PCB marcati  $^{13}\text{C}_{12}$  "PCB-DL + Marker"**

	IUPAC	$^{13}\text{C}_{12}$ PCB		IUPAC	$^{13}\text{C}_{12}$ PCB
P48-W-ES-STK (PCB-DL)	77L	3,3',4,4' Tetracloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile	P48-M-ES (PCB Marker)	28L	2,4,4' Tricloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile
	81L	3,4,4',5 Tetracloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile		52L	2,2',5,5' Tetracloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile
	105L	2,3,3',4,4' Pentacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile		101L	2,2',4,5,5' Pentacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile
	114L	2,3,4,4',5 Pentacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile		138L	2,2',3,4,4',5' Esacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile
	118L	2,3',4,4',5 Pentacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile		153L	2,2',4,4',5,5' Esacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile
	123L	2',3,4,4',5 Pentacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile		180L	2,2',3,4,4',5,5' Eptacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile
	126L	3,3',4,4',5 Pentacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile			
	156L	2,3,3',4,4',5 Esacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile			
	157L	2,3,3',4,4',5' Esacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile			
	167L	2,3',4,4',5,5' Esacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile			
	169L	3,3',4,4',5,5' Esacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile			
	189L	2,3,3',4,4',5,5' Eptacloro [ $^{13}\text{C}_{12}$ ]bifenile			

un autocampionatore PAL System AOC 6000 controllato dal software della serie GCMS Solutions. Lo spettrometro di massa opera in modalità MRM (Multiple Reaction Monitoring) con un tune dello strumento effettuato in modalità "normale", ovvero con una corrente di emissione pari a 60  $\mu\text{A}$ .

L'iniettore del gascromatografo è stato impostato alla temperatura di 280°C e utilizzato nella modalità splitless. È stata impiegata una colonna capillare per gascromatografia con fase stazionaria a media polarità ed a basso spurgo: Resteck Rxi-17 Sil 20 m, diametro interno 0,18 mm, spessore del film 0,18  $\mu\text{m}$ .

Per la separazione degli IPA, la colonna viene mantenuta inizialmente a 40°C per 3 min, quindi portata a 120°C con gradiente 40°C/min e a 320°C a 8°C/min, per lo spurgo finale viene mantenuta a 320°C per 10 min.

Per quanto riguarda la programmazione dei PCB, la colonna viene mantenuta

**Tab. 5a. RETTA IPA (basse concentrazioni) Soluzioni standard IPA per la costruzione della retta di taratura**

Soluzioni IPA, ng/L	1	2	3	4	5	6	7
Benzo(a)pirene	0,1	0,5	1	5	10	15	20
Naftalene	-	-	-	5	10	15	20
Altri IPA (composti Tab.1, eccetto Benzo(a)pirene e Naftalene)	-	-	1	5	10	15	20
IPA deuterati (standard interno-Tab. 2)	10	10	10	10	10	10	10

**Tab. 5b. RETTA IPA (alte concentrazioni) Soluzioni standard IPA per la costruzione della retta di taratura**

Soluzioni IPA, ng/L	1	2	3	4	5	6	7
IPA (composti Tab. 1)	5	10	20	50	100	150	200
IPA deuterati (standard interno-Tab. 2)	10	10	10	10	10	10	10

**Tab. 5c. RETTA PCB (basse concentrazioni) Soluzioni standard PCB per la costruzione della retta di taratura**

Soluzioni PCB, ng/L	1	2	3	4	5
PCB nativi (congeneri Tab.3)	0,5	1	2	10	20
<sup>13</sup> C <sub>12</sub> PCB (standard interno-Tab.4)	2	2	2	2	2

**Tab. 5d. RETTA PCB (alte concentrazioni) Soluzioni standard PCB per la costruzione della retta di taratura**

Soluzioni PCB, ng/L	1	2	3	4	5	6
PCB nativi (congeneri Tab.3)	5	10	20	50	100	250
<sup>13</sup> C <sub>12</sub> PCB (standard interno-Tab.4)	10	10	10	10	10	10

inizialmente a 40°C per 3 min, quindi portata a 120°C con gradiente 40°C/min, successivamente a 274°C a 8°C/min ed infine portata a 310°C a 50°C/min, dove viene tenuta per 5 min per lo spurgo finale.

### Sistema per microestrazione in fase solida (SPME)

Il pretrattamento del campione, una volta fortificato con gli standard marcati, viene effettuato mediante autocampionatore PAL System AOC 6000 in maniera completamente automatizzata. La fibra commerciale utilizzata è la Resteck® PAL SPME Fiber, una fibra apolare in PDMS (Polidimetilsilossano) per SPME di spessore 30 µm, lunghezza 10 mm, alloggiata su di un ago di diametro Gauge 23 per autocampionatori di tipo PAL System (o equivalenti).

Prima dell'utilizzo di una nuova fibra, è necessario un suo condizionamento termico iniziale, secondo le specifiche tecniche fornite dalla ditta produttrice.

Questo viene effettuato tramite apposito metodo gascromatografico, posizionando la fibra direttamente nell'iniettore, mantenuto in modalità split, a 280°C per 60 min.

La fibra viene poi immersa nella vial contenente il campione in analisi, in volume pari a 20,0 mL, termostata e tenuta sotto agitazione, e quindi desorbita nell'iniettore del GC-MS/MS in modalità splittless. Finito il tempo di desorbimento, con trasferimento quantitativo degli analiti nella colonna gascromatografica, la fibra viene ulteriormente lasciata nell'iniettore con un alto flusso di splittaggio per consentire il suo spurgo.

La velocità di agitazione della vial (500 rpm), la temperatura (40°C) e i tempi di incubazione del campione (10 min), i tempi di immersione della fibra nel campione (30 min) e il desorbimento nell'iniettore (17 min) sono stati ottimizzati per favorire la massima sensibilità per il benzo[a]pirene (dovendo garantire un limite di quantificazione pari almeno a 0,10 ng/L) e applicati alla determinazione di tutti i parametri ricercati, e controllati dal programma strumentale: poiché tali parametri determinano l'equilibrio di ripartizione dell'analita sulla fibra, questi devono essere costanti e riproducibili in tutta la sequenza analitica. Le condizioni strumentali, così ottimizzate, vengono utilizzate per l'estrazione di tutti gli analiti ricercati.

### Taratura e campo di misura

La taratura prevede l'esecuzione di almeno 5 punti nel campo di misura del metodo che, con l'eccezione del benzo[a]pirene e del naftalene, è compreso tra 0,001 µg/L - 0,200 µg/L. Nel caso specifico del benzo[a]pirene, il campo di misura è stato esteso al campo di concentrazioni 0,00010 µg/L - 0,200 µg/L, ai fini del confronto con il corrispondente Standard di Qualità ambientale (0,17 ng/L). Per i PCB il campo di misura è fra 0,0005 µg/L e 0,250 µg/L. Nelle tabelle 5 sono riportati in dettaglio i punti di taratura scelti per due intervalli di linearità ("bassa" e "alta" concentrazione sia per IPA che per PCB).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Grazie alla sua natura apolare, il polidimetilsilossano (PDMS) è la fase adsorbente più ampiamente utilizzata per la SPME, ed è stata scelta per la determinazione di IPA e PCB. Poiché il PDMS estrae gli analiti attraverso il meccanismo dell'assorbimento, quest'ultimo principalmente dipenderà dai vari coefficienti di diffusione degli analiti all'interno del PDMS, e dallo spessore della fase che ricopre la fibra in silice fusa, ove si stabilisce

un equilibrio di ripartizione con la fase acquosa. Questo dipende anche dallo spessore della fase, che nel caso del presente lavoro è stato scelto pari a 30 µm, in modo da ottenere un'adeguata sensibilità e mantenere al tempo stesso contenuto l'effetto memoria della fibra.

Con questo materiale è stato possibile ottimizzare le condizioni strumentali, in modo da ottenere la massima sensibilità ai fini del confronto con gli standard di qualità ambientale.

### Controllo qualità ed effetti matrice

Le sostanze umiche (acidi umici e fulvici) costituiscono la componente principale della sostanza organica disciolta nelle acque superficiali: esse possono influire sull'equilibrio di ripartizione degli analiti tra il campione e la fibra, riducendo l'efficienza di estrazione degli analiti. Per verificare che tale effetto non comprometta la qualità del dato analitico, e al tempo stesso sia verificata la stabilità delle soluzioni standard utilizzate per la taratura, sono state preparate soluzioni di controllo qualità di seconda fonte (QC) da additivare alla matrice in esame (acqua superficiale o sotterranea esente da contaminazioni) ed analizzare in ogni sequenza analitica. I dati così ottenuti nel tempo, riportati in una carta di controllo, dimostrano il rispetto dei criteri di accettabilità, fissati a  $\pm 30\%$  del valore atteso.

È importante considerare che, nel caso in cui si presenti una elevata concentrazione in acqua di solidi sospesi o materiale organico colloidale, la concentrazione di IPA presente nella fase solida potrebbe rappresentare una quota significativa rispetto alla frazione disciolta: in questo caso l'effetto matrice diventa significativo e la concentrazione misurata va riferita alla sola frazione di IPA in soluzione. In questa situazione particolare può essere appropriato effettuare un'analisi di conferma mediante estrazione con solvente (es. diclorometano), in quanto la quantità assorbita su fibra potrebbe comportare una sottostima della reale concentrazione nel campione.

**Tab. 6. Ripetibilità al limite di quantificazione del benzo[a]pirene 0,10 ng/L**

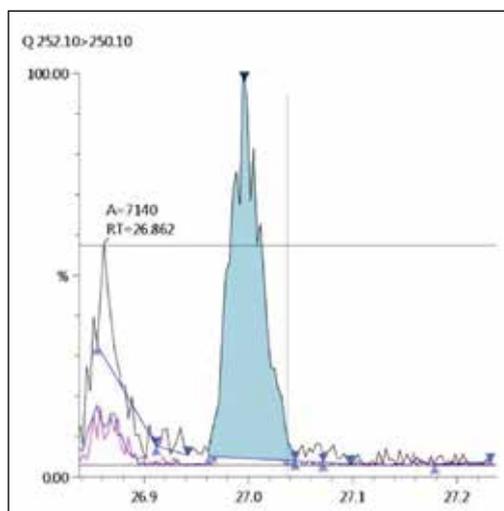
RISULTATI ELABORAZIONE		
Valori inseriti	10	
Media	0.11	
Mediana	0.11	
Scarto QM	0.03	
CV%	30.1	
Valore t di student	2.262	
Limite di ripetibilità	0.10	
Limite inferiore	0.085	
Limite superiore	0.131	
Analisi sulla normalità della distribuzione con il Test di Shapiro Wilks: la distribuzione è normale?	Livello di confidenza	
	95%	99%
	<b>SI</b>	<b>SI</b>
La ricerca dei dati anomali è condotta con il Test di Huber	AI 95%	AI 99%
	Nessun dato anomalo	Nessun dato anomalo

### Limiti di quantificazione, esattezza e ripetibilità

I limiti di quantificazione sono stati valutati attraverso prove replicate su aliquote di campioni d'acqua superficiale esente da contaminazioni, fortificati a concentrazioni corrispondenti al primo punto della retta di taratura (1,0 ng/L).

Di particolare rilievo inoltre è lo studio del benzo[a]pirene (il suo Standard di Qualità Ambientale è tra i più bassi tra i composti ricercati:  $1,7 \cdot 10^{-4}$  µg/L), effettuato attraverso 10 prove replicate a 0,10 ng/L, i cui risultati sono riportati in tabella 6, con analisi della normalità della distribuzione con il test di Shapiro-Wilk, e la ricerca di eventuali dati anomali con il test di Huber effettuata mediante modulo agenziale ARPA Toscana numero 30. Dalle prove effettuate si è ritenuto quindi di poter quantificare in modo affidabile concentrazioni pari almeno a 0,10 ng/L di benzo[a]pirene.

**Fig. 1. Picco cromatografico del benzo[a]pirene da un campione reale di acqua superficiale addizionato alla concentrazione di 0,10 ng/L.**



In Fig. 1 è riportato il segnale cromatografico corrispondente, il cui rapporto segnale/rumore deve risultare sempre  $> 10$  per soddisfare i requisiti di accettabilità.

Tutti i rimanenti congeneri IPA sono stati valutati al livello di 1,0 ng/L (5,0

**Tab. 7. Prestazioni della procedura analitica per la determinazione degli IPA; CV% : Coefficiente di variazione percentuale; n: numero di repliche.**

Composto	LOQ			CV% 0,10 ng/L n = 8
	CV% 10 ng/L n = 10	CV% 1,0 ng/L n = 10	CV% 5,0 ng/L n = 10	
Naftalene	-	-	10,1	14,9
Acenaftilene	-	16,2	-	14,0
Acenaftene	-	11,6	-	14,6
Fluorene	-	20,8	-	14,5
Fenantrene	-	18,19	-	14,9
Antracene	-	10,9	-	14,4
Fluorantene	-	9,1	-	11,7
Pirene	-	13,4	-	11,1
Benzo[a]antracene	-	7,9	-	9,6
Crisene	-	10,3	-	10,6
Benzo[b]fluorantene	-	11,2	-	11,9
Benzo[k]fluorantene	-	15,9	-	12,0
Benzo[a]pirene	30,1	11,0	-	9,8
Indeno[1,2,3-cd]pirene	-	10,1	-	12,6
Dibenzo[a,h]antracene	-	14,9	-	14,0
Benzo[g,h,i]perilene	-	9,6	-	11,1

ng/L per il naftalene), corrispondente al loro limite di quantificazione, e al livello di 10 ng/L. In Tab. 7 sono riassunte le prestazioni della procedura analitica per tali livelli di concentrazione.

La qualità del metodo è stata valutata anche attraverso la partecipazione a circuiti interlaboratorio (AGLAE, anni 2019 e 2020) per IPA e PCB, effettuando le prove di ripetibilità sui materiali forniti dai circuiti e valutando lo scostamento rispetto al valore assegnato a ciascun parametro.

Nelle tabelle 8a e 8b sono riportati in sintesi i risultati del circuito del 1° semestre 2020 (Aglae 20M64.1), sia per IPA che per PCB, i cui risultati sono accettabili sia per quanto riguarda gli z-score (< 2 per tutti i parametri) che per quanto riguarda la ripetibilità e l'esattezza.

### Stima dell'incertezza di misura

La stima dell'incertezza di misura costituisce elemento fondamentale del processo di validazione di un metodo, e può

rivelarsi particolarmente critica in prossimità del limite di riferimento, o limite di conformità, per quanto riguarda gli effetti decisionali sia sulla classificazione dei corpi idrici (buono/non buono), sia sulla valutazione della eventuale contaminazione delle acque sotterranee presso i siti da bonificare (concentrazioni soglia di contaminazione).

A tale scopo è stata valutata l'incertezza del metodo per gli IPA in corrispondenza delle concentrazioni ritenute più significative, per tutti i composti di interesse. Il laboratorio ha quantificato l'incertezza del metodo in esame mediante approccio cosiddetto ibrido [7]. Questa tipologia di calcolo prevede la valutazione di due contributi: il bias e la ripetibilità intermedia. Sono stati analizzati due serie di campioni a due concentrazioni diverse: la prima pari a 10 ng/L per tutti gli analiti (soglia di contaminazione nelle acque sotterranee dei siti di bonifica per alcuni analiti (D.Lgs. 152/2006 Parte IV - Titolo V Allegato 5 tab 2), questa serie è stata

**Tab. 8a. Prove replicate su materiale da circuito interlaboratorio (AGLAE: Proficiency testing schemes 20M64.1 1° semestre 2020) – Idrocarburi policiclici aromatici**

Composto	Media valori misurati, ng/L	X <sub>ass</sub> <sup>†</sup> concentrazione assegnata, ng/L	esattezza (scostamento rispetto al valore assegnato, %)	CV% n = 8	z-score
Naftalene	81,90	88,78	-8,4	13,24	-0,27
Acenaftilene	71,95	79,93	-11,1	3,71	-0,16
Acenaftene	47,91	48,47	-1,2	11,56	-0,04
Fluorene	100,58	100,99	-0,4	8,28	-0,08
Fenantrene	70,88	74,57	-5,2	4,07	-0,32
Antracene	11,86	12,25	-3,3	6,93	-0,14
Fluorantene	16,81	18,72	-11,4	4,11	-0,68
Pirene	73,31	84,91	-15,8	1,63	-0,97
Benzo[a]antracene	22,64	25,18	-11,2	2,53	-0,72
Crisene	90,16	95,56	-6,0	1,16	-0,38
Benzo[b]fluorantene	16,83	18,85	-12,0	3,10	-0,83
Benzo[k]fluorantene	20,72	23,92	-15,4	5,18	-0,95
Benzo[a]pirene	15,65	18,86	-20,5	2,99	-1,48
Indeno[1,2,3-cd]pirene	9,75	11,46	-17,5	4,60	-0,61
Dibenzo[a,h]antracene	16,65	21,77	-30,8	7,75	-1,51
Benzo[g,h,i]perilene	7,49	10,19	-36	3,07	-1,38

**Tab. 8b. Prove replicate su materiale da circuito interlaboratorio (AGLAE: Proficiency testing schemes 20M64.1 1° semestre 2020) – Policlorobifenili (i 7 congeneri esaminati sono ritenuti rappresentativi dei 29 congeneri previsti dal metodo).**

Composto	media valori misurati, ng/L	X <sub>ass</sub> concentrazione assegnata, ng/L	esattezza (scostamento rispetto a valore assegnato, %)	CV% n = 8	z-score
PCB-28	27,50	34,55	-20,4	18,7	-0,83
PCB-52	81,50	88,67	-8,1	10,3	-0,36
PCB-101	74,50	80,13	-7	10	-0,29
PCB-118	64,50	56,79	13,6	9,6	+0,61
PCB-138	116,0	100,54	15,4	10,1	+0,62
PCB-153	17,65	149,71	17,9	8,4	+0,66
PCB-180	12,85	98,83	30	14,7	+1,11

prodotta tramite spike su matrice esente; la seconda serie è stata ottenuta utilizzando i campioni del circuito AGLAE 1° Semestre del 2020 (codice 20M64.1) dove gli analiti presentavano concentrazioni tra loro differenti comprese nel range 10-100 ng/L.

