



# RAPPORTI ISTISAN 15|4

ISSN: 1123-3117 (cartaceo) • 2384-8936 (online)

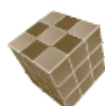
Workshop

## **La qualità dell'aria *indoor*: attuale situazione nazionale e comunitaria. L'esperienza del Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento *Indoor***

Istituto Superiore di Sanità  
Roma, 28 maggio 2014

### **ATTI**

A cura di A. Santarsiero, L. Musmeci e S. Fuselli  
per il Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento *Indoor*



AMBIENTE  
E SALUTE



**ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ**

**Workshop**

**La qualità dell'aria *indoor*:  
attuale situazione nazionale e comunitaria.  
L'esperienza del Gruppo di Studio Nazionale  
sull'Inquinamento *Indoor***

**Istituto Superiore di Sanità  
Roma, 28 maggio 2014**

**ATTI**

A cura di  
Anna Santarsiero, Loredana Musmeci e Sergio Fuselli  
per il Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento *Indoor*  
*Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria*

ISSN: 1123-3117 (cartaceo) • 2384-8936 (online)

**Rapporti ISTISAN  
15/4**

Istituto Superiore di Sanità

**Workshop. La qualità dell'aria indoor: attuale situazione nazionale e comunitaria. L'esperienza del Gruppo di Studio Nazionale Inquinamento Indoor. Istituto Superiore di Sanità. Roma, 28 maggio 2014. Atti.**

A cura di Anna Santarsiero, Loredana Musmeci e Sergio Fuselli per il Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento Indoor

2015, vi, 134 p. Rapporti ISTISAN 15/4

Questo rapporto include le relazioni e i poster presentati durante il workshop. Il workshop ha avuto un duplice scopo: 1) fornire una panoramica delle iniziative a livello nazionale e internazionale in termini di studi, strategie di campionamento degli inquinanti chimici e biologici, e delle norme per prevenire e/o ridurre la contaminazione dell'aria indoor, 2) presentare le esperienze maturate sia dai componenti del Gruppo di Studio Nazionale sull'inquinamento indoor.

*Parole chiave:* Aria indoor, Inquinamento chimico e biologico, Monitoraggio

Istituto Superiore di Sanità

**Workshop. Indoor air quality: current national and European situation. The expertise of the National Working Group on indoor air. Istituto Superiore di Sanità. Rome, May 28, 2014. Proceedings.**

Edited by Anna Santarsiero, Loredana Musmeci and Sergio Fuselli on behalf of the National Working Group on indoor air

2015, vi, 134 p. Rapporti ISTISAN 15/4 (in Italian)

This report includes the presentations at the workshop. The workshop had a dual aim: 1) to provide an overview of initiatives at the national and international level, in terms of ongoing studies and strategies for the prevention and the monitoring of indoor air quality; of criteria and methods for the monitoring of indoor air chemical and biological contaminants (air sampling, chemical and biological analyses); 2) to provide an overview on the competence experienced in the field by the members of the "National Working Group on indoor air".

*Key words:* Indoor air, Chemical and biological Pollution, Monitoring

Per informazioni su questo documento scrivere a: [anna.santarsiero@iss.it](mailto:anna.santarsiero@iss.it)

Il rapporto è accessibile online dal sito di questo Istituto: [www.iss.it](http://www.iss.it).

Citare questo documento come segue:

Santarsiero A, Musmeci L, Fuselli S per il Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento Indoor (Ed.). *Workshop. La qualità dell'aria indoor: attuale situazione nazionale e comunitaria. L'esperienza del Gruppo di Studio Nazionale Inquinamento Indoor. Istituto Superiore di Sanità. Roma, 28 maggio 2014. Atti.* Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2015. (Rapporti ISTISAN 15/4).

---

Legale rappresentante dell'Istituto Superiore di Sanità: *Gualtiero Ricciardi*

Registro della Stampa - Tribunale di Roma n. 114 (cartaceo) e n. 115 (online) del 16 maggio 2014

Direttore responsabile della serie: *Paola De Castro*

Redazione: *Paola De Castro* e *Sandra Salinetti*

La responsabilità dei dati scientifici e tecnici è dei singoli autori.

Il Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento *Indoor* dell'ISS è stato costituito con nota del 1° ottobre 2010 (Prot. PRE620/10 COR-M) dal Presidente dell'Istituto Superiore di Sanità.

Di seguito l'elenco dei componenti:

Massimo Berico	<i>Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile</i>
Vincenza Bianchimani	<i>Regione Toscana</i>
Salvatore Bongiorno	<i>Regione Valle d'Aosta</i>
Bruno Bove	<i>Regione Basilicata</i>
Silvia Brini	<i>Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale</i>
Giuseppe Caredda	<i>Regione Sardegna</i>
Angelo Cecinato	<i>Consiglio Nazionale delle Ricerche</i>
Daniela Cimini	<i>Regione Marche</i>
Alessandro Cipriani	<i>Regione Valle d'Aosta</i>
Fabrizio Cumo	<i>Sapienza Università di Roma</i>
Annamaria de Martino	<i>Ministero della Salute</i>
Maria delle Salette Mattiacci	<i>Regione Lazio</i>
Francesco Iacono	<i>Regione Sicilia</i>
Raimondo Ibba	<i>Regione Sardegna</i>
Paolo Izzo	<i>Istituto Superiore di Sanità</i>
Rosanna La Vecchia	<i>Regione Toscana</i>
Rosanna Mabilia	<i>Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca</i>
Salvatore Minardi	<i>Regione Sicilia</i>
Marinella Natali	<i>Regione Emilia-Romagna</i>
Angelo Pellegrino	<i>Regione Piemonte</i>
Enrico Procopio	<i>Regione Piemonte</i>
Federica Rossi Gasparrini	<i>Associazione DonnEuropee Federcasalinghe</i>
Anna Santarsiero	<i>Istituto Superiore di Sanità</i>
Genesio Scalonì	<i>Regione Marche</i>
Gaetano Settimo	<i>Istituto Superiore di Sanità</i>
Luigi Turrio Baldassarri	<i>Istituto Superiore di Sanità</i>
Massimo Valsecchi	<i>Regione Veneto</i>
Antonella Pillozzi	<i>Segreteria Organizzativa, Istituto Superiore di Sanità</i>
Sergio Fuselli	<i>Coordinatore del Gruppo, Istituto Superiore di Sanità</i>



# INDICE

<b>Presentazione</b>	
<i>Loredana Musmeci, Sergio Fuselli</i> .....	v
<b>Qualità dell'aria negli ambienti confinati: aspetti tecnici e legislativi</b>	
<i>Gaetano Settimo</i> .....	1
<b>Strategie di monitoraggio dell'inquinamento di origine biologica dell'aria in ambiente <i>indoor</i>: i microrganismi</b>	
<i>Lucia Bonadonna, Pierluigi Meloni</i> .....	11
<b>Strategie di monitoraggio dell'inquinamento di origine biologica dell'aria in ambiente <i>indoor</i>: gli allergeni</b>	
<i>Patrizia Iacovacci</i> .....	15
<b>Strategia di monitoraggio per la determinazione della concentrazione di fibre d'amianto e fibre artificiali vetrose</b>	
<i>Biagio Bruni</i> .....	18
<b>Influenza dei parametri microclimatici sugli inquinanti <i>indoor</i></b>	
<i>Anna Santarsiero, Annino Ricci, Riccardo Merluzzi</i> .....	25
<b>Attività dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale sull'inquinamento negli ambienti confinati</b>	
<i>Giorgio Cattani, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Silvia Brini, Francesca De Maio, Arianna Lepore, Francesco Salvi, Luciana Sinisi, Giancarlo Torri</i> .....	45
<b>Idrocarburi policiclici aromatici <i>indoor</i> a Roma in scuole, case, uffici, veicoli: il progetto LIFE+EXPAH</b>	
<i>Angelo Cecinato</i> .....	60
<b>Sorgenti dell'inquinamento <i>indoor</i>: metodi per la valutazione delle emissioni e problematiche emergenti</b>	
<i>Gianluigi de Gennaro, Annalisa Marzocca, Jolanda Palmisani</i> .....	66
<b>Microrganismi aerodispersi in ambienti <i>indoor</i>: risultati preliminari</b>	
<i>Paola Margherita Bianca Gucci, Rossella Briancesco, Anna Maria Coccia, Ines Lacchetti, Rosa Paradiso, Maurizio Semproni, Lucia Bonadonna</i> .....	77

<b>Sostanze psicotrope in ambienti <i>indoor</i> a Roma</b>	
<i>Catia Balducci, Paola Romagnoli, Mattia Perilli, Angelo Cecinato .....</i>	86
<b>Indagine preliminare del gas radon in locali interrati del centro storico di una città medievale della Regione Marche</b>	
<i>Francesco Rossetti, Genesio Scaloni, Daniela Cimini, Marcello Comai .....</i>	91
<b>Sorgenti <i>indoor</i> del metilmetacrilato in un presidio odontoiatrico</b>	
<i>Anna Santarsiero, Sergio Fuselli, Roberta Morlino, Marco De Felice, Emanuela Ortolani .....</i>	96
<b>Indagini sulla presenza di microrganismi in ambiente ospedaliero e potenziali rischi correlati</b>	
<i>Lucia Bonadonna, Rossella Briancesco, Anna Maria Coccia, Ilaria Di Napoli, Irene Ferrante, Cristina Forgia, Massimo Giacomelli, Dorianella Giorgi, Pierluigi Meloni, Sabina Palmieri, Rosa Paradiso, Maurizio Semproni .....</i>	102
<b>Progetto LIFE+EXPAH: idrocarburi policiclici aromatici <i>indoor</i> e <i>outdoor</i> nelle scuole, nelle case e negli uffici di Roma</b>	
<i>Paola Romagnoli, Catia Balducci, Mattia Perilli, Angelo Cecinato, Andrea Gordiani, Maria Pia Gatto, Monica Gherardi .....</i>	109
<b>Inquinamento <i>indoor</i> dopo lavori di ristrutturazione: quattro casi-studio</b>	
<i>Italia Grifa, Elisa Stivanello, Angela Ganzi, Antonia Incerti, Marco Ballabeni, Gaetano Settimo, Fausto Francia .....</i>	117
<b>Rischio di esposizione <i>indoor</i> a sostanze disinfettanti e loro prodotti di degradazione in ambienti natatori e centri <i>wellness</i></b>	
<i>Paola Bottoni, Mattea Chirico, Lucia Bonadonna .....</i>	125



## PRESENTAZIONE

La continua attenzione dell'Istituto Superiore di Sanità (ISS) sul tema della qualità dell'aria in ambiente esterno e in quello confinato *indoor*, al fine di prevenire e/o ridurre le problematiche sanitarie derivanti dall'esposizione della popolazione agli inquinanti, ha permesso di fornire agli operatori nazionali una serie di concreti contributi tecnici, i cui risultati potranno portare ad appropriate strategie di sanità pubblica mirate alla riduzione della esposizione negli ambienti *indoor*.

Come noto, l'Italia non ha una legislazione di riferimento per l'aria *indoor*. Questo Istituto tramite i lavori di gruppi interni di lavoro ha fornito un concreto contributo tecnico agli operatori sia del settore pubblico che privato impegnati nell'affrontare le complessità del tema *indoor*, al fine di consentire una omogeneità di azioni a livello nazionale, i cui risultati potranno portare ad appropriate strategie di sanità pubblica mirate alla riduzione della esposizione negli ambienti *indoor*.

Nel 2010 fu istituito presso l'ISS il Gruppo di Studio composto da esperti dello stesso ISS, dei Ministeri della Salute e dell'Istruzione Università e Ricerca (MIUR), di altri Enti e Istituti di Ricerca, di Università e di Regioni

La necessità di istituire un Gruppo di Studio nazionale sull'inquinamento *indoor* è stata avvertita già nel corso del convegno "Inquinamento *indoor* residenziale – abitazione e qualità dell'aria" tenutosi presso l'ISS il 9 ottobre del 2009, che fu istituito per creare una occasione di confronto tecnico-scientifico tra i ricercatori e i tecnici che operano in tale settore sul territorio. Da tale convegno emerse, infatti, la necessità di approfondire gli aspetti tecnico-scientifici e normativi, e sulla base di tali risultati, promuovere documenti e linee d'indirizzo condivisi su aspetti e criticità concernenti le metodologie di campionamento e di analisi degli inquinanti chimici, biologici e fisici, le norme tecniche e norme comportamentali (stili di vita) per ridurre l'inquinamento degli ambienti di vita. Da tale convegno emerse inoltre come l'Italia fosse carente, a differenza di altri paesi europei, di una specifica normativa sia per valori guida degli inquinanti chimici e biologici che per procedure univoche di campionamento e analisi degli inquinanti stessi.

Pertanto si valutò l'importanza della costituzione del Gruppo coordinato dall'ISS, che potesse colmare le lacune evidenziate, anche attraverso lo sviluppo di opportune linee d'indirizzo.

Per specifici e peculiari aspetti che emergono nel corso dei lavori del Gruppo di Studio, vengono invitati a partecipare anche esperti che sono interessati a fornire contributi.

Già dalle prime riunioni del Gruppo di Studio è emersa la necessità di affrontare *in primis* le problematiche degli inquinanti chimici, con particolare riguardo a quelli di natura organica volatile (COV) e particolato (PM), per poi affrontare gli aspetti relativi a inquinanti biologici e fisici e come il microclima influenza gli inquinanti *indoor*. Alcuni di questi documenti sono stati già pubblicati nella serie *Rapporti ISTISAN*.

Questo Istituto, nel 2012 ha organizzato un workshop dal titolo "Problematiche relative all'inquinamento *indoor*: attuale situazione in Italia" per illustrare lo stato di avanzamento dei lavori del Gruppo di Studio. In tale ambito sono stati presentati dai componenti del Gruppo di Studio diversi lavori scientifici con l'obiettivo di fornire una panoramica degli studi e delle iniziative in corso, a livello europeo e nazionale, sulle strategie per la gestione della qualità dell'aria *indoor*, sui criteri e sui metodi di monitoraggio degli inquinanti chimici e biologici.

Visto l'interesse dei partecipanti (Istituzioni, mondo accademico, ecc.) a tale workshop, l'ISS ha intrapreso un programma di altrettante iniziative allo scopo di rendere noti i risultati

delle attività svolte e lo stato di avanzamento di quelle in corso. Nella edizione 2014 è stato presentato l'aggiornamento dei lavori effettuati e dei lavori intrapresi dal Gruppo di Studio. In particolare vengono illustrati i principali documenti di riferimento elaborati Gruppo di Studio nel corso della sua attività. Viene illustrata l'influenza dei parametri microclimatici sugli inquinanti *indoor* sia chimici che biologici, e viene fatto un accenno all'influenza dei vari componenti del sistema edilizio sulla qualità dell'aria *indoor*. Viene presentato il documento ufficiale elaborato dal Gruppo di Studio concernente la "Strategia di monitoraggio per la determinazione della concentrazione di fibre d'amianto e fibre artificiali vetrose". Aspetti emergenti sull'inquinamento *indoor*, casi-studio e aggiornamenti normativi sono ampiamente trattati in questa edizione.

Nel presente rapporto vengono riportate le relazioni presentate nel corso del workshop del 2014.

Loredana Musmeci  
*Direttore del Dipartimento Ambiente  
e Connessa Prevenzione Primaria*

Sergio Fuselli  
*Coordinatore del GdS*

# QUALITÀ DELL'ARIA NEGLI AMBIENTI CONFINATI: ASPETTI TECNICI E LEGISLATIVI

Gaetano Settimo

Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

## Introduzione

La qualità dell'aria *indoor* è una tematica su cui porre attenzione a causa del crescente numero di esposti che si vengono a determinare, e in considerazione della forte sensibilità che su questa problematica sembra dimostrare l'opinione pubblica.

L'Agenzia Europea per l'Ambiente (*European Environmental Agency*, EEA), nei rapporti *Environment and human health* (1) e *Segnali Ambientali 2013* (2), ha evidenziato come i livelli *indoor* di inquinamento siano influenzati dalla qualità dell'aria ambiente, dai materiali di costruzione e dalla aerazione, dai prodotti per i consumatori inclusi gli articoli per l'arredamento, tappeti, dagli elettrodomestici e dai prodotti per la pulizia della casa, dalle abitudini comportamentali degli occupanti, inclusa l'abitudine del fumo, e dal mantenimento dell'edificio (ad esempio le misure per il risparmio energetico), ribadendo ancora una volta come in passato la questione dell'inquinamento atmosferico in ambienti confinati ha ricevuto di gran lunga meno attenzione rispetto al tema dell'inquinamento atmosferico in spazi aperti. Negli ultimi anni tuttavia le minacce poste dall'esposizione all'inquinamento atmosferico in ambienti chiusi sono diventate più evidenti.

Va ricordato come la Direzione Generale Ambiente della Unione Europea (UE), nel documento *Cleaner Air for All* (3) – elaborato a conclusione della Settimana verde, svolta nel 2013 anno europeo dell'aria – abbia sostenuto che la qualità dell'aria negli ambienti chiusi meritava una risposta politica a sé stante, accanto alla più ampia strategia dell'UE sulla qualità dell'aria. Lo stesso documento individua nel divieto del fumo, come il mezzo più economico e più efficace per migliorare la qualità dell'aria negli ambienti *indoor* e di conseguenza la salute. Il documento riporta altre opzioni valide, ma ritenute più costose, come il miglioramento dei sistemi di costruzione e di ventilazione, e il monitoraggio degli edifici. Inutile sottolineare come al momento esistono alcune azioni isolate e su base volontaria.

Pertanto al centro delle politiche ambientali UE rimangono, in questo campo, gli interventi di facile adozione e con una visione integrata, nei diversi settori energetici e di edilizia degli ambienti *indoor*, che possano comportare una serie di vantaggi soprattutto per gli occupanti, perché gli edifici sostenibili sono meno costosi da gestire e mantenere e hanno anche effetti positivi sulla salute e il benessere di coloro che li occupano. Attualmente all'esame della Commissione UE, vi sono alcune nuove proposte per ridurre l'impatto sull'ambiente degli edifici (nuova costruzione e ristrutturati) migliorando l'efficienza delle risorse e aumentando le informazioni disponibili sulle prestazioni ambientali.

In ambito comunitario, alcuni Paesi hanno già introdotto nella loro legislazione norme relative agli inquinanti *indoor*; questo ha anche contribuito alla messa in atto nell'ambito di appositi programmi, di campagne di monitoraggio della qualità dell'aria *indoor* ai fini di valutazioni ambientali e igienico-sanitarie.

In questo contesto risulta di grande utilità l'attività dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), la quale ha elaborato per la prima volta a livello di Regione Europea le linee

guida per la qualità dell'aria *indoor* per alcuni specifici inquinanti atmosferici presenti in ambienti confinati (4).

Anche in Italia è cresciuta sensibilmente la consapevolezza della problematica *indoor*, e si sono registrati molti sforzi negli ultimi anni, ma ancora, non si è riusciti ad elaborare una legge quadro sulla qualità dell'aria *indoor*. È già da tempo che la comunità scientifica nazionale si interessa di tale problematica e, in particolare dal 1990, anno in cui veniva istituita la prima Commissione Nazionale per l'Inquinamento degli Ambienti Confinati, diverse Commissioni e gruppi di lavoro sono stati attivati, con lo scopo di costituire concreti punti di riferimento, che hanno aiutato gli operatori sia pubblici che privati, a rispondere su diversi specifici argomenti. Il Gruppo di Studio Nazionale sull'inquinamento *indoor*, attivato dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS), sta lavorando per fornire documenti tecnico-scientifici condivisi, al fine di consentire una omogeneità di azioni a livello nazionale, in attesa di una legge quadro per la qualità dell'aria *indoor*, che tenga conto delle indicazioni già elaborate dall'OMS.

## **Attuali aspetti di indirizzo sulla qualità dell'aria *indoor*. indicazioni tecniche in UE e linee guida dell'OMS**

Una prima serie di indicazioni tecniche che riguardano gli inquinanti prioritari da considerare, i livelli di concentrazione *indoor* e i modi per effettuare i campionamenti (metodologie di campionamento, di analisi e di valutazione) furono messi a punto dal gruppo di lavoro istituito alla fine degli anni '80 del secolo scorso a livello europeo dall'*Indoor Air Quality and its Impact on Man*, nell'ambito dell'Azione Concertata-*European Collaborative Action (ECA)*, attualmente *Urban Air, Indoor Environment and Human Exposure*. Le attività del gruppo di lavoro, hanno portato nel 2013, alla pubblicazione del Report n. 29: *Harmonisation framework for health based evaluation of indoor emissions from construction products in the European Union using the EU-LCI*. Il gruppo ha in corso di pubblicazione un altro Report, il n. 30: *Guidelines for Health-based ventilation in Europe (HEALTH-VENT)*.

La problematica della qualità dell'aria *indoor* e in particolare la individuazione e valutazione delle sue implicazioni igienico-sanitarie è tematica da sempre presente nelle attività dell'OMS, che ha pubblicato le linee guida per la qualità dell'aria *indoor*. Tali linee guida sono basate su valutazioni di rischio ritenuto accettabile alla luce della complessiva evidenza scientifica disponibile, forniscono dei livelli di concentrazione al di sotto dei quali l'esposizione per tutta la durata della vita, o per un determinato periodo di tempo, non costituiscono un rischio sanitario. Le sostanze considerate sono benzene, biossido di azoto, idrocarburi policiclici aromatici (soprattutto benzo[a]pirene), naftalene, monossido di carbonio, radon, tricloroetilene e tetracloroetilene. Per gli inquinanti con azione cancerogena, in luogo di fornire linee guida, viene definito il rischio unitario (*Unit Risk, UR*) per la durata della vita, cioè il rischio associato ad un livello di concentrazione/esposizione unitario.

La pubblicazione di dette linee guida ha posto fine all'utilizzo nelle valutazioni del rischio, dei Valori Limite di Esposizione Professionale industriale (VLEP) o dei TLV proposti dall'ACGIH, ridotti di 1/10 o 1/100. È opportuno ricordare come tale orientamento era stato ribadito dall'OMS, già agli inizi degli anni '80, nel documento *Indoor Air Pollutants: Exposure and Health Effects* (5), che riportava come risultasse inappropriato, l'utilizzo dei valori limiti di esposizione professionale industriale per gli ambienti *indoor* non industriali, e che per tali ambienti era necessario lo sviluppo di specifici riferimenti.

A conferma dell'impegno OMS su questa tematica, vanno ricordate le nuove linee guida *Indoor air quality guidelines for household fuel combustion* (6) per la valutazione dei rischi

associati agli inquinanti prodotti nelle diverse combustioni effettuati in ambienti *indoor* quali: cottura, riscaldamento, illuminazione, altri usi (es. utilizzo di incensi, ecc.); combustioni ampiamente utilizzate in sistemi che spesso si trovano in cattivo stato, con una ventilazione e una manutenzione inadeguata che contribuiscono ad una esposizione della popolazione che se pur piccola è spesso trascurata.

Inoltre, ai fini della valutazione del rischio è di particolare importanza considerare non solo il parametro valore guida/riferimento, ma anche altri elementi fondamentali come la vulnerabilità della popolazione e le condizioni di esposizione.

Di particolare importanza, è il lavoro svolto dagli organismi di normazione come l'*International Organization for Standardization* (ISO), e il Comitato Europeo di Normazione (CEN) che da tempo si sono impegnati nello sviluppo di specifiche metodiche standardizzate con cui effettuare le misurazioni negli ambienti *indoor*. In particolare la norma "EN ISO 16000: Aria in ambienti confinati" (7), è costituita da più parti specifiche; in parte molte di queste sono state recepite in Italia dall'Ente Italiano di Normazione (UNI). L'adozione di tali norme costituisce un ulteriore salto rispetto a quanto finora realizzato. L'utilizzo di metodiche ufficiali unificate e aggiornate può rappresentare un ulteriore passo avanti nelle attività di studio e nei controlli; questo anche in termini di possibilità di corretta comparazione tra i diversi dati sulla qualità dell'aria *indoor* prodotti a livello europeo sottolineando la necessità di una puntuale applicazione delle norme in particolare per la fase di campionamento (es. scelta del punto, altezza di prelievo, distanza da pareti, attività preliminari, ecc.) che rappresenta l'inizio del procedimento di controllo e quindi ne condiziona il risultato finale.

Il processo di sviluppo portato avanti dall'ISO è proseguito con la preparazione di ulteriori nuove parti della serie ISO 16000 (7) e con ulteriori specifiche norme in corso di definizione (es. *ISO 12219 Interior air of road vehicles*):

- ISO 16000. *Part 33: Determination of phthalates with gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)*;
- ISO 16000. *Part 34: General strategies for the measurement of airborne particle*;
- ISO 16000. *Part 35: Measurement of polybrominated diphenylether, hexabromocyclododecane and hexabromobenzene*;
- ISO 16000. *Part 36: Test method for the reduction rate of airborne bacteria by air purifiers using a test chamber*;
- ISO 16000. *Part 37: Strategies for the measurement of PM<sub>2.5</sub>*.
- ISO 12219. *Part 8: Handling and packaging of materials and components for emissions testing*.

Parallelamente l'approfondimento delle conoscenze ha condizionato alcuni Paesi europei, in particolare la Germania, la Francia, il Portogallo, la Finlandia, l'Austria, il Belgio, i Paesi Bassi e il Regno Unito, che hanno istituito gruppi di lavoro multidisciplinari, con il compito specifico di elaborare valori guida, valori di riferimento, valori di azione per la qualità dell'aria negli ambienti *indoor*. Detti valori sono stati supportati da alcuni studi che hanno messo in relazione le concentrazioni degli inquinanti rilevate in aria *indoor* con le valutazioni di assunzione da parte della popolazione. I lavori di tali gruppi risultano in continua evoluzione.

Diversi Paesi hanno inserito nelle loro normative valori guida limitatamente a formaldeide, benzene, monossido di carbonio, anidride carbonica, biossido di azoto, tricloroetilene, tetracloroetilene, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>. In Tabella 1 (4, 8) si riporta un elenco di valori guida, di valori di riferimento e di valori di azione elaborati.

Mentre in altri Paesi, i valori elaborati vengono utilizzati dagli Organismi governativi di controllo al fine di individuare/valutare le sorgenti presenti, per la raccolta di specifiche informazioni da utilizzare per le necessarie soluzioni/mitigazioni, o per valutare e l'efficacia delle azioni adottate.

**Tabella 1. Inquinanti dell'aria indoor: valori guida di qualità dell'aria\* di alcuni Paesi europei e rischio unitario (Unit Risk, UR)\*\* delle linee guida OMS relativi ad alcuni inquinanti**

Inquinante unità di misura	OMS aria ambiente	OMS aria indoor	Francia	Germania	Paesi Bassi	Regno Unito	Belgio Regione fiandringa	Finlandia ***	Austria	Portogallo	Norvegia	Polonia residen- ziate	Polonia uffici pubblici
<b>Benzene</b> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	No VG 0,17 (UR/lifetime) $10^{-6}$ 1,7 (UR/lifetime) $10^{-5}$	No VG 0,17 (UR/lifetime) $10^{-6}$ 1,7 (UR/lifetime) $10^{-5}$	30 (24 h) 10 (1 a) AR: 10 LP: 5 dal 1/1/ 2013, 2 dal 1/1/ 2016 0,2 (UR/lifetime) $10^{-6}$ 2 (UR/lifetime) $10^{-5}$	-	20	5 (1 a)	$\leq 2$ VI: 10	-	-	5 (8 h)	--	10 (24 h)	20 (8 h)
<b>Formaldeide</b> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	100 (30 min)	100 (30 min)	50 (2 h) 10 (1 a) 30 da 1/1/2013 10 da 1/1/2023 AR: 100 LP: 10 da 2019 (2012 nuovi edifici) 30 (2009) 50 (2009)	120	120 (30 min) 10 (1 a) 1,2 (LP)	100 (30 min)	10 (30 min) VI: 100 (30 min)	50	100 (30 min) 60 (24 h)	100 (8 h)	100 (30 min)	50 (24 h)	100 (8 h)
<b>CO</b> $\text{mg}/\text{m}^3$	100 (15 min) 60 (30 min) 30 (1 h) 30 (1 h) 10 (8 h)	100 (15 min) 35 (1 h) 10 (8 h) 7 (24 h)	100 (15 min) 60 (30 min) 30 (1 h) 10 (8 h)	1,5 (8 h) RWI 6 (30 min) RWI 60 (30 min) RWII 15 (8 h) RWII	100 (15 min) 60 (30 min) 30 (1 h) 10 (8 h)	100 (15 min) 60 (30 min) 30 (1 h) 10 (8 h)	5,7 (24 h) VI: 30 (1 h)	8	-	10 (8 h)	25 (1 h) 10 (8 h)	25 (1 h)	10 (8 h)

segue

continua

Inquinante unità di misura	OMS aria ambiente	OMS aria indoor	Francia	Germania	Paesi Bassi	Regno Unito	Belgio Regione fiandringa	Finlandia ***	Austria	Portogallo	Norvegia	Polonia residen- ziale	Polonia uffici pubblici
<b>NO<sub>2</sub></b> µg/m <sup>3</sup>	200 (1 h) 40 (1 a)	200 (1 h) 40 (1 a)	200 (1 h) 40 (1 a)	350 (30 min) RWII 60 (7 gg) RWII	200 (1 h) 40 (1 a)	300 (1 h) 40 (1 a)	135 (1 h) Vi: 200 (1 h)	-	-	-	200 (1 h) 100 (24 h)	-	-
<b>Naftalene</b> µg/m <sup>3</sup>	-	10 (1 a)	10 (1 a)	20 (7 gg) RWI 200 (7 gg) RWII	25	-	-	-	-	-	-	100 (24 h)	150 (8 h)
<b>Stirene</b> µg/m <sup>3</sup>	260 (7 gg) 70 (30 min)	-	-	30 (7 gg) RWI 300 (7 gg) RWII	900	-	-	1	40 (7 gg) 10 (1 h)	-	--	20 (24 h)	30 (8 h)
<b>IPA (BaP)</b> ng/m <sup>3</sup>	No VG 0,012 (UR/lifetime) 10 <sup>-6</sup> 0,12 (UR/lifetime) 10 <sup>-5</sup>	No VG 0,012 (UR/lifetime) 10 <sup>-6</sup> 0,12 (UR/lifetime) 10 <sup>-5</sup>	-	-	1,2	0,25 (1 a)	-	-	-	-	-	-	-
<b>Tetracloro- etilene</b> µg/m <sup>3</sup>	250 (1 a) 8000 (30 min)	250 (1 a)	1380 (1-14 gg) 250 (1 a) VR: 250 LP: 250 dal 1/1/ 2015	1 (7 gg)	250	-	≤ 100	-	250 (7 gg)	-	-	-	-
<b>Tricloro- etilene</b> µg/m <sup>3</sup>	No VG 2,3 (UR/lifetime) 10 <sup>-6</sup> 23 (UR/lifetime) 10 <sup>-5</sup>	No VG 2,3 (UR/lifetime) 10 <sup>-6</sup> 23 (UR/lifetime) 10 <sup>-5</sup>	800 (14 gg-1 a) AR: 10. VR: 2 LP da OMS: 2,0 (UR/lifetime) 10 <sup>-6</sup> 20 (UR/lifetime) 10 <sup>-5</sup>	1 (7 gg)	-	-	≤ 200	-	-	-	--	150 (24 h)	200 (8 h)

segue

continua

Inquinante unità di misura	OMS aria ambiente	OMS aria indoor	Francia	Germania	Paesi Bassi	Regno Unito	Belgio Regione fiamminga	Finlandia ***	Austria	Portogallo	Norvegia	Polonia residen- ziale	Polonia uffici pubblici
<b>Dicloro- metano</b> µg/m <sup>3</sup>	3000 (24 h) 450 (7 gg)	-	-	200 (24 h) RWI 2000 (24 h) RWII	200 (1 a)	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Toluene</b> µg/m <sup>3</sup>	260 (7 gg) 1000 (30 min)	-	-	300 (1-14 gg) RWI 3000 (1-14 gg) RWII	200 (1 a)	-	≤ 260	-	75 (1 h)	-	-	200 (24 h)	250 (8 h)
<b>COV</b> µg/m <sup>3</sup>	-	-	-	-	200 (1 a)	-	≤ 200	-	-	600 (8 h)	400	400	-
<b>PM<sub>10</sub></b>	50 (24 h) 20 (1 a)	-	50 (24 h) 20 (1 a) AR: 75 LP: 15	-	50 (24 h) 20 (1 a)	-	≤ 40 (24 h)	50	-	50 (8 h)	90 (8 h)	90 (8 h)	-
<b>PM<sub>2,5</sub></b>	25 (24 h) 10 (1 a)	-	25 (24 h) 10 (1 a) AR: 50 LP: 10	25 (24 h)	25 (24 h) 10 (1 a)	-	≤ 15 (1 a)	-	-	25 (8 h)	40 (8 h)	40 (8 h)	-

6

\* I valori guida di qualità dell'aria *indoor* indicano i livelli di concentrazione in aria degli inquinanti, associati ai tempi di esposizione, ai quali non sono attesi effetti avversi per la salute, per quanto concerne le sostanze non cancerogene.

\*\* Per il corretto utilizzo di questi dati si raccomanda di consultare le indicazioni riportate dall'OMS nel lavoro originale: la stima dell'incremento del rischio unitario è intesa come il rischio addizionale di tumore, che può verificarsi in una ipotetica popolazione nella quale tutti gli individui sono continuamente esposti, dalla nascita e per tutto l'intero tempo di vita, ad una concentrazione dell'agente di rischio nell'aria che essi respirano.

\*\*\* I valori guida per gli ambienti confinati si applicano agli edifici che sono occupati per almeno sei mesi e dove il sistema di ventilazione è tenuto costantemente acceso.

**a:** anno; **g:** giorno; **gg:** giorni **min:** minuti;

**AR:** Azione Rapida;

**LP:** Lungo Periodo;

**No VG:** No Valore Guida;

**VI:** Valore Intervento;

**VR:** Valore di Riferimento;

**RW I:** Richtwert I, concentrazione di una singola sostanza al di sotto della quale allo stato attuale delle conoscenze non si aspettano danni alla salute. Il valore guida RW I viene dedotto dal RW II.

**RW II:** Richtwert II, concentrazione di una sostanza il cui superamento richiede un intervento immediato, è valore operativo.



Tra i diversi Paesi UE, la Francia è stata tra le prime a rispondere mediante una serie di atti normativi integrati, ai crescenti problemi legati agli ambienti *indoor*; introducendo nella propria normativa, con il *Décret no 2011-1727 du 2 décembre 2011 relatif aux valeurs-guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène*, valori guida per formaldeide e benzene, con diverse date di entrata in vigore degli stessi, con una tempistica di attuazione per i nuovi valori scaglionata nel tempo. Si fanno sempre più insistenti le voci di un rinvio dell'obbligo di monitoraggio della qualità dell'aria negli asili nido e scuole materne, originariamente previsto per il 1° gennaio 2015. Inoltre si sta valutando di eliminare le misurazioni periodiche della qualità dell'aria *indoor* per quelle istituzioni e/o comunità che attueranno una prevenzione specifica secondo le disposizioni che verranno stabilite in una guida di buone pratiche del Ministero dell'Ecologia. Attualmente è in discussione una proposta di decreto relativo ai valori guida per il tetracloroetilene nell'aria *indoor*.

L'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (ANSES) ha proseguito lo sviluppo di nuovi valori guida per inquinanti *indoor* con la pubblicazione del documento "Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur per: chlorure de vinyle, acétaldéhyde, dioxyde d'azote, acroléine".

Anche la Germania, nell'ultimo anno, ha elaborato specifici valori guida per una serie di sostanze chimiche potenzialmente presenti negli ambienti *indoor*; in particolare per *Acetaldehyde, Naphthalene, Methyl isobutyl ketone, 2-Ethylhexanol, Ethyleneglycolmonomethylether, Diethyleneglycolmethylether, Diethyleneglycoldimethylether, Ethyleneglycolmonoethylether, Ethyleneglycolmonoethyletheracetate, Diethyleneglycolmonoethylether, Ethyleneglycolbutylether, Ethyleneglycolbutyletheracetate, Diethyleneglycolbutylether, Ethyleneglycolhexylether, 2-Propyleneglycol-1-methylether, Dipropyleneglycol-1-methylether, 2-Propyleneglycol-1-ethylether, 2-Propyleneglycol-1-tertbutylether* (<http://www.umweltbundesamt.de/en/topics/health/commissions-working-groups/ad-hoc-working-group-for-indoor-air-guide-values>).

Sempre la Francia a fine 2013, ha messo a punto una nuova proposta di *Plan d'action sur la Qualité de l'Air Intérieur* (9) per il breve, medio e lungo termine. Tale proposta evidenzia che le azioni sull'efficienza energetica degli edifici saranno accompagnate da una particolare vigilanza sulla qualità dell'aria interna; essa introduce tutta una serie di azioni quali per esempio:

- La necessità di anticipare l'obbligo di monitoraggio della qualità dell'aria *indoor* negli ospedali e strutture sanitarie, originariamente prevista per il 2023.
- L'obbligo di etichettatura dei prodotti utilizzati per la pulizia e per i deodoranti (incenso, candele, ecc.).
- Il divieto di vendita di incensi che emettono più di 2 µg/m<sup>3</sup> di benzene.
- Azioni di miglioramento della qualità dell'aria *indoor* sui treni e sulle metropolitane.
- Per i mobili e gli arredi presenti nelle scuole e asili, viene previsto un accordo volontario, che prevede l'assenza assoluta di alcune sostanze cancerogene, mutagene o tossiche.
- Lo sviluppo di nuovi valori di riferimento *indoor*.
- Sono presenti altri interventi che riguardano il miglioramento delle conoscenze sulla:
- Presenza di nanomateriali negli ambienti *indoor*, rafforzamento delle azioni di formazione sugli operatori e sulla popolazione generale, valutazione dei risultati ottenuti e sull'attività di innovazione industriale.

Più recentemente il Portogallo con l'Ordinanza 353-A/2013 del 4 dicembre (10) sulla qualità dell'aria di *indoor* e sui requisiti della ventilazione, ha implementato la normativa nazionale sulla qualità dell'aria *indoor*. Per la verifica dell'Ordinanza, sono stati stabiliti gli inquinanti chimici da misurare quali PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>, COV totali, CO, CH<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>, i rispettivi valori di

riferimento, e il numero minimo di postazioni fisse di campionamento (3 postazioni in aree servite dal sistema di ventilazione e almeno 1 esterna vicina alla presa del sistema di ventilazione). Inoltre nell'allegato II sono riportate le norme di riferimento (norme ISO 16000) da utilizzare per le attività di campionamento e analisi e la durata del campionamento.

## **Indirizzi e indicazioni tecniche in Italia sulla qualità dell'aria *indoor***

In Italia, già agli inizi degli anni '90 del secolo scorso, veniva istituita presso il Ministero dell'Ambiente la Commissione Nazionale per l'Inquinamento degli Ambienti Confinati. Detta Commissione, raccomandava tutta una serie di interventi e proposte tra cui:

- la formulazione di linee guida sui livelli di qualità dell'aria dei diversi inquinanti;
- lo sviluppo di norme sulle fonti di inquinamento e di standard relativi a materiali e prodotti con limiti di emissione consentiti;
- la predisposizione di azioni di rimedio.

Tali proposte rimasero a livello di studio e non ebbero seguito nella normativa nazionale.

Attualmente per quanto riguarda la qualità dell'aria *indoor*, nella nostra legislazione non c'è uno specifico riferimento; è vero che sono si sono moltiplicate le iniziative ma queste messe insieme non fanno una politica globale e integrata in materia di qualità dell'aria *indoor*.

Va evidenziato che nelle *Relazioni sullo Stato Sanitario del Paese*, tra i determinanti della salute, viene riportata l'aria *indoor*. Tuttavia, come è stato già detto, non c'è stato uno sviluppo organico di specifici atti legislativi. L'accordo siglato nel 2001 tra Ministero della Salute, Regioni e Province autonome, concernente "Linee guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati" (Accordo 27 settembre 2001), costituisce un ulteriore passo avanti ma tuttavia ancora lontano dal fornire indicazioni su tempi, sulle procedure da utilizzare, e sui valori guida o standard da adottare, ecc. In ogni caso, ha contribuito all'elaborazione di una serie di linee guida o procedure che hanno colmato nel complesso specifiche problematiche, quali:

- linee guida per la predisposizioni di protocolli tecnici per la definizione predittiva sugli impianti di climatizzazione;
- procedura operativa per la valutazione e gestione dei rischi correlati all'igiene degli impianti di trattamento ad aria;
- linee di indirizzo per la prevenzione nelle scuole dei fattori di rischio *indoor* per allergie e asma.

A livello di rapporti internazionali, risultano importanti le adesioni e le collaborazioni dell'Italia, alle iniziative che riguardano le grandi sfide sui temi di ambiente e salute, come la sottoscrizione della *Dichiarazione di Parma su Ambiente e Salute* del 2010, o del *Piano di Azione Europeo per l'Ambiente e la Salute dei Bambini (Children's Environment and Health Action Plan for Europe, CEHAPE)* che impegnano i Paesi a migliorare le condizioni negli ambienti di vita attraverso politiche adeguate.

Di particolare importanza, per l'elaborazione di documenti di riferimento, è l'attività dell'Istituto Superiore di Sanità (ISS), che dal 2010 ha attivato il "Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento *Indoor*". Questo Gruppo di studio ha già elaborato documenti di riferimento per le strategie di monitoraggio di:

- composti organici volatili (COV) in ambiente *indoor* (11),
- inquinamento di origine biologica dell'aria in ambiente *indoor* (12),

che riportano una serie indicazioni su come operare in tali ambienti, sulle operazioni preliminari, sulla scelta dei punti nel quale effettuare i campionamenti, sulle tecniche di campionamento, e sulla conservazione e analisi dei campioni.

Sono in corso di pubblicazione i documenti relativi a:

- strategia di monitoraggio per la determinazione della concentrazione di fibre d'amianto e fibre artificiali vetrose aerodisperse in ambiente *indoor*;
- presenza di CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S in ambienti *indoor*: attuali conoscenze e letteratura scientifica in materia. Il caso di studio di Cava dei Selci.

Inoltre, sono in preparazione i documenti relativi a:

- materiale particolato PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>, policlorodibenzodiossine (PCDD), policlorodibenzofurani (PCDF), policlorobifenili (PCB) idrocarburi policiclici aromatici (IPA), metalli e metalloidi;
- parametri microclimatici e inquinanti *indoor*.

## Conclusioni

Ormai da alcuni decenni è cresciuta l'attenzione dei ricercatori e dei legislatori sul tema della qualità dell'aria *indoor*, per i problemi sanitari che insorgono a causa della esposizione inalatoria della popolazione.

L'OMS per la Regione Europea ha elaborato linee guida per la qualità dell'aria *indoor*, che rappresentano un importante ed essenziale strumento di lavoro. Vanno inoltre ricordate le linee guida *Indoor air quality guidelines for household fuel combustion* (6), che considerano le diverse problematiche legate alle diverse combustioni in ambienti *indoor*.

In alcuni Paesi UE, sono state elaborate delle normative o sono state messe a punto raccomandazioni sulla qualità dell'aria *indoor*, che se correttamente utilizzati, possono permettere una migliore valutazione dell'esposizione della popolazione generale e dei relativi rischi per la salute. Pertanto seguendo la tendenza, ormai consolidata in più Paesi, appare opportuno incentivare lo sviluppo di valori guida, di valori di riferimento o di valori di azione specifici per poter meglio gestire situazioni particolarmente problematiche in tali ambienti.

Ultimamente anche l'UE ha assunto una serie di nuovi impegni sull'efficienza energetica e sulla qualità delle costruzioni; a tale proposito nella "Relazione della Commissione al Parlamento Europeo e al Consiglio: sostegno finanziario all'efficienza energetica negli edifici" (13) si sottolinea che il miglioramento dell'efficienza energetica degli edifici comporta altresì importanti vantaggi collaterali, tra cui una maggior salubrità.

Particolarmente interessante è l'attività svolta dall'ISO e dal CEN, in quanto l'utilizzo di metodiche ufficiali unificate consentirà una migliore comparazione tra i diversi dati qualità dell'aria *indoor* prodotti a livello europeo. Le metodologie di rilevamento degli inquinanti *indoor* possono ormai considerarsi di uso corrente in diversi laboratori che effettuano rilevamenti ambientali.

Sul territorio nazionale non è presente una legislazione di riferimento, ma diverse Commissioni e gruppi di lavoro sono a lavoro. Tra questi quello attivato dall'ISS, che sta lavorando per fornire un concreto contributo tecnico per gli operatori del settore pubblico e privato impegnati nell'affrontare le complessità del tema *indoor*, al fine di consentire una omogeneità di azioni a livello nazionale, i cui risultati potranno portare ad appropriate strategie di sanità pubblica mirate alla riduzione della esposizione negli ambienti *indoor*.

## Bibliografia

1. European Environmental Agency. *Environment and human health. Joint EEA-JRC report*. Luxembourg: Publications Office of the European Union; 2013. (EEA Report No 5/2013; Report EUR 25933 EN).

2. Agenzia Europea per l'Ambiente. *Segnali Ambientali 2013. L'aria che respiriamo. Migliorare la qualità dell'aria in Europa*. Copenhagen: AEA; 2013.
3. Direzione Generale Ambiente UE. *Cleaner Air for All. L'Ambiente per gli Europei. Supplemento Settimana Verde 2013*. Lussemburgo: Ufficio delle pubblicazioni dell'Unione europea; 2013.
4. World Health Organization. *Guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2010. Disponibile all'indirizzo: [http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0009/128169/e94535.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf); ultima consultazione 8/3/2013.
5. World Health Organization – Regional Office for Europe. *Indoor air pollutants: exposure and health effects*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe Regional Publications; 1983.
6. World Health Organization. *WHO guidelines for indoor air quality: household fuel combustion*. Geneva: WHO; 2014. Disponibile all'indirizzo: [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/141496/1/9789241548885\\_eng.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/141496/1/9789241548885_eng.pdf); ultima consultazione 7/4/15.
7. EN ISO 16000: 2006. *Indoor air*. Bruxelles: European Committee for standardization; 2006.
8. Settimo G. Inquinamento dell'aria in ambienti confinati: orientamenti e valutazioni in campo nazionale e comunitario. In: Fuselli S, Musmeci L, Pilozzi A, Santarsiero A, Settimo G per il Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento Indoor (Ed.). *Workshop. Problematiche relative all'inquinamento indoor: attuale situazione in Italia. Istituto Superiore di Sanità. Roma, 25 giugno 2012. Atti*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/39). p. 7-20.
9. France. *Plan d'actions sur la Qualité de l'Air Intérieur. Octobre 2013*. Disponibile all'indirizzo: [http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/Plan\\_Qualite\\_de\\_l\\_air\\_interieur\\_octobre\\_2013.pdf](http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/Plan_Qualite_de_l_air_interieur_octobre_2013.pdf); ultima consultazione 7/4/15.
10. Portogallo. Ministérios Do Ambiente, Ordenamento Do Território E Energia, Da Saúde E Da Solidariedade, Emprego E Segurança Social. *Diário da República*, 1.ª série — N.º 235 — 4 de dezembro de 2013.
11. Fuselli S, Pilozzi A, Santarsiero A, Settimo G, Brini S, Lepore A, de Gennaro G, Demarinis Loiotile A, Marzocca A, de Martino A, Mabilia R. *Strategie di monitoraggio dei composti organici volatili (COV) in ambiente indoor*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/4).
12. Bonadonna L, Briancesco R, Brunetto B, Coccia AM, De Gironimo V, Della Libera S, Fuselli S, Gucci PMB, Iacovacci P, Lacchetti I, La Rosa G, Meloni P, Paradiso R, Pini C, Semproni M per il Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento Indoor. *Strategie di monitoraggio dell'inquinamento di origine biologica dell'aria in ambiente indoor*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/37).
13. Commissione Europea. *Relazione della Commissione al Parlamento Europeo e al Consiglio: sostegno finanziario all'efficienza energetica negli edifici. COM (2013)225. Bruxelles 18 aprile 2013*. Bruxelles: Commissione Europea; 2013.

# STRATEGIE DI MONITORAGGIO DELL'INQUINAMENTO DI ORIGINE BIOLOGICA DELL'ARIA IN AMBIENTE INDOOR: I MICRORGANISMI

Lucia Bonadonna, Pierluigi Meloni

Dipartimento Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

## Premessa

Gli agenti biologici presenti nell'aria, generalmente aggregati in e su particelle, si muovono nell'ambiente sotto forma di bioaerosol e sono diffusi dai moti convettivi e dalle correnti d'aria che li trasportano.

Il bioaerosol è costituito da particolato biologico, presente nell'aria indipendentemente dalla sua vitalità, proveniente da esseri viventi presenti in ambienti confinati e in quelli esterni. Oltre che a batteri, alghe, protozoi, lieviti, spore e ife fungine, virus, un'ampia frazione del bioaerosol è rappresentata anche da strutture e prodotti fisiologici e metabolici, quali residui e cellule vegetali, frammenti di insetti, scaglie di epitelio, peli di animali, pollini, endotossine, allergeni e altri contaminanti di natura organica e inorganica. Il particolato biologico si sposta nell'aria contenuto o legato ai componenti corpuscolati dell'atmosfera, cioè polvere, goccioline, droplet-nuclei. In particolare, questi ultimi sono particelle di 2-10  $\mu\text{m}$  di diametro formate dal residuo, essiccato per evaporazione, delle goccioline di secrezioni respiratorie emesse parlando, starnutando o tossendo, che hanno la capacità di rimanere in sospensione nell'aria anche per lunghi periodi di tempo.

Il bioaerosol è implicato nella diffusione per via aerea di patogeni e allergeni, esponendo i soggetti al rischio di infezioni o di reazioni allergiche, trasmesse non solo per via inalatoria ma anche per contatto con superfici e oggetti contaminati dalla ricaduta delle particelle in sospensione (1). A questo proposito è interessante osservare come la diffusione, a distanza, di particelle infettive possa variare in funzione di una serie di fattori. È stato infatti misurato che le particelle di dimensione 60-100  $\mu\text{m}$  emesse con l'espiazione evaporino entro i primi 2 metri, mentre le goccioline di maggiori dimensioni arrivino ad una distanza di 6 metri, se espulse starnutando (velocità di 50 m/s) e ad oltre 2 metri, se espulse tossendo (velocità di 10 m/s), e a meno di 1 metro se espulse con il normale ritmo respiratorio (velocità di 1 m/s) (2).

Nel caso del bioaerosol *indoor*, la descrizione di quanto può avvenire non è semplice. Infatti, la presenza di agenti biologici non invalida in alcun modo le leggi fisiche che governano il comportamento di goccioline e particelle, cioè il moto dovuto alle correnti d'aria e la deposizione causata dalla forza di gravità. Tuttavia, durante tutto il tempo della permanenza in aria intervengono importanti fattori microclimatici, come temperatura, umidità relativa e velocità di evaporazione, tutti correlati fra loro, che possono alterare le caratteristiche fisiche, le proprietà metaboliche e il mantenimento dell'attività di ogni singolo agente biologico. Temperatura, umidità relativa e velocità di evaporazione diventano quindi importanti fattori ambientali che influenzano la dinamica del trasporto, la diffusione e la deposizione del bioaerosol.

## Sorgenti *indoor* di agenti biologici

In ogni ambiente interno si possono trovare diverse tipologie e diverse concentrazioni di agenti biologici. In ambienti confinati non inquinati (cioè in assenza di specifiche sorgenti di emissione), si può considerare comune una concentrazione di fondo non superiore a  $10^3$  organismi/m<sup>3</sup> di aria (3). Tuttavia, la presenza di sorgenti quali, ad esempio, umidificatori contaminati può aumentare il livello di esposizione di 10-100 volte. Un semplice starnuto può comunque immettere nell'aria circa  $10^6$  goccioline che diffondono milioni di agenti biologici ad esse adesi.

Nell'aria esterna la ventilazione naturale opera una continua diluizione e dispersione delle particelle del bioaerosol, mentre negli ambienti confinati le concentrazioni risultano di norma maggiori: umidità e temperatura, mancato effetto della radiazione solare e attività di persone e animali domestici che possono determinare il risollevarsi di polveri possono essere condizioni favorevoli all'aumento delle concentrazioni di agenti biologici nell'aria *indoor*. La presenza di agenti biologici nell'*indoor* è dovuta sia all'ingresso di aria esterna, ricca di soprattutto di ife e spore di funghi filamentosi e di pollini, sia alla tipologia dei materiali da costruzione e di arredo che, insieme alle particolari condizioni microclimatiche presenti, possono favorire la sopravvivenza, l'accumulo e lo sviluppo di microrganismi.

Docce, scarichi e fontane possono diffondere in forma di aerosol microrganismi presenti nell'acqua, come ad esempio *Legionella*, micobatteri, eterotrofi, amebe.

In ogni caso, in mancanza di una specifica fonte di contaminazione (climatizzatori, docce, ecc.), la diffusione di microrganismi nell'*indoor* avviene principalmente tramite il corpo umano. Infatti, le concentrazioni del microbioma cutaneo, come anche di quello delle mucose, possono essere molto elevate in funzione dei diversi siti del corpo. Si calcola che ogni individuo elimini circa  $7 \times 10^6$  scaglie epiteliali al minuto e che su una superficie di 1 cm<sup>2</sup> possano esserci approssimativamente una media di  $10^4$  microrganismi. Gli abiti possono rappresentare un serbatoio di diffusione e, come già affermato, gli atti del parlare, starnutire e tossire sono fonti di emissione non trascurabili.

Quindi, nell'*indoor*, diventano importanti il numero di individui presenti, l'attività svolta e le condizioni di salute dei singoli, aspetti che intervengono nella diffusione degli agenti biologici. Inoltre, stato di manutenzione e igiene dei locali, come fattori statici, movimento delle persone e modalità di ventilazione, come fattori di natura dinamica, sono sicuramente requisiti che influenzano le condizioni igienico-ambientali negli ambienti confinati.

Poiché le eventuali sorgenti non emettono bioaerosol in modo continuo, la quantità e la qualità degli agenti biologici che si osservano nei diversi ambienti non sono mai le stesse e anche nell'ambito dello stesso locale si rilevano, nel tempo, ampie variazioni delle caratteristiche e delle concentrazioni quali-quantitative.

La variabilità delle condizioni ambientali influenza infatti fortemente la presenza, il trasporto e la diffusione degli agenti biologici negli ambienti *indoor*. È possibile osservare in alcuni siti in particolare un effetto di amplificazione, soprattutto dove si formano ristagni d'acqua per condensa da impianti di climatizzazione, umidificatori e frigoriferi autosbrinatori, per perdite d'acqua da fontane, scarichi, vasche, docce, idromassaggi, ecc. Inoltre, possono diventare sedi di bioaccumulo e contaminazione impianti di climatizzazione se non sottoposti a periodica pulizia e manutenzione dei filtri, così come siti dove vengono effettuate manipolazioni di sostanze organiche, dove sono installati elementi decorativi e arredi in tessuto o materiali vegetali e dove sono presenti piante e animali.

## Comfort ambientale ed effetti sulla salute

Le conseguenze dei fattori sopra citati, considerati singolarmente o in sinergia, determinano una diminuzione del comfort ambientale e un potenziale rischio per la salute. Dimensioni, composizione e attività biologica delle particelle biologiche sono caratteristiche di interesse in un ambito di valutazione del rischio, anche in relazione alla loro capacità di penetrare nel sistema respiratorio e di entrare in contatto con il soggetto esposto.

Un aspetto importante associato quindi alla presenza di biocontaminanti in ambienti *indoor* è costituito dalle caratteristiche fisiche degli agenti inalati, e in particolare dalle loro dimensioni. Numerose ricerche hanno dimostrato che particelle di diametro superiore ai 10  $\mu\text{m}$  si arrestano a livello delle vie aeree superiori (naso, laringe e faringe); quelle di diametro compreso tra i 10 e i 3  $\mu\text{m}$  possono arrivare alla mucosa tracheo-bronchiale, mentre solamente quelle di circa 1  $\mu\text{m}$  possono raggiungere le più fini diramazioni bronchiolari, fino a livello dei bronchioli terminali e della parete alveolare. Pertanto, maggiore è il diametro delle particelle, minore dovrebbe essere il danno; infatti quelle più grandi restano a livello del primo tratto dell'apparato respiratorio e sono eliminate con l'espettorato.

Gli effetti prodotti dagli agenti biologici si possono classificare come: effetti patogeni, legati alla presenza di patogeni primari e patogeni opportunisti; effetti allergici, legati ad alterazioni della risposta immunitaria per esposizione ad allergeni; effetti tossigeni e di immunotossicosi, legati alla presenza di microrganismi che producono tossine (endotossine e micotossine). La maggior parte degli episodi allergici e infettivi avviene per contatto o mediante inalazione di goccioline o particelle di polvere umida, anche se il rischio di acquisire uno stato patologico dipende prevalentemente dalla suscettibilità del soggetto esposto (fattori predisponenti sono l'età avanzata, il fumo di tabacco, l'asma, la presenza di malattie croniche e l'immunodeficienza) e dall'intensità di esposizione (virulenza, carica batterica, allergenicità, tossigenicità e tempo di esposizione) (4).

La valutazione del rischio di esposizione ad agenti biologici risulta comunque complessa. La stima della qualità microbiologica dell'aria e la misura dei livelli di concentrazione microbica tramite controlli di monitoraggio ambientale sono complicate dalla particolare natura del bioaerosol, dove gli agenti biologici si ritrovano in un complesso eterogeneo di particelle, dalla mancanza di adeguati studi epidemiologici, dato che la risposta da parte dei soggetti su cui il rischio è misurato dipende dall'agente patogeno e dalla suscettibilità individuale e, infine, dalla mancanza di standardizzazione delle metodologie di campionamento e analisi. Non potendo disporre di riferimenti oggettivi, come ad esempio la relazione dose-risposta, a differenza di quanto avviene per le sostanze chimiche, non sono stati ancora definiti limiti di esposizione e contaminazione utilizzabili come valori soglia ai fini sanitari.

Sebbene un discorso a parte meriterebbe la diffusione di *Legionella* in ambienti *indoor*, i dati italiani sugli effetti prodotti dalla contaminazione microbiologica dell'aria sono relativamente scarsi e solitamente concordano con quelli riportati in altri Paesi. Sono spesso circoscritti ad indagini condotte in particolari ambiti (ospedali, impianti sportivi, scuole) e limitatamente ad alcuni agenti infettivi. Le indagini generalmente indicano come la contaminazione microbica sia legata a scarsa o, talvolta, assente idoneità delle condizioni igienico-edilizie dei locali, al sovraffollamento e alla scarsa manutenzione dei sistemi di climatizzazione.

