

Inquinamento atmosferico in area urbana ed effetti sulla salute

Presenza di polline di **Ambrosia** 

# Ambiente e salute

Cristiana Ivaldi - Arpa Piemonte

# 9.1 IMPATTO SULLA SALUTE UMANA DI ALCUNI FATTORI DI RISCHIO AMBIENTALI

# A cura di **Moreno Demaria, Giovanna Berti, Cristiana Ivaldi** - Arpa Piemonte

La salute della popolazione residente in un dato territorio può essere determinata da fattori di pressione ambientali.

Il monitoraggio dello stato di salute della popolazione di un'area, in questo caso il Piemonte, vede come prima attività l'analisi descrittiva delle misure di occorrenza, che consiste nel calcolo degli eventi sanitari (ricoveri e decessi) a livello di piccola area. È quindi a livello comunale che sono normalmente calcolati, e riportati su carte tematiche, gli indicatori epidemiologici di rischio. Tali analisi descrittive forniscono un'immagine sintetica di insieme, utile all'individuazione di eventuali aggregati, valutabili in relazione agli indicatori di stato dell'ambiente.

L'utilizzo di mappe, per la rappresentazione dei rischi, di fatto sottintende l'idea che siano condizioni legate al territorio ad influenzare l'eterogenea distribuzione delle misure relative di rischio. Si attribuisce quindi una forte valenza "ambientale" ai fattori di rischio che determinano l'esito sanitario. Ciò è semplicistico in quanto la catena causale è sicuramente più complessa, dovendo tener conto di fattori di confondimento importanti. I principali fattori di confondimento dei quali può essere necessario controllare l'azione sono l'età, l'area di nascita dei soggetti, l'indice di deprivazione1 su base comunale e l'offerta di servizi sanitari sul territorio. Si possono quindi analizzare fattori costituiti da attributi individuali (età, nascita, sesso, istruzione e altri) e fattori quali attributi territoriali o ecologici (indici comunali di deprivazione, concentrazione urbana, posizione orografica ecc.).

# 9.1.1 Fattori extra ambientali

Sono state compiute analisi sistematiche per individuare le possibili distorsioni derivanti dal non considerare l'eterogenea distribuzione in Piemonte di alcuni fattori quando si analizzano gli effetti delle componenti ambientali sulla salute. Fattori socio-demografici, descritti dall'indice di deprivazione, e l'area di nascita esercitano degli effetti di cui tener conto, così come, anche se in modo non sistematico, la dimensione demografica e l'accessibilità alle cure, misurata in tempo di percorrenza stradale per raggiungere l'ospedale.

Nelle mappe sono riportati, come risultati esemplificativi, gli stimatori Bayesiani del rischio che permettono di calcolare indicatori dipendenti dalla struttura territoriale e, perciò, adatti a fornire immagini semplificate nell'interpretazione. Il rischio relativo comunale è modellato come dipendente da due componenti di variabilità: l'eterogeneità complessiva dei rischi nell'area totale in esame (in questo caso la regione Piemonte) e l'eterogeneità dei rischi localizzata nei dintorni di ciascuna area, riferita quindi ai comuni circostanti. L'effetto di questo modello di stima è di "lisciare" (smoothing) il valore del rischio del comune tenendo conto dei valori medi locali.

Nella figura 9.1 è illustrata la distribuzione delle dimissioni ospedaliere per tumori maligni dell'esofago, occorse negli anni 1995-2003, in entrambi i sessi. La mappa di sinistra rappresenta i rischi stimati (non depurati), mentre in quella di destra sono riportati i rischi calcolati tenendo conto delle variabili socio-economiche di interesse (depurati). Il grafico al centro rappresenta la distribuzione dei rischi relativi per area di nascita del soggetto, prendendo come riferimento il rischio di tumore maligno dell'esofago per i nati nel nord-ovest in Italia (posto pari a 1), per coloro che sono nati al nord-est il rischio di tumore maligno dell'esofago risulta maggiore (>1) mentre è minore per i nati al centro e al sud e isole (<1). Nel grafico oltre ai valori puntuali dei rischi relativi stimati sono riportati anche gli intervalli di variazione di tale stima.

E' noto che la popolazione proveniente dal sud Italia presenta un fattore di protezione rispetto ad alcune patologie tumorali, in relazione probabilmente a fattori genetici o ad abitudini alimentari, come si evince dal grafico.

¹Indice che integra informazioni su alcune componenti (istruzione, abitazione, lavoro, famiglia) quali ad esempio la proporzione di popolazione con licenza elementare, di abitazioni in affitto, di abitazioni occupate senza bagno interno all'abitazione, di popolazione disoccupata o in cerca di prima occupazione, di famiglie monogenitoriali con figli.

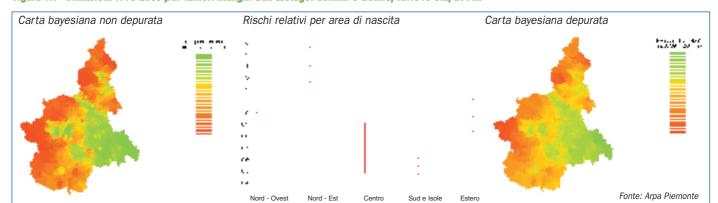


Figura 9.1 - Dimissioni 1995-2003 per tumori maligni dell'esofago: uomini e donne, tutte le età, BPMR

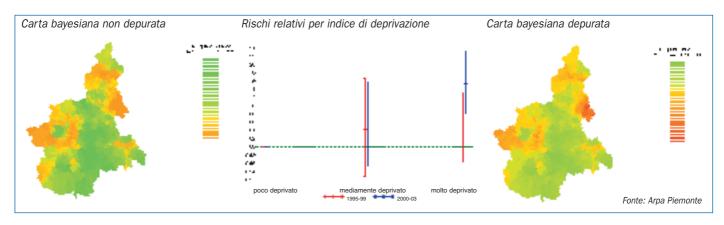
Passando dalla lettura della mappa "grezza" a quella depurata dell'effetto dell'area di nascita si può notare che parte dell'effetto riscontrato nelle aree montane è da attribuire alla minor presenza, in queste zone, di popolazioni immigrate dal sud (contrariamente alle aree urbane). Analizzando la distribuzione dei tumori maligni dell'esofago al netto dell'area di nascita (cioè eliminando l'effetto protettivo delle popolazioni originarie del sud Italia), il divario tra urbane e montane si riduce; quindi parte dell'effetto che veniva attribuito al territorio è da imputare all'area di nascita dei residenti.