Dai valori determinati è stata calcolata la ripetibilità (sono state eseguite almeno 6 prove per ogni congenere per ogni concentrazione) e il bias (la differenza

espressa come scarto tipo tra i risultati e il valore di riferimento).

Sommando i due contributi in quadratura (tenendo conto anche dell'incertezza, dello standard utilizzato per lo spike o del materiale utilizzato nel circuito) è stata calcolata l'incertezza estesa con un fattore di copertura pari a due.

Per i calcoli numerici il laboratorio si è avvalso del modulo agenziale ARPA Toscana n. 56. In tabella 9 è riportato il

**Tab. 9. Quadro riassuntivo della stima dell'incertezza estesa di misura mediante spike a 10 ng/L, calcolata mediante Mod. 56 di Arpat**

	dati ripetibilità a 10 ng/L					
	matrix spike, ng/L	MOD 30 (su 8 dati)			incertezza estesa dello standard, %	MOD 56 incertezza estesa, %
		media, ng/L	mediana, ng/L	CV%		
Naftalene	10	9.20	9.31	14.87	1.62	43.70
Acenaftilene	10	10.03	9.62	14.05	1.31	39.71
Acenaftene	10	9.51	8.92	14.55	1.37	41.49
Fluorene	10	9.61	9.04	14.51	1.62	41.12
Fenantrene	10	9.87	9.32	14.91	1.62	42.04
Antracene	10	10.05	9.99	14.45	1.63	40.99
Fluorantene	10	10.06	9.75	11.69	1.28	33.18
Pirene	10	10.25	9.96	11.14	1.28	32.27
Benzo[a]antracene	10	10.31	10.42	9.57	1.28	28.15
Crisene	10	10.21	10.11	10.59	1.63	30.56
Benzo[b]fluorantene	10	10.07	9.81	11.87	1.62	33.74
Benzo[k]fluorantene	10	10.46	10.24	12.00	1.62	35.90
Benzo[a]pirene	10	10.87	11.11	9.80	1.63	33.73
Indeno[1,2,3-cd]pirene	10	10.23	10.15	12.64	1.62	36.46
Dibenzo[a,h]antracene	10	10.73	10.70	14.02	1.37	43.46
Benzo[g,h,i]perilene	10	10.34	10.45	11.09	1.62	32.56

quadro riassuntivo dei valori ottenuti a 10 ng/L mediante spike per tutti gli analiti.

In Tab. 10 si riporta la stima dell'incertezza effettuata con i valori ottenuti dal circuito AGLAE 1° semestre 2020 (20M64.1)

Le incertezze percentuali sopra calcolate, derivanti sia dall'elaborazione dei dati dello spike che dal circuito interlaboratorio, sono state processate con il modulo agenziale ARPA Toscana numero 30 che garantisce sia la distribuzione normale che l'assenza di dati anomali. Per razionalizzare ulteriormente la notevole quantità di dati a disposizione, questi sono stati divisi in classi di frequenza di ampiezza 5. Anche in questo caso, il modulo 30 ha confermato la distribuzione normale e l'assenza di outlier.

È stato quindi creato un istogramma della distribuzione di tali classi di frequenza per un immediato approccio visivo (Fig 2).

I valori delle incertezze determinate

per tutti i congeneri ai due livelli di concentrazione coprono un range che va dal 12% al 52 %.

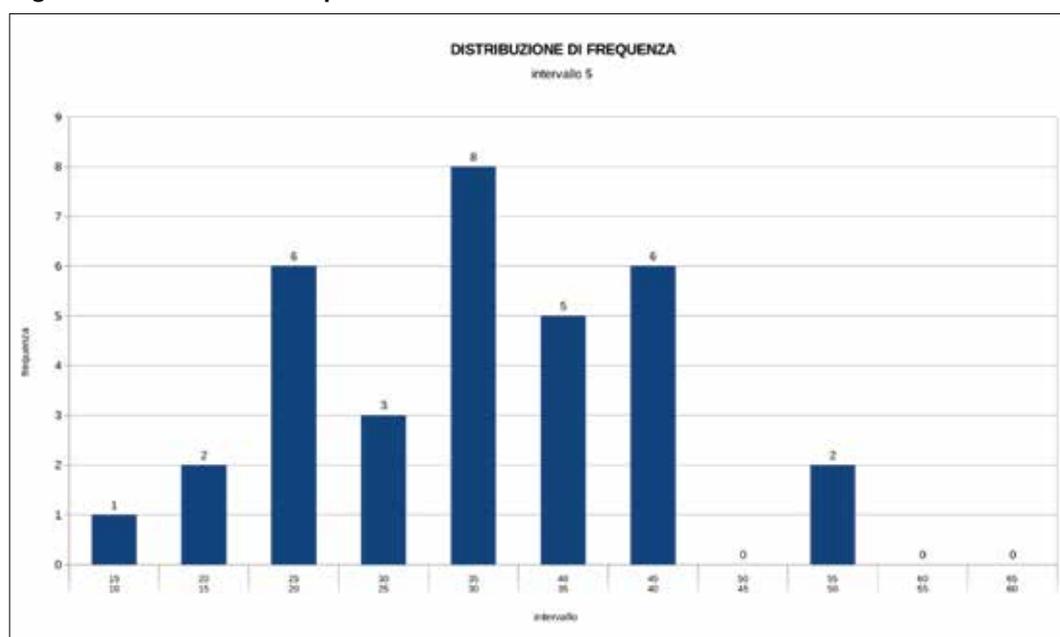
La media delle incertezze estese ottenuta nella distribuzione è pari a 33,0 % mentre lo scarto tipo è pari a 9,5 %. Tutti i dati ottenuti ricadono nell'intervallo 33,0 +/- 2 (9,5), la distribuzione delle incertezze può essere pertanto interpretata come una distribuzione normale con media 33 e scarto tipo 9,5.

Il laboratorio, alla luce dei risultati ottenuti, ha definito come incertezza target il valore del 44% per tutti gli analiti, (in letteratura il valore del 44% come incertezza estesa è derivato dalla relazione di Horwitz mutuata dalla correzione di Thompson per concentrazioni inferiori ai 120 ppb). In questo caso il 44% è prossimo alla somma della media (33%) più uno scarto tipo (9,5%) ovvero racchiude il 84 % dei valori della ipotetica gaussiana rappresentante la distribuzione delle incertezze. Sperimentalmente solo 2

**Tab. 10. Quadro riassuntivo della stima dell'incertezza estesa di misura mediante dati del circuito di intercalibrazione AGLAE 20M64.1, calcolata mediante Mod. 56 di Arpat**

	dati intercalibrazione AGLAE 20M64.1						
	dati inviati al circuito		MOD 30 10 repliche	valore assegnato dal circuito	incertezza estesa materiale circuito	Z-score	MOD 56
	A, ng/L	B, ng/L	CV%	ng/L	ng/L		incertezza estesa, %
Naftalene	74.8	91.8	13.24	88.78	4.32	-0.27	39.64
Acenafilene	70.5	84.8	3.71	79.93	3.26	-0.16	22.72
Acenaftene	43.4	52.9	11.56	48.47	1.87	-0.04	32.84
Fluorene	93.9	105.6	8.28	100.99	3.24	-0.08	23.60
Fenantrene	70.3	71.0	4.07	74.57	2.62	-0.32	15.39
Antracene	11.6	12.2	6.93	12.25	0.51	-0.14	20.77
Fluorantene	17.1	16.9	4.11	18.72	0.52	-0.68	23.37
Pirene	73.3	73.5	1.63	84.91	2.52	-0.97	26.95
Benzo[a]antracene	22.9	22.5	2.53	25.18	0.72	-0.72	21.52
Crisene	91.4	89.9	1.16	95.56	2.71	-0.38	12.08
Benzo[b]fluorantene	16.4	16.8	3.10	18.85	0.55	-0.83	23.23
Benzo[k]fluorantene	20.8	20.7	5.18	23.92	0.67	-0.95	30.25
Benzo[a]pirene	15.5	15.7	2.99	18.86	0.45	-1.48	35.05
Indeno[1,2,3-cd]pirene	9.7	10.1	4.60	11.46	0.52	-0.61	27.42
Dibenzo[a,h]antracene	15.6	17.0	7.75	21.77	0.76	-1.51	51.16
Benzo[g,h,i]perilene	7.5	7.6	3.07	10.19	0.39	-1.38	52.69

**Fig. 2. Distribuzione di frequenza delle incertezze.**



valori (51% del Dibenzo(a,h)antracene e 52% del Benzo(g,h,i)perilene) superano il 44% di incertezza estesa prefissato dal laboratorio, ovvero una percentuale pari solo al 6% del totale, ben inferiore al 16% teorico.

## CONCLUSIONI

L'applicazione della tecnica SPME si è rivelata particolarmente vantaggiosa sia in termini di tempi di analisi che di riduzione dei quantitativi di reagenti impiegati e dei volumi di campione necessari ed eliminazione di rifiuti di laboratorio prodotti. L'alta sensibilità raggiunta dalla spettrometria di massa tandem consente oggi di effettuare una verifica di conformità rispetto agli Standard di Qualità Ambientale ai fini della classificazione dei corpi idrici superficiali previsti dalla direttiva Acque per IPA e PCB.

La riproducibilità dei risultati ottenuti in termini di ripetibilità e accuratezza ha permesso di stimare una incertezza che possa essere associata a tutti i congeneri con un'affidabilità più che adeguata.

## NOTE BIBLIOGRAFICHE

- [1] Belardi, R.G., Pawliszyn, L., The application of chemically modified fused silica in the extraction of organics from water matrix samples and their rapid transfer to capillar columns - *Water Pollution Research Journal of Canada*, 224, 179-185 (1989).
- [2] Gõrecki, T., Yu, X.-M., Pawliszyn, J., Theory of analyte extraction by selected porous polymer SPME fibers - *Analyst*, 124, 643-649 (1999).
- [3] Mullet, W.M., Pawliszyn, J., The development of selective and biocompatible coatings for solid phase microextraction - *Journal of Separation Science* 26, 251 - 260 (2003).
- [4] EPA METHOD 8272, Parent and alkyl polycyclic aromatics in sediment pore water by solid-phase microextraction and gas chromatography/mass spectrometry in selected ion monitoring mode (2007).
- [5] UNI EN ISO 27108:2013 Qualità dell'acqua - Determinazione di agenti selezionati per il trattamento delle piante e prodotti biocidi - Metodo che utilizza la microestrazione in fase solida (SPME) seguita da gascromatografia-spettrometria di massa (2013).
- [6] Cheng, X., Forsythe, J., Peterkin, E., Some factors affecting SPME analysis and PAHs in Philadelphia's urban waterways - *Water Research* 47, 2331 - 2340 (2013).
- [7] NT TECHNICAL REPORT 537, Bertil Magnusson, Teemu Näykki, Håvard Hovind, Mikael Krysell, Handbook for Calculation of Measurement Uncertainty in Environmental Laboratories, Edition 3.1 - 11/2012.

ALESSANDRO DOMENICO  
DI GIOSA<sup>(1,\*)</sup>,  
ANTONIO AMOROSO,  
MASSIMO ENRICO FERRARIO,  
STEFANO LISTRANI,  
GIADA MARCHEGIANI,  
ARIANNA MARINELLI,  
DONATELLA OCCHIUTO

<sup>(1)</sup> ARPA Lazio, Unità Centro  
Regionale della Qualità dell'Aria,  
Via Boncompagni 101, Roma

(\*) [alessandro.digiosa@arpalazio.gov.it](mailto:alessandro.digiosa@arpalazio.gov.it)

## L'effetto sulla qualità dell'aria nel Lazio dell'emergenza COVID-19 nel periodo marzo-maggio 2020

**Riassunto** - L'emergenza sanitaria COVID-19, ha determinato una notevole riduzione degli spostamenti sul territorio incidendo sul traffico veicolare. Gli effetti dei provvedimenti del lockdown e i profondi cambiamenti dello stile di vita delle persone hanno influito sulla qualità dell'aria della regione Lazio. Lo studio dei dati raccolti dalla rete di monitoraggio della qualità dell'aria nel periodo marzo-maggio 2020 mostra una significativa riduzione delle concentrazioni degli inquinanti in tutta la regione e in modo particolare nelle aree urbane e nella città di Roma.

**Parole chiave:** inquinamento atmosferico, lockdown, Lazio.

***The effect on air quality in Lazio of the COVID-19 emergency in the period march-may 2020***

**Summary** - The COVID-19 health emergency has resulted in a significant reduction of vehicular traffic. The effects of the lockdown measures and the profound changes in people's lifestyle have influenced the air quality of the Lazio region. The study of the data collected by the air quality monitoring network in the period March-May 2020 shows a significant reduction in the concentrations of pollutants especially in urban areas and in the city of Rome.

**Keywords:** air pollution, lockdown, COVID-19, Lazio

## INTRODUZIONE

Durante il periodo marzo-maggio 2020 a causa dell'emergenza sanitaria COVID-19 sono stati emanati dei provvedimenti da parte del Governo e delle Regioni, che hanno previsto, tra l'altro, la sospensione di pressoché tutte le attività socio-economiche, produttive e culturali (scuole, attività ludico ricreative, commerciali etc.), per limitare la trasmissione dell'infezione tra gli individui, e hanno conseguentemente diminuito gli spostamenti sul territorio incidendo sul traffico veicolare, determinandone una notevole riduzione [1]. Gli effetti dei provvedimenti del lockdown e i profondi cambiamenti dello stile di vita delle persone hanno certamente influito sulla qualità dell'aria della regione Lazio.

L'articolo presenta lo studio degli effetti del lockdown realizzato dall'ARPA Lazio attraverso una prima analisi dei dati raccolti dalla rete di monitoraggio della qualità dell'aria nei mesi di marzo-maggio 2020, analisi che dovrà essere necessariamente approfondita alla luce di ulteriori dati e informazioni, delle analisi di laboratorio che saranno effettuate sui campioni di particolato e della definizione degli scenari di emissione.

Il periodo di tempo analizzato può essere suddiviso in due fasi: la prima corrispondente ai mesi di marzo e aprile nella quale i provvedimenti di limitazione hanno determinato la sospensione pressoché totale di molte attività, e la seconda corrispondente al mese di maggio che ha visto la ripartenza di numerose attività e la fine di una serie di limitazioni alla mobilità in ambito regionale.

## SITUAZIONE METEOROLOGICA NEL LAZIO

La variabile meteorologica rappresenta un fattore rilevante nella determinazione della qualità dell'aria di un territorio, pertanto sono stati analizzati i dati di precipitazione, temperatura e vento

misurati dalle reti di monitoraggio [fonte dati: ARPA Lazio, ARSIAL, Aeronautica militare], al fine di effettuare una valutazione della situazione climatica registrata nel Lazio nel periodo marzo-maggio 2020 confrontando gli andamenti con gli ultimi 10 anni. La sintesi dell'analisi delle principali variabili è riportata di seguito.