Le numerose tecniche e strumentazioni utilizzate nelle indagini riportate nella letteratura scientifica e l'indisponibilità di linee guida nazionali ufficiali e di protocolli standard impongono la necessità di proporre delle linee guida che individuino i parametri da ricercare (batteri, funghi, lieviti, virus, endotossine, allergeni, ecc.), i criteri e i protocolli per l'accertamento dei livelli di contaminazione biologica e l'individuazione di misure di controllo e/o di prevenzione.

Condizioni di prevenzione dell'inquinamento *indoor* dovrebbero soprattutto prevedere di evitare l'esposizione nelle zone "a rischio" per la crescita di funghi (muffe). È quindi importante limitare i livelli d'umidità, che nelle abitazioni dovrebbe essere mantenuta sotto il 50%, mantenere una buona ventilazione dei locali, evitare di impiegare tappezzeria sulle pareti e sui pavimenti ed eliminare con prodotti idonei i siti di moltiplicazione dei funghi in grado di crescere soprattutto sulle superfici murarie in alcuni ambienti (bagno, doccia, cucina).

## Bibliografia

1. Bonadonna L, Marconi A. *Stato attuale e orientamento degli studi e delle ricerche sulla contaminazione biologica dell'aria degli ambienti chiusi (indoor)*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 1990. (Rapporti ISTISAN 90/14).
2. Xie X, Li Y, Chwang ATY, Ho PL, Seto WH. How far droplets can move in *indoor* environments – revisiting the Wells evaporation–falling curve. *Indoor Air* 2007;17:211-25.
3. European Collaborative Action (ECA). *Indoor air and its impact on man. Report No. 12, Biological Particles in Indoor Environment*. Luxembourg: Commission of the European Communities, Directorate General for Science, Research and Development Joint Research Centre -Institute for the Environment; 1993.
4. Strampfer MJ, Cunha BA. Clinical and laboratory aspects of Legionnaire's disease. *Semin Respir Infect* 1987;2(4):228-34.



# STRATEGIE DI MONITORAGGIO DELL'INQUINAMENTO DI ORIGINE BIOLOGICA DELL'ARIA IN AMBIENTE INDOOR: GLI ALLERGENI

Patrizia Iacovacci

Centro Nazionale per la Ricerca e la Valutazione dei Prodotti Immunobiologici, Istituto Superiore di Sanità, Roma

## Introduzione

L'esposizione ambientale agli allergeni ha un ruolo importante nello sviluppo delle patologie allergiche. I dati epidemiologici indicano che circa il 15-20% degli individui presentano manifestazioni allergiche di diversa entità clinica. Inoltre la prevalenza di tali patologie è in continuo aumento soprattutto nei paesi industrializzati in cui un ruolo importante nella sensibilizzazione e nella esacerbazione dei sintomi è da attribuire agli inquinanti ambientali (1).

A causa di un tale aumento della prevalenza, le patologie allergiche devono essere considerate un importante problema sanitario. Due sono le problematiche principali relative a tali patologie. La prima è rappresentata dalla ridotta qualità della vita dei pazienti allergici con conseguente diminuzione della produttività in ambito lavorativo e del rendimento in ambito scolastico. Una seconda problematica è legata ai costi per il Sistema Sanitario Nazionale dovuti a un numero elevato di ricoveri ospedalieri e al costo per le cure (farmaci).

Per i principali allergeni *indoor* attualmente è possibile, previa identificazione degli eventuali siti di esposizione, determinare la concentrazione degli allergeni all'interno degli ambienti. La conoscenza dei livelli di esposizione può essere utile per adottare specifiche misure di riduzione o di eliminazione dell'esposizione consentendo ai soggetti allergici di migliorare la qualità della vita. Inoltre la conoscenza dei livelli di esposizione può essere utile per stimare il rischio di sensibilizzazione o scatenamento dei sintomi in determinati contesti ambientali e professionali.

## Soglie di rischio e strategie di monitoraggio degli allergeni *indoor*

Gli allergeni *indoor* attualmente noti e per i quali è possibile effettuare delle analisi quantitative grazie alla disponibilità in commercio di saggi specifici ELISA (*Enzyme-Linked Immunosorbent Assay*) sono i seguenti: Der p 1, Der f 1, Der f 2, Mite group 2 e Blo t 5 per quanto riguarda gli Acari della polvere; Bla g1 e Bla g2 per le Blatte; Asp f 1 e Alt a 1 per le Muffe e Fel d 1, Can f 1, Equ c 4, Bos d 2, Rat n 1 e Mus m 1 per i mammiferi. Oltre agli allergeni *indoor* propriamente detti, bisogna sottolineare che negli ambienti *indoor* possono accumularsi anche allergeni tipicamente *outdoor* quali pollini e alcune specie di muffe che possono aumentare il carico allergenico all'interno degli ambienti e peggiorare le condizioni dei soggetti esposti. Pertanto quando si programma un campionamento ambientale bisogna tenere presente questo aspetto.

Le “soglie” di rischio attualmente esistenti sono state stabilite nell’ambito del terzo Workshop internazionale sugli allergeni *indoor* e asma (2) e riguardano gli allergeni degli acari Der p 1 e Der f 1 (2 µg di allergene per grammo di polvere: rischio per la sensibilizzazione con produzione di anticorpi IgE; 10 µg/g: rischio per lo scatenamento dei sintomi). Successivamente sono stati stabilite anche le soglie per Fel d 1, allergene maggiore del gatto (1 µg/g sensibilizzazione; 8 µg/g sintomi) e Can f 1, allergene maggiore del cane (2 µg/g sensibilizzazione; 10 µg/g sintomi).

È necessario sottolineare che esistono una serie di difficoltà legate alla determinazione delle soglie di rischio. Innanzitutto la reattività allo stesso allergene può variare estremamente fra individui differenti. Infatti, alcune persone non diventeranno mai sensibilizzate anche ad elevate concentrazioni di esposizione all’allergene mentre altre diventeranno sensibilizzate a bassissime concentrazioni. Inoltre i livelli di allergeni associati ad un aumentato rischio di malattia e/o sensibilizzazione sono sicuramente differenti per le persone sane o sensibilizzate e allergiche.

Altri problemi sono legati alla strategia di monitoraggio. La determinazione dei livelli di rischio dovrebbe includere il monitoraggio di tutti gli ambienti in cui si trascorre più tempo (ufficio, casa, scuola, ecc.) qualora si vogliono stabilire soglie di rischio per un determinato gruppo di soggetti. Tale approccio non sempre è attuabile. Una chiara strategia di monitoraggio che consenta di ottenere dati più attinenti possibili alla reale concentrazione allergenica negli ambienti è ancora da definire. Inoltre il monitoraggio allergenico è complesso e richiede diverse fasi nonché l’utilizzo di strumenti e tecniche differenti. Sebbene sempre maggiori dati sull’esposizione agli allergeni siano disponibili, alcuni dei quali molto accurati, è ancora necessario continuare a lavorare sulla standardizzazione della fase di campionamento e sulla convalida delle procedure analitiche. È inoltre importante sviluppare protocolli condivisi per comparare meglio i dati ottenuti da studi differenti. Infatti, nonostante l’ampia disponibilità di dati in letteratura, è spesso molto complicato effettuare dei confronti a causa delle differenti procedure e metodiche utilizzate e delle diverse unità di misura con cui sono espressi i risultati (3).

La scelta degli ambienti (tipologia e quantità) da esaminare va determinata caso per caso e dipende dall’obiettivo del progetto; ad esempio, se lo scopo è stabilire delle soglie di rischio è preferibile includere molte tipologie di ambienti, se invece si intende valutare l’efficacia di un trattamento anti-allergene è sufficiente, naturalmente, prendere in esame la tipologia di ambiente o la specifica superficie verso la quale è indirizzato il trattamento. La scelta delle superfici da campionare all’interno di una data tipologia di ambiente è determinata da una stima caso per caso dei punti di maggiore accumulo di allergeni e/o di maggiore esposizione.

La raccolta dei campioni di polvere può essere effettuata mediante il campionamento delle superfici oppure dell’aria (3). Generalmente sarebbe importante applicare in parallelo entrambi i metodi soprattutto per l’analisi degli allergeni delle muffe, cane e gatto che possono essere sia aerodispersi che nelle polveri sedimentate. Bisogna tuttavia sottolineare che, attualmente, la procedura di raccolta della polvere sedimentata è maggiormente standardizzata soprattutto perché più semplice da applicare e quindi più utilizzata soprattutto negli studi che prevedono un ampio numero di campioni.

Per il processo di estrazione degli allergeni dai campioni di polvere sono utilizzati tamponi acquosi (PBSt: *Phosphate Buffered Saline + tween*). Un aspetto importante è rispettare scrupolosamente le condizioni di conservazione dei campioni per non alterare le molecole allergeniche.

Infine, successivamente alla fase di estrazione, per il dosaggio quantitativo degli allergeni presenti nelle polveri sono utilizzati, come già accennato, saggi immunoenzimatici ELISA su micropiastra disponibili in commercio. Si deve comunque tenere presente che, anche nel caso di saggi convalidati dalla Ditta produttrice, il laboratorio che effettua i saggi deve essere in grado

di dimostrare che il metodo viene applicato in modo appropriato come ampiamente descritto in Bonadonna *et al.* (3).

## Conclusioni

Il monitoraggio degli allergeni *indoor* è un aspetto importante nella gestione del paziente allergico poiché, grazie alla conoscenza del livello dei singoli allergeni all'interno degli ambienti, consente di adottare delle misure specifiche per limitare la presenza di tali allergeni negli ambienti *indoor*.

Inoltre la standardizzazione delle procedure di campionamento e la convalida dei metodi analitici consentono di ottenere dati riproducibili e di stabilire, conseguentemente, in modo appropriato le “soglie” di rischio per l'esposizione agli allergeni.

## Bibliografia

1. D'Amato G, Baena-Cagnani CE, Cecchi L, Annesi-Maesano I, Nunes C, Ansotegui I, D'Amato M, Liccardi G, Sofia M, Canonica WG. Climate change, air pollution and extreme events leading to increasing prevalence of allergic respiratory diseases. *Multidisciplinary Respiratory Medicine* 2013;8:12.
2. Platts-Mills TA, Vervloet D, Thomas WR, Aalberse RC, Chapman MD. Indoor allergen and asthma: report of the Third International Workshop. *J Allergy Clin Immunol* 1997;100:S2-24.
3. Bonadonna L, Briancesco R, Brunetto B, Coccia AM, De Gironimo V, Della Libera S, Fuselli S, Gucci PMB, Iacovacci P, Lacchetti I, La Rosa G, Meloni P, Paradiso R, Pini C, Semproni M, per il Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento *Indoor*. *Strategie di monitoraggio dell'inquinamento di origine biologica dell'aria in ambiente indoor*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013 (Rapporti ISTISAN 13/37).

# STRATEGIA DI MONITORAGGIO PER LA DETERMINAZIONE DELLA CONCENTRAZIONE DI FIBRE D'AMIANTO E FIBRE ARTIFICIALI VETROSE

Biagio Bruni

Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

## Introduzione

Fra i vari contaminanti che si possono ritrovare nell'aria sia *indoor* (1-3) che *outdoor* le fibre inorganiche costituiscono uno dei problemi che più di frequente si presentano e che vengono segnalati. La pericolosità di alcune fibre inorganiche risiede fondamentalmente nella loro capacità di penetrare nel sistema respiratorio umano dove esercitano la loro azione nociva.

Attualmente, le fibre inorganiche che hanno un maggior interesse sanitario-ambientale sono quelle che trovano o che hanno trovato un largo uso soprattutto nel settore industriale e in particolare nell'ambito dei materiali da costruzione. Tra le diverse tipologie di fibre una particolare attenzione va rivolta a quelle di amianto e a quelle artificiali vetrose.

Il controllo dell'esposizione a questi inquinanti aerodispersi, spesso a concentrazioni molto basse, deve prevedere un dettagliato piano di monitoraggio e l'utilizzo di procedure e tecniche armonizzate e standardizzate.

In generale, per fibra si intende, indipendentemente dall'origine o composizione, qualsiasi particella allungata, sottile con lati paralleli di dimensioni tali che la lunghezza (L) superi di almeno tre volte il diametro (D) cioè il rapporto di allungamento  $L/D$  sia maggiore di 3 ( $L/D > 3$ ). Le fibre regolamentate, sulla base di una serie di studi condotti dalla *World Health Organization* (WHO) nel 1986 (4), sono quelle che presentano una lunghezza  $> 5 \mu\text{m}$  (micron), diametro  $< 3 \mu\text{m}$  (micron) e rapporto dimensionale  $L/D \geq 3$  (5-6). Queste sono le caratteristiche che debbono possedere le fibre per poter essere identificate e conteggiate durante le analisi.

Non tutte le fibre risultano essere pericolose. La probabilità che una tipologia di fibra possa indurre effetti patogeni sull'organismo umano dipende fondamentalmente da una serie di caratteristiche quali: forma, dimensioni, composizione chimica e mineralogica, reattività di superficie e biopersistenza.

Con la messa al bando dell'amianto (5) si è quasi del tutto risolto il problema delle esposizioni alle alte concentrazioni tipiche degli ambienti lavorativi industriali, ma è sorto il problema delle esposizioni a basse e/o bassissime concentrazioni tipiche degli ambienti di vita.

La letteratura riporta molti dati e studi che valutano la concentrazione di fibre in ambienti *indoor*. Tuttavia i dati e risultati di tali lavori spesso non sono confrontabili a causa dell'utilizzo di modalità diverse di campionamento, di analisi e di criteri di conteggio.

Per quanto riguarda le fibre artificiali vetrose, essendo ancora scarse e comunque discordanti le evidenze scientifiche sulla loro reale pericolosità, riteniamo che, nell'ottica della tutela della salute sia dei lavoratori che della popolazione, sia necessario trattare questa categoria di fibre con un atteggiamento cautelativo di tipo prevenzionistico.

In questa trattazione si riportano i principali fattori da considerare per pianificare le attività di monitoraggio, di campionamento e analisi delle fibre inorganiche di interesse.

## Amianto (asbesto)

Il termine generico e/o commerciale “amianto o asbesto”, include sei minerali naturali a morfologia fibrosa appartenenti alla classe mineralogica dei silicati che hanno avuto una rilevante importanza tecnologica e commerciale. La normativa italiana (art. 247 DL.vo 81/2008) (6) considera e disciplina come amianto/asbesto esclusivamente i silicati fibrosi appartenenti a due gruppi mineralogici principali, quello degli anfiboli e quello del serpentino.

Il suo enorme impiego nell’industria, nell’edilizia e in molti prodotti di uso domestico è da attribuire alle sue proprietà fisico-chimiche.

Nel settore edile è stato ampiamente usato sia miscelato con il cemento dando origine a manufatti compatti, sia miscelato in “polvere”, con leganti particolari per consentirne l’applicazione a spruzzo o come malta tradizionale.

L’amianto in matrice resinoida è stato utilizzato per produrre pavimenti, guaine isolanti, adesivi e vernici. L’amianto è stato ampiamente utilizzato anche nel settore trasporti, per la coibentazione di carrozze ferroviarie, navi, autobus, o come materiale di attrito, impastato con resine sintetiche per ottenere ferodi. Esso ha trovato impiego anche in campo decorativo e scenografico come per tessere sipari teatrali e teli filtranti.

## Fibre artificiali vetrose

Tra i materiali artificiali fibrosi, che principalmente hanno sostituito il mercato e gli usi dell’amianto, vi sono le Fibre Artificiali Vetrose (FAV). Le FAV fanno parte del grande gruppo delle *Man-Made Mineral Fiber* (MMMMF) che include tutte le tipologie di fibre inorganiche come, le fibre cristalline, le lane policristalline (PCW), i *whisker* di carburo di silicio e altre. Le FAV sono materiali inorganici fibrosi con struttura molecolare amorfa (vetrosa, cioè non cristallina), prodotti a partire da vari tipi di minerali. Quelle commercialmente importanti, sono a base di silice e contengono quantità variabili di altri ossidi inorganici. I componenti non a base di silice includono, ma non esclusivamente, ossidi alcalino terrosi, alcali, alluminio, boro, ferro e zirconio (7). Appartengono alle FAV le fibre/lane di vetro, le lane di roccia, le lane di scoria, le Fibre Ceramiche Refrattarie, lane di vetro allumo-silicatiche e le lane di vetro silicatiche alcalino-terrose (8-14).

Le FAV furono introdotte in commercio fin dagli inizi del XX secolo e con il tempo hanno subito notevoli evoluzioni tecnologiche. La dismissione nell’uso dell’amianto ha comportato un incremento nell’utilizzo delle FAV e attualmente sono conosciute oltre trentamila utilizzazioni commerciali con un uso sempre più crescente nel settore dell’isolamento termoacustico e come materiali di rinforzo nei prodotti plastici e nell’industria tessile.

Una caratteristica delle fibre vetrose, che le differenzia dalle fibre minerali naturali (in particolare dall’asbesto), è rappresentato dall’impossibilità di distaccarsi longitudinalmente in fibrille a diametro più piccolo a seguito di una sollecitazione.

L’impiego su scala industriale delle FAV ha dato origine a numerosi studi epidemiologici non solo di “coorte”, ma anche di “caso-controllo” per valutare l’effetto sulla salute dei lavoratori esposti. I principali rischi per la salute derivano dai potenziali effetti a lungo termine (15) e molti aspetti sono ancora oggetto di approfondimento. Non tutto il mondo scientifico concorda con le conclusioni degli Enti deputati a classificare le varie tipologie di FAV.

## Sorgenti di fibre

Le fibre aerodisperse, alcune delle quali possono essere di origine organica (come il cotone e le fibre sintetiche) presenti in ambienti *indoor*, possono provenire da diverse fonti, sia interne che esterne.

Riguardo alle sorgenti si richiama quanto affermato dal DM 6/9/1994 del Ministero della Sanità, concernente i Materiali Contendenti Amianto (MCA) e applicabile a tutti i Materiali Contendenti Fibre (MCF) potenzialmente pericolose. Tale DM asserisce, infatti, che la semplice presenza di MCF potenzialmente pericolose non comportano di per sé un pericolo per la salute degli occupanti di un ambiente confinato. Se il materiale risulta in buone condizioni e se non subisce danneggiamenti difficilmente potrà liberare fibre. Se invece lo stesso subisce danneggiamenti (casuali o vandalici), se si trova in condizioni di degrado o soggetto a vibrazioni, correnti d'aria, ecc., si può verificare un rilascio di fibre. In queste condizioni, i materiali contenenti fibre possono diventare una sorgente d'inquinamento. Da ciò risulta evidente che la "friabilità" del materiale gioca un ruolo cruciale ai fini della pericolosità da attribuire a questi materiali. L'entità del rilascio di fibre risulta essere strettamente dipendente dalla consistenza del materiale (friabile o compatto), dallo stato di conservazione (integro o danneggiato) e dalla presenza o meno di vernici e/o strati protettivi.

Da ciò deriva che le attività abitualmente svolte nell'area di indagine rappresentano un altro fattore importante da considerare in quanto possono incidere sullo stato di conservazione dei materiali.

I meccanismi fondamentali (16) con i quali si generano le possibili sorgenti e quindi il rilascio e dispersione di fibre sono:

– *Fallout*

Distacco delle fibre legate più debolmente dal materiale inglobante. Si verifica nelle normali condizioni di attività. Si tratta di un fenomeno di entità relativamente scarsa ma costante dovuto alle sollecitazioni cui viene sottoposto il materiale sia per movimenti dell'aria che per vibrazioni delle strutture. L'entità del rilascio dipende essenzialmente da due fattori: integrità del materiale e coesione interna e adesione al substrato. Ambedue questi fattori possono alterarsi per infiltrazioni d'acqua, per cattiva qualità dell'installazione e per naturali fenomeni di invecchiamento.

– *Impatto*

contatto diretto con il materiale che causa dispersione di fibre. Il contatto può essere volontario (quando il materiale è direttamente interessato dagli interventi di manutenzione o viene danneggiato da atti vandalici) oppure accidentali (nel caso di manutenzione di attrezzature poste nelle vicinanze del materiale). L'entità del rilascio di fibre dipende sia dall'entità del danneggiamento, sia dalle condizioni del materiale stesso (grado di friabilità e forza di coesione e adesione). Generalmente l'impatto genera un rilascio di fibre di elevata entità e di breve durata; pertanto è di estrema importanza conoscere la frequenza con cui si verificano tali eventi, che dipendono dal tipo di attività che si svolge nell'edificio e da quanto sia accessibile il materiale stesso. Inoltre, occorre tener presente che se la zona interessata all'impatto non viene adeguatamente protetta può continuare, più o meno lentamente, a liberare fibre.

– *Dispersione secondaria*

risollevamento in aria di fibre, rilasciate in conseguenza di *fallout* e di impatti, causato da attività di pulizia, dal movimento delle persone e dalla circolazione dell'aria.

Negli ambienti *indoor*, non interessati dalla presenza di MCF, ci si attenderebbe di riscontrare una concentrazione di fibre inorganiche non superiore rispetto a quella presente nell'ambiente *outdoor* circostante (preventivamente campionata e analizzata).

## Campionamento delle fibre aerodisperse

Il metodo utilizzato per il campionamento di fibre aerodisperse è quello indicato all'Allegato 2 del DM 6/9/94 per gli ambienti *indoor* e alle norme di buona tecnica (ISO 16000/7 del 2008) per l'amianto e consigliato per le FAV. Il campionamento sulla base dell'obiettivo prefissato, dovrà essere significativo, il più possibile rappresentativo, idoneo per la successiva fase analitica ed essere effettuato con adeguata strumentazione e da personale esperto e qualificato (secondo il DM del 14/5/96).

La predisposizione di un piano di monitoraggio dell'aria *indoor* può derivare da una serie di necessità quali quelle di conoscere, valutare e prendere eventuali decisioni nel rispetto della normative.

Gli obiettivi di un campionamento di fibre aerodisperse in un ambiente *indoor* possono quindi essere:

- studiare l'eventuale dispersione delle fibre;
- verificare l'eventuale superamento del limite di esposizione;
- controllare l'efficacia del confinamento di un ambiente o di un'area;
- rilasciare la certificazione di restituibilità a seguito di bonifica secondo il DM 6/9/94;
- indagare i valori di concentrazione di fondo dell'ambiente *indoor*;
- misurare l'esposizione personale.

Per individuare la strategia di monitoraggio più efficace, può risultare necessario, a seguito di sopralluoghi e ispezioni visive preliminari, effettuare ulteriori campionamenti (aria immessa nell'ambiente *indoor*, analisi di materiali sospetti, ecc.).

I sistemi di campionamento si differenziano a seconda che si tratti di misure personali o ambientali.

Il campionamento personale è molto utilizzato negli ambienti di tipo industriale ma, pur risultando ottimale in quanto descrittiva della reale esposizione del soggetto, risulta applicabile in un numero limitato di casi per quanto riguarda l'ambiente *indoor*.

Per i campionamenti ambientali viene impiegato il sistema di campionamento statico o di area.

Nel programmare un idoneo piano di campionamento, dopo aver individuato la sorgente d'inquinamento, bisogna tener conto di una serie di aspetti quali: il luogo e le posizioni di prelievo, il momento, la durata e la frequenza dei campionamenti.

La scelta del luogo e del punto di campionamento assume grande importanza, infatti un posizionamento poco rappresentativo dell'ambiente che si intende indagare influenza fortemente la misura rendendo non significativa l'attività di monitoraggio. Ogni postazione di prelievo dovrà essere posta in punti significativi in funzione di specifiche condizioni (particolari sorgenti, attività di macchine o persone, particolari ubicazioni, ecc.) e già individuati in precedenza. Altri fattori da considerare sono le caratteristiche di emissione (emissione continua, discontinua, regolare o irregolare) delle sorgenti di fibre e dei fattori che potrebbero influire sui livelli ambientali di fibre.

La frequenza, la durata e la periodicità del campionamento dipenderanno quindi dagli obiettivi del piano di monitoraggio, dalle caratteristiche della realtà oggetto di studio e dalla tecnica analitica che verrà utilizzata.

Questi fattori dipendono a loro volta dall'obiettivo del monitoraggio, dal valore limite di controllo stabilito dalle leggi e dal metodo di analisi.

A seconda della tecnica analitica utilizzata (microscopia ottica in contrasto di fase o microscopia elettronica a scansione) sono disponibili diversi protocolli operativi individuati da normative sia nazionali che internazionali.

## **Metodi per la determinazione della concentrazione di fibre inorganiche aerodisperse**

La scelta del metodo analitico da utilizzare deve essere effettuata in base all'obiettivo del monitoraggio, al tipo di ambiente dove si effettua il campionamento.

Le tecniche analitiche da utilizzare per l'analisi dei campioni d'aria prelevati sono quelle del DM 6/9/94, attualmente riconducibili a tecniche di microscopia quali la Microscopia Ottica a Contrasto di Fase (MOCF) e la microscopia elettronica a scansione (*Scanning Electron Microscopy*, SEM).

Gli attuali livelli di concentrazione di fibre, soprattutto quelle di amianto, sia negli ambienti di vita che in quelli di lavoro non industriali, sono decisamente più modesti di quelli del passato (17). Ne consegue pertanto che la scelta della tecnica analitica da utilizzare deve assicurare una sensibilità tale da determinare livelli di concentrazione generalmente molto bassi (18).

Le capacità analitiche delle due microscopie presentano limiti diversi e i risultati ottenuti da MOCF e SEM non sono generalmente comparabili, pertanto l'una o l'altra tecnica analitica non può essere utilizzata indifferentemente in tutte le situazioni. Si fa presente che il fattore di conversione indicato nel DM 6/9/94 non è significativo tenuto conto della varietà delle realtà di ambienti di misura.

La microscopia ottica ha avuto una larga diffusione tra i laboratori di analisi sia perché il suo uso è relativamente semplice sia perché i costi risultano essere molto accessibili. Tuttavia, il potere risolutivo della MOCF, che nel caso dei migliori microscopi disponibili è del valore di circa 0,2  $\mu\text{m}$  (micron), rende difficile l'individuazione delle fibre più sottili. Inoltre il metodo MOCF non consente la distinzione fra le varie tipologie di fibre durante la fase del conteggio. Infatti nei metodi basati sulla MOCF previsti dalle norme vigenti il valore finale dell'analisi viene espresso come "fibre totali regolamentate". Quindi le letture in MOCF sicuramente comportano due tipologie di errore: un errore in difetto in quanto si "perdono" le fibre con un diametro inferiore ai 0,2 micron; un errore in eccesso rispetto all'eventuale "reale" concentrazione di una ben determinata fibra (amianto o FAV) in quanto la tecnica si limita ad individuare e conteggiare tutte le fibre regolamentate senza caratterizzarle.

La SEM, oltre ad avere un maggiore potere risolutivo (circa 0,2 nanometri), che consente di rilevare fibre molto sottili, permette, se equipaggiata con un sistema di microanalisi a raggi  $\times$  (*Energy Dispersive  $\times$ -ray Spectrometry*, EDXS), anche di eseguire analisi semi-quantitative degli elementi chimici e pertanto di identificare e differenziare in maniera univoca le tipologie delle fibre individuate.

La tecnica SEM è sicuramente la più idonea per valutare le esposizioni ambientali a basse o bassissime concentrazioni.

Per quanto riguarda le FAV, la SEM-EDXS risulta essere l'unica possibile considerando la necessità che si ha nel dover discriminare fra le varie tipologie di fibre in base al loro tenore in ossidi alcalini e alcalini-terrosi.



## Conclusioni

Con l'entrata in vigore della Legge 257/1992 che mise al bando l'amianto nel nostro Paese, l'esposizione dell'uomo alle fibre di amianto si è spostata dall'ambiente lavorativo industriale a quello di vita *indoor* e *outdoor*. Molti sono gli studiosi che non escludono la possibilità di effetti avversi a lungo termine per esposizioni a basse-bassissime dosi di fibre di amianto.

Intorno agli anni '90 sono aumentate sia l'attività di ricerca e sviluppo di sempre nuove tipologie di fibre sia la produzione di materiali alternativi tra cui le FAV. Ad oggi vi è molta incertezza per quanto riguarda gli effetti sanitari delle FAV.

Il campionamento, l'identificazione e la tipizzazione delle fibre aerodisperse sono cruciali ai fini dello studio dell'inquinamento presente negli ambienti *indoor*.

Ad oggi le considerazioni da farsi sull'argomento sono di seguito sintetizzate:

- uniformare il più possibile le procedure di campionamento e di analisi in modo che i dati ottenuti da tecniche diverse possano essere confrontati);
- esprimere i risultati in maniera più congruente con l'obiettivo prefissato (es.: unità di misura, identificazione delle singole fibre, ecc.);
- utilizzare opportune tecniche di analisi con opportuna sensibilità sia per quanto riguarda la ricerca e la misura delle fibre inorganiche.

Sulla base di queste criticità si è ritenuto opportuno predisporre un documento che possa costituire un ulteriore strumento, a disposizione degli operatori del settore, da utilizzare accanto alle norme tecniche e altre disposizioni vigenti che riguardano l'amianto e le fibre artificiali vetrose.

## Bibliografia

1. Fanger OP. What is IAQ? *Indoor Air* 2006;16: 328-34.
2. UNI EN ISO 16000-1. *Aria in ambienti confinati – Parte 1: Aspetti generali della strategia di campionamento*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 2006.
3. Italia. Accordo del 27 settembre 2001 tra il Ministro della Salute, le Regioni e le Province Autonome sul documento concernente: «Linee-guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati». *Gazzetta Ufficiale- Supplemento ordinario* n. 276 del 27 novembre 2001.
4. World Health Organization. *Asbestos and other natural mineral fibres*. Geneva: WHO; 1986. (Environmental Health Criteria, n. 53). Disponibile all'indirizzo: [https://www.env.go.jp/air/asbestos/commi\\_hhmd/03/mat03.pdf](https://www.env.go.jp/air/asbestos/commi_hhmd/03/mat03.pdf); ultima consultazione 9/10/2014.
5. Italia. Legge 27 marzo 1992, n. 257. Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto (aggiornata con le modifiche apportate dalla legge 24 aprile 1998, n. 128, della legge 9 dicembre 1998, n. 426, dal decreto-legge 5 giugno 1993, n. 169 e dal decreto-legge 1 ottobre 1996, n. 510). *Gazzetta Ufficiale* n. 87 del 13 aprile 1992-*Supplemento Ordinario*.
6. Italia. Decreto legislativo 9 aprile 2008, n. 81: Testo unico sulla salute e sicurezza sul lavoro. Attuazione dell'articolo 1 della legge 3 agosto 2007, n. 123, in materia di tutela della salute e della sicurezza nei luoghi di lavoro. *Gazzetta Ufficiale* n. 101 del 30 aprile 2008 - *Supplemento Ordinario* n.108
7. Gruppo Interregionale Fibre. Le fibre artificiali vetrose: classificazione, esposizione, danni per la salute e le misure di prevenzione. Risultati di uno Studio Nazionale. In: Arcari C, Ferri F. *Convegno Nazionale* Reggio Emilia, 19 aprile 2007. p 13-45
8. Regione Lombardia. Decreto regionale 22 dicembre 2010, n. 13541. Approvazione delle linee guida per la bonifica di manufatti in posa contenenti fibre vetrose artificiali.

9. Robert C. Brown, Paul T.C. Harrison. Alkaline earth silicate wools – A new generation of high temperature insulation. *Regul Toxicol Pharm* 2012;64:296-304.
10. Saracci R. Man-made mineral fibers and health. Answered and unanswered question. *Scand J Work Env Hea* 1985; 11:215-22.
11. Saracci R. Ten years of epidemiologic investigations on man-made mineral fibers and health. *Scand J Work Env Hea* 1986; 12(1): 5-11.
12. IARC. *IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Man-made Mineral Fibres and radon. Volume 43.* Lyon: Lyon: International Agency for Research on Cancer; 1988.
13. IARC. *IARC Monographs monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Man-made Vitreous Fibres Volume 81.* Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2002.
14. Marconi A. Materiali alternativi all'amianto: stato delle conoscenze rispetto all'uso di fibre vetrose sintetiche. In: Marabini A. e Plescia P. (Ed.). *Atti del Convegno L'industria e l'amianto - I nuovi materiali e le nuove tecnologie a dieci anni dalla legge 257/1992, Roma, 26-28 novembre 2002.* Roma: Consiglio Nazionale delle Ricerche; 2004. p. 58-91.
15. Fubini B. Surface reactivity in the pathogenic response to particulates. *Environ Health Perspect* 1997;105(s5):1013-20.
16. D'Orsi F. *Amianto. Valutazione, controllo, bonifica.* Roma: EPC Libri; 2004.
17. Miscetti G, Bodo P, Garofani P, Abbritti EP, Lumare A. Livelli di esposizione a fibre regolamentate in cantieri di bonifica di materiali contenenti amianto in matrice compatta e friabile. *Medicina del Lavoro* 2014;105(1):63-73.
18. Piolato PG, Putzu MG, Botta GC. Fibre di amianto e valori di riferimento. *Giornale Italiano di Medicina del Lavoro ed Ergonomia* 2003;25(1):94-8.

# INFLUENZA DEI PARAMETRI MICROCLIMATICI SUGLI INQUINANTI *INDOOR*

Anna Santarsiero (a), Annino Ricci (b), Riccardo Merluzzi (c)

(a) Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

(b) Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma

(c) Dipartimento di Biomedicina e Prevenzione, Università degli Studi di Roma "Tor Vergata", Roma

## Introduzione

Ai fini di un inquadramento dei fattori che influenzano il microclima di un ambiente *indoor*, è da considerare che l'ambiente *indoor* (confinato) è una porzione di spazio materiale separato dall'ambiente esterno mediante una superficie di controllo/confine (pareti/involucro edilizio) che consente scambi termici, scambi di aria e di acqua (o vapore d'acqua) con l'ambiente esterno. La superficie di confine (pareti/involucro edilizio), infatti, è caratterizzata schematicamente da due parametri essenziali, la permeabilità (1, 2) che dipende dalla porosità dei materiali (3-6) e la conduttività termica dei materiali che incidono sugli scambi termoigrometrici.

Il microclima *indoor* è condizionato (7) da una serie di fattori quali:

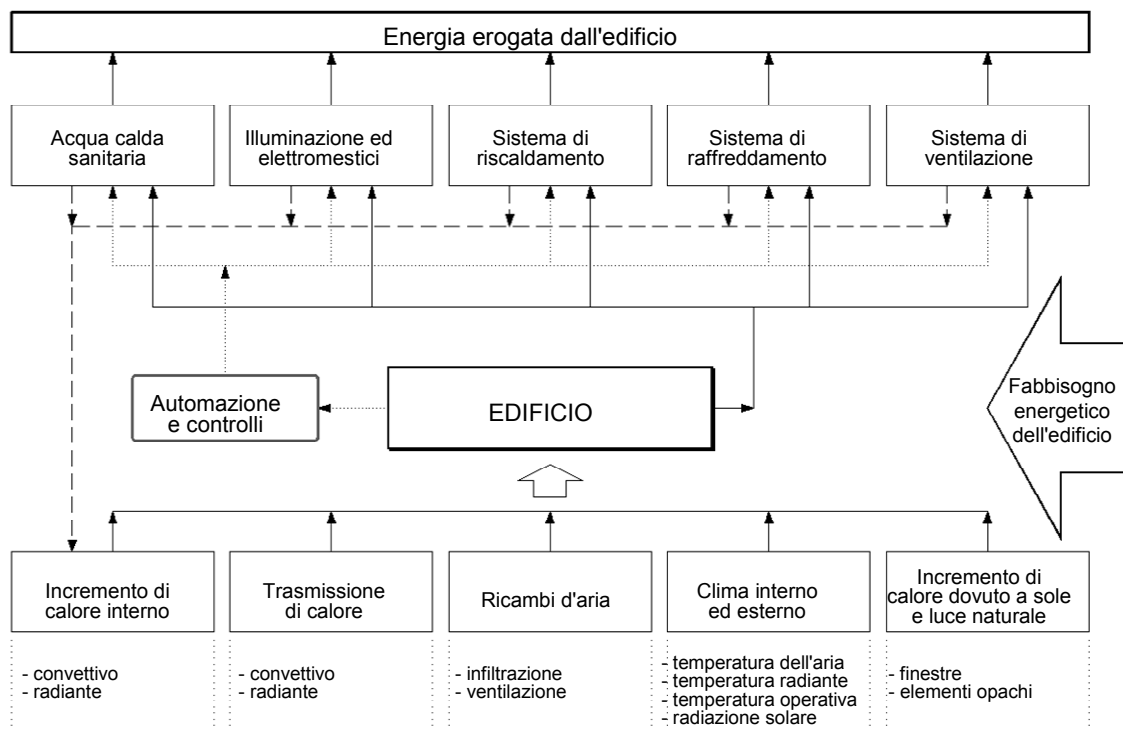
- il clima *outdoor* con le sue variazioni (temperatura, umidità, irraggiamento solare, vento, ecc.) di breve, medio e lungo termine;
- le caratteristiche dell'ambiente esterno in grado di influenzare le interazioni dirette tra parametri microclimatici e climatici (barriere al vento, effetti canyon, ombreggiamenti, specchi d'acque superficiali, ecc.);
- le caratteristiche tecnologiche e costruttive dell'ambiente in esame (architettura, materiali e prodotti impiegati, impianti di controllo del microclima, ecc.);
- l'uso degli ambienti e le abitudini di vita /stili di vita degli occupanti;
- gli scambi termici, di aria e di acqua (vapore/aerosol, umidità) che avvengono con l'esterno;
- gli scambi termici e di acqua (vapore/aerosol, umidità) tra l'ambiente interno e gli elementi ivi presenti.

La Figura 1 riporta uno schema dei flussi termici coinvolti in un sistema edificio.

In uno stesso ambiente *indoor* si possono avere delle condizioni di omogeneità/disomogeneità e di stazionarietà/non stazionarietà del microclima con le seguenti combinazioni:

- omogeneo-stazionario;
- omogeneo-non stazionario;
- non omogeneo-stazionario;
- non omogeneo-non stazionario.

Per esempio, nel caso di edificio dotato di impianto di ventilazione artificiale, c'è una significativa differenza (disomogeneità) di velocità dell'aria nello spazio in particolare tra i punti di immissione dell'aria e le zone poste a distanza da essi. Altrettanto avviene nel tempo (non stazionarietà), nel passaggio da impianto di ventilazione funzionante ad impianto fermo, in uno stesso punto abbiamo situazioni completamente diverse.



**Figura 1. Flussi termici in un sistema edificio**

Per quanto attiene la qualità dell'aria, sono da prendere in considerazione le tipologie di inquinanti sia chimici che biologici generate da ben individuabili sorgenti *indoor/outdoor* (8-11) e possibili sorgenti che originano a causa di determinati valori e/o loro combinazioni di temperatura dell'aria, temperatura media radiante, temperature superficiali, UR, velocità e ricambi d'aria, che danno luogo alla *indoor chemistry* (8-22), cioè contaminanti da individuate sorgenti *indoor/outdoor* possono reagire l'uno con l'altro o tra di loro dando luogo a prodotti (di reazione) altrimenti assenti in quanto non generati direttamente dalle sorgenti *indoor/outdoor* presenti nell'ambiente di indagine.

Infatti, determinate combinazioni di ricambi d'aria, di valori di UR, di temperatura dell'aria *indoor* e/o delle superfici presenti nell'ambiente confinato inducono delle reazioni chimiche che possono avvenire:

- nel materiale;
- sulla superficie del materiale;
- nella fase gas.

La *indoor chemistry* comprende in generale le seguenti reazioni:

- ossidazione, favorita per esempio da presenza di ozono, ecc.;
- idrolisi, che si genera in generale dalla copresenza di umidità e alcalinità delle superfici presenti nell'ambiente confinato;
- reazioni in fase gas, favorite da basse velocità/ricambi d'aria che aumentano il tempo di residenza degli inquinanti *indoor*;
- reazioni eterogenee, per esempio la presenza di superfici polverose aumenta la superficie reale di reazione, soprattutto se le particelle e le polveri accumulate sono igroscopiche;

- emissioni primarie e secondarie dei costituenti chimici dei materiali, emissione di alcuni composti chimici coinvolti nei processi di produzione dei materiali, presenti e/o utilizzati (vedi i materiali in uso nell'ambiente *indoor* quali: arredi, materiali da costruzione ecc.) nell'ambiente confinato, favorite da temperature elevate che aumentano la velocità alla quale avvengono la maggior parte delle reazioni chimiche.

La Figura 2 riporta ad esempio, uno schema delle emissioni primarie e secondarie dei materiali presenti nell'ambiente *indoor* (arredi, materiali da costruzione, ecc.).

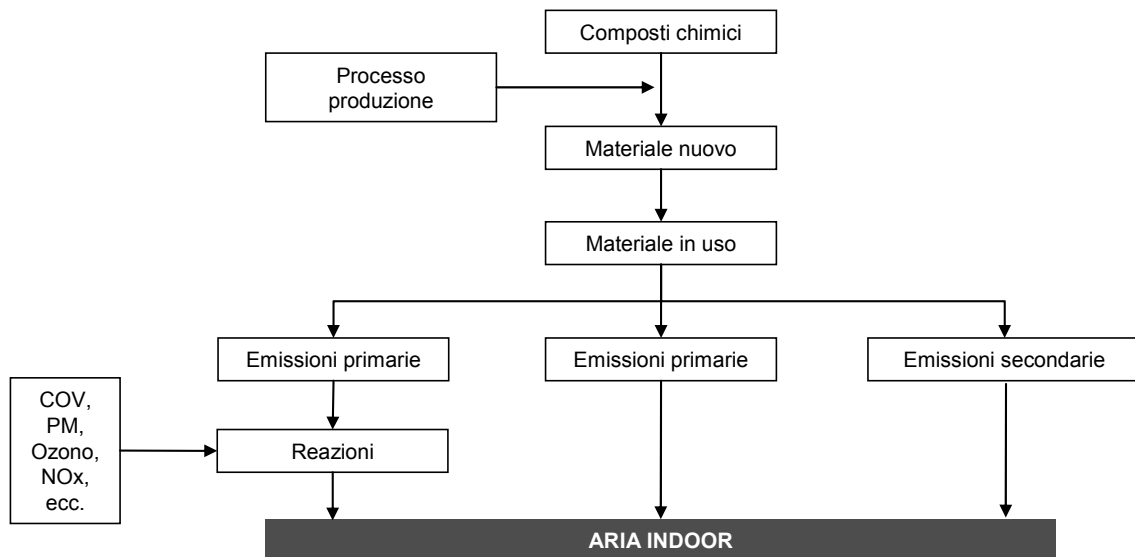


Figura 2. Schema delle emissioni primarie e secondarie dei materiali presenti nell'*indoor* (arredi, materiali da costruzione, ecc.)

## Fattori che influenzano il microclima e inquinanti in ambiente *indoor*

Sotto l'aspetto termo-igrometrico, invece, i parametri variabili nel tempo e nello spazio, che influenzano il microclima di un ambiente *indoor* sono, per i diversi fattori, i seguenti

- *Umidità*
  - umidità relativa (UR),
  - umidità assoluta (UA);
- *Temperatura*
  - temperatura dell'aria ( $T_a$ ),
  - temperatura media radiante ( $T_{mr}$ ),
  - temperatura delle superfici ( $T_s$ );
- *Aerazione*
  - velocità dell'aria ( $V_{aria}$ )
  - ricambio/fluxo d'aria.

## Umidità

Le sorgenti di immissione di umidità in un ambiente (23) possono essere di origine:

- *naturale*: pioggia, umidità del suolo, falde e vene acquifere, ghiaccio e neve fondenti, superfici di specchi d'acqua;
- *artificiale*: guasti in condutture di adduzione acqua e di smaltimento reflui, processi industriali limitrofi, sistemi di riscaldamento e raffrescamento, trattamento dell'aria.

Un'altra origine dell'acqua è dovuta alla condensazione del vapore d'acqua causato dalla differenza di temperatura tra aria ambiente (miscela aria/vapor d'acqua) e le superfici di contatto dove avviene la condensazione quando queste si trovano a valori di temperatura al di sotto del punto di rugiada.

Tra le provenienze dell'umidità menzionate quelle più persistenti e frequenti sono:

- *meteorica*: dovuta all'acqua piovana che bagnando la parete esterna penetra nella muratura anche per tutto il suo spessore;
- *da condensa*: si forma per la differenza di temperatura tra l'ambiente interno e la "parete fredda", per effetto della diversa conducibilità termica e porosità dei materiali. Si può però anche avere condensa di tubazioni sottotraccia;
- *da infiltrazione*: può dipendere dalla presenza di falde acquifere o da cause impreviste (rottture di tubazioni, fognature, ecc.);
- *da risalita (o ascendente)*: proviene dal terreno (tipicamente falde freatiche) e risale nelle murature per capillarità.

Le prime tre sono episodiche, legate ad eventi stagionali e straordinari. L'umidità da risalita capillare è invece un fenomeno che si manifesta costantemente durante tutto il corso dell'anno.

Le sorgenti *indoor* di umidità sono per lo più imputabili a:

- *presenza*: respirazione/traspirazione di persone, animali e piante, vasche e sifoni a pelo d'acqua libero, piscine, fontane, lavatoi;
- *attività*: cottura (sia per combustione sia per evaporazione), lavaggio e asciugatura indumenti e stoviglie, bagni e docce, pulizia degli ambienti, innaffiamento;
- *umidità da materiali da costruzione*: acqua di costruzione, materiali e ponti termici (quando l'umidità relativa degli ambienti interni si combina con una temperatura superficiale dell'involucro dell'edificio che ha valore più basso della temperatura di rugiada).

La presenza di persone e relativa attività può influire, in funzione della densità di affollamento delle persone e dell'attività svolta, sulla quantità di umidità nell'aria *indoor*. Ad esempio, l'apporto di umidità, tramite l'evaporazione del sudore e il vapore d'acqua emesso con la respirazione incrementa sensibilmente l'umidità relativa (anche di 10 punti percentuali, in caso di notevole densità di affollamento di persone che effettuano sforzi fisici elevati, come ad esempio nelle palestre al chiuso). La Tabella 1 riporta alcuni esempi di quantità oraria di vapore acqueo prodotto da attività specifiche o durante lo svolgimento di alcune attività da una persona.

**Tabella 1. Esempi di quantità oraria di vapore acqueo prodotto derivanti da alcune attività**

Attività	Vapore acqueo prodotto
Sonno – attività leggera (g/h persona)	30-60
Seduto in ufficio o abitazione – attività media (g/h persona)	80
Sala da ballo – danza moderata (g/h persona)	230
Asciugatura del bucato (g/h)	50-200
Cucina (g/h)	600-1500
Doccia (g/h)	2600

Alcuni esempi di significativa incidenza sull'umidità, in assenza di ricambi d'aria in un ambiente, sono i seguenti:

- in condizioni estreme con la sola sudorazione una singola persona può immettere anche 500 g/h di acqua;
- una singola pentola da cucina di tipo domestico (di capacità di circa 8 litri) per ogni ora di ebollizione può immettere nell'ambiente circa il 30% dei liquidi contenuti;
- una stanza di circa 200 m<sup>3</sup>, con temperatura dell'aria di circa 20°C, UR 50%, con la presenza di 10 persone che svolgono una attività leggera per 2 ore, può raggiungere una UR pari al 100%; analogo valore di umidità relativa si raggiunge se si è in presenza di una pentola in ebollizione per circa 45 minuti.

### **Condensazione superficiale e interstiziale dell'involucro dell'edificio**

L'umidità può essere presente sia in aria sia nei materiali da costruzione (strutture) che negli arredi.

La presenza dell'acqua in forma liquida nelle strutture e negli arredi può avvenire sia per dispersione da perdite in condutture o da contenitori sia per capillarizzazione da contatto diretto con acqua o terreni o altro materiale particolarmente ricco di acqua.

Il fenomeno della condensazione si ha quando, per cause di diversa natura, la temperatura sulla superficie scende al di sotto della temperatura di rugiada in concomitanza di determinati valori di UR dell'aria interna e ciò si verifica specialmente in presenza di ponti termici.

La condensazione (24-25) può essere superficiale e/o interstiziale:

- *condensazione superficiale della parete (muratura)*: quando, per cause di diversa natura, la temperatura sulla superficie della parete scende al di sotto della temperatura di rugiada in concomitanza di determinati valori di umidità relativa dell'aria interna.
- *condensazione interstiziale della parete (muratura)*: quando, all'interno della parete, si verificano condizioni di temperature e pressioni tali da raggiungere le condizioni di rugiada (condensazione del vapore).

Per una comprensione di tali fenomeni, è importante richiamare la norma UNI EN ISO 10211 (26) che definisce il ponte termico, come parte dell'involucro edilizio dove la resistenza termica, altrove uniforme, cambia in modo significativo per effetto di:

- penetrazione totale o parziale di materiali con conduttività termica diversa nell'involucro edilizio;
- variazione dello spessore della costruzione;
- differenze tra l'area della superficie disperdente sul lato interno e quella sull'esterno, come si verifica in corrispondenza dei giunti tra parete e pavimento o parete e soffitto.

Tali condizioni si possono realizzare nell'involucro edilizio, se non adeguatamente coibentato, principalmente nei seguenti contesti:

- lungo il perimetro di porte e finestre;
- in corrispondenza dei pilastri nelle murature esterne;
- in corrispondenza di giunzioni tra elementi esterni (angoli tra pareti, pareti e pavimento, pareti e soffitto);
- in corrispondenza di giunzioni tra pareti interne e muri esterni o soffitto dell'ultimo piano o pavimento su un piano a diversa temperatura (pavimentazione verso terra, verso pilotis, ecc.);
- in corrispondenza di giunzioni tra solai intermedi e pareti esterne, specialmente in presenza di balconi.

La norma UNI EN ISO 14683 (27) fornisce metodi semplificati per la determinazione del flusso di calore attraverso i ponti termici lineari che si manifestano alle giunzioni degli elementi

dell'edificio. La norma riporta metodi semplificati di calcolo e valori di riferimento della trasmittanza termica lineica per i vari ponti termici.

In condizioni ideali (assenza di ponte termico e di altri fattori inficianti la condizione ideale) il flusso termico attraverso lo spessore della parete è perpendicolare alla parete e le superfici isoterme sono tutte parallele alle superfici della parete. Tuttavia, l'andamento della temperatura all'interno della generica parete varia in funzione del tipo di disomogeneità del materiale (discontinuità del materiale, ad esempio accoppiamento materiali a diversa conduttività, ecc.) o discontinuità geometrica.

La norma UNI EN ISO 13788 (28) fornisce metodi di calcolo per determinare:

- a. la temperatura superficiale interna di componenti o elementi edilizi al di sotto della quale è probabile la crescita di muffe, in funzione della temperatura e dell'umidità relativa interne; il metodo può essere anche utilizzato per la previsione del rischio di altri problemi di condensazione superficiale;
- b. la valutazione del rischio di condensazione interstiziale dovuta alla diffusione del vapore acqueo; il metodo usato assume che l'umidità di costruzione si sia asciugata e non tiene conto di alcuni importanti fenomeni fisici, quali:
  - la variazione delle proprietà dei materiali in funzione del contenuto di umidità;
  - la risalita capillare e il trasporto di umidità allo stato liquido all'interno dei materiali;
  - il movimento dell'aria nei componenti, attraverso fessure o intercapedini; la capacità igroscopica dei materiali.

Di conseguenza il metodo può essere applicato solo a strutture nelle quali questi fenomeni possono essere considerati trascurabili.

- c. il tempo che l'acqua, contenuta in uno strato compreso tra due strati con elevata resistenza al passaggio del vapore, impiega ad asciugare, nonché il rischio di condensazione che può verificarsi in altri strati del componente durante il processo di asciugatura

Il metodo per evitare la formazione della condensa si basa sul profilo delle temperature e delle pressioni parziali del vapore acqueo in una parete; e i dati necessari riguardano:

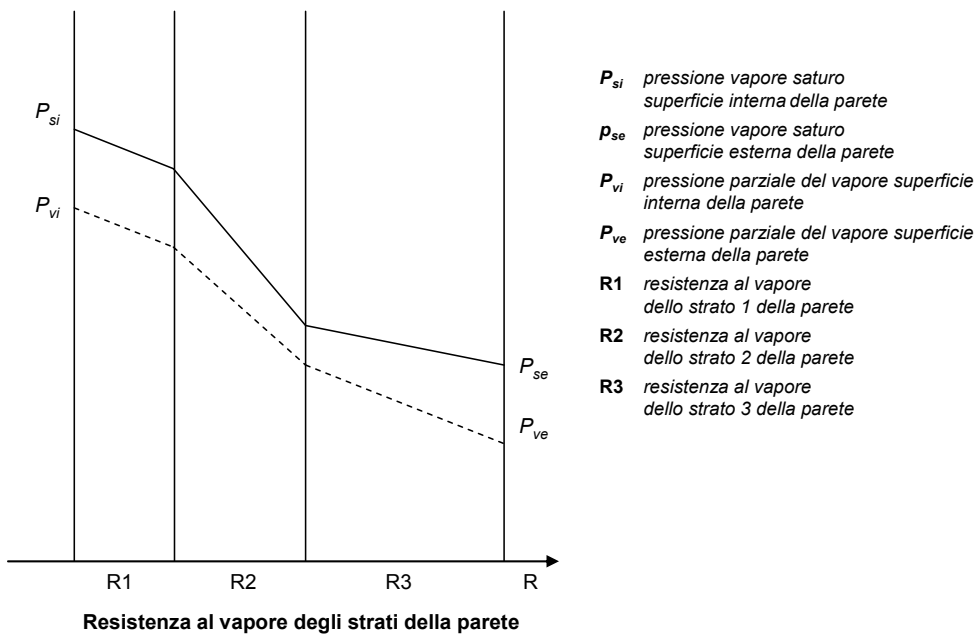
- proprietà dei materiali e dei prodotti (conduttività termica, resistenza termica, fattore di resistenza al vapore, spessore equivalente di aria per la diffusione del vapore acqueo);
- temperatura e condizioni igrometriche interne ed esterne all'edificio;
- resistenze superficiali;
- trasporto di vapore acqueo.

Utilizzando queste informazioni si calcola la pressione del vapore attraverso la parete. In generale, se la curva di pressione parziale ( $P_v$ ) del vapore non interseca in alcun punto quella di saturazione ( $P_s$ ), la parete non è interessata dalla condensazione interstiziale, se la curva di pressione parziale ( $P_v$ ) interseca in uno o più punti quella di saturazione ( $P_s$ ), si formerà condensa nella parete, e in particolare in corrispondenza dello strato di parete dove le due linee si intersecano. Le Figure 3 e 4 riportano degli esempi qualitativi e molto schematizzati di curve di pressioni lungo gli strati di pareti.

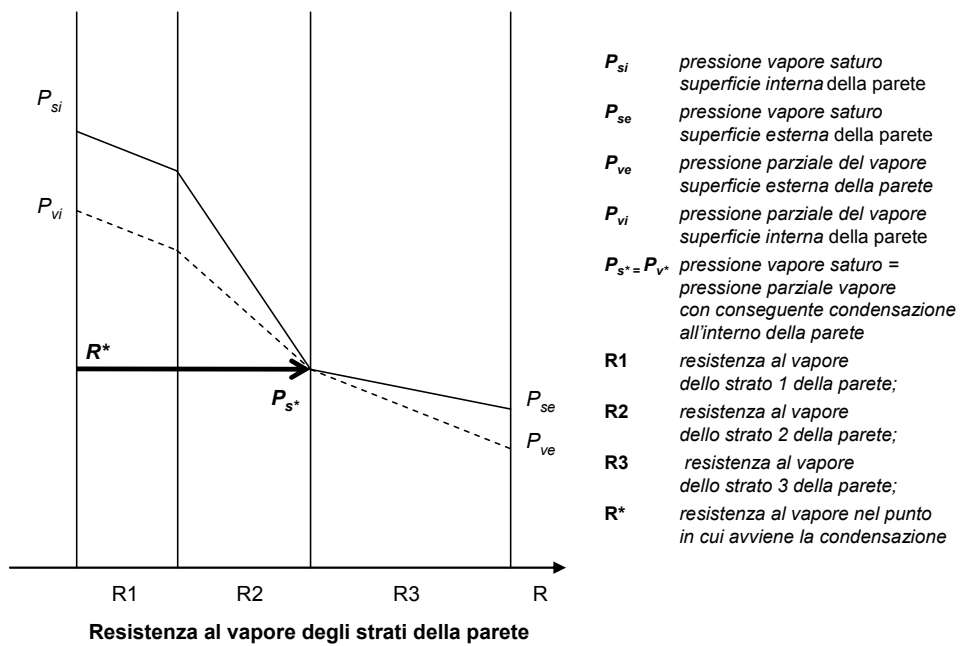
I ponti termici in presenza di condensazione superficiale e/o interstiziale nelle murature delle strutture edilizie determinano:

- degrado di tipo chimico (ossidazione, idrolisi, idratazione, corrosione);
- degrado di tipo fisico (meccanico, dilatazione termica, gelo, cristallizzazione dei sali);
- degrado di tipo biologico (muffe, microrganismi, ecc. dovuta a contemporanea presenza di alta UR e bassa temperatura);





**Figura 3. Parete non interessata dalla condensazione interstiziale**



**Figura 4. Parete interessata da condensa interstiziale in un punto**

- decadimento del benessere termo-igrometrico/comfort abitativo: dovuto al gradiente di temperatura tra superficie e aria (quando  $\Delta T > 3^\circ\text{C}$  rispetto alla temperatura dell'aria si avverte una sensazione di disagio in prossimità di tale superficie);
- migrazione (termoforesi) di particelle dal mezzo gassoso o liquido, alla superficie quando questa è più fredda dell'aria. Le particelle di dimensioni comprese tra 0,1 e 1  $\mu\text{m}$  possono perciò depositarsi sulla superficie a causa del gradiente di temperatura esistente.

Le problematiche dell'involucro edilizio si manifestano visivamente con la presenza di macchie, muffe sulle pareti, ecc., e attraverso sensazioni termiche relative alla temperatura, che comportano una diversa percezione del caldo o del freddo che alterano il benessere termico degli individui.

## Temperatura

Anzitutto bisogna fare una distinzione tra temperatura dell'aria *indoor* e temperatura dei diversi elementi (es. superfici solide, aria immessa, ecc.) presenti nell'ambiente. Infatti, la temperatura di alcune superfici può essere differente da quella dell'aria anche di diverse decine di gradi.

Le temperature delle superfici presenti in ambienti *indoor* sono in generale influenzate dai seguenti fattori:

- irraggiamento solare diretto e indiretto;
- trasmissione del calore trasmesso attraverso le pareti o generato dalle apparecchiature interne e trasmesse all'aria;
- temperatura dell'aria esterna, velocità del vento.