Un ulteriore esempio, riportato in figura 9.2, riguarda

la mortalità per tumori maligni del fegato e dei dotti biliari negli anni 1980-2001 in entrambi i sessi. Lo schema rappresentativo è lo stesso spiegato in precedenza: nella mappa di sinistra sono rappresentati i rischi stimati (non depurati), in quella di destra i rischi calcolati tenendo conto dell'indice di deprivazione del Comune (depurati). Il grafico al centro riporta i rischi relativi di tumori maligni del fegato e dei dotti biliari stimati prendendo come riferimento i rischi calcolati per i soggetti residenti nei comuni a cui viene attribuito un indice di deprivazione basso (comune riccomolto ricco). Vengono messi a confronto due intervalli temporali: 1980-90 e 1991-01.

· La mappa a destra è depurata dell'effetto dell'area di nascita: le popolazioni originarie del sud Italia presentano un fattore di protezione rispetto ad alcune patologie tumorali. In tal caso il divario tra aree urbane e montane si riduce, per la minor presenza nelle aree montane delle popolazioni provenienti dal sud Italia.

Figura 9.2 - Mortalità 1980-2001 per tumori maligni del fegato e dei dotti biliari: uomini e donne, tutte le età, BMR



• I comuni più ricchi hanno un indice di deprivazione più basso. Per essi ci si aspetta una mortalità più bassa della media. Nella mappa a destra si evidenzia che, tenendo conto dell'effetto dei fattori che compongono l'indice di deprivazione, alcuni comuni più ricchi (es. nel novarese) presentano rischi elevati di tumore maligno del fegato Tali rischi risultano quindi più correlabili a fattori territoriali mentre nel cuneese il rischio è spiegato da fattori legati alla deprivazione.

Dall'analisi del grafico si osserva che il rischio di tumori per i soggetti residenti nei comuni deprivati (comuni più poveri) è maggiore (>1) rispetto a quello per i soggetti residenti in comuni (più ricchi) con indice di deprivazione basso (posto pari a 1), questo in entrambi i periodi presi in considerazione, anche se il divario sembra essere più ampio nell'ultimo periodo temporale. Passando alla lettura della mappa a destra, che tiene conto di alcuni fattori sintetizzati nell'indice di deprivazione, si può osservare che aree più avvantaggiate rispetto alla media regio-



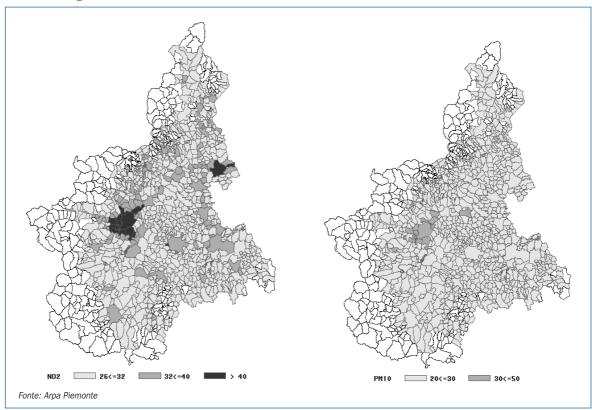
nale tendono, invece, a mettere in luce rischi più elevati di quelli attesi, in quanto ci si aspetta per questi una mortalità più in linea con i comuni avvantaggiati, cioè più bassa della media. Ad esempio, si evince come nel novarese, ove i comuni, essendo più ricchi godono di una minor deprivazione, il rischio di tumore in studio risulta evidenziato, mentre scompare in alcune aree deprivate del cuneese, dove il rischio è determinato da fattori legati alla deprivazione.

Di tali fenomeni è necessario tener conto nell'interpretazione delle mappe di rischio della distribuzione di eventi sul territorio.

# 9.1.2 Alcuni fatttori ambientali

Sono stati analizzati alcuni indici di inquinamento ambientale e calcolate misure di associazione tra malattia e "dose di esposizione". Sono state prese in considerazione le concentrazioni di alcuni inquinanti dell'aria (NO<sub>2</sub> e PM10), la durezza delle acque, la concentrazione di metalli pesanti nel suolo. Ovviamente, è stato spesso necessario attribuire a tutta la popolazione comunale l'esposizione rilevata attraverso una misura puntiforme nello spazio e nel tempo, introducendo in tal modo un 'bias ecologico'. Obiettivo di tali analisi è la valutazione della fattibilità di utilizzo delle grandi basi informative presenti in Arpa in un ottica di valorizzazione delle correlazione con esiti sanitari.



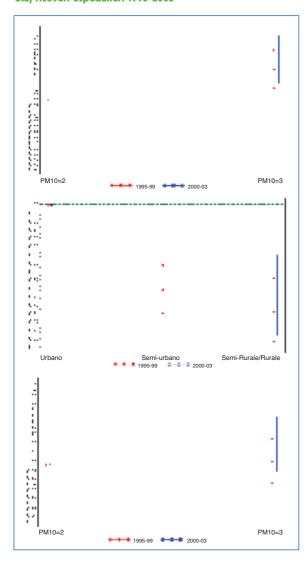


I dati relativi alla qualità dell'aria sono stati forniti dall'Area regionale modellistica nell'ambito del Sistema Piemonte - Qualità dell'aria. A titolo puramente esemplificativo e con la finalità di valutazione del valore d'uso, sono stati forniti i dati di rilevazione di NO2 e di PM10 relativi ad un giorno autunnale (8/11/2004). I dati rilevati sono stati proiettati su tutti i comuni piemontesi secondo metodi di regressione. L'immagine che si ottiene è riportata nella figura 9.3.