- **Precipitazione:** i mesi di marzo, aprile e maggio 2020 sono stati dei mesi poco piovosi rispetto alla norma dei medesimi mesi degli ultimi 10 anni;
- **Temperature medie:** i mesi di marzo ed aprile 2020 sono risultato in prevalenza nella norma su gran parte del territorio del Lazio, mentre il mese di maggio 2020 è risultato in prevalenza più caldo su gran parte del territorio regionale;
- **Ventilazione media:** nei mesi di marzo e maggio 2020 è in linea con la media dell'ultimo decennio con venti nella norma del periodo, mentre in aprile 2020 rispetto alla media degli ultimi 10 anni del medesimo mese è stata in prevalenza nella norma o poco inferiore.

Quindi dal punto di vista della dispersione degli inquinanti in atmosfera da parte dei fattori meteorologici nei tre mesi in analisi non si è potuto beneficiare del dilavamento dell'atmosfera da parte delle piogge, la cui assenza ha favorito l'accumulo e il risollevarsi delle polveri. Nel mese di marzo 2020 la dispersione meccanica operata dal vento è stata nella norma. In aprile 2020 la dispersione meccanica operata dal vento è stata debole (salvo nella parte nord della regione). Nelle province di Latina e Frosinone, dove le temperature sono inferiori alla media dei dieci anni precedenti, si può ipotizzare un maggiore carico emissivo generato da riscaldamento domestico.

Infine nel mese di maggio 2020 la dispersione meccanica operata dal vento è stata poco efficace (salvo nella parte sud della regione).

## STIMA DELLE VARIAZIONI DELLE SORGENTI DI EMISSIONE

L'emergenza COVID-19 ha generato una variazione delle emissioni inquinanti in atmosfera generate dalle diverse sorgenti. L'impatto delle varie sorgenti sull'inquinamento, come evidenziato dagli inventari nazionali e regionali delle emissioni, è diverso.

L'analisi dei dati inerenti ai vari settori responsabili delle emissioni contribuisce a illustrare gli elementi di quadro degli effetti del lockdown sul territorio del Lazio in termini di riduzione della pressione antropica (Fig. 1).

### Trasporto

#### Traffico veicolare

Il periodo del lockdown è stato analizzato attraverso l'analisi di dati prodotti da diversi soggetti con una risoluzione spaziale e temporale eterogenea (Teralytics, ANAS, Google, Roma servizi per la mobilità).

La società svizzera Teralytics, analizzando dati anonimi di schede telefoniche di 27 milioni di persone ha stimato la riduzione dell'intensità degli spostamenti in Italia fra il 23 febbraio e il 27 marzo [2]. La riduzione media degli spostamenti registrata nel Lazio è stata pari al 47%.

I dati stimati da Teralytics mostrano riduzioni coerenti con quelle registrate dall'ANAS attraverso l'indice di mobilità rilevata (IMR) lungo la rete stradale e autostradale di competenza [3].

I valori settimanali dell'intera rete di rilevamento, normalizzati rispetto alla prima settimana di febbraio, mostrano che le diminuzioni dovute agli effetti delle misure di contenimento sono iniziate dalla seconda settimana di marzo (09-15 marzo), quando il traffico totale è risultato pari al 45% rispetto alla prima settimana di febbraio, per poi passare al 25% nella settimana 16-22 marzo e al 19% in quella successiva. Differente l'andamento nel segmento dei veicoli pesanti che nella

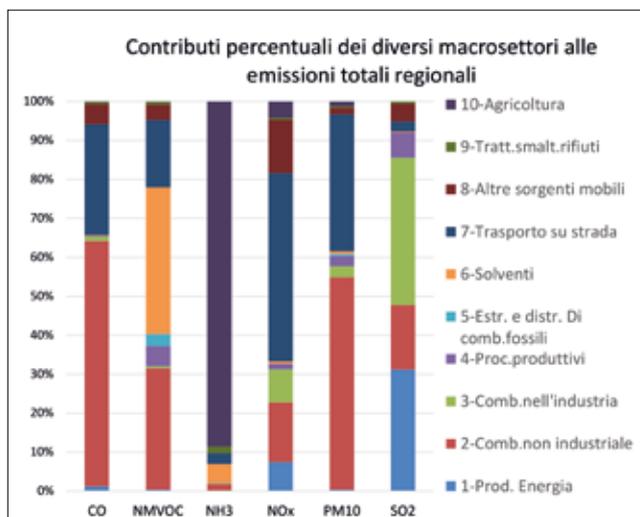


Fig. 1 - Contributi percentuali dei diversi macrosettori alle emissioni totali regionali. Fonte: inventario ARPA Lazio 2015 vs. 2019.

seconda settimana di marzo è risultato pari all'92%, per poi passare al 65% nella terza ed al 52% nell'ultima settimana del mese. L'andamento di decremento dei movimenti è confermato anche nel mese di aprile, durante il quale la continuità delle limitazioni alla circolazione per il contenimento della pandemia da COVID-19 in tutto il mese fa segnare una diminuzione del traffico dei veicoli leggeri che va dal 22% nella prima e seconda settimana di aprile, al 25% nella terza, al 26% nell'ultima settimana del mese. Rimane sempre minore il decremento per quanto riguarda i mezzi pesanti, che nella prima settimana è del 55%, nella seconda del 54%, del 60% nella terza e del 59% nell'ultima.

Nel mese di maggio si osserva invece un aumento del traffico rispetto ai due mesi precedenti, con valori per i veicoli leggeri del 54% nella prima settimana, del 55% nella seconda, fino ad arrivare al 75% e 79% rispettivamente nella terza e quarta settimana del mese; ugualmente per i veicoli pesanti si registra un aumento del traffico con valori che vanno dall'82% nella prima settimana, 88% nella seconda, 90% nella terza fino a giungere all'95% nella quarta.

Un'interessante informazione a livello regionale e relativa al periodo marzo-aprile-maggio è rappresentata dai dati resi disponibili da Google nell'ambito del progetto "Google-COVID-19 Community Mobility Reports" [4] finalizzato a supportare le pubbliche amministrazioni nella comprensione e nello studio delle risposte alle misure di riduzione dei contatti in relazione al COVID-19. Questi report mostrano i cambiamenti nell'andamento nel tempo degli spostamenti per area geografica, in diverse categorie di luoghi come negozi al dettaglio, negozi di alimentari e farmacie, parchi, stazioni di transito, luoghi di lavoro e residenziali. Questi cambiamenti vengono calcolati utilizzando lo stesso tipo di campione e dati anonimi al fine di mostrare come le visite, gli orari di punta, e quindi l'affollamento nei diversi luoghi in Google Maps, varia rispetto a una linea di base.

Nei tre mesi analizzati si osserva una diminuzione di mobilità in tutte le tipologie dei luoghi, ad eccezione delle residenze, dove invece la mobilità cresce. In particolare, la diminuzione è più accentuata nei luoghi ricreativi e nei mezzi pubblici; a partire dal mese di maggio si osserva una minore diminuzione della mobilità rispetto al mese di aprile, a causa della ripresa di molte attività.

Ai fini dell'analisi dei dati dell'andamento delle concentrazioni degli inquinanti è utile approfondire l'analisi dei trasporti nell'area urbana di Roma.

Analizzando i dati elaborati da Teralytics relativi alla città di Roma, nel periodo 23 febbraio - 27 marzo la riduzione degli spostamenti è stata pari al 61%.

Le analisi ed elaborazioni realizzate da Roma Servizi per la Mobilità e Dipartimento Mobilità e Trasporti di Roma Capitale [5] con il supporto delle tre università statali romane - La Sapienza, Tor Vergata e Roma Tre sugli impatti sulla mobilità prodotti dalle misure adottate dalle Istituzioni per contenere la diffusione del virus COVID-19, forniscono

ulteriori elementi per la stima dell'impatto del lockdown.

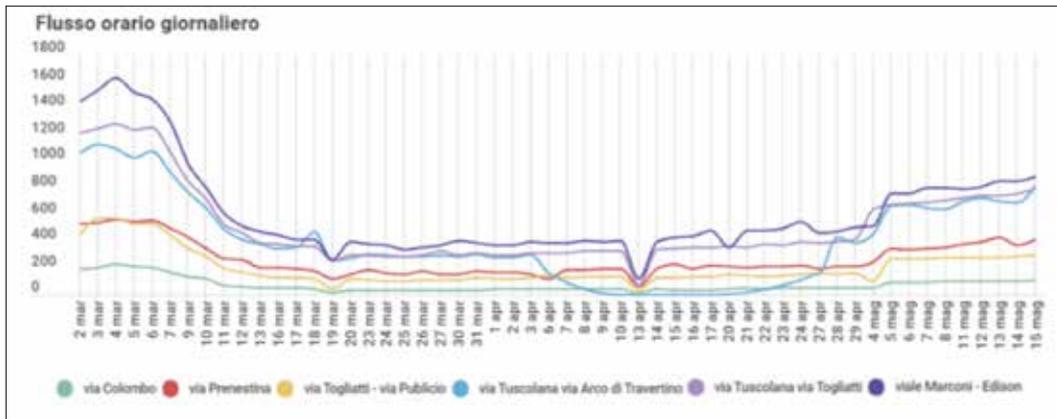
Lo studio per analizzare tutte le principali tipologie di spostamento (privato, pubblico e pedonale) analizzati i seguenti set di dati:

- FCD – Floating Car Data: un campione di veicoli che hanno installato a bordo un dispositivo di geolocalizzazione. Sono autovetture e mezzi commerciali che si muovono su tutto il territorio comunale;
- Stazioni di misura di Roma Servizi per la Mobilità: sezioni su strade principali dove si misura la quantità di traffico veicolare che transita per ogni ora (vista red e impianti semaforici);
- Tornelli delle linee metropolitane: vidimazioni in ingresso alle stazioni delle metropolitane di Roma;
- Antenne Bluetooth: permettono di leggere i passaggi di pedoni e veicoli attraverso i segnali bluetooth dei telefoni cellulari letti in forma anonima.

Dai dati sulla variazione percentuale del numero dei segnali GPS in rapporto alla media del mese di febbraio, si registra una diminuzione del numero di dispositivi rilevati del 57% per le auto del 25% per i mezzi pesanti nel mese di marzo, del 76% per le auto e del 51% per i mezzi pesanti nel mese di aprile e 37% per le auto 25% per i mezzi pesanti nel mese di maggio.

Incrociando i dati campionari forniti dai floating car data con quelli delle stazioni di misura (che misurano, invece, tutto il traffico che passa) si realizza che il numero di passaggi è notevolmente più basso, a testimonianza del fatto che è diminuito il numero di spostamenti effettuati da ciascun veicolo (i.e. prima si effettuavano più tratte una volta usciti di casa).

Altra informazione rilevante deducibile da questi dati è che dall'11 marzo, in occasione della ulteriore chiusura dei bar, ristoranti, ed altre attività commerciali, i



**Fig. 2 - Flusso orario giornaliero.**

sensori hanno rilevato un calo dei veicoli commerciali inferiore rispetto a quello delle autovetture, evidentemente per effetto delle consegne di merce che sono continuate se non aumentate, per garantire l'approvvigionamento delle attività commerciali essenziali.

Con la riapertura delle attività prevista dal D.P.C.M. 26 aprile 2020 è tornata a crescere la mobilità, come testimonia la crescita dei segnali GPS registrati sull'intera flotta di veicoli (floating car data):

- 4 maggio rispetto media di aprile (giorni feriali): +116% auto e +44% mezzi pesanti;
- 11 maggio rispetto media di aprile (giorni feriali): +149% auto e +52% mezzi pesanti;
- 18 maggio rispetto media di aprile (giorni feriali): +227% auto e +71% mezzi pesanti;
- 25 maggio rispetto media di aprile (giorni feriali): +252% auto e +81% mezzi pesanti;
- 1° giugno rispetto media di aprile (giorni feriali): +279% auto e +69% mezzi pesanti.

I dati ricavati dalle stazioni di misura mostrano il decremento del flusso orario giornaliero per i mesi di marzo e aprile, e un incremento a partire dal mese di maggio (Fig. 2).

Dal confronto giornaliero si registra, rispetto alla media di febbraio, da

mercoledì 5 marzo una forte diminuzione fino al 23 marzo con un successivo andamento stabile, con percentuali che vanno dal -15% del 9 marzo al -78% registrato il 6 ed il 20 aprile.

Al confronto con agosto 2019 (il mese in cui tradizionalmente si registra il minor traffico nella città di Roma) si rileva una riduzione di circa il 25%.

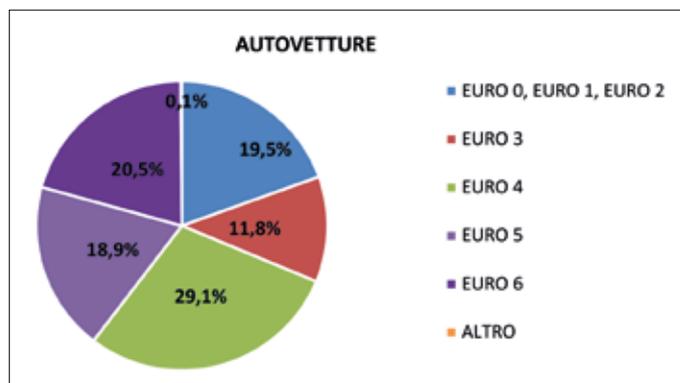
Con l'entrata in vigore del DPCM 26 aprile 2020, la mobilità è tornata a crescere. Rispetto al periodo precedente alla pandemia, tuttavia i livelli si mantengono ancora molto più bassi. In particolare, il 4 maggio il calo rispetto la media di febbraio è stato del -44%.

La stima degli impatti delle misure di contenimento sull'utenza complessiva delle linee metropolitane mostra che la riduzione media confrontata con la settimana del 17 febbraio è:

- 76% nella settimana del 9 marzo (con oscillazioni dal -56% al -89%)
- 93% nella settimana del 16 marzo (costante in tutti i giorni)
- 94% nelle settimane del 23-30 marzo e 6 aprile (costante in tutti i giorni)
- 93% nelle settimane del 14-20 aprile (costante in tutti i giorni)

Con la riapertura delle attività prevista dal DPCM 26 aprile 2020, è tornata a crescere la mobilità sulla rete delle metropolitane, tuttavia i livelli si mantengono ancora bassi.

La diminuzione dei movimenti ha determinato un'importante riduzione delle



**Fig. 3 - tipologie di autovetture nel comune di Roma. Fonte: ACI 2018**

emissioni se si considera che il traffico stradale fornisce il contributo dominante delle emissioni per quanto riguarda gli ossidi di azoto (48%) nel Lazio e nel comune di Roma è “responsabile” di circa il 60% delle emissioni di PM<sub>10</sub>. Nella figura seguente è riportata la suddivisione del parco auto nel comune di Roma rispetto alle classi di emissioni; il parco auto è costituito per il 19,5% da autovetture Euro 0, 1 e 2, per circa il 12% Euro 3 e per circa il 29% Euro 4 (Fig. 3).

#### *Traffico aereo*

A partire dalla fine del mese di febbraio i dati sul traffico aereo diffusi da EUROCONTROL, un’organizzazione inter-governativa, civile e militare, cui partecipano 41 Stati europei e paesi limitrofi, mostra una significativa variazione del traffico rispetto al 2019 [6]. La variazione può essere spiegata attraverso diversi fattori (declino economico generale, fallimento delle compagnie aeree, variazione del traffico nel 2019, ...) ma tra questi quello principale è certamente rappresentato dall’emergenza COVID-19.

Le percentuali settimanale di riduzione del traffico aereo rispetto al 2019 negli aeroporti del Lazio di Fiumicino e Ciampino nel periodo 9 marzo-25 maggio sono state mediamente pari all’83% per Fiumicino e al 76% a Ciampino. La percentuale di riduzione media a livello nazionale è stata dell’85%.

#### *Trasporto portuale*

Nei mesi di marzo e aprile si è registrata una forte diminuzione del trasporto

portuale. I dati forniti dall’Autorità di Sistema Portuale del Mar Tirreno centro-settentrionale e relativi ai porti di Civitavecchia, Fiumicino e Gaeta evidenziano un significativo decremento sia per quanto riguarda le merci che i viaggiatori.

Il porto di Civitavecchia è quello dove si sono avute le maggiori riduzioni: nel mese di marzo -27% per quanto riguarda le merci pari a -201.590 ton, -69% per i passeggeri di linea pari a -52.318 e un decremento di 12 navi da crociera per una diminuzione del 57%; nel mese di aprile -39% per quanto riguarda le merci pari a -267.127 ton, -95% per i passeggeri di linea pari a -101.544 e un decremento di 67 navi da crociera per una diminuzione del 100%.

#### **Energia**

Le misure messe in atto dal Governo per far fronte all’emergenza Coronavirus hanno avuto un impatto significativo sulla produzione e sui consumi del sistema energetico nazionale.