L'irraggiamento solare ha l'effetto di trasmettere calore all'ambiente interno attraverso le pareti sia opache che trasparenti.

La temperatura di una superficie irraggiata sarà tanto minore quanto più è elevata la velocità dell'aria che la lambisce. L'elemento irradiato scambierà energia con l'ambiente attraverso lo scambio con le altre superfici.

Si consideri che i valori di temperatura di una parete soggetta ad irraggiamento solare diretto possono raggiungere facilmente valori di temperatura di  $60^\circ\text{C}$  e anche oltre.

La conduzione termica attraverso le pareti opache risulta inferiore rispetto al calore trasmesso attraverso le superfici vetrate a parità di superficie. Incrementi allo scambio termico conduttivo possono essere forniti dai ponti termici, in particolare se costituiti da materiali ad alta conduttività termica. Quando vi è generazione di calore all'interno occorre tenerne conto. Alcuni esempi di superfici presenti in ambiente *indoor*, che possono raggiungere temperature fortemente differenti da quelle dell'aria sono: involucri di stufe e forni, parti non coibentate di canne fumarie, lampade alogene, motori a combustione interna (gruppi elettrogeni), radiatori e impianti di distribuzione termica, caldaie e scaldabagni a gas, ferro da stiro, asciugacapelli, frigorifero, ecc. Illuminazione e apparecchiature sono altre sorgenti *indoor* di calore che contribuiscono alla variazione di  $T_s$ ,  $T_a$ , ecc. La norma UNI EN13790 (29) stima tra 20 e 200 W per persona i valori degli apporti calorici da apparati presenti in ufficio. Il dispendio energetico (dovuto ad attività svolta) e relativo numero degli occupanti può far variare la temperatura dell'aria anche di  $10^\circ\text{C}$ . Per esempio l'attività a medio carico metabolico che sviluppa 295 W è sufficiente a mantenere un ambiente di  $9 \text{ m}^3$  con caratteristiche costruttive tipiche delle nostre latitudini alla temperatura di circa  $20^\circ\text{C}$ .

Per quanto riguarda invece l'influenza della temperatura dell'aria *outdoor* sulla temperatura dell'aria *indoor*, è il caso di richiamare il lavoro di Nguyen *et al.* (30) il quale riporta che la relazione tra temperature *indoor* e *outdoor* risulta globalmente non lineare:

- ad alte temperature c'è una forte correlazione tra temperature *indoor* e *outdoor* (coefficiente di correlazione Pearson,  $r=0,91$ ,  $\beta=0,41$ );
- a più basse (fredde) temperature la correlazione è debole ( $r=0,40$ ,  $\beta=0,04$ ).

Analoghi risultati sono stati riscontrati anche per la temperatura percepita.

## Aerazione

L'aerazione/ventilazione (31-36) può avvenire in modo:

- *naturale*, per differenza di pressione tra la pressione statica e la pressione del vento, e/o differenze di temperatura;
- *artificiale*, tramite ventilatori od altri dispositivi meccanici di immissione/estrazione o con sistemi di ricircolo aria previo trattamento.

In generale, l'aria esterna immessa con sistemi meccanici agisce in modo "controllato", mentre quella per infiltrazione attraverso: fessure, porte, finestre, muri e altro, ha comportamenti casuali ed è determinata dalla differenza di pressione tra interno ed esterno.

La quantità di aria infiltrata dipende dalla dimensione delle aperture, dalla tortuosità dei percorsi, dalle crepe o dalle discontinuità delle chiusure perimetrali.

I fattori che influenzano i flussi d'aria sono:

- posizione delle aperture;
- area d'apertura;
- tipo e modalità di apertura.

Le aperture per il passaggio dell'aria sono costituite da:

- finestre apribili;
- dispositivi specifici per la ventilazione, quali griglie e bocchette, ecc.;
- porte, portoni, ecc.;
- passaggi comunicanti con l'esterno o con altri ambienti interni adiacenti, aperti occasionalmente o in modo stabile o in modo alternato con frequenza più o meno rilevante.

Da tener presente che la pressione generata dal vento sulle superfici dell'involucro edilizio dipende dalla velocità del vento stesso, dalla forma dell'edificio e il suo orientamento rispetto alla direzione del vento.

## Aerazione naturale e distribuzione degli spazi

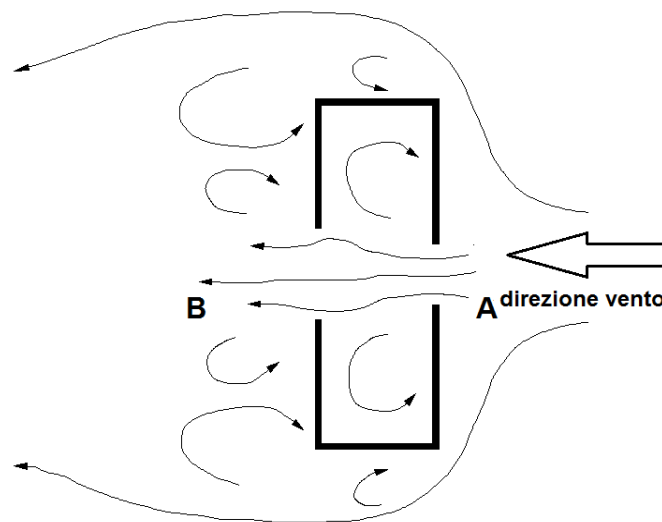
Il movimento dell'aria in uno spazio confinato dipende dalla posizione delle aperture e si possono determinare diversi andamenti di flussi d'aria con differente efficacia dell'aerazione in funzione della distribuzione degli spazi e della direzione prevalente del vento.

Al fine di schematizzare le considerazioni e i concetti espressi, nei seguenti sottoparagrafi si riportano in funzione della distribuzione orizzontale e verticale degli spazi alcuni esempi di andamenti dei flussi d'aria rielaborati da quelli riportati dalla fonte [www.nextville.it](http://www.nextville.it).

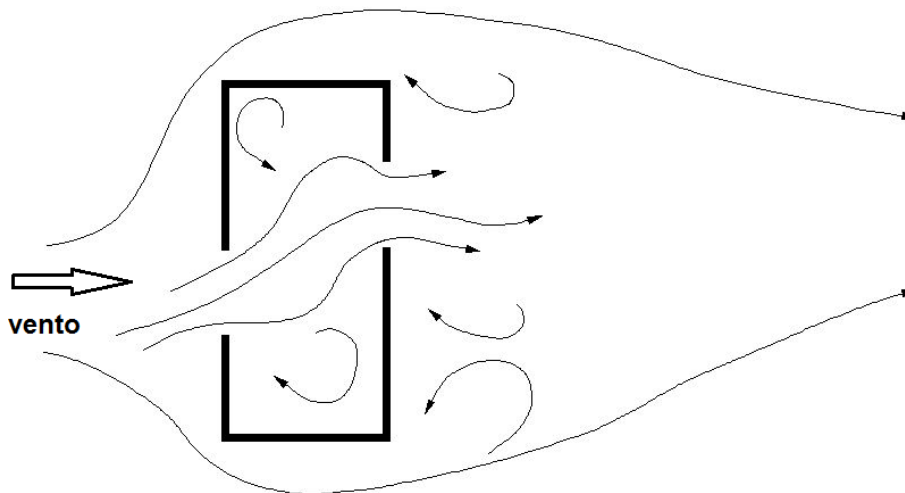
Nella distribuzione orizzontale degli spazi il movimento dell'aria dipende dal gradiente di pressione, l'aria tende a circolare dal lato sopravvento verso il lato sottovento; ovvero dal lato a pressione maggiore verso il lato a pressione minore. Sopravvento/sottovento sono concetti relativi, in quanto dipendenti dalla direzione del vento: le finestre (aperture), gli oggetti o le zone sopravvento sono quelli che sono colpiti prima, rispetto ad altre, dal vento. Nella distribuzione orizzontale si deve considerare la potenzialità di aerazione dovuta al vento. L'efficacia dell'aerazione dipende, principalmente, dall'angolo d'incidenza del vento rispetto alla parete su cui è posizionata l'apertura di ingresso dell'aria.

Qui di seguito si riportano alcuni esempi di distribuzione orizzontale dell'aria in un ambiente confinato. La Figura 5 riporta l'andamento dei flussi d'aria per ventilazione naturale passante in un ambiente confinato con due aperture contrapposte, di cui una posta sopravvento e l'altra sottovento che determinano una condizione di aerazione efficace. Nel caso di vento con

direzione perpendicolare alle pareti edificio e obliqua rispetto alla congiungente le aperture (Figura 6) si avrà una ulteriore efficacia dell'aerazione dovuta al rimescolamento dell'aria.



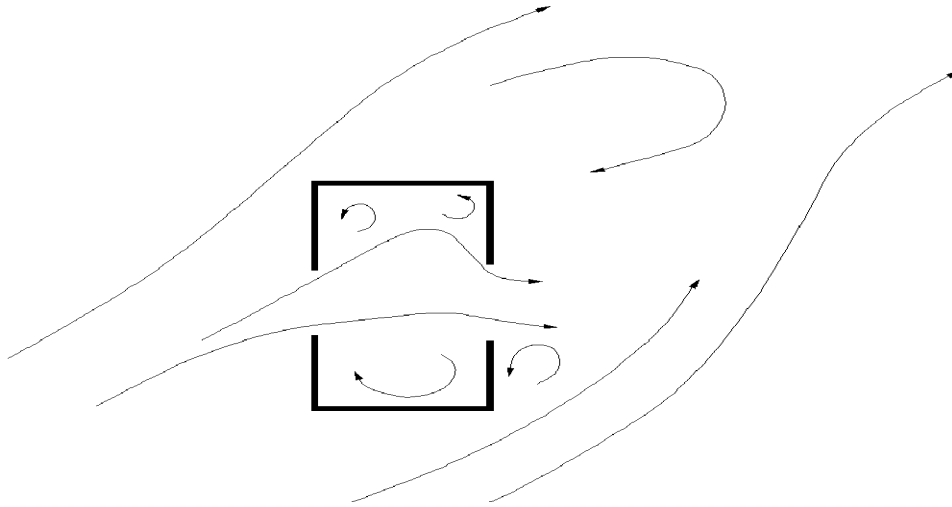
**Figura 5. Andamento dei flussi d'aria per ventilazione naturale passante in un ambiente confinato con una apertura/finestra posta sopravento (A) e l'altra sottovento (B): caso di aerazione efficace (modificata da [www.nextville.it](http://www.nextville.it))**



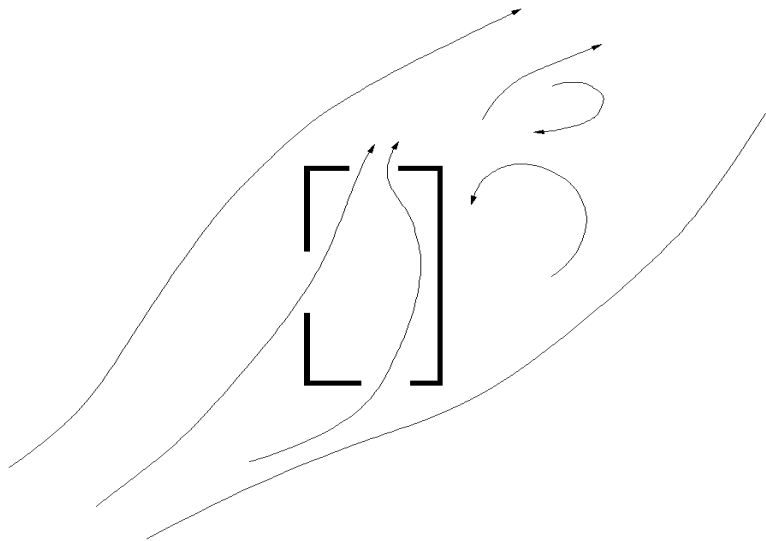
**Figura 6. Andamento dei flussi d'aria per ventilazione naturale passante in un ambiente confinato con apertura/finestra posta sopravento e con direzione vento perpendicolare alle pareti edificio e obliqua rispetto alla congiungente le aperture che determina una condizione di aerazione molto efficace (modificata da [www.nextville.it](http://www.nextville.it))**

Una ulteriore efficacia dell'aerazione, rispetto a quella prodotta dal vento perpendicolare alle aperture, si ha nel caso di direzione obliqua (angolo di incidenza  $<45^\circ$ ) del vento rispetto alle facciate dell'edificio, sia con aperture contrapposte (Figura 7), sia con aperture poste su tre pareti contigue (Figura 8). Nel caso di aerazione passante da vento, la differenza di quota tra le

aperture di ingresso e di uscita dell'aria influenza il movimento d'aria e conseguentemente le modalità di rimescolamento.

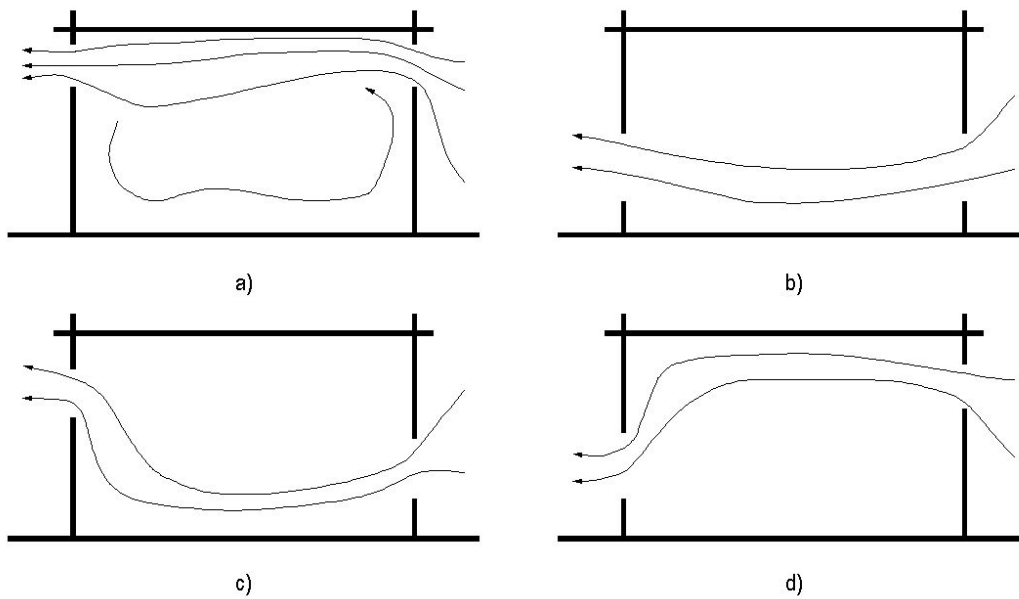


**Figura 7. Andamento dei flussi d'aria per ventilazione naturale passante in un ambiente confinato e con 2 aperture contrapposte con direzione obliqua (angolo di incidenza <math>< 45^\circ</math>) del vento rispetto alle facciate dell'edificio che genera una ventilazione più efficace (modificata da [www.nextville.it](http://www.nextville.it))**



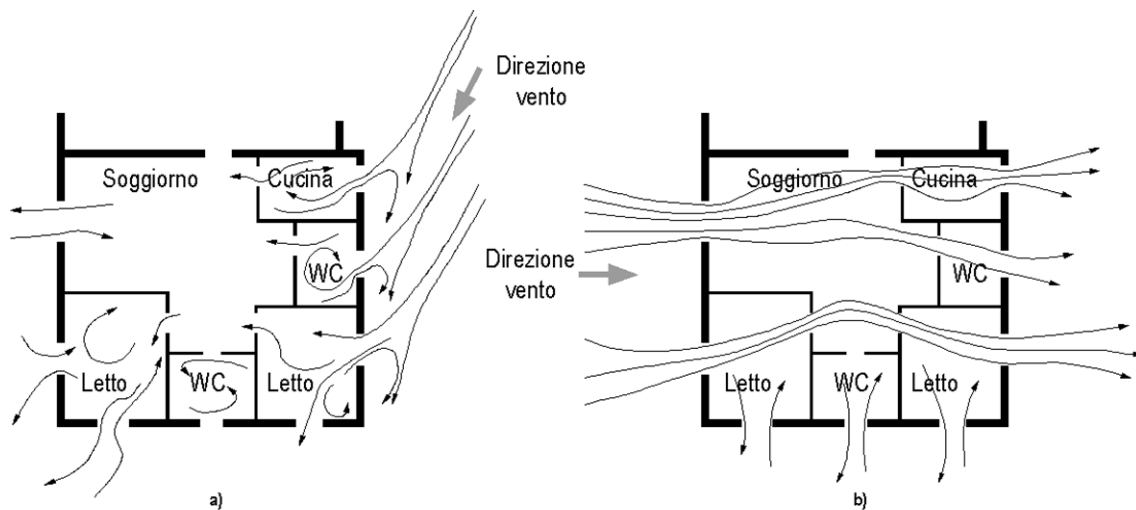
**Figura 8. Andamento dei flussi d'aria per ventilazione naturale passante in un ambiente confinato con aperture poste su tre pareti e con direzione del vento obliqua (angolo di incidenza <math>< 45^\circ</math>) rispetto alle facciate dell'edificio che genera una ventilazione più efficace di quella prodotta dal vento perpendicolare (modificata da [www.nextville.it](http://www.nextville.it))**

La Figura 9 riporta alcuni esempi di andamento del flusso d'aria interno ad un ambiente, in funzione della posizione verticale delle aperture.



**Figura 9. Andamento del flusso d'aria interno ad un ambiente in funzione della posizione verticale delle aperture: a) aperture poste alla stessa quota in alto; b) aperture poste alla stessa quota in basso; c) aperture poste a quote diverse (quella sopravento a quota inferiore); d) aperture poste a quote diverse (quella sopravento a quota superiore) (modificata da [www.nextville.it](http://www.nextville.it))**

La Figura 10 riporta un esempio di efficacia dell'aerazione naturale ai fini rimozione/diluizione inquinanti di un appartamento con due differenti direzioni del vento. Nel caso di Figura 10a la ventilazione naturale passante in un appartamento con direzione del vento inclinata rispetto alla perpendicolare alle pareti perimetrali genera una aerazione non idonea rispetto a quella della condizione b) in cui la direzione del vento è perpendicolare. Ciò è dovuto ad una non idonea ubicazione delle unità ambientali rispetto alle direzioni dei venti prevalenti.



**Figura 10. Esempi di flussi d'aria per ventilazione naturale passante in un appartamento: a) con direzione del vento inclinata rispetto alla perpendicolare alle pareti perimetrali; b) con direzione del vento perpendicolare alle pareti perimetrali (modificata da [www.nextville.it](http://www.nextville.it))**

Nella distribuzione verticale degli spazi, aperture esterne poste a quote diverse influenzano il movimento d'aria verticale generato dal gradiente di temperatura.

In generale, gli ambienti con maggior produzione di calore posti in basso tendono ad esaltare l'effetto camino che determina un movimento dal basso verso l'alto in funzione del gradiente di temperatura tra le quote verticali. Inoltre, aperture posizionate in basso e sopravento e aperture posizionate in alto e sottovento determinano un effetto camino che viene accentuato in presenza di un gradiente termico. Un'azione combinata dei due effetti, direzione vento e camino, si ottiene con le aperture d'uscita a torrino, collocate in corrispondenza del colmo del tetto (Figura 11).

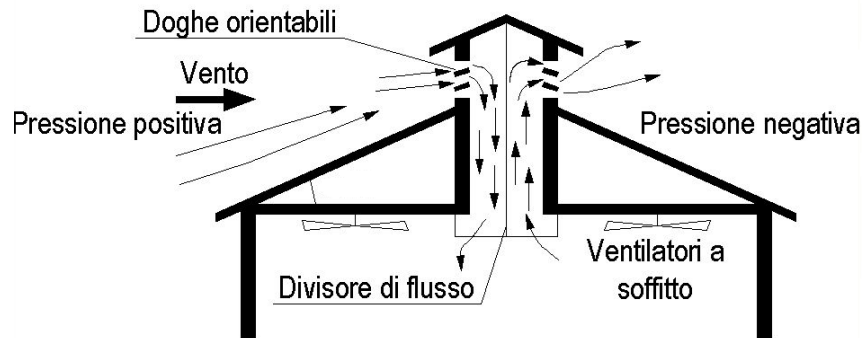


Figura 11. Aperture a torrino sul tetto e relativi flussi d'aria (modificata da [www.nextville.it](http://www.nextville.it))

## Influenza dei fattori sugli inquinanti in ambiente *indoor*

### Umidità

L'umidità come ampiamente documentato (23) influisce sulla formazione e proliferazione di muffe e altri agenti biologici sia in aria che sulle superfici e all'interno dei materiali presenti (rappresentati da arredi, suppellettili e dagli elementi costituenti gli edifici, gli impianti, ecc.).

Con cinetiche e meccanismi diversi da caso a caso, l'acqua, aerodispersa o condensata, sostituisce in alcuni substrati adsorbenti o assorbenti le sostanze già presenti nei materiali favorendone la dispersione nell'aria *indoor*. In altri casi reagisce con le sostanze adsorbite, assorbite o costituenti i materiali sia dando luogo a substrati che favoriscono la crescita di agenti biologici sia costituendo o promuovendo la formazione di ulteriori composti chimici (37-41) che possono disperdersi sotto forma di gas, vapori o polveri.

Il fenomeno dell'idrolisi risulta più o meno favorito in funzione dell'umidità presente o della condensa sulle superfici orizzontali e verticali.

Le reazioni chimiche tra le varie sostanze presenti sono condizionate, soprattutto a determinati valori di  $T_a$  e  $T_s$ .

Lo stato di aggregazione (granulometria) di particelle solide, la formazione e la dimensione degli aerosol secondari (42-43) (e perciò la relativa deposizione) risente fortemente dell'umidità.

Nel caso dei materiali, le sostanze chimiche precedentemente assorbite o adsorbite possono essere sostituite.

Numerose pubblicazioni segnalano che la presenza di agenti biologici genera a sua volta una cospicua quantità di composti chimici che si aggiunge a quelli già presenti nell'*indoor*; le

emissioni sono la conseguenza della competizione, dovuta all'adsorbimento nei materiali presenti, tra l'umidità e gli agenti chimici. Inoltre diverse specie fungine producono metaboliti volatili (composti chimici).

Da uno studio epidemiologico sulla irritazione occhi è emerso che valori sia bassi (44) che elevati (45-46) di umidità relative sembrano entrambi far aumentare la deposizione del particolato fine.

La concentrazione di formaldeide cresce con l'umidità relativa; la formaldeide proveniente da materiali a base di legno, a una data temperatura è proporzionale all'umidità relativa (47). Tuttavia si è anche concluso che il tasso di ricambio d'aria ha una maggiore influenza sulla concentrazione di inquinanti *indoor* (46).

Nguyen *et al.* (30) riporta che le correlazioni umidità relativa *indoor/outdoor* e umidità assoluta *indoor/outdoor* sono lineari:

- la correlazione per l'umidità relativa *indoor/outdoor* è modesta (coefficiente di correlazione Pearson  $r=0,55$ ,  $\beta=0,39$ );
- l'umidità assoluta ha una correlazione più forte tuttavia a temperature esterne più calde.

L'umidità relativa *outdoor* è un indicatore debole dell'umidità relativa *indoor*.

L'umidità assoluta *indoor* ha una forte correlazione con quella *outdoor* nel corso dell'intero anno. Tuttavia, tali risultati sono relativi all'umidità relativa e all'umidità assoluta misurate in 16 abitazioni in Greater Boston per il periodo di un anno e comparate con le misurazioni eseguite all'aeroporto Boston Logan.

## Temperatura

Nel rimandare alla letteratura i risultati degli effetti della temperatura (e umidità relativa) su ciascun inquinante *indoor*, in questa trattazione è importante evidenziare che la temperatura dell'ambiente ha in generale influenza sullo sviluppo sia di agenti microbiologici che di emissioni di COV (Composti Organici Volatili). Tuttavia c'è da sottolineare che l'intervallo di temperature dell'aria normalmente presenti in ambienti di vita è tipico di temperature moderate e non varia nel corso della giornata in modo determinante. Pertanto l'influenza della temperatura dell'aria nei confronti dell'emissione di agenti chimici e biologici deve essere considerata nell'ambito delle stagioni oppure in ambienti con condizioni di temperatura particolare (es. zone limitrofe a centrali termiche o cabine elettriche, mercati e supermercati, ecc.) o anche in ambienti non controllati termicamente e sensibili alle condizioni climatiche esterne (autorimesse, cantine, soffitte, ecc.).

Le superfici calde possono generare dei moti convettivi locali tali da risollevarle e disperdere sia particelle sia agenti microbiologici.

Le stesse superfici calde possono favorire reazioni chimiche tra i diversi composti presenti e/o la formazione di prodotti secondari.

È altresì importante considerare l'influenza diretta delle temperature delle superfici sull'habitat degli agenti microbiologici nonché indiretta per le modifiche dei valori di umidità nei materiali direttamente influenzati dalla temperatura delle superfici stesse.

Le temperature elevate nonché le eventuali conseguenti escursioni termiche possono accelerare il degrado della coesione dei materiali di cui sono composte sia le superfici riscaldate direttamente sia quelle limitrofe, favorendo l'emissione di inquinanti (materiale particolato, COV, ecc.).

L'influenza della temperatura sugli inquinanti va considerato "caso per caso" ed è necessario distinguere la temperatura dell'aria dalla temperatura di superfici (arredi, pareti ecc.).

Le emissioni di alcuni COV dai materiali (47-48) sono influenzate dalla temperatura (e umidità relativa), ma la dipendenza è correlata al tipo di COV emesso. Per molti COV emessi,



l'effetto della temperatura è modesto o trascurabile nel range 23-35°C, mentre elevato alla temperatura di 60°C. Analoghi risultati sono riportati da altri studi (49-51).

Per la formaldeide è stato dimostrato che la velocità di emissione raddoppia con un incremento di temperatura di 7°C o con un incremento di umidità relativa da 30 a 70% UR alla temperatura di 22°C (52-54).

## Aerazione

La ventilazione ha effetti (55-57) sulla concentrazione e distribuzione dei contaminanti in aria e sulle superfici, ma anche effetti sull'umidità e sulla temperatura che a loro volta influiscono sugli inquinanti sia di origine chimica che biologica. Pertanto, la ventilazione/ricambio dell'aria, dovrebbe consentire la rimozione (58) e/o diluizione degli inquinanti e dell'umidità generati nell'*indoor*. L'aerazione dal punto di vista quali-quantitativo dovrebbe essere tale da non immettere contaminanti *outdoor* e rimuovere/diluire i contaminanti *indoor*. Tuttavia la carenza di limiti accettabili di concentrazione di tutti gli inquinanti *indoor* non consente di stabilire la quantità di aerazione (59).

Velocità dell'aria, flussi d'aria localizzata o generale, causano il sollevamento/distacco di materiale solido composto sia da agenti chimici che biologici, da eventuali superfici su cui aderiscono. Correnti d'aria eccessive possono pertanto influenzare il rilascio di inquinanti da superfici.

La distribuzione dell'aria nei diversi spazi e ambienti, la tipologia di flusso (laminare, turbolento ecc.) le variazioni delle velocità nel tempo anche in corrispondenza delle superfici presenti, hanno influenze molto significative sugli inquinanti sia di origine chimica che biologica.

Tuttavia l'interazione tra gli inquinanti *indoor* non consente di prevedere e quindi generalizzare l'influenza della ventilazione per ciascun tipo di inquinante. Per esempio la concentrazione del particolato, che influenza il trasporto dei composti organici semivolatili, è strettamente dipendente dalla ventilazione (60-61), tuttavia non è facile prevedere una tale dipendenza per composti organici semivolatili (62).

I flussi laminari sembrano essere più efficaci dal punto di vista della rimozione degli inquinanti. Tuttavia, l'influenza del movimento dell'aria sugli inquinanti va considerato "caso per caso" (63).

Per esempio, si è riscontrato che la velocità di emissione dei COV dai materiali (64) è funzione delle condizioni di flusso dell'aria in corrispondenza della superficie del materiale:

- all'aumentare della velocità dell'aria i contaminanti provenienti dai materiali si esauriscono più rapidamente;
- flussi turbolenti hanno un effetto minore sulla velocità di emissione.

Altro esempio è la deposizione del particolato che in base ai risultati di uno studio (65) risulta essere funzione :

- delle condizioni di flusso (velocità di attrito), nelle vicinanze della superficie di deposizione;
- della superficie di rugosità;
- della concentrazione del particolato stesso.

In particolare:

- per particolato di dimensione <0,1 µm, maggiori velocità di attrito alla superficie e maggiore superficie di rugosità possono comportare una maggiore velocità di deposizione del particolato;
- per particolato di dimensioni maggiori (intervallo 1-5 µm), l'influenza della velocità di attrito e della rugosità potrebbe essere trascurata.

Lai (66) riporta che nell'*indoor* la deposizione del particolato dipende fortemente dalla dimensione particolato raggiungendo un minimo per particelle di dimensioni 0,1-0,3  $\mu\text{m}$ .

L'andamento della velocità di deposizione come funzione del diametro particolato risulta essere lo stesso in tutti gli studi effettuati, tuttavia c'è una significativa differenza anche di un ordine e più di grandezza tra i valori di velocità riportati nei singoli studi.

Inoltre, mentre gli approcci sperimentali e teorici mostrano andamenti simili di deposizione, le stime del modello sono spesso significativamente differenti da quelli derivanti da risultati sperimentali specialmente per particelle al di sotto di 0,5  $\mu\text{m}$  (67-68).

In definitiva, la deposizione degli inquinanti dell'aria *indoor* sulle superfici dipende da:

- regime di flusso dell'aria;
- temperatura della aria;
- temperatura della superficie;
- umidità relativa dell'aria interna;
- presenza di condensa sulla superficie.

Tuttavia, per il particolato l'andamento non può essere generalizzato in base alle dimensioni in quanto è una classe di diversi inquinanti e ciascun con differente origine, composizione, comportamento (69). Infatti, le concentrazioni del particolato nell'*indoor* sono governate dai processi di trasporto e di trasformazione degli inquinanti costituenti il particolato stesso nell'*indoor*, che includono la miscelazione, il trasporto interzonale, la risospensione, la coagulazione e lo scambio di fase. Gli inquinanti sotto forma di gas o aerosol, a seconda delle dimensioni, in generale raggiungono una superficie e si depositano su di essa attraverso vari meccanismi (es. diffusione molecolare browniana, termoforesi, flusso idrodinamico di Stefan, gravità ecc.) che generalmente si svolgono simultaneamente con preponderanza dell'uno o l'altro meccanismo a seconda delle condizioni di temperatura, umidità e condense presenti.

## Conclusioni

Determinati valori e/o combinazioni di valori di  $T_a$ ,  $T_s$ ,  $T_{mr}$ , UR,  $V_a$ , ricambi d'aria danno luogo a quanto segue:

- *indoor chemistry*: contaminanti da individuate sorgenti *indoor/outdoor* possono reagire l'uno con l'altro o tra di loro dando luogo a prodotti (di reazione) altrimenti assenti in quanto non generati direttamente dalle sorgenti *indoor/outdoor* presenti nell'ambiente di indagine;
- variazione della concentrazione di inquinanti, le velocità di emissioni provenienti dalle individuate sorgenti *indoor* in quanto possono favorire determinate reazioni (es. in fase gas, idrolisi, ecc.);
- nuove sorgenti *indoor* (es. parete con umidità: muffa; superfici di materiali da costruzione, arredi ad elevate  $T_s$  possono originare nuove sorgenti di inquinanti) non previste al momento dell'inizio indagine;
- migrazione degli inquinanti, dalle superfici su cui aderiscono, verso l'aria e viceversa (es. aerosol, particolato).

Per i campionamenti degli inquinanti sia chimici che biologici è fondamentale tener conto di:

- omogeneità/stazionarietà dei parametri microclimatici;
- clima *outdoor* con le sue variazioni (temperatura, umidità, irraggiamento solare, vento, ecc.) di breve, medio e lungo termine;
- caratteristiche dell'ambiente esterno in grado di influenzare le interazioni dirette tra parametri microclimatici e climatici (barriere al vento, effetti canyon, ombreggiamenti, specchi d'acque superficiali, ecc.);

- caratteristiche tecnologiche e costruttive dell' ambiente in esame (architettura, materiali e prodotti impiegati, impianti di controllo del microclima, ecc.);
- uso degli ambienti: attività e persone presenti che incidono sui valori e variabilità dei parametri microclimatici;
- scambi termici che avvengono con l'esterno;
- scambi termici tra l'ambiente interno e gli elementi ivi presenti.

## Bibliografia

1. Santarsiero A. *Aspetti igienico-sanitari, tecnici e normativi nell'edilizia cimiteriale: valutazione preliminare del calcestruzzo aerato autoclavato in sostituzione dei materiali previsti dal DPR 285/1990*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/22).
2. UNI 10351. *Materiali da costruzione - Conduttività termica e permeabilità al vapore*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 1994.
3. Blondeau P, Tiffonnet AL, Damian A, Amiri O and Molina JL. Assessment of contaminant diffusivities in building materials from porosimetry tests. *Indoor Air* 2003;13(3):310-8.
4. Bear J, Bachmat Y. *Introduction to modeling of transport phenomena in porous media*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers; 1991
5. Lee C-S, Haghghat F, Ghaly WS. A study on VOC source and sink behavior in porous building materials – analytical model development and assessment. *Indoor Air* 2005;15(3):183-96.
6. De Biase C, Loechel S, Putzmann T, Bittens M, Weiss H, Daus B. Volatile organic compounds effective diffusion coefficients and fluxes estimation through two types of construction material. *Indoor Air* 2014;24(3): 272-82.
7. Santarsiero A, Fuselli S (Ed.). *Convegno nazionale. Inquinamento indoor residenziale-abitazione e qualità dell'aria. Istituto Superiore di Sanità, Roma, 9 ottobre 2009. Riassunti*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2009. (ISTISAN Congressi 09/C7).
8. Santarsiero A (Ed). *Conference. Dental setting as it stands with current procedures, materials and substances in use and related environment (indoor air quality). Rome, Italy, 14 June, 2008. Abstract Book*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2008. (ISTISAN Congressi 08/C4).
9. Santarsiero A, Fuselli S. Indoor and outdoor air carbonyl compounds correlation elucidated by principal component analysis. *Environ Res* 2008;106:139-47.
10. Santarsiero A, Fuselli S, Morlino R, Minniti G, De Felice M, Ortolani E. Air pollution/working activity correlation: a case study in a dental hospital. *International Journal of Environmental Health Research* 2011;21(1):22-40.
11. Santarsiero A, Fuselli S, Piermattei A, Morlino R, De Blasio G, De Felice M, Ortolani E. Investigation of indoor air volatile organic compounds concentration levels in dental settings and some related methodological issues. *Ann Ist Super Sanità* 2009; 45(1):87-98.
12. Weschler CJ. Chemistry in indoor environments: 20 years of research. *Indoor Air* 2011;21(3): 205-218.
13. Weschler CJ. Ozone in indoor environments: concentration and chemistry. *Indoor Air* 2000;10(4):269-88.
14. Springs M, Wells JR, Morrison GC. Reaction rates of ozone and terpenes adsorbed to model indoor surfaces. *Indoor Air* 2011;21(4):319-27.
15. Petrick L, Dubowski Y. Heterogeneous oxidation of squalene film by ozone under various indoor conditions. *Indoor Air* 2009;19(5):381-91.
16. Wells JR. Gas-phase chemistry of  $\alpha$ -terpineol with ozone and OH radical: rate constants and products. *Environ Sci Technol* 2005;39(18):6937-43.

17. Uhdea E, Salthammer T. Impact of reaction products from building materials and furnishings on indoor air quality – A review of recent advances in indoor chemistry. *Atmos Environ* 2007;41:3111-28.
18. Destailats H, Lunden MM, Singer BC, Coleman BK, Hodgson AT, Weschler CJ, Nazaroff WW. Indoor secondary pollutants from household product emissions in the presence of ozone: a bench-scale chamber study. *Environ Sci Technol* 2006;40:4421-8.
19. Morrison GC, Nazaroff WW. Ozone interactions with carpet: secondary emissions of aldehydes. *Environ Sci Technol* 2002;36:2185-92.
20. Weschler CJ. Reactions among indoor pollutants: What's new? *Scientific World* 2001;1:443-57.
21. Weschler CJ. Chemical reactions among indoor pollutants: what we've learned in the new millennium. *Indoor Air* 2004;14 (Suppl 7):184-94.
22. Fick J, Pommer L, Andersson B, Nilsson C. A study of the gas phase ozonolysis of terpenes: the impact of radicals formed during the reaction. *Atmos Environ* 2002;36:3299-308.
23. World Health Organization. *WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould*. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe; 2009.
24. Budaiwi I, El-Diasty R, Abdou A. Modelling of moisture and thermal transient behaviour of multilayer non-cavity walls. *Build Environ* 1999;34:537-51.
25. De Freitas VP, Abrantes V, Crausse P. Moisture migration in building walls — analysis of the interface phenomena. *Build Environ* 1996;31(2):99-108.
26. UNI EN ISO 10211. *Ponti termici in edilizia - Flussi termici e temperature superficiali - Calcoli dettagliati*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 2010.
27. UNI EN ISO 14683. *Ponti termici in edilizia - Coefficiente di trasmissione termica lineica - Metodi semplificati e valori di riferimento*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 2008.
28. UNI EN ISO 13788. *Prestazione igrotermica dei componenti e degli elementi per edilizia - Temperatura superficiale interna per evitare l'umidità superficiale critica e condensazione interstiziale - Metodo di calcolo*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 2013.
29. UNI EN ISO 13790. *Prestazione energetica degli edifici - Calcolo del fabbisogno di energia per il riscaldamento e il raffrescamento*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 2008
30. Nguyen JL, Schwartz J, Dockery DW. The relationship between indoor and outdoor temperature, apparent temperature, relative humidity, and absolute humidity. *Indoor Air* 2014; 24(1):103-12.
31. Faculty of Architecture. *Lecture: air movement and natural ventilation*. Hong Kong: HKU; 2001. Disponibile all'indirizzo: <http://www.arch.hku.hk/teaching/Lectures/airvent/>; ultima consultazione 16/09/2014.
32. Swami MV, Chandra S. Correlations for pressure distribution on buildings and calculation of natural ventilation airflow. *ASHRAE Transaction* 1988;94(1):243-66.
33. Seifert J, Li Y, Axley J, Rosler M. Calculation of wind-driven cross ventilation in buildings with large openings. *J Wind Eng Ind Aerodyn* 2006;94(12):925-47.
34. Cheung JOP, Liu C-H. CFD simulations of natural ventilation behaviour in high-rise buildings in regular and staggered arrangements at various spacings. *Energ Buildings* 2011;43(5):1149-58.
35. Visagavel K, Srinivasan PSS. Analysis of single side ventilated and cross ventilated rooms by varying the width of the window opening using CFD. *Sol Energy* 2009;83:2-5.
36. Guohui G. Effective depth of fresh air distribution in rooms with single-sided natural ventilation. *Energ Buildings* 2000;31:65-73.
37. Bjurman J, Nordstrand E, Kristensson J. Growth-phase-related production of potential volatile-organic tracer compounds by moulds on wood. *Indoor Air* 1997;7(1):2-7.

38. Bjurman J. Thermal insulation materials, micro-organisms and the sick building syndrome. In: Kalliokoski P, Jantunen M, Sepptinen D (Ed.). *Proceedings of Indoor Air '93, Helsinki, International Conference on Indoor Air Quality and Climate, 1993 Vol. 4*. p. 339-44.
39. Bjurman J, Kristensson J. Production of volatile metabolites by the soft rot fungus *Chaetomium globosum* on building materials and defined media. *Microbios* 1992;72:47-54.
40. Bjurman J, Kristensson J. Volatile production by *Aspergillus versicolor* as a possible cause of odor in houses affected by fungi. *Mycopathologia* 1992;118:173-178.
41. Nilsson A, Kihlström E, Lagesson V, Wessén B, Szponar B, Larsson L and Tagesson C. Microorganisms and volatile organic compounds in airborne dust from damp residences. *Indoor Air* 2004;14(2):74-82.
42. Waring MS. Secondary organic aerosol in residences: predicting its fraction of fine particle mass and determinants of formation strength. *Indoor Air* 2014;24(4):376-89.
43. Youssefi S and Waring MS. Predicting secondary organic aerosol formation from terpenoid ozonolysis with varying yields in indoor environments. *Indoor Air* 2012; 22 (5): 415-426.
44. Litvak A, Gadgil AJ, Fisk WJ. Hygroscopic fine mode particle deposition on electronic circuits and resulting degradation of circuit performance: an experimental study. *Indoor Air* 2000;10:47-56.
45. Miguel AF, Reis AH, Aydin M. Aerosol particle deposition and distribution in bifurcating ventilation ducts. *J Hazard Mater* 2004;116:249-55.
46. Fromme H, Twardella D, Dietrich S, Heitmann D, Schierl R, Liebl B, *et al.* Particulate matter in the indoor air of classrooms-exploratory results from Munich and surrounding area. *Atmos Environ* 2007;41:854-66.
47. Salthammer T, Fuhrmann F, Kaufhold S, Meyer B, Schwarz A. Effects of climatic parameters on formaldehyde concentrations in indoor air. *Indoor Air* 1995;5:120-8.
48. Wolkoff P. Impact of air velocity, temperature, humidity and air on long-term VOC emissions from building products. *Atmos Environ* 1998;32 (14-15):2659-68.
49. Seifert B, Ullrich D, Nagel R. Volatile organic compounds from carpeting. In: Brasser LJ, Mulder WC (Ed.). *Man and his ecosystem. Proceedings of the 8th World Clean Air Congress. The Hague (Netherlands), 1989*. Amsterdam: Elsevier; 1989. p. 253-8.
50. Van der Wal JF, Hoogeveen AW, Wouda P. The influence of temperature on the emission of volatile organic compounds from PVC flooring, carpet, and paint. *Indoor Air* 1997;7:215-21.
51. Sollinger S, Levsen K, Wunsch G. Indoor air pollution by organic emissions from textile floor coverings. Climate chamber studies under static conditions. *Atmos Environ* 1994;28:2369-78.
52. Andersen I, Lundquist G, Møhlhave L. Indoor air pollution due to chipboard used as a construction material. *Atmos Environ* 1975;9:1121-7.
53. Van Netten C, Shirliffé C, Svec J. Temperature and humidity dependence of formaldehyde release from selected building materials. *Bull Environ Contam Toxicol* 1989;42:558-65.
54. Zhang Y, Luo X, Wang X, Qian K, Zhao R. Influence of temperature on formaldehyde emission parameters of dry building materials. *Atmos Environ* 2007;41(15): 3203-16.
55. Park J S, Jee N-Y, Jeong J-W. Effects of types of ventilation system on indoor particle concentrations in residential buildings. *Indoor Air* 2014; doi:10.1111/ina.12117;
56. Smedje G, Mattsson M, Wållinder R. Comparing mixing and displacement ventilation in classrooms: Pupils' perception and health. *Indoor Air* 2011;21:454-61.
57. Sundell J, Levin H, Nazaroff WW, Cain WS, Fisk WJ, Grimsrud DT, Gyntelberg F, LiY, Persily AK, Pickering AC, Samet J M, Spengler JD, Taylor ST, Weschler C J. Commemorating 20 Years of Indoor Air. Ventilation rates and health: multidisciplinary review of the scientific literature. *Indoor Air* 2011;21(3):191-204.

58. Dimitroulopoulou C. Ventilation in European dwellings: a review. *Build Environ* 2012;47:109-25.
59. Seppänen OA, Fisk WJ. Summary of human responses to ventilation. *Indoor Air* 2004;14(s7):102-18.
60. Alshitawi M, Awbi H, Mahyuddin N. Particulate matter mass concentration (PM10) under different ventilation methods classrooms. *Int J Vent* 2009;8:93-108.
61. Chen C, Zhao B. Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor. *Atmos Environ* 2011;45:275-88.
62. Liu C, Zhang Y, Benning JL, Little JC. The effect of ventilation on indoor exposure to semivolatile organic compounds. *Indoor Air* 2014; doi:10.1111/ina.12139
63. Salimi F, Mazaheri M, Clifford S, Crilley LR, Laiman R and Morawska L. Spatial variation of particle number concentration in school microscale environments and its impact on exposure assessment. *Environ Sci Technol* 2013;47:5251-8.
64. Zhang Y, Haghghat F. The impact of surface air movement on material emissions. *Build Environ* 1997;32(6):551-6.
65. Zhao B, Wu J. Particle deposition in indoor environments: Analysis of influencing factors. *J Hazard Mater* 2007;147(1-2):439-48.
66. Lai ACK. Particle deposition indoors: a review. *Indoor Air* 2002;12:211-4.
67. Morawska L, Salthammer T. Fundamentals of indoor particles and settled dust. In: Morawska L, Salthammer T (Ed.). *Indoor environment: airborne particles and settled dust*. Weinheim, Germany: WILEY-VCH; 2003. p. 3-46.
68. He C, Morawska L, Gilbert D. Particle deposition rates in residential houses. *Atmos Environ* 2005;39:3891-9.
69. Nazaroff W. Indoor particle dynamics. *Indoor Air* 2004;14(s7):175-83.

# ATTIVITÀ DELL'ISTITUTO SUPERIORE PER LA PROTEZIONE E LA RICERCA AMBIENTALE SULL'INQUINAMENTO NEGLI AMBIENTI CONFINATI

Giorgio Cattani (a), Alessandro Di Menno di Bucchianico (a), Silvia Brini (a), Francesca De Maio (a), Arianna Lepore (a), Francesco Salvi (b), Luciana Sinisi (a), Giancarlo Torri (b)

(a) *Dipartimento stato dell'ambiente e metrologia ambientale, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma*

(b) *Dipartimento nucleare, rischio tecnologico e industriale, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma*

## Introduzione

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) è membro del gruppo di studio/Lavoro nazionale sull'inquinamento *indoor*, coordinato dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS), fin dalla sua costituzione (2010) svolgendo un ruolo di cerniera con il sistema delle agenzie ambientali. Recentemente, con la collaborazione di ISPRA, sono stati pubblicati i lavori di alcuni gruppi di studio *ad hoc* che trattano argomenti specifici: "Strategie di monitoraggio dei composti organici volatili (COV) in ambiente *indoor*" (1) e "Strategie di monitoraggio dell'inquinamento di origine biologica dell'aria in ambiente *indoor*" (2). L'ISPRA ha contribuito anche agli Atti del Workshop "Problematiche relative all'inquinamento *indoor*: attuale situazione in Italia" (3).

L'ISPRA partecipa inoltre, con alcuni suoi esperti, ai lavori di altri sottogruppi specifici, i cui lavori sono in corso di pubblicazione su: la presenza di CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S in ambienti *indoor*; il caso di studio di Cava dei Selci; le strategie di monitoraggio del materiale particolato in ambiente *indoor*; l'influenza dei parametri microclimatici sugli inquinanti *indoor*; la strategia di campionamento e analisi per la determinazione della concentrazione di fibre d'amianto e fibre artificiali vetrose aerodisperse in ambiente *indoor*.

Le attività dell'ISPRA sull'inquinamento negli ambienti confinati sono molteplici. Particolare attenzione è rivolta alla partecipazione a studi e attività promosse da organismi nazionali e internazionali; tali iniziative consentono di aumentare la base conoscitiva utile per affrontare i temi relativi all'inquinamento *indoor* con un approccio che deve necessariamente integrare gli aspetti relativi alla valutazione ambientale con quelli relativi alla valutazione dell'impatto sanitario. Particolare attenzione è posta anche alla divulgazione scientifica atta a diffondere le conoscenze acquisite al pubblico e a fornire ai decisori strumenti utili per una pianificazione consapevole. In questo senso è orientata la diffusione di informazioni attraverso banche dati, siti tematici e pubblicazioni periodiche. Particolare attenzione è rivolta anche ai temi della metrologia applicata alle determinazioni analitiche in ambienti *indoor*. In larga parte è stato già fornito recentemente un dettaglio di queste attività (3). In questa occasione, oltre a fornire alcuni aggiornamenti, viene riportato un focus riguardante la valutazione dell'esposizione *indoor* a particelle ultrafini.

## Progetto SEARCH in tema di *indoor* scolastico e salute dei bambini

Il Progetto SEARCH (*School Environment and Respiratory health of CHildren*) è stato coordinato dal REC-Ungheria (*Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe*) e promosso e finanziato dal nostro Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Il Progetto è stato condotto contemporaneamente in 6 Paesi paneuropei (Italia, Albania, Bosnia-Erzegovina, Serbia, Slovacchia, Ungheria), è iniziato nel 2005 e si è concluso nel 2009. In Italia il team di coordinamento è stato composto da rappresentanti del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e dell'ISPRA; per la valutazione della salute dei bambini dalla Fondazione Maugeri e per il monitoraggio ambientale dall'ARPA Lombardia (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Lombardia). L'obiettivo del Progetto consisteva nell'indagare lo stato d'inquinamento nelle aule, le condizioni degli edifici scolastici e la salute respiratoria dei bambini. Sono stati eseguiti sopralluoghi e misurazioni dei principali inquinanti ambientali rilevanti per il rischio respiratorio e allergico, ovvero: PM<sub>10</sub>, NO<sub>x</sub>, aldeidi (tra cui la formaldeide) e i cosiddetti BTEX (benzene, etil- benzene, toluene e xileni). I risultati internazionali del Progetto sono stati presentati alla Conferenza dei Ministri di Ambiente e Salute dei 53 Paesi della Regione Europea dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) tenutasi a Parma nel marzo 2010 ed hanno riguardato i monitoraggi ambientali di circa 60 scuole e 243 classi e la valutazione della salute respiratoria, attraverso questionari ed esami spirometrici, di oltre 5.000 ragazzi tra gli 11 e i 12 anni.

In Italia, il gruppo di lavoro nazionale "SEARCH Italia" ha contribuito all'iniziativa paneuropea del Progetto con esperti del Ministero dell'Ambiente, della Federazione Maugeri di Varese, dell'ISPRA, delle agenzie ambientali regionali di Emilia Romagna, Lazio, Lombardia, Piemonte, Sardegna, Sicilia e di Federasma onlus. Il gruppo "SEARCH Italia" oltre a programmare, organizzare ed effettuare le indagini previste dal progetto, ha creato le basi per l'avvio di attività aventi l'obiettivo di costruire una informazione utile sia per dirigenti e personale scolastico che per le famiglie, specie per i genitori di bambini allergici e asmatici, al fine di mettere in atto comportamenti a tutela della salute attraverso azioni concrete. Il gruppo di lavoro "SEARCH Italia" ha quindi redatto una brochure informativa completa di allegati, in cui sono brevemente riassunti i dati delle indagini ambientali nelle scuole italiane e tutte le informazioni utili per una prevenzione attiva e consapevole.

Durante la prima fase del Progetto SEARCH (denominata SEARCH I) erano stati investigati fattori come alcuni inquinanti chimici presenti nell'aria delle aule, le condizioni degli edifici scolastici, la salute respiratoria dei bambini.

Il Progetto SEARCH II (2010-2013) ha continuato l'analisi dei fattori di rischio presenti negli ambienti *indoor* nelle scuole d'Italia e di altri Paesi dell'Europa continentale partner del Progetto. Con la fase II del Progetto ci si è proposti di indagare più a fondo ulteriori elementi come l'uso e il fabbisogno di energia e le caratteristiche strutturali proprie degli edifici scolastici, fattori che influiscono su variabili importanti per il benessere e il comfort quali temperatura e umidità.

Per l'Italia come per altri Paesi queste informazioni sono altamente rilevanti anche in vista del fatto che a breve per ogni scuola sarà obbligatorio dotarsi di una certificazione energetica, e già in alcune regioni si sta provvedendo o si è provveduto a questa necessità.

I risultati preliminari del Progetto sono stati presentati alla *Green Week* tenutasi a Bruxelles nel giugno 2012.



Nell'ambito delle attività del GARD Italia (*Global alliance against chronic respiratory diseases in Italy*) durante il workshop "2013 - Anno europeo dell'aria - Clima, qualità dell'aria e salute respiratoria: situazione in Italia e prospettive" tenutosi a Roma il 16-17 dicembre 2013 presso il Ministero della Salute, sono stati presentati i risultati conclusivi del Progetto SEARCH I & II che si possono ritrovare nella pubblicazione "Making schools healthy: meeting environment and health challenges" del REC (*Regional Environmental Centre for Central and Eastern Europe*) di Budapest, partner capofila del progetto (4). Sulla base dell'esperienza acquisita nell'attuare il progetto SEARCH il gruppo di lavoro italiano ha inoltre predisposto un documento dal titolo "Targeting indoor air quality in sustainable patterns" con l'obiettivo di investigare come l'inquinamento chimico dell'aria negli ambienti confinati viene considerato nelle recenti politiche europee di sostenibilità e di consumo dei prodotti (5).

## Inquinamento *indoor* da radon

Come noto in assenza di incidenti in impianti nucleari, il maggior contributo alla dose totale ricevuta dalla popolazione deriva dalla radioattività naturale, di cui la maggior parte è causata dall'esposizione al radon. Inoltre l'esposizione al radon rappresenta la seconda causa di tumori polmonari dopo il fumo di tabacco.

Ai fini della valutazione dell'esposizione della popolazione è importante raccogliere dati rappresentativi, essenziali inoltre per individuare sul territorio le aree a maggior rischio e poter intraprendere azioni mirate di risanamento.

L'ISPRA fornisce il suo contributo allo sviluppo delle banche dati (nazionale ed europea) nell'ambito dei progetti ad esso dedicati.

In particolare il progetto del JRC (*Joint Research Centre* della Commissione Europea) denominato "radon Atlas" per la realizzazione di una mappa europea del radon prosegue, anche con il contributo dell'Italia fornito dall'ISPRA. Attualmente c'è una discussione aperta sulla modalità di rappresentazione delle mappe tematiche.

L'ISPRA inoltre coordina le attività per lo sviluppo di una banca dati del radon nell'ambito di una convenzione con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, con il supporto dell'ISS e delle Agenzie Regionali e/o Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA/APPA). È stata effettuata una raccolta dei dati prodotti in Italia e il gruppo di lavoro ha definito i campi della banca dati che verranno proposti alle ARPA/APPA per verificare la compatibilità con i database regionali. L'accordo prevede la realizzazione di un database unico nell'ambito dell'Archivio Nazionale radon, previsto all'interno del Piano Nazionale radon, nel quale raccogliere e analizzare dati e informazioni sul radon in Italia.

I dati disponibili sul territorio sono in aumento grazie alle attività di mappatura che, tramite lo svolgimento di campagne *ad hoc*, contribuiscono a migliorare le stime esistenti. Un esempio è l'indagine, tutt'ora in corso, nel Comune di Roma realizzata dall'ISPRA. Questo Comune aveva già partecipato all'indagine effettuata nei Comuni delle Province di Roma e Viterbo, ma il valore di concentrazione media di radon riscontrato è risultato essere sensibilmente inferiore rispetto a quello rilevato in occasione dell'indagine nazionale realizzata tra il 1989 e il 1997 da ISPRA, ISS e ARPA/APPA. Pertanto, è stata pianificata una ulteriore specifica indagine sul territorio del Comune di Roma al fine di individuare i motivi che spieghino tale discrepanza.

Una novità nel campo della valutazione dell'esposizione al radon è l'istituzione a cura del Servizio Misure Radiometriche dell'ISPRA di un servizio nell'ambito del quale possono essere richieste misurazioni della concentrazione di radon per le abitazioni, le scuole e gli ambienti di lavoro.

## Focus sulle particelle ultrafini negli ambienti *indoor*

Con materiale particellare sospeso (*Particulate Matter*, PM), o aerosol atmosferico, si intende un sistema disperso di particelle solide e di particelle liquide presenti in sospensione in atmosfera, di diversa dimensione e composizione in funzione della loro origine. Trattandosi di particelle non sferiche, la loro dimensione viene convenzionalmente espressa in termini di diametro aerodinamico equivalente (dae), definito come il diametro di una particella sferica, di densità unitaria, dotata dello stesso comportamento aerodinamico (stessa velocità di sedimentazione) della particella in esame.

Le particelle emesse direttamente nell'atmosfera sono dette primarie, mentre quelle che si formano in atmosfera sono dette secondarie. Queste si formano per coagulazione e attraverso i processi di conversione gas-particella, conosciuti anche come nucleazione eterogenea, oppure per condensazione di gas su particelle preesistenti. L'intervallo dimensionale compreso tra 0,0025 e 0,1  $\mu\text{m}$  viene definito come modo ultrafine o dei nuclei di Aitken. Le particelle in questo intervallo dimensionale sono dette ultrafini (UFP, *Ultra Fine Particles*). Esse sono numericamente prevalenti, rispetto al totale rilevabile in un campione d'aria, sebbene contribuiscano in modo poco rilevante alla massa complessiva.

### Effetti sulla salute

Vari studi epidemiologici condotti negli ultimi vent'anni hanno approfondito gli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico prodotto da particelle; in tale ambito sono state evidenziate associazioni tra le concentrazioni in massa di  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$  e un incremento sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione generale. I soggetti ritenuti maggiormente esposti a tali effetti sono, in particolare, gli anziani, i bambini, le persone con malattie cardiopolmonari croniche, influenza o asma; su di essi si concentrano incrementi di mortalità e seri effetti patologici a seguito di esposizioni acute a breve termine.

Ulteriori evidenze sono emerse considerando gli effetti sanitari a lungo termine conseguenti all'esposizione a basse concentrazioni di PM. Tali effetti riguardano la mortalità e altre patologie croniche come la bronchite e la riduzione della funzione polmonare. Anche l'incremento di tumore polmonare è stato associato all'inquinamento ambientale, e in particolare alla frazione fine dell'aerosol.

Recentemente il PM *outdoor* è stato inserito tra i cancerogeni di gruppo 1 (agenti sicuramente cancerogeni per l'uomo) (6). Inoltre è stata evidenziata per il PM una tossicità specifica legata a particolari fonti di emissione, (alcune delle quali tipiche degli ambienti *indoor*): il particolato diesel (7), il fumo di tabacco (8), la combustione del carbone e della legna in ambienti domestici, la frittura ad alta temperatura (9).

Negli ultimi anni i risultati di diversi studi hanno contribuito ad aumentare le conoscenze sull'esposizione della popolazione, sulla variabilità spaziale e sull'esposizione *indoor*, sui meccanismi tossicologici e sugli effetti cardiovascolari, prendendo in considerazione accanto alle metriche classiche ( $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$ ) anche nuove metriche basate sulla concentrazione in numero (*Particles Number Concentration*, PNC) e sulla distribuzione dimensionale delle particelle ultrafini. L'esposizione a particelle ultrafine è stata associata ad effetti a breve e lungo termine sulla salute umana. Tuttavia la tossicità specifica o differenziale delle UFP rispetto alle particelle di altre frazioni non è ancora stato stabilito con certezza (10).