Come si nota dalla mappa ricostruita a partire da dati puntiformi, la concentrazione di PM10 è maggiore nelle zone urbane.

A titolo esemplificativo, assumendo l'immagine prodotta come rappresentativa dell'esposizione della popolazione, si è posta in relazione la distribuzione del PM10 per comune, raggruppata nelle due classi riportate in figura (valore soglia 30 µg/m³), con i ricoveri per tumore al polmone nelle donne; a tal fine è utilizzata l'informazione riportata nella scheda di dimissione relativa alla residenza del soggetto ricoverato.

Figura 9.4 - PM10 e tumore del polmone, donne, tutte le età, ricoveri ospedalieri 1995-2003



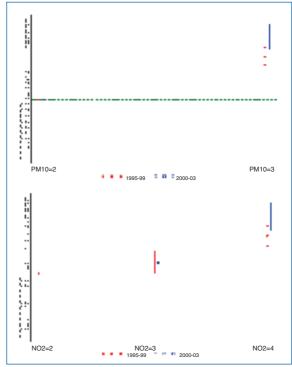
 Il grafico in alto evidenzia l'influenza del PM10 (rischio maggiore per valori maggiori di PM10), al centro si rileva un rischio relativo più elevato per soggetti residenti nelle aree urbane, in basso, depurando il primo grafico per tipologia di area di residenza, si evidenzia negli anni recenti un rischio residuo per le aree non urbane.

In figura 9.4, grafico in alto, è possibile osservare che il rischio di tumore al polmone per i residenti nei comuni con livello di PM10 più alto risulta maggiore di quello dei residenti nei comuni con livello di PM10 <30 µg/m³. Nel grafico al centro sono riportati i rischi di ricovero in relazione al tipo di area di residenza (urbano, semiurbano, semirurale/rurale); quasi tutto l'effetto precedente, a carico del PM10, si sposta sull'indice urbano, infatti per i residenti nelle altre tipologie di aree i rischi di tumore sono minori. Il grafico in basso rappresenta i risultati dell'analisi condotta correggendo per tipologia di area di residenza: è possibile osservare un effetto residuo interessante a carico del PM10 nelle aree non urbane.

Eventuali effetti indipendenti dall'inquinamento (es. abitudine al fumo di sigaretta) non sono facilmente distinguibili con la metodologia utilizzata.

Le patologie respiratorie nei bambini possono essere anch'esse correlate ai livelli di inquinamento calcolati, sia per PM10, sia per NO<sub>2</sub>, raggruppati secondo i valori soglia descritti in mappa (figura 9.5). Si evidenziano rischi peraltro noti ed evidenziati dalla letteratura.

Figura 9.5 - PM10,  $NO_2$  e salute respiratoria in età pediatrica, ricoveri ospedalieri 1995-2003



Fonte: Arpa Piemonte

 Per l'età pediatrica si evidenziano con questi metodi rischi di patologie respiratorie in funzione dei livelli di PM10 ed NO<sub>2</sub> peraltro noti in letteratura.

L'uso dei dati di inquinamento atmosferico risulta quindi rivelare indizi di utilità, sia per la rappresentazione della forza dell'associazione tra inquinamento ed eventi sanitari plausibilmente associati sia per correggere la distribuzione degli indici sanitari su base territoriale, volendo evidenziare fattori di rischio non correlati all'inquinamento atmosferico.

# Acque

Utilizzando un indice di durezza delle acque, espresso in gradi francesi, è stata analizzata la prevalenza di calcolosi renale e ureterale nell'area della pianura novarese e del verbano. Le acque potabili generalmente rientrano nell'intervallo di durezza 4-30 °F, mentre la direttiva CE sulle acque da destinare al con-



sumo umano consiglia un intervallo di 15-50 °F. Si riportano le immagini ottenute con i metodi sopra descritti (figure 9.6 e 9.7). In tabella 9.1 si evidenzia

come la proporzione di eventi di dimissione ospedaliera per calcolosi renale e uretrale aumenti in relazione alla durezza delle acque.

Tabella 9.1 - Prevalenza di dimissioni per calcolosi renale e ureterale stratificata per distribuzione della durezza delle acque - anni 1995-2005

Durezza acque della rete di distribuzione	Osservati totali	Popolazione media annuale	Proporzioni std. X 100.000	Rapporto di proporzioni
Durezza 0 - <4	568	4.050	1.567,3	1
Durezza 4 - <8	2.069	14.115	1.632,9	1.04
Durezza > 8	1.244	7.043	1.948,2	1.24

<sup>•</sup> La tabella pone in luce un rischio crescente al crescere della durezza delle acque.

Figura 9.6 - Distribuzione della durezza media delle acque in gradi francesi. Area novarese-verbano

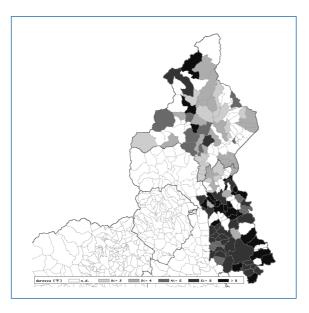
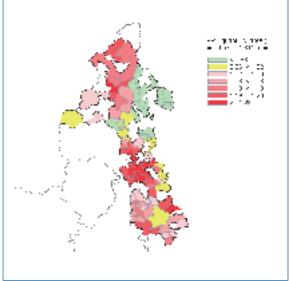


Figura 9.7 - Dimissioni con diagnosi di calcolosi renale e uretrale : distribuzione dei rischi bayesiani