Utilizzando i dati del Gestore della rete elettrica nazionale Terna nei mesi di marzo, aprile e maggio 2020 si osserva che l’andamento del fabbisogno totale del sistema elettrico italiano (total load) nel periodo di vigenza delle restrizioni [7], mostra un’evidente riduzione che inizia ad essere accentuata maggiormente a partire dal 9 marzo con l’avvio delle restrizioni su tutto il territorio nazionale, si protrae nel mese di aprile e si riduce invece nel mese di maggio, durante il quale la ripresa di molte attività ha comportato l’aumento del fabbisogno del sistema elettrico (Fig. 4).

I dati sulla generazione elettrica in Italia dal 02/03/2020, appena dopo l’inizio del periodo di applicazione delle restrizioni per il contenimento della diffusione del COVID-19, al 31/05/2020, confrontati con quelli dello stesso periodo dell’anno precedente, mostrano che la generazione totale si è ridotta di circa 6.300 GWh, mentre la riduzione della generazione da fonte termica è stata di circa 7.600 GWh.

## Riscaldamento

Per quanto riguarda il periodo marzo - 15 aprile tra le varie fonti emissive si deve considerare anche il riscaldamento domestico che nel Lazio genera circa il 50% delle emissioni di  $PM_{10}$ . Le caratteristiche climatiche dei mesi di marzo-aprile sembrerebbero determinare un fabbisogno termico generalmente in linea con quello degli anni precedenti; dovrà essere valutato, alla luce dei dati disponibili, se la maggiore presenza delle persone nelle case abbia determinato un incremento delle emissioni generate dal riscaldamento domestico, in particolare nell'area sud della regione dove si sono registrate ad aprile temperature più basse della norma.

## Agricoltura e industria

Le misure di contenimento attuate dal Governo e dalle Regioni, dovrebbero aver influito poco sul settore produttivo primario, per il quale non sono state previste significative restrizioni.

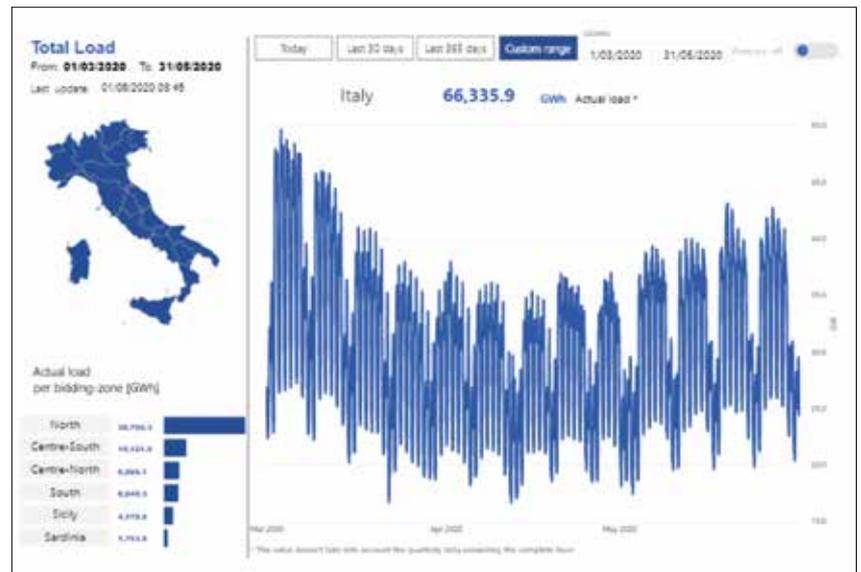
Le emissioni legate al settore industriale hanno sicuramente avuto anche nel Lazio nel periodo marzo-maggio una riduzione dovuta alle limitazioni previste.

L'eventuale futura disponibilità di dati permetterà di stimare le possibili variazioni emissive legate ai settori agricoltura e industria.

## L'ANDAMENTO DELLE CONCENTRAZIONI DEGLI INQUINANTI

La concentrazione degli inquinanti in atmosfera è determinata da una serie di elementi tra i quali le emissioni dirette dovute alle diverse sorgenti (trasporto, riscaldamento civile, industria, agricoltura, ...), la trasformazione chimico-fisica delle sostanze presenti in aria e la meteorologia. L'influenza di questi fattori è ancora più marcata quando si analizzano gli inquinanti che presentano anche una natura secondaria (inquinanti che si formano in atmosfera tramite delle reazioni chimiche tra le varie sostanze presenti).

Ne consegue che analisi semplificate e basate sul confronto di periodi temporali



**Fig. 4 - Fabbisogno totale sistema elettrico Italia marzo, aprile e maggio 2020.**

diversi, sia per quanto riguarda le emissioni che le caratteristiche meteorologiche, possono portare a conclusioni poco solide e talvolta in contrasto con la “comune percezione” che alla riduzione delle emissioni debba corrispondere una drastica diminuzione delle concentrazioni delle sostanze inquinanti.

Viene riportata un'analisi dei dati delle concentrazioni degli inquinanti monitorati durante il periodo di lockdown della rete di monitoraggio della qualità dell'aria di ARPA Lazio legati direttamente al traffico: biossido di azoto ( $NO_2$ ), benzene e  $PM_{10}$ .

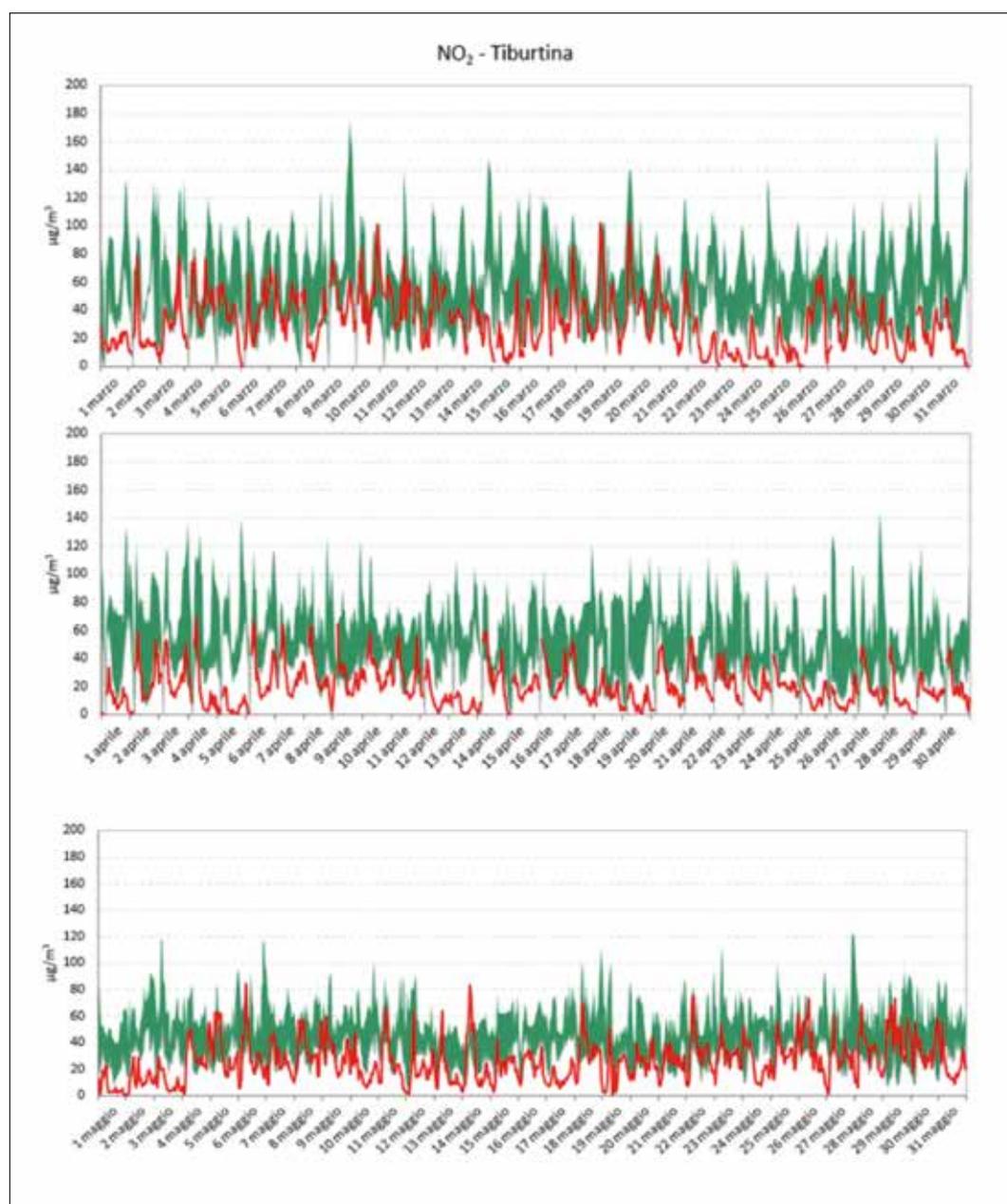
## Biossido di azoto

Confrontando i dati misurati con le medie dei mesi di marzo, aprile e maggio degli ultimi quattro anni (2016-2019) emerge una significativa riduzione del biossido di azoto ( $NO_2$ ) misurata nelle stazioni della rete di monitoraggio regionale. La diminuzione delle concentrazioni è maggiore nel mese di aprile rispetto al mese di marzo. Il metodo utilizzato per il campionamento e le analisi per l' $NO_2$  monitorato in tutte le stazioni della rete di monitoraggio della qualità dell'aria è UNI EN 14211:2012 [8].

La riduzione media del periodo marzo-maggio 2020 rispetto agli ultimi quattro anni è stata del 47% nelle stazioni

Riduzione in % NO <sub>2</sub> (2020 vs 2016-2019)	Marzo	Aprile	Maggio	Trimestre marzo-aprile-maggio
Agglomerato di Roma	43	56	43	47
Valle del sacco	34	53	42	43
Appenninica	59	74	65	65
Litoranea	41	50	38	43

**Tab. 1 - Riduzione in percentuale dell'NO<sub>2</sub> registrata nelle 4 Zone della regione Lazio nei mesi di marzo, aprile e maggio 2020 rispetto agli anni 2016-2019 dei mesi rispettivi.**



**Fig. 5 - Confronto dell'andamento orario dell'NO<sub>2</sub> registrato nella stazione di Tiburtina nei mesi di marzo, aprile e maggio del quinquennio 2016-2020, in verde l'area compresa tra il minimo ed il massimo giornaliero degli anni 2016-2019 e in rosso i valori dell'anno in corso.**

dell'Agglomerato di Roma, del 43% nella Valle del Sacco, del 65% nella zona Apenninica e del 43% in quella Litoranea.

Analizzando i dati delle stazioni urbane da traffico abbiamo che a Roma presso la stazione di Francia si è avuta una riduzione del 55% a marzo, del 65% a aprile e del 45% a maggio; a Tiburtina del 44% a marzo e del 61% ad aprile; presso la stazione di Fermi a aprile la riduzione è stata del 68% e a maggio del 38% (Tab. 1).

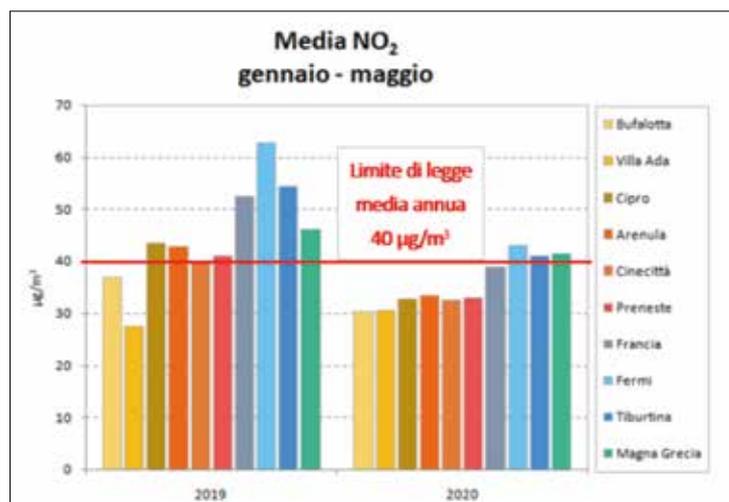
Nella Valle del Sacco si è avuta, ad aprile, una diminuzione del 68% a Cassino e del 56% a Ceccano, mentre a maggio la riduzione è compresa tra il 53% registrato a Frosinone Scalo ed il 44% di Ferentino; a Rieti la riduzione è stata pari al 90% nel mese di aprile e all' 88% nel mese di maggio.

Si riporta nella figura 5 l'andamento orario di  $\text{NO}_2$  della stazione di Tiburtina (Roma) per i mesi di marzo, aprile e maggio degli ultimi cinque anni: per rendere più chiare le differenze si riportano come area (colore verde) delimitata dai valori minimo e massimo i valori per gli anni 2016-2019 e come linea continua in rosso i valori monitorati per l'anno in corso.

È evidente come dalla giornata di lunedì 4 maggio 2020 (giornata in cui è iniziata la così detta Fase 2 dell'emergenza coronavirus con un allentamento delle misure del lockdown) l' $\text{NO}_2$  registrato è stato più alto rispetto al mese di aprile 2020, ma comunque la tendenza mensile nel complesso è inferiore, a quella degli anni 2016-2019.

Il quadro normativo di riferimento per la matrice aria è costituito dal d.lgs. n. 155/2010 [9]. Il decreto definisce i limiti di legge per diversi inquinanti quali  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{O}_3$ , Benzene e alcune sostanze presenti nel particolato quali IPA e metalli. Il valore limite della concentrazione media annuale per l' $\text{NO}_2$  prevista dalla normativa è di  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Analizzando la media ottenuta nel periodo gennaio-maggio per gli anni 2019 e 2020 nelle 10 centraline della città metropolitana di Roma, si può notare come

nell'anno 2019 in 8 centraline su 10 si è registrato una media superiore al limite annuo di  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Mentre nel 2020, solo in 3 centraline urbane da traffico superano di poche unità il valore limite (Fig. 6).



**Fig. 6 - Concentrazione media di  $\text{NO}_2$  registrate nel periodo gennaio-maggio negli anni 2019 e 2020 presso le stazioni della città metropolitana di Roma, all'interno del GRA. Gli istogrammi delle stazioni in tonalità giallo/arancio sono le stazioni urbane background (6); quelle sul celeste, stazioni urbane da traffico (4).**

## Benzene

Nelle 8 stazioni urbane da traffico della rete regionale di monitoraggio si ha nei mesi di marzo, aprile e maggio un'evidente riduzione del benzene rispetto agli anni 2016-2019, in tutte le stazioni ad eccezione di quelle della zona Litoranea. Il metodo di riferimento per il campionamento e la misura del benzene monitorato in tutte le stazioni della rete di monitoraggio della qualità dell'aria è UNI EN 14662-3:2015 [10] (Fig. 7).

## Particolato - $\text{PM}_{10}$

Per quanto riguarda il particolato ( $\text{PM}_{10}$ ), confrontando le concentrazioni giornaliere con quelle caratteristiche del periodo misurate negli anni precedenti e osservando l'andamento delle stesse nel mese di marzo 2020, non sembra emergere la stessa drastica diminuzione osservata per gli inquinanti gassosi, così come nel mese di maggio.

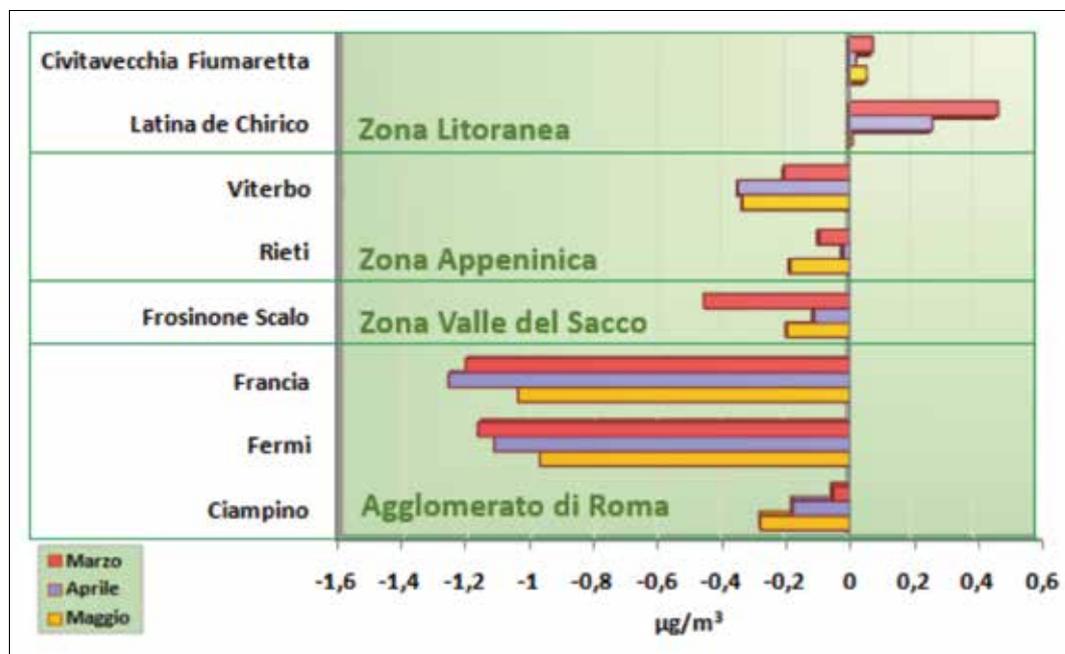


Fig. 7 - Riduzione del benzene nei mesi di marzo, aprile e maggio 2020 rispetto ai rispettivi mesi degli anni 2016-2019 nelle stazioni urbane da traffico della rete regionale di monitoraggio della qualità dell'aria.