Va considerato che, allo stato attuale, in considerazione dell'insufficienza di evidenze epidemiologiche da cui derivare una conclusione sulla relazione esposizione-risposta, non esistono valori guida o di riferimento per quest'ultima classe dimensionale.

## Sorgenti *indoor*

Le particelle presenti in atmosfera sono generate da una grande varietà di sorgenti naturali e antropogeniche, sia interne agli ambienti confinati, sia presenti nell'aria *outdoor*. I livelli di PM negli ambienti chiusi e la relativa variabilità temporale sono fortemente influenzati dall'infiltrazione di aria esterna, e quindi dalla qualità di quest'ultima. Le modalità con cui è effettuato il ricambio dell'aria in caso di ventilazione naturale e l'efficacia dei sistemi di trattamento, nel caso di ventilazione artificiale sono aspetti decisivi nella modulazione temporale dei livelli di PM *indoor* e nelle differenze che si possono riscontrare con l'aria esterna. Un ruolo importante nella diffusione del particolato nei vari ambienti, e nella efficacia dei meccanismi di rimozione è rappresentato anche dalle condizioni microclimatiche interne (temperatura, umidità, velocità dell'aria).

Inoltre diverse sorgenti interne possono influenzare in modo significativo la dipendenza dei livelli *indoor* dai livelli *outdoor*, tanto che in molti casi gli andamenti temporali risultano scarsamente correlati e i rapporti *indoor/outdoor* delle concentrazioni risultano maggiori di uno. L'impatto delle sorgenti *indoor* dipende dalla durata e dalla frequenza dell'immissione, che ovviamente dipende dalle abitudini degli occupanti; di conseguenza l'impatto di queste sorgenti risulta largamente variabile.

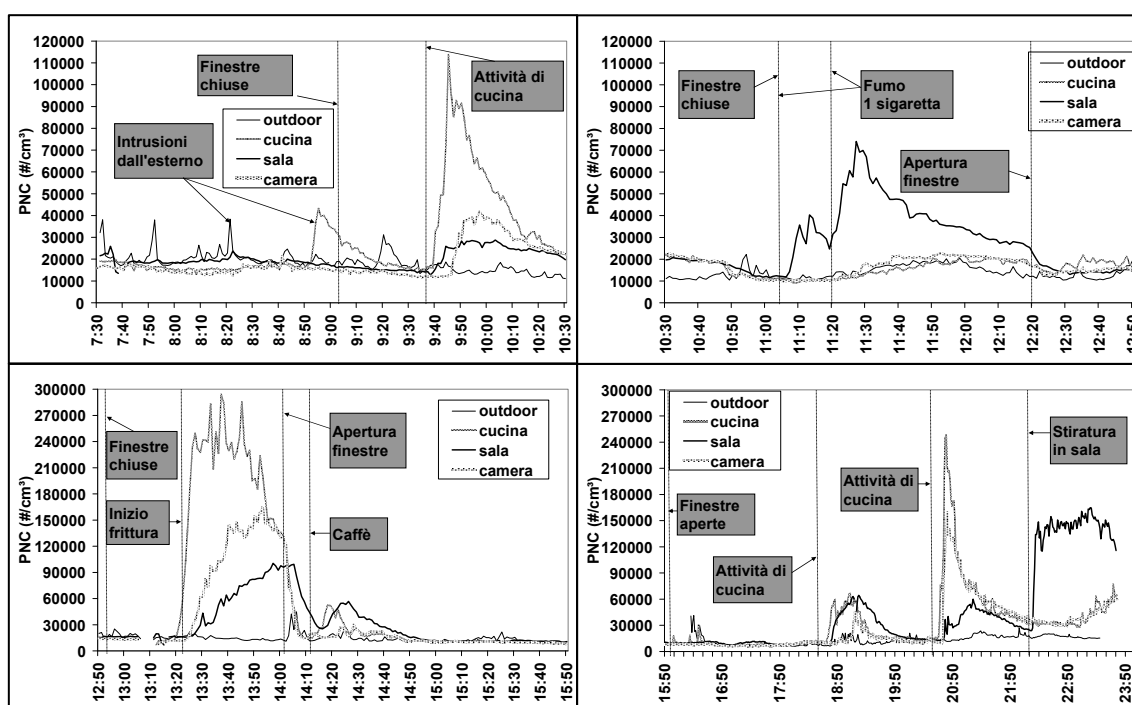
Le principali sorgenti in grado di influenzare significativamente i livelli *indoor* di PM, tanto da modificare i rapporti *indoor/outdoor* basati su concentrazioni medie giornaliere sono il fumo di tabacco (in presenza di fumatori non occasionali), la cottura di alimenti con combustibili fossili (carbone) o legna, la cottura di alimenti in genere, in particolare la frittura, l'uso di legna per il riscaldamento, in particolare in camini a camera aperta.

Altre sorgenti di PM *indoor* possono avere rilevanza, come i prodotti della combustione di incensi e candele, l'uso di spray e diffusori, le emissioni da apparecchi per la stampa e per la copia. Queste sorgenti hanno la caratteristica di produrre un gran numero di particelle nell'unità di tempo, prevalentemente nel campo delle particelle ultrafini. I fattori di emissione di UFP stimati vanno da  $0,1 \times 10^{12}$  a  $5 \times 10^{12}$  particelle  $\text{min}^{-1}$  (11).

È importante quindi seguire l'evoluzione dei fenomeni determinati da sorgenti di emissione rapidamente variabili nel tempo, al fine di individuare la sorgente responsabile del rilascio di particelle e di evidenziare esposizioni acute. Inoltre può essere importante studiare il decadimento nel tempo delle concentrazioni rilevate determinato dall'interruzione delle emissioni o dall'attivazione di sistemi di abbattimento, ad esempio per valutare l'efficacia delle misure di prevenzione e protezione (12). I sistemi di monitoraggio convenzionali sono poco adatti a questi scopi, poiché tipicamente consentono di ottenere informazioni sul parametro determinato con tempi di campionamento medio-lunghi. Gli strumenti basati sulle tecniche ottiche consentono invece di seguire l'andamento nel tempo del parametro di interesse (concentrazione di massa, concentrazione delle particelle espressa in numero) attraverso misure ad alta risoluzione temporale (con la possibilità di avere fino a un record al secondo). Inoltre, quando le tecniche ottiche sono accoppiate alle tecniche basate sulla mobilità elettrica delle particelle tali valutazioni possono essere estese alla distribuzione dimensionale delle concentrazioni (in numero o in massa) sull'intero spettro di diametri rilevanti ai fini dell'esposizione umana. Le tecniche ottiche si basano sul fenomeno della diffusione di una radiazione elettromagnetica che incide su un campione d'aria, dovuta alla presenza di aerosol.

Sono disponibili oggi sul mercato diversi modelli di strumentazione che utilizzano queste tecniche, e che hanno in comune alcune caratteristiche interessanti: rapida risposta, silenziosità, portabilità, possibilità di alimentazione elettrica tramite rete o batterie. Essi rappresentano un interessante complemento al monitoraggio *indoor* effettuato con tecniche di accumulazione, se utilizzati tenendo conto dei loro limiti intrinseci. Non bisogna, infatti, dimenticare che le tecniche ottiche, hanno delle limitazioni insuperabili che non consentono di definire i metodi di determinazione della concentrazione di massa del materiale particolato basati su di esse come equivalenti a quello di riferimento.

Numerosi studi utilizzando queste tecniche hanno identificato le attività di cucina (sia con cucine a gas, che con cucine elettriche) come una delle sorgenti principali di materiale particolato negli ambienti domestici, attraverso misure di PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> e UFP. Tali studi hanno anche evidenziato una scarsa efficacia dei sistemi di aspirazione normalmente in uso (13). A titolo di esempio la Figura 1 riporta il monitoraggio della PNC in tre ambienti di una abitazione privata (cucina, sala da pranzo e camera da letto) e il confronto con i livelli di PNC determinati contemporaneamente all'esterno dell'abitazione.



**Figura 1. Sorgenti *indoor* di particelle ultrafini – dinamiche in un appartamento. Andamento temporale della concentrazione in numero delle particelle PNC (10 nm ÷ 3000 nm). Risoluzione temporale 1 minuto. Misure effettuate contemporaneamente in quattro ambienti (cucina, sala da pranzo, camera da letto e balcone –*outdoor*– di un abitazione privata). Le barre verticali indicano l'ora di inizio delle attività che generano particelle ultrafini e l'apertura/chiusura delle finestre**

Le misure, condotte con risoluzione temporale di un minuto, permettono di evidenziare l'effetto transiente delle sorgenti *indoor*. Livelli particolarmente elevati sono stati riscontrati in prossimità della cucina a gas e del forno, soprattutto in caso di attività di frittura. Le attività di cucina influenzano anche i livelli di PNC negli altri ambienti della casa. Anche il fumo di una sola sigaretta modifica sostanzialmente la PNC. I livelli restano elevati e maggiori di quelli di background fino a circa due ore dalla fine delle attività, se non si agisce con un vigoroso

ricambio naturale dell'aria. Quando le sorgenti interne non sono attive è possibile verificare l'effetto di intrusioni di particelle originate da sorgenti esterne.

### **Qual è la potenziale esposizione a particelle ultrafini in ambienti confinati particolari come le automobili?**

Generalmente le persone trascorrono una frazione minoritaria ma non trascurabile del proprio tempo a bordo di un'automobile. Studi recenti condotti in USA, Australia, Europa centrale e del nord, hanno dimostrato che l'esposizione durante la permanenza nelle autovetture può contribuire in modo significativo all'esposizione totale integrata (14). Sono disponibili pochi studi di questo tipo nell'area del bacino mediterraneo (es. 15). È disponibile un solo studio in cui è stata valutata l'esposizione all'interno di autoveicoli in una grande area urbana italiana (16).

Peraltro sono poche le informazioni di dettaglio (soprattutto spaziale) per quanto riguarda la PNC outdoor a Roma, come nel resto d'Italia, trattandosi di un parametro il cui monitoraggio non è previsto dalla normativa vigente in materia di inquinamento atmosferico. Gli studi disponibili riguardano la determinazione della PNC determinate outdoor a partire dal 2001 presso la stazione di monitoraggio della qualità dell'aria dell'ISS (17, 18). Sulla base della serie storica 2001-2009 è stato individuato in un altro recente studio un trend decrescente statisticamente significativo della PNC, coerente con quello osservato per alcuni inquinanti gassosi nello stesso periodo (19). La PNC è stata determinata utilizzando quattro contatori di particelle a nuclei di condensa (*Condensation Particle Counters*, CPC, model 3007, TSI, MN, USA; minima dimensione rilevabile 10 nm). La risoluzione temporale delle misure era di 1 s.

Sono stati selezionati due percorsi con diversa origine e stessa destinazione. Il primo (percorso urbano), lungo 12,6 km, si snodava dal centro della città alla periferia sud, e larga parte del percorso prevedeva l'attraversamento di una strada a 3 corsie ad elevatissima percorrenza. Il secondo (percorso suburbano), partendo da una zona suburbana a est della città, attraverso il grande raccordo anulare, prevedeva l'arrivo alla stessa destinazione del primo, dopo un percorso di 21,3 km.

Sono state studiate due modalità di ventilazione:

- finestrini anteriori parzialmente aperti (10 cm) aria condizionata e ventilazione meccanica spenta;
- aria condizionata accesa e sistema di ricircolo dell'aria interna attivato.

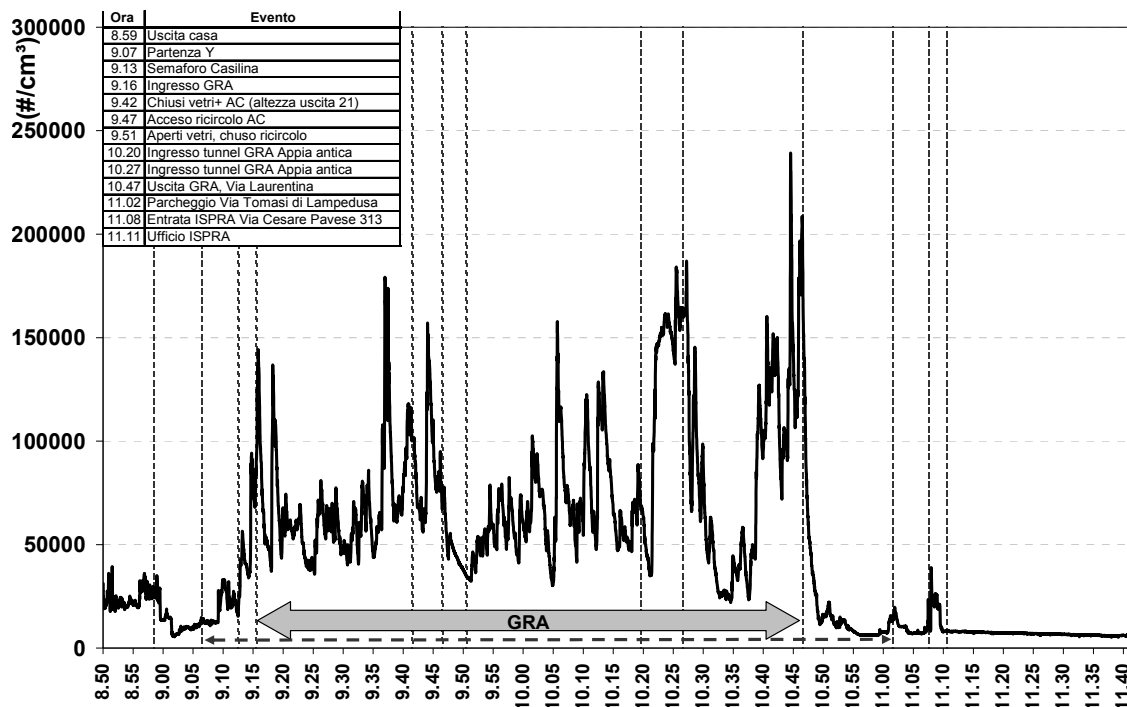
Al fine di confrontare l'esposizione negli autoveicoli con quella in altri ambienti *indoor*, sono state effettuate, nello stesso periodo, misure di PNC in tre abitazioni private e in un ufficio (durante un periodo di lavoro tipico di 8 ore). Le misure sono state effettuate nelle cucine, durante la preparazione dei cibi e durante la consumazione dei pasti; nel salone e nella camera da letto nelle ore notturne. Tutti i partecipanti allo studio selezionati e le persone residenti negli appartamenti erano non fumatori. La stima dei livelli *outdoor* nel periodo dello studio è stata basata su misure condotte in 31 siti, da aprile a luglio 2013. Le misure presso ciascun sito sono durate sette giorni. Ogni giorno sono stati selezionati tre periodi di due ore di monitoraggio al giorno, utili a stimare una media giornaliera.

Tutte le statistiche descrittive sono state calcolate a partire dalle medie di un minuto della PNC ottenuta dalle letture strumentali con risoluzione temporale di 1 secondo. Le analisi statistiche sono state eseguite mediante il software *open source* "R" (20).

Nel periodo dello studio sono stati effettuati 28 test sui due percorsi. La durata media di percorrenza sul percorso urbano è stata di 40 min ( $\pm 8$  min) a una velocità media di 18.9 km h<sup>-1</sup>. La durata media di percorrenza sul percorso suburbano è stata di 28 min ( $\pm 7$  min) escludendo un test la cui durata è stata eccezionalmente lunga a causa di un evento di forte congestione stradale

(115 min). Circa la metà del tempo nel percorso suburbano è trascorsa sull'autostrada urbana di Roma (grande raccordo anulare).

La Figura 2 illustra il profilo temporale della PNC misurata durante il citato evento particolarmente intenso di congestione stradale lungo il percorso suburbano.



**Figura 2. Andamento della PNC all'interno di un autoveicolo durante un tragitto suburbano: caso particolare caratterizzato da forte congestione nel tratto autostradale (Grande Raccordo Anulare, GRA); risoluzione temporale 1 s. Le barre verticali indicano alcuni eventi rilevanti ai fini dei valori di PNC registrati**

I livelli di punta sono stati registrati quando il veicolo procedeva immediatamente a ridosso di veicoli commerciali pesanti o autoveicoli diesel di vecchia generazione. Un'altra situazione durante la quale la PNC risultava significativamente più elevata era durante l'attraversamento a bassa velocità di un tunnel; i livelli aumentavano rapidamente e si mantenevano elevati durante l'intero tragitto all'interno della galleria. La PNC media calcolata sul periodo di tempo trascorso sul tratto di autostrada urbana (GRA) durante questo episodio risultava otto volte superiore a quella determinata contemporaneamente in un sito di back round urbano. Questo caso, per la sua particolarità in termini di congestione stradale e conseguente anomala durata (circa due ore per completare il percorso) non è stato considerato nella successiva analisi statistica dei dati. Considerando l'insieme delle misure ottenute, la mediana della PNC durante il tragitto suburbano con ventilazione naturale (finestrini parzialmente aperti) era significativamente più alta (46,293 part/cm<sup>3</sup>) di quella rilevata nelle stesse condizioni durante il tragitto urbano (33,520 part/cm<sup>3</sup>). In entrambi i casi la variabilità temporale era rimarcabile. Il range interquartile era rispettivamente 52,727 part/cm<sup>3</sup> e 30,768 part/cm<sup>3</sup>. Le differenze rilevate sono probabilmente da ascrivere alle differenze tra i due percorsi nei parametri caratterizzanti il traffico (velocità media, flussi di traffico, composizione del parco veicolare). In particolare il percorso urbano è caratterizzato da una velocità media relativamente bassa, a causa dei numerosi semafori che si incontrano durante il

cammino e da alcuni tratti particolarmente congestionati. Circa la metà del tempo medio di percorrenza del percorso suburbano (13 minuti) è trascorsa sul GRA dove, rispetto al percorso urbano, la velocità media consentita è maggiore, non ci sono semafori, i flussi di traffico sono molto maggiori, e mediamente la percentuale di veicoli commerciali pesanti è più alta. La mediana della PNC calcolata nel tratto di GRA del percorso suburbano era compresa tra 47,994 e 87,471 part/cm<sup>3</sup>.

La PNC misurata all'interno delle autovetture è significativamente ridotta quando viene attivato il sistema meccanico di ventilazione (aria condizionata in modalità ricircolo dell'aria interna) come si evidenzia dalle Figure 3 e 4. In queste condizioni anche la variabilità è ridotta. Si sono registrate comunque significative differenze tra i due percorsi anche in queste condizioni.

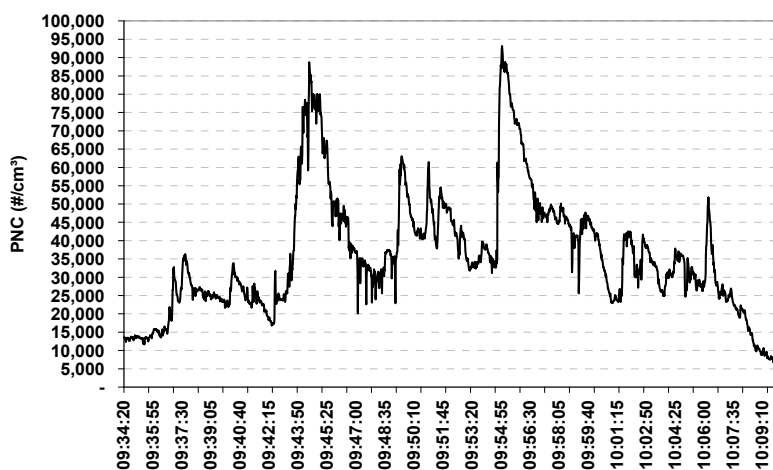


Figura 3. Andamento della PNC all'interno di un autoveicolo, durante il tragitto urbano; ricircolo naturale, finestrini anteriori parzialmente aperti

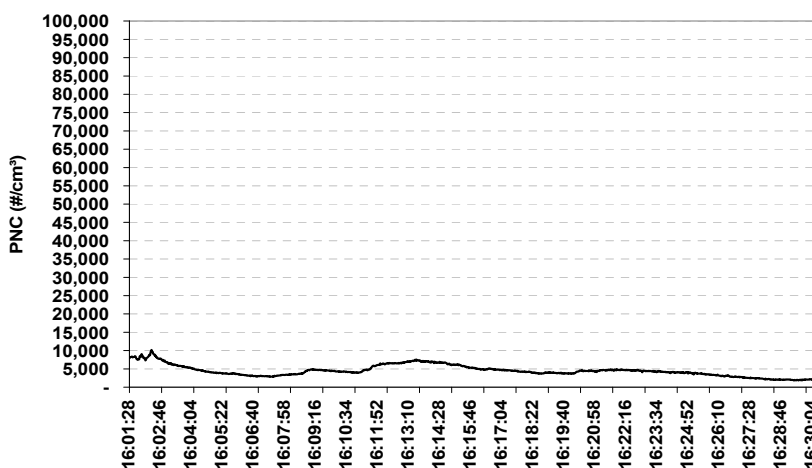


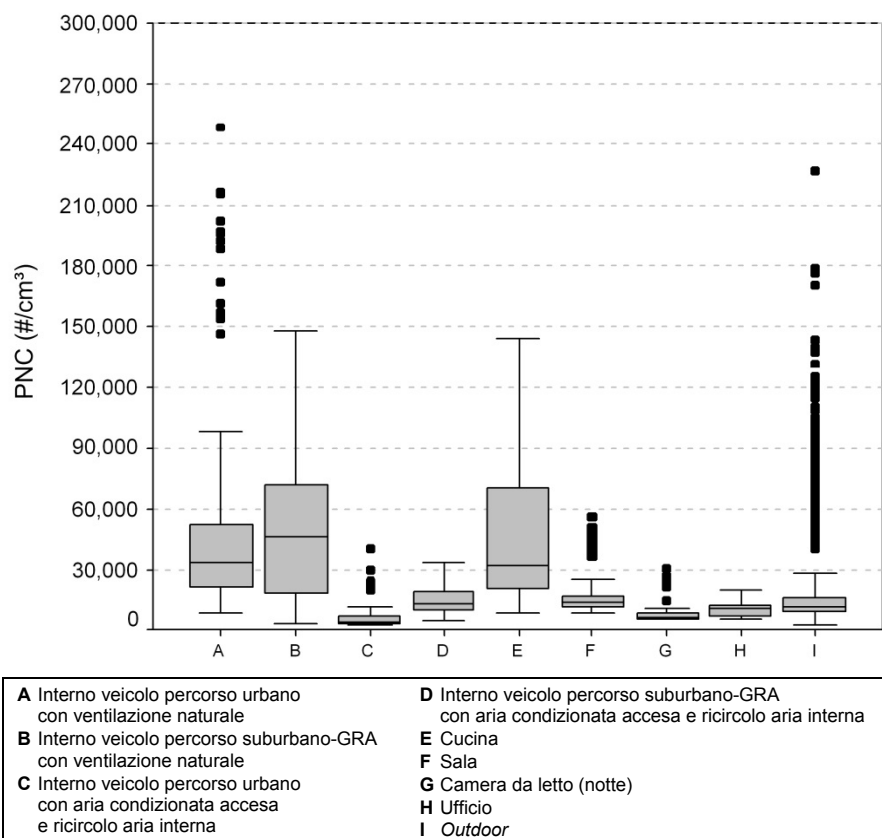
Figura 4. Andamento della PNC all'interno di un autoveicolo durante il tragitto urbano; aria condizionata accesa, modalità ricircolo aria interna

È evidente che le abitudini personali giocano un ruolo importante nell'esposizione a bordo delle autovetture. L'abitudine a circolare affidando alla ventilazione naturale il ricambio dell'aria

all'interno del veicolo è largamente diffusa durante la stagione calda a Roma (da aprile a ottobre) date le condizioni climatiche generalmente favorevoli. Un uso estensivo dell'aria condizionata è limitato ai periodi più caldi. Le condizioni climatiche tipiche delle aree mediterranee sono ben diverse da quelle del centro-nord Europa, dove sono stati condotti la maggior parte degli studi sull'esposizione nei veicoli. L'uso dell'aria condizionata con il sistema di ricircolo dell'aria interna attivato permette di ridurre l'esposizione a particelle ma è accompagnato dall'indesiderato aumento della concentrazione di CO<sub>2</sub> all'interno dell'abitacolo. È stato evidenziato come in queste condizioni sono sufficienti circa 30' per superare le 2000 ppm (15).

### Qual è il potenziale contributo medio all'esposizione della permanenza in ciascun ambiente abitualmente frequentato?

Le concentrazioni di PNC misurate negli autoveicoli sono state confrontate con quelle rilevate in altri ambienti *indoor* (abitazioni e uffici, vedi paragrafo precedente). La Figura 5 illustra le statistiche di base relative alla PNC rilevata nei diversi ambienti. È evidente come la PNC mediamente è significativamente più elevata a bordo delle autovetture, in condizioni di ventilazione naturale (caso A e B di Figura 5), rispetto agli altri ambienti investigati; l'unica eccezione è la cucina, dove sono stati rilevati livelli confrontabili con quelli rilevati in auto (caso E). Le differenze tra le sorgenti naturalmente determinano importanti differenze di composizione delle particelle nei due casi.



**Figura 5. Sintesi delle misure di PNC in diversi microambienti (medie di 1 minuto): Roma, primavera-estate 2013, giorni lavorativi (soggetti non fumatori)**



Sulla base delle misure di PNC è stata stimata l'esposizione nei diversi ambienti e l'esposizione totale integrata utilizzando come tempi medi di permanenza nei diversi ambienti i *time activity pattern* disponibili in letteratura, con riferimento a persone di età compresa tra 30 e 65 anni, impiegati in attività d'ufficio, che effettuano spostamenti sistematici casa-lavoro (21, 22).

Come evidenziato in Tabella 1 l'esposizione in auto fornisce un contributo non trascurabile all'esposizione totale integrata, confrontabile a quello di altri ambienti *indoor*, dove si trascorre mediamente un tempo più lungo, ma i livelli medi di PNC sono più bassi (e.g. durante la notte o in ufficio). Lo scenario è fortemente dipendente dalle abitudini dei conducenti riguardo alla modalità di ricambio dell'aria oltre che dal percorso seguito.

**Tabella 1. PNC: mediana, esposizione, t contributo relativo dei diversi microambienti all'esposizione totale integrata in giorni lavorativi e tempo medio di permanenza in diversi ambienti di vita e di lavoro (Roma, primavera-estate 2013)**

Ambiente	PNC mediana (part/cm <sup>3</sup> )	PNC esposizione (part/cm <sup>3</sup> h)	Contributo relativo all'esposizione totale integrata (%)	Tempo medio di permanenza (h d <sup>-1</sup> ; %)
Auto – ricircolo naturale	33.520	36.872	12,4	1,1 (4,6%)
<i>Outdoor</i>	11.876	27.315	9,2	2,3 (9,6%)
Camera da letto (notte)	6.602	46.214	15,5	7,0 (29,2%)
Cucina	32.296	48.444	16,3	1,5 (6,3%)
Sala	14.039	64.579	21,7	4,6 (19,2%)
Ufficio	9.934	74.505	25,0	7,5 (31,3%)

### Influenza delle sorgenti *outdoor* sull'*indoor*: fattore di infiltrazione

Da quanto finora visto è evidente che la concentrazione di PNC *indoor* è fortemente dipendente dalle sorgenti *indoor*. Quando queste non sono attive tuttavia, diventa rilevante la penetrazione dall'esterno delle particelle. È quindi importante definire un approccio efficiente e facilmente riproducibile per stimare il fattore di infiltrazione.

Il fattore di infiltrazione può essere definito come il rapporto tra la concentrazione *indoor* di un inquinante penetrato dall'esterno e la concentrazione dello stesso in aria ambiente così come segue:

$$F_{Inf} = \frac{C_{pin}}{C_{out}} = \frac{P \cdot Aer}{Aer + k} \quad [1]$$

dove:

- F<sub>Inf</sub>: fattore di infiltrazione (part/cm<sup>3</sup>);
- C<sub>pin</sub>: concentrazione delle particelle penetrate dall'esterno (part/cm<sup>3</sup>);
- C<sub>out</sub>: concentrazione delle particelle *outdoor* (part/cm<sup>3</sup>);
- P: efficienza di penetrazione delle particelle (adimensionale);
- Aer: velocità di ricambio dell'aria (h<sup>-1</sup>);
- k: velocità di deposizione (h<sup>-1</sup>);

Tale rapporto varia in funzione di parametri che dipendono dalle caratteristiche dell'edificio, dell'inquinante, e dalle condizioni microclimatiche.

È facile dimostrare che il fattore di infiltrazione può essere espresso in funzione delle concentrazioni *outdoor* e *indoor* cui va sottratta la concentrazione dell'inquinante in oggetto generato dalle sorgenti *indoor* ( $C_{ig}$ ). Infatti dalla [2]:

$$C_{in} = \frac{P \cdot Aer \cdot C_{out}}{Aer + k} + \frac{Q_{is}}{(Aer + k)V} = F_{Inf} C_{out} + C_{ig} \quad [2]$$

dove:

- $C_{in}$ : concentrazione particolato *indoor* (pt/cm<sup>3</sup>);
- $C_{ig}$ : concentrazione particolato generato *indoor* (pt/cm<sup>3</sup>);
- $Aer$ : velocità di scambio d'aria (h<sup>-1</sup>);
- $P$ : efficienza di penetrazione (adimensionale);
- $k$ : velocità di deposizione (h<sup>-1</sup>);
- $Q_{is}$ : emissioni da sorgenti *indoor* (pt/h);
- $V$ : volume ambiente *indoor* (m<sup>3</sup>);

si ricava la [3]:

$$F_{Inf} = \frac{C_{in} - C_{ig}}{C_{out}} \quad [3]$$

La  $C_{ig}$  non può essere determinata sperimentalmente; di solito la sua stima si avvale di metodi indiretti (mediante l'uso di traccianti) o di metodi statistici (23, 24).

È stato sviluppato un metodo alternativo, basato sulle misure ad alta risoluzione temporale (medie di 1 minuto) delle particelle ultrafini.

Il criterio adottato è stato testato utilizzando i dati raccolti durante una campagna di un anno di misure a Roma in due abitazioni. Tale metodo si avvale della disponibilità di misure ripetute e contemporanee *indoor/outdoor* accompagnate da un diario delle attività degli occupanti gli edifici (nel caso di studio, non fumatori).

Il metodo si basa sui seguenti passaggi:

- le serie temporali della concentrazione in numero delle particelle (PNC) determinate contemporaneamente nell'*indoor* e nell'*outdoor* sono confrontate e sono individuati i momenti di inizio e fine di attività che potenzialmente possono influenzare i livelli *indoor*, oltre a quelli in cui sono eventualmente state modificate le modalità di ricambio dell'aria (i.e. apertura/chiusura finestre, attivazione sistemi di aria condizionata ,ecc.);
- sono individuati i picchi di concentrazione, separando quelli che sono chiaramente riconducibili a sorgenti *outdoor* da quelli ascrivibili a sorgenti *indoor*;
- viene estrapolata una linea di base sottesa ai picchi *indoor*, utile a stimare il contributo della sorgente *indoor* alla PNC;
- i picchi di PNC determinati dalle sorgenti *indoor* mostrano un tempo di diluizione più lungo di quello generalmente osservato nel caso di intrusione di particelle dall'esterno. Può accadere quindi che sulla curva di decadimento della PNC si sovrapponga un picco, di solito asimmetrico e sottile, dovuto a un fenomeno di intrusione dall'esterno, di cui occorre tener conto nella fase di stima del contributo della sorgente *indoor* in esame;
- a questo punto l'area sottesa al picco determinato dalla sorgente *indoor* viene sottratta alla serie temporale di dati, permettendo di ottenere una serie di dati di PNC in cui la concentrazione *indoor* dipende in modo esclusivo dalla concentrazione *outdoor* e dalla modalità di infiltrazione dall'esterno delle particelle; sulla base della serie di PNC *indoor*

così ottenuta e della serie di PNC *outdoor* contemporanea è ora possibile stimare il fattore di infiltrazione semplicemente sulla base del rapporto delle PNC *indoor* e *outdoor*.

Il metodo è stato applicato in modo sistematico alla serie di dati annuale disponibile.

La sottrazione del contributo delle sorgenti *indoor*, permette di stimare il fattore di infiltrazione in modo realistico e riproducibile come dimostra il fatto che grazie al metodo utilizzato, aumenta la percentuale di variabilità della PNC *indoor*, spiegata dalla PNC *outdoor*.

Come illustrato in Tabella 2 il fattore di infiltrazione calcolato sulla base delle serie ricostruite mostra una evidente variabilità stagionale, con un minimo invernale ( $F_{inf} = 0,60$  per l'abitazione 1,  $F_{inf} = 0,63$  a per l'abitazione 2) e un massimo estivo (rispettivamente  $F_{inf} = 0,95$  and  $F_{inf} = 0,99$ ).

**Tabella 2. Stima del fattore di infiltrazione: caso studio di applicazione del metodo proposto utilizzando le misure *indoor/outdoor* (I/O) di PNC effettuate in due abitazioni a Roma**

Abitazione 1	I/O <sub>ratio</sub>	$F_{inf}$	$R^2_{F_{inf}}$	Abitazione 2	I/O <sub>ratio</sub>	$F_{inf}$	$R^2_{F_{inf}}$
Estate	0,97	0,95	0,98	Estate	1,01	0,99	0,97
Autunno	0,99	0,84	0,56	Autunno	1,00	0,70	0,62
Inverno	0,68	0,60	0,97	Inverno	0,82	0,63	0,37
Primavera	1,08	0,92	0,45	Primavera	1,00	0,90	0,63
Anno	0,97	0,85	0,72	Anno	0,97	0,80	0,65

## Conclusioni

Le attività di ISPRA sull'inquinamento *indoor* vanno dalla divulgazione scientifica – attraverso banche dati, siti tematici e pubblicazioni periodiche – alla metrologia ambientale, alla partecipazione a studi nazionali e internazionali.

Con particolare riferimento alle particelle ultrafini, misure ad alta risoluzione temporale sono state effettuate a Roma, in abitazioni private, uffici e automobili.

È stato possibile seguire l'evoluzione di fenomeni determinati da sorgenti di emissione rapidamente variabili nel tempo e individuare la sorgente responsabile del rilascio di particelle, mediante l'uso di dettagliati diari di attività.

Sono state evidenziate le condizioni che possono determinare esposizioni acute ed è stato studiato il decadimento nel tempo delle concentrazioni rilevate determinato dall'interruzione delle emissioni o dall'attivazione di sistemi di abbattimento.

L'uso di misure di questo tipo, esemplificato nel caso della determinazione della concentrazione di particelle ultrafini, permette di migliorare la stima del fattore di infiltrazione, senza ricorrere a metodi statistici o all'uso di traccianti.

## Bibliografia

1. Fuselli S, Pilozi A, Santarsiero A, Settimo G, Brini S, Lepore A, de Gennaro G, Loiotile AD, Marzocca A, de Martino A, Mabilia R per il Gruppo di Studio Nazionale sull'inquinamento *Indoor*. *Strategie di monitoraggio dei composti organici volatili (COV) in ambiente indoor*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/04).
2. Bonadonna L, Briancesco R, Brunetto B, Coccia AM, De Gironimo V, Della Libera S, Fuselli S, Gucci PMB, Iacovacci P, Lacchetti I, La Rosa G, Meloni P, Paradiso R, Pini C, Semproni M per il Gruppo di Studio Nazionale sull'inquinamento *Indoor*. *Strategie di monitoraggio dell'inquinamento*

- di origine biologica dell'aria in ambiente indoor*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/37).
3. Fuselli S, Musmeci L, Pillozzi A, Santarsiero A, Settimo G per il Gruppo di Studio Nazionale sull'inquinamento Indoor (Ed.). *Workshop. Problematiche relative all'inquinamento indoor: attuale situazione in Italia*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/39).
  4. Beregszaszi T, Burali A, Calzoni J, Colaiacomo E, Csobod E, Kocic A, Magyar Z, De Maio F, Moscato U, Nemeth G, Neri M, Poscia A, Prokai R, Rudnai R, Sinisi L, Szuppinger P, Varro M, Vaskovi E. *Making schools healthy: meeting environment and health challenges*. Budapest: Regional Environmental Centre; 2013. Disponibile all'indirizzo: <http://search.rec.org/publications/making-schools-healthy-meeting-environment-and-health-challenges/200>; ultima consultazione 1/9/2014.
  5. Burali A, Calzoni J, Colaiacomo E, De Maio F, Sinisi L. *Targeting indoor air quality in sustainable patterns*. Budapest: Regional Environmental Center; 2013. Disponibile all'indirizzo: [www.isprambiente.gov.it/files/progetti/search-1/TargetingIndoorAirQuality\\_Web\\_Dec2013.pdf](http://www.isprambiente.gov.it/files/progetti/search-1/TargetingIndoorAirQuality_Web_Dec2013.pdf); ultima consultazione: 23/3/2015.
  6. Loomis D, Grosse Y, Lauby-Secretan B, El Ghissassi F, Bouvard V, Benbrahim-Talla L, Guha N, Baan R, Mattock H, Straif K, on behalf of the International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group IARC, Lyon, France. The carcinogenicity of outdoor air pollution. *The Lancet Oncology* 2013;14(13):1262-3.
  7. IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 105*. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2013. Disponibile all'indirizzo: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol105/mono105.pdf>; ultima consultazione: 1/10/2014.
  8. IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 99*. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2010. Disponibile all'indirizzo: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol99/mono99.pdf>; ultima consultazione: 1/10/2014
  9. IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100E*. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2012. Disponibile all'indirizzo: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100E/mono100E.pdf>; ultima consultazione: 1/10/2014.
  10. Health Effect Institute Review Panel on Ultrafine Particles. *Understanding the health effects of ambient ultrafine particles*. Boston (MA): Health Effects Institute; 2013. Disponibile all'indirizzo: <http://pubs.healtheffects.org/getfile.php?u=893>. Ultima consultazione: 1/10/2014.
  11. Wallace L, Ott W. Personal exposure to ultrafine particles. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2011;21(1):20-30.
  12. Morawska L, Afshari A, Bae GN, Buonanno G, Chao CYH, Hanninen O, Hofmann W, Isaxon WC. Indoor aerosols: from personal exposure to risk assessment. *Indoor Air* 2013;23(6):462-87.
  13. Wallace, LA, Emmerich SJ, Howard-Reed C. Source strengths of ultrafine and fine particles due to cooking with a gas stove. *Environ. Sci. Technol.* 2004;38(8):2304-11.
  14. Knibbs LD, Cole-Hunter T, Morawska L. A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects, *Atmos Environ* 2011;45:2611-22.
  15. Tartakovsky L, Baibikov V, Czerwinski J, Gutman M, Kasper M, Popescu D, Veinblat M, Zvirin Y. In-vehicle particle air pollution and its mitigation. *Atmos Environ* 2013;64:320-8.
  16. Cattaneo A, Garramone G, Taronna M, Peruzzo C, Cavallo DM. Personal exposure to airborne ultrafine particles in the urban area of Milan. *Journal of Physics: Conference Series*, 2009;151:12-39.
  17. Aalto P, Hämeri K, Paatero P, Kulmala M, Bellander T, Berglind N, Bouso L, Castaño-Vinyals G, Cattani G, et al. Aerosol particle number concentration measurements in five European cities using TSI-3022 condensation particle counter over a three year period during HEAPSS (Health Effects of

- Air Pollution on Susceptible Subpopulations). *Journal of the Air and Waste Management Association* 2005;55:1064-76.
18. Cattani G, Viviano G. Stazione di rilevamento dell'Istituto Superiore di Sanità per lo studio della qualità dell'aria: anni 2003 e 2004. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2006. (Rapporti ISTISAN 06/13).
  19. Cattani G, Di Menno di Bucchianico A, Dina D, Inglessis M, Notaro C, Settimo G, Viviano G, Marconi A. Evaluation of the temporal variation of air quality in Rome, Italy from 1999 to 2008. *Ann Ist Super Sanità*, 2010;46(39):242-53.
  20. R Development Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2011. Disponibile all'indirizzo: <http://www.R-project.org/>. ultima consultazione 1/9/2014.
  21. Tortorella W, Andreani V. *Rapporto Cittalia 2009. Città mobili*. Roma: Fondazione Cittalia; 2009. Disponibile all'indirizzo: [www.anci.it/Contenuti/Allegati/Rapporto%20Citta%20mobili.pdf](http://www.anci.it/Contenuti/Allegati/Rapporto%20Citta%20mobili.pdf). Ultima consultazione: 1/9/2014.
  22. Schweizer C, Edwards RD, Bayer-Oglesby L, Gauderman WJ, Ilacqua V, Jantunen MJ, Kan Lai H, Nieuwenhuijsen M, Kunzli N. *Indoor time-microenvironment-activity patterns in seven regions of Europe*. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2007;17:170-81.
  23. Hänninen O, Lebret E, Ilacqua V, Katsouyanni K, Kunzli N, Srám RJ, Jantunen M. Infiltration of ambient PM<sub>2,5</sub> and levels of *indoor* generated non-ETS PM<sub>2,5</sub> in residences of four European cities. *Atmos Environ* 2004;38:6411-23.
  24. Hänninen O, Hoek G, Mallone S, Chellini E, Katsouyanni K, Gariazzo C, Cattani G, Marconi A, Molnár P, Bellander T, Jantunen M. Seasonal patterns of *outdoor* PM infiltration into *indoor* environments: review and meta-analysis of available studies from different climatological zones in Europe. *Air Qual Atmos Health* 2010;doi: 10.1007/s11869-010-0076-5.

# IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI INDOOR A ROMA IN SCUOLE, CASE, UFFICI, VEICOLI: IL PROGETTO LIFE+EXPAH

Angelo Cecinato

Istituto sull'Inquinamento Atmosferico, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Monterotondo (RM)

## Introduzione

Gli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) sono una classe di sostanze organiche, note soprattutto perché contaminanti ubiquitari (associati alla combustione di qualsiasi materiale organico), tossici per l'uomo (1). Infatti, molti tra gli IPA sono cancerogeni e mutageni, e si sospetta posseggano anche tossicità acuta. In particolare il benzo[a]pirene (BaP), che è *cancerogeno certo*, è stato prescelto a rappresentare l'intero gruppo nella normativa nazionale ed europea: la sua concentrazione media annuale nell'aria ambiente non può superare  $1,0 \text{ ng/m}^3$  (2). Poco volatili, gli IPA cancerogeni si trovano in aria prevalentemente associati alle polveri sospese, di norma alle particelle fini e ultrafini, contribuendo alla tossicità di queste. Perciò, gli IPA sono studiati da lungo tempo e monitorati nelle città e in tutte quelle situazioni considerate a rischio (aree industriali, siti lavorativi) e nelle emissioni. Tuttavia, le misure di IPA effettuate in ambienti interni rimangono scarse.

Il progetto EXPAH (*Exposure Population to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*), finanziato dalla Commissione Europea attraverso lo strumento del Programma LIFE+ (*Environment and Health*), ha come obiettivo finale la stima degli effetti sanitari indotti dagli IPA sulle "fasce sensibili" della popolazione, ovvero bambini e anziani. Per effettuare questa stima è necessario conoscere la reale esposizione, dei soggetti a rischio, agli IPA e ai loro possibili confondenti (*in primis*, le polveri fini) e quindi le concentrazioni in aria degli IPA nei reali ambienti di vita (ambienti *indoor* per quasi il 90%). Il progetto ha una valenza fortemente collaborativa e interdisciplinare, mescolando le competenze scientifiche di chimici e fisici ambientali, meteorologi, modellisti ed esperti di emissioni, epidemiologi e tossicologi, appartenenti a diversi enti e istituzioni quali il Dipartimento d'Igiene del Lavoro (DIL) dell'INAIL (Istituto Nazionale per l'Assicurazione contro gli Infortuni sul Lavoro), il Dipartimento Epidemiologia della Regione Lazio, l'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) del Lazio, la Società Arianet, il *National Institute for Health and Welfare* (Kuopio, Finlandia), l'Istituto di Ricerca sull'Ambiente e sul Clima (ISAC) e l'Istituto sull'Inquinamento Atmosferico (IIA) del Centro Nazionale delle Ricerche(CNR).

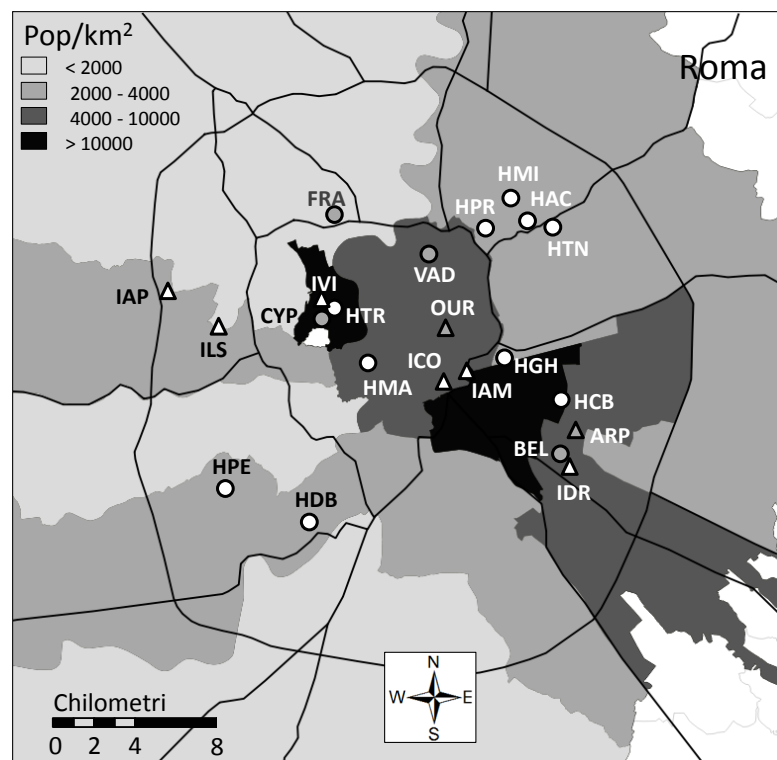
## Sperimentazione

Nell'ambito del progetto europeo LIFE+EXPAH sono state eseguite in collaborazione con l'INAIL nel 2011 e 2012 campagne di misura intensive di IPA presso scuole, abitazioni e uffici di Roma. Le misure sono state eseguite sia all'esterno sia che all'interno degli edifici, e parallelamente presso le stazioni della rete di monitoraggio regionale ARPA Lazio. Un'attività preliminare, mirata soprattutto alla messa a punto delle procedure e dei metodi da applicare per le

indagini ambientali, è stata effettuata da IIA e DIL tra aprile e agosto 2011, prima con test di laboratorio (verifica del metodo d'analisi chimica con polveri certificate dal NIST, *National Institute of Standards and Technology*), e successivamente con brevi indagini ambientali di campo realizzate a Montelibretti e in due scuole di Roma. Successivamente, sono state effettuate campagne intensive di monitoraggio, nei siti riportati nella Figura 1, ovvero:

- due uffici (denominati: ARP e OUR);
- sei scuole (denominate: IAM, IAP, ICO, IDR, ILS, IVI);
- nove case (abitazioni private, denominate: HAC, HCB, HDB, HGH, HMA, HMI, HPE, HPR, HTN, HTR).

Inoltre, per eseguire misure di confronto sono state raccolte da ARPA Lazio le polveri sospese presso le stazioni di *Cinecittà* (BEL, zona residenziale), *Cipro* (CYP, zona residenziale), *Francia* (FRA, zona di traffico) e *Villa Ada* (VAD, fondo urbano).



**Figura 1. Localizzazione dei siti di misura degli IPA in aria *indoor* e *outdoor* per il progetto LIFE+EXPAH e delle stazioni ARPA Lazio, 2011-2012**

Presso ogni sito sono state effettuate due campagne di misura, una nel periodo invernale (tra fine novembre 2011 e febbraio 2012), l'altra nel periodo primavera-estate (tra aprile e luglio 2012). Nelle postazioni fisse ciascuna campagna si è protratta per tre settimane. Misure supplementari sono state effettuate nei veicoli: in un filobus, per dieci giorni d'inverno (marzo) e altrettanti d'estate (giugno); in due autovetture private, rispettivamente tra dicembre e gennaio e tra giugno e agosto. Le polveri atmosferiche raccolte giornalmente erano pesate, raggruppate per settimane e processate per la determinazione dei seguenti sette IPA cancerogeni: benz[a]antracene, benzo[b]fluorantene, benzo[j]fluorantene, benzo[k]fluorantene, benzo[a]pirene, indeno[1,2,3-cd]pirene, dibenz[a,h]antracene).

Benzo[e]pirene, perilene e benzo[ghi]perilene erano misurati in aggiunta, per applicare il metodo delle “impronte molecolari” ai fini dell’identificazione delle fonti principali. Per lo stesso motivo, sono stati analizzati per ogni IPA sia il rapporto tra le concentrazioni *indoor* e *outdoor*, sia il coefficiente d’infiltrazione.

La misura degli IPA nelle polveri è stata effettuata seguendo una procedura sviluppata dal CNR e dall’INAIL, debitamente modificata e verificata per lo scopo del progetto (3). Essa era basata sul campionamento di polveri a basso flusso (necessario per non perturbare gli ambienti), seguito dall’estrazione con solvente organico, la purificazione su colonna cromatografica e l’analisi strumentale per GC-MSD SIM (*Gas-Chromatography-Mass Selective Detector Single Ion Monitoring*). Le valutazioni quantitative erano eseguite usando IPA deuterati come riferimenti interni. In alcuni siti sono stati misurati gli inquinanti regolamentati dalla normativa nazionale (ozono, biossido d’azoto, idrocarburi gassosi aromatici) (2), applicando procedure basate sull’uso di campionatori passivi (4).

## Risultati e discussione

La Figura 2 riporta le concentrazioni medie degli IPA (BaA: benz[a]antracene; BbjkF: benzo[b]fluorantene + benzo[j] fluorantene + benzo[k]fluorantene; BaP: benzo[a]pirene; IP: indeno[1,2,3-cd]pirene; DBA: dibenz[a,h]antracene; BPE: benzo[ghi]perilene) registrate presso tutte le postazioni fisse (indipendentemente dalla tipologia del sito), nelle tre stagioni di studio: inverno (fine novembre 2011 – febbraio 2012); primavera (marzo-maggio 2012) ed estate (giugno-luglio 2012).

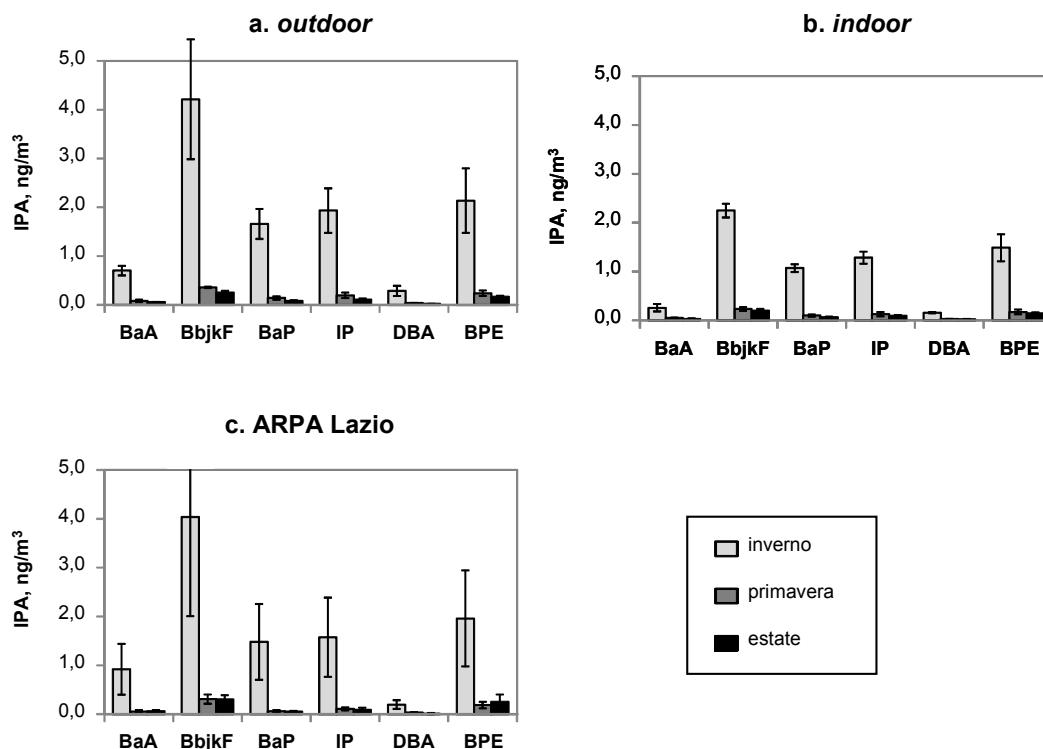


Figura 2. Concentrazioni medie degli IPA (ng/m<sup>3</sup>) nei siti fissi di misura (scuole, case e uffici): a) ambienti *outdoor*; b) ambienti *indoor*; c) stazioni di ARPA Lazio (*outdoor*)



La Tabella 1 riporta i rapporti tra le concentrazioni medie *indoor/outdoor*(*in/out*) per il benzo[a]pirene (BaP) e per gli IPA totali, calcolati per tutte le abitazioni, le scuole e gli uffici di Roma investigati nel periodo inverno 2011 – estate 2012.

**Tabella 1. Rapporti medi di concentrazione *indoor/outdoor* (in/out) per benzo[a]pirene e IPA totali, relativi alle abitazioni, scuole e uffici di Roma nel periodo inverno 2011 – estate 2012**

Periodo di monitoraggio	Abitazioni		Scuole		Uffici	
	BaP in/out	IPA in/out	BaP in/out	IPA in/out	BaP in/out	IPA in/out
Inverno	0,83	0,71	0,58	0,57	0,75	0,76
Primavera	0,74	0,68	0,68	0,62	1,10	0,97
Estate	0,84	0,85	–	–	–	–

La Tabella 2 riporta i valori medi dei rapporti diagnostici di concentrazione degli IPA presso le scuole, abitazioni e uffici di Roma nel periodo inverno 2011-estate 2012, sia per gli ambienti *indoor*, sia per l'aria esterna.

**Tabella 2. Valori medi dei rapporti diagnostici di concentrazione di IPA presso scuole (A), abitazioni (B) e uffici (C) di Roma nel periodo inverno 2011 – estate 2012**

Sito e periodo di monitoraggio		BaA/CH	BaP/BeP	IP/ BPE	CH/ BaP	BaP/BPE
<b>A: Scuole</b>						
Inverno	<i>outdoor</i>	0,60	1,02	0,87	0,85	0,95
	<i>indoor</i>	0,45	0,97	0,70	0,77	0,76
Primavera	<i>outdoor</i>	0,37	0,67	0,70	2,03	0,56
	<i>indoor</i>	0,36	0,64	0,75	1,77	0,62
<b>B: Abitazioni</b>						
Inverno	<i>outdoor</i>	0,41	0,77	0,75	0,99	0,53
	<i>indoor</i>	0,40	0,87	0,81	0,59	0,54
Estate	<i>outdoor</i>	0,38	0,44	0,67	1,73	0,33
	<i>indoor</i>	0,35	0,45	0,66	2,07	0,29
<b>C: Uffici</b>						
Inverno	<i>outdoor</i>	0,22	0,82	1,06	1,49	0,88
	<i>indoor</i>	0,29	0,79	0,89	0,64	0,74
Primavera	<i>outdoor</i>	0,35	0,55	0,92	1,56	0,65
	<i>indoor</i>	0,38	0,72	0,68	2,12	0,61

La Tabella 3 riporta i valori medi dei rapporti diagnostici di concentrazione degli IPA, calcolati presso le stazioni ARPA Lazio in Roma nel periodo inverno 2011-estate 2012.

**Tabella 3. Valori medi calcolati dei rapporti diagnostici di concentrazione degli IPA, nelle stazioni di monitoraggio dell'ARPA Lazio in Roma nel periodo inverno 2011 – estate 2012**

Periodo di monitoraggio	BaA/CH	BaP/BeP	IP/ BPE	CH/ BaP	BaP/BPE
Inverno	0,56	0,92	0,76	1,20	0,68
Primavera	0,77	0,46	0,55	2,79	0,31
Estate	0,35	0,34	0,41	3,54	0,22

L'aria interna del bus conteneva 0,79 ng/m<sup>3</sup> di BaP e 4,1 ng/m<sup>3</sup> di IPA in inverno, 0,09 ng/m<sup>3</sup> di BaP e 0,68 ng/m<sup>3</sup> d'estate; in corrispondenza, nell'aria esterna erano presenti 0,69 ng/m<sup>3</sup> di BaP e 4,0 ng/m<sup>3</sup> di IPA in inverno, e 0,09 ng/m<sup>3</sup> di BaP e 0,67 ng/m<sup>3</sup> d'estate. Per le autovetture, gli IPA erano pari a 7,2 ng/m<sup>3</sup> *outdoor* e 4,8 ng/m<sup>3</sup> *indoor* d'inverno, e rispettivamente 0,71 ng/m<sup>3</sup> e 0,66 ng/m<sup>3</sup> d'estate. Il BaP era pari a 1,43 ng/m<sup>3</sup> esternamente e 0,95 ng/m<sup>3</sup> internamente d'inverno, 0,12 ng/m<sup>3</sup> sia negli ambienti *indoor* che in quelli *outdoor* durante l'estate.

In generale, differenze macroscopiche risultavano tra i valori di concentrazione invernali (interessati al riscaldamento domestico) e quelli primaverili-estivi. Infatti, il BaP ha raggiunto in media 1,66 ng/m<sup>3</sup> all'esterno e 1,07 ng/m<sup>3</sup> all'interno degli edifici d'inverno, rispettivamente 0,14 ng/m<sup>3</sup> e 0,13 ng/m<sup>3</sup> in primavera, e ancora 0,08 ng/m<sup>3</sup> e 0,07 ng/m<sup>3</sup> d'estate. In merito agli IPA totali, è stato osservato quanto segue: in inverno, la concentrazione media era pari a 10,9 ng/m<sup>3</sup> negli ambienti interni e a 6,5 ng/m<sup>3</sup> all'esterno; in primavera, gli IPA toccavano rispettivamente 1,05 ng/m<sup>3</sup> *outdoor* e 0,71 ng/m<sup>3</sup> *indoor*; in estate, 0,69 ng/m<sup>3</sup> *outdoor* e 0,56 ng/m<sup>3</sup> *indoor*.