# Suolo

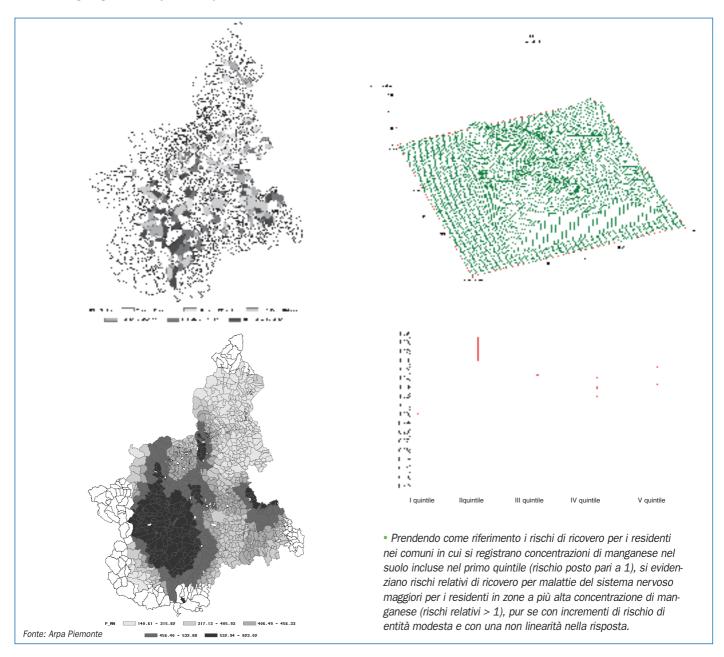
Di seguito vengono rappresentate in mappe le concentrazioni di metalli pesanti nel suolo, considerando cadmio, cromo, rame, manganese, nickel, piombo e zinco. Le misurazioni sono riferite all'analisi dei metalli pesanti in suoli agrari relativi all'orizzonte arato. I 315 punti campionati sono ampiamente distribuiti sul territorio regionale pur non coprendolo interamente e i comuni coinvolti sono stati 226.

A titolo esemplificativo, si riporta in figura 9.8 la rappresentazione dei dati relativi alle concentrazioni di manganese, puntuali e interpolate. In base a categorie individuate dai quintili della distribuzione di frequenza della stima interpolata, si è creata la mappa in basso a sinistra, che descrive il valore di concentrazione di manganese stimato per ciascun comune. Nel grafico in basso a destra si illustra la relazione tra la concentrazione di manganese, in base ai quintili della distribuzione della stima interpolata descritti nella mappa precedente, e la frequenza di ricoveri per malattie del sistema nervoso e degli organi di senso in entrambi i sessi e per tutte le età occorsi tra il 1995 e il 2003.

Dei fenomeni descritti e delle interazioni presentate è necessario tener conto nell'interpretazione della distribuzione di eventi in relazione al territorio. Per concludere, per determinare l'impatto delle componenti ambientali sulla salute è necessario condurre campagne di monitoraggio al fine di stimare l'esposizione della popolazione in studio e predisporre metodologie affidabili nella quantificazione del rischio e nell'interpretazione suggerita.

Le analisi mostrate utilizzano comunque un approccio di tipo ecologico, utile a fornire dati di natura descrittiva. Per chiarire l'effetto delle variabili ambientali sulla salute della popolazione è invece necessario e utile disporre di studi analitici, che utilizzino informazioni a livello individuale allo scopo di chiarire le complesse relazioni esistenti tra i differenti fattori di rischio.

Figura 9.8 - Concentrazioni di manganese, puntuali e interpolate. Associazione tra stima interpolata e ricoveri proporzionali per malattie del sistema nervoso e degli organi di senso, 1995-2003, uomini e donne.



# 9.2 INQUINAMENTO ATMOSFERICO IN AREA URBANA ED EFFETTI SULLA SALUTE UMANA

A cura di **Giovanna Berti, Ennio Cadum, Cristiana Ivaldi** - Arpa Piemonte

Fino alla metà degli anni '80 si è ritenuto che le concentrazioni degli inquinanti rilevate nelle città europee fossero prive di rischio per la salute della popolazione. Tuttavia, i risultati di molti studi epidemiologici condotti negli ultimi 20 anni hanno mostrato in modo consistente che l'esposizione ai livelli di inquinamen-

to atmosferico attuali può comportare effetti a breve e a lungo termine per la salute dell'uomo. La tendenza generale è di diminuzione dei livelli di inquinamento registrati, ma sono occorse variazioni nella composizione della miscela degli inquinanti presenti in atmosfera, con una accresciuta importanza relativa di quelli di tipo fotochimico e di origine autoveicolare. La composizione delle polveri, cui spesso si associano gli effetti rilevati, ha registrato dei cambiamenti sia in relazione alle dimensioni delle particelle che compongono il particolato totale, sia alla natura delle sostanze ad esso adese.

A Torino, se si osservano i trend temporali di lungo periodo, tutti gli inquinanti, ad eccezione dell'ozono e



del biossido di azoto, hanno presentato un andamento decrescente nel tempo. Il trend di diminuzioni registrato in passato per le polveri pare essersi arrestato in tempi recenti. Se da un lato quindi la diminuzione delle concentrazioni in atmosfera degli inquinanti monitorati riflette una diminuita esposizione della popolazione, dall'altro sono necessari continui aggiornamenti delle conscenze circa la forza dell'associazione in studio (esposizione ad inquinamento atmosferico - effetti avversi) e dell'impatto atteso. D'altro canto le recenti direttive europee recepite richiedono interventi di contenimento delle concentrazioni, in particolare delle polveri fini e del biossido di azoto, proprio alla luce delle evidenze raggiunte.

Di seguito si riporta un aggiornamento rispetto a quanto già presentato sull'argomento nei precedenti *RSA* prodotti da Arpa, con i risultati di uno studio italiano che ha analizzato gli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico (MISA2). Lo studio è qui illustrato sinteticamente, per approfondimenti si rimanda alla monografia originale edita come supplemento della rivista Epidemiologia&Prevenzione, Inferenze editore, suppl. luglio-ottobre 2004.