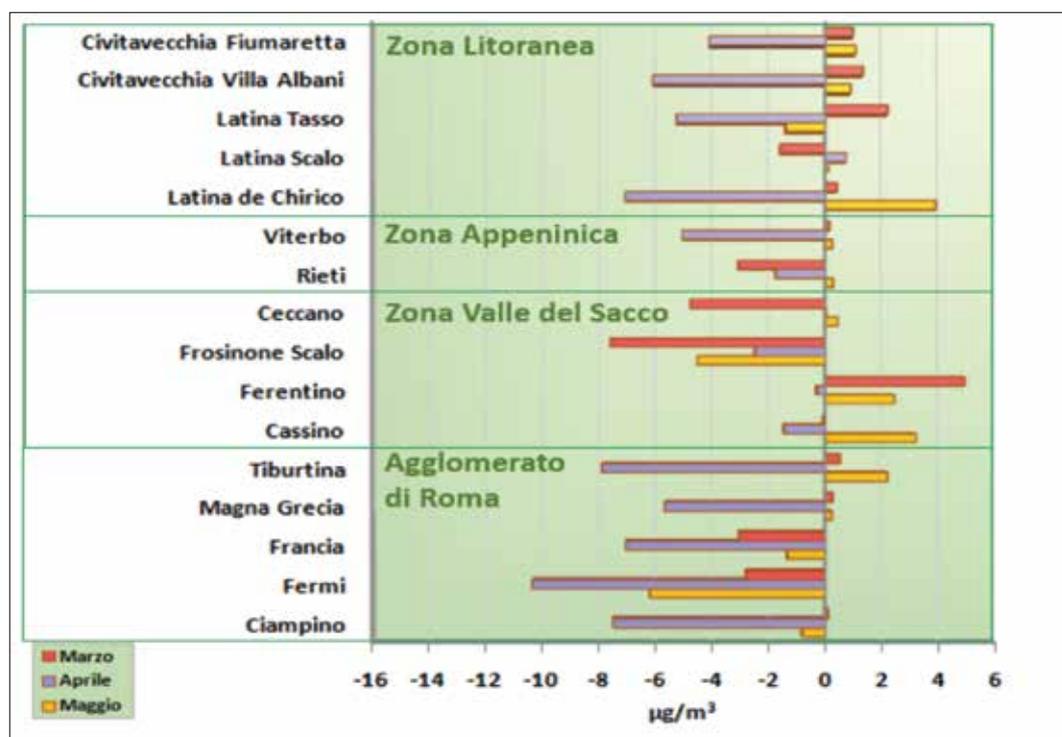


Fig. 8 - Riduzione del PM<sub>10</sub> nei mesi di marzo, aprile e maggio 2020 rispetto ai rispettivi mesi degli anni 2016-2019 nelle stazioni urbane da traffico della rete regionale di monitoraggio della qualità dell'aria.

Nel mese di aprile, invece, la riduzione del  $PM_{10}$  appare con maggiore evidenza e si rileva in quasi tutte le stazioni urbane da traffico del Lazio.

Il metodo di riferimento utilizzato per i campionatori di  $PM_{10}$  installati nelle stazioni della rete di monitoraggio regionale della qualità dell'aria è UNI EN 16450:2017 [11] (Fig. 8).

### $PM_{10}$ / Roma Capitale

Per comprendere quanto il lockdown abbia inciso nella città di Roma sulle concentrazioni di  $PM_{10}$ , sono state effettuate diverse analisi finalizzate a tenere conto della complessità di un'area urbana che presenta una grande estensione territoriale, un diverso grado di urbanizzazione a seconda delle zone e una molteplicità di sorgenti di emissione.

#### *Analisi dati giornalieri della stazione da traffico di Fermi*

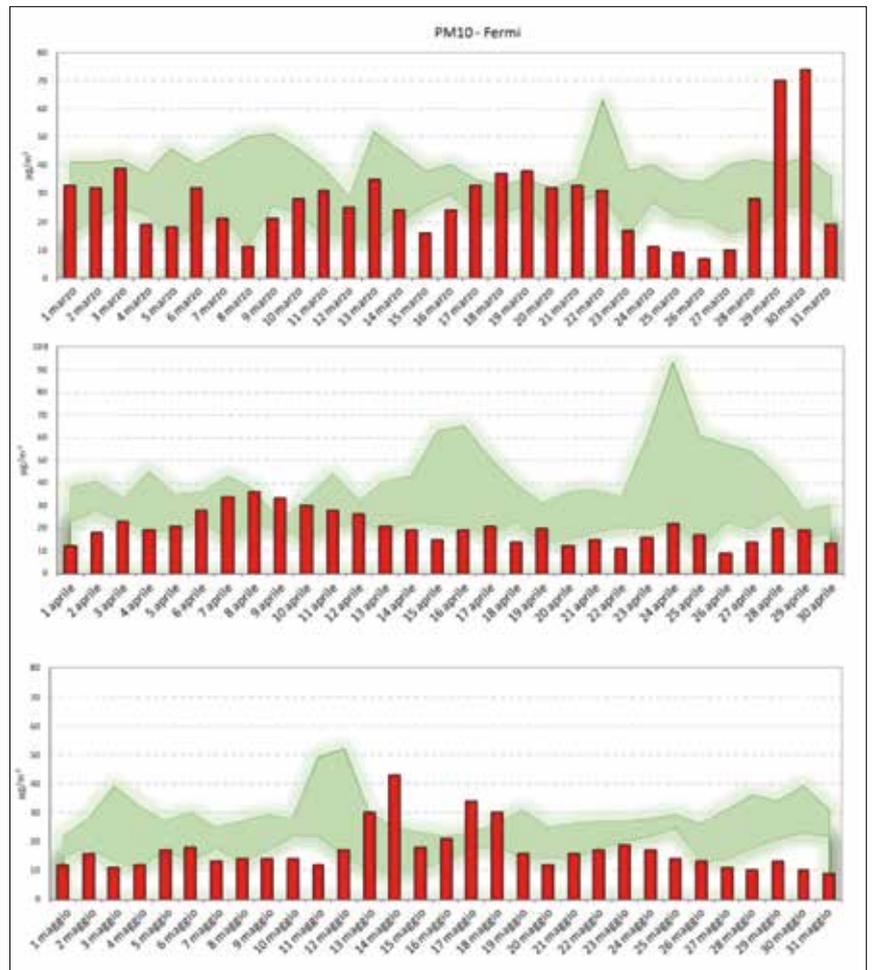
Gli andamenti giornalieri del  $PM_{10}$  del quinquennio 2016-2020 sono legati alla stagionalità del periodo. Nel grafico riferito al mese di marzo non sembra evidenziarsi una correlazione tra i valori di  $PM_{10}$  e l'adozione dei provvedimenti dovuti all'emergenza COVID-19. Si nota, infatti, i due picchi delle giornate del 29 e 30 marzo che sono, in realtà, dovuti all'apporto di polveri di origine desertica (naturali).

Nel mese di aprile, soprattutto nella seconda metà, le concentrazioni registrate sono inferiori a quelle relative agli anni 2016-2019.

Anche nel mese di maggio le concentrazioni registrate sono inferiori al minimo registrato negli anni 2016-2019, ad esclusione del periodo dal 13 al 18 maggio in cui ricadono eventi dovuti alle polveri naturali (Fig. 9).

#### *Analisi dei dati delle stazioni di monitoraggio interne e esterne al G.R.A.*

Nel comune di Roma sono presenti 13 stazioni di monitoraggio, di cui dieci all'interno del Grande Raccordo Anulare (GRA), localizzate, in generale, in aree



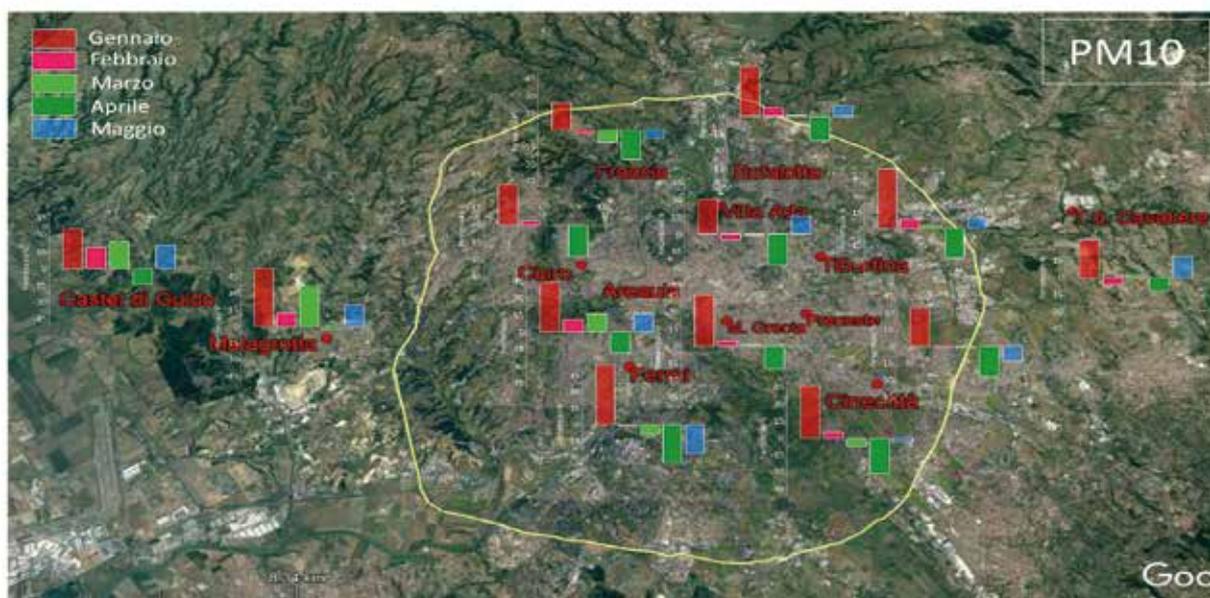
**Fig. 9 - Confronto dell'andamento orario dell' $PM_{10}$  registrato nella stazione di Fermi nei mesi di marzo, aprile e maggio del quinquennio 2016-2020, in verde l'area compresa tra il minimo ed il massimo giornaliero degli anni 2016-2019 e in rosso i valori dell'anno in corso.**

fortemente antropizzate con la presenza di sorgenti locali di inquinanti, e tre all'esterno del GRA.

Nel mese di marzo 2020 il  $PM_{10}$ , nelle stazioni all'interno del GRA, mostra un generale decremento rispetto agli anni passati. Durante il mese di aprile in tutte le tredici stazioni si è riscontrata una diminuzione rispetto agli anni precedenti (2016-2019).

Nel mese di maggio per il  $PM_{10}$  registrato all'interno del GRA, non si apprezzano evidenti variazioni rispetto agli anni 2016-2019.

Per le stazioni interne al G.R.A. la riduzione media del periodo marzo-aprile



**Fig. 10 - Mappa di Roma, centraline di monitoraggio della qualità dell'aria e variazioni delle concentrazioni di  $PM_{10}$  nelle centraline di monitoraggio della rete della qualità dell'aria di ARPA Lazio.**

2020 rispetto agli ultimi quattro anni è stata circa del 9% (Fig. 10).

#### *Analisi delle concentrazioni orarie della stazione di Tiburtina*

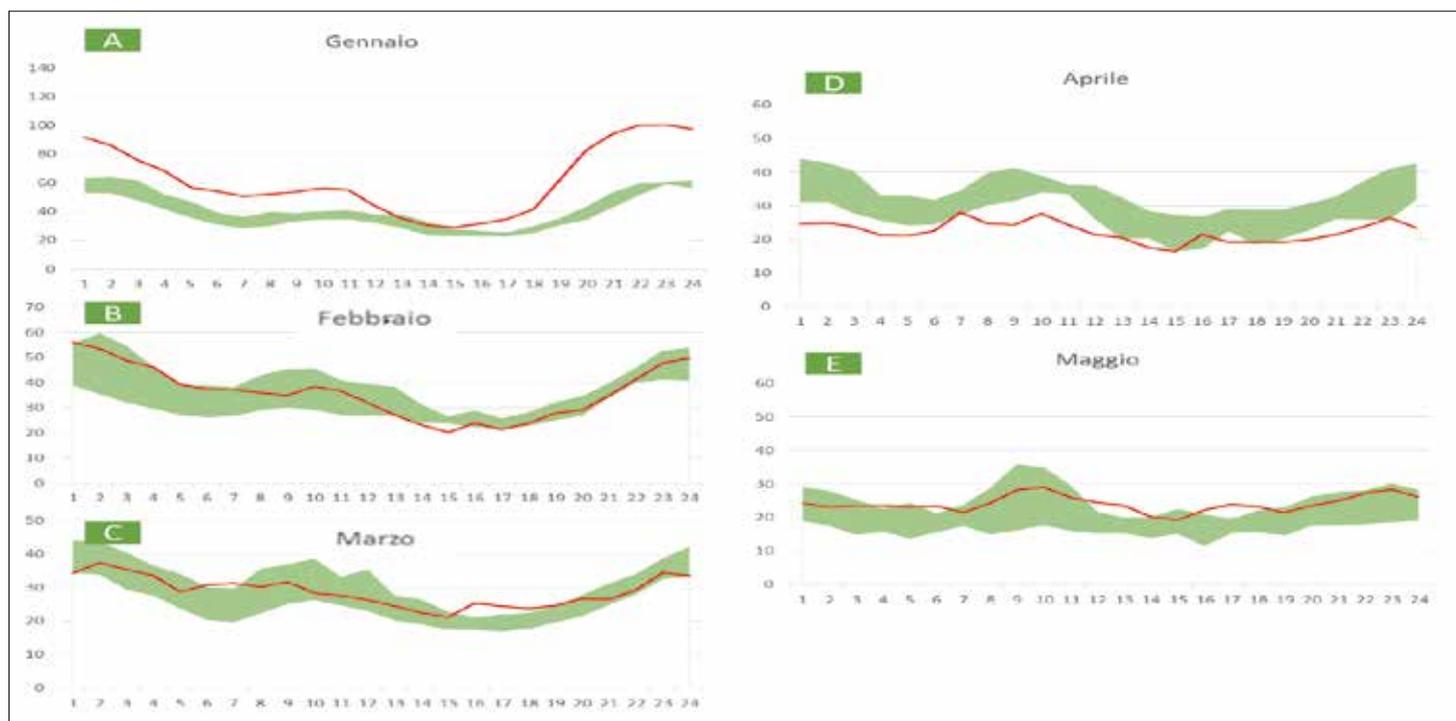
Anche l'analisi dell'andamento delle concentrazioni orarie per il  $PM_{10}$  della stazione di Tiburtina conferma gli andamenti descritti in precedenza (Fig. 11).

Il tratto rosso rappresenta l'andamento per l'anno in corso, mentre l'area verde rappresenta la forchetta (ossia l'intervallo tra il valore minimo e quello massimo) in cui si sono distribuiti i valori degli anni precedenti (2016 e il 2019). I cinque grafici riportati mostrano gli andamenti dei primi mesi dell'anno. Dall'analisi emerge che il mese di gennaio 2020 ha avuto un'alta concentrazione di  $PM_{10}$ , nei mesi di febbraio e marzo gli andamenti dell'anno in corso sono molto simili a quelli degli anni precedenti, mentre per il mese di aprile l'andamento del  $PM_{10}$  è più basso rispetto agli anni 2016-2019, ed infine per il mese di maggio gli andamenti non si scostano molto dagli anni precedenti.

#### *Analisi sito-specifica (stazione da traffico vs. stazione rurale)*

Per approfondire ulteriormente gli effetti delle limitazioni sulle concentrazioni delle polveri nell'aria urbana di Roma è stata effettuata una diversa analisi, considerando le peculiarità sito-specifiche di alcune centraline. Sono stati analizzati i dati di due stazioni di monitoraggio del territorio del comune di Roma: la stazione di monitoraggio da traffico di Fermi e la stazione di tipo rurale di Castel di Guido, situata in un'area scarsamente antropizzata.