Confrontando i valori sopra riportati con i dati delle stazioni ARPA (10,2 ng/m<sup>3</sup> in inverno, 0,75 ng/m<sup>3</sup> in primavera e 0,86 ng/m<sup>3</sup> d'estate), nel periodo invernale le postazioni di studio *outdoor* erano più contaminate da IPA, mentre gli ambienti *indoor* corrispondenti lo erano in misura inferiore. Invece, il BaP *indoor* superava le concentrazioni delle stazioni ARPA in tutto il periodo primavera-estate.

Gli IPA dei veicoli mostravano comportamenti simili a quelli delle postazioni fisse. Degno di nota è che le concentrazioni di IPA invernali *indoor* del bus superavano quelle rilevate all'esterno del veicolo.

## Conclusioni

In conclusione, anche in assenza di importanti sorgenti interne (es. camini e cucine in funzione, fumo di sigaretta, candele profumate ecc.), questo studio evidenzia che l'aria *indoor* contiene concentrazioni di IPA apprezzabili quantunque inferiori all'aria esterna. Si può pertanto ritenere che gli IPA, rilasciati dalle sorgenti tipiche dell'ambiente esterno (veicoli, camini e impianti), attraverso varie vie penetrino nei locali interni (aerazione, sospensione di polvere dal suolo, assorbimento e desorbimento da superfici), andando ad impattare sugli occupanti anche quando manchino sorgenti interne (fumo di tabacco, cucina e riscaldamento a camino).

In media, il rapporto calcolato tra le concentrazioni di BaP *indoor* e *outdoor* oscilla tra 0,74 e 0,84 presso le abitazioni, tra 0,58 e 0,68 nelle scuole e tra 0,75 e 1,10 negli uffici (vedi Tabella 1).

La variabilità temporale e spaziale del rapporto tra le concentrazioni *indoor/outdoor* di BaP indica la presenza sull'area di Roma di una varietà di sorgenti, anche di tipo stagionale; inoltre, le condizioni meteo-climatiche sembrano incidere sui livelli di concentrazione degli IPA associati al particolato sospeso (alcuni IPA sono più volatili, altri più reattivi; d'inverno la dispersione degli inquinanti è limitata dalla stabilità atmosferica). Tutto ciò è ben rappresentato dai valori assunti dai rapporti diagnostici di concentrazione esaminati per identificare le sorgenti principali di IPA (vedi Tabella 2A/C e Tabella 3).

Infine, le polveri sospese fini e gli idrocarburi volatili sembrano meritare ulteriore attenzione, in ragione sia dell'impatto sanitario, sia della presenza di specifiche sorgenti *indoor* per entrambi gli inquinanti.

## Bibliografia

1. IARC. *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, volume No. 92. Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures*. Lyon: I International Agency for Research on Cancer; 2010.
2. Italia. Decreto Legislativo n. 155, 13 agosto 2010. Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, n. 216, 15 settembre 2010.
3. Cecinato A, Balducci C, Romagnoli P, Perilli M Airborne psychotropic substances in eight Italian big cities: burdens and behaviors. *Environ Pollut* 2012;171:140-7.
4. Costabile C, Bertoni G, Desantis F, Wang F, Weimin H, Fenglei L, Allegrini I. A preliminary assessment of major air pollutants in the city of Suzhou, China. *Atmos Environ* 2006;40:6380-95.

# **SORGENTI DELL'INQUINAMENTO *INDOOR*: METODI PER LA VALUTAZIONE DELLE EMISSIONI E PROBLEMATICHE EMERGENTI**

Gianluigi de Gennaro, Annalisa Marzocca, Jolanda Palmisani  
*Dipartimento di Chimica, Università degli Studi di Bari, Bari*

## **Introduzione**

Gli ambienti *indoor* sono spesso considerati come luoghi esenti da potenziali rischi, in realtà in essi la popolazione e in particolare i gruppi più vulnerabili, quali i bambini e gli anziani, sono esposti ad un prolungato contatto con inquinanti di varia natura.

L'aria presente negli ambienti *indoor* è una delle matrici che maggiormente incide sull'insalubrità dell'ambiente se si considera che essa risente di una serie di fattori: la tipologia dei materiali usati per la costruzione e l'arredamento, la presenza di persone e le loro attività, i sistemi di ventilazione e le operazioni di pulizia dei locali.

Un altro aspetto importante nella valutazione delle possibili sorgenti degli inquinanti *indoor* è l'interazione *indoor-outdoor*, ovvero quanto l'inquinamento *outdoor* influenzi la qualità dell'aria negli ambienti *indoor*.

Inoltre gli ambienti di vita presentano caratteristiche molto differenti e variabilità dipendenti dalle attività svolte nel loro interno. In generale è possibile operare una distinzione delle sorgenti dei differenti inquinanti in funzione dei tempi in cui le stesse restano attive. Esse possono essere distinte in continue o intermittenti. Le sorgenti continue possono essere a loro volta costanti o irregolari.

Sono sorgenti continue-costanti quelle che generano emissioni uniformi nel tempo, per esempio i materiali di arredo che emettono formaldeide per lunghi periodi di tempo o quelli utilizzati nell'edilizia quali ad esempio il linoleum, il sughero, il parquet, le finiture in legno, ecc.

Sono sorgenti continue-irregolari quelle che generano flussi emissivi che diminuiscono nel tempo anche in dipendenza con le variazioni delle condizioni microclimatiche (velocità dell'aria, umidità e temperatura dell'ambiente). Un esempio è rappresentato da una parete sottoposta all'applicazione di vernici e /o adesivi (in particolare l'emissione proveniente da solventi organici e dalla degradazione di prodotti per la protezione dei materiali).

Le sorgenti intermittenti possono essere a loro volta di tipo ricorrente oppure occasionale. Un tipico esempio di sorgente intermittente è la cottura dei cibi.

I prodotti utilizzati nella pulizia degli ambienti quali: deodoranti, candele profumate, bastoncini di incenso, fragranze, oli per legno, ecc. rappresentano tipiche sorgenti con profilo emissivo di tipo intermittente-occasionale (1-3).

Nel seguente lavoro saranno discussi diversi casi studio in cui sono state affrontate problematiche emergenti in relazione alle caratteristiche emissive di varie tipologie di sorgenti *indoor* (Composti Organici Volatili, COV).

## Casi-studio

### Valutazione delle emissioni di COV da materiale innovativo ed eco-compatibile per la realizzazione di pareti interne

La salute e il comfort degli occupanti degli spazi confinati sono strettamente correlati alle specifiche condizioni microclimatiche (temperatura e umidità relativa) e alla potenziale presenza di micr inquinanti organici. Tali micr inquinanti possono essere emessi da una ampia varietà di sorgenti. Tra queste i prodotti da costruzione, finitura e arredo risultano essere di particolare interesse in relazione allo specifico potenziale emissivo e alle ampie aree superficiali che ricoprono all'interno degli ambienti di vita confinati.

Dall'analisi dei dati riportati nei numerosi studi reperibili in letteratura emerge chiaramente che i materiali utilizzati per la costruzione e l'arredamento d'interni (pavimentazioni viniliche, carte impermeabili, collanti, materiali di rivestimento delle pareti, vernici, sigillanti, materiali utilizzati per l'isolamento termico e pannelli a base legno) risultano essere importanti sorgenti emissive di COV negli ambienti *indoor*.

Una grande varietà di COV può essere emessa: idrocarburi alifatici saturi e insaturi (C<sub>6</sub>-C<sub>18</sub> n-alcani, alcani ramificati e alcheni), idrocarburi aromatici (benzene, toluene, xileni, naftalene, alchilbenzeni, ecc.), alcoli, aldeidi (formaldeide, acetaldeide, nonanale, ecc.), chetoni (acetone, etilmetilchetone, ecc.), acidi, esteri, composti alogenati (cloroformio, clorobenzene, ecc.) e terpeni (limonene,  $\alpha$ -pinene, canfene, ecc.). Il trasferimento di massa dei COV dai materiali è governato da tre processi fondamentali: la diffusione all'interno del materiale, l'evaporazione dallo strato superficie e il desorbimento di composti adsorbiti. Alcuni COV, inoltre, risultano essere prodotti di reazioni secondarie. Recentemente l'attenzione della comunità scientifica è particolarmente rivolta alle emissioni di formaldeide e COV da materiali compositi a base di fibre di legno (*Medium Density Fiberboard* o MDF, truciolato, laminato) largamente diffusi negli ambienti di vita (appartamenti e uffici). È noto che questi materiali sono realizzati impregnando sottili fogli di legno o piccoli pezzi con resine urea-formaldeide e fenolo-formaldeide a contenuto e rilascio variabile di formaldeide.

Anche le vernici e le pitture costituiscono una fonte importante di inquinamento dell'aria *indoor*, sia perché contengono COV basso bollenti che evaporano facilmente all'aria, sia perché rivestono grandi superfici negli ambienti confinati.

Tra i materiali isolanti quelli largamente impiegati sono il polistirolo e il poliuretano. Il polistirolo, in particolare, è prodotto dalla polimerizzazione dello stirene, composto chimico sospettato di essere cancerogeno per l'uomo e recentemente inserito nella categoria 1 (forte preoccupazione) dei perturbatori endocrini (4).

Infine, i collanti e le resine rappresentano la principale causa di tossicità dei prodotti di finitura e di arredo in quanto largamente impiegati nella fabbricazione di mobili e nella posa di pavimenti vinilici, piastrelle, carta da parati, ecc.

Crescente interesse è rivolto, inoltre, alla presenza degli ftalati in svariati materiali polimerici; tali sostanze chimiche vengono impiegate come elasticizzanti nel processo produttivo per impartire flessibilità e durata alle materie plastiche. I campi di applicazione sono svariati, dai materiali da costruzione, agli imballaggi, ai tessuti e, dato di grande rilevanza, ai giocattoli. Sono oggetto di studio in modo particolare il benzilbutilftalato (BBP) e il di(2-etilesil)ftalato in quanto classificati dall'*Environmental Protection Agency* (EPA) come disturbatori endocrini per la loro accertata capacità di interferire con il sistema endocrino umano.

La valutazione del potenziale emissivo di COV prevede test di emissione in opportune camere sperimentali (*Test Emission Chambers*) in condizioni controllate di temperatura, umidità

relativa, velocità di ricambio dell'aria camera. Al raggiungimento dello "steady state" all'interno della camera sperimentale, l'aria camera viene campionata attivamente su apposito materiale adsorbente, la cui natura deve essere opportunamente selezionata in relazione ai composti volatili di interesse. Le condizioni operative dei test e le modalità di campionamento e analisi dei COV emessi da materiali da costruzione, arredo e finitura sono esplicitate in norme tecniche internazionali. Nello specifico, la norma tecnica UNI EN ISO 16000-9 elenca le caratteristiche generali della *Test Emission Chamber* e le condizioni operative in cui devono essere effettuati i test sui materiali per la stima della velocità di emissione specifica per superficie ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ) finalizzata alla valutazione dell'impatto emissivo (5). Nella UNI EN ISO 16000-6, invece, è indicata la procedura di campionamento attivo dell'aria camera su cartuccia adsorbente, successiva fase di desorbimento termico e analisi GC/MS (*Gas-Chromatography/Mass Spectrometry*) (6).

Nel corso degli ultimi venti anni sono stati sviluppati, in diversi paesi europei, sistemi di etichettatura e procedure di valutazione con la finalità di proteggere la popolazione da problemi di salute e comfort causati dalle emissioni da materiali e di conferire un valore aggiunto ai materiali basso emettenti.

In Germania, ad esempio, una Commissione preposta (*Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten*, AgBB) ha elaborato una procedura in base alla quale il materiale o prodotto da testare deve essere sottoposto a due successivi step di valutazione indicati in uno schema. L'adesione ai valori limite fissati nello schema consente di soddisfare i requisiti minimi per: a) agenti cancerogeni dopo 3 e 28 giorni; b) COV Totali dopo 3 e 28 giorni; c) composti organici semivolatili totali dopo 28 giorni; d) singoli COV attraverso il confronto con i valori limite LCI (*Lowest Concentration of Interest*) dopo 28 giorni.

In Francia il Decreto n. 2011 - 321 del 23 marzo 2011 impone ai fabbricanti di prodotti da costruzione di dichiarare le emissioni di COV richiedendo l'etichettatura obbligatoria, da apporsi sul prodotto o sull'imballaggio (7). Il Decreto definisce i valori limite di concentrazione ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) per i COV di maggior interesse e in base a tali valori definisce la classificazione del materiale nelle seguenti 4 classi (in senso qualitativo decrescente): Classe A+, Classe A, Classe B, Classe C.

La metodologia di campionamento e analisi dei COV è stata applicata ad un materiale da costruzione di ultima generazione, innovativo ed eco-compatibile, utilizzato per la realizzazione di pareti per la separazione degli spazi interni. Il blocco di materiale sottoposto ad esame è un prisma epta stratificato con alternanza di legno di abete, di suoi derivati primari (*Medium Density Fiberboard*, MDF) e di fogli di Neopor (espanso di stirene e microsferi di grafite). Il processo di produzione di tale materiale prevede l'incollaggio delle singole componenti mediante l'utilizzo di colle viniliche. La camera utilizzata per tale scopo è un reattore chimico in vetro di forma cilindrica (diametro 29 cm, altezza 61 cm) chiuso ermeticamente, con un coperchio emisferico anch'esso in vetro con un sistema di dodici viti. Il volume interno alla camera è di  $52 \text{ dm}^3$  circa. Il sistema possiede quattro adattatori conici posizionati sul coperchio a tenuta che consentono l'ingresso dell'aria, il suo mescolamento e il campionamento dei COV. L'intero sistema è mantenuto alla temperatura costante di  $23 \pm 2^\circ\text{C}$  e l'aria in ingresso ad una umidità relativa del  $50 \pm 5\%$ . Parte dell'aria in uscita è convogliata tramite un apposito sistema di pompaggio sulla cartuccia il cui materiale adsorbente ritiene i COV, la restante parte in un rivelatore a fotoionizzazione (*PhotoIonization Detector*, PID) per la determinazione dei COV totali. Il lavoro sperimentale si è articolato nelle seguenti fasi:

- speciazione/quantificazione dei COV emessi attraverso campionamento su cartuccia adsorbente;
- valutazione dello scenario espositivo mediante confronto delle concentrazioni di esposizione *indoor*  $C_i$  con i valori limite di riferimento LCI.

Dall'analisi dei dati sperimentali ottenuti si evince che il COV più abbondante emesso dal materiale composito è lo stirene ( $16,59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) la cui presenza in aria camera è senza dubbio riconducibile agli strati di Neopor. L'emissione dei terpeni (canfene e limonene) può essere associata alla presenza di strati di legno naturale di abete o alle fibre di legno contenute nella ricopertura di MDF. Sono stati identificati anche altri COV di interesse come il furfurale, composto utilizzato nella preparazione delle resine sintetiche, la cui presenza può pertanto essere attribuita alle fibre di legno incollate della ricopertura in MDF. La presenza dell'acido acetico potrebbe essere correlata all'emissione di monomeri di acetato dalla colla utilizzata per assemblare i componenti del materiale. La somma delle concentrazioni dei singoli COV individuati ammonta a  $79,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; tale valore, di gran lunga inferiore al valore limite di  $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ , consente al materiale in esame di superare il primo step di valutazione del test a tre giorni indicato nel flow chart dello schema AgBB. La valutazione degli scenari espositivi avviene, invece, attraverso la stima delle concentrazioni di esposizione *indoor* ( $C_i$ ) degli inquinanti all'interno di una camera modello di dimensioni prestabilite ( $30 \text{ m}^3$ ). I valori delle concentrazioni  $C_i$  sono stati calcolati considerando che il materiale in esame ricoprisse o una sola delle quattro pareti o tutti i muri perimetrali della camera modello (Tabella 1). Per entrambi gli scenari espositivi considerati le concentrazioni  $C_i$  dei COV emessi sono di gran lunga inferiori ai corrispondenti valori di riferimento LCI (i fattori di rischio corrispondenti  $R_i$  sono inferiori ad 1), indice che l'utilizzo del materiale in esame per la separazione di spazi interni non influisce negativamente sulla qualità dell'aria *indoor*.

**Tabella 1. Stima delle concentrazioni di esposizione *indoor*  $C_i$  e confronto con i valori limite di riferimento LCI**

Parete	Composto	Emissione specifica per superficie ( $\text{mg}/\text{m}^2$ )	$C_i$ ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	LCI ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	$R_i = \text{LCI}/C_i$
Una	Etilbenzene	3,55	1,78	4400	$4,03 \times 10^{-4}$
	Stirene	8,58	4,29	860	$4,99 \times 10^{-3}$
	Acido acetico	29,2	14,6	500	0,03
Quattro	Etilbenzene	3,55	7,1	4400	$1,6 \times 10^{-3}$
	Stirene	8,58	17,16	860	$1,99 \times 10^{-2}$
	Acido acetico	29,2	58,4	500	0,12

Il sistema di etichettatura e classificazione francese dei materiali, analogamente allo schema di valutazione AgBB, prevede che le concentrazioni di esposizione  $C_i$  dei COV emessi siano confrontate con valori limite di esposizione presi come riferimento. Per lo scenario espositivo delle quattro mura perimetrali la concentrazione di esposizione  $C_i$  dello stirene ( $17,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e quella relativa all'etilbenzene ( $7,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) risultano entrambe inferiori ai valori limite previsti per la classe di emissione  $A^+$  ( $250$  e  $750 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , rispettivamente). Il materiale in esame può quindi essere inserito nella classe  $A^+$  e considerato a bassa emissione di COV.

### **Valutazione delle emissioni di COV e composti odorigeni da un articolo di consumo: cuscino riscaldante**

È noto che i materiali impiegati nei più svariati settori, in relazione sia alla loro composizione sia al loro processo di fabbricazione sono destinati a rilasciare sostanze chimiche, talvolta nocive, determinando in tal modo pericoli legati all'esposizione sia delle persone sia dei comparti ambientali (9-10). Al contrario, sono poche le informazioni riguardo il rilascio non

intenzionale di COV da articoli di consumo in relazione alla composizione e alle condizioni d'uso. Su tale aspetto il recente Regolamento europeo sulla gestione delle sostanze chimiche (Regolamento (EC) 1907/2006, noto come REACH, *Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of Chemicals*) impone la stima delle emissioni e le misure da adottare per la gestione del rischio associato (11). I produttori e i fornitori hanno l'obbligo di informare circa, lungo tutta la catena approvvigionamento-messa in commercio, il contenuto e il rilascio potenziale delle sostanze chimiche pericolose dai propri articoli in modo da prevederne opportune condizioni di impiego e adeguate misure di gestione del rischio. Il REACH in questo percorso, prende in esame anche il rilascio "non intenzionale" di sostanze dall'articolo, cioè il rilascio non funzionale per l'articolo stesso registrato in condizioni ragionevolmente prevedibili di impiego, compreso lo smaltimento. Le sostanze di interesse sono quelle definite *Substances of Very High Concern* (SVHC); nello specifico si fa riferimento alle sostanze Cancerogene, Mutagene e Reprotossiche (CMR) tossiche per la riproduzione, le sostanze Persistenti, Bioaccumulabili e Tossiche (PBT) e le molto Persistenti e molto Bioaccumulabili (*vPvB, very Persistent very Bioaccumulative*).

Alla luce quindi delle recenti indicazioni del REACH, in questo lavoro l'attività di ricerca ha focalizzato in particolar modo l'attenzione su un articolo di consumo (molestia olfattiva).

Il caso studio preso in esame consiste nella determinazione qualitativa e quantitativa dei COV emessi da un cuscino riscaldante ad alimentazione elettrica di produzione cinese, la cui funzione è quella di alleviare lo stress e di ridurre i dolori muscolari e articolari e il cui involucro esterno è costituito da materiale polimerico in poliestere o in polivinilcloruro. Tale articolo, oggetto di studio, è stato segnalato dal consumatore, a causa della molestia olfattiva provocata, alle autorità competenti. L'attenzione è stata focalizzata sull'emissione di COV di cui è nota e classificata a livello europeo, la tossicità per esposizione inalatoria e la cancerogenicità (accertata o sospetta) al fine di valutare un possibile rischio per la salute umana correlato all'utilizzo dell'articolo stesso (12). I COV emessi dall'articolo in esame all'interno della camera di emissione sono stati campionati attivamente su apposite cartucce adsorbenti (dopo 72 ore) e da queste poi desorbiti termicamente. Dall'analisi dei dati sperimentali è stato possibile calcolare la concentrazione di ciascun COV emesso ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e la velocità di emissione specifica per superficie  $E_a$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$ ) al fine di poter stimare la concentrazione di esposizione ( $C_i$ ) determinata all'interno della camera modello da  $30 \text{ m}^3$ . Le concentrazioni dei COV emessi dall'articolo in poliestere, temperatura ambiente, sono visualizzate nell'istogramma riportato in Figura 1, dalla cui analisi emerge che il composto emesso in maniera significativa risulta essere il naftalene. Il valore di concentrazione determinato per il naftalene è pari a  $360,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , di gran lunga superiore alle concentrazioni degli altri COV presi in esame i cui valori si collocano in un range compreso tra  $0,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (caso del benzene) e  $19,38 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (caso del toluene).

I COV ricercati e individuati risultano essere di particolare interesse tossicologico per gli accertati effetti negativi sulla salute umana. Secondo la classificazione armonizzata delle sostanze chimiche del Regolamento europeo CLP si evince che l'articolo contiene ed emette sostanze chimiche caratterizzate dai seguenti aspetti di pericolosità: cancerogenicità (benzene, naftalene), mutagenicità (benzene), tossicità per la riproduzione (toluene), tossicità per inalazione (benzene, toluene) che possono pertanto comportare un possibile rischio per la salute del consumatore a seguito di esposizione inalatoria.

Al fine di valutare l'emissione dei composti di interesse nelle effettive condizioni d'uso dell'articolo (riscaldamento), sono stati effettuati campionamenti in spazio di testa dinamico sia a temperatura ambiente sia in fase di riscaldamento. Tali test hanno previsto l'introduzione dell'articolo all'interno di bag realizzate con opportuno materiale polimerico (Nalophan®) sotto flusso costante di aria ultrapura.



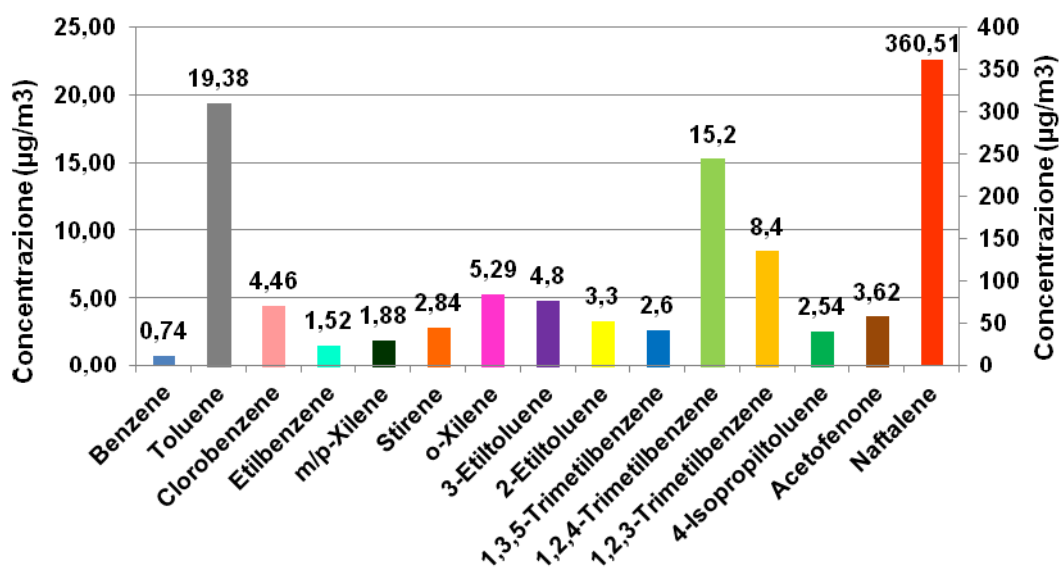


Figura 1. Concentrazioni dei principali COV emessi dal cuscino in poliestere, temperatura ambiente

I COV emessi sono stati raccolti su supporto adsorbente (Carbograph 4) e rivelati per desorbimento termico e analisi GC/MS. I rapporti delle aree dei segnali cromatografici, calcolati per ciascun composto di interesse, sia a temperatura ambiente sia in fase di riscaldamento, hanno mostrato un incremento significativo dell'emissione quando l'articolo risulta essere nelle condizioni d'uso (riscaldamento). Le concentrazioni di esposizione *indoor* determinate dall'articolo a freddo e a caldo sono riportate in Tabella 2.

Tabella 2. Fattori moltiplicativi dell'emissione e stima delle concentrazioni *indoor*  $C_i$  determinate dal cuscino in fase di riscaldamento

COV	Concentrazione <i>indoor</i> Cuscino freddo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Fattore moltiplicativo dell'emissione	Concentrazione <i>indoor</i> Cuscino caldo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Benzene	$1,48 \times 10^{-3}$	10,7	0,02
Toluene	$39,04 \times 10^{-3}$	13,9	0,54
Clorobenzene	$8,97 \times 10^{-3}$	37,4	0,34
Etilbenzene	$3,06 \times 10^{-3}$	11,2	0,03
m/p-Xilene	$3,77 \times 10^{-3}$	9,2	0,03
Stirene	$5,73 \times 10^{-3}$	9,6	0,05
o-Xilene	$10,66 \times 10^{-3}$	12,2	0,13
3-Etiltoluene	$9,8 \times 10^{-3}$	12,4	0,1
2-Etiltoluene	$6,6 \times 10^{-3}$	20,9	0,1
1,3,5-Trimetilbenzene	$5,3 \times 10^{-3}$	17,9	0,1
1,2,4-Trimetilbenzene	$30,6 \times 10^{-3}$	19,0	0,6
1,2,3-Trimetilbenzene	$16,9 \times 10^{-3}$	30,5	0,5
4-Isopropiltoluene	$5,12 \times 10^{-3}$	9,5	0,05
Acetofenone	$7,29 \times 10^{-3}$	28,3	0,21
Naftalene	$726,34 \times 10^{-3}$	70,3	51,06

Per la quasi totalità delle sostanze individuate si osserva un incremento rilevante dell'emissione. Il risultato più significativo che emerge è la concentrazione di esposizione *indoor* del naftalene correlata all'emissione dall'articolo durante la fase di riscaldamento ( $51,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Si è ritenuto opportuno effettuare un confronto tra le concentrazioni *indoor* stimate e i valori di riferimento indicati dalla US *Environmental Protection Agency* (EPA) e dalla *California Environmental Protection Agency*. Nello specifico il confronto è stato fatto con la *Reference Concentration* (RFC) (concentrazione di riferimento, espressa in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) per esposizione inalatoria continua a cui non sono associati apprezzabili effetti deleteri sulla popolazione umana nel corso della vita e la concentrazione espressa in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (*Reference Exposure Level* (REL) per esposizione inalatoria cronica, in corrispondenza o al di sotto della quale non sono riscontrabili effetti nocivi per la salute umana in relazione ad una esposizione di durata specificata. Dal confronto emerge che la concentrazione *indoor* relativa al naftalene prodotta dall'emissione della borsa a caldo (pari a  $51,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) risulta essere superiore sia alla RFC (pari a  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sia alla REL pari a  $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Ai fini della valutazione del rischio espositivo si è ritenuto opportuno, inoltre, far riferimento alle linee guida redatte dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) (13). Per quanto concerne i composti organici riconosciuti come cancerogeni accertati per l'uomo, nel caso in esame il benzene, la linea guida dell'OMS stabilisce che trattandosi di cancerogeno per l'uomo non esiste un livello di esposizione sicuro che può essere raccomandato né tantomeno un valore limite a cui attenersi. Per il Naftalene la linea guida, invece, stabilisce un valore di riferimento pari a  $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$  ( $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), inteso come valore medio annuale. Pertanto, la concentrazione *indoor* relativa al Naftalene calcolata è superiore anche al valore di riferimento riportato nelle linee guida dell'OMS.

Alla luce delle evidenze emerse dal confronto è ragionevole supporre che durante la fase di riscaldamento, quindi nelle effettive condizioni di utilizzo, l'articolo è in grado di emettere un cancerogeno accertato come il benzene e quantità elevate di un sospetto cancerogeno come il naftalene. Si evidenzia quindi che l'articolo di consumo viene commercializzato su territorio nazionale in difformità da quanto previsto dal DL.vo 206 del 6 settembre 2005 e s.m.i. ('Codice del Consumo'), non essendo segnalata alcuna informazione per il consumatore circa le caratteristiche di pericolosità delle sostanze emesse, che sia desumibile dalla confezione o dall'etichetta sopra riportata (14).

Il secondo step di indagine sull'articolo ha avuto come finalità l'identificazione dei composti attivi odorigeni responsabili dell'odore sgradevole percepito effettuando analisi qualitative gascromatografiche-olfattometriche. Negli ultimi decenni si è sviluppata una tecnica ibrida frutto della combinazione di tecniche analitiche e tecniche sensoriali: la Gas Cromatografia accoppiata all'Olfattometria (GC-O). I COV vengono separati per via gas cromatografica e rivelati per mezzo di un vero e proprio "rivelatore umano" usato in combinazione ai comuni rivelatori strumentali (15).

I COV emessi dall'articolo a temperatura ambiente sono stati collezionati su cartuccia adsorbente, desorbiti termicamente e sottoposti ad analisi GC-O. I composti attivi odorigeni sono stati rivelati attraverso la percezione da parte del valutatore e la simultanea identificazione attraverso GC/MS. Il valutatore ha individuato nel naftalene il composto odorigeno responsabile dell'odore sgradevole caratteristico del prodotto, percepito con un livello di intensità pari a 4 (odore forte). Altri composti odorigeni sono stati rivelati: benzene, clorobenzene e m/p- xilene percepiti con un livello di intensità pari a 1 (odore appena percepibile), e toluene percepito con un livello di intensità pari a 2 (odore debole). In conclusione il presente studio ha permesso di identificare il composto odorigeno (naftalene) maggiormente responsabile della molestia olfattiva prodotta dall'articolo di consumo e questo risultato ribadisce l'importanza della tecnica

GC-O nel fornire utili indicazioni alle aziende produttrici al fine di migliorare la qualità dei prodotti limitando l'impatto sul consumatore sia dal punto di vista odorigeno sia tossicologico.

## Valutazione inquinanti nelle scuole

Le problematiche relative all'inquinamento degli ambienti scolastici meritano un'attenzione particolare: bambini e giovani trascorrono tra le mura degli edifici scolastici buona parte del proprio tempo e i bambini, in particolare, rappresentano una categoria più suscettibile e sensibile alle sostanze inquinanti.

La scuola è costituita in generale da diversi ambienti (*indoor*): aule, uffici, laboratori didattici (chimico-fisico, multimediale), biblioteche, palestre, servizi igienici, auditorium, mense (scuole elementari). Ciascuno di questi può presentare sorgenti e inquinanti differenti oltre ad un microclima caratteristico. La qualità dell'aria *indoor* di questi ambienti, ma anche il comportamento individuale può incidere sul benessere psico-fisico degli studenti. La scuola, a differenza dell'ambiente domestico, è un ambiente soggetto a diverse norme volte a garantire un controllo igienico-sanitario. La presenza di fattori di rischio dipende da possibili sorgenti interne come pennarelli e correttori, stampanti, fotocopiatrici, ecc., e da possibili fonti esterne, per esempio emissioni veicolari e industriali, pollini e altri allergeni, ecc. (16). Al fine di valutare la qualità dell'aria *indoor* nelle scuole è stata eseguita una campagna di monitoraggio settimanale in 8 istituti scolastici situati in diverse zone della città di Bari e sono stati indagati, per ciascuno, 3 siti *indoor* (3 aule rappresentative della scuola considerata) e un corrispondente sito *outdoor*. In particolare sono stati analizzati COV, materiale particolato ( $PM_{2,5}$ ),  $CO_2$  e parametri microclimatici. La determinazione di tali inquinanti è stata effettuata utilizzando sia strumentazione che opera in modalità on-line (studio dei profili temporali), sia strumentazione che opera in modalità off-line (valutazione delle esposizioni medie). Sono stati inoltre effettuati campionamenti frazionati di COV per la valutazione media dell'esposizione durante le ore di attività degli alunni.

Dallo studio condotto si evince in particolare che il  $PM_{2,5}$  è un inquinante tipicamente *outdoor* presente nelle aule monitorate quasi esclusivamente per intrusione dall'esterno (17-18).

In Figura 2 è riportato il profilo temporale degli andamenti di  $PM_{2,5}$  monitorati in una delle scuole oggetto di studio, sia all'interno delle aule che nel sito rappresentativo *outdoor*. Dal confronto con l'andamento di  $PM_{2,5}$  *outdoor* si può notare come le concentrazioni *indoor* siano influenzate da quelle *outdoor* e questo soprattutto nelle ore correlate con le attività scolastiche, che in questa scuola proseguono anche nel pomeriggio. Dopo le 17.00 del secondo giorno, l'andamento delle concentrazioni nella classe 5B si discosta da quello *outdoor*, probabilmente perché a differenza delle aule 4A e 5A la porta è rimasta chiusa in seguito alla lezione pomeridiana.

Per quanto riguarda invece le concentrazioni medie di COV rilevate nei diversi ambienti monitorati si riscontrano valori molto variabili a seconda del tipo di aula e della sito-specificità dell'edificio (19).

A titolo di esempio si riportano le concentrazioni di toluene (Figura 3) all'interno e all'esterno delle aule monitorate negli otto edifici.

È possibile notare che la concentrazione *indoor* per questo inquinante è quasi sempre inferiore rispetto a quella *outdoor*, ad eccezione delle classi 2C della scuola 2, 2B della scuola 3 e 5A della scuola 5, mentre nella scuola 6 si nota un contributo elevato *indoor* in tutte le classi. Analizzando più in dettaglio le concentrazioni riscontrate in questa scuola, che presenta evidentemente possibili sorgenti *indoor*, si può notare (Figura 4) che le concentrazioni rilevate durante le ore di attività sono di gran lunga più elevate delle concentrazioni medie riscontrate nella fascia oraria compresa tra le 14.00 e le 08.00 della mattina seguente (assenza degli

studenti). Questo è molto probabilmente dovuto al fatto che diverse attività che si svolgono all'interno delle aule rilasciano toluene, in particolare l'utilizzo di pennarelli e di stampanti ne determina un incremento di concentrazione (16, 19).

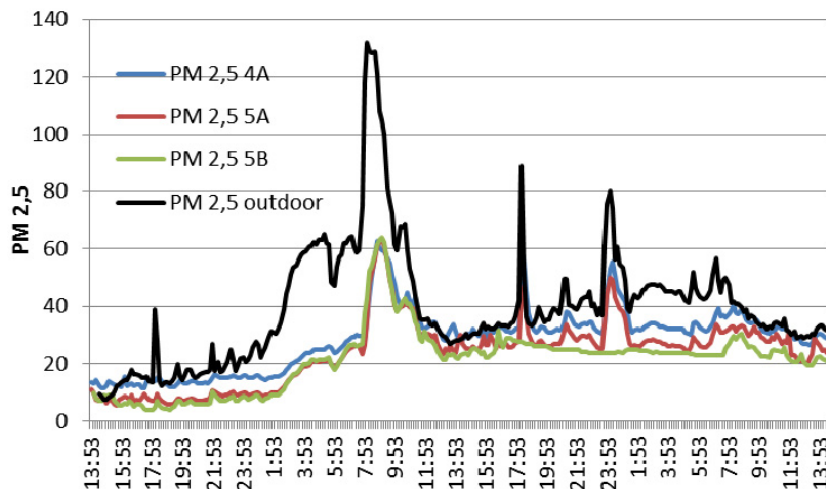


Figura 2. Confronto tra l'andamento delle concentrazioni di  $PM_{2,5}$  indoor e outdoor nella scuola 7

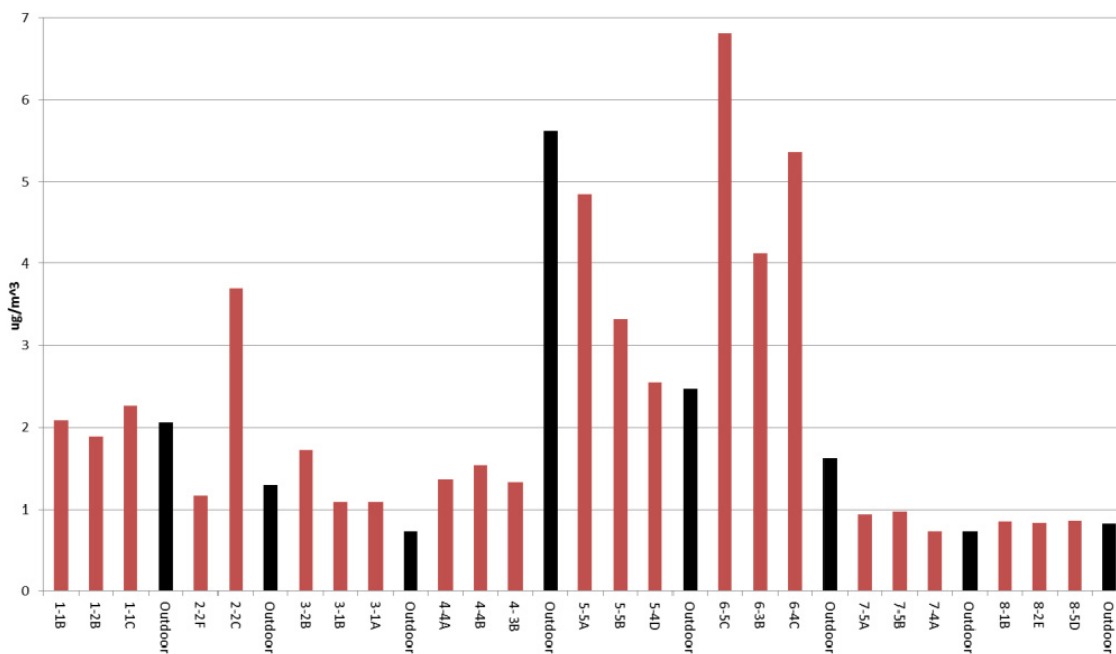
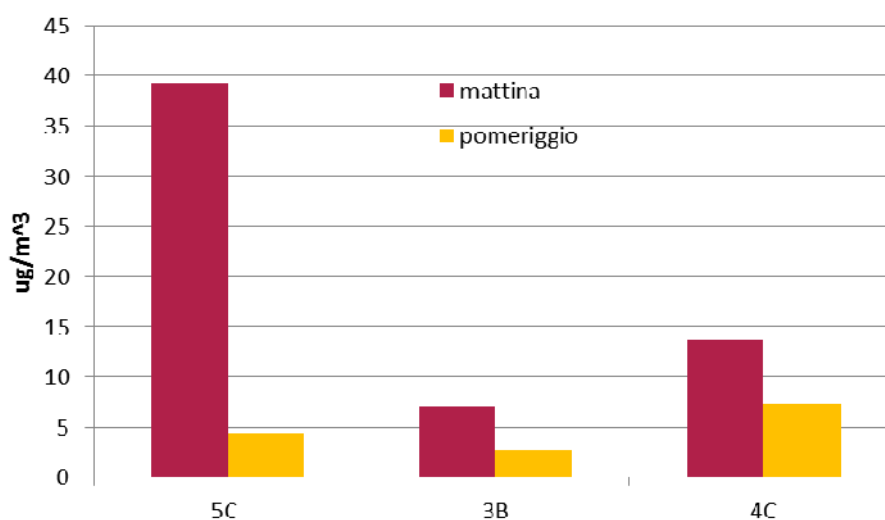


Figura 3. Confronto tra le concentrazioni di toluene indoor e outdoor nelle varie classi delle diverse scuole



**Figura 4. Confronto tra le concentrazioni di toluene in presenza e in assenza degli studenti nella scuola 6**

Vista la complessità della problematica associata alla criticità e alle numerose variabili presenti negli ambienti scolastici sarebbe necessario approfondire tale studio al fine di creare un database che possa risultare uno strumento utile ad arricchire le scarse informazioni presenti in letteratura. Fondamentale nella definizione della qualità dell'aria è la gestione degli edifici stessi. Il ricambio d'aria nel corso della giornata, le modalità di pulizia (frequenza, prodotti impiegati e metodiche utilizzate) e l'applicazione del divieto di fumo sono elementi fondamentali che determinano una differenza nel livello di inquinamento *indoor* presente nell'aula considerata.

## Bibliografia

1. UNI EN ISO 16017-1. *Aria in ambienti confinati, aria e ambiente e aria in ambienti di lavoro. Campionamento e analisi di composti organici volatili mediante tubo di adsorbimento/desorbimento termico/cromatografia gassosa capillare. Parte2: Campionamento per diffusione.* Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione, 2004.
2. Wolkoff P, Schneider T, Kildeso J, Kildesøa J, Degerthb R, Jaroszewskic M, Schunkd H. Risk in cleaning: chemical and physical exposure. *Sci Total Environ* 1998;215(1-2):135-56.
3. Fuselli S, Pillozzi A, Santarsiero A, Settimo G, Brini S, Lepore A, de Gennaro G, Demarinis Loiotile A, Marzocca A, de Martino A, Mabilia R. *Strategie di monitoraggio dei composti organici volatili (COV) in ambiente indoor.* Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/4).
4. Brown NA, Lamb JC, Brown SM, Neal BH. A review of the developmental and reproductive toxicity of Styrene. *Regul Toxicol Pharm* 2000;32:228-47.
5. UNI EN ISO 16000-9. *Aria in ambienti confinati – Parte 9: Determinazione delle emissioni di composti organici volatili da prodotti di costruzione e da prodotti di finitura – Metodo in camera di prova di emissione.* Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 2006.
6. ISO 16000-6. *Indoor air - Part 6: Determination of volatile organic compounds in indoor and test chamber air by active sampling on Tenax TA sorbent, thermal desorption and gas chromatography using MS/FID.* Geneva: International Organization for Standardization; 2004.

7. Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten. *Health-related evaluation procedure for Volatile Organic Compounds emissions (VOC and SVOC) from building products*. AgBB; 2010. Disponibile all'indirizzo: [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/355/dokumente/agbb\\_evaluation\\_scheme\\_2010.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/355/dokumente/agbb_evaluation_scheme_2010.pdf), ultima consultazione 1/10/ 2014.
8. France. Arrêté du 19 avril 2011 relatif à l'étiquetage des produits de construction ou de revêtement de mur ou de sol et des peintures et vernis sur leurs émissions de polluants volatils, Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement. *Journal officiel de la République Française* 111 du 13 mai 2011.
9. Chuck Y, Derrick C. A review of the emission of VOCs from polymeric materials used in buildings. *Build Environ* 1998;33(6): 357-74.
10. Salthammer T, Uhde E (Ed.) *Organic indoor air pollutants: occurrence, measurement, evaluation, Second Edition*. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA; 2009d.
11. Europa. Regolamento (CE) n. 1907/2006 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 18 dicembre 2006 concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH), che istituisce un'agenzia europea per le sostanze chimiche, che modifica la direttiva 1999/45/CE e che abroga il regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio e il regolamento (CE) n. 1488/94 della Commissione, nonché la direttiva 76/769/CEE del Consiglio e le direttive della Commissione 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE e 2000/21/CE. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea* L 136/3 del 29 maggio 2007.
12. Europa. Regolamento (CE) n. 1272/2008 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 16 dicembre 2008 relativo alla classificazione, all'etichettatura e all'imballaggio delle sostanze e delle miscele che modifica e abroga le direttive 67/548/CEE e 1999/45/CE e che reca modifica al regolamento (CE) n. 1907/2006. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea* L 353/1 del 31 dicembre 2008.
13. WHO. *Guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2010. Disponibile all'indirizzo: [http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0009/128169/e94535.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf); ultima consultazione 1/10/2014.
14. Italia. Decreto Legislativo 6 settembre 2005, n. 206. Codice del consumo, a norma dell'articolo 7 della legge 29 luglio 2003, n. 229. *Gazzetta Ufficiale* n. 235 del 8 ottobre 2005 - *Supplemento Ordinario* n. 162
15. Knudsen HN, Clausen PA, Wilkins CK, Wolkoff P. Sensory and chemical evaluation of odorous emissions from building products with and without linseed oil. *Build Environ* 2007;42:4059-67.
16. de Gennaro G, Dambruoso PR, Demarinis Loiotile A, Di gilio A, Giungato P, Tutino M, Marzocca A, Mazzone A, Palmisani J, Porcelli F. Indoor air quality in schools: a review. *Environ Chem Lett* 2014. doi 10.1007/s10311-014-0470-6.
17. Yurtseven E Sarper Erdoğan M, Tümer U, Alver Sahin U, Burcu O, Erginöz E, Suphi V, Selçuk k. *Indoor/outdoor* relationships for PM2.5 and associated carbonaceous pollutants at residential homes in Hong Kong - case study. *Environment Protection Engineering* 2012;28:115-27.
18. Turpin BJ, Weisel CP, Morandi M, Colome S, Stock T, Eisenreich S, Buckley B. Relationships of *Indoor, Outdoor, and Personal Air (RIOPA)*: part II. Analyses of concentrations of particulate matter species. *Res Rep Health Eff Inst.* 2007;(130 Pt 2):1-77; discussion 79-92.
19. de Gennaro G, Farella J, Marzocca A, Mazzone A, Tutino M. *Indoor and outdoor* monitoring of volatile organic compounds in school buildings: Indicators based on health risk assessment to single out critical issues. *Int J Environ Res Publ Health* 2013;10(12):6273-91.

# MICROORGANISMI AERODISPERSI IN AMBIENTI *INDOOR*: RISULTATI PRELIMINARI

Paola Margherita Bianca Gucci, Rossella Briancesco, Anna Maria Coccia, Ines Lacchetti,  
Rosa Paradiso, Maurizio Semproni, Lucia Bonadonna  
*Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma*

## Introduzione

L'attenzione alla qualità dell'aria negli ambienti *indoor* è sempre più crescente sia da parte della Comunità scientifica internazionale che da parte di Istituzioni con competenze in materia di salute pubblica. Di fatto, l'impatto sulla salute della qualità dell'aria *indoor*, è notevole soprattutto se si considera che la maggior parte del tempo durante il giorno viene trascorso negli ambienti confinati (1-4).

Sistemi costruttivi finalizzati al risparmio energetico, ubicazione delle costruzioni e dei relativi ambienti interni, parametri microclimatici (aerazione, riscaldamento ecc.) influenzano la qualità dell'aria *indoor* (5-8).

La contaminazione dell'aria *indoor*, sia essa di natura chimica, fisica o biologica è originata da fonti sia esterne che interne. Con l'espressione "ambiente *indoor*" si definisce una tipologia specifica di ambienti confinati di vita e di lavoro non industriale che include, oltre alle abitazioni, tutti quei luoghi circoscritti e chiusi come le sedi professionali, i locali adibiti ad attività commerciali, culturali e ricreative quali centri sportivi, palestre, impianti natatori, le strutture comunitarie, i mezzi di trasporto sia pubblici che privati.

In questi ambienti una qualità dell'aria *indoor* non ottimale, costituisce un importante problema di sanità pubblica con ripercussioni sia economiche che sociali poiché il rischio, a differenza di quanto avviene nell'esposizione professionale, non è limitato a precise e distinte categorie selezionate, ma viene ad interessare indiscriminatamente la quasi totalità della popolazione e i suoi gruppi più suscettibili quali bambini, anziani e persone già affette da patologie croniche, come malattie cardiache, respiratorie, asma bronchiale, allergie (5, 9-14).

Processi infettivi, allergie o intossicazioni possono essere causati dalla presenza della frazione biologica respirabile aerodispersa nell'ambiente: il bioaerosol, che è costituito da agenti biologici vitali e non, loro metaboliti (enzimi e tossine), forme di resistenza (spore batteriche, fungine e cisti di protozoi e cianobatteri), nonché da derivati vegetali, umani e animali (15, 16).

L'insorgere di una patologia ascrivibile, pertanto, al bioaerosol è in funzione non solo delle sorgenti di contaminazione, sia esterne che interne all'edificio, ma anche del grado di ventilazione naturale o artificiale, di igiene, di umidità, delle abitudini degli occupanti e dei loro stili di vita, della tipologia e durata dell'esposizione (1, 5, 17). La complessità di variabili inerenti ad ogni microambiente e l'immunocompetenza specifica di ogni soggetto esposto, rendono difficilmente quantificabile l'esposizione umana agli agenti biologici presenti, rendendo di fatto complessa l'obiettiva classificazione delle patologie correlate, o correlabili, ad una data tipologia, e relativo livello, di inquinamento biologico.

È, inoltre, oggettivamente difficile valutare l'entità dell'esposizione mediante la determinazione di limiti di concentrazione; le sole misure normative fruibili dal settore inquinanti chimici aerodispersi all'esterno di un dato ambiente, non sono sufficienti ad assicurare la buona qualità dell'aria all'interno degli ambienti confinati sia a livello chimico che biologico.

Garantire condizioni di qualità biologica dell'aria *indoor* alla popolazione è un obiettivo perseguibile e raggiungibile, tuttavia, mediante un'azione di sorveglianza, espletata tramite controlli sistematici del bioaerosol. Un adeguato monitoraggio di parametri biologici condivisi è, pertanto, lo strumento essenziale in grado di individuare eventuali criticità o potenziali rischi per la salute e intervenire prontamente con le necessarie misure correttive. Ottenendo risultati interpretabili e confrontabili, si può tradurre in grandezze matematiche il grado di contaminazione e il relativo potenziale rischio (17).

Lo scopo di questo studio è stato quello di monitorare la qualità microbiologica dell'aria di tre differenti tipologie di ambienti *indoor* al fine di stimare il grado di contaminazione batterica e fungina presente. Si riportano, pertanto, i risultati delle concentrazioni microbiche ottenute nel bioaerosol campionato in un ufficio privato, in un'abitazione climatizzata artificialmente e in un impianto natatorio.

## Metodologie di campionamento e analisi

Nella città di Roma sono state selezionate tre diverse tipologie di ambienti confinati:

- *Ufficio privato*, con superficie pari a 40 m<sup>2</sup> circa, situato al primo piano di un condominio privo di impianto di climatizzazione o di deumidificazione, ma provvisto di due grandi finestre. Il locale ospita cinque professionisti per un tempo medio di 8 ore al giorno. I campionamenti del bioaerosol sono stati condotti durante le ore di lavoro per un periodo di 10 mesi.
- *Abitazione*, con superficie pari a circa 150 m<sup>2</sup>, situata nel centro urbano, al terzo piano di uno stabile costruito intorno al 1940 e provvisto di 7 apparecchiature di condizionamento attive da 12 mesi. Il bioaerosol è stato campionato nei locali in cui erano presenti gli impianti di condizionamento e le analisi microbiologiche sono state eseguite anche sulle polveri accumulate sui filtri.
- *Impianto natatorio*, struttura coperta costituita da un'area adibita a balneazione in cui è presente una vasca di 20 m di lunghezza, un solarium per i mesi estivi e un'area servizi. L'affluenza giornaliera varia da un minimo di 300 a 1200 bagnanti al giorno in funzione della stagione. Per la verifica della qualità dell'aria della piscina, l'indagine è stata svolta per un periodo di 8 mesi e i campionamenti sono stati eseguiti soltanto lungo il bordo vasca. Il trattamento dell'acqua in vasca viene effettuato mediante filtrazione e disinfezione con prodotti a base di cloro.

### Analisi del bioaerosol

La raccolta dei campioni di bioaerosol è stata effettuata utilizzando il *Surface Air System* DUO SAS 360 (PBIInternational), campionatore attivo ad impatto ortogonale aspirante monostadio che mediante filtrazione attiva su doppia testata, aspira simultaneamente quantità prefissate di aria convogliate, attraverso una superficie forellata, su piastre Rodac di 55 mm di diametro contenenti i differenti substrati nutritivi agarizzati, specifici per il rilevamento dei vari microrganismi di interesse, consentendo una valutazione quantitativa diretta delle cellule batteriche vitali contabili presenti e subculturabili.

Tale strumento, inoltre, ha la particolarità di aspirare un flusso d'aria nominale di 180 l/min e captare, secondo il microrganismo ricercato, differenti volumi d'aria al fine di ottenere un recupero microbico quanto più possibilmente esaustivo.



Nel corso del campionamento la probabilità che più di un microrganismo o di una particella impatti sullo stesso punto della piastra è molto elevata e pertanto, unitamente allo strumento stesso, la ditta costruttrice fornisce la specifica tabella di conversione per la correzione statistica del dato ottenuto dal conteggio microbico (numero di colonie/piastra).

Per tutta la durata dei campionamenti, l'apparecchiatura è stata posizionata a 1,5 m da terra, distanza corrispondente all'altezza media delle prime vie respiratorie umane e per ogni parametro in indagine le captazioni del bioaerosol sono state eseguite in triplo (4).

Le piastre di raccolta, riposte in un contenitore termico refrigerato, sono state trasportate in laboratorio e successivamente incubate secondo le temperature e i tempi richiesti per la crescita dei differenti microrganismi indagati.

## Analisi delle polveri

Quantità note della polvere raccolta dai filtri dell'impianto di climatizzazione domestico, sono state solubilizzate e omogeneizzate in soluzione peptonata salina, contenente Tween 80 all'1%. Allestite, quindi, le relative diluizioni seriali, aliquote pari a 0,5 mL sono state seminate in triplo sui terreni colturali agarizzati specifici, mediante la tecnica dello spatolamento su superficie. Le piastre sono state infine incubate alle temperature idonee per la crescita dei microrganismi indagati per la durata necessaria allo sviluppo delle colonie.

## Parametri microbiologici

Il monitoraggio microbiologico ha previsto la ricerca di batteri eterotrofi a 20°C e 36°C, stafilococchi e miceti quali parametri principali per valutare il grado di contaminazione del bioaerosol e della polvere accumulata negli apparati filtranti dell'impianto di condizionamento dell'abitazione.

I terreni di coltura utilizzati, le temperature e i tempi di incubazione sono stati i seguenti:

- Plate Count Agar per la determinazione degli eterotrofi a 20°C e a 36°C incubati, rispettivamente, a (20±1)°C fino a 7 giorni e a (36±1)°C per 48 ore;
- Baird-Parker Agar per il rilevamento degli stafilococchi, incubati a (36±1)°C per 48-72 ore;
- Rose Bengal Chloranmphenicol Agar per la ricerca dei funghi, incubati a (20±1)°C, fino a 7 giorni.

Al termine del periodo d'incubazione si è proceduto al conteggio delle colonie tipiche sviluppatasi su tutte le repliche dei terreni di coltura seminati, registrando i risultati come media dei valori ottenuti.

Relativamente ai campioni di bioaerosol, i valori sono stati relazionati a quelli di riferimento della specifica tabella di conversione. I risultati ottenuti sono stati, infine, espressi come unità formanti colonia per volume di aria campionata (UFC/m<sup>3</sup>).

Per quanto riguarda le polveri raccolte dai filtri dei condizionatori, i risultati sono stati espressi in unità formanti colonia per grammo di peso secco di polvere (UFC/g<sub>ss</sub>).

I generi fungini che avevano prodotto colonie sono stati identificati al microscopio tramite l'osservazione delle caratteristiche morfologiche e degli elementi strutturali evidenziati mediante colorazione al blu di lattofenolo.

Le colonie tipiche di stafilococchi, dopo isolamento e sub-coltivazione su idoneo substrato nutritivo di mantenimento, sono state sottoposte ad identificazione biochimica mediante gli appositi test miniaturizzati API STAPH (Biomérieux).

## Risultati e discussione

In Tabella 1 sono riportate le concentrazioni dei microrganismi rilevati nei campioni di bioaerosol prelevati dall'ufficio.

Dall'esame dei risultati emerge che eterotrofi e funghi erano presenti con cariche contenute in un ordine di grandezza variabile tra  $10^1$  e  $10^2$  UFC/m<sup>3</sup>.

Gli eterotrofi a 20°C costituiscono un importante parametro indicatore di contaminazione ambientale potendo risiedere ovunque ci sia presenza di sostanza organica e di umidità, mentre gli eterotrofi a 36°C, tra i quali sono potenzialmente inclusi i patogeni convenzionali, possono essere ritenuti un valido indicatore di contaminazione di origine umana e animale.

Per quanto riguarda il parametro stafilococchi, le concentrazioni ottenute nel bioaerosol dell'ufficio sono state piuttosto basse; quando presenti sono risultate sempre inferiori o pari a  $10^1$  UFC/m<sup>3</sup>. Poiché questo parametro può essere un segnale di contaminazione di derivazione antropica, da quanto emerso si può dedurre, se non un limitato livello di frequentazione dell'ambiente, sicuramente un adeguato ricambio dell'aria.

I funghi sono risultati presenti in concentrazioni piuttosto uniformi e modeste, dell'ordine di  $10^2$  UFC/m<sup>3</sup>, che si dire, rappresenti un valore di fondo. Quando la loro presenza è in concentrazioni superiori a questi valori può manifestarsi una scarsa qualità dell'aria *indoor* e condizioni caratterizzate da umidità, polverosità e ridotta ventilazione. Alte concentrazioni di funghi possono causare reazioni di ipersensibilità, patologie infettive di natura respiratoria e/o allergica (18, 19).

**Tabella 1. UFFICIO: risultati delle analisi microbiologiche effettuate su campioni di bioaerosol, espressi come UFC/m<sup>3</sup>**

Campioni	Eterotrofi		Funghi	Stafilococchi
	20°C	36°C		
1	$5,0 \times 10^1$	$3,0 \times 10^1$	$2,1 \times 10^2$	$1,5 \times 10^1$
2	$1,1 \times 10^2$	$6,7 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	$1,2 \times 10^1$
3	$8,0 \times 10^1$	$1,2 \times 10^2$	$1,4 \times 10^2$	$10^0$
4	$1,0 \times 10^2$	$3,0 \times 10^1$	$3,8 \times 10^2$	$7,0 \times 10^0$
5	$1,4 \times 10^2$	$6,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^2$	$1,3 \times 10^1$
6	$8,0 \times 10^1$	$6,0 \times 10^1$	$4,2 \times 10^2$	$4,0 \times 10^1$
7	$7,8 \times 10^1$	$5,6 \times 10^1$	$3,9 \times 10^2$	$3,4 \times 10^1$
8	$1,1 \times 10^2$	$6,7 \times 10^1$	$3,1 \times 10^2$	$2,8 \times 10^1$
9	$6,8 \times 10^1$	$6,0 \times 10^1$	$4,0 \times 10^2$	$4,4 \times 10^1$
10	$1,3 \times 10^2$	$6,5 \times 10^1$	$3,2 \times 10^2$	$2,9 \times 10^1$

La Tabella 2 mostra le concentrazioni dei microrganismi ritrovati nel bioaerosol dell'abitazione. Anche per il bioaerosol di questo ambiente le concentrazioni relative ai parametri eterotrofi (a 20°C e a 36°C) e ai funghi sono risultate piuttosto basse, con ordini di grandezza variabili tra  $10^1$  e  $10^2$  UFC/m<sup>3</sup>. Il parametro stafilococchi è risultato essere sempre presente ma in concentrazioni più che trascurabili.