Gli studi di serie temporali, lo si vuole qui ricordare, mettono in relazione tra loro le variazioni giornaliere degli indicatori di inquinamento atmosferico utilizzati (concentrazioni di inquinanti) e le variazioni giornaliere degli indicatori di esito sanitario (numero di ricoveri o di decessi), depurando la relazione dalla presenza di trend temporali nei dati, dall'effetto della temperatura, dei periodi influenzali e di altre covariate che potrebbero "confondere" l'associazione studiata. Inoltre, poiché le variazioni della mortalità giornaliera vengono valutate all'interno della stessa popolazione (i residenti di una città), i risultati non possono essere influenzati da fattori come le abitudini di vita, la prevalenza di esposizioni professionali e così via poiché questi fattori e, a maggior ragione, i loro eventuali effetti, si modificano su una scala temporale ben più lunga del giorno. Tipicamente le stime di effetto sono fornite come incremento percentuale del numero giornaliero di decessi o di ricovero associato ad un incremento di 10 µg/m³ della concentrazione di inquinante rilevata in atmosfera (per il CO l'incremento considerato è di 1 mg/m³). Il progetto MISA2 ha coinvolto 15 centri urbani (Bologna, Ravenna, Catania, Firenze, Genova, Mestre-Venezia, Milano, Napoli, Palermo, Pisa, Roma, Taranto, Torino, Trieste, Verona) per una popolazione in studio di oltre 9 milioni di abitanti; si sono valutati dati aggiornati e si è potuta utilizzare la misura diretta del PM10 (non di misure derivate da particolato totale utilizzando fattori di conversione, come negli studi precedenti). La valutazione dell'esposizione ha previsto una fase di selezione dei *monitor* condotta da un gruppo di lavoro comprendente i responsabili delle reti di monitoraggio a livello nazionale.

Si è quindi pianificata una Metanalisi: tramite un protocollo standardizzato si è proceduto a raccogliere i dati delle singole città, successivamente analizzati utilizzando le medesime procedure. Questa metodologia permette di eliminare parzialmente alcune eterogeneità presenti tra città in fase di raccolta dei dati. Inoltre, con la specificazione di un modello comune si garantisce omogeneità di trattamento statistico dei dati di ciascun centro e si minimizza il rischio di risultati derivanti da modelli troppo ben adattati al singolo insieme di dati ma scarsamente generalizzabili.

Le stime di effetto città specifiche sono state utilizzate nell'elaborazione di una stima sintetica e globale dell'effetto, esplorando eventuali fonti di eterogeneità tra città; si sono inoltre prodotte stime città-specifiche a posteriori, che forniscono una valutazione dell'effetto in ciascun centro aggiornata alla luce delle informazioni provenienti da tutte le città incluse. In estrema sintesi, riportando le stime di incremento del rischio, si è rilevato un aumento della mortalità giornaliera per tutte le cause associato ad incrementi della concentrazione degli inquinanti atmosferici studiati² (tabella 9.2).

Per NO<sub>2</sub> si osserva un incremento dello 0.6% nella mortalità per tutte le cause per incrementi di 10 µg/m³ (Intervallo di Credibilità 95% 0.3, 0.9). L'eccesso di mortalità è pari all'1.2% per incrementi di 1 mg di monossido di carbonio (ICr 95% 0.6, 1.7). A carico del PM10 la stima globale osservata è pari allo 0.3%, in linea con la recente letteratura (ICr 95% - 0.2, 0.7). Emergono associazioni dello stesso ordine di grandezza, o leggermente maggiori, per il PM10, anche in relazione alla mortalità per cause cardiovascolari e respiratorie. Nel caso dei ricoveri ospedalieri occorsi per malattie respiratorie e cardiache si registrano effetti leggermente più grandi per gli inquinanti menzionati. Si osservi che le variazioni percentuali (vp) per le quali si ha un'alta probabilità per valori maggiori di zero, sono riconoscibili dall'intervallo di credibilità al 95% con i due limiti dello stesso segno (escludendo quindi lo zero). Tutti gli effetti sono risultati più evidenti nel periodo estivo.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Le stime riportate sono la media della distribuzione a posteriori e sono affiancate dai centili della stessa distribuzione (intervallo di credibilità). La distribuzione a posteriori rappresenta la distribuzione di probabilità circa la grandezza dell'effetto condizionata ai dati sservati. L'intervallo di credibilità ci informa sull'intervallo di valori su cui si concentra la probabilità, quindi quanta probabilità è associata a un determinato ambito di valori di effetto; corrisponde al valore predittivo nei test diagnostici. Valori all'intorno della stima hanno maggior probabilità di valori lontani.

Tabella 9.2 - MISA, 1996-2002. Stime globali e intervalli di credibilità relativi all'effetto dell'inquinante sulla mortalità e sui ricoveri

# Mortalità per cause

	l	Naturali		piratorie	Cardiov	Cardiovascolari		
	vp	ICr 95%	Vρ	ICr 95%	Vρ	ICr 95%		
SO <sub>2</sub>	0.60	-0.39, 1.59	1.55	-2.22, 5.38	1.11	-0.64, 3.12		
NO <sub>2</sub>	0.59	0.26, 0.94	0.38	-0.63, 1.74	0.40	-0.46, 1.05		
CO	1.19	0.61, 1.72	0.66	-1.46, 2.88	0.93	-0.10, 1.77		
PM10	0.31	-0.19, 0.74	0.54	-0.91, 1.74	0.54	0.02, 1.02		
O <sub>3</sub>	0.27	-0.26, 0.70	0.01	-1.67, 1.30	0.22	-0.33, 0.70		

# Ricoveri per cause

	Res	piratorie	Ca	ardiache	Cerebrov	/ascolari
	vp	ICr 95%	Vρ	ICr 95%	VР	ICr 95%
SO <sub>2</sub>	-0.25	-1.73, 1.56	-0.64	-3.18, 1.77	2.54	-1.49, 6.85
NO <sub>2</sub>	0.77	0.08, 1.50	0.57	0.25, 0.91	0.77	-0.18, 2.10
CO	1.25	0.19, 2.25	1.44	0.75, 2.14	0.93	-2.00, 4.45
PM10	0.60	0.22, 1.05	0.29	-0.04, 0.59	-0.57	-1.24, 0.12
O <sub>3</sub>	0.61	-0.39, 1.58	-0.41	-0.73, -0.03	0.20	-0.64, 1.08

Traducendo in termini di impatto le stime di rischio riportate, considerando la relazione di natura causale, alla luce della esposizione sperimentata dalla popolazione esaminata e in relazione al profilo di mortalità registrato nei centri in studio, si può affermare che nel complesso si rileva una percentuale di decessi per tutte le cause (escludendo le accidentali) attribuibili all'inquinamento atmosferico di circa il 2,5% per ciascuno degli inquinanti gassosi (NO2 e CO) e di circa l'1,5% per il PM10. Gli Intervalli di credibilità sono compresi tra l'1.4% e il 4.1% per gli inquinanti gassosi, mentre più imprecisa è la valutazione dell'impatto per il PM10, date le differenze delle stime di effetto tra le città in studio ed è compresa tra lo 0.1% e il 3.3%. Nell'insieme delle città partecipanti a MISA2, popolazione in studio di oltre 9 milioni di abitanti, si stima che circa duemila decessi siano attribuibili ad inquinanti gassosi, circa mille al PM10. Sono valori in linea con quanto riportato da altri studi condotti in sede europea ed italiana.