Nel corso del 2020 si osserva come la differenza percentuale tra le concentrazioni giornaliere di  $PM_{10}$  misurate nelle due stazioni, in particolare a partire dalla seconda metà di marzo, si sia ridotta notevolmente, ad indicare una minore differenza tra una stazione le cui concentrazioni di  $PM_{10}$  sono fortemente condizionate dalle emissioni locali ed un'altra che non presenta sorgenti locali significative ed è più legata al fondo regionale.



**Fig. 11. Stima dell'andamento giornaliero del PM<sub>10</sub> per i mesi di gennaio (A), febbraio (B), marzo (C), aprile (D) maggio (E) presso la stazione di Tiburtina, la linea rossa rappresenta l'anno 2020, mentre l'area verde rappresenta la forchetta in cui si sono distribuiti i valori tra il 2016 e il 2019.**

## CONCLUSIONI

L'analisi dei dati mostra che il lockdown ha determinato una significativa riduzione delle concentrazioni degli inquinanti in tutta la regione e in modo particolare nelle aree urbane e nella città di Roma. La quantificazione del peso di un fattore rispetto all'altro, alla luce delle attuali conoscenze, non può essere definita ed è comunque variabile a seconda dell'inquinante e dell'arco temporale dell'analisi (la distribuzione percentuale del peso di ciascun fattore può essere diversa da un giorno all'altro). La limitazione degli spostamenti ha causato un forte calo delle emissioni legate al settore dei trasporti, che risulta chiaramente dalla diminuzione delle concentrazioni degli inquinanti legati direttamente al traffico (monossido di azoto, benzene, in parte biossido di azoto e particolato).

L'andamento di diminuzione degli inquinanti, già presente nel mese di marzo, appare in modo ancora più evidente ad aprile. Nell'ambiente urbano di Roma, nella centralina di Fermi, stazione da traffico che negli ultimi anni ha registrato i valori più elevati, l'abbattimento registrato per il benzene a marzo è stato del 60%, mentre nei mesi di aprile e maggio è stato rispettivamente del 74% e del 72%.

La riduzione media del biossido di azoto del periodo marzo-maggio 2020 rispetto agli ultimi quattro anni è stata del 47% nelle stazioni dell'Agglomerato di Roma, del 43% nella Valle del Sacco, del 65% nella zona Appenninica e del 43% in quella Litoranea. Nella città metropolitana di Roma per le quattro stazioni urbane da traffico, l'abbattimento dell'NO<sub>2</sub> rispetto ai quattro anni precedenti, nel mese di marzo varia dal 55% di Francia

al 44% di Tiburtina, mentre nel mese di aprile la variazione è più marcata, difatti per la stazione di Francia è stata del 65%, a Tiburtina del 61 %, mentre la stazione di Fermi ha raggiunto l'abbattimento maggiore (68%). Nel mese di maggio la riduzione dell'NO<sub>2</sub> varia dal 45% di Francia al 38% di Fermi. La riduzione si è verificata anche nelle altre tre zone della regione: nella Valle del Sacco l'abbattimento varia dal 45% di Cassino al 41% di Ceccano per il mese di marzo, al 68% e 56% di aprile (sempre per Cassino e Ceccano), mentre a maggio la riduzione è compresa tra il 53% registrato a Frosinone Scalo ed il 44% di Ferentino.

Il meccanismo di formazione delle polveri è molto complesso e la loro concentrazione in aria è fortemente influenzata dalla variabile meteorologica. Il particolato atmosferico può sia essere emesso direttamente in atmosfera (primario), ad esempio dalle auto, dalle caldaie o dalle fabbriche, sia formarsi mediante la reazione tra altri inquinanti presenti in atmosfera (secondario) e dovuti anche questi a sorgenti di varia natura. Inoltre, può trovarsi in aria anche a causa di trasporto o di "risospensione" (le polveri inquinanti infatti, una volta depositate, possono essere nuovamente disperse nell'aria a causa di diversi effetti meccanici e tale fenomeno è legato alla tipologia di strada, alle condizioni meteo, alla velocità e al peso del veicolo).

Per il PM<sub>10</sub> nei mesi di marzo e maggio non è stata rilevata una diminuzione delle concentrazioni simile a quella osservata per gli altri inquinanti, nel mese di aprile invece la diminuzione nel Lazio è stata evidente anche per il particolato.

Da una prima analisi dei dati del comune di Roma, prendendo in considerazione in particolare le stazioni da traffico, emerge un avvicinamento delle concentrazioni di PM<sub>10</sub> rilevate nell'area urbana a quelle rilevate in aree rurali più prossime all'urbe. La riduzione media del periodo marzo-maggio 2020 rispetto agli ultimi quattro anni delle stazioni interne al GRA è stata del 9%. La dipendenza del

particolato dalle variabili meteorologiche, la sua natura di inquinante primario e secondario, i fenomeni di trasporto e risollevarimento dello stesso rendono sicuramente necessari ulteriori approfondimenti.

I dati del Lazio sono coerenti con quanto registrato in Italia nel bacino padano, come emerge da uno specifico studio [12] sulla qualità dell'aria durante l'emergenza COVID-19. Lo studio evidenzia che anche nel bacino del Po, le misure messe in atto per fronteggiare l'emergenza, hanno determinato una riduzione delle emissioni derivanti in particolare dal traffico veicolare, che è risultata più evidente dalle analisi delle concentrazioni degli inquinanti legati direttamente al traffico (NO, benzene e NO<sub>2</sub>), mentre per quanto riguarda il particolato le drastiche riduzioni di alcune sorgenti hanno causato un decremento meno marcato. Nel bacino padano i dati indicano in maniera evidente la stagionalità di questi inquinanti, e ciò evidenzia in modo chiaro la complessità dei fenomeni correlati alla formazione, trasporto, accumulo e processi fisico-chimici che determinano la formazione del PM secondario, che costituisce in quell'ambito territoriale, una parte rilevante (dell'ordine del 70%) del PM<sub>10</sub>.

La particolare situazione generata dalla pandemia rappresenta un evento mai verificato in precedenza, che permetterà - al termine di questo periodo - di approfondire lo studio della qualità dell'aria e potrà fornire utili elementi per la valutazione dei provvedimenti a breve e medio termine che vengono adottati dalle diverse Autorità per la riduzione dell'inquinamento.

Importanti risposte e indicazioni a livello nazionale saranno disponibili al termine del progetto di ricerca denominato PULVIRUS che sarà realizzato dall'alleanza scientifica fra ENEA, Istituto Superiore di Sanità e Sistema Nazionale per la Protezione Ambientale (composto da ISPRA e dalle Agenzie Regionali del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente). L'ARPA Lazio è direttamente coinvolta

nel progetto essendo, insieme con l'ISS, l'ENEA, l'ISPRA e le ARPA di Lombardia, Emilia Romagna, Piemonte e Veneto, uno degli enti della cabina di regia.

Ulteriori approfondimenti sull'andamento delle concentrazioni del  $PM_{10}$  durante il lockdown nel Lazio saranno svolti attraverso la collaborazione tra l'ARPA Lazio, il Dipartimento di Chimica dell'Università "La Sapienza" di Roma, il CNR-IIA (Area CNR 1, Montelibretti) e l'INGV (Roma).

Durante il periodo marzo-giugno sono stati raccolti i filtri di particolato in due postazioni appositamente attivate, a Roma e a Ceccano (FR) e presso 15 centraline delle rete regionale di monitoraggio della qualità dell'aria, sui quali sarà effettuata la caratterizzazione per la determinazione di specie metalliche (solubili e non) ed anioniche, della frazione carboniosa, dei composti volatili oltre a misurazioni magnetiche.

## NOTE BIBLIOGRAFICHE

- [1] <http://www.governo.it/it/coronavirus-normativa>
- [2] <https://lab.gedidigital.it/repubblica/2020/cronaca/coronavirus-mappa-italia-impatto-sulla-mobilita/?ref=RHPPL-F-BH-I252606083-C8-P3-S1.8-T1>
- [3] <https://www.stradeanas.it/it/le-strade/osservatorio-del-traffico/archivio-osservatorio-del-traffico>
- [4] <https://www.google.com/covid19/mobility/>
- [5] <https://romamobilita.it/it/covid-19-impatto-sulla-mobilita>
- [6] <https://www.eurocontrol.int/covid19>
- [7] <https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/transparency-report/total-load>
- [8] UNI EN 14211:2012 "Qualità dell'aria ambiente. Metodo normalizzato per la misurazione della concentrazione di diossido di azoto e monossido di azoto mediante chemiluminescenza"
- [9] 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"
- [10] UNI EN 14662-3:2015 "Aria ambiente. Metodo normalizzato per la misurazione delle concentrazioni di benzene - Parte 3: Campionamento automatico con aspirazione e gas cromatografia in situ"
- [11] UNI EN 16450:2017 "Aria ambiente. Sistemi di misura automatici per la misurazione della concentrazione del particolato ( $PM_{10}$ ;  $PM_{2,5}$ )".
- [12] REPORT COVID-19 studio preliminare degli effetti delle misure covid-19 sulle emissioni in atmosfera e sulla qualità dell'aria nel bacino padano, giugno 2020 <https://www.lifeprepare.eu/>

# INTEGRAZIONE E SVILUPPO DEL SISTEMA AGENZIALE



*AssoARPA è l'associazione che riunisce tutte le Agenzie regionali e provinciali per la protezione ambientale (ARPA/APPA) ed ha l'obiettivo di favorire l'integrazione e lo sviluppo di politiche comuni per le Agenzie associate in ogni ambito (tecnico, giuridico, amministrativo) e in particolare nelle materie inerenti la gestione strategica, le relazioni istituzionali e sociali, i sistemi di finanziamento delle attività, i criteri di quantificazione dei relativi costi, l'organizzazione del lavoro, lo sviluppo delle risorse umane, la gestione dei rapporti di lavoro e delle connesse relazioni sindacali. Dal 2015 – anno in cui AssoARPA si è data una nuova veste giuridica, costituendosi quale associazione giuridicamente riconosciuta – si sono verificati importanti cambiamenti. La maggiore consapevolezza diffusa ha prodotto importanti provvedimenti normativi attesi da anni, come la legge 68/2015 sugli ecoreati, il Collegato ambientale sulla Green Economy, la legge di riforma della Protezione civile e soprattutto la legge 132/2016, che ha istituito il Sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente (SNPA), che fonde in una nuova identità le ARPA/APPA e l'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA).*

*Fin dall'inizio le Agenzie, insieme a ISPRA, hanno messo in campo tutte le azioni necessarie per l'attuazione della nuova norma, anche se siamo ancora in attesa di diversi provvedimenti attuativi del Governo, senza i quali la norma non può essere pienamente applicata ed esprimere la necessaria totale efficacia. È continuo l'impegno per migliorare, condividere e diffondere le competenze tecnico-scientifiche, per l'avanzamento tecnologico e il confronto con la comunità scientifica, a garanzia della terzietà e dell'autorevolezza, quali elementi costitutivi del Sistema e valori fondamentali a supporto di scelte politiche razionali e responsabili. L'attività di AssoARPA è indirizzata a migliorare tutte le condizioni perché le Agenzie ambientali possano esprimere al meglio il loro ruolo nell'ambito del SNPA.*

*La collaborazione tra AssoARPA e UN.I.D.E.A. nasce dal costante impegno di UN.I.D.E.A. nell'accompagnare il SNPA verso la piena attuazione della legge istitutiva e dalla necessità che hanno le Agenzie di condividere, confrontare e approfondire le loro istanze attraverso diversi canali di discussione. Questa rubrica resta uno spazio a cura delle Agenzie dove saranno ospitati spunti di riflessione e approfondimenti di quel vasto mondo che costituisce l'ambito in cui quotidianamente le Agenzie e i suoi operatori sono impegnati: l'ambiente.*

*Su questo e altro abbiamo bisogno di confrontarci, discutere e imparare. E dunque questa rubrica resta per noi un'importante opportunità.*

**Giuseppe Bortone**

presidente AssoArpa  
Direttore generale ARPAE Emilia-Romagna  
presidenza@assoarpa.it

## ASSOARPA E SNPA, DALLA PANDEMIA ALLA STRATEGIA PER LA "SALUTE ECOSISTEMICA"

GIUSEPPE BORTONE

*Direttore generale ARPAE Emilia-  
Romagna*

*Presidente AssoARPA*

Un anno impegnativo quello che abbiamo vissuto, dal punto di vista personale e familiare, dal punto di vista associativo. Con l'esplosione della pandemia, sin dai primi mesi del 2020, le attività di AssoARPA si sono focalizzate sul supporto alle Autorità sanitarie e di Protezione civile, nazionali e regionali, all'interno del contesto istituzionale del Consiglio SNPA. Proprio per rafforzare un messaggio positivo di comunità e di prospettiva, in un momento complesso come la crisi pandemica, abbiamo cercato di dare grande impulso alle attività di formazione che caratterizzano più di altre la vita associativa. Un cambio di passo importante, che ha saputo realizzare nuovi moduli di formazione a distanza. I numeri della formazione sono stati, infatti, di particolare successo e ci hanno restituito l'importanza di AssoARPA nella realizzazione di strumenti formativi espressione delle concrete esigenze di tutto il sistema delle Agenzie. Credo una bella rappresentazione dell'Associazione, a servizio di tutta la nostra comunità agenziale, strumento fondamentale per promuovere una vision condivisa. Le criticità legate agli inquadramenti contrattuali e i rapporti con gli Ordini delle professioni sanitarie non hanno viceversa aiutato al mantenimento di un clima positivo e coeso.

Credo che il blocco delle procedure assunzionali, di giovani chimici, fisici e biologi a seguito di legittimi ricorsi ai tribunali amministrativi, anche se

avallati da alcune sentenze del Tar, che non sono messe ovviamente in discussione, ma i cui esiti andranno confrontati con altre ordinanze Tar di indirizzo opposto, hanno comunque generato una situazione di incertezza e l'impossibilità di soddisfare le legittime aspettative di giovani laureati. Tale situazione rischia di essere un serio intralcio all'avvio di un importante e ormai improrogabile ricambio generazionale.

Il rischio di interruzione delle attività di controllo e di vigilanza per la rivendicazione di esclusività da parte di alcuni Ordini professionali, con tutte le relative conseguenze sulla funzionalità delle Agenzie e sulla legittimità degli atti, non ha consentito un confronto costruttivo, in cui la contrapposizione ha prevalso negando ogni possibilità di soluzione di merito.

La difficoltà dimostrata da parte istituzionale, sia di livello statale che regionale, di cogliere le esigenze delle ARPA e di trasferirle in strumenti contrattuali e regolamentari coerenti con le funzioni e le esigenze di equità di trattamento di tutto il personale del comparto e della dirigenza, è un altro aspetto della crisi in atto.

AssoARPA, che rappresenta non solo i direttori generali come è stato detto, ma che è rappresentanza di tutte le istanze gestionali e organizzative delle componenti del Sistema e che è parte di SNPA, non è stata forse in grado di far cogliere gli aspetti fondamentali di queste necessità organizzative, consentendo che il confronto assumesse la dimensione di rivendicazione sindacale o di difesa di interessi di parte. L'emendamento 135.20, proposto nella discussione della Legge di Bilancio dall'onorevole Braga, in rappresentanza di tutte le forze di maggioranza parlamentare, con una condivisione pressoché trasversale

di tutte le rappresentanze dell'opposizione, ma poi respinto con il parere contrario del Ministero della Salute, ha indubbiamente colto gli aspetti di criticità e impegnato tutte le istituzioni ed enti coinvolti a ricercare una soluzione.

Come Agenzie, come SNPA e come AssoARPA, continueremo a lavorare per individuare una soluzione unitaria e aperta al confronto, che consenta a tutti i nostri professionisti (biologi, chimici, fisici, ingegneri, geologi, agronomi, forestali, naturalisti, scienziati ambientali, avvocati, urbanisti ecc. ...) di accedere all'impiego e alla dirigenza, con pari condizioni economiche e giuridiche per attività evidentemente parimenti importanti, nella multidisciplinarietà che caratterizza la tutela ambientale, tra professioni diverse e tutte necessarie per le attività di ARPA, senza sperequazioni e in una logica di valorizzazione delle persone, delle competenze, delle responsabilità organizzative e delle eccellenze che caratterizzano il sistema.

Un'esigenza fondamentale, necessaria per la corretta implementazione dei livelli essenziali delle prestazioni tecniche ambientali (LEPTA), un progetto di valorizzazione utile al rilancio del Paese.

Questo è tanto più urgente per farsi trovare pronti, per rispondere da subito alla necessità di supporto per l'attuazione coerente e significativa dei progetti del Piano nazionale di ripresa e resilienza, che dovranno vedere anche l'Italia protagonista di un rilancio in chiave ecologica: questa può essere la sfida a cui potremo essere chiamati come Sistema, e senza poter aspettare che sia passata l'emergenza sanitaria provocata dal Covid-19, ancora lontana dall'essere risolta.