Nella Tabella 3 sono riportati i risultati relativi alle concentrazioni dei microrganismi rinvenuti nei campioni di bioaerosol prelevati lungo i bordi della piscina.

Anche in questa tipologia di ambiente le concentrazioni degli eterotrofi (a 20°C e a 36°C) e dei funghi aerodispersi sono risultate piuttosto basse, con ordini di grandezza mai superiori a  $10^2$  UFC/m<sup>3</sup>. Per il parametro stafilococchi, le concentrazioni ottenute sono paragonabili a quelle riscontrate nell'abitazione e nell'ufficio e quindi anch'esse di contenuta entità.

**Tabella 2. ABITAZIONE: risultati delle analisi microbiologiche effettuate su campioni di bioaerosol, espressi come UFC/m<sup>3</sup>**

Campioni	Eterotrofi		Funghi	Stafilococchi
	20°C	36°C		
1	4,2×10 <sup>1</sup>	2,7×10 <sup>1</sup>	2,8×10 <sup>2</sup>	1,1×10 <sup>1</sup>
2	1,0×10 <sup>2</sup>	6,5×10 <sup>1</sup>	3,1×10 <sup>2</sup>	9,0×10 <sup>0</sup>
3	6,9×10 <sup>1</sup>	5,4×10 <sup>1</sup>	1,6×10 <sup>2</sup>	4,0×10 <sup>0</sup>
4	9,2×10 <sup>1</sup>	3,0×10 <sup>1</sup>	4,3×10 <sup>2</sup>	1,1×10 <sup>1</sup>
5	1,2×10 <sup>2</sup>	4,8×10 <sup>1</sup>	1,5×10 <sup>2</sup>	1,2×10 <sup>1</sup>
6	7,6×10 <sup>1</sup>	5,2×10 <sup>1</sup>	4,7×10 <sup>2</sup>	3,7×10 <sup>1</sup>
7	6,2×10 <sup>1</sup>	4,3×10 <sup>1</sup>	5,1×10 <sup>2</sup>	3,0×10 <sup>1</sup>

**Tabella 3. PISCINA: risultati delle analisi microbiologiche effettuate su campioni di bioaerosol, espressi come UFC/m<sup>3</sup>**

Campioni	Eterotrofi		Funghi	Stafilococchi
	20°C	36°C		
1	4,1×10 <sup>1</sup>	5,0×10 <sup>1</sup>	2,7×10 <sup>1</sup>	1,3×10 <sup>1</sup>
2	1,2×10 <sup>1</sup>	2,7×10 <sup>1</sup>	3,3×10 <sup>1</sup>	1,2×10 <sup>1</sup>
3	9,0×10 <sup>1</sup>	8,6×10 <sup>1</sup>	8,0×10 <sup>1</sup>	1,0×10 <sup>0</sup>
4	1,9×10 <sup>1</sup>	1,1×10 <sup>1</sup>	5,0×10 <sup>0</sup>	2,0×10 <sup>0</sup>
5	6,0×10 <sup>1</sup>	2,1×10 <sup>2</sup>	6,0×10 <sup>1</sup>	8,8×10 <sup>1</sup>
6	8,0×10 <sup>1</sup>	2,6×10 <sup>2</sup>	7,5×10 <sup>1</sup>	9,3×10 <sup>1</sup>
7	4,8×10 <sup>1</sup>	6,1×10 <sup>1</sup>	8,0×10 <sup>0</sup>	10 <sup>0</sup>
8	2,3×10 <sup>1</sup>	3,8 ×10 <sup>1</sup>	2,5×10 <sup>1</sup>	1,9×10 <sup>1</sup>

La Tabella 4 riporta le concentrazioni dei microrganismi nei campioni di polvere prelevati dai filtri dei condizionatori ubicati nei locali dell'abitazione.

In questa matrice tutti i parametri ricercati hanno esibito titoli piuttosto elevati, rispetto a quelli degli stessi microrganismi aerodispersi. In particolare, per quanto riguarda gli eterotrofi (a 20°C e a 36°C) e i funghi, le concentrazioni sono sempre risultate superiori a 10<sup>5</sup> UFC/g<sub>ss</sub>, con valori massimi di 10<sup>6</sup> UFC/g<sub>ss</sub>; debolmente inferiori, ma comunque elevate, sono risultate essere anche le concentrazioni degli stafilococchi.

Viene confermato che la polvere funga da substrato nutritivo favorevole alla sopravvivenza e all'accrescimento della componente microbica anche in ambienti il cui bioaerosol risulta debolmente contaminato da cellule vitali contabili.

**Tabella 4. Risultati di concentrazioni dei microrganismi nei campioni di polvere prelevati dai filtri dell'impianto di condizionamento dell'abitazione, espressi come UFC/g<sub>ss</sub>**

Campioni	Eterotrofi		Funghi	Stafilococchi
	20°C	36°C		
1	2,1 × 10 <sup>5</sup>	3,2 × 10 <sup>5</sup>	2,0 × 10 <sup>5</sup>	4,1 × 10 <sup>3</sup>
2	1,1 × 10 <sup>6</sup>	3,0 × 10 <sup>5</sup>	3,2 × 10 <sup>6</sup>	3,3 × 10 <sup>4</sup>
3	6,0 × 10 <sup>5</sup>	1,0 × 10 <sup>6</sup>	8,1 × 10 <sup>5</sup>	3,0 × 10 <sup>4</sup>
4	2,2 × 10 <sup>5</sup>	8,0 × 10 <sup>5</sup>	4,3 × 10 <sup>5</sup>	9,0 × 10 <sup>5</sup>
5	3,3 × 10 <sup>5</sup>	2,4 × 10 <sup>5</sup>	9,0 × 10 <sup>5</sup>	3,2 × 10 <sup>5</sup>
6	7,0 × 10 <sup>5</sup>	1,2 × 10 <sup>6</sup>	8,0 × 10 <sup>5</sup>	9,0 × 10 <sup>5</sup>
7	1,2 × 10 <sup>6</sup>	4,1 × 10 <sup>5</sup>	3,2 × 10 <sup>6</sup>	9,0 × 10 <sup>5</sup>

La Tabella 5 illustra i generi di miceti identificati, rilevati nei campioni di bioaerosol e in quelli di polvere.

**Tabella 5. Generi di miceti rilevati nel bioaerosol e nella polvere dei filtri dell'impianto di climatizzazione domestico**

Genere di miceti	Polvere		Bioaerosol		
	Impianto di climatizzazione domestico		Abitazione	Ufficio	Piscina
<i>Alternaria</i> spp	-		+	+	+
<i>Aspergillus</i> spp	+		+	+	+
<i>Cladosporium</i> spp	+		+	+	-
<i>Graphium</i> spp	-		-	+	-
<i>Penicillium</i> spp	+		+	+	+
<i>Rhizopus</i> spp	-		+	+	-
<i>Syncephalastrum</i> spp	-		-	+	-
<i>Trichophyton</i> spp	-		-	-	+

+ = presenza; - = assenza

Alcuni generi come *Alternaria*, *Aspergillus* e *Penicillium* sono risultati presenti nel bioaerosol di tutti gli ambienti esaminati. L'esposizione a queste muffe è associata in letteratura ad una varietà di esiti negativi per la salute, tra cui disturbi del sistema respiratorio, ematologico, immunologico, neurologico e la loro diffusione in natura è ampiamente documentata (2, 12, 18).

Nei campioni di bioaerosol prelevati nell'ufficio sono stati evidenziati anche i generi *Graphium* e *Syncephalastrum*, specie comunemente presenti su materiale di origine vegetale e ad oggi non ritenuti responsabili di patologie umane specifiche. Il genere *Trichophyton* è risultato presente unicamente nel bioaerosol prelevato all'interno dell'impianto natatorio. Specie appartenenti a questo genere possono essere responsabili di infezioni dermatologiche come, ad esempio, il "piede d'atleta", patologia comune a molti sportivi e fruitori di tali strutture che si ritrovano a contrarla per contatto con superfici umide e contaminate; esso è, infatti, isolato frequentemente sulle superfici adiacenti agli impianti natatori, sui pavimenti delle docce e degli spogliatoi (20).

In Tabella 6 vengono riportate le specie di stafilococchi isolate e identificate presenti sia nei campioni di bioaerosol prelevati negli ambienti oggetto di studio che nella polvere proveniente dai filtri dell'impianto di climatizzazione dell'abitazione.

**Tabella 6. Specie appartenenti al genere *Staphylococcus* rilevate nel bioaerosol e nella polvere dei filtri dell'impianto di climatizzazione domestico**

Specie di <i>Staphylococcus</i>	Polvere		bioaerosol		
	Impianto di climatizzazione domestico		Abitazione	Ufficio	Piscina
<i>S. aureus</i>	-		-	-	+
<i>S. capitis</i>	+		+	+	+
<i>S. epidermidis</i>	+		+	+	+
<i>S. hominis</i>	+		+	+	+
<i>S. saprophyticus</i>	+		+	-	-
<i>S. sciuri</i>	-		-	+	-
<i>S. warneri</i>	+		-	+	-

+ = presenza; - = assenza

In tutti gli ambienti monitorati le specie maggiormente isolate sono risultate essere *S. capitis*, *S. epidermidis*, *S. hominis*, tutte ascrivibili alla predominante frequentazione antropica essendo gli stafilococchi parte del microbioma umano.

La specie *S. saprophyticus*, è stata isolata soltanto nei campioni di polvere e di bioaerosol raccolti nell'abitazione. Nel bioaerosol campionato nell'ufficio sono state rilevate, inoltre, le specie *S. sciuri* e *S. warneri*.

Il patogeno *S. aureus*, è stato isolato esclusivamente nel bioaerosol dell'impianto natatorio e in un unico campionamento.

## Conclusioni

I risultati ottenuti da questo preliminare studio mostrano che le concentrazioni di carica batterica e fungina dei campioni di bioaerosol sono comparabili con i valori riscontrati in letteratura per analoghi ambienti (1-4).

I titoli microbici elevati, in particolare di funghi, rilevati sui filtri del sistema di condizionamento dell'abitazione, sebbene funzionante da un solo anno circa, sono causati da notevole accumulo di polvere e particolato sul filtro che diventa una matrice ideale di nutrimento e accrescimento per la flora microbica più diversificata. Tale colonizzazione ha potenzialmente determinato una immissione continua di bioaerosol nell'ambiente interessato (21, 22).

È opportuno, comunque, sottolineare che:

- per gli ambienti residenziali non esistono norme che disciplinano valori di riferimento che possano definire una soglia massima di esposizione al bioaerosol. A tutt'oggi sono disponibili, infatti, soltanto delle raccomandazioni e linee guida che evidenziano come gli occupanti di edifici in condizioni di visibile degrado, con palese umidità dei locali e/o presenza e odore di muffa, sono esposti a un maggior rischio di sintomi e di infezioni respiratorie e riacutizzazioni asmatiche (11, 17, 23);
- la lacuna normativa è determinata da diversificati fattori, primi tra tutti la difficoltà di correlare con certezza i rapporti dose-risposta, in funzione della tipologia di bioinquinamento *indoor*, dell'individuale suscettibilità e/o predisposizione e comunque la prerogativa che sintomi simili possono essere provocati da microrganismi differenti, adatti ad agire singolarmente o in sinergia;
- la mancanza di norme riguardo parametri e limiti di esposizione rende tutti gli studi e le ricerche nel campo del bioaerosol *indoor* complessi e di difficile interpretazione per consentire la definizione di strategie di prevenzione primaria;
- l'assenza di riferimenti prescrittivi, dettata anche dalla mancanza di metodiche analitiche univoche, che mirino all'efficienza-sensibilità-rapidità del metodo e del risultato, determina costantemente la sottovalutazione del problema;
- data la variabilità dei componenti del bioaerosol e la diversità degli ambienti residenziali, un quadro il più possibile rispondente alle reali condizioni di inquinamento biologico potrebbe essere delineato solo con l'uso di tecniche diverse di campionamento e di analisi, utilizzate in parallelo; condizione difficile, tuttavia, da applicare per i lunghi tempi analitici e di risposta, nonché per i costi in termini di risorse umane ed economiche;
- solo con l'uso di tecniche diverse di campionamento e di analisi, utilizzate in parallelo si potrebbe delineare un quadro maggiormente rispondente alle reali condizioni di inquinamento biologico, data la variabilità dei componenti del bioaerosol e la diversità degli ambienti residenziali. Tuttavia, i lunghi tempi analitici e per l'ottenimento dei

risultati, nonché i costi in termini di risorse umane ed economiche rendono tale condizione critica da applicare.

Diventa quindi ineluttabile monitorare gli ambienti confinati, comunque, mediante la tecnologia ad oggi disponibile e investire sulla consapevolezza e responsabilità individuale per aumentare le possibilità di controllo e minimizzare i rischi associati all'inquinamento *indoor* che, rispetto a quello *outdoor*, gli stessi occupanti di ambienti confinati contribuiscono a generare e inconsapevolmente subire.

## Bibliografia

1. Kalogerakis N, Paschali D, LeKaditis V, Pantidou A, Eleftheriadis K, Lazaridis M. *Indoor* air quality-bioaerosol measurements in domestic and office premises. *J Aerosol Sci* 2005;36:751-61.
2. Golofit-Szymczak M, Gorny RL. Bacterial and fungal aerosols in air conditioned office buildings in Warsaw, Poland - The winter season. *International Journal of Occupational Safety and Ergonomics* 2010;16(4):465-76.
3. Ponsoni K, Gonçalves Raddi MS. *Indoor* air quality related to occupancy at an airconditioned public building. *Braz Arch Biol Techn* 2010;53(1):99-103.
4. Bonetta Sa, Bonetta Si, Mosso S, Sampò S, Carraro E. Assessment of microbiological *indoor* air quality in an Italian office building equipped with an HVAC system. *Environ Monit Assess* 2010;161:473-83.
5. Komada AM, McGee RI. Airborne microbial contaminants in *indoor* environments. Naturally ventilated and air-conditioned homes. *Arch Environ Health* 1996;41:306-11.
6. Nusca A, Bonadonna L. Ambienti confinati: sistemi di climatizzazione e rischi igienico-sanitari. *L'Igiene Moderna* 2002;117:167-77.
7. Seppänen O, Fisk WJ. Association of ventilation system type with SBS symptoms in office workers. *Indoor Air* 2002;12(2):98-112.
8. Mendell MJ, Lei-Gomez Q, Mirer AG, Seppänen O, Brunner G. Risk factors in heating, ventilating, and air-conditioning systems for occupant symptoms in US office buildings: The US EPA BASE study. *Indoor Air* 2008;18:301-16.
9. Burrell R. Microbiological agents as health risks in *indoor* air. *Environ Health Persp* 1991;95:29-34.
10. Douwes J, Thorne PS, Pearce N, Heederik D. Bioaerosol health effects and exposure assessment: progress and prospects. *Ann Occup Hyg* 2003;47(3):187-200.
11. Cavallo DM, Carrer P, Liotti F, Muzzi G. Qualità dell'aria degli ambienti confinati non industriali: indicazioni per la valutazione del rischio e la sorveglianza sanitaria. *Giornale Italiano di Medicina del Lavoro ed Ergonomia* 2004;26(4):416-28.
12. Zureik M, Neukirch C, Leynaert B, Liard R, Bousquet J, Neukirch F, Liard R. Sensitisation to airborne moulds and severity of asthma: cross sectional study from European Community respiratory health survey. *Brit Med J* 2002;325:411-4.
13. Dales R, Liu L, Wheeler AJ, Gilbert NL. Quality of *indoor* residential air and health. *Can Med Assoc J* 2008;179(2):147-52.
14. Mandal J, Brandl H. Bioaerosols in *indoor* environment - a review with special reference to residential and occupational locations. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal* 2011;4:83-96.
15. Bonadonna L, Marconi A. *Stato attuale e orientamento degli studi e delle ricerche sulla contaminazione biologica dell'aria degli ambienti chiusi (indoor)*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 1990. (Rapporti ISTISAN 90/14).

16. Srikanth, P, Sudharsanam S, Steinberg, R. Bioaerosols in indoor environment: composition, health effects and analysis. *Indian Journal of Medical Microbiology* 2008;26:302-12.
17. WHO/Europe. *Guidelines for indoor air quality: dampness and mould*. Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe; 2009.
18. Schwab CJ, Strauss DC. The roles of *Penicillium* and *Aspergillus* in sick building syndrome. *Adv Appl Microbiol* 2004;55:215-38.
19. Huttunen K, Rintala H, Hirvonen MR, Vepsäläinen A, Hyvärinen A, Meklin T, Toivala M, Nevalainen A. *Indoor* air particles and bioaerosols before and after renovation of moisture-damaged buildings: the effect on biological activity and microbial flora. *Environ Res* 2008;107(3):291-98.
20. Kamihama T, Kimura T, Hosokawa JI, Ueji M, Takase T, Tagami K. *Tinea pedis* outbreak in swimming pools in Japan. *Public Health* 1997;111(4):249-53.
21. Italia. Linee guida per la definizione di protocolli tecnici di manutenzione predittiva sugli impianti di climatizzazione. *Gazzetta Ufficiale - Serie Generale* n. 256, 3 novembre 2006.
22. Sublett JL. Effectiveness of air filters and air cleaners in allergic respiratory diseases: a review of the recent literature. *Current Allergy and Asthma Reports* 2011;11:395-402.
23. Italia. Accordo tra il Ministro della salute, le regioni e le province autonome sul documento concernente: “Linee-guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati”. *Gazzetta Ufficiale - Serie Generale* n. 276, 27 novembre 2001.

## SOSTANZE PSICOTROPE IN AMBIENTI INDOOR A ROMA

Catia Balducci, Paola Romagnoli, Mattia Perilli, Angelo Cecinato  
*Istituto sull'Inquinamento Atmosferico, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Monterotondo (Roma)*

### Introduzione

La diffusione delle sostanze psicotrope, sia lecite che di abuso, nell'ambiente è un fatto ormai accertato. Tra le sostanze lecite, caffeina e nicotina sono state rilevate in tutti i comparti ambientali, mentre più di recente sono state individuate sostanze d'abuso (cocaina, cannabinoidi, eroina e i derivati delle anfetamine), dapprima nelle acque di superficie e di scarico e in seguito anche all'interno delle polveri atmosferiche (1-3).

La presenza delle droghe d'abuso nelle acque è riconosciuta a tutti gli effetti come un rischio per l'ambiente; al contrario poca attenzione è stata dedicata alla contaminazione dell'aria, infatti questa è il più efficiente mezzo di trasporto dei contaminanti ambientali, sia in termini di diffusione nel territorio che di trasferimento tra i diversi comparti. Inoltre, quantunque i livelli di sostanze psicoattive misurati in campioni di polveri atmosferiche raccolti in aria esterna non destino preoccupazione se paragonati ai dosaggi normalmente utilizzati nell'abuso, tuttavia negli ambienti *indoor* si riscontra il fenomeno del consumo passivo di droghe, inteso come assunzione involontaria di piccole quantità di sostanza per via orale o tramite inalazione (4). Molti studi hanno confermato la presenza di metaboliti di sostanze stupefacenti anche in soggetti che non ne avevano fatto uso diretto, ma avevano frequentato ambienti contaminati; in alcuni casi il consumo passivo può portare alla manifestazione di sintomi clinici analoghi a quelli del consumo volontario (5). Il fatto che le droghe, così come anche altri inquinanti abbiano la capacità di diffondere nell'aria, rappresenta un nuovo aspetto nella comprensione dell'esposizione alle sostanze d'abuso e alla loro assunzione passiva in ambienti *indoor* e mette in risalto possibili inaspettati effetti sulla salute.

In quest'ottica, il Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) ha effettuato le prime indagini finalizzate allo studio della presenza e del comportamento delle sostanze psicotrope negli ambienti *indoor*. Il primo studio, svolto nell'ambito del progetto LIFE+ EXPAH (*Exposure Population to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, finanziato dalla Commissione Europea attraverso lo strumento del Programma LIFE+, *Environment and Health*) ha riguardato 3 scuole primarie, 4 case e un ufficio distribuiti sull'area urbana di Roma. Le campagne di misura miravano alla comprensione della diffusione delle sostanze psicotrope negli ambienti *indoor* su tutto il territorio urbano della capitale e alla determinazione dei livelli di concentrazione nei diversi ambienti in cui la popolazione trascorre la propria quotidianità. Le misure sono state eseguite tra il 2011 e il 2012, durante l'inverno e in primavera/estate, al fine di ricavare informazioni riguardo agli andamenti temporali delle droghe. Inoltre, la raccolta di campioni veniva effettuata parallelamente sia all'interno che all'esterno in ogni sito, per poter evidenziare eventuali differenze di comportamento e di stimare la capacità di penetrazione delle droghe dagli ambienti esterni a quelli interni. A titolo di confronto, durante tutto il periodo delle campagne di misura, sono stati raccolti campioni di polveri sospese presso le stazioni della Rete Regionale di Monitoraggio della Qualità dell'Aria gestita da Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale (ARPA) Lazio. Il secondo studio è stato svolto a marzo del 2013 ed ha riguardato una area più ristretta della città (zona Sud-Est). In questo caso i siti d'indagine erano



una casa, un bar e una scuola, disposti in un raggio di circa 100 metri. La scelta di siti così vicini mirava ad osservare le differenze tra i livelli di concentrazioni di droghe dovute alle peculiarità e all'intensità delle sorgenti emissive nel sito più che alle condizioni al contorno. In questo caso, come termini di confronto sono stati usati ancora la rete ARPA (Villa Ada, Francia, Cinecittà e Cipro) e in più una seconda casa situata in un'altra zona di Roma (nord).

## Materiali e metodi

Al fine di non perturbare l'ambiente, in tutti i siti *indoor* per la raccolta delle polveri sono stati utilizzati campionatori a basso flusso (6 o 10 L/min), mentre all'esterno sono stati usati strumenti a medio flusso (38 L/min). Gli strumenti erano dotati di teste di prelievo per il taglio aerodinamico del particolato in corrispondenza del PM<sub>2,5</sub>. La raccolta dei campioni era giornaliera, con inizio del campionamento alle 8.00 del mattino. Al momento dell'analisi i singoli filtri erano combinati per formare campioni rappresentativi dei periodi infrasettimanali e dei weekend.

Prima dell'analisi chimica strumentale, le polveri raccolte erano marcate con omologhi deuterati dei composti target e successivamente venivano estratte in ASE (*Accelerated Solvent Extraction*) con solvente organico. L'estratto ridotto a piccolo volume sotto flusso di azoto era privato degli interferenti tramite cromatografia su colonna di allumina e la miscela dei componenti era suddivisa in frazioni utilizzando l'eluizione con solventi a polarità crescente. Le sostanze psicotrope, maggiormente polari venivano eluite dalla colonna tramite l'utilizzo di una miscela di acetone/diclorometano. L'analisi strumentale era effettuata tramite *Gas Chromatography/Mass Spectrometry* (GS-MS) in modalità SIM (*Single Ion Monitoring*).

La procedura analitica utilizzata ha permesso, per quanto riguarda le sostanze psicotrope illecite, la determinazione della cocaina (COC) e dei tre cannabinoidi maggiormente presenti all'interno della *cannabis sativa*, vale a dire cannabinolo (CNB), cannabidiolo (CNL) e  $\Delta^9$ -tetraidrocannabinolo (THC); tra le sostanze lecite sono state monitorate la nicotina (NIC) e la caffeina (CAF). Tuttavia, pochi sono gli studi sulla presenza della caffeina in aria ambiente, mentre per la nicotina le ricerche effettuate fino ad oggi hanno riguardato prevalentemente la fase gassosa. Tabella 1 riporta i principali parametri di efficienza del metodo sviluppato.

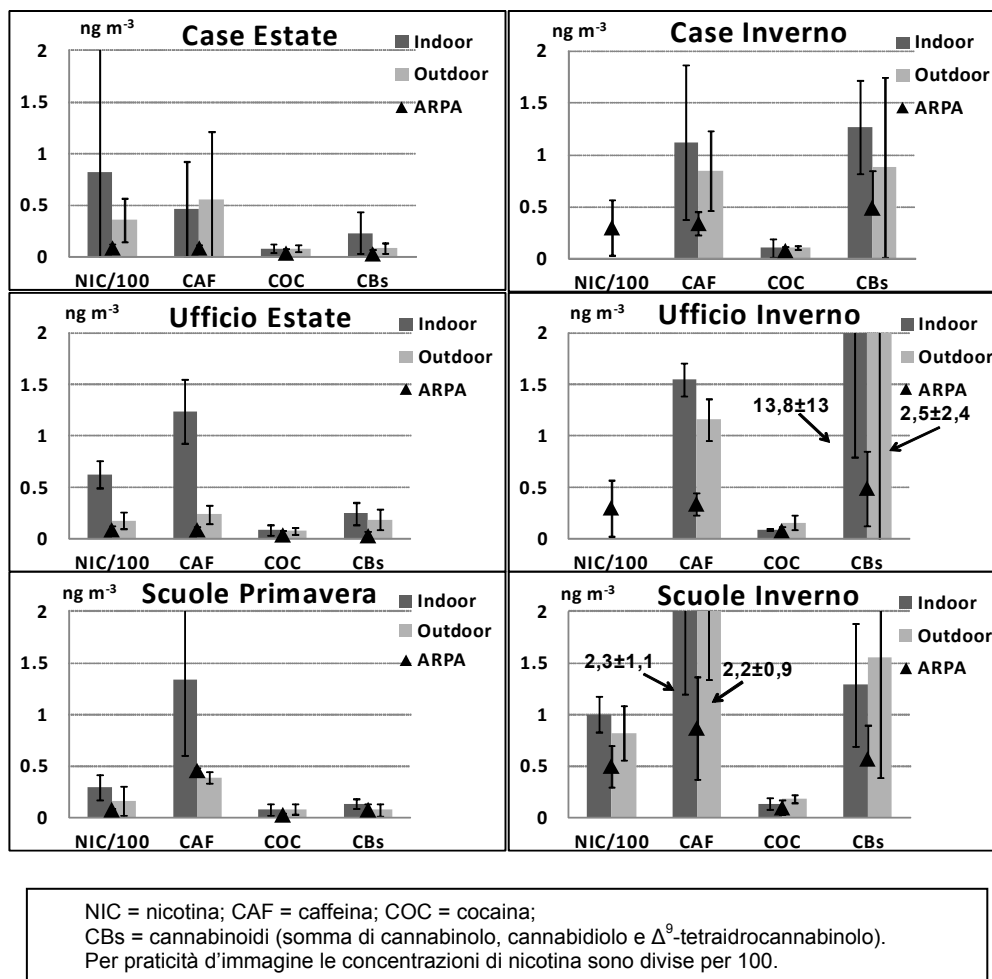
**Tabella 1. Parametri di efficienza del metodo analitico utilizzato per l'analisi delle sostanze psicotrope\***

Composto	R <sup>2</sup>	LOQ strumentale (µg/mL)	LOQ del metodo (ng/m <sup>3</sup> )	Ripetibilità (%RDS)	Recupero (%)
Nicotina	0,9896	0,010	0,036	7,8	105,3
Caffeina	0,9942	0,008	0,029	10,2	100,7
Cocaina	0,9982	0,007	0,025	68	98,7
Cannabidiolo	0,9943	0,008	0,029	8,9	85,4
THC	0,9974	0,003	0,011	7,5	91,2
Cannabinolo	0,9952	0,005	0,018	8,2	106,2

\* Il limite di quantificazione del metodo (*Limit of Quantification*, LOQ) si riferisce a un campione equivalente a 28 m<sup>3</sup> di aria campionata [weekend] e diluito in 100 µL di solvente per l'analisi GC-MS. La ripetibilità è espressa come deviazione standard percentuale di prove fatte su 4 replicati marcati con 10 ng di composti target. Il recupero risulta dal rapporto tra la quantità di sostanza determinata sperimentalmente e quella realmente aggiunta.

## Risultati e discussione

Le indagini svolte hanno mostrato che le sostanze psicotrope sono presenti in tutti gli ambienti *indoor*. Questo vale sia per le sostanze lecite che illecite. In particolare, per quanto riguarda le sostanze illecite bisogna sottolineare che nessuno degli abitanti delle abitazioni monitorate era utilizzatore di sostanze di abuso, mentre, l'uso delle stesse è vietato in luoghi di lavoro, scuole e attività commerciali. La Figura 1 riporta i valori di concentrazione dei composti target, mediati a seconda della tipologia dei siti indagati, durante le campagne condotte tra il 2011 e il 2012.

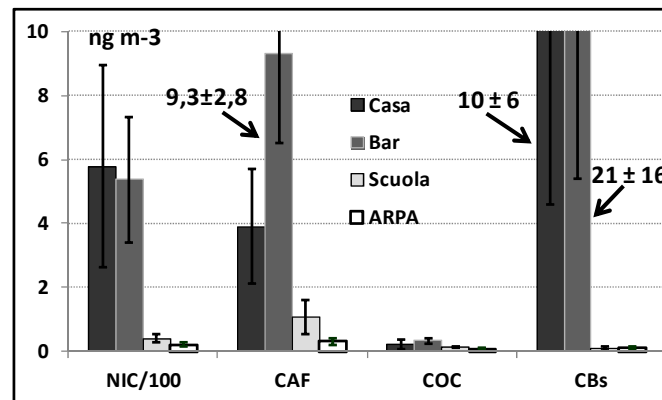


**Figura 1. Campagne 2011/2012: concentrazioni *indoor* e *outdoor* di nicotina, caffeina, cocaina e cannabinoidi, mediati per i siti di misura in base alla tipologia (valori espressi in ng m<sup>-3</sup>)**

Il termine *CBs* sta ad indicare la somma delle concentrazioni dei tre cannabinoidi studiati (THC+CBD+CBL). Il confronto dei valori di concentrazione registrati in estate e in inverno mostra un tendenziale aumento dei livelli nel periodo invernale così come avviene per gli altri inquinanti. Tuttavia, la differenza dei valori registrati nelle due stagioni appare quanto mai marcata per i cannabinoidi, perché essi subiscono più facilmente fenomeni di degradazione in

atmosfera durante la stagione calda; questa sembra essere anche la ragione principale per cui in estate/primavera i cannabinoidi erano sistematicamente presenti in maggiore quantità all'interno rispetto che all'esterno in tutti i siti. Relativamente alla cocaina i rapporti tra le concentrazioni interne e le concentrazioni esterne erano sempre minori dell'unità nelle scuole, ad indicare il contributo prevalente delle sorgenti *outdoor* al carico *indoor* della cocaina; ciò non era vero per le case in cui si sono registrati anche valori di  $R_{in/out} > 1$ . È importante osservare come per la nicotina, la caffeina e i cannabinoidi, le concentrazioni in tutti i siti (sia all'interno che all'esterno) erano sempre maggiori rispetto quelle monitorate nelle reti di monitoraggio. Per la cocaina invece si osservavano valori paragonabili (6).

Durante la campagna di marzo 2013 le concentrazioni delle sostanze psicotrope nei vari siti mostravano ampie differenze (Figura 2).

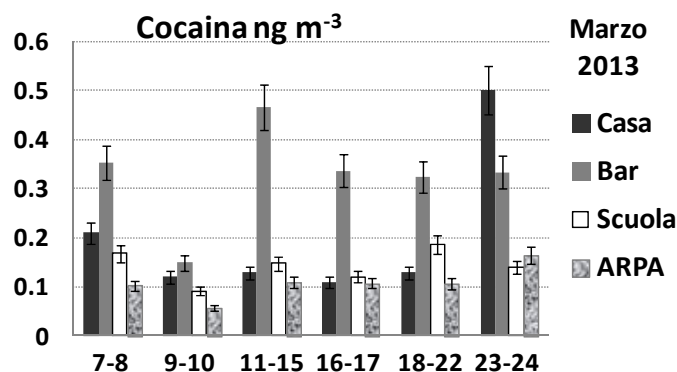


NIC = nicotina; CAF = caffeina; COC = cocaina;  
 CBs = cannabinoidi (somma di cannabinoles, cannabidiolo e  $\Delta^9$ -tetraidrocannabinolo).  
 Per praticità d'immagine le concentrazioni di nicotina sono divise per 100.

**Figura 2. Campagna di misura di marzo 2013: concentrazioni di nicotina, caffeina, cocaina e cannabinoidi (valori medi in  $\text{ng m}^{-3}$ )**

In tutti i casi, l'abitazione e il bar erano i siti in cui le concentrazioni dei composti target erano maggiori. Infatti, sia nella casa (frequentata da fumatori) che nel bar la nicotina ha superato  $600 \text{ ng m}^{-3}$ , mentre, come aspettato, il bar era il sito in cui la caffeina raggiungeva i suoi massimi livelli ( $9,3 \pm 2,8 \text{ ng m}^{-3}$ ). Per i cannabinoidi si sono registrati picchi di concentrazione dell'ordine dei  $35 \text{ ng m}^{-3}$  nel bar e superiori ai  $15 \text{ ng m}^{-3}$  nella casa. L'andamento della cocaina nei vari siti durante tutto il corso della campagna 2013 è riportato in Figura 3.

Nell'abitazione sono stati determinati picchi di concentrazione di  $0,5 \text{ ng m}^{-3}$  (oltre ad un picco *outlier* di  $1,5 \text{ ng m}^{-3}$  non riportato in Figura 3), ciononostante il bar era il sito che presentava il valore medio di concentrazione più elevato. Nonostante la scuola fosse tra tutti i siti quello dove la cocaina era presente a livelli minori (mediamente meno della metà rispetto al bar), i suoi valori di concentrazione erano comunque maggiori rispetto a quelli misurati sulla rete di monitoraggio della città, ciò molto probabilmente è dovuto ad una maggiore contaminazione da cocaina atmosferica di quest'area della città rispetto ad altre, come confermato anche dal confronto fatto con la casa situata nella zona Nord di Roma.



**Figura 3. Campagna di misura 2013: andamento dei livelli cocaina nei siti oggetto di indagine (weekend: 9-10, 16-17 e 23-24 marzo) (valori espressi in ng m<sup>-3</sup>)**

## Ringraziamenti

Questo studio è stato finanziato dalla Commissione Europea attraverso il Progetto LIFE+EXPAH. Ringraziamo l'ARPA Lazio per aver messo a disposizione del progetto i campioni di polveri sospese raccolti dalla Rete Regionale.

## Bibliografia

1. Zuccato E, Chiabrando C, Castiglioni S, Bagnati R, Fanelli R. Estimating community drug abuse by wastewater analysis. *Environ Health Persp* 2008;116:1027-32.
2. Cecinato A, Balducci C, Nervegna G. Occurrence of cocaine in the air of the World's cities An emerging problem? A new tool to investigate the social incidence of drugs? *Sci Total Environ* 2009;407:1683-90.
3. Viana M, Querol ×, Alastuey A, Postigo C, López de Alda MJ, Barceló D, *et al.* Drugs of abuse in airborne particulates in urban environments. *Environ Int* 2010;36:527-34.
4. Balducci C, Perilli M, Romagnoli P, Cecinato A. New developments on emerging organic pollutants in the atmosphere. *Environ Sci Pollut Res* 2012;19:1875-84.
5. De Giorgio S, Strano Rossi S, Rainio J, Chiarotti M. Cocaine found in a child's hair due to environmental exposure? *Int J Legal Med* 2004;118:310.
6. Cecinato A, Balducci C, Romagnoli P, Perilli M. Behaviours of psychotropic substances in indoor and outdoor environments of Rome, Italy. *Environ Sci Pollut Res* 2014;6(21):9193-9200.

# INDAGINE PRELIMINARE DEL GAS RADON IN LOCALI INTERRATI DEL CENTRO STORICO DI UNA CITTÀ MEDIEVALE DELLA REGIONE MARCHE

Francesco Rossetti (a), Genesio Scaloni (b), Daniela Cimini (b), Marcello Comai (a)

(a) Servizio Prevenzione e Sicurezza Ambienti di Lavoro, Area Vasta 2, ASUR Marche, Ancona

(b) Servizio Igiene e Sanità Pubblica, Area Vasta 2, ASUR Marche, Ancona

## Introduzione

Il radon è un gas nobile come il neon, il kripton e lo xenon; è radioattivo, presente nell'aria e derivante dal decadimento dell'uranio-238.

Il radon proviene principalmente dal suolo, dalle rocce e quindi anche nei materiali da costruzione che da questa derivano (cementi, tufi, laterizi, pozzolane, graniti, ecc.).

Il radon penetra all'interno degli edifici per effetto della minore pressione (depressione) che si ha all'interno rispetto all'esterno. Questa depressione è prodotta soprattutto dalla differenza di temperatura tra interno ed esterno che provoca un effetto camino in grado di aspirare dal sottosuolo il radon, che passa attraverso le micro fessure delle superfici di contatto con il suolo.

L'Italia per la sua conformazione geologica è considerata un paese a rischio, per quanto la situazione si presenti a macchia di leopardo non solo tra aree diverse ma anche nell'ambito di un medesimo comprensorio territoriale.

L'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (AIRC) insieme all'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) ha classificato il gas radon nel Gruppo 1 dei cancerogeni (agenti di accertata cancerogenicità per l'uomo). L'OMS, la Comunità Europea e singoli Paesi hanno fissato dei livelli di riferimento di concentrazione del radon per le abitazioni e per gli ambienti di lavoro al di sopra dei quali viene suggerito e in alcuni casi imposto (1) l'adozione di misure per la riduzione della concentrazione.

In Italia, non ci sono per gli "ambienti di vita" disposizioni a carattere normativo che stabiliscano i livelli di riferimento per la salvaguardia della popolazione dai rischi derivanti da esposizioni a radioattività naturale e relative misure da intraprendere in caso di loro superamento, ma solo delle raccomandazioni che hanno valore indicativo (2), come la raccomandazione 143/90 Euratom (3), la 928/01/Euratom (4) e la nuova direttiva europea 59/13 (5) in materia di protezione dalle radiazioni ionizzanti. Da quest'ultima deriva l'aggiornamento al Piano Nazionale radon che coordina a livello nazionale il complesso di azioni necessarie per ridurre il rischio di tumore polmonare associato all'esposizione al radon.

Invece per quanto riguarda gli ambienti di lavoro, il DL.vo 81/2008 (6), Testo Unico" sulla sicurezza sul lavoro, prevede che come per tutte le problematiche connesse alle radiazioni ionizzanti, si faccia riferimento alla normativa specifica e cioè al DL.vo 230/1995 (7) integrato dal DL.vo 241/2000 (8) che disciplina anche le attività svolte in luoghi sotterranei (locali interrati) al fine della tutela dei lavoratori dai rischi dovuti a esposizione a radioattività naturale.

Per adibire i locali interrati a luoghi di lavoro perciò devono essere tenute in considerazione le limitazioni e i divieti posti dai regolamenti comunali edilizi e/o di igiene, da leggi di settore e dalle norme generali per l'igiene del lavoro. In particolare, in materia di igiene del lavoro, l'art. 65 del DL.vo 81/2008 vieta l'uso di locali interrati e seminterrati tale divieto è derogabile solo e

soltanto nei casi in cui sussistono particolari esigenze tecniche previo parere dell'organo di vigilanza, ovvero la Azienda Sanitaria Locale competente per territorio.

Col presente studio, si è monitorato la presenza e i livelli di concentrazione del gas radon in alcuni "locali interrati" situati all'interno del perimetro di una "città medievale" con lo scopo di approfondire la situazione di rischio dovuta alla presenza del gas, in prospettiva di un futuro utilizzo in deroga di tali "locali interrati" a luogo di lavoro.

## Materiali e metodi

Il monitoraggio della durata di 2 settimane, è stato effettuato in continuo mediante l'utilizzo di strumentazione attiva a camera di ionizzazione con sensore in silicio. Lo strumento utilizzato è il rivelatore di gas radon Ramon 2.2 ®.

I "locali interrati" monitorati sono 8 e ubicati sul piano interrato di alcuni edifici situati nel centro storico di una città medioevale della regione Marche. Essi appartengono a costruzioni risalenti agli anni fine '600 – inizio del '700, con mura realizzate in pietra.

## Risultati

È stato effettuato un sopralluogo per ciascun locale e individuate le relative caratteristiche tecniche e destinazioni d'uso che si riportano nella Tabella 1.

La Tabella 1 riporta le caratteristiche e le destinazioni d'uso dei locali monitorati.

Nei "Locali 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8" sono presenti volte e pareti di mattoni non intonacate o parzialmente intonacate, con la pavimentazione realizzata con piastrelle.

Nel "Locale 4" il pavimento e le pareti invece sono in mattoni misto a roccia ed è inoltre presente un pozzo che si affaccia all'interno del locale stesso.

In generale in ogni locale ha il pavimento a contatto diretto con il terreno come pure le pareti sotterranee, queste ultime prevalentemente costituite da mattoni, non presentano alcuna parte esposta ad un cavedio areato. I "Locali 1, 4, 6, 7, 8" evidenziano tracce di umidità causata dalla "risalita capillare" dell'acqua dal terreno su cui essi poggiano direttamente.

In nessun locale, peraltro, si riscontra durante il periodo di monitoraggio l'utilizzo di apparecchiature per ricambio d'aria forzato o sistemi di aspirazione dell'aria.

Nei "Locali 2 e 3" si registra una bassa ventilazione dovuta per la maggior parte dei casi a bocche di lupo coperte da griglie o come nel "Locale 2" la leggera ventilazione è dovuta alla presenza di un locale esterno dotato di un condizionatore, che si affacciano sulla strada o a delle intercapedini del locale.

Nel "Locale 6", con destinazione d'uso "sala riunioni" è presente il climatizzazione, tuttavia nel periodo di monitoraggio non è stato messo in funzione.

Nei "Locali 5, 6, 7, 8", si ha un accesso diretto dall'esterno al locale, mentre nel resto dei locali, ovvero "Locali 1, 2, 3, 4", si può accedere solo mediante una scala interna posta al piano terra.

Tutti i locali, ad eccezione del "Locale 4", hanno le pareti confinanti con altri ambienti.

I locali sottoposti a monitoraggio non sono dotati di finestre a contatto con l'esterno.

L'unico locale dove non è prevista la presenza del personale è il "Locale 4", nei restanti risulta essere inferiore a 10 ore al mese, ciò significa che in ciascun locale non vi è una presenza continua del personale.

Tabella 1. Caratteristiche e destinazione d'uso dei locali interrati monitorati

Caratteristica	Locale							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Destinazione d'uso	M	A	A	NPU	A/M	SR	M	M
Dimensioni del locale (m <sup>2</sup> )	0-50	50-200	50-200	0-50	50-200	50-200	0-50	0-50
Accesso diretto dall'esterno al locale	No	No	No	No	Si	Si	Si	Si
Finestre apribili verso l'esterno	No	No	No	No	No	No	No	No
Climatizzazione	No	Si	Si	No	No	Si	Si	Si
Ventilazione	No	Si	Si	Si	No	No	No	No
Pareti a contatto con altri locali	2	2	3	0	2	1	2	2
Pavimento	CDT	CDT	CDT	CDT	CDT	CDT	CDT	CDT
Tracce di umidità	Si	Si	No	Si	No	Si	Si	Si
Presenza personale (<10 h al mese)	Si	Si	Si	No <i>(locale inaccessibile al personale)</i>	Si	Si	Si	Si

M: magazzino; A: Archivio; SR: Sala Riunioni  
NPU: non previsto utilizzo; CDT: a Contatto Diretto con il Terreno

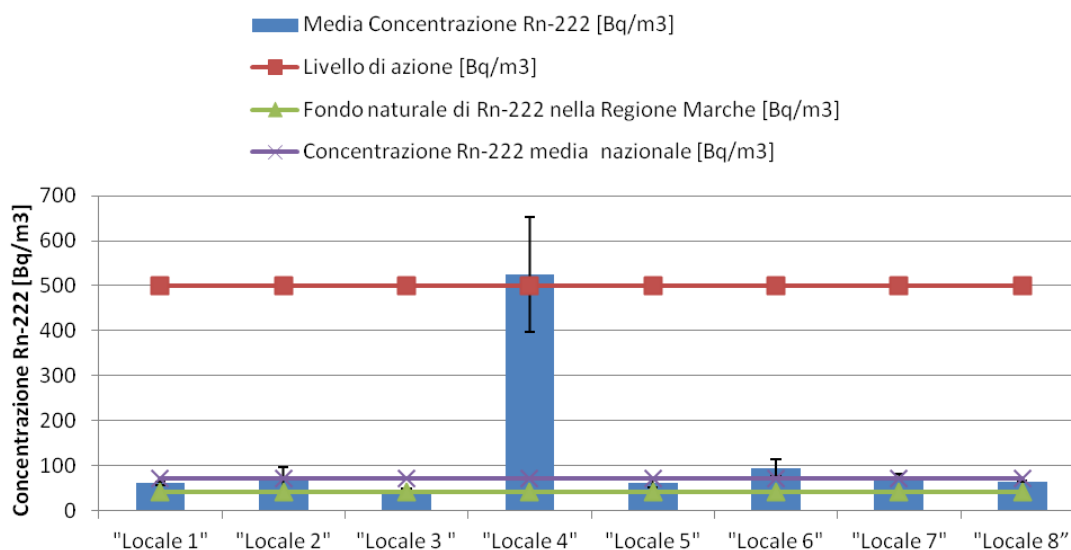
L'analisi dei valori di concentrazione del gas radon ritrovati nel periodo di monitoraggio di due settimane, evidenzia che nei "Locali 1, 2, 3, 5, 6, 7 e 8", non si è registrato il superamento del livello d'azione di 500 Bq/m<sup>3</sup> dell'80% dello stesso (Allegato I-bis, art. 4 lettera "a" del DL.vo 241/2000).

Nel "Locale 4", invece, è stato riscontrato il massimo valore di concentrazione pari a 696 Bq/m<sup>3</sup>, superando il livello d'azione previsto dalla legge.

Il "Locale 4", presenta, come si evince dalla Tabella 1, pareti e pavimento a contatto col terreno; e le giunzioni pavimento-parete presentano irregolarità e fessurazioni, inoltre è presente un pozzo. La presenza del radon è quindi attribuibile a tali crepe e fessure che, a causa delle differenze di pressione tra l'esterno e l'interno del locale il gas radon viene aspirato verso l'interno per "effetto camino".

Dalla Tabella 1 che riporta le caratteristiche costruttive Per i "Locali 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8" i livelli di concentrazione non superano i limiti previsti dalla normativa nazionale; e quindi si può ipotizzare che non ci sia afflusso di radon. D'altra parte come si può evincere anche dalla Tabella 1: le pareti non presentano evidenti crepe o fessure, nelle giunzioni pavimento-parete non vi sono delle irregolarità, la pavimentazione, fatta con piastrelle, è di qualità.

La Figura 1 riporta le concentrazioni medie per ciascun locale e i rispettivi errori standard, il livello di azione fissato dalla normativa vigente, il valore di concentrazione del fondo naturale di letteratura nella regione Marche e il valore medio nazionale di concentrazione del gas radon.



**Figura 1. Concentrazioni medie del radon dei locali monitorati per una durata di 2 settimane**

Dalla Figura 1, si può evidenziare:

- la concentrazione media totale di radon rilevata in tutti gli 8 locali è stata di 124,35 Bq/m<sup>3</sup>, con ampie variazioni comprese da un minimo di 43 Bq/m<sup>3</sup> e un massimo di 526 Bq/m<sup>3</sup>;
- tutti i locali hanno una concentrazione media superiore al valore di letteratura stimata nella regione Marche, compresa tra 20-40 Bq/m<sup>3</sup>.

Inoltre per meglio capire la distribuzione dei valori registrati in ogni “Locale”, si è preso in considerazione l’indice di dispersione dei dati sperimentali ovvero la Deviazione Standard (DS), ed è emerso che:

- nei “Locali 1, 3, 5, 7, 8” i valori raccolti non evidenziano un significativo scostamento dal valore medio, infatti, la d.v. è compresa tra un minimo di 2 Bq/m<sup>3</sup> e un massimo di 8 Bq/m<sup>3</sup>, questo dimostra che i livelli di concentrazione riscontrati nei locali rimangono abbastanza costanti per tutto il tempo di monitoraggio;
- nei “Locali 2, 4, 6” i valori raccolti evidenziano un significativo scostamento dal valore medio, infatti, la DS è compresa tra un minimo di 20 Bq/m<sup>3</sup> e massimo di 128 Bq/m<sup>3</sup>, questo dimostra che i livelli di concentrazione riscontrati nei suddetti locali subiscono una variabilità dovuta probabilmente o a fenomeni meteo climatici (temperatura, umidità, e pressione atmosferica) o a fenomeni di migrazione del gas radon dal sottosuolo.

In conclusione è opportuno ricordare che con il monitoraggio effettuato mediante strumentazione attiva riguardante un breve periodo (2 settimane), è stato possibile avere uno screening quali/quantitativo sulla presenza di gas radon nel centro storico di una città medievale; la sua presenza è confermata dai risultati raccolti, che evidenziano anche un significativo superamento dei valori di letteratura con i quali sono stati confrontati. Inoltre avendo esaminato anche la tipologia dei materiali da costruzione utilizzati nei locali, che esclude la presenza di alcuni tipi di rocce (come alcuni tufi, pozzolane, lave, graniti, scisti, etc.), è possibile affermare che le concentrazioni del gas radon rilevate nei locali monitorati, siano dovute prevalentemente a un’azione di risalita capillare del gas direttamente dal terreno sottostante.



## Conclusioni

Il monitoraggio del gas radon effettuato su breve periodo (2 settimane) con strumentazione attiva, ha permesso di effettuare una prima valutazione quali/quantitativa della presenza di radon in alcuni locali interrati situati nel centro storico di una “Città Medievale” della Regione Marche.

In linea generale si può evidenziare un superamento dei valori medi delle concentrazioni del gas radon rispetto ai valori di letteratura, nazionali e regionali, pur essendo rispettati (escluso il “Locale 4” dove non è prevista comunque la presenza di personale) i valori d’azione fissati per le abitazioni (< 400 Bq/m<sup>3</sup> per edifici esistenti, < 200 Bq/m<sup>3</sup> per edifici da costruire) e, a maggior ragione, quelli del DL.vo 241/2000 per i lavoratori (< 500 Bq/m<sup>3</sup>), oltre il quale il datore di lavoro deve intervenire con più approfondite valutazioni ed eventualmente con azioni di bonifica.

## Bibliografia

1. Italia. Accordo tra il Ministro della salute, le regioni e le province autonome sul documento concernente Linee guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati. *Gazzetta Ufficiale – Supplemento Ordinario* n. 276 del 27 novembre 2001.
2. Istituto Superiore di Sanità - Centro Nazionale per la Prevenzione e il Controllo delle Malattie; *Raccomandazione sull'introduzione di sistemi di prevenzione dell'ingresso del radon in tutti gli edifici di nuova costruzione*. Roma: Centro Nazionale per la Prevenzione e il Controllo delle Malattie dell'Istituto Superiore di Sanità; 2008.
3. Europa. Raccomandazione della Commissione, del 21 febbraio 1990, sulla tutela della popolazione contro l'esposizione al radon in ambienti chiusi. *Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee* L 080 del 27/03/1990.
4. Europa. Raccomandazione della commissione, del 20 dicembre 2001, sulla tutela della popolazione contro l'esposizione al radon nell'acqua potabile 2001/928/Euratom. *Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee* L 344/85, 28/12/2001.
5. Europa. Direttiva 2013/59/Euratom del Consiglio del 5 dicembre 2013 che stabilisce norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione contro i pericoli derivanti dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti, e che abroga le direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom e 2003/122/Euratom. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea* L 13/1, 17/1/2014.
6. Italia. Decreto Legislativo 9 aprile 2008 n. 81, Attuazione dell'articolo 1 della legge 3 agosto 2007, n. 123, in materia di tutela della salute e della sicurezza nei luoghi di lavoro. *Gazzetta Ufficiale – Supplemento Ordinario* n. 142/L del 5 agosto 2009.
7. Italia. Decreto Legislativo 241/2000 del 26 maggio 2000, Attuazione della direttiva 96/29/Euratom in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti. *Gazzetta Ufficiale – Supplemento Ordinario* n. 140 del 31 agosto 2000.
8. Italia. Decreto Legislativo 17 marzo 1995 n. 230, Attuazione delle direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 2006/117/Euratom in materia di radiazioni ionizzanti, 2009/71/Euratom in materia di sicurezza nucleare degli impianti nucleari e 2011/70/Euratom in materia di gestione sicura del combustibile esaurito e dei rifiuti radioattivi derivanti da attività civili. *Gazzetta Ufficiale – Supplemento Ordinario* n.136 del 13 giugno 1995.

# SORGENTI *INDOOR* DEL METILMETACRILATO IN UN PRESIDIO ODONTOIATRICO

Anna Santarsiero (a), Sergio Fuselli (a), Roberta Morlino (a), Marco De Felice(a), Emanuela Ortolani (b)  
(a) Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma  
(b) Pronto Soccorso, Ospedale Odontoiatrico George Eastman, Roma

## Introduzione

Il metilmetacrilato (MMA) è un monomero di resina acrilica con azione sensibilizzante (1, 2), e in uso in odontoiatria. La valutazione dei livelli di concentrazione dell'MMA nei presidi odontoiatrici ha una grande rilevanza in quanto il rischio espositivo (professionale od occupazionale) (1-5) non è limitato alla sola categoria professionale, ma riguarda anche visitatori e/o pazienti che possono comprendere anche gruppi più suscettibili quali bambini, anziani e persone già affette da patologie croniche (respiratorie, asma bronchiale, allergie), che involontariamente e senza esserne a conoscenza sono esposti agli specifici potenziali contaminanti derivanti dall'attività odontoiatrica.

Allo scopo di valutare la presenza di MMA in ambiente odontoiatrico, è stata effettuata una indagine presso il Pronto Soccorso dell'Ospedale Odontoiatrico "George Eastman" di Roma. Come noto, il "George Eastman" è il più grande ospedale odontoiatrico in Italia. Inoltre, il Pronto Soccorso è operativo 24 ore su 24, il volume di pazienti che afferrisce al Pronto Soccorso è di circa 38.000 per anno e molto eterogeneo dal punto di vista delle attività odontoiatriche richieste (6) e quindi rappresentativo dell'attuale attrezzatura e procedura odontoiatrica in uso in Italia. Pertanto, il numero di pazienti e numero e tipologie di interventi odontoiatrici effettuati, costituiscono un interessante campione per una indagine delle possibili correlazioni tra tipi di interventi effettuati e possibile contaminazione da MMA del reparto. Scopo di questo studio è la stima delle sorgenti *indoor/outdoor* dell'MMA.

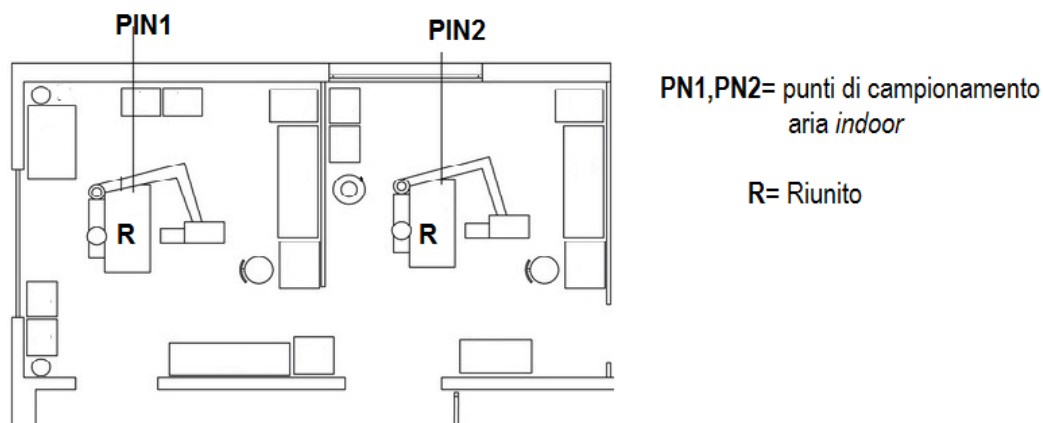
## Materiali e metodi

### Area monitorata

Il monitoraggio dell'MMA è stato effettuato nell'aria *indoor* di 2 comparti operativi del pronto soccorso e nell'aria *outdoor* così come riportato nella Figura 1.

Lo spazio totale dei 2 comparti appare come un ambiente unico dal momento che essi, ciascuno di area di 15 m<sup>2</sup>, sono separati da un pannello di altezza 1,50 m e al solo scopo della *privacy* dei pazienti durante gli interventi.

Ciascun comparto operativo è attrezzato di un riunito, un bancone di lavoro, un computer e di strumenti e apparecchiature per il trattamento dei pazienti che afferriscono al pronto soccorso.



**Figura 1. Comparti monitorati del pronto soccorso dell'Ospedale Odontoiatrico George Eastman di Roma con i punti indoor (PIN1 e PIN2) di campionamento**

### **Campionamento dell'aria indoor/outdoor e metodo di analisi dell'MMA**

Il campionamento dell'aria indoor/outdoor della durata di 7 giorni consecutivi (una settimana) su base mensile è stato effettuato da novembre 2007 a ottobre 2008.

Sono stati considerati 2 punti di campionamento dell'aria indoor uno per ciascun comparto operativo e uno di aria outdoor esterno all'edificio.

Per il campionamento sono stati utilizzati campionatori passivi, il radiello codice n. 130 posizionati nel seguente modo:

- un campionatore, a circa 1,70 m dal pavimento e distante circa 1,0 m dal riunito (PIN1 in Figura 1);
- un campionatore, posizionato a circa 1,70 m dal pavimento e distante circa 1,0 m dal riunito (PIN2 in Figura 1);
- un campionatore posizionato, sul davanzale esterno di una finestra di una stanza separata dai 2 compartimenti.

L'identificazione e la determinazione dell'MMA è stata effettuata sulla base dei tempi di ritenzione e confermata con gascromatografia-spettrometria di massa (GC6890 HP-MS 5973 HP) con *Single Ion Monitoring* (SIM).

Le condizioni di analisi del GC/MS (SIM) sono le seguenti:

- colonna capillare Rtx-5MS, di lunghezza 60 m, diametro 0,25 mm, spessore film 1,0 µm;
- temperatura iniettore: 280°C;
- velocità flusso gas di trasporto (elio): 2,0 mL/min;
- programma di temperatura: 35°C (isotermica per 2 min); gradiente di temperatura di 1°C/min fino a 45°C (isotermica per 1 min); gradiente di temperatura di 5°C /min fino a 75°C (isotermica per 3 min); gradiente di temperatura di 10°C /min fino a 175°C (isotermica per 3 min); gradiente di temperatura di 15°C fino a 250°C (isotermica per 3 min);
- rivelatore di temperatura: 250°C.