Per la città di Torino, su base annua, utilizzando le stime meta analitiche, si calcolano 171 decessi attribuibili ad  $NO_2$  (ICr 80% 114, 230), 163 a CO (ICr. 80% 116, 210), 139 al PM10, con un incertezza ampia (ICr. 80% 7, 259).

Nell'interpretazione delle stime presentate è necessario tener conto del fatto che l'inquinamento atmosferico è costituito da una miscela complessa di sostanze, spesso correlate e interagenti tra loro.

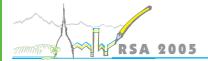
Per questi motivi non è possibile scindere gli effetti, distinguendo eventi attribuibili ad un inquinante piuttosto che ad un altro. Né è corretto sommare i decessi attesi per inquinanti diversi. Il giudizio deve essere condotto guardando l'insieme dei rischi rilevati e nel confronto con le stime prodotte da altri studi. Sia i rischi che le stime di impatto sono accompagnate da intervalli di credibilità. Nella quantificazione del numero di casi essi riflettono grandi incertezze nella stima.

Gli effetti più importanti rilevati nella stagione estiva confermano quanto già noto in letteratura: si tratta della stagione in cui l'esposizione della popolazione è maggiore in quanto le persone trascorrono molto tempo all'aria aperta, in cui le interazioni con la temperatura diventano importanti e in cui nei grandi centri urbani si verificano selezioni delle popolazioni più sensibili, con una maggiore permanenza dei soggetti in condizioni di salute compromessa.

L'eterogeneità rilevata per il PM10 dal Progetto MISA2 è in linea con quanto riportato nella recente letteratura e potrebbe essere posta in relazione alle sorgenti di particolato, alle condizioni meteo climatiche favorenti o meno fenomeni di accumulo e persistenza, a interazioni differenti con la temperatura.

La Metanalisi italiana si aggiunge ad altri studi europei e nordamericani condotti sullo stesso argomento e con metodologie simili. In sintesi si possono riassumere attraverso la tabella sottostante i confronti tra questi risultati e il contesto europeo e americano citato nelle presente relazione, risultati revisionati alla luce dei problemi metodologici e computazionali emersi.

• I valori sono espressi in termini di variazioni percentuali (vp) associate a un incremento dell'inquinante pari a 10 µg/m³ (1 mg per il CO).



I risultati appaiono confrontabili, soprattutto alla luce del PM mediano, e l'incremento è sempre evidente. Occorre precisare che ciascuno studio ha utilizzato dati di esposizioni e metodologie non sempre confrontabili. Inoltre la composizione della popolazione in studio è sicuramente differente.

Tabella 9.3 - Confronto dei risultati su PM10 (incremento di 10 µg/m³). Mortalità per cause naturali								
	MISA Italia - 11 città	APHEA-2 Europa - 21 città	NMMAPS USA - 100 città					
Incremento mortalità per incremento di PM10 %	0.31	0.41	0.19					
PM10 mediano	46.2	40	27.1					
Temperatura mediana	15.5	13-15	14.5					
Periodo considerato	1996-02	1990-97	1987-00					

Per concludere, uno studio di questo tipo, poiché si basa su archivi di dati sanitari e ambientali, è comunque uno studio descrittivo; la chiarificazione dei nessi

di causalità richiede altre strategie di accertamento dell'esposizione e disegni di studio su base individuale.

# La banca dati ICSC per la gestione del rischio chimico negli ambienti di lavoro

# A cura di Anna Armitano - Arpa Piemonte

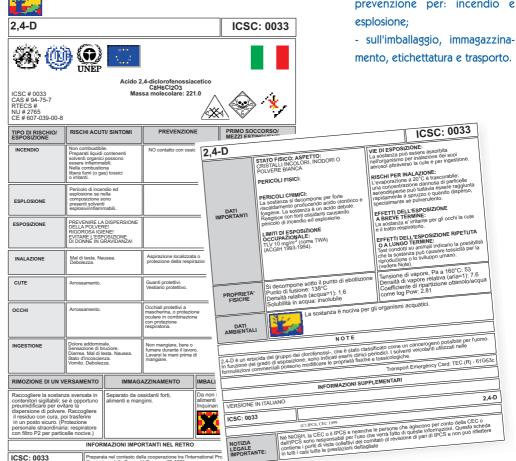
La produzione complessiva di sostanze chimiche è passata da 1 milione di tonnellate del 1930, a 400 milioni di tonnellate del 2001, e il numero di sostanze nuove immesse sul mercato ogni anno è dell'ordine di alcune migliaia. In quest'ambito è necessario avere la possibilità di accedere velocemente a informazioni complete e affidabili sulle differenti sostanze chimiche. Di seguito si intende illustrare un database che può velocizzare i tempi di ricerca di queste informazioni, sia in campo sanitario che ambientale, con un uso facile del programma di interrogazione/ricerca che può costituire un primo screening di notizie basilari da utilizzare in prima battuta in attesa di successivi approfondimenti.