Per farlo al meglio, è più che opportuno rafforzare il sistema delle Agenzie; semplificare le norme e le

procedure, velocizzare gli iter, digitalizzare i processi, continuando allo stesso tempo a garantire i necessari elevati livelli di tutela degli ecosistemi e della popolazione.

Ascolto e dialogo dovranno essere parole d'ordine per il Sistema costituito da ISPRA e dalle Agenzie ambientali: il confronto dovrà essere serrato con il mondo delle imprese, perché quanto progettato possa essere realizzato "presto e bene"; con i decisori politici, perché comprendano l'importanza del coinvolgimento di chi per l'ambiente lavora da sempre; con la società civile, perché gli obiettivi dovranno essere condivisi tra tutti i protagonisti, in una prospettiva che veda crescere insieme economia, benessere sociale e tutela dell'ambiente.

Stiamo affrontando la crisi più importante dal dopoguerra in avanti e ci siamo resi conto con ancora più forza che è necessario mettere in atto un cambiamento di lungo termine dei nostri modelli territoriali e di sviluppo, in un'ottica di prevenzione a tutti i livelli. Ora dobbiamo cercare di indirizzare la transizione per beneficiare delle sue opportunità.

Il nesso ambiente/salute si è imposto in modo netto con la pandemia in corso. Abbiamo capito che i saperi di chimici, biologi, fisici, tossicologici, epidemiologi, matematici, informatici, ingegneri ambientali e medici si devono integrare per costruire un nuovo sapere scientifico. Non c'entrano qui gli aspetti di inquadramento contrattuale, ma la necessità di creare le basi per un "nuovo" monitoraggio ambientale, inevitabilmente interdisciplinare, che sappia identificare e valutare i rischi per la popolazione e per l'ecosistema. Il grande patrimonio di conoscenze e competenze del Sistema può essere in questo senso una base straordinaria per politiche "science-based" che si fondino

sulla prevenzione, sulla riduzione del rischio e sull'aumento della resilienza. Risulta, in altre parole, sempre più necessario integrare le strategie Ambiente-Clima-Salute in una logica di "Salute ecosistemica". È quello che dovremo fare per allinearci alle strategie dell'Agenzia europea dell'Ambiente, che ha posto come terza azione chiave del programma strategico 2021-2030 lo sviluppo di attività orientate alla valutazione degli impatti sulla salute dell'inquinamento del suolo, dell'aria e dell'acqua.

In linea con questi obiettivi strategici europei, SNPA ha avviato programmi operativi di integrazione Ambiente/Salute. Il Protocollo SNPA/ISS che si pone tra gli obiettivi quello di sviluppare procedure e metodi di valutazione integrata, come ad esempio la VIIAS. Da questo contesto sono nati i due progetti nazionali Pulvirus e Epicovair. Molte sono le aspettative e le potenzialità legate alla condivisione di strumenti integrati, capacità analitiche e conoscenza condivisa. Partendo dalla laboratoristica che va potenziata e messa a sistema sfruttando le economie di scala e le capacità di rete del SNPA: una vera e propria infrastruttura di servizio per il Paese. Chimica dei contaminanti emergenti, sviluppo delle tecniche di tossicologia genomica, scienza dell'esposizione, che necessita di modellistica dedicata, strumenti di calcolo avanzati, tutte basi di dialogo con l'epidemiologia ambientale innovativa. Se realizzata questa infrastruttura

di servizi può contribuire alla tutela dell'ambiente e della salute, supportare le strategie per il cambiamento climatico, essere strumento utile per i piani della prevenzione sanitaria. Una parte di questi obiettivi possono essere letti all'interno del "Piano nazionale per la resilienza e ripresa sostenibile - Missione 6 - Salute Ambiente e Clima", che propone la destinazione di 500 milioni di euro per un programma di investimento strutturale accompagnato da un progetto di riforma che vede tra i punti salienti l'istituzione del Sistema nazionale di prevenzione Salute-Ambiente e Clima (SNPS) per la piena integrazione con SNPA. Credo che per la piena implementazione del disegno di riforma vadano meglio definiti gli strumenti di governance del rapporto SNPS/SNPA onde evitare inefficaci sovrapposizioni.

È indubbio però che SNPA in questo disegno debba rivestire un ruolo strategico, a sostegno di una nuova governance per l'ambiente, che si integra e rapporta con le strategie di prevenzione. Le Agenzie ambientali e ISPRA stanno lavorando per rafforzare il sistema e per una vision condivisa che permetta loro di svolgere appieno il ruolo di collegamento tecnico tra i diversi livelli istituzionali, dal Ministero dell'Ambiente alle Regioni.

AssoARPA vuole essere protagonista di questo cambiamento in rappresentanza di tutta la comunità ARPA e come strumento di supporto imprescindibile del SNPA.

# PANORAMA NORMATIVO: ANALISI, INTERPRETAZIONE E APPLICAZIONE



*La rubrica* che sarà curata dai professionisti dello Studio B&P Avvocati, vuole costituire uno strumento di aggiornamento normativo su tematiche selezionate per l'ampia portata e l'importante impatto operativo sia per l'attività delle imprese che per quella degli Enti e degli Organi di controllo. Il legame tra normativa, tecnica e realtà operativa di ogni giorno si manifesta infatti nei settori dell'ambiente e della sicurezza probabilmente più che in ogni altra branca del diritto; per tale ragione è opportuno - e vorrei dire necessario - che "controllori" e "controllati" si aggiornino costantemente sul mutevole panorama normativo, dandone una lettura che - nella maggior parte dei casi - non può prescindere da un necessario confronto con le migliori tecniche. L'ambizione della presente rubrica - nell'ambito del Bollettino degli Esperti Ambientali, che da decenni persegue questa finalità - è dunque quella di assistere il lettore nell'analisi del testo normativo, fornendo anche spunti di interesse tecnico ed operativo.

Lo studio B&P Avvocati - con sedi a Milano, Verona e Palermo - è attivo da molti anni nei settori del diritto ambientale, della sicurezza sul lavoro e della responsabilità di impresa, ed in tali ambiti assiste imprese ed Enti sia in giudizio (contenzioso civile, penale, amministrativo e tributario) che tramite consulenza stragiudiziale, operativa e strategica. I professionisti dello studio nelle materie di competenza hanno al proprio attivo numerose pubblicazioni in Italia e all'estero, effettuano docenze presso varie Università e intervengono a seminari e convegni.

In forza dell'esperienza maturata, l'auspicio è dunque che la rubrica possa essere prima di tutto utile strumento per l'attività di tutti i giorni, inserendosi nell'importante attività che UN.I.D.E.A. e il Bollettino degli Esperti Ambientali svolgono nel settore ambientale.

**Luciano Butti**

luciano.butti@buttiandpartners.com

## **MODELLI 231 E SISTEMI DI GESTIONE: LE NUOVE LINEE GUIDA FISE - ASSOAMBIENTE**

ATTILIO BALESTRERI<sup>(\*)</sup>,  
MARTINA SIRONI

**B&P AVVOCATI**

(\*) [martina.sironi@buttiandpartners.com](mailto:martina.sironi@buttiandpartners.com)

Il 17 Novembre 2020 sono state diffuse le Linee Guida di FISE Assoambiente dal titolo 'Modelli organizzativi e sistemi di gestione ambientali alla luce dell'estensione del d.lgs. 231/2001 ai reati contro l'ambiente'<sup>1</sup>. Il documento, redatto in collaborazione con Certiquality, aggiorna le precedenti Linee Guida sul tema, risalenti al febbraio 2016.

Le novità legislative degli ultimi anni e l'evoluzione giurisprudenziale hanno imposto, infatti, un aggiornamento del documento, unito ad interventi di stile e di contenuto volti a rendere le Linee Guida maggiormente fruibili ed utili a livello operativo.

Il documento è articolato in **tre capitoli**. Nel primo, dopo una premessa generale sul d.lgs. 231/2001 e sugli strumenti utili alla prevenzione del rischio, si introduce il tema dei reati presupposto (concentrato, all'evidenza, sui reati ambientali). Il secondo capitolo fornisce spunti utili per definire criteri da applicare nel campo della valutazione dei rischi soffermandosi, in particolare, sulle aziende dedite alla gestione dei rifiuti. Il terzo ed ultimo capitolo analizza invece il rapporto tra i Sistemi di gestione ambientale (ISO 14001:2015 ed EMAS) ed i Modelli organizzativi ai sensi del d.lgs. 231/2001, aspetto di centrale rilievo – ormai – per la maggior parte delle aziende operanti nella gestione ambientale.

Negli allegati troviamo poi una *check list* avente lo scopo di verificare la conformità legislativa secondo la norma UNI EN ISO 14001:2015 ed una Tabella di Risk Assessment che vuole porsi come guida per la valutazione dei rischi nelle aziende attive nel settore della gestione rifiuti.

### 1. MODELLO ORGANIZZATIVO, ODV E FLUSSI INFORMATIVI

La prima parte delle Linee Guida ha funzione introduttiva rispetto alle macro-tematiche connesse all'applicazione ed interpretazione del d.lgs. 231/2001. Dopo aver chiarito, sulla base dell'evoluzione giurisprudenziale recente, l'importanza di analizzare le disposizioni in tema di responsabilità amministrativa degli Enti dipendente da reato nel quadro complessivo dell'ordinamento attualmente vigente<sup>2</sup> (con una dissertazione giuridica anche in merito ad aspetti di rilievo quali il concorso di persone nel reato, il tentativo e la rilevanza delle circostanze aggravanti) vengono affrontati temi "centrali" dell'applicazione della disciplina, tra i quali:

- la rilevanza del percorso di creazione del **Modello di Organizzazione e Gestione (MOG)** e l'importanza del Codice Etico;
- il ruolo dell'**Organismo di Vigilanza (OdV)**;
- la centralità dei **flussi informativi** aziendali.

Oltre all'analisi degli istituti, da tempo noti alla disciplina in tema di d.lgs. 231/2001, ciò che in particolare emerge è l'enfasi data ad alcuni

<sup>1</sup> Le Linee Guida del 2020 sono disponibili al seguente link [http://www.assoambiente.org/pubblicazioni\\_file/Linee\\_Guida\\_Asoambiente\\_novembre\\_2020.pdf](http://www.assoambiente.org/pubblicazioni_file/Linee_Guida_Asoambiente_novembre_2020.pdf).

<sup>2</sup> Nello specifico, le Linee Guida fanno riferimento alla giurisprudenza più recente che, per esempio, chiarisce che rilevanza ha il Decreto 231 per l'impresa operanti all'estero (cfr. da ultimo Cass. Pen., Sez. VI, 7 aprile 2020 n. 11626).

recenti interventi normativi che, direttamente o indirettamente, hanno inciso su tali aspetti. In questo senso, vengono richiamati nel documento, per la centralità assunta nelle dinamiche delle imprese:

- i) il d.lgs. 254/2016 ("**No Financial Reporting**") che ha incluso le informazioni ambientali tra quelle "di carattere non finanziario" da diffondere;
- ii) la l.n. 179/2017 in tema di **whistleblowing** che ha inciso i MOG di molte aziende nella prospettiva di adeguarne i flussi informativi interni (anche con riferimento alla gestione ambientale);
- iii) la norma tecnica (UNI) **ISO 37001:2016** che, come ricordano le stesse Linee Guida, «prevede i requisiti per pianificare, attuare, mantenere e riesaminare, in ottica di miglioramento, un sistema di gestione (volontario) per la prevenzione della corruzione».

## 2. L'IMPATTO DEI REATI AMBIENTALI NEL MODELLO

Completata la disamina introduttiva sugli aspetti giuridici di portata generale, le Linee Guida dedicano una sezione al tema '231 e imprese che operano in campo ambientale: inquadramento generale e peculiarità'. La trattazione muove dall'analisi delle singole fattispecie di reato presupposto di applicazione del d.lgs. 231/2001 in materia ambientale attraverso la descrizione della fattispecie (caratteristiche, elemento oggettivo e soggettivo), riferimenti giurisprudenziali ed analisi delle sanzioni applicabili. Rispetto alla previgente versione del documento, risalente al 2016 e pesantemente incisa dall'entrata in vigore degli "Ecoreati" (l.n. 68/2015), il testo attuale appare più organico e strutturato - con l'obiettivo di analizzare il complesso dei

rischi ambientali di rilievo in ambito 231 - fermo comunque il particolare approfondimento sul tema della gestione dei rifiuti (ragionevolmente connesso al ruolo dell'Associazione di categoria). Sempre in relazione all'analisi dei rischi-reato si pongono i paragrafi dedicati all'analisi dell'*"Obblazione ed estinzione delle contravvenzioni ambientali"*, della *'particolare tenuità del fatto ex art. 131 bis c.p.'* e delle *'condotte riparatorie come causa di estinzione del reato'*. Dal punto di vista operativo, meritano menzione i seguenti aspetti, tutti particolarmente attenzionati dalle Linee Guida:

- la divulgazione della **politica ambientale all'interno dell'organizzazione**, con i vari mezzi disponibili; tra questi segnala il Codice Etico, all'interno del quale si propone l'inserimento di un riferimento esplicito all'art. 9 Cost. (in tema di tutela ambientale e del paesaggio);
- la necessità di **ripartizione di poteri e responsabilità**, con uno strutturato sistema di organizzazione interna (tanto a livello di organigramma quanto, e soprattutto, di deleghe di funzione) che permetta di responsabilizzare le funzioni interne;
- la rilevanza della **formazione dei dipendenti in campo ambientale**, costantemente aggiornata;
- il **controllo ed autocontrollo**, anche attraverso **audit ambientali e verifiche periodiche**, oltre che mediante uno **specifico sistema disciplinare**;
- la **selezione e qualifica dei fornitori esterni**, aspetto di fondamentale rilievo per potenziali responsabilità (e corresponsabilità) sul piano ambientale, soprattutto in tema di gestione dei rifiuti;
- la **gestione delle attività ad "impatto" ambientale** (gestione dei

rifiuti e dei residui di produzione, emissioni in atmosfera, scarichi, bonifiche, ecc.);

- la **“terzietà” dell’Organismo di Vigilanza**<sup>3</sup>.

### 3. LA MAPPATURA E LA VALUTAZIONE DEI RISCHI NELLE AZIENDE DEL SETTORE RIFIUTI

Il terzo capitolo delle Linee Guida è incentrato sulla procedura di **valutazione dei rischi** nel settore della gestione rifiuti. Primo step del percorso valutativo è la **mappatura** dei rischi, da svolgersi attraverso una specifica analisi ed identificazione dei **processi sensibili**. Il documento di cui si tratta enfatizza, sul punto, la necessità di individuare le specifiche aree di **business** (o di operatività) valorizzando la necessità che vengano quantomeno identificate e valutate la «*gestione dei rifiuti e degli adempimenti connessi; la gestione delle emissioni in atmosfera; gestione degli scarichi; trasporto rifiuti; intermediazione; attività di bonifiche dei siti; gestione sorgenti radioattive*». Si tratta, all’evidenza, degli ambiti maggiormente incisi dalle fattispecie di reato presupposto di applicazione del d.lgs. 231/2001, all’interno dei quali è compito dell’Ente, in sede di mappatura dei rischi, rintracciare le specifiche *‘attività sensibili’*.

Le Linee Guida suggeriscono poi la definizione di un **action plan** aziendale a seguito dell’identificazione delle aree di rischio (quella che spesso è definita *“gap analysis”*), nella prospettiva di individuare principi e standard di controllo. Si definiscono così ambiti di rischio e sistemi di

monitoraggio dei processi che le imprese dovrebbero garantire, differenziati per le aree di *business* specifiche. A titolo meramente esemplificativo (rimandando al testo del documento in commento per ogni dettaglio) vengono puntualizzati:

- con riferimento alla **gestione dei rifiuti**: la necessità di valutare la presenza di procedure che disciplinano la gestione operativa dei flussi e le attività di trattamento svolte, le dinamiche di deposito e separazione, i controlli in ingresso/uscita impianto, le attività di classificazione ed analisi, la gestione della documentazione amministrativa (registri, FIR, ecc.), i processi di manutenzione degli impianti, le misure di prevenzione per evitare compromissioni ambientali, l’organizzazione degli adempimenti;
- con riferimento alle **emissioni in atmosfera ed agli scarichi idrici**: il monitoraggio dei dati/limiti, la definizione di flussi informativi periodici per le attività di controllo affidate a terzi, il monitoraggio delle prescrizioni autorizzative, le verifiche rispetto ai valori limite e ad eventuali superamenti, le modalità di intervento in caso di anomalie.