Il limite di detenzione del metodo chimico per l'MMA è 0,01 µg/m<sup>3</sup>.

## Attività odontoiatrica

Durante il monitoraggio sono state registrate:

- le patologie dentali trattate (es. pulpite, periodontite acuta, periodontite cronica, ascesso, medicazione, rimozione amalgama/composito, ecc.);
- le sostanze e i materiali utilizzati nelle procedure di trattamento odontoiatrico;
- il numero di pazienti che ha subito un trattamento odontoiatrico con uso di trapano;
- il numero totale di pazienti afferiti.

## Analisi statistica

Ogni unità statistica corrisponde al periodo di osservazione, il vettore associato riporta il numero di pazienti per ogni patologia per il periodo corrispondente e le concentrazioni di MMA rilevate nei punti di campionamento.

Sono stati calcolati i coefficienti di correlazione Pearson (7-13) tra le variabili monitorate: Pulpite, Periodontite Acuta, Periodontite Cronica, Ascesso, Dente Naturale, Rimozione Amalgama, Rimozione Composito, Medicazione, e le concentrazioni di MMA monitorate nei 2 compartimenti indoor (PIN1MMA e PIN2MMA).

Tramite l'analisi delle Componenti Principali (*Principal Component Analysis*, PCA), sono state individuate le sorgenti *indoor/outdoor* di MMA nei 2 compartimenti PIN1 e PIN2.

## Risultati e discussione

L'MMA nell'aria *outdoor* non è stato mai ritrovato, pertanto la Tabella 1 riporta la statistica descrittiva dei valori delle variabili concernenti le patologie dentali trattate e le concentrazioni di MMA nell'aria *indoor* dei due compartimenti (PIN1 MMA e PIN2 MMA) nel periodo di indagine.

**Tabella 1. Statistica descrittiva delle variabili monitorate**

Variable	Media	Deviazione standard	Valore minimo	Valore massimo
Pulpite	42,40	17,01	24,00	79,00
Periodontite acuta	18,70	9,17	10,00	38,00
Periodontite cronica	21,80	7,16	10,00	33,00
Ascesso	9,00	3,94	2,00	16,00
Dente naturale	78,60	22,31	54,00	128,00
Rimozione amalgama	4,30	3,02	0	10,00
Rimozione composito	3,90	6,08	0	20,00
Medicazione	5,10	1,79	3,00	9,00
PIN1 MMA ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	2,86	2,10	1,40	8,00
PIN2 MMA ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	3,72	2,60	1,90	10,20

Dai coefficienti di Pearson emerge che c'è una correlazione molto forte ( $R= 0,997$  e  $p<0,0001$ ) tra i livelli di MMA riscontrati nei 2 compartimenti monitorati PIN1MMA e PIN2MMA.

Molte correlazioni interessanti si evidenziano anche tra le patologie dentali trattate. Tuttavia non emerge alcuna correlazione tra le patologie trattate e i livelli di concentrazione di MMA nei 2 compartimenti.

La Tabella 2 riporta la varianza spiegata, gli autovalori associati ad ognuna delle componenti principali, la percentuale di varianza spiegata da ogni componente e la percentuale di varianza cumulata dalle 10 componenti, e mette in evidenza che gli Eigenvalues (autovalori) maggiori dell'unità sono associati alle prime tre componenti principali. La soluzione a tre componenti può quindi essere considerata come una buona sintesi delle variabili latenti alla situazione monitorata. La prima componente spiega il 56% della varianza totale, la seconda il 20% e la terza il 12%. Complessivamente le prime tre componenti spiegano l'88% della variabilità totale.

**Tabella 2. Eigenvalues della matrice di correlazione**

Numero Componenti Principali (FACTOR#)	Varianza totale spiegata			
	Eigenvalue (autovalore)	Differenza di varianza tra componenti contigui	% Varianza spiegata da ciascuna componente principale	% Varianza cumulata
1	<b>5,55</b>	<b>3,50</b>	<b>56,00</b>	<b>56,00</b>
2	<b>2,05</b>	<b>0,81</b>	<b>20,00</b>	<b>76,00</b>
3	<b>1,23</b>	<b>0,74</b>	<b>12,00</b>	<b>88,00</b>
4	0,49	0,08	5,00	93,00
5	0,41	0,25	4,00	97,00
6	0,16	0,09	2,00	98,00
7	0,07	0,04	0,00	99,00
8	0,03	0,03	0,00	100,00
9	0,00	0,00	0,00	100,00
10	0,00		0,00	100,00

In **grassetto** le componenti principali più rilevanti

La Tabella 3 riporta il profilo di loading (coefficienti di correlazione tra le componenti principali e le variabili originali) per FACTOR1, FACTOR2 e FACTOR3 ed in grassetto vengono evidenziati le variabili più rilevanti per la componente in questione.

**Tabella 3. Profilo di loading (coefficienti di correlazione tra le componenti principali e le variabili originali) per FACTOR1, FACTOR2 e FACTOR3**

Variabili monitorate	FACTOR1	FACTOR2	FACTOR3
Pulpite	<b>0,93</b>	-0,02	0,28
Periodontite acuta	<b>0,85</b>	-0,08	0,33
Periodontite cronica	0,55	0,33	<b>-0,70</b>
Ascesso	<b>0,80</b>	-0,01	-0,03
Dente naturale	<b>0,95</b>	0,05	0,16
Rimozione amalgama	<b>0,78</b>	-0,02	0,42
Rimozione composito	<b>0,94</b>	-0,01	-0,20
Medicazione	0,77	0,22	-0,49
Pin1mma	-0,17	<b>0,97</b>	0,19
Pin2mma	-0,12	<b>0,97</b>	0,20

In **grassetto** le variabili più rilevanti per la componente in questione

Dalla Tabella 3 si evidenzia che PIN1MMA e PIN2MMA sono guidate da FACTOR2 che individua la sorgente di MMA, che non è rappresentata dalle attività odontoiatriche svolte, che d'altra parte non prevedono l'uso dell'MMA. FACTOR1 rappresenta in questo caso una "size"

cioè l'entità delle attività odontoiatriche svolte che però non ha alcuna correlazione con la quantità di MMA.

## Conclusioni

L'origine dell'MMA potrebbe essere attribuita solo al flusso di aria contaminata da MMA proveniente da altri reparti dell'ospedale attraverso l'apertura di porte (7-8, 14-16).

Globalmente possiamo dire che c'è una fonte di MMA di origine interna che scambia con i 2 comparti del pronto soccorso e l'intero ospedale.

L'assegnazione quantitativa dell'MMA (o ancora meglio di una componente principale che raccoglie sia PIN1MMA che PIN2MMA e quindi punta ad una sorgente *indoor* comune e il suo 'ripresentarsi' (magari modificato) nei vari compartimenti interni è potenzialmente di grande aiuto per le operazioni di stima del rischio e quindi per le operazioni di aerazione, di distribuzione e gestione delle unità ambientali da adibire a ciascun reparto di un ospedale in generale e gestione degli ambienti.

## Ringraziamento

Gli autori desiderano esprimere il loro ringraziamento al Dr. Alessandro Giuliani dell'Istituto Superiore di Sanità, che ha contribuito in modo prezioso all'analisi dei risultati di questo lavoro.

## Bibliografia

1. Hagberg S, Ljungkvist G, Andreasson H, Karlsson S, Barregard L. Exposure to volatile methacrylates in dental personnel. *J Occup Environ Hyg* 2005;2:302-6.
2. Henriks-Eckerman ML, Alanko K, Jolanki R, Kerosuo H, Kanerva L. Exposure to airborne methacrylates and natural rubber latex allergens in dental clinics. *J Environ Monit* 2001;3:302-5.
3. Piirila P, Hodgson U, Estlander T, Keskinen H, Saalo A, Voutilainen R, Kanerva L. Occupational respiratory hypersensitivity in dental personnel. *Int Arch Occup Environ Health* 2002;75:209-16.
4. Piirila P, Kanerva L, Keskinen H, Estlander T, Hytonen M, Tuppurainen M, Nordman H. Occupational respiratory hypersensitivity caused by preparations containing acrylates in dental personnel. *Clin Exp Allergy* 1998;28:1404-11.
5. Santarsiero A, Marcello I, Malaguti Alberti L, Ortolani E. Chemicals in dental care environment. In: Santarsiero A (Ed.). *Conference Dental setting as it stands with current procedures, materials and substances in use and related environment (indoor air quality). Abstract Book. Rome, 14 June; 2008.* Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2008. (ISTISAN Congressi 08/C4). p. 21.
6. Ortolani E, Santarsiero A. Dental work and patient typology at the dental emergency unit of Ospedale Odontoiatrico George Eastmanof Rome. In: Santarsiero A (Ed.). *Conference Dental setting as it stands with current procedures, materials and substances in use and related environment(indoor air quality). Abstract Book. Rome, 14 June; 2008.* Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2008. (ISTISAN Congressi 08/C4). p. 3.
7. Santarsiero A, Fuselli S, Morlino R, Minniti G, De Felice M, Ortolani E. Air pollution/working activity correlation: a case study in a dental hospital. *Int J Environ Health R* 2011;21(1):22-40.
8. Santarsiero A, Fuselli S. *Indoor and outdoor air carbonyl compounds correlation elucidated by principal component analysis.* *Environ Res* 2008;106:139-47.

9. Santarsiero A, Veschetti E, Ottaviani M. Elements in wastewater for agricultural use. *Microchem J* 1996; 54:338-47.
10. Burstyn I. Principal component analysis is a powerful instrument in occupational hygiene inquiries. *Ann Occup Hyg* 2004;48(8):655-661.
11. Crescenzi M, Giuliani A. The main biological determinants of tumor line taxonomy elucidated by a principal component analysis of microarray data. *FEBS Lett* 2001;507(1):114-8.
12. Giuliani A, Colafranceschi M, Webber CL, Zbilut JP. A complexity score derived from principal components analysis of nonlinear order measures. *Physica A* 2001;301(1-4):567-88.
13. Giuliani A, Benigni R, Sirabella P, Zbilut JP, Colosimo A. Nonlinear methods in the analysis of protein sequences: A case study in rubredoxins. *Biophys J* 2000;78:136-48.
14. Godwin CC, Batterman SA, Sahni SP, Peng CY. *Indoor* environment quality in dental clinics: potential concerns from particulate matter. *Am J Dent* 2003;16(4):260-6.
15. Helmis CG, Tzoutzas J, Flocas HA, Halios CH, Stathopoulou OI, Assimakopoulos VD, Panis V, Apostolatos M, Sgouros G, Adam E. *Indoor* air quality in a dentistry clinic. *Sci Total Environ* 2007;377(2-3):349-65.
16. Santarsiero A, Fuselli S, Piermattei A, Morlino R, De Blasio G, De Felice M, Ortolani E. Investigation of *indoor* air volatile organic compounds concentration levels in dental settings and some related methodological issues. *Ann Ist Super Sanità* 2009;45(1):87-98.

# INDAGINI SULLA PRESENZA DI MICRORGANISMI IN AMBIENTE OSPEDALIERO E POTENZIALI RISCHI CORRELATI

Lucia Bonadonna (b), Rossella Briancesco (a), Anna Maria Coccia (a), Ilaria Di Napoli (b), Irene Ferrante (b), Cristina Forgia (b), Massimo Giacomelli (b), Dorianella Giorgi (b), Pierluigi Meloni (a), Sabina Palmieri (b), Rosa Paradiso (a), Maurizio Semproni (a)  
(a) Dipartimento di Ambiente e connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma  
(b) Servizio Ambiente e Salute, Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Lazio, Roma

## Introduzione

L'igiene e la sicurezza in ospedale sono un valore che non si può trascurare, una variabile strutturale o tecnologica dalla quale non solo dipende la salute, ma la stessa incolumità fisica di pazienti e dipendenti. Diventa quindi prioritaria la necessità di erogare nell'arco dell'intera giornata tutti i servizi al massimo livello di efficienza e competenza.

Il monitoraggio dei livelli di sicurezza di una struttura ospedaliera e la valutazione dei rischi – finalizzati al miglioramento continuo delle condizioni di igiene degli ambienti e di sicurezza dei lavoratori, che hanno effetto direttamente anche sulle condizioni, la qualità e l'affidabilità del servizio erogato – devono essere capillari, approfonditi, dettagliati e realizzati da persone esperte della materia, dell'organizzazione e degli ambienti.

Nonostante le numerose campagne di sensibilizzazione promosse sia dalla comunità scientifica sia da interventi di politica sanitaria, le infezioni ospedaliere continuano a rappresentare una complicanza frequente negli ospedali. Infatti, le sale operatorie, le degenze e tutti i locali annessi rappresentano ambienti ad elevato rischio infettivo. Ad aumentare l'incidenza di infezioni ospedaliere contribuiscono naturalmente le condizioni di immunodepressione che inevitabilmente accompagnano gli stati morbosi dei pazienti.

La presenza di microrganismi, siano essi batteri, funghi, virus o parassiti, è costante e quantitativamente variabile. La contaminazione microbica all'interno del blocco operatorio è prevalentemente imputabile ai microrganismi aerodispersi che vengono veicolati dall'équipe operatoria e dai pazienti; altre fonti di diffusione di microrganismi possono essere rappresentate da alterazioni nell'immissione d'aria dall'impianto di VCCC (Ventilazione e Condizionamento a Contaminazione Controllata) e dalla contaminazione degli strumenti introdotti.

Nell'ambito di una valutazione complessiva delle condizioni ambientali di una sala operatoria e dei locali annessi diventa quindi doveroso considerare il livello di inquinamento microbiologico dell'aria e delle superfici, essendo tale parametro strettamente correlato alle procedure di sanificazione e di controllo igienico dell'intera area. Il rilevamento della carica microbica totale nella routine consente di identificare le sorgenti di potenziale infezione e di sottoporre a verifica l'efficacia delle norme comportamentali adottate dal personale e i protocolli di pulizia attuati nella sala.

A livello internazionale non c'è un consenso generale sulle metodologie da utilizzare per misurare e analizzare la biocontaminazione aerea in questo tipo di aree, né relativamente alle modalità e alla frequenza dei campionamenti e neanche riguardo ai valori limite previsti per il carico microbico all'interno delle sale operatorie (4). In assenza di metodi standardizzati, nei reparti operatori che utilizzano filtri HEPA (*High-Efficiency Particulate Air*), la tendenza



generale è quella di adottare gli standard previsti dalla *cleanroom technology industry* che prevedono di routine la conta strumentale delle particelle presenti nell'aria, limitando la ricerca e la caratterizzazione della componente microbica ad indagini di tipo epidemiologico o ad evenienze che lascino supporre un incremento della carica microbica (4, 18).

In Italia, la prevenzione e la protezione da patologie infettive finalizzata a garantire una adeguata ed efficace tutela del personale ospedaliero e dei soggetti presenti nella struttura sanitaria è prevista nel Titolo X (esposizione ad agenti biologici) del DL.vo 81/2008 (10); l'importanza di questo concetto è ancora più rilevante nello specifico ambito del blocco operatorio. Durante l'attività chirurgica, infatti, i microrganismi adesi al particolato aerodisperso (bioaerosol) e quelli che dalle superfici sono facilmente risospesi nell'aria, costituiscono un fattore di rischio che deve essere eliminato o contenuto entro i più bassi valori conseguibili.

Per l'esercizio dell'attività sanitaria nei Reparti Operatori, anche l'Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del lavoro (ISPESL) ha elaborato le "Linee Guida per la definizione degli standard di sicurezza e di igiene ambientale dei reparti operatori" con l'obiettivo di fornire uno strumento finalizzato a garantire e verificare i parametri significativi di un corretto funzionamento del complesso igienico/impiantistico/strutturale; adottare, dove necessario, procedure e/o mezzi alternativi e compensativi di dimostrata efficacia; attuare tutte le azioni preventive e correttive per il raggiungimento di standard qualitativi adeguati e appropriati (9).

Nel 2013, a seguito di alcune richieste, il reparto di Microbiologia e Virologia Ambientale e Wellness dell'Istituto Superiore di Sanità e l'ARPA Lazio (Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Regione Lazio) hanno eseguito valutazioni analitiche presso una grande Azienda ospedaliera romana. L'indagine era finalizzata alla stima quali-quantitativa della carica microbica ambientale presente all'interno del blocco operatorio, nelle sale di rianimazione e nei reparti di degenza chirurgica per individuare eventuali fonti di contaminazione e valutare l'efficacia delle misure di sanificazione adottate.

## Materiali e metodi

La verifica del livello di inquinamento microbiologico del blocco operatorio è stata effettuata caratterizzando la componente microbica (batteri aerobi e funghi) dell'aria e delle superfici.

I rilievi ambientali sono stati estesi a sale operatorie, sale di rianimazione, stanze di degenza chirurgica e corridoi annessi.

Il campionamento dell'aria è stato effettuato così come segue: volumi di aria noti sono stati filtrati attraverso il campionatore attivo ad impatto ortogonale aspirante monostadio Surface Air System SAS 360 che aspira volumi prefissati di aria convogliandola direttamente su piastre complete di specifici substrati nutritivi agarizzati (2).

Il campionamento dalle superfici è stato effettuato così come segue: la componente microbica è stata rimossa da aree di misura nota utilizzando tamponi sterili e poi selezionata su specifici substrati nutritivi agarizzati (2).

I batteri sono stati identificati, a livello di specie, mediante il sistema VITEK 2 Compact mentre per i funghi l'appartenenza al genere è stata attribuita mediante esame microscopico.

## Risultati e discussione

Nelle Tabelle 1 e 2 sono riportati rispettivamente i risultati relativi all'analisi dell'aria e delle superfici del blocco operatorio e degli altri ambienti considerati.

Tabella 1. Risultati delle analisi microbiologiche su campioni di aria

Campione N°	Tipologia locale	Funghi (UFC/m <sup>3</sup> )	Isolati identificati	Batteri (UFC/m <sup>3</sup> )	Isolati identificati
1	Sala 1 Sistema aerazione	0	-	-	-
2	Sala 1 Tavolo operatorio	6	<i>Alternaria</i> spp., <i>Cladosporium</i> spp., <i>Mucor</i> spp., <i>Penicillium</i> spp.	36	<i>S. aureus</i> , <i>S. auricularis</i> , <i>S. epidermidis</i>
3	Sala 2 Sistema aerazione	10	<i>Alternaria</i> spp., <i>Mucor</i> spp., <i>Penicillium</i> spp., <i>Trichoderma</i> spp.	-	-
4	Sala 1 Tavolo operatorio	5	<i>Alternaria</i> spp., <i>Aspergillus</i> spp., <i>Cladosporium</i> spp., <i>Penicillium</i> spp.	9	<i>S. auricularis</i> , <i>S. intermedius</i>
5	Rianimazione 1	9	<i>Cladosporium</i> spp., <i>Mucor</i> spp., <i>Penicillium</i> spp., <i>Trichoderma</i> spp.	174	<i>S. aureus</i> , <i>S. auricularis</i> , <i>S. intermedius</i> , <i>S. warneri</i>
6	Rianimazione 2	19	<i>Aspergillus</i> spp., <i>Cladosporium</i> spp., <i>Trichoderma</i> spp.	75	<i>S. aureus</i> , <i>S. auricularis</i> , <i>S. epidermidis</i>
7	Corridoio	70	<i>Alternaria</i> spp., <i>Aspergillus</i> spp., <i>Cladosporium</i> spp., <i>Penicillium</i> spp.	-	-
8	Degenza chirurgica 1	11	<i>Aspergillus</i> spp., <i>Stemphylium</i> spp., <i>Conidiobolus</i> spp.	-	-
9	Degenza chirurgica 2	0	-	154	<i>Aer. hydrophila</i> , <i>B. cereus</i> , <i>Ent. cloacae</i> , <i>Coryn. xerosis</i> , <i>Kok. varians</i> , <i>Lec. adecarboxylata</i> , <i>S. aureus</i> , <i>S. epidermidis</i> , <i>S. saprophyticus</i>
10	Degenza chirurgica 3	3	<i>Cryptococcus laurentii</i>	-	-
11	Degenza chirurgica 4	0	-	61	<i>S. capitis</i> , <i>S. epidermidis</i> , <i>S. hominis hominis</i> , <i>S. warneri</i>
12	Degenza chirurgica 5	3	<i>Alternaria</i> spp., <i>Mucor</i> spp., <i>Penicillium</i> spp.	-	-
13	Degenza chirurgica 6	0	-	57	<i>Kok. kristinae</i> , <i>S. aureus</i> , <i>S. epidermidis</i> , <i>S. hominis hominis</i>

Tabella 2. Risultati delle analisi microbiologiche effettuate sulle superfici

Campione N°	Tipologia locale	Funghi (ufc/m <sup>3</sup> )	Isolati identificati	Batteri (ufc/m <sup>3</sup> )	Isolati identificati
1	Sala 1. tavolo operatorio	1	0	0	-
2	Sala 1 carrello ferri (acciaio)	21	<i>Paecilomyces</i> spp., <i>Penicillium</i> spp., <i>Cladosporium</i> spp.	17	-
3	Sala 1 carrello farmaci	1	<i>Penicillium</i> spp.	0	-
4	Sala 1 barra scialitica	0	-	0	-
5	Sala 1 parete	0	-	0	-
6	Sala 1 carrello anestesia	5	<i>Alternaria</i> spp., <i>Aspergillus</i> spp.	0	-
7	Sala 1 Barella trasporto paziente	1	<i>Penicillium</i> spp.	0	-
8	Sala 2 tavolo operatorio (cuscino)	0	-	0	-
9	Sala 2 carrello ferri (acciaio)	0	-	0	-
10	Sala 2 carrello farmaci	0	-	Non contabili (>1000)	<i>P. stutzeri</i>
11	Sala 2 barra scialitica	0	-	0	-
12	Sala 2 carrello anestesia	1	<i>Cladosporium</i> spp.	0	-
13	Rianimazione (letto) 1	1	<i>Penicillium</i> spp.	0	-
14	Rianimazione carrello presidi 1	18	<i>Alternaria</i> spp., <i>Aspergillus</i> spp., <i>Cladosporium</i> spp., <i>Penicillium</i> spp., <i>Stemphylium</i> spp.	0	-
15	Rianimazione (letto) 2	10	<i>Cladosporium</i> spp., <i>Penicillium</i> spp.	0	-
16	Rianimazione carrello presidi 2	12	<i>Alternaria</i> spp., <i>Cladosporium</i> spp., <i>Penicillium</i> spp., <i>Phialophora</i> spp.	1	-

La componente fungina rilevata nei campioni di aria è risultata caratterizzata dalla presenza di generi appartenenti a funghi ambientali che tuttavia possono rappresentare una condizione di rischio aggiuntiva per soggetti esposti immunodepressi e/o sottoposti a terapie immunosoppressive.

Nonostante le concentrazioni ritrovate siano di entità poco rilevante (variabili da 0 a 19 Unità Formanti Colonia (UFC)/m<sup>3</sup> e un valore massimo pari a 70 UFC/m<sup>3</sup> in un'area di

passaggio), è comunque da segnalare la presenza di funghi con note caratteristiche di virulenza. I generi *Aspergillus*, *Cladosporium* e *Penicillium* sono frequentemente associati ad infezioni ospedaliere (6, 8, 13, 15, 19); *Cryptococcus laurentii*, rilevato nella degenza chirurgica 3, occasionalmente causa malattie, soprattutto meningiti, in pazienti con immunità ridotta (infezioni da HIV, immunosoppressione metabolica, ecc.) (11); *Conidiobolus* spp. è un genere fungino emergente, opportunista patogeno per l'uomo e altri mammiferi, causa di malattie croniche infiammatorio-granulomatose e malattie invasive acquisibili per inalazione di spore (7).

Alte cariche batteriche sono state rilevate soprattutto in alcune stanze della degenza chirurgica (degenza chirurgica 2) dove sono stati identificati microrganismi caratterizzati da una particolare resistenza alle condizioni ambientali, generalmente appartenenti al microbioma umano (stafilococchi, corinebatteri). Purtuttavia, anche in questo caso, oltre alla presenza di *Staphylococcus aureus*, noto patogeno umano, le altre specie batteriche identificate sono comunque opportunisti patogeni, un rischio aggiuntivo in ambienti come quelli considerati. Ne sono chiaro esempio: *Kocuria*, commensale dell'organismo umano, ma anche patogeno in soggetti immunocompromessi, in cui causa infezioni cerebrali, endocarditi, batteriemie e infezioni invasive in relazione a impianto di dispositivi medici (16); *Leclercia adecarboxylata*, batterio ambientale di origine enterica, appartenente al gruppo dei coliformi, causa potenziale di batteriemie e infezioni del tratto respiratorio in soggetti immunocompromessi (3); *Enterobacter cloacae*, normalmente presente nell'intestino dell'uomo come commensale, ma che in soggetti immunodepressi può causare infezioni delle vie urinarie (5); *Bacillus cereus*, noto patogeno umano produttore di una serie di tossine, coinvolto non solo in intossicazioni alimentari, ma anche in varie infezioni cliniche umane, quali setticemia, meningite, infezioni gengivali e oculari (12).

La presenza fungina e microbica sulle superfici è risultata abbastanza contenuta, anche se una massiva contaminazione batterica (>1000 UFC/cm<sup>2</sup>) è stata rilevata sul carrello farmaci della sala operatoria 2. In questo caso, *Pseudomonas stutzeri*, opportunista patogeno, è stato identificato come batterio prevalente. L'elevata contaminazione riscontrata in questo sito di campionamento è riconducibile a condizioni di scarsa pulizia e sanitizzazione. Un incremento nella frequenza di isolamento di questa specie batterica in campioni clinici (1) è stata riportata da alcuni autori negli ultimi 10 anni, anche se non sempre associato a casi di infezione.

Tra i funghi sono stati isolati prevalentemente generi ambientali, in alcuni casi potenzialmente pericolosi, come ad esempio, *Paecilomyces* responsabile di micosi opportuniste in ospiti immunocompromessi (14).

## Conclusioni

Numerose istituzioni nazionali e associazioni professionali (17, 20) in diversi Paesi hanno definito negli ultimi anni le componenti prioritarie di programmi di controllo idonei a limitare la diffusione di microrganismi in ambienti nosocomiali e prevenire le infezioni ospedaliere. Tra i fattori che maggiormente possono contribuire: l'attivazione di sistemi di sorveglianza mirati e l'attivazione di programmi di controllo analitico e di valutazione del rischio igienico-sanitario.

Il quadro ottenuto dai campionamenti effettuati nell'indagine descritta mette in rilievo l'esistenza di condizioni ambientali non appropriate se si considera il tipo di struttura presa in considerazione pur trattandosi di un'indagine puntuale.

L'esecuzione di piani di controllo ambientale, unitariamente a programmi di pulizia e disinfezione di superfici murarie, strumentazione, ecc. con opportune determinazioni dei ricambi d'aria nei locali per la diluizione e il contenimento degli inquinanti, potrebbe concorrere

a mettere in atto sistemi di prevenzione e tutela della salute, volti anche alla verifica delle caratteristiche ambientali e impiantistiche per il controllo dell'efficacia delle misure di sanificazione attuate.

## Bibliografia

1. Bisharat N, Gorlachev T, Keness Y. 10-Years hospital experience in *Pseudomonas stutzeri* and literature review. *Open Infect Dis J* 2012;6:21-4.
2. Bonadonna L, Briancesco R, Brunetto B, Coccia AM, De Gironimo V, Della Libera S, Fuselli S, Gucci PMB, Iacovacci P, Lacchetti I, La Rosa G, Meloni P, Paradiso R, Pini C, Semproni M, Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento Indoor. *Strategie di monitoraggio dell'inquinamento di origine biologica dell'aria in ambiente indoor*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/37).
3. De Mauri A, Chiarinotti D, Andreoni S, Molinari GL, Conti N, De Leo M. Leclercia adecarboxylata and catheter-related bacteremia: review of the literature and outcome of catheters and patients. *J Med Microbiol* 2013; doi:10.1099/jmm.0.059535-0.
4. Dharan S, Pittet D. Environmental controls in operating theatres. *J Hosp Infect* 2002;51:79-84.
5. Edmond MB, Wallace SE, McClish DK, Pfaller MA, Jones RN, Wenzel RP. Nosocomial bloodstream infections in United States hospitals: a three-year analysis. *Clin Infect Dis* 1999;29:239-44.
6. Faure O, Fricker Hidalgo H, Lebeau B, Mallaret MR, Ambroise Thomas P, Grillot R. Eight-year surveillance of environmental fungal contamination in hospital operating rooms and haematological units. *J Hosp Infect* 2002;50:155-60.
7. Groll AH, Walsh TJ. Uncommon opportunistic fungi: new nosocomial threats. *Clin Microbiol Infect* 2001;7 (Suppl. 2):8-24.
8. Grossi P, Farina C, Fiocchi R, Dalla Gasperina D. Prevalence and outcome of invasive fungal infections in 1963 thoracic organ transplant recipients: a multicenter retrospective study. Italian Study Group of Fungal Infections in Thoracic Organ Transplant Recipients. *Transpl* 2000;70:112-6.
9. Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del lavoro. *Linee Guida sugli standard di sicurezza e di igiene del lavoro nel reparto operatorio*. Roma: ISPESL, Dipartimento Igiene del Lavoro; 2009.
10. Italia. Decreto legislativo 9 aprile 2008, n. 81. Attuazione dell'articolo 1 della legge 3 agosto 2007, n. 123, in materia di tutela della salute e della sicurezza nei luoghi di lavoro. *Gazzetta Ufficiale* n. 101, *Supplemento Ordinario* n. 108, 30 aprile 2008.
11. Kulkarni A, Sinha M, Anandh U. Primary cutaneous Cryptococcosis due to *Cryptococcus laurentii* in a renal transplant recipient. *Saudi J Kidney Dis Transpl* 2012;23(1):102-5.
12. Ozkocaman V, Ozcelika T, Ali R, Ozkalemkas F, Ozkan A, Ozakin C, Akalin H, Ursavas A, Coskun F, Ener B, Tunali A. *Bacillus* spp. among hospitalized patients with haematological malignancies: clinical features, epidemics and outcomes. *J Hosp Infect* 2006;64(2):169-76.
13. Park DU, Yeom JK, Lee WJ, Lee KM. Assessment of the Levels of Airborne Bacteria, Gram-Negative Bacteria and Fungi in Hospital Lobbies. *Int J Environ Res Public Health* 2013;10:541-55.
14. Pastor FJ, Guarro J. Clinical manifestations, treatment and outcome of *Paecilomyces lilacinus* infections. *Clin Microb Infect* 2006;12(10):948-60.
15. Perdelli F, Cristina M L, Sartini M, Spagnolo M, Dallera M, Ottria G, Lombardi R, Grimaldi M Orlando P. Fungal contamination in hospital environments. *Infect Control Hosp Epidemiol* 2006;27(1):44-7.

16. Purty S, Saranathan R, Prashanth K, Narayanan K, Asir J, Devi CS, Amarnath SK. The expanding spectrum of human infections caused by *Kocuria* species: a case report and literature review. *Emerg Microbes Infect* 2013;2:e71. doi:10.1038/emi.2013.71.
17. Umscheid CA, Agarwal RK, Brennan PJ for the Healthcare Infection Control Practices Advisory Committee (HICPAC). *Updating the Guideline Methodology of the Healthcare Infection Control Practices Advisory Committee (HICPAC)*. Philadelphia: University of Pennsylvania Health System; 2009.
18. UNI EN ISO 14644-1. *Camere bianche e ambienti associati controllati - Classificazione della pulizia dell'aria*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 2001.
19. Vonberg RP, Gastmeier P. Nosocomial aspergillosis in outbreak settings. *J Hosp Infect* 2006;63:246-54.
20. World Health Organization. *Prevention of hospital-acquired infections. A practical guide*. Geneva: World Health Organization. Department of Communicable Disease, Surveillance and Response; 2002. (WHO/CDS/CSR/EPH/2002.12).

# PROGETTO LIFE+EXPAH: IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI *INDOOR* E *OUTDOOR* NELLE SCUOLE, NELLE CASE E NEGLI UFFICI DI ROMA

Paola Romagnoli (a), Catia Balducci (a), Mattia Perilli (a), Angelo Cecinato (a), Andrea Gordiani (b), Maria Pia Gatto (b), Monica Gherardi (b)

(a) Istituto sull'Inquinamento Atmosferico, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Monterotondo (RM)

(b) Dipartimento d'Igiene del Lavoro, Istituto Nazionale per l'Assicurazione contro gli Infortuni sul Lavoro, Monteporzio Catone (RM)

## Introduzione

Il progetto LIFE+EXPAH (*Exposure Population to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*), finanziato dalla Commissione Europea attraverso lo strumento del Programma LIFE+ (*Environment and Health*) affronta il problema dell'emissione, dispersione e trasformazione degli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) e la relativa esposizione dei segmenti di popolazione particolarmente sensibili: bambini e anziani. Questi, infatti, trascorrono 80-90% del loro tempo di vita in ambienti chiusi. Pertanto, l'esposizione ai principali inquinanti è strettamente correlata alle loro concentrazioni presenti nell'aria *indoor* delle case, delle scuole e dei mezzi di trasporto (1). Una vasta gamma di contaminanti dell'aria *indoor* è associata a particelle sottili (PM<sub>2,5</sub>) (2). Tra questi, gli IPA sono agenti cancerogeni, tipici delle zone urbane, prodotti dalla combustione incompleta di sostanze organiche (3).

Molti studi hanno documentato che la presenza di IPA negli ambienti *indoor* è influenzata da fonti interne (tabacco, attività di cucina, caminetti, candele decorative e incenso) (4-6), ma prevalentemente dall'aria esterna, a sua volta contaminata da fonti naturali e da attività umane (vulcani e incendi boschivi; traffico e processi industriali) (7, 8). La concentrazione d'inquinanti *indoor* dipende da vari fattori quali ad esempio la potenza della sorgente emissiva, scambi d'aria *indoor/outdoor*, sistemi di rimozione tramite filtrazione e ventilazione (9).

Finora le indagini epidemiologiche si sono basate su stime d'esposizione dedotte dai tassi d'inquinamento rilevati dalle reti di monitoraggio. Tuttavia esse non tengono conto in maniera circostanziata della distribuzione degli inquinanti sul territorio né dell'esposizione reale della popolazione (10).

L'obiettivo principale del progetto EXPAH consisteva nel quantificare gli IPA (11), valutarne l'esposizione e l'impatto sanitario a lungo e breve termine e trarre indicazioni sull'importanza relativa delle sorgenti *indoor* e *outdoor*, al fine di supportare le politiche ambientali da adottarsi. Nel presente lavoro sono riportate le relazioni intercorrenti tra concentrazioni in aria *indoor* e in aria *outdoor* degli IPA totali e del particolato sospeso fine (PM<sub>2,5</sub>).

## Materiali e metodi

Il monitoraggio ha riguardato tre tipologie di siti fissi e due di siti mobili: sei scuole, nove abitazioni, due uffici, due autovetture private, un filobus.

In tutti i siti sono stati misurati il particolato sospeso fine ( $PM_{2,5}$ ) e i seguenti IPA: benz[a]antracene, benzo[a]pirene BaP, indeno[1,2,3-cd]pirene, dibenz[a,h]antracene, la somma di benzo[b]fluorantene, benzo[j]fluorantene e benzo[k]fluorantene, e benzo[ghi]perilene.

Le polveri fini sono state misurate giornalmente mentre gli IPA su base settimanale. Le misure sono state eseguite nell'inverno 2011-2012 e nel periodo primavera-estate 2012.

Le polveri sono state misurate per gravimetria su microbilancia; per gli IPA è stato applicato un metodo dedicato, basato sulla gascromatografia capillare accoppiata alla spettrometria di massa (11).

È stato considerato il rapporto tra le concentrazioni medie dell'aria *indoor* e *outdoor* ( $R_{i/o}$ ), in quanto esso evidenzia la preponderanza di ciascuna specie nel comparto *indoor* o *outdoor*.

Sono stati calcolati i coefficienti di correlazione di *Pearson* (R) per tutti gli insiemi di dati di concentrazione *indoor* e *outdoor* del  $PM_{2,5}$  e degli IPA ottenuti nei periodi di monitoraggio dell'aria nei siti investigati ed è stata effettuata l'analisi di regressione lineare per la valutazione di possibili correlazioni (12-13) *indoor/outdoor* per ciascun sito e periodo d'indagine.

## Risultati e discussione

Dai coefficienti (R) di *Pearson* sono emerse interessanti correlazioni tra le concentrazioni *indoor/outdoor* degli IPA e del  $PM_{2,5}$  per ciascun sito e periodo dell'anno monitorato. In particolare, tramite l'applicazione della regressione lineare, è stato possibile stimare la relazione funzionale tra i comparti *indoor* e *outdoor* di ciascun sito per il  $PM_{2,5}$  e gli IPA, e quindi valutare l'importanza relativa delle sorgenti *indoor/outdoor* degli inquinanti nei siti indagati, sia nel periodo invernale che in primavera-estate. L'analisi della varianza ha evidenziato che le serie di valori di  $PM_{2,5}$  ritrovati nelle tre tipologie di siti indagati erano statisticamente differenti ( $p < 0,05$ ). Le serie *indoor/outdoor* degli IPA relativamente alla stagione invernale risultavano significativamente simili ( $p < 0,05$ ) nelle scuole e nelle abitazioni (11).

### Relazione tra le concentrazioni *indoor* / *outdoor* del $PM_{2,5}$

La Tabella 1 riporta le concentrazioni medie *indoor/outdoor* di  $PM_{2,5}$  osservate nelle scuole, abitazioni e uffici nei periodi di monitoraggio.

**Tabella 1. Concentrazioni ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) medie *indoor/outdoor* di  $PM_{2,5}$  nelle scuole, case e uffici nei periodi di monitoraggio (inverno 2011-2012 e primavera-estate 2012)**

Siti	Periodo di monitoraggio	$C_{indoor}$	$C_{outdoor}$
Scuole	inverno	19,9	28,3
	primavera	15,5	12,2
Case	inverno	36,0	31,5
	primavera	13,3	14,1
	estate	16,0	18,6
Uffici	inverno	20,3	30,5
	primavera	10,0	13,0

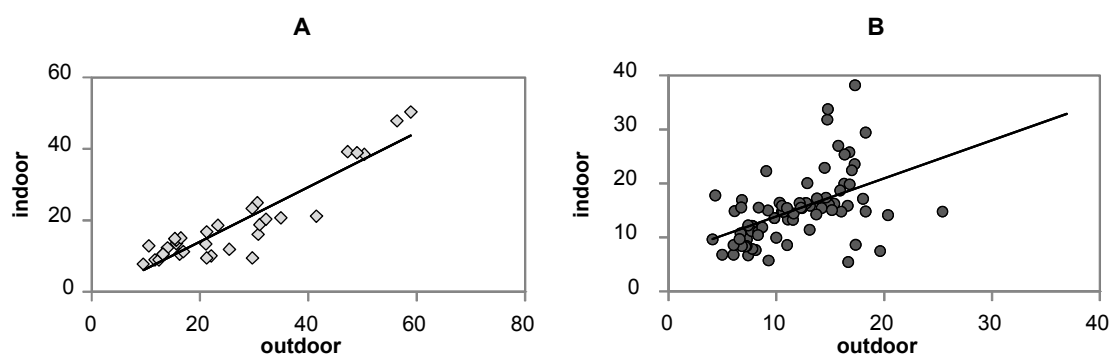
La Tabella 2 riporta i valori dei parametri della regressione lineare per ciascun sito e periodo di misura del  $PM_{2,5}$ ,



**Tabella 2. Valori dei parametri della regressione lineare per ciascun sito e periodo di monitoraggio del PM<sub>2,5</sub> (inverno 2011-2012 e primavera-estate 2012)**

Siti	Periodo di monitoraggio	Pendenza retta	Intercetta retta	Coefficiente di Pearson (R <sup>2</sup> )
Scuole	inverno	0,761	1,1	0,844
	primavera	0,705	6,8	0,238
Abitazioni	inverno	0,548	19,3	0,824
	primavera	0,609	6,0	0,735
	estate	0,306	11,6	0,107
Uffici	inverno	0,113	16,8	0,051
	primavera	0,047	9,6	0,009

La Figura 1 riporta la rappresentazione grafica della correlazione esistente tra le concentrazioni *indoor* e *outdoor* di PM<sub>2,5</sub> rilevate nelle scuole, durante l'inverno e la primavera.



**Figura 1. Correlazione tra le concentrazioni ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) *indoor* /*outdoor* di PM<sub>2,5</sub> nelle scuole: A) in inverno; B) in primavera**

Analogamente, le Figure 2 e 3 riportano rispettivamente le correlazioni tra le concentrazioni *indoor* e *outdoor* di PM<sub>2,5</sub> nelle abitazioni in inverno, in primavera ed estate; e negli uffici in inverno e in primavera. L'analisi dei risultati relativi al PM<sub>2,5</sub> non ha evidenziato uniformità di situazioni ambientali. In primo luogo, sebbene le concentrazioni *indoor* di PM<sub>2,5</sub> risultino mediamente inferiori a quelle *outdoor*, sono stati rilevati episodi di concentrazioni *indoor* superiori al valore-limite giornaliero ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), prevalentemente nel periodo invernale. Nelle scuole, i rapporti tra le concentrazioni medie *indoor* e *outdoor* risultano inferiori ad 1 ( $R_{i/o} < 1$ ) in inverno ( $R_{i/o} \sim 0,7$ ) e maggiori di 1 in primavera ( $R_{i/o} \sim 1,1$ ). Questo comportamento denota la prevalenza di sorgenti *indoor* tanto nell'inverno, probabilmente attribuibile alla scarsa ventilazione/aerazione dell'ambiente, quanto in primavera-estate, quando le concentrazioni esterne sono circa la metà di quelle invernali. Nelle abitazioni, ad eccezione della casa abitata da fumatori dove  $R_{i/o}$  è pari a 1,9 nei due periodi dell'anno, il rapporto  $R_{i/o}$  è pari a 1,1 d'inverno, 1,2 in primavera e 0,8 d'estate. I due uffici mostrano un comportamento singolare:  $R_{i/o}$  è pari a 0,5 in uno e a 1,3 nell'altro, in entrambe le stagioni.

I valori *indoor* e *outdoor* appaiono ben correlati in inverno nelle case e nelle scuole (non negli uffici), ma assai meno in primavera/estate.

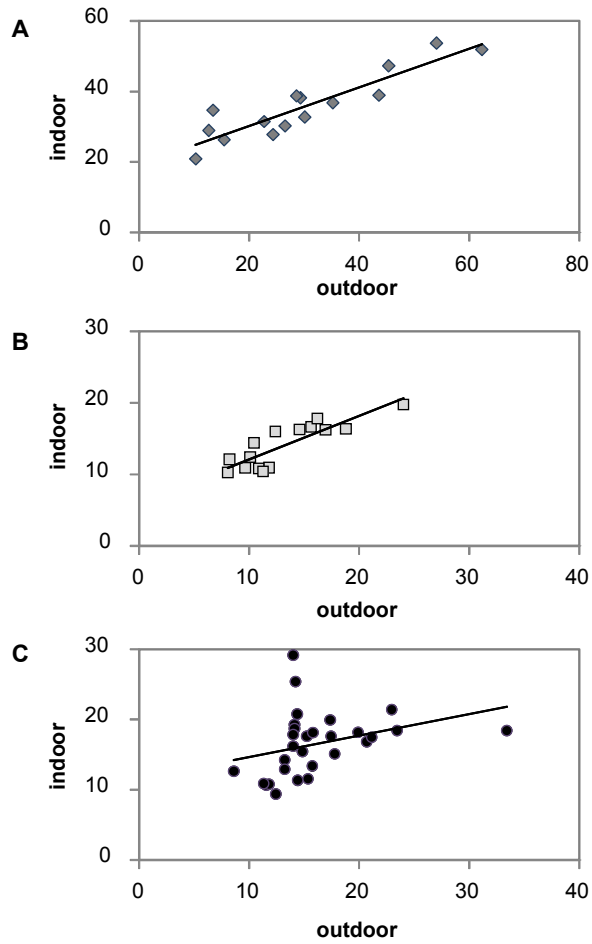


Figura 2. Correlazione tra le concentrazioni medie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) *indoor/outdoor* di  $\text{PM}_{2.5}$  nelle abitazioni: A) in inverno; B) in primavera; C) in estate

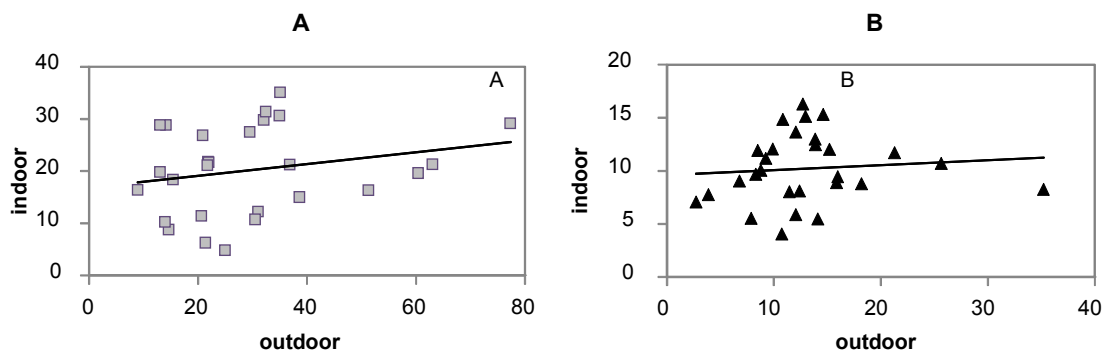


Figura 3. Correlazione tra le concentrazioni medie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) *indoor* e *outdoor* di  $\text{PM}_{2.5}$  negli uffici: A) in inverno; B) in primavera

## Correlazione concentrazioni *indoor/outdoor* degli IPA

La Tabella 3 riporta le concentrazioni medie *indoor/outdoor* degli IPA osservate nelle scuole, abitazioni e uffici nei periodi di monitoraggio. La Tabella 4 riporta i valori dei parametri della regressione lineare per ciascun sito e periodo di monitoraggio degli IPA

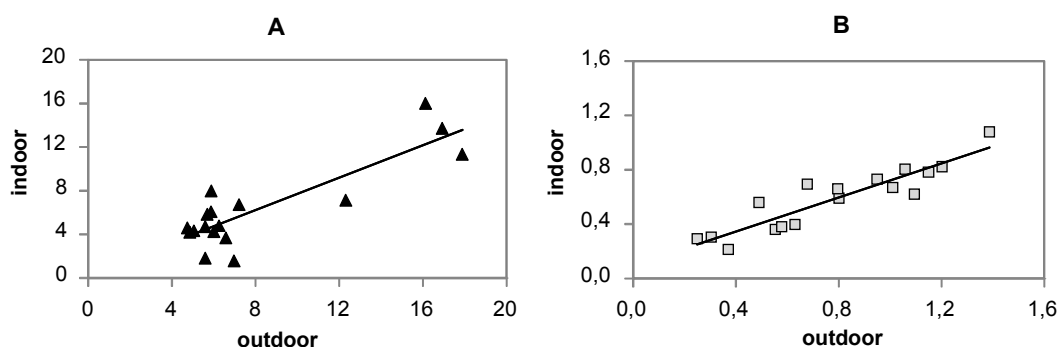
**Tabella 3. Concentrazioni medie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) *indoor/outdoor* degli IPA nelle scuole, abitazioni e uffici nei periodi di monitoraggio (inverno 2011-2012 e primavera-estate 2012)**

Siti	Periodo di monitoraggio	$C_{indoor}$	$C_{outdoor}$
Scuole	inverno	19,9	28,3
	primavera	0,76	0,93
Abitazioni	inverno	6,9	11,1
	primavera	0,84	1,25
	estate	0,56	0,69
Uffici	inverno	6,4	13,4
	primavera	0,57	0,94

**Tabella 4. Valori dei parametri della regressione lineare degli IPA per ciascun sito nei periodi di monitoraggio (inverno 2011-2012 e primavera-estate 2012)**

Siti	Periodo di monitoraggio	Pendenza retta	Intercetta retta	Coefficiente di Pearson ( $R^2$ )
Scuole	inverno	0,745	0,27	0,732
	primavera	0,628	0,09	0,834
Abitazioni	inverno	0,528	1,89	0,894
	primavera	0,743	0,00	0,900
	estate	0,453	0,23	0,651
Uffici	inverno	0,164	4,2	0,325
	primavera	0,609	0,03	0,941

La Figura 4 riporta la rappresentazione grafica della correlazione tra le concentrazioni *indoor* e *outdoor* di IPA nelle scuole d'inverno e d'estate. Si è osservata in tutte le scuole e le abitazioni una buona correlazione tra i valori *indoor* e *outdoor* ( $R^2 > 0,65$ ), indipendentemente dalla stagione.



**Figura 4. Correlazione tra le concentrazioni [ $\text{ng}/\text{m}^3$ ] *indoor/outdoor* degli IPA nelle scuole: A) in inverno; B) in primavera**

Per gli uffici, la scarsità dei dati fornisce solo indicazioni qualitative; comunque, d'inverno si osserva una scarsa correlazione ( $R^2 \sim 0,33$ ) con bassa pendenza ( $=0,16$ ) della retta (cioè basso coefficiente d'intrusione), in primavera la correlazione sembra ottima ( $R^2 = 0,94$ ), con un coefficiente d'intrusione pari a 0,61.

In base ai valori d'intercetta, d'inverno le fonti interne sembrano incidere per circa l'11% nelle scuole, per circa il 30% nelle abitazioni e per un valore superiore al 60% negli uffici.

### Relazione tra concentrazioni *indoor* e *outdoor* di PM<sub>2,5</sub> e IPA nei veicoli

Le Tabelle 5-6 riportano rispettivamente le medie delle concentrazioni *indoor* e *outdoor* del PM<sub>2,5</sub> e i valori dei parametri della correlazione lineare *indoor* e *outdoor* di PM<sub>2,5</sub> nel filobus e nelle autovetture nei periodi monitorati.

**Tabella 5. Concentrazioni medie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) *indoor/outdoor* di PM<sub>2,5</sub> nel filobus e nelle autovetture nei periodi monitorati (inverno 2011-2012 ed estate 2012)**

Siti	Periodo di monitoraggio	C <sub>indoor</sub>	C <sub>outdoor</sub>
Filobus	inverno	78,5	49,0
	estate	28,0	24,2
Autovetture	inverno	32,5	33,9
	estate	24,1	33,4

**Tabella 6. Valori dei parametri della correlazione lineare *indoor* e *outdoor* di PM<sub>2,5</sub> nel filobus e nelle autovetture nei periodi monitorati (inverno 2011-2012 ed estate 2012)**

Siti	Periodo di monitoraggio	Pendenza retta	Intercetta retta	Coefficiente di Pearson ( $R^2$ )
Filobus	inverno	0,083	74,3	0,004
	estate	0,559	11,7	0,264
Autovetture	inverno	0,487	16,0	0,108
	estate	0,927	-7,3	0,828

**Tabella 7. Concentrazioni medie *indoor/outdoor* di IPA nel filobus e nelle autovetture nei periodi monitorati (inverno 2011-2012 ed estate 2012)**

Siti	Periodo di monitoraggio	C <sub>indoor</sub>	C <sub>outdoor</sub>
Filobus	inverno	4,1	4,0
	estate	0,68	0,67
Autovetture	inverno	4,8	7,2
	estate	0,66	0,71

**Tabella 8. Valori dei parametri della correlazione lineare *indoor* e *outdoor* di IPA nel filobus e nelle autovetture (inverno 2011-2012 ed estate 2012)**

Siti	Periodo di monitoraggio	Pendenza retta	Intercetta retta	Coefficiente di Pearson ( $R^2$ )
Filobus	inverno	0,834	0,8	0,323
	estate	0,994	-0,08	0,902
Autovetture	inverno	0,318	2,2	0,646
	estate	0,091	0,6	0,013

Nel filobus il rapporto  $R_{i/o}$  risulta  $> 1,0$  sia d'inverno che d'estate, tanto per le polveri quanto per gli IPA. Per le autovetture, la situazione appare più complessa; d'inverno, in un autoveicolo i valori  $R_{i/o}$  sono pari a  $\sim 0,8$  per i due inquinanti, nell'altro sono pari a  $\sim 1$ . D'estate, il rapporto  $R_{i/o}$  vale  $\sim 0,7$  per gli IPA in entrambi i veicoli, per le polveri è  $\sim 1,3$  in un caso,  $\sim 0,7$  nell'altro.

Questi risultati sembrano indicare che, oltre alla ventilazione/aerazione, un fattore dominante riguardo ai rapporti di concentrazione sia la movimentazione degli utenti in entrata/uscita dal mezzo di trasporto, che determina la sospensione di polveri all'interno dei veicoli. Infatti, per il filobus la correlazione tra concentrazioni *indoor* e *outdoor* di  $PM_{2,5}$  è scarsa ( $R^2 < 0,3$ ) nelle due stagioni, quella degli IPA è scarsa d'inverno ( $R^2 < 0,4$ ) ma molto alta d'estate ( $R^2 > 0,90$ ). Per le autovetture, il  $PM_{2,5}$  ha una buona correlazione d'estate ( $R^2 \sim 0,83$ ) mentre gli IPA presentano una buona correlazione d'inverno ( $R^2 \sim 0,65$ ).

## Conclusioni

I rapporti di concentrazione aria *indoor/outdoor* dipendono dai singoli inquinanti (14), dalla tipologia di ambiente confinato e dalle stagioni dell'anno. Alti livelli di IPA *indoor* si riscontrano nei luoghi frequentati da fumatori. Una menzione speciale merita l'esposizione al benzo[a]pirene; pur essendo rispettato il limite di legge ( $1 \text{ ng/m}^3$  calcolato su base annua), d'inverno la concentrazione di questo inquinante risulta spesso superiore.

## Ringraziamenti

Gli autori desiderano esprimere il loro ringraziamento all'Ing. Dr. Anna Santarsiero dell'Istituto Superiore di Sanità, che ha contribuito in modo prezioso all'analisi dei risultati e alla redazione di questo lavoro.

## Bibliografia

1. Ashmore MR, Dimitroulopoulou C. Personal exposure of children to air pollution. *Atmos Environ* 2009;43:128-41.
2. Chalbot MC, Vei IC, Lianou M, Kotronarou A, *et al.* Environmental tobacco smoke aerosol in a non-smoking households of patients with chronic respiratory diseases. *Atmos Environ* 2012;62:82-8.
3. Kameda Y, Shirai J, Komai T, Nakanishi J, Masunaga S. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: size distribution, estimation of their risk and their depositions to human respiratory tract. *Sci Total Environ* 2005; 40:71-80.
4. Castro D, Slezakova K, Delerue-Matos C, Alvim-Ferraz M, *et al.* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in gas and particulate phases of *indoor* environments influenced by tobacco smoke: levels, phase distributions and health risk. *Atmos Environ* 2011; 45:1799-808.
5. Gustafson P, Ostman C, Sallsten G. *Indoor* levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in homes with or without wood burning for heating. *Environ Sci Technol* 2008;42:5074-80.
6. Lau C, Fielder H, Hutzinger OS. Levels of selected organic compounds in materials for candle production and humans exposures to candle emissions. *Chemosphere* 1997;34:1623-30.
7. Bayona JM, Casellas M, Fernandez P, Solanas AM, Albaiges J. Sources and seasonal variability of mutagenic agents in the Barcelona city aerosol. *Chemosphere* 1994;29:441-50.
8. Marr LCW, Harley RA, Miguel AH. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in motor vehicle fuels and exhaust emission. *Environ Sci Technol* 1999;33:3091-9.

9. Menichini E, Iacovella N, Turrio-Baldassarri L, Monfredini F. Relationships between *indoor* and *outdoor* air pollution by carcinogenic PAHs and PCBs. *Atmos. Environ* 2007;41:9518-29.
10. Forastiere F, Stafoggia M, Picciotto S, Bellander T, *et al.* A case-crossover analysis of out of hospital coronary death and air pollution in Rome, Italy. *Am. J Respir Crit Care Med* 2005;172:1549-55.
11. Romagnoli P, Balducci C, Perilli M, Gherardi M, *et al.* *Indoor* PAHs at schools, homes and offices in Rome, Italy. *Atmos Environ* 2014;92:51-9 .
12. Santarsiero A, Fuselli S. *Indoor* and *outdoor* air carbonyl compounds correlation elucidated by principal component analysis. *Environ Res* 2008;106:139-47.
13. Santarsiero A, Fuselli S, Morlino R, Minniti G, De Felice M, Ortolani E. Air pollution/working activity correlation: a case study in a dental hospital. *Int J Environ Health Res* 2011;21(1):22-40.
14. Cecinato A, Balducci C, Romagnoli P, Perilli M. Airborne psychotropic substances in eight Italian big cities: Burdens and behaviors. *Environ Pollut* 2012;171:140-7.

# INQUINAMENTO *INDOOR* DOPO LAVORI DI RISTRUTTURAZIONE: QUATTRO CASI-STUDIO

Italia Grifa (a), Elisa Stivanello (a), Angela Ganzi (b), Antonia Incerti (c), Marco Ballabeni (c), Gaetano Settimo (d), Fausto Francia (a)

(a) *Unità Operativa Rischio Ambientale, Dipartimento di Sanità Pubblica, AUSL di Bologna, Bologna*

(b) *Servizio Igiene e Sanità Pubblica, Dipartimento di Sanità Pubblica, AUSL di Reggio Emilia, Reggio Emilia*

(c) *Sezione Reggio Emilia-Progetto Rifiuti e Tossicologia Industriale, Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Emilia Romagna, Reggio Emilia*

(d) *Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma*

## Introduzione

L'inquinamento dell'aria degli ambienti confinati non industriali rappresenta un importante problema di sanità pubblica con grandi implicazioni sociali ed economiche.

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) ha riconosciuto che la qualità dell'aria negli ambienti *indoor* ha uno specifico ruolo come determinante di salute (1). Il fumo, l'uso di prodotti di pulizia, il nuovo mobilio, la muffa sulle pareti, gli animali domestici e le attività edilizie rappresentano le principali fonti di inquinamento *indoor* (2-5). Nell'ambito delle attività edilizie, quale costruzione, ristrutturazione o restauro, alcuni studi hanno evidenziato un'associazione tra l'uso di colle, solventi, vernici, tipologie di pavimentazione e l'inquinamento *indoor* e/o effetti sulla salute (4-7). Nella maggior parte dei casi, l'inquinamento *indoor* interessa le aree sede di opere di ristrutturazione (4, 8).