Nel 1980 tra WHO (World HealtI Organization), ILO (International Labour Office) e UNEP (United Nation Environment Programme) venne siglato un accordo per la gestione degli effetti sanitari e ambientali, acuti e cronici, dovuti alla pericolosità delle sostanze chimiche denominato **IPCS** (International Programme on Chemical Safety). In collaborazione con l'EU e con gli obbiettivi specifici dell'IPCS (effettuare valutazioni, divulgare informazioni sul rischio da sostanze chimiche, promuovere una cooperazione internazionale per le emergenze e gli incidenti causati dalle sostanze chimiche), è stata costituita una banca dati denominata ICSC (International Safety Chemical Cards).

A questo progetto aderiscono varie istituzioni europee e americane che si occupano di problemi emergenti dalla pratica della medicina del lavoro, della tossicologia e della prevenzione in generale.

Questo database è formato da schede informative, che, per ogni sostanza, comprendono informa-

- sulle caratteristiche chimico-fisiche:
- sulle vie di esposizione (inalatoria, cutanea, oculare, ingestiva);
- sugli effetti sanitari a breve e lungo termine, sulla pericolosità ambientale;
- sui rischi e sulle relative misure di prevenzione per: incendio e
- mento, etichettatura e trasporto.



Le schede sono suddivise in undici sezioni e le sostanze vengono scelte da una lista predefinita, fornita da IPCS, privilegiando quelle che hanno maggiori volumi di produzione oppure che coinvolgono popolazioni, lavorative o non, potenzialmente esposte. Altro fattore determinante la scelta è il grado di pericolosità della sostanza. Per poter essere il più possibile semplici e comprensibili, le schede vengono redatte utilizzando una serie di frasi (frasi standard in Inglese), già codificate e specifiche per ogni sezione in cui la scheda si divide. Ogni Istituto/Ente estensore utiliz-za solo queste frasi per redigere la scheda selezionando quelle corrispondenti alle caratteristiche e proprietà della sostanza in esame e, a cadenza semestrale, sottopone il suo lavoro alla discussione degli altri Istituti che partecipano al progetto.

Le schede ICSC rappresentano un archivio autorevole con 1.491 sostanze chimiche e sono diverse dalle schede di sicurezza delle Ditte produttrici in quanto le ICSC sono il frutto di un processo valutativo sulla qualità e scientificità dei dati inseriti, con uniformità di linguaggio. Nelle schede ICSC, vengono fornite informazioni più dettagliate sui mezzi di contenimento in caso di sversamento, di corretto stoccaggio delle sostanze, riportando, infine, indicazioni relative alla etichettatura e al trasporto internazionale (classi di rischio, Transport Emergency cards, codice NFPA), che possono rendere più facile la ricerca di ulteriori informazioni o permettere un controllo più accurato della documentazione. La completezza e la validità delle schede ICSC è suffragata anche da un recente lavoro di analisi di database sulle sostanze chimiche, che colloca

ICSC al quarto posto, su 22 database analizzati, per potenza informativa dopo HSDB, IPCS-INCHEM e NTP.

Per favorire la diffusione di questo strumento informativo, l'Area di Epidemiologia Ambientale di Arpa Piemonte, partecipando a pieno titolo alla redazione di nuove schede, collabora con un Gruppo di lavoro composto da operatori delle ARPA della Campania, Friuli-Venezia Giulia, Lombardia, Marche, Toscana, Veneto ed Emilia Romagna.

Il gruppo ha tradotto e reso disponibile la versione italiana delle schede ICSC sul sito internet del NIOSH (www.cdc. gov/niosh/ipcs/icstart.html) che rende fruibile, per conto dell'IPCS, le versioni nelle diverse lingue nazionali delle schede.

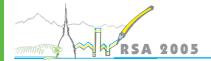
È, inoltre, previsto un aggiornamento annuale del la traduzione in Cd-Rom.

# Conclusioni

Si ritiene con questa traduzione di aver predisposto uno strumento nuovo, di facile lettura e consultazione per tutti gli operatori che possono essere chiamati a rispondere in caso dì "emergenze", sia della Sanità che dell'Ambiente, compresi i Vigili del Fuoco e la Protezione Civile.

Nel campo specifico della Medicina del Lavoro, le schede forniscono informazioni su una serie di effetti sanitari a breve e a lungo termine, sui pericoli chimici, sui metodi di prevenzione/pronto soccorso che possono aiutare l'operatore a prendere decisioni in tempi molto brevi.

Non va, inoltre, dimenticato che oltre all'etichet-tatura europea, vengono riportate anche codici di classificazione USA (NFPA), UN e da ultimo il riferimento corretto alle TEC (*Transport Emergency Card*).



# 9.3 PRESENZA DI POLLINE D'AMBROSIA SUL TERRITORIO PIEMONTESE

A cura di **Maria Rita Cesare -** Arpa Piemonte **Nicola Caranci** - ASL 5 Servizio di Epidemiologia

Per molto tempo la pollinosi da sensibilizzazione all'Ambrosia, appartenente alla famiglia delle *Compositae*, ha rappresentato per l'allergologia italiana un argomento di rilevanza esclusivamente a livello

teorico ma da circa una quindicina d'anni questa pianta di provenienza americana ha avuto un'improvvisa diffusione soprattutto nel Nord Italia, determinando una rapida estensione delle manifestazioni allergiche a carico delle vie respiratorie

La specie più dotata di maggiore capacità sensibilizzante è l'*Ambrosia artemisiifolia*, pianta erbacea annuale con fiori maschili poco vistosi di colore gialloverdognolo. Durante il periodo di fioritura, che va da metà giugno ai primi di ottobre, viene liberata nell'atmosfera una grande quantità di granuli pollinici di dimensioni di circa 20 micron.

Tabella 9.4 Cor	ncentrazione di pollini d'	Ambrosia (numero	di granuli / m³ d'aria	ı). Valori medi giu	gno - settem	bre 2003
Stazione	Bardonecchia	Cuneo	Novara	Omegna	Torino	Tortona
Valori medi	0,26	0,55	5,10	0,86	0,29	4,12

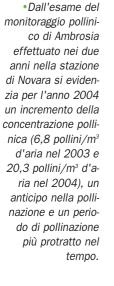
L'Ambrosia, che cresce spontaneamente su terreni incolti, lungo i margini delle strade, le massicciate delle ferrovie e, nelle aree urbane, sui terreni di riporto, ha avuto, a partire dagli anni '90, una notevole diffusione anche in Piemonte e ha assunto un'inaspettata rilevanza sul piano clinico.