Dopo aver provveduto all’individuazione dei principi di controllo e delle aree di *business* rilevanti, vengono riassunti gli step operativi di una compiuta analisi dei rischi, adottando come *«riferimento metodologico, nei suoi tratti principali, lo standard UNI EN ISO 31000»*<sup>4</sup>. Si tratta di:

- (i) **stabilire il contesto operativo**, sia in relazione all’ambito di operatività dell’impresa che in

<sup>3</sup> Le Linee Guida sul punto richiamano la sentenza ThyssenKrupp, Cass. Pen., SS.UU., 24 aprile 2014 n. 38343.

<sup>4</sup> Lo stesso sito istituzionale UNI (<https://www.uni.com/>) definisce l’obiettivo della norma tecnica in questi termini: «Fornisce linee guida per gestire i rischi che le organizzazioni affrontano e può essere utilizzato durante tutta la vita dell’organizzazione, oltre a poter essere applicato a qualsiasi attività, compreso il processo decisionale a tutti i livelli. L’approccio comune suggerito dal documento è idoneo a gestire qualsiasi tipo di rischio, non è dedicato ad un particolare settore o industria e può essere adattato a qualunque organizzazione e al suo contesto».

- relazione agli intenti specifici da perseguire;
- (ii) **identificare i reati-presupposto rilevanti**, in termini specifici rispetto alla realtà d'impresa;
  - (iii) **analizzare i reati-presupposto, attraverso il cd. 'Risk Approach'**, che – come richiamato nelle Linee Guida - «prevede una verifica dello stato delle procedure attuate dall'Organizzazione, per ricercare e valutare il rischio connesso, in modo da individuare le modalità e procedure di gestione del rischio ('Risk Management')»;
  - (iv) **mappare i singoli processi**;
  - (v) **effettuare un calcolo del rischio effettivo** procedendo con un'analisi della rilevanza del rischio di commissione dei reati rapportata al numero ed alla rilevanza dei processi sensibili (a questi fini è allegata alle Linee Guida una Tabella di *Risk Analysis* che mette in relazione il grado di rischio con 'Gravità', 'impatto del reato', 'Frequenza di accadimento', 'Indice di proprietà di rischio', proponendo anche spunti per il calcolo).

Al percorso deve seguire poi la definizione dei **protocolli** e delle **misure di prevenzione**, nella prospettiva di colmare i **gap** emersi in ottica di prevenzione del rischio-reato.

#### 4. INTEGRAZIONE TRA MOG E SISTEMI DI GESTIONE AMBIENTALE

L'ultimo Capitolo delle Linee Guida è invece dedicato al rapporto che esiste tra **MOG e Sistemi di gestione ambientale**, con particolare riferimento allo standard ISO 14001 ovvero al Regolamento comunitario 1221/2009-EMAS. Nella prospettiva, condivisibile, delle Linee Guida, l'adozione di tali standard non è di per sé sufficiente a soddisfare «tutti i

requisiti che il d.lgs. 231/2001 richiede ai fini dell'idoneità del Modello Organizzativo per la prevenzione dei reati ambientali: si tratta di due strumenti con caratteristiche, efficacia e funzioni del tutto diverse. In ogni caso occorre prevedere anche un sistema disciplinare/sanzionatorio per i casi di inosservanza del Modello e un Organismo deputato a vigilare sul funzionamento del Modello e a curare il suo aggiornamento». Tuttavia, l'eventuale presenza di un sistema di gestione ambientale costituisce la base fondamentale per l'analisi dei rischi ambientali, la mappatura degli stessi e la definizione di protocolli e misure di prevenzione. Da qui l'esigenza, sentita dagli estensori del documento in commento, di fornire **un'analisi comparativa tra il MOG ed i Sistemi di gestione ambientale ISO ed EMAS**, elencando i punti di contatto in cui i due "sistemi" possono supportarsi, tra i quali:

- (i) **l'analisi del contesto**, elemento necessario ai fini ISO 14001/EMAS e che, per risultare rilevante anche ai fini del d.lgs. 231/2001, dovrebbe descrivere non soltanto l'attività ed operatività aziendale ma anche eventuali contenziosi o passività rilevanti da considerare a livello di prevenzione di (futuri) reati;
- (ii) **la definizione di organizzazione, ruoli e responsabilità** attraverso uno strutturato assetto organizzativo. Se ai fini ISO14001/EMAS ciò rileva in particolare per gli impatti sulla gestione operativa, in ambito di d.lgs. 231/2001 tale pianificazione garantisce "segregazione" ed individuazione di ruoli e responsabilità;
- (iii) **la politica ambientale**, elemento alla base dell'introduzione di Sistemi di gestione ambientale certificati che supporta, tuttavia,

- anche il Codice Etico aziendale;
- (iv) **il 'Risk Assessment' ed il 'Risk Management'**. Come illustrato nel documento la sinergia tra Sistema di gestione certificato e MOG potrà determinare «*un significativo allineamento dell'approccio metodologico da seguire per la pianificazione, l'attuazione e la sorveglianza dei due strumenti, sistema di gestione ISO 14001 e Modello Organizzativo 231*», accostando le attività di 'mappatura' dei rischi aziendali, seppure con le diverse finalità reciprocamente perseguite;
  - (v) **i metodi di conduzione delle attività e di controllo dei rischi;**
  - (vi) **gli strumenti di sorveglianza,** tra cui i sistemi di auditing, auto-controllo, flussi informativi e riesame periodico.

Per enfatizzare la connessione tra MOG e Sistemi di gestione gli estensori del documento in commento hanno elaborato anche uno specifico allegato contenente la *Checklist* per la verifica della conformità legislativa secondo la norma UNI EN ISO 14001:2015, utile spunto anche per le verifiche rispetto al MOG.

## 5. SPUNTI DI COMMENTO

Le nuove Linee Guida FISE Assoambiente, nell'aggiornare la versione previgente, costituiscono un importante strumento per supportare nella revisione/redazione dei MOG le imprese operanti nel settore della gestione ambientale (ed in particolar modo della gestione rifiuti).

Significativi suggerimenti operativi vengono infatti forniti sia sui contenuti del Modello di Organizzazione e Gestione che su *Risk Assessment*, flussi informativi, definizione dei protocolli di prevenzione e connessione (necessaria) tra Modello e procedure operative (ancor di più se codificate nell'ambito di Sistemi di gestione). L'esigenza è chiara; supportare la definizione di sistemi di prevenzione del rischio-reato per realtà aziendali attive in un settore complesso, in cui l'incerta e disorganica evoluzione normativa degli ultimi anni – unita ad un articolato panorama giurisprudenziale ed un rigido apparato sanzionatorio – espone a significativi rischi.

Importante il dettaglio prestato alla disciplina di riferimento, all'analisi delle fattispecie ed all'identificazione di criteri operativi. Rispetto al passato, inoltre, emerge maggiore sistematicità e chiarezza, con l'obiettivo di offrire al documento anche un taglio pratico/operativo. Rimane la difficoltà nell'affrontare la "nuova" impostazione data dagli "ecoreati" (l.n. 68/2015) che, attraverso fattispecie di reato meno specifiche nell'identificazione e dunque più ampie nei possibili risvolti, ha marcatamente esteso gli ambiti di rischio (e conseguentemente i profili oggetto di valutazione al fine di definire protocolli di prevenzione dei reati). Ad ogni modo, l'implementazione di Modelli di Organizzazione e Gestione coerenti con le indicazioni fornite dal documento in commento può costituire un importante *standard* di tutela per le imprese.

## **Bollettino degli Esperti Ambientali BEA**

Organo Ufficiale

dell'Unione Italiana degli Esperti Ambientali  
UN.I.D.E.A.

<http://www.unideaweb.it>

Anno 71 n. 1/2-2021

ISSN 0393-2796

*Registrazione Tribunale di Como 9/2006*

### **Presidente**

**Adriano Zavatti**

[zavattiadriano@gmail.com](mailto:zavattiadriano@gmail.com)

### **Segretario-tesoriere**

**Cristina Piermartini**

[c.piermartini@unideaweb.it](mailto:c.piermartini@unideaweb.it)

### **Direttore Responsabile**

**Angelo Bortoli**

[direzionebollettino@unideaweb.it](mailto:direzionebollettino@unideaweb.it)

### **Responsabile Editoriale**

**Gianfranco Pallotti**

[g.pallotti@unideaweb.it](mailto:g.pallotti@unideaweb.it)

### **Comitato di redazione**

Gianni Formenton *ARPA Veneto*

Francesco Mantelli *già ARPA Toscana*

Maila Strappini *ARPA Umbria*

Adriano Zavatti *già ARPAE Emilia-Romagna*

### **Comitato scientifico**

Maria Belli *già ISPRA*

Gabriele Capodaglio *Università di Venezia*

Fulvio Celico *Università di Parma*

Laura D'Aprile *MATTM*

Giovanni Fantini *ARPAE Emilia-Romagna*

Francesco Forastiere *DEP Lazio*

Alessandro Franchi *ARPA Toscana*

Vito Librando *Università di Catania*

Roberto Morabito *ENEA*

Loredana Musmeci *ISS*

Bruno Pavoni *Università di Venezia*

Marco Talluri *ARPA Toscana*

### **Progettazione grafica, impaginazione e stampa**

Elpo Edizioni Como

### **Editore, abbonamenti, pubblicità**

Elpo Edizioni Como

Via Rodari, 11 - 22100 Como

Tel. 031 4972037 - Fax 031 4036959

[www.elpoedizioni.com](http://www.elpoedizioni.com)

[info@elpoedizioni.com](mailto:info@elpoedizioni.com)

### **Abbonamento 2021**

annuo Italia € 250,00

annuo estero € 350,00

Numero separato: € 70,00

## **MODALITÀ DI PRESENTAZIONE DEI LAVORI**

- 1) La rivista pubblica lavori riguardanti tutti gli argomenti relativi alla conservazione dell'ambiente e ai rischi sanitari interconnessi.
- 2) Il materiale dovrà essere inviato alla Elpo Edizioni via Cesare Cantù, 11 - 22100 Como su supporto digitale, o all'indirizzo e-mail [bdea@elpoedizioni.com](mailto:bdea@elpoedizioni.com). Nella nota di trasmissione dovrà essere fatta menzione che gli autori hanno preso visione e condiviso i loro doveri secondo quanto previsto dal Codice etico della pubblicazione. Indicare, oltre al proprio indirizzo, il numero di fax e l'indirizzo e-mail per l'eventuale corrispondenza.
- 3) La struttura del lavoro dovrà conformarsi alle seguenti indicazioni:
  - Titolo: il titolo deve essere il più possibile conciso, ma chiaramente esplicativo della natura del lavoro.
  - Nome dell'Autore (o degli Autori): nomi e cognomi per esteso in lettere maiuscole; accanto a ciascun cognome un numero progressivo tra parentesi tonde con riferimento alla successiva indicazione della struttura di provenienza. Si suggerisce di utilizzare la sequenza in nota (\*)
  - Indicazione, preceduta dal relativo numero, per ciascun autore della struttura di appartenenza; con asterisco tra parentesi tonde va indicato l'indirizzo e-mail dell'Autore al quale fare riferimento.
  - Riassunto: il riassunto dovrà essere non superiore alle 150 parole e illustrare succintamente lo scopo del lavoro e risultati.
  - Parole chiave: si prega di indicare le parole chiave; la Redazione si riserva peraltro la facoltà di modificarle qualora non seguano un criterio di uniformità con i restanti lavori.
  - Titolo, riassunto e parole chiave in lingua inglese
  - Le notazioni bibliografiche dovranno essere riportate esclusivamente in calce al lavoro e numerate progressivamente in cifre arabe poste tra parentesi quadre, come nel testo, indicando:  
cognome e iniziali degli autori, il titolo dell'articolo per esteso, il nome (o sigla) della rivista, l'annata, il fascicolo, i numeri della prima e dell'ultima pagina dell'articolo e l'anno di pubblicazione tra parentesi tonde. Ad esempio: Marchesini, D., Ferrari, A., Quaresmini, R. Classificazione rifiuti: facciamo il punto? BEA, 64, 2, 12-17 (2013)

Non sono accettate le espressioni "ibid" per il titolo ed "et. al" per gli autori. Se si cita un testo, al nome dell'Autore seguirà il titolo dell'opera in corsivo per esteso, eventuali indicazioni sul volume e il numero di edizione, la città, l'editore, l'anno e la pagina; ad esempio:

Charlot G., Bezier D., *Analyse quantitative minerale*, 3 ed., Masson, Paris, 1995, p. 291.

Nel testo i riferimenti vanno indicati unicamente con il corrispondente numero della lista, in cifre arabe fra parentesi quadre; se vi sono nello stesso punto più riferimenti, questi vanno racchiusi in un'unica parentesi quadra, separati da una virgola; se successivi si possono indicare il primo e l'ultimo separati da un trattino; es.: [1, 3, 6, 7-10].

- 4) I lavori potranno essere sottoposti dalla redazione all'esame di membri del Comitato scientifico o di revisori esterni. Il parere sarà in ogni caso reso noto agli autori.
- 5) Gli originali devono essere conservati in copia dagli Autori per la revisione delle bozze. Le modificazioni sostanziali sulle bozze saranno a carico degli Autori. I manoscritti, anche se non pubblicati, non saranno restituiti.
- 6) Le bozze dovranno essere spedite per fax o per posta elettronica alla Redazione entro 5 giorni dal ricevimento, con il visto dell'Autore; in caso contrario, si procederà alla correzione d'ufficio. Alla seconda revisione delle bozze, salvo casi particolari, si procederà d'ufficio.
- 7) Gli estratti dei lavori saranno inviati in formato pdf. Eventuali richieste di estratti stampati dovranno essere inoltrate all'editore che comunicherà il costo dei medesimi.

(\*) Secondo standard internazionali, l'apporto individuale ai lavori effettuati in collaborazione è desumibile dall'ordine degli autori. Il primo nome corrisponde al coautore che ha fornito il contributo principale, in termini di esecuzione della ricerca, di elaborazione e di interpretazione dei dati sperimentali acquisiti, quest'ultima in collaborazione con il coordinatore del gruppo di ricerca. I suddetti contributi si intendono via via decrescenti dal secondo autore al penultimo. L'ultimo nome corrisponde al coordinatore del gruppo di ricerca, che ha curato gran parte della progettazione della ricerca, dell'interpretazione degli elementi sperimentali acquisiti e della redazione del testo.

Organo Ufficiale  
della Unione Italiana  
degli Esperti Ambientali  
[www.unideaweb.it](http://www.unideaweb.it)



# ABBONAMENTI 2021

“Il BEA” è l’organo ufficiale dell’UN.I.D.E.A. (Unione Italiana degli Esperti Ambientali). E’ una pubblicazione storica nata oltre 60 anni fa. Oggi è un periodico a colori che si rivolge a tutti coloro che si occupano di ambiente e di problemi sanitari interconnessi e operano nella pubblica amministrazione, nelle imprese, negli studi di consulenza e nei laboratori pubblici e privati. Gli argomenti trattati sono il frutto di ricerche, indagini e applicazioni normative riguardanti l’ambiente in tutte le sue matrici, l’ecosostenibilità, l’energia e la green economy.



COME  
ABBONARSI  
Versamento  
di € 250,00  
sul C/C postale  
N. 92631662  
intestato  
a ELPO Edizioni  
via Rodari, 1  
22100 Como

Oppure  
bonifico  
bancario  
appoggiato a  
BancoPosta  
Iban: IT 68 X  
07601 10900  
000092631662



Organo Ufficiale  
della Unione Italiana  
degli Esperti Ambientali  
[www.unideaweb.it](http://www.unideaweb.it)

# *puoi contattare*



**ELPO Edizioni** - via Rodari, 1 - 22100 Como  
T. +39 031 4972037- F. +39 031 4036959  
[info@elpoedizioni.com](mailto:info@elpoedizioni.com) - [www.elpoedizioni.com](http://www.elpoedizioni.com)

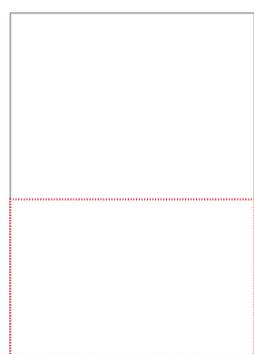


210 mm

297 mm

PAGINA  
**intera**

Formato 210x297



210 mm

126 mm

MEZZA  
**pagina**

Formato 210x126



ELPO

edizioni

**EDITORIA/  
GRAFICA/STAMPA/  
PUBBLICITÀ/WEB**

**immagini e parole**

Via Rodari, 1  
22100 Como  
Tel +39 031.4972037  
Fax +39 031.4036959  
elpoedizioni.com  
info@elpoedizioni.com

*Passione  
Competenza  
Innovazione  
Assistenza  
Prontezza  
Soluzioni*