In questo lavoro si presentano 4 casi di inquinamento *indoor* diffuso in appartamenti sottostanti le abitazioni sede di lavori di ristrutturazione / manutenzione. I quattro casi sono stati segnalati all'Unità Operativa (UO) di Rischio Ambientale del Dipartimento di Salute Pubblica dell'Azienda USL di Bologna cui compete la materia e seguiti dalla stessa fino alla risoluzione del problema.

## Materiali e metodi

A seguito di segnalazione di inquinamento *indoor* è stato condotto un primo sopralluogo, nel corso del quale si sono acquisite informazioni in relazione al tipo di lavori eseguiti e ai prodotti utilizzati. Successivamente sono stati effettuati una serie di campionamenti dell'aria al fine di individuare e quantificare gli inquinanti diffusi a seguito dei lavori. Per il prelievo dell'aria sono stati utilizzati campionatori passivi tipo Radiello C 145 a deadsorbimento termico o tipo Radiello C 130 a deadsorbimento con CS<sub>2</sub>. Il campionamento è stato effettuato con infissi chiusi posizionando i campionatori al centro della stanza ad una altezza di 1,50-1,70 m circa dove gli odori risultavano più forti. La durata dei campionamenti è stata variabile (da 7 ore a 168 ore).

I campioni prelevati sono stati consegnati refrigerati al laboratorio analisi e analizzati in GC-MS (metodo UNI EN ISO 16017 per i Radiello C145; metodo interno per Radiello C130). In un caso, il prodotto utilizzato conteneva in piccole quantità isocianati che però non sono stati studiati perchè il laboratorio di riferimento non poteva fornire una risposta analitica.

Poiché ad oggi mancano norme nazionali o europee che regolano la qualità dell'aria in ambiente confinato (9-10), le concentrazioni aerodisperse trovate sono state messe a confronto con le soglie di rischio minimo (*Minimal Risk Levels*, MRL) indicati dall'ATSDR (*Agency for Toxic Substances and Disease*) per individuare le concentrazioni problematiche. Per gli idrocarburi aromatici (C9-C10) e alifatici C10-C13 è stata consultata la letteratura internazionale (11, 12), non trovando alcun riferimento per la popolazione.

I campionamenti sono stati ripetuti più volte, in più ambienti fino a quando le concentrazioni ambientali sono risultate prossime a quelle dei valori di riferimento, ritenendo a quel tempo concluso il periodo di follow-up. In due casi (il primo e il quarto) sono stati condotti anche prelievi di aria con campionamenti attivi in parallelo con il campionamento passivo, utilizzando campionatori portatili Gil Aire 5 e fiale di carbone tipo standard (metodo di analisi UNI EN 13649). I valori di concentrazione degli inquinanti rilevati con le due tecniche hanno mostrato una sostanziale comparazione. Tra un campionamento e l'altro si è raccomandato di scaldare gli ambienti a finestre chiuse e successivamente aerare i locali interessati. In realtà non si è certi che il suggerimento sia stato seguito.

## Risultati e discussione

### Caso 1

In una delle camere dell'appartamento in ristrutturazione è stato incollato un nuovo pavimento in legno sul preesistente in marmo. Prima della messa in posa è stata praticata una traccia di 3 cm di profondità e 50-60 cm di lunghezza per posizionare i tubi dell'impianto di riscaldamento. Il giorno seguente ai lavori gli inquilini dell'appartamento sottostante hanno avvertito un forte odore di solvente nella camera da letto del bimbo e in minor misura nella loro. Dopo alcune settimane hanno segnalato al Dipartimento l'accaduto con la richiesta di intervenire dato che l'odore non si era attenuato e si aveva timore per la propria salute, tanto da essersi trasferiti momentaneamente presso parenti. Nel corso del sopralluogo, nonostante il tempo trascorso, nelle due camere era avvertibile nettamente l'odore di solvente, mentre non è stato percepito alcun odore nell'appartamento sede dei lavori. Dalle informazioni acquisite dalla ditta esecutrice dei lavori è risultato che per l'incollaggio era stata utilizzata una resina bi-componente epossidica la cui composizione è riportata nella Tabella 1.

**Tabella 1. Composizione della resina utilizzata durante i lavori**

Sostanze	CAS	Concentrazione
Componente A		
Resina epossica	25068-38-6	6<C<7%
Etere alchil (c12-C14) glicidil	68609-97-2	1<C<1,5%
Toluene	108-88-3	1,5<C<2%
Nonylfenolo	25154-52-3	0,2<C<0,25%
Idrocarburi, C9.insaturi	71302-91-5	0,15<C<0,20%
Etilacetato	141-78-6	2<C<2,5%
Componente B		
1,2-Etanediamine,N1,N2-bis (2-aminoetil)	112-24-3	12<C<13,5%
Piperazina,1-(2-aminoetil)	140-31-8	12<C<13,5%
Fenol, 4-nonil-,branched	84852-15-3	18<C<19,5%
Benzilalcol	100-51-6	12<C<13,5%
2,4,6-Tris(dimetilaminometilfenolo	90-72-2	12<C<13,5%
3,3,5-Trimetil,5,aminometilcicloexilamina	2855-13-2	6<C<7%



Nella Tabella 2 si riportano i valori di concentrazione degli inquinanti trovati nella camera del bimbo, situata sotto la camera dove è avvenuta la posa del parquet. In essa sono riportati: gli inquinanti trovati, le relative concentrazioni e i valori di riferimento trovati in letteratura per alcuni di essi; il tempo intercorso tra le varie giornate di campionamento.

**Tabella 2. Concentrazione dei COV nella camera del bimbo in funzione del tempo intercorso tra fine lavori di ristrutturazione e monitoraggio**

COV	Concentrazione dei COV ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in funzione del tempo (giorni)					MRL secondo ATSDR		
	18	48	81	119	167	acuto	intermedio	cronico
$\alpha$ Metilstirene	22,59	2,31	3,42	8,32	2,4			
Metilvinilchetone	2,81	<lr	<lr	nr	nr			
Etilacetate	112,77	5	10,12	501,91	88,4			
n-Butilacetato	3,31	1,47	2,36	1,39	<lr			2100
Etanolo	4,63	5,38	3,38	220,45	98,8			
1-Metossi-2-propilacetato	7,16	0,19	0,18	nr	nr			
2 Butossietanolo	1,6	0,07	<lr	nr	nr			
Toluene	66137,57	186,44	1486,35	1589,6	160,4	3800		300
Etil-benzene	57,9	2,61	2,95	3,47	0,8	21700	8700	260
(m-p)-Xilene	300,23	6,86	7,28	7,63	2	8700	2600	220
o-Xilene	119,93	2,71	3,09	10,4	2,8			
1,3,5 Trimetilbenzene	6,45	0,21	0,21	nr	nr			
1,2,4 Trimetilbenzene	2,87	0,2	0,14	nr	nr			

lr: limite di rilevamento; nr: non rilevabile

Come si può facilmente vedere gli inquinanti con concentrazioni maggiori hanno raggiunto i valori prossimi a quelli indicati dai valori di riferimento dopo circa sei mesi. L'odore era percepibile durante i primi quattro campionamenti ma non quando è stato effettuato il sopralluogo per l'ultimo campionamento.

## Caso 2

In questo secondo caso nel corso dei lavori di ristrutturazione è stato consolidato il massetto esistente prima della posa del nuovo pavimento. A seguito dell'impiego del prodotto si è avvertito nel corrispondente appartamento sottostante odore di solvente. La segnalazione è pervenuta al Dipartimento dopo alcune settimane, a lavori ultimati. Gli inquilini nel frattempo si erano trasferiti in un altro appartamento.

La scheda tecnica del prodotto utilizzato, di cui si riporta il contenuto nella Tabella 3, tra le istruzioni all'uso riportava di accertare la presenza di barriere impermeabili prima del suo uso in ambienti di vita.

**Tabella 3. Composizione del prodotto utilizzato durante i lavori**

Sostanze	CAS	Concentrazione (%)
Butilacetato	123-86-4	25-50
Xilene, isomeri misti	1330-20-7	10-25
Etilbenzene	100-41-4	2,5-10
p-Toluenesulfonil isocianati	4083-64-1	<0,5
Toluene-2,6-diidocianate	26471-62-5	<0,5

In Tabella 4 si riportano le concentrazioni degli inquinanti rilevati nella camera dove l'odore era più persistente e con le informazioni a corredo. Per raggiungere i valori di riferimento sono occorsi circa 10 mesi. L'odore è stato percepito dal primo sopralluogo al penultimo campionamento.

**Tabella 4. Concentrazione dei COV (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) nella camera da letto in funzione del tempo intercorso tra fine lavori di ristrutturazione e monitoraggio**

COV	Concentrazione dei COV ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in funzione del tempo (giorni)						MRL secondo ATSDR		
	32	66	122	169	233	304	acuto	intermedio	cronico
Acetone	83,87	42,4	34,27	30,39	67,64	25,07	61700	30900	30900
Diclorobenzene	53,1	20	35,4	36,15	51,74	29,74	12000	1200	60
Etanolo	443,9	704,28	522,88	371,99	577,34	135,22			
Etilacetato	262,64	75,87	49,86	30	82,8	12,37			
Etilbenzene	4248,37	328,13	149,1	46,93	53,1	11,15	21700	8700	260
Cumene	43,1	9,38	<lr	<lr	9,58	<lr			
(m+p)-Xilene	20932,5	861,03	564,48	146,91	308,53	61,08	8700	2600	220
MEK	<lr	34,44	27,25	18,85	51,86	14,84			
MIBK	230,1	71,03	106,76	60,33	192,78	66,9			
n-Butanolo	56,6	528,51	880,25	426,49	827,7	372,78			
n-Butilacetato	637,73	258,5	418,98	163,12	534,98	128,73			2100
n-Esano	36,83	<lr	5,26	<lr	<lr	<lr			2110
o-Xilene	3408,12	483,51	305,55	65,46	69,4	15,91			
Solvesso 100	5,6	60,33	51,1	50,85	169,02	18,21			
Toluene	34,72	10,11	12,2	6,71	6,57	3,72			300

lr: limite di rilevamento

### Caso 3

Questo caso ha riguardato il trattamento di travetti di legno del sottotetto con un prodotto antitarma. Interessati alla diffusione degli inquinanti sono stati i tre appartamenti dell'ultimo piano. Il nostro intervento è avvenuto dopo poco meno di una settimana dal manifestarsi degli odori. In questo caso è stato possibile campionare anche il prodotto tal quale e confrontare il profilo chimico delle sostanze in esso contenute con quelle presenti nell'aria ambiente. Durante il nostro sopralluogo, gli inquilini hanno lamentato variabili livelli di preoccupazione e di sintomi soggettivi: dall'irritazione alla gola, agli occhi e nausea al solo fastidio per l'odore di nafta avvertibile chiaramente. Le stanze con odore più forte pertanto non venivano utilizzate dagli inquilini. Per facilitare la dispersione degli inquinanti sono state praticate delle aperture sul coperto.

Il contenuto dell'antitarma è presentato nella Tabella 5.

**Tabella 5. Composizione dell'antitarma utilizzato durante i lavori**

Sostanze	CAS	Concentrazione (%)
Distillati(petroleum), hydrotreated light	64742-47-8	<75
Heavyaromatic solvent nafta (petroleum)	64742-94-5	<25
Diclofluanidi (ISO)	1085-98-9	1,20
Permetrina tecn 25:75cis-trans	526455-31-5	0,22

Nella Tabella 6 vengono riportati i risultati delle analisi riferiti ad un solo appartamento. Gli inquinanti derivanti dal prodotto utilizzato sono gli idrocarburi aromatici C9-C10 e alifatici C10-C13, che sono diffusi in modo omogeneo in tutti e tre gli appartamenti. I valori delle concentrazioni ritrovate sono risultati simili. Durante il sopralluogo per il secondo e il terzo campionamento non si percepiva più l'odore.

**Tabella 6. Concentrazione dei COV (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) nell'appartamento 1 in funzione del tempo intercorso tra fine lavori di ristrutturazione e campionamento**

COV	Concentrazione dei COV ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in funzione del tempo (giorni)			MRL secondo ATSDR		
	18	119	167	acuto	intermedio	cronico
Pentano	19,51	0,03	0,01			
Etanolo	331,15	0,26	0,21			
Acetone	25,97	0,05	0,06	61700	30900	30900
2-Metilpentano	212,69	0,08	0,07			
3-Metilpentano	195,23	0,06	0,06			
Cicloesano	16,46	nr	0,02			
Toluene	7,5	0,01	0,01	3800		300
D-Limonene	335,91	0,41	0,14			
n-Esano	286,19	0,32	0,05			2110
Metilcloropentano	101,01	0,03	0,03			
Tetracloroetilene	18,83	nr	nr			
Idrocarburi aromatici C9-C10	1175,93	0,11	0,04			
Alifatici aciclici C10-C13	4861,11	0,26	nr			
Etilacetato	nr	nr	0,05			
n-Eptano	nr	nr	0,03			

nr: non rilevabile

#### Caso 4

La segnalazione ha riguardato un episodio di inquinamento di più camere di un appartamento a causa della ristrutturazione di un appartamento al secondo piano con stesura di un prodotto impermeabilizzante, guaina liquida elastomerica bituminosa a base solvente, su laterizio prima della posa del massetto costituito da materiale "alleggerito". La composizione del prodotto è riportata in Tabella 7.

**Tabella 7. Composizione della guaina utilizzata durante i lavori**

Sostanze	CAS	Concentrazione (%)
Xilene (miscela di isomeri)	1330-20-7	20÷25
Nafta solvente (petrolio)aromatica leggera	64742-94-6	5-10
n-butilacetato	123-86-4	<3

Nelle avvertenze riportate nella scheda tecnica era espressamente indicato di non usare all'interno di abitazioni o in ambienti non aerati. Entrando nell'appartamento era avvertibile un odore di nafta. Anche in questo caso è stato prelevato un campione di prodotto tal quale per un'analisi qualitativa che ha rilevato la presenza di sostanze organiche volatili quali: n-

butilacetato-etilbenzene – xileni isomeri-solvenso100-n-butanolo-toluene; in quantità trascurabile anche etanolo, etilacetato, acetone e isopropanolo. La Tabella 8 presenta i risultati delle analisi. L'odore era percepibile durante la prima visita di sopralluogo e durante i primi due campionamenti.

**Tabella 8. Concentrazione dei COV (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) nella camera 2 in funzione del tempo intercorso tra fine lavori di ristrutturazione e monitoraggio**

COV	Concentrazione dei COV ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in funzione del tempo (giorni)			MRL secondo ATSDR		
	21	36	89	acuto	intermedio	cronico
n-Pentano	nr	nr	144,78			
Cicloesano	nr	nr	< lr			
n-Eptano	nr	nr	< lr			
Etanolo	78,57	< lr	18,55			
Acetone	15,88	< lr	252,1	61700	30900	30900
Etilacetate	< lr	< lr	< lr			
Acetato di butile	1150,85	< lr	210,31			
Alcol butilico	49,98	< lr	19,3			
Toluene	33,32	< lr	< lr	3800		300
Etilbenzene	1668,23	144,93	38,51	21700	8700	260
(m+p)Xileni	10454,46	1346,15	182,3	8700	2600	220
o-Xilene	2437,63	406,8	19,5			
Solvenso100	7539,56	1812,9	744,04			
D-Limonene	358,44	27,95	83,05			

lr: limite di rilevamento; nr: non rilevabile

In tutti i casi, durante il follow up gli inquilini presentavano livelli variabili di preoccupazione e senso di fastidio per la riduzione della qualità dell'aria. I sintomi di irritazione inizialmente riportati sono gradualmente scomparsi.

## Conclusioni

Le attività di ristrutturazione edile sono fonti di inquinamento *indoor* accertate, la letteratura internazionale riporta episodi di concomitanza tra l'aria inquinata e relativa area ristrutturata (2-5).

In questo lavoro invece le aree inquinate non sono state la sede diretta dei lavori. A nostra conoscenza solo Brown (2) descrive un caso di inquinamento *indoor* che coinvolge sia l'area ristrutturata che l'area sovrastante. Non è stato possibile trovare una spiegazione del meccanismo che ha portato agli episodi di inquinamento; in tre casi è stato però riscontrato che le indicazioni del produttore non erano state seguite, e a questo potrebbe essere almeno parzialmente attribuibile l'inquinamento rilevato.

I risultati delle analisi, riportati, mostrano la presenza di concentrazioni molto alte dei COV quali toluene, xilene, etilbenzene, diclorobenzene, alcani C10-13, idrocarburi aromatici (C9-C10), presenti nei prodotti di partenza, generalmente più alte di quelle riportate in letteratura per gli ambienti residenziali e non residenziali dopo attività di ristrutturazione (2, 5, 8, 11-14).

La riduzione delle concentrazione degli inquinanti è avvenuta con velocità variabile, e in due casi il raggiungimento dei livelli di riferimento è avvenuto dopo vari mesi. Nello studio di Herbarth (3) il tempo per raggiungere i valori delle linee guida è stato più breve, tra le 2 e le 8 settimane. Periodi più lunghi (8-17 settimane) sono stati osservati da Brown (2). I motivi per cui

alcuni dei nostri casi mostrano concentrazioni degli inquinanti a lungo elevate non sono molto chiare. Il toluene nell'atmosfera è degradato rapidamente per reazione con i radicali idrossilici a cresolo e benzaldeide con una emivita di circa 13 ore (15). Lo xilene è trasformato nell'atmosfera per processi di foto-ossidazione con una emivita di 8-14 ore utilizzando una concentrazione di radicali idrossilici di  $5 \times 10^5$  molecole/cm<sup>3</sup> e un giorno di 12 ore (16). Riala *et al.* (17) hanno osservato che quando è possibile creare una forte corrente in una stanza con finestre e porte aperte, la concentrazione diminuisce ad un quinto di quella presente in ambiente chiuso. Nei nostri casi, non abbiamo verificato fino a che punto ci sia stata aderenza alla nostra raccomandazione di ventilare il locale, e difatti la persistenza prolungata di inquinanti negli ambienti potrebbe essere spiegata da una ventilazione poco ottimale. Inoltre anche l'uso di una quantità eccessiva di prodotto, o condizioni locali limitanti l'evaporazione potrebbero essere annoverate tra le cause della persistenza. Studi *ad hoc* sarebbero necessari per comprendere questo aspetto.

Negli ultimi anni il tema dell'inquinamento *indoor* ha ricevuto sempre più attenzione da parte della comunità scientifica e da organismi internazionali, che hanno contribuito a predisporre linee guida su questo tema (18-20). La sede europea dell'Oms ha sviluppato in particolare una linea guida con i valori guida per un alcuni inquinanti (19), ma non per quelli coinvolti nei casi studiati per i quali mancano anche linee guida nazionali o della comunità europea. Per essi è stato necessario consultare la letteratura internazionale o organismi degli Stati Uniti. Da notare che non tutti gli inquinanti trovati sono da addebitare ai prodotti utilizzati nel corso dei lavori. Nel caso 3 ad esempio alcune sostanze rilevate, come il limonene, il pentano, l'esano, sono state trovate solo in 2 su 3 appartamenti e non sono state trovate quando si è analizzato il prodotto tal quale, il cui tracciato gas-cromatografico ha mostrato la sola presenza di idrocarburi alifatici e aromatici con punto di ebollizione da 160 a 230°C con profilo sovrapponibile ai campioni di aria ambiente. Non erano presenti altre sostanze rinvenute nei campioni di aria ambiente. Nel caso 4 l'analisi del prodotto elastomerico ha evidenziato una maggiore e più variegata qualità di sostanze quali il n-butilacetato, etilbenzene, xileni (miscela di isomeri), solvesso100, n-butanolo, toluene e, in quantità trascurabili, etilacetato, acetone, etanolo e isopropanolo, tutti presenti negli esiti dei campioni.

Per la coerenza tra sostanze rilevate col campionamento e quelle riportate nella scheda dati di sicurezza possiamo attribuire, con un ampio grado di confidenza, l'inquinamento alle attività di ristrutturazione e ai prodotti ivi utilizzati.

Questo lavoro conferma la rilevanza delle attività di ristrutturazione come fonte di inquinamento *indoor*, sottolineando la criticità nella scelta del tipo di prodotti e dei metodi utilizzati. Emerge inoltre la necessità di disporre di valori di riferimento guida riconosciuti a livello nazionale soprattutto per quegli inquinanti che presentano gravi rischi per la salute.

## Bibliografia

1. World Health Organization. *The right to healthy indoor air. Report on a WHO meeting. Bilthoven, the Netherlands, 15-17 May 2000*. Geneva: WHO; 2000. Disponibile all'indirizzo: <http://www.euro.who.int/document/e69828.pdf>; ultima consultazione 10/11/2013.
2. Brown SK. Volatile organic pollutants in new and established buildings in Melbourne, Australia. *Indoor Air* 2002;12:55-63.
3. Herbarth O, Matysik S. Decreasing concentrations of volatile organic compounds (VOC) emitted following home renovations. *Indoor Air* 2010;20:141-6.
4. Jaakkola JJ, Parise H, Kislitsin V, Lebedeva NI, Spengler JD. Asthma, wheezing, and allergies in Russian schoolchildren in relation to new surface materials in the home. *Am J Public Health* 2004;94:560-2.

5. Shin SH, Jo WK. Volatile organic compound concentrations, emission rates, and source apportionment in newly-built apartments at pre-occupancy stage. *Chemosphere* 2012;89:569-578.
6. Jaakkola JJ, Jeromnimon A, Jaakkola MS. Interior surface materials and asthma in adults: a population-based incident case-control study. *Am J Epidemiol* 2006;164:742-9.
7. Mendell MJ. *Indoor* residential chemical emissions as risk factors for respiratory and allergic effects in children: a review. *Indoor Air* 2007;17, 259-77.
8. Reitzig M, Mohr S, Heinow B, Knoeppel H. VOC Emissions after Building renovations\_ traditional and less common *indoor* air contaminants, potential sources, and reported health complaints. *Indoor Air* 1998;8:91-102.
9. Santarsiero A, Marcello I, Malaguti Alberti L, Ortolani E. Chemicals in dental care environment. In: Santarsiero A (Ed.). *Conference Dental setting as it stands with current procedures, materials and substances in use and related environment (indoor air quality). Abstract Book. Rome, 14 June; 2008.* Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2008. (ISTISAN Congressi 08/C4). p. 21.
10. Settimo G. La qualità dell'aria in ambienti confinati: nuovi orientamenti nazionali e comunitari. *Notiziario Istituto Superiore della Sanità* 2012;25 (5):7-10.
11. Agency for Toxic Substances and Disease. *Minimal risk levels (MRLs) for hazardous substances.* Atlanta, GA: US. Department of Health and Human Services Public Health Service; 2011.
12. Sagunski H, Mangelsdorf I. Richtwerte fuer di Innenraumluft: Aromatenarme Kohlenwasserstoffgemische (C9-C14). *Bundesgesundheitsbl* 2005;48:803-12.
13. Richtwerte fuer gesaettigte azyklische aliphatische C4-bis C11-Aldehyde in der Innenraumluft. *Bundesgesundheitsbl* 2009;52:650-9.
14. Bruno P, Caselli M, de Gennaro G, Iacobellis S, Tutino M. Monitoring of volatile organic compounds in non-residential *indoor* environments. *Indoor Air* 2008;18:250-6.
15. Sarigiannis DA, Karakitsios SP, Gotti A, Liakos IL, Katsoyiannis A. Exposure to major volatile organic compounds and carbonyls in European *indoor* environments and associated health risk. *Environ Int* 2011;37:743-65.
16. Agency for Toxic Substances and Disease. *Toxicological profile for toluene.* Atlanta, GA: US. Department of Health and Human Services Public Health Service; 2000.
17. Agency for Toxic Substances and Disease. *Toxicological profile for xylene.* Atlanta, GA: US. Department of Health and Human Services Public Health Service; 2007.
18. Riala R, Kalliokoski P, Pyy L, Wickstroem G. Solvent exposure in construction and maintenance painting. *Scan. J Work Environ. Health* 1984;10:263-6.
19. Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute. *Guidance Values for Volatile Organic Compounds in Indoor Air.* Springe: AGÖF; 2008. Disponibile all'indirizzo: at [http://www.tervemaja.ee/client/common-docs/dokumendid/artiklid/AGOEF\\_Orientwerte\\_Eng.pdf](http://www.tervemaja.ee/client/common-docs/dokumendid/artiklid/AGOEF_Orientwerte_Eng.pdf), ultima consultazione 04/04/2013
20. WHO. *Guidelines for indoor air quality: selected pollutants.* Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2010.

# **RISCHIO DI ESPOSIZIONE *INDOOR* A SOSTANZE DISINFETTANTI E LORO PRODOTTI DI DEGRADAZIONE IN AMBIENTI NATATORI E CENTRI WELLNESS**

Paola Bottoni, Mattea Chirico, Lucia Bonadonna

*Dipartimento di Ambiente e connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma*

## **Introduzione**

Diverse e a multi-barriera sono le strategie di trattamento dell'acqua per il mantenimento di condizioni esteticamente gradevoli e salubri, in impianti natatori pubblici e privati, a uso sportivo e ricreativo, in centri acquatici dedicati ad attività ludiche e in centri wellness. Esse includono trattamenti fisici (filtrazione) e chimici (disinfettanti, flocculanti, correttori di pH, antialghe) (1- 4).

Tra i metodi chimici, la clorazione è la tecnica più utilizzata, più economica e più sicura. Se i sistemi di clorazione sono praticati in maniera corretta, è possibile mantenere l'acqua in condizioni igieniche tali da evitare situazioni di rischio microbiologico (3-5). L'uso degli agenti a base di cloro, con il loro elevato potere ossidante ad azione antimicrobica, ha consentito, storicamente e a oggi, di contrastare l'insorgere di malattie e la diffusione di epidemie correlate ad acque ad uso ricreativo (1, 4, 6-8). Le segnalazioni in tal senso non sono molto frequenti, tuttavia, alcune infezioni possono essere associate a questo tipo di acque ed essere a carico del sistema gastrointestinale, delle prime vie respiratorie, del tratto urinario, dell'apparato uditivo e degli occhi, di pelle, capelli, piedi e unghie.

Se batteri, funghi filamentosi e alcuni protozoi possono essere comunemente rilevati in questo tipo di acque senza rappresentare obbligatoriamente un rischio per la salute degli utenti, la presenza di alghe può limitare l'efficacia dei trattamenti e condurre a condizioni organolettiche ed estetiche non accettabili.

Microrganismi patogeni possono essere comunque presenti nonostante l'acqua subisca trattamenti. Oltre che nelle vasche, essi possono essere rilevati anche in altre sezioni degli impianti, considerando che acqua, aria e superfici possono rappresentare siti di localizzazione e accumulo. Attraverso apparati di pompaggio, di filtrazione, ventilazione, climatizzazione, impianti idrici, superfici umide e telerie (8-11) essi possono diffondersi attraverso aria e aerosol, favoriti anche da temperature relativamente elevate e da turbolenze dell'acqua (tipiche di giochi acquatici e fontane).

Nella Tabella 1 sono riportati alcuni agenti microbici responsabili di patologie attraverso l'ingestione e il contatto con acqua o superfici e l'inalazione di aerosol (4, 8, 11).

In tutte le occasioni, durante la frequentazione di impianti ad uso natatorio e ricreativo, è inevitabile il contatto/ingestione e l'inalazione da parte dei bagnanti e degli operatori con gli agenti disinfettanti e i loro sottoprodotti (*Disinfection By-Products*, DBP). Questi ultimi, a loro volta attivi come agenti ossidanti, sono considerati indesiderabili dal punto di vista sanitario se presenti oltre certi limiti di concentrazione (3, 5, 8, 12). Ciò rappresenta un aspetto critico per la tutela della salute. Infatti, oltre che essere solubili, possono essere anche volatili e potenzialmente tossici (4, 12, 13).

**Tabella 1. Principali vie di trasmissione e microrganismi patogeni associati all'uso di acque ad uso ricreativo e ludico**

Fonte di trasmissione	Microrganismi patogeni
Origine fecale (uomo e animali)	Vari ceppi di <i>Escherichia coli</i> , <i>Shigella</i> spp. (batteri), Norovirus, Adenovirus, Epatite A, Epatite E; altri Enterovirus (virus), <i>Cryptosporidium</i> , <i>Giardia</i> (protozoi).
Origine ambientale	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Legionella</i> spp., <i>Mycobacterium</i> spp., <i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Leptospira</i> spp. (batteri), <i>Acanthamoeba</i> spp, <i>Plasmodium</i> spp., <i>Naegleria fowleri</i> (protozoi).
Contatto persona-persona	<i>Pediculus humanus capitis</i> (insetti), <i>Enterobius vermicularis</i> (nematodi), <i>Trichophyton</i> spp., <i>Epidermophyton floccosum</i> (funghi).

È stato spesso segnalato che, in piscine in cui viene effettuata la clorazione, sono i bambini a correre il rischio maggiore: l'inalazione di vapori può comportare la possibilità di comparsa di asma bronchiale o di peggioramento della malattia già conclamata, di rinite allergica e aumentare la sensibilizzazione a malattie allergiche del sistema respiratorio (4, 14). Infiammazioni delle vie respiratorie sono comunque state riscontrate anche in lavoratori di impianti natatori (15).

## Agenti disinfettanti a base di cloro

L'Accordo Stato Regioni (3) sulle piscine elenca i disinfettanti che possono essere utilizzati per il mantenimento della salubrità dell'acqua. La maggior parte sono composti a base di cloro che sono impiegati per la disinfezione delle acque di piscina e di impianti ad esse assimilabili. I più comunemente utilizzati sono:

- ipoclorito di sodio      $\text{NaClO}$
- ipoclorito di calcio    $\text{Ca}(\text{ClO})_2$
- cloroisocianurati      $\text{NaCl}_2(\text{CNO})_3$

Gli ipocloriti immessi in acqua liberano per idrolisi acido ipocloroso indissociato ( $\text{HClO}$ ), ipoclorito ( $\text{ClO}^-$ ) e cloro gassoso disciolto ( $\text{Cl}_2 \text{aq}$ ) che, se usato come unico agente disinfettante, produce  $\text{HClO}$  e ipoclorito. Le proporzioni delle tre componenti della miscela ossidante dipendono sostanzialmente dal pH e dalla temperatura dell'acqua, ma, nella maggior parte delle acque trattate, prevalgono  $\text{HClO}$  e  $\text{ClO}^-$  corrispondono al cloro attivo libero, definito anche cloro totale o cloro libero (16, 17). L' $\text{HClO}$  ha il maggior potere ossidante nei confronti delle cellule batteriche e degli enzimi endocellulari ed elimina inoltre i residui organici in soluzione, mentre l'ipoclorito risulta meno efficace, non superando la barriera cellulare dei microrganismi. In presenza di sostanze organiche azotate (es. urea) e ammoniaca, gli agenti a base di cloro reagiscono prontamente e danno origine a sottoprodotti della disinfezione (DBP) e cloro derivati come le cloroammine che costituiscono, nell'insieme, il Cloro Attivo Combinato. I DBP che costituiscono il cloro attivo combinato hanno un potere disinfettante inferiore rispetto al cloro attivo libero, dato che le molecole attive di quest'ultimo sono progressivamente consumate nelle reazioni di ossidazione dell'azoto organico. Cloro attivo libero e cloro attivo combinato possono essere presenti nell'acqua simultaneamente (16, 17). Tra i prodotti derivanti dai processi di



clorazione i trihalometani sono i più noti e derivano dall'ossidazione di carbonio organico (residui, deiezioni e detriti).

I cloroisocianurati, una volta disciolti in acqua, si idrolizzano producendo HClO, e quindi implementando il cloro attivo libero. Questi composti sono definiti come stabilizzanti e sono utilizzati prevalentemente in piscine all'aperto, in quanto l'acido cianurico si lega debolmente all'acido ipocloroso e ne rallenta la fotodegradazione, rallentando quindi la scomparsa di cloro libero.

Un altro composto che può trovare un certo impiego nelle piscine è il biossido di cloro che è un gas molto solubile, volatile e reattivo. In genere è usato in forma liquida stabilizzata, a contatto con l'acqua si riduce agendo come radicale libero e producendo gli ioni clorito ( $\text{ClO}_2^-$ ) e clorato ( $\text{ClO}_3^-$ ) che hanno, nell'insieme, azione ossidante e disinfettante.

In Tabella 2 sono elencate le concentrazioni di agenti a base di cloro riportate dalla letteratura e in uso in Italia (3, 4, 8).

**Tabella 2. Concentrazioni di agenti a base di cloro per piscine e ambienti assimilabili**

Tipologia di piscina/ ambienti assimilabili	Concentrazione di cloro (mg/L)			pH
	libero	combinato	libero "dose shock"	
Piscine uso combinato di O <sub>3</sub> o UV	≤0,5			
Piscine ad uso ricreativo	1-3		≥20 (applicazioni periodiche)	7,2-7,8
Idromassaggi, SPA	2-4			7,2-7,8
Vasche di strutture sanitarie, idroterapia, SPA	15 (piccoli invasi idroterapici, vasche Hubbard) 2-5 (idromassaggio, SPA)			
Piscine ad uso ricreativo (Italia)	0,6-1,8 Cl <sub>2</sub> (AI) 0,7-1,5 Cl <sub>2</sub> (AV)	≤0,2 Cl <sub>2</sub> (AI) ≤0,4 Cl <sub>2</sub> (AV)		6,5-7,5 (AI) 6,5-7,5 (AV)
Piscine (Italia) uso combinato di O <sub>3</sub> e Cl <sub>2</sub>	0,4-1,6 Cl <sub>2</sub> (AI) 0,4-1,0 Cl <sub>2</sub> (AV) ≤0,01 O <sub>3</sub> (AI e AV)	≤0,05 Cl <sub>2</sub> (AI) ≤0,2 Cl <sub>2</sub> (AV)		6,5-7,5 (AI) 6,5-7,5 (AV)

AI: Acqua di Immissione; AV: Acqua di vasca

## Rischi da agenti disinfettanti a base di cloro e DBP

### Cloro attivo libero

In normali concentrazioni di esercizio e a pH neutro, gli agenti disinfettanti che generano cloro attivo libero non provocano problemi di irritazioni agli occhi e alle mucose ma possono provocare disidratazione dei capelli e della pelle. Le concentrazioni di questi disinfettanti aumentano quando le acque sono periodicamente sottoposte a clorazione "shock" o clorazione d'urto (cloro ≥20 mg/L), ma in queste condizioni gli impianti dovrebbero essere mantenuti

chiusi all'utenza (3). L'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), per impianti natatori pubblici o semi-pubblici, raccomanda livelli non superiori a 3 mg/L, e non superiori a 5 mg/L per vasche piccole, idromassaggi e similari (18).

Nel caso di uso di cloro gassoso come agente disinfettante, è nota sia la sua elevata tossicità, sia la possibilità che esposizioni acute (concentrazioni  $\geq 5$  ppm) possano provocare irritazioni (anche polmoniti) anche gravi del tratto respiratorio (30 ppm) (19). Nel caso di normale impiego degli agenti a base di cloro e in condizioni controllate di pH, il cloro gas che si forma in acqua rimane in soluzione e i livelli riscontrabili nell'aria sovrastante sono trascurabili. Permangono tuttavia i rischi di intossicazione per bagnanti e/o operatori causati da contatti accidentali tra agenti a base di cloro e acidi usati come correttori di pH, a seguito di guasti meccanici o errori umani, che possono portare all'emissione di quantità elevate di cloro gassoso (19).

### **Cloro attivo combinato**

Deriva dalla combinazione tra cloro attivo libero e sostanze organiche e inorganiche determinando la formazione di DBP, principalmente cloroammine clorurate, trihalometani e clorofenoli che hanno concentrazioni fortemente dipendenti dal pH, dalla temperatura e dal rapporto iniziale cloro/azoto.

I DPB del cloro attivo combinato contribuiscono alla produzione del cosiddetto "odore di cloro" tipico negli impianti natatori e in particolare in ambienti *indoor*, fattore che è sintomatico di un'eccessiva diminuzione di cloro attivo libero, che è invece scarsamente percettibile all'olfatto. Le cloroammine e in particolare la tricloroammina sono molto volatili e migrano nell'aria sovrastante le vasche persistendo in particolar modo al di sopra della superficie dell'acqua e nei connessi ambienti *indoor*. Questi e altri DPB del cloro attivo combinato sono tra i principali responsabili dell'insorgenza di irritazioni di occhi, mucose e vie respiratorie nei bagnanti e negli operatori.

### **Cloroammine inorganiche e organiche**

Monocloroammina, diclororammina, tricloroammina (o tricloruro d'azoto), rispettivamente  $\text{NH}_2\text{Cl}$ ,  $\text{NHCl}_2$ ,  $\text{NCl}_3$ , sono DPB volatili, tossici e irritanti che si possono ritrovare nell'aria sovrastante le vasche di piscine coperte. In particolare, la tricloroammina è estremamente volatile (tensione di vapore  $131,2 \pm 0,1$  mmHg a  $25^\circ\text{C}$ ) rispetto alle altre cloroammine. La concentrazione delle tricloroammine aumenta al crescere della concentrazione di cloro attivo libero e al diminuire dei valori di pH: a pH 7,5-9 predomina la monocloroammina mentre al decrescere del pH (intervallo  $3 \leq \text{pH} \leq 7$ ) si formano progressivamente diclororammina e tricloroammina (20). Le concentrazioni soglia a cui è percepibile il caratteristico odore di cloro in piscine *indoor* sono: 0,02 mg/L per la tricloroammina, 0,5 mg/L per la dicloroammina e 0,65 mg/L per la monocloroammina.

Le cloroammine sono le maggiori responsabili delle irritazioni oculari mentre la tricloroammina è la principale causa delle irritazioni delle vie respiratorie (20). Le cloroammine inorganiche hanno un'emivita di degradazione in acqua variabile da qualche minuto a molti giorni e tra esse la monocloroammina è la più stabile, dato che si idrolizza molto lentamente. L'OMS ha definito un valore di linea guida per l'acqua potabile per la monocloroammina di 3 mg/L (18) mentre raccomanda un livello di  $0,5 \text{ mg/m}^3$ , come valore provvisorio, per le specie clorate espresse come tricloroammina nell'aria di piscine *indoor* e similari (4). Per analoghi effetti tossici, si segnalano altri DBP organici clorurati, quali dicloroacetoneitrile, diclorometilammina e cloruro di cianogeno che derivano da reazioni tra agenti a base di cloro, cloroammine e molecole organiche come creatina, acido ureico, ammonio clorurato e altri amminoacidi (21). Il cloruro di cianogeno è un irritante delle vie respiratorie e la sua

conversione a cianuri e tiocianati può ulteriormente contribuire all'insorgenza di fenomeni di tossicità cronica (22).

### **Trialometani**

I trialometani (*TriHaloMethanes*, THM) sono stati i primi DBP, derivanti dai processi di clorazione delle acque potabili e piscine, a essere ritrovati e studiati a causa dei possibili impatti negativi sulla salute. I principali THM sono cloroformio o triclorometano ( $\text{CHCl}_3$ ), bromodichlorometano ( $\text{CHBrCl}_2$ ), clorotribromometano ( $\text{CHBr}_2\text{Cl}$ ) e tribromometano ( $\text{CHBr}_3$ ) e derivano dall'ossidazione del carbonio organico naturale e di origine antropica eventualmente presenti nell'acqua. I THM sono notoriamente dannosi per il sistema nervoso centrale, il fegato e i reni. Il cloroformio è il THM più diffuso in piscine e in ambienti *indoor*, rappresentando circa il 90% dei THM potenzialmente ritrovabili nell'acqua di piscine e similari ed è il principale responsabile dell'odore di cloro, oltre alle cloroammine (23). Il cloroformio è considerato cancerogeno (2B) dalla IARC (18) e, anche a basse concentrazioni, un'esposizione al cloroformio può causare disfunzioni a livello epatico e renale. Il cloroformio è molto volatile (197 mm Hg a 25°C) e poco solubile in acqua e le concentrazioni massime nell'aria sono rilevabili appena sopra la superficie dell'acqua. I suoi livelli in piscine all'aperto sono sensibilmente inferiori.

L'OMS ha definito per il cloroformio un valore di linea guida per l'acqua potabile di 0,3 mg/L. Una rassegna sui limiti di cloroformio nell'aria degli ambienti di lavoro è riportata dai CDC americani (*Centers for Disease Control and Prevention*) (24).

### **Clorofenoli, cloropicrina, acidi cloroacetici**

Clorofenoli mono-, di e triclolo- sostituiti e cloropicrina sono DBP derivanti dalla clorazione rispettivamente di composti fenolici, come alcuni biocidi, e di acidi umici, aminoacidi e nitrofenoli. Gli acidi cloroacetici, di cui i più comuni sono il di- e il tri- cloroacetico, si formano per ossidazione del materiale organico durante la clorazione.

L'OMS ha definito un valore di linea guida per l'acqua potabile per il 2,4,6-triclorofenolo di 0,2 mg/L e un valore di linea guida provvisorio per l'acido dicloroacetico di 0,05 mg/L (18). Sempre per l'acido dicloroacetico l'USEPA ha stabilito per l'acqua potabile uno standard di 0,06 mg/L (25). Il 2,4,6-triclorofenolo e l'acido dicloroacetico sono classificati come cancerogeni dalla IARC, mentre la cloropicrina è una sostanza mutagena (18).

### **Clorito e clorato**

Questi composti sono DBP derivanti dall'impiego di biossido di cloro che tendono a permanere in soluzione in acque trattate. L'OMS ha stabilito un valore di linea guida provvisorio simile sia per il clorato sia per il clorito nelle acque potabili (0,7 mg/L) (18). Negli Stati Uniti e in Italia sono definiti standard per l'acqua potabile per il clorito rispettivamente di 1 mg/L e di 0,2 mg/L (25, 26). In merito alle acque di piscina, l'OMS indica che le concentrazioni sia del clorito sia del clorato dovrebbero essere mantenute sotto i 3 mg/L (4). Da studi tossicologici si evince che il clorito può essere causa di anemia nei bambini e nei giovani e di disordini al livello del sistema nervoso a seguito di esposizione a lungo termine attraverso l'acqua potabile (25). Il clorato può avere effetti goitrogenici a dosaggi elevati (4).

### **Acido isocianurico e cianurati**

Per l'acido isocianurico è stato stabilito, nel nostro Paese, un valore  $\leq 75$  mg/L (3) sia nelle acque di immissione sia in vasca. Tale valore rientra nei limiti suggeriti dall'OMS per le acque

di piscina (<117 mg/L) (4). Per le acque potabili, il valore di linea guida è di 40 mg/L (18). In altri paesi i limiti del composto, per le acque di piscina, sono piuttosto variabili e, in alcuni casi, l'uso *indoor* non è consentito. I pochi dati disponibili indicano che i livelli di tali sostanze in acque di piscina e di centri benessere possono giungere fino a 500 mg/L (4).

### Altri DBP

Dati di letteratura indicano che i DBP attualmente conosciuti rappresentano solo una punta di un iceberg rispetto ad altre numerose sostanze che possono essere ritrovate nelle acque di piscina trattate. È stato dimostrato che gli agenti disinfettanti possono trasformare sostanze come farmaci, olii e lozioni solari e svariati altri prodotti di igiene personale in composti clorurati e ossidati potenzialmente tossici e in precursori di nitrosammine (6). In piscine pubbliche sono stati identificati e quantificati oltre 100 DBP, di cui 15 erano noti mentre i restanti erano del tutto sconosciuti ma classificabili nelle seguenti categorie: aloacidi, THM, aloacetonitrili, aloaldeidi, alochetoni, alonitrometani, aloammidi aloalcol e alofenoli. Nella stessa indagine è stato dimostrato anche il potenziale mutagenico dei campioni d'acqua prelevati dalle piscine in esame (27). In un'indagine condotta in 11 piscine *indoor* trattate con cloro per un periodo di sei mesi è stata dimostrata la presenza dei seguenti DBP: monoclorammina, diclorammina, triclorammina, cloroformio, bromoformio, dibromoclorometano, cloruro di cianogeno, bromuro di cianogeno, dicloroacetonitrile, diclorometilammina e, con frequenza minore, diclorobromometano (28).

## Esposizione ai DBP a base di cloro

Una rassegna di studi relativi alla presenza di DPB nelle acque e nell'aria di piscine *indoor* e *outdoor* e di altre tipologie di impianti, come idroterapie e SPA, è riportata dall'OMS. I composti analizzati con maggior frequenza sono stati i THM, in particolare il cloroformio, ma anche gli acidi cloroacetici, con qualche dato su cloroacetonitrili, cloropicrina e cloralio idrato (4). Alcuni studi pongono in rapporto le concentrazioni dei DBP in aria con i livelli plasmatici o l'aria alveolare nei nuotatori e negli operatori. Come esempio, si riportano dati sul cloroformio i cui livelli misurati rispettivamente nell'aria *indoor* e nell'aria alveolare dei nuotatori erano di circa 20,7 e 9,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  prima di arrivare in piscina, di circa 91,7 e 29,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dopo 1 ora di sosta a bordo vasca, di circa 169,7 e 76,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dopo 1 ora di nuoto, per poi decrescere dopo 1 ora dal termine delle attività sportive a livelli di circa 20,0 e 26,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (4).

Di interesse è anche uno studio epidemiologico retrospettivo che ha ricercato un'associazione tra presenza di tricloroammina dell'aria *indoor* in 38 impianti natatori e sintomatologie delle alte vie respiratorie (raucedine, perdita di voce, sinusite), e atopie (iperreattività, rinite e asma allergici) nel personale addetto agli impianti (624 soggetti) (15). La tricloroammina era presente a intervalli tra 0,13 a 1,35  $\text{mg}/\text{m}^3$  (media 0,56  $\text{mg}/\text{m}^3$ ). L'associazione è stata dimostrata statisticamente per le sintomatologie a carico delle vie aeree superiori nei lavoratori esposti a tricloroammina rispetto alla popolazione generale. La categoria più a rischio era quella degli istruttori di nuoto con sintomi di sinusite, freddo cronico e mal di gola. Per sintomi atopici è stato invece osservato un eccesso di rischio probabilmente ricollegabile all'aggravarsi di malattie preesistenti o a possibili interazioni tra allergeni e tricloroammina (15).

Sono stati studiati gli effetti dell'esposizione a disinfettanti e DBP in nuotatori professionisti che, in ragione delle molte ore trascorse in vasca, del maggiore sforzo fisico compiuto e di una conseguente inalazione di aria più profonda e potente, assorbono più sostanze a base di cloro. In

questi ultimi è stata rilevata una diminuzione considerevole della funzionalità polmonare in piscine disinfettate con il cloro, e in molti di loro si manifesta sofferenza asmatica.

In ultimo, vi sono anche studi effettuati per stimare il rischio di contrarre asma da parte di bambini e adolescenti. In uno studio che ha coinvolto oltre 800 adolescenti che frequentavano regolarmente piscine *indoor* clorate, è stato dimostrato statisticamente che le attività natatorie potevano fortemente potenziare risposte immunitarie con conseguente sviluppo di asma, febbre da fieno e rinite allergica a seconda delle ore trascorse in piscina in soggetti sensibilizzati (14).

In sintesi, il nuoto rappresenta una delle principali fonti di esposizione non professionale ai DBP della clorazione. In particolare, l'esposizione ai THM è tanto maggiore quanto più è lunga la permanenza in acqua. Sia in ambienti *indoor* sia all'aperto, la concentrazione di THM aumenta in estate a causa delle elevate temperature e dell'immissione di maggiori quantità di materiali organici a seguito del progressivo affollamento degli impianti. Ciò posto, si può affermare che i nuotatori sportivi e agonisti e gli operatori degli impianti sono sicuramente i più esposti all'assunzione di THM attraverso l'aria.

## Conclusioni

Come sopra riportato, esiste un elevato potenziale rischio sanitario per operatori e nuotatori derivante da ingestione di acqua, assorbimento attraverso cute e mucose e inalazione in impianti natatori e di wellness *indoor* dove l'acqua è trattata con agenti disinfettanti a base di cloro.

Le pratiche di disinfezione sono tuttavia inevitabili e assolutamente indispensabili per evitare rischi più gravi correlati alla trasmissione di malattie infettive.

In merito ai rischi chimici derivanti dall'ingestione di acqua clorata e di DBP in impianti ad uso natatorio e ricreativo, in mancanza di una specifica normativa, si potrebbe ricorrere ai valori guida dell'OMS (4, 18).

Nel caso di ingestione, si deve tuttavia considerare che la quantità di acqua generalmente ingerita è molto bassa (16-45 mL per gli adulti;  $\leq 100$  mL per i bambini). Ciò significa che l'esposizione per via orale a clorocomposti è comunque bassa, di breve termine e non continua nel tempo (4).

Diversamente, l'esposizione di cute e mucose interessa sia l'intera superficie corporea sia siti particolarmente sensibili come occhi, bocca, orecchie. Per mitigare questi rischi si rendono necessarie l'applicazione e la diffusione di buone pratiche igieniche e gestionali già definite in molti paesi sia in strutture pubbliche che private.

Gli aspetti più delicati riguardano comunque l'esposizione a disinfettanti e DBP attraverso l'aria, in particolare in piscine e vasche *indoor* e in ambienti chiusi ad esse pertinenti. Per questi tipi di esposizione si può fare riferimento ai valori limite di soglia (*Threshold Limit Value*, TLV) o similari definiti per i clorocomposti negli ambienti di lavoro che si calcolano, in genere, per un'assunzione di aria di circa  $10 \text{ m}^3$  di un adulto in una giornata lavorativa di 8 ore per un totale di 40 ore settimanali. È tuttavia necessario osservare che questa quantità, nel caso delle piscine, dovrebbe anche essere modulata considerando anche l'intensità dello sforzo fisico effettuato, il tipo di attività svolta, l'età dei nuotatori con particolare riguardo della popolazione infantile e giovanile, la movimentazione dell'acqua, la durata giornaliera e complessiva dell'esposizione e altri fattori, non ultime le finalità ricreative o professionali dei frequentatori (1, 4, 23).

In Italia, la maggior parte dei criteri rilevanti ai fini della disinfezione e della sicurezza degli impianti natatori è stata enunciata nel 2003 nell'“Accordo tra Ministero della Salute, le Regioni e le Province Autonome di Trento e di Bolzano sugli aspetti igienico-sanitari per la costruzione, la manutenzione e la vigilanza delle piscine ad uso natatorio” (3) che, successivamente, sono stati ripresi in diversi regolamenti emanati a livello regionale e provinciale.

Con l'evoluzione delle conoscenze, i requisiti di qualità per impianti natatori, ricreativi e centri benessere dovrebbero essere implementati, estesi e armonizzati al fine di preparare un'efficace base di dati che possa indirizzare nuove attività di tipo prenormativo che includano gli agenti disinfettanti tradizionali e innovativi e i principali DBP.

Sono pertanto auspicabili ulteriori ricerche e indagini sui DBP e lo sviluppo di criteri di qualità per l'aria per questi ultimi, date la numerosità di impianti pubblici e di wellness esistenti e la vastità della popolazione coinvolta nel nostro paese. Ciò aprirebbe nuove strade per forme di controllo routinario dei DBP attraverso un'opportuna selezione di indicatori e dei relativi livelli di sicurezza da inserire in una revisione dell'attuale dettato normativo.

## Bibliografia

1. Bonadonna L, Donati G (Ed.). *Piscine ad uso natatorio: aspetti igienico-sanitari e gestionali per l'applicazione della nuova normativa*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2007. (Rapporti ISTISAN 07/11).
2. Italia. Ministero della Sanità - Conferenza Stato-Regioni. Atto di intesa relativo agli aspetti igienico sanitari concernenti la costruzione, la manutenzione e la vigilanza delle piscine ad uso natatorio. *Gazzetta Ufficiale* n. 39 (S.O. n. 32) del 17.2.1992.
3. Italia. Accordo 16 gennaio 2003 tra il Ministero della Salute, le Regioni e le Province Autonome di Trento e Bolzano relativo agli aspetti igienico-sanitari per la costruzione, la manutenzione e la vigilanza delle piscine ad uso natatorio. *Gazzetta Ufficiale* n. 51 del 3.3.2003.
4. World Health Organization. *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 2. Swimming pools and similar environments*. Geneva: WHO; 2006. Disponibile all'indirizzo: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/bathing/bathing2/en](http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/bathing2/en); ultima consultazione 16/09/2014.
5. Bonadonna L, Colagrossi R, La Sala L (Ed.). *Parametri microbiologici per il controllo delle acque di piscina: metodi analitici di riferimento*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/46).
6. Bottoni P, Bonadonna L, Chirico M, Caroli S, Záray G. Emerging issues on degradation by-products deriving from personal care products and pharmaceuticals during disinfection processes of water used in swimming pools. *Microchem J* 2014;112:13-6.
7. USEPA. *Alternative disinfectants and oxidants. Guidance manual*. Washington, DC: EPA, Office of Water; 1999. (EPA 815-R-99-014). Disponibile all'indirizzo: [http://www.epa.gov/ogwdw/mdbp/alternative\\_disinfectants\\_guidance.pdf](http://www.epa.gov/ogwdw/mdbp/alternative_disinfectants_guidance.pdf); ultima consultazione 16/09/2014.
8. Centers for Disease Control and prevention. *Healthy swimming/Recreational water. Operating Public Hot Tubs*. [internet]. Atlanta: CDC; 2014. Disponibile all'indirizzo: <http://www.cdc.gov/healthywater/swimming/resources/operating-public-hot-tubs-factsheet.html>; ultima consultazione 16/09/2014.
9. Brandi G, Sisti M, Papparini A, Gianfranceschi G, Schiavano GF, De Santi M, Santoni D, Magini V, Romano-Spica V. 2007. Swimming pools and fungi: an environmental epidemiology survey in Italian indoor swimming facilities. *Int J Environ Health Res* 2007;17:197-206.
10. Briancesco R, Meloni P, Semproni M, Bonadonna L. Non-tuberculous mycobacteria, amoebae and bacterial indicators in swimming pool and spa. *Microchem J* 2014;113:48-52.
11. Barna Z, Kádár M. The risk of contracting infectious diseases in public swimming pools. A review. *Ann Ist Super Sanità* 2012;48:374-86.
12. United States Environmental Protection Agency. *Safe storage and handlings of swimming pool chemicals*. Washington, DC: EPA; 2001. (EPA 550-F-01-003). Disponibile all'indirizzo:

- <http://www2.epa.gov/sites/production/files/2013-11/documents/spalert.pdf>; ultima consultazione 16/4/2015.
13. CDC. Acute Illness and injury from swimming pool disinfectants and other chemicals. United States, 2002-2008. *MMWR* 2011;60:1343-7. Disponibile all'indirizzo: [http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/mm6039a2.htm?s\\_cid=mm6039a2\\_e](http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/mm6039a2.htm?s_cid=mm6039a2_e);ultima consultazione 16/09/2014.
  14. Bernard A, Nickmilder M, Voisin C, Sardella A. Impact of chlorinated swimming pool attendance on the respiratory health of adolescents. *Pediatrics* 2009; 124: 110-118.
  15. Jacobs JH, Spaan S, van Rooy GBGJ, Meliefste C, Zaat VAC, Rooyackers JM, Heederik D. Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. *Eur Respir J* 2007;29:690-8.
  16. Rice EW, Baird RB, Eaton AD, Clesceri LS (Ed.). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC: American Water Work Association; 2012.
  17. Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici, Istituto di Ricerca sulle Acque Consiglio Nazionale delle Ricerche. *Metodi analitici per le acque. Volume 2, Costituenti inorganici non metallici. Cloro attivo libero*. Roma: APAT; 2003. (Rapporti 29/2003). Disponibile all'indirizzo: <http://www.irsa.cnr.it/ShPage.php?lang=it&pag=metod>; ultima consultazione 16/09/2014.
  18. World Health Organization. *Guidelines for drinking water quality. Fourth Edition*. Geneva: WHO; 2011. Disponibile all'indirizzo: [http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151\\_eng.pdf](http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf); ultima consultazione 16/09/2014.
  19. Thomas HL, Murray V. Review of acute chemical incidents involving exposure to chlorine associated with swimming pools in England and Wales, June-October 2007. *J Public Health* 2008;30:391-7.
  20. Scottish Centre for Infection and Environmental Health. *Chemicals in drinking water: chloramines*. Glasgow: Health Protection Scotland. 2001.
  21. Li J, Blatchley ER. Volatile disinfection byproduct formation resulting from chlorination of organic-nitrogen precursors in swimming pools. *Environ Sci Technol* 2007;41:6732-9.
  22. Health Canada. *Environmental and workplace health. Chloramines*. Ottawa: Health Canada; 1995. Disponibile all'indirizzo: [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/chloramines/chloramines-eng.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/chloramines/chloramines-eng.pdf); ultima consultazione 16/09/2014.
  23. Dipartimento di Medicina del Lavoro, Osservatorio Nazionale Epidemiologico sugli ambienti di vita. *Le piscine*. Roma: Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro; 2005. (Quaderni per la salute e la sicurezza). Disponibile all'indirizzo: <http://www.ispesl.it/ossvita/pdf/Piscine.pdf>; ultima consultazione 16/4/2015.
  24. Centers for Disease Control and prevention. *Workplace safety & health topics. Chloroform*. Atlanta, GA: CDC; 2013. Disponibile all'indirizzo: <http://www.cdc.gov/niosh/topics/chloroform>; ultima consultazione 16/4/2015.
  25. United States Environmental Protection Agency. *Drinking water standards and health advisories*. Washington, DC: Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency; 2012. (EPA 822-S-12-001). Disponibile all'indirizzo: <http://water.epa.gov/drink/standards/hascience.cfm>; ultima consultazione 16/09/2014.
  26. Italia. Decreto legislativo 2 febbraio 2001, n. 31. Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano. *Gazzetta Ufficiale – Serie Generale* n. 52, 3 marzo 2001.
  27. Richardson SD, De Marini DM, Kogevinas M, Fernandez P, Marco E, Lourencetti C, Ballesté C, Heederik D, Meliefste K, McKague AB, Marcos R, Font-Ribera L, Grimalt JO, Villanueva CM. What's in the Pool? A comprehensive identification of disinfection by-products and assessment of

mutagenicity of chlorinated and brominated swimming pool water. *Environ Health Persp* 2010;118:1523-30.

28. Weaver WA, Li J, Wen Y, Johnston J, Blatchley MR, Blatchley ER 3rd. Volatile disinfection by-product analysis from chlorinated indoor swimming pools. *Water Res* 2009;43:3308-18.



*Serie Rapporti ISTISAN  
numero di aprile 2015*

*Stampato in proprio  
Settore Attività Editoriali – Istituto Superiore di Sanità*

*Roma, aprile 2015*