La Rete di Monitoraggio Pollinico Arpa Piemonte rileva, in tutte le sei stazioni distribuite sul territorio

(Bardonecchia, Cuneo, Novara, Omegna, Torino, Tortona), la presenza del genere Ambrosia dal 2003. Il sistematico monitoraggio aerobiologico rileva come la presenza del polline di Ambrosia sia estesa a tutto il territorio regionale, ma i maggiori riscontri si hanno per le stazioni del nord-ovest (tabella 9.4).

I dati analizzati, espressi come valori giornalieri di pollini per metro cubo d'aria, sono stati quelli rilevati

Figura 9.9 - Novara. Concentrazione di pollini d'Ambrosia (numero di granuli / m³ d'aria) - mesi estivi 2003-2004



140 -													
	<b>→</b>	200	)3 –	- 20	004								
120										1			
100													
80 -						1	M		†				
60 -						1				$\frac{1}{1}$	4		
40 -							4	<del></del>		1	1		
20 -						1	$\overline{A}$	11	,	1 +	* .	\ <u>\</u> \\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\\	
0 +	millaren nien	An man br	aren an br	na acedineia i	hadidə (İldi	لمسال				M	, N	<i>†</i> WX	
01/07/2003	08/07/2003	15/07/2003	22/07/2003	29/07/2003	05/08/2003	12/08/2003	19/08/2003	26/08/2003	02/09/2003	09/09/2003	16/09/2003	23/09/2003	30/09/2003
01/07	08/0	15/07	22/07	29/07	90/90	12/08	19/08	26/08	02/06	30/60	16/06	23/06	30/08

Periodo	2003	2004
	Valori ı	nedi
1 luglio - 10 luglio	0,0	0,3
11 luglio - 20 luglio	0,0	0,0
21 luglio - 31 luglio	0,0	0,1
1 agosto - 10 agosto	1,4	10,2
11 agosto - 20 agosto	9,9	64,7
21 agosto - 31 agosto	22,4	24,8
1 settembre - 10 settembre	13,3	43,2
11 settembre - 20 settembre	10,1	27,5
21 settembre - 30 settembre	2,8	13,4
Luglio	0,0	0,1
Agosto	11,6	33,0
Settembre	14,3	30,6
Tot.	6,8	20,3
Giugno-Settembre		15,3
	tatistiche de	
Deviazione standard	23,5	58,4
Mediana	0,0	0,0
75° percentile Massimo	11,8 73,4	41,5 118,4
ividSSIIIIU	13,4	110,4

Fonte: Arpa Piemonte

nelle sei stazioni nei mesi di giugno, luglio, agosto e settembre dell'anno 2003.

Analizzando i dati del 2003 risulta che il picco giornaliero massimo di diffusione aerea dei pollini raggiunge valori che oscillano da 5,9 pollini/m³ d'aria per la stazione di Cuneo, nella giornata del 31 agosto, a 73,3 pollini/m³ d'aria per la stazione di Novara, nella giornata del 29 agosto.

Per la stazione di Novara, risultata nel 2003 quella con maggior concentrazione di pollini per metro cubo d'aria, è stato effettuato un approfondimento nel 2004 ed è stato riscontrato lo stesso andamento (figura 9. 9).

Presso la stazione di Bardonecchia (TO), benché sia situata a circa 1.300 metri s.l.m., quota normalmente considerata esente dalla presenza di Ambrosia, è stata rilevata nell'anno 2003 una concentrazione media di 0,26 pollini/m³ d'aria, con un numero di giorni senza pollini osservati pari a 94, su un totale di 122 giorni, e un massimo giornaliero di 8,6 pollini/m³ d'aria nella giornata del 4 settembre.

Da questa prima analisi dei dati di rilevamento pollinico che riflettono perlopiù la situazione floristica locale, è possibile fare alcune considerazioni in merito alla presenza ormai certa di Ambrosia, benché diversamente distribuita, su tutto il territorio regionale e dunque sulla necessità di affrontare il problema non solo dal punto di vista clinico, diagnostico e terapeutico ma anche con interventi diretti che mirino a contrastare la diffusione di questa pericolosa infestante, abbattendo di conseguenza l'emissione di pollini in atmosfera e diminuendo così gli episodi allergici ad essa collegati.

Poiché l'analisi condotta ha preso in considerazione esclusivamente i due anni di rilevamento pollinico a nostra disposizione, risulta difficile valutare la diversa presenza di Ambrosia a livello regionale; per una valutazione corretta sarebbero infatti necessari ulteriori anni di monitoraggio ed eventualmente nuove stazioni dislocate nel Nord Piemonte dove è stata riscontrata una maggiore concentrazione di questi pollini.

# **BIBLIOGRAFIA**

BIGGERI A, BELLINI P, TERRACINI B. (Eds), 2001. MISA, Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico. Epid Prev; 25 (Suppl 1): 1-72.

BIGGERI A, BACCINI M, ACCETTA G, LAGAZIO C, 2002. Gruppo MISA. Stime degli effetti a breve termine degli inquinanti atmosferici in Italia. Epid Prev 2002; 26 (4): 203-205.

BIGGERI A, BELLINI P, TERRACINI B (Eds), 2004. *MISA, Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico* 1996-2002. Epid Prev; 28 (Suppl): 1-100.

BRUNEKREEF B, HOLGATE ST. 2002. Air pollution and health. The Lancet; 360: 1233-42.

KATSOUYANNI K et al., 1997. Short term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. BMJ: 314: 1658-1663.

KATSOUYANNI K et al., 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA-2 project. Epidemiology, 12: 521-531.

KUNZLI N, et al., 2002. *Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment.* Lancet; 356: 795-801.

WHO, 2002. Health Impact Assessment of Air Pollution in the Eight Major Italian Cities; EURO/02/5040650. http://www.euro.who.int/transport/hia/20021107\_4