

RAPPRESENTATIVITÀ SPAZIALE DI MISURE DI QUALITÀ DELL'ARIA

Valutazione di un metodo di stima basato su fattori oggettivi

A. PIERSANTI, L. CIANCARELLA, G. CREMONA, G. RIGHINI, L. VITALI
ENEA – Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali
Laboratorio Qualità dell'Aria
Centro Ricerche "E. Clementel", Bologna



AGENZIA NAZIONALE PER LE NUOVE TECNOLOGIE,
L'ENERGIA E LO SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

RAPPRESENTATIVITÀ SPAZIALE DI MISURE DI QUALITÀ DELL'ARIA

Valutazione di un metodo di stima basato su fattori oggettivi

A. PIERSANTI, L. CIANCARELLA, G. CREMONA, G. RIGHINI, L. VITALI
ENEA – Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali
Laboratorio Qualità dell'Aria
Centro Ricerche "E. Clementel", Bologna

RINGRAZIAMENTI

Il presente studio è stato svolto nell'ambito delle attività dell'Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali di ENEA previste dall'Accordo di Collaborazione per l'avvio delle reti speciali di cui al D.Lgs. 155/2010, sottoscritto nell'agosto 2011 dal Ministero dell'Ambiente per la Tutela del Territorio e del Mare, CNR, ENEA e ISS.

I Rapporti tecnici sono scaricabili in formato pdf dal sito web ENEA alla pagina <http://www.enea.it/it/produzione-scientifica/rapporti-tecnici>

I contenuti tecnico-scientifici dei rapporti tecnici dell'ENEA rispecchiano l'opinione degli autori e non necessariamente quella dell'Agenzia.

The technical and scientific contents of these reports express the opinion of the authors but not necessarily the opinion of ENEA.

RAPPRESENTATIVITÀ SPAZIALE DI MISURE DI QUALITÀ DELL'ARIA

Valutazione di un metodo di stima basato su fattori oggettivi

A. PIERSANTI, L. CIANCARELLA, G. CREMONA, G. RIGHINI, L. VITALI

RIASSUNTO

La rappresentatività spaziale e temporale dei siti di monitoraggio delle concentrazioni di inquinanti in atmosfera è un parametro fondamentale nella scelta della dislocazione delle stazioni di misura e nelle valutazioni di esposizione della popolazione ai livelli di concentrazione misurati. In generale, la rappresentatività spaziale di un sito è definita in letteratura facendo riferimento alla variabilità dei livelli di concentrazione nell'intorno del sito stesso. In questo studio è stato applicato un metodo di stima della rappresentatività spaziale di tipo empirico - statistico, basato sull'analisi della copertura del territorio intorno alle stazioni di monitoraggio con lo sviluppo di uno specifico indicatore statistico (b) che collega la copertura del territorio con la concentrazione di inquinanti in atmosfera. Questo indicatore viene ricavato tramite una procedura di ottimizzazione statistica che viene applicata su un set indipendente di stazioni di misura e che analizza, per ogni sito di monitoraggio, le serie storiche delle misure e la copertura del territorio circostante. L'indicatore b esprime in modo sintetico la relazione fra la copertura del territorio e la qualità dell'aria. Il metodo, sperimentato in letteratura all'estero, è stato applicato per la prima volta sull'intero territorio italiano.

Gli inquinanti considerati sono stati l'O₃, il PM_{2.5}, gli IPA e i metalli pesanti. È stata utilizzata la copertura del territorio del progetto CORINE Land Cover 2006, integrata con tematismi specifici per le reti stradali con strumenti di geoprocessing in ambiente GIS (Geographic Information Systems). La metodologia è stata applicata all'analisi di rappresentatività delle Reti Speciali di misura della qualità dell'aria (D.Lgs. 155/2010, art. 6 e 8).

È stata valutata la variabilità dell'indicatore statistico sviluppato, calcolandolo in aree circolari con raggio crescente (5 – 7.5 – 10 km) centrate sulle stazioni. I risultati evidenziano, per quasi tutte le stazioni e inquinanti considerati, variazioni di b inferiori al 20%, valore assunto come soglia. Il metodo consente un'efficace e speditiva valutazione della rappresentatività spaziale delle stazioni di monitoraggio qualora non siano a disposizione dati di qualità dell'aria relativi al territorio circostante ai punti di monitoraggio.

Parole chiave: inquinamento atmosferico, reti di monitoraggio, rappresentatività spaziale, copertura del territorio, GIS.

ABSTRACT

Spatial and temporal representativeness of air quality monitoring sites is a critical parameter when choosing location of sites and assessing effects on population to long term exposure to air pollution. According to literature, the spatial representativeness of a monitoring site is related to the variability of pollutants concentrations around the site.

In this work a statistical assessment of spatial representativeness is presented, based on the analysis of land cover around the monitoring sites. A statistical indicator (b) was developed that links land cover pattern to concentration levels of pollutants.

The b -indicator was optimized for each pollutant individually by means of a statistical procedure which investigates the relation between historical series of measurements and land cover around the site. This approach, reported in literature for the Belgian monitoring network, is applied here for the first time on the whole Italian territory.

Pollutants under investigation were ozone, PM_{2.5}, PAH and heavy metals. CORINE Land Cover map of 2006 was used and integrated with specific layers for road networks, by means of GIS processing. The methodology was applied to detect the spatial representativeness of official Italian National Network of Special Purpose Monitoring Stations (according to the law D.Lgs. 155/2010, art. 6 and 8). The variability of the b -indicator was explored within circular buffers around the site, with increasing radius (5 – 7.5 – 10 km). Results showed that b varies below the established threshold of 20% for almost all sites of interest.

The methodology allows a useful and quick assessment of spatial representativeness of a monitoring network even if exhaustive air quality data around a monitoring site are not available.

Key words: air pollution, monitoring networks, spatial representativeness, land cover, GIS.

SOMMARIO

1	INTRODUZIONE	7
2	DESCRIZIONE E CALIBRAZIONE DELLA METODOLOGIA	10
2.1	Definizione del set di stazioni utilizzate per l'ottimizzazione di β	11
2.2	Classificazione di copertura del territorio utilizzata.....	14
2.3	Definizione del set di valori iniziali a_i	16
2.4	Ottimizzazione dell'indicatore β	17
2.4.1	O ₃	19
2.4.2	PM2.5.....	20
2.4.3	IPA.....	21
3	RAPPRESENTATIVITÀ DELLE STAZIONI SPECIALI IN FUNZIONE DELLA VARIABILITÀ DI β	24
4	LIMITI E INCERTEZZE	31
5	CONCLUSIONI	32
6	BIBLIOGRAFIA CITATA	33

1 INTRODUZIONE

Tra i metadati che caratterizzano una stazione di misura delle concentrazioni di inquinanti in atmosfera, la rappresentatività spaziale rappresenta un parametro di grande importanza. E' attraverso tale informazione che viene stimata l'area attorno al sito per la quale si può con buona approssimazione ritenere che sia rappresentativo il dato misurato. In fase di valutazione della qualità dell'aria, tale parametro è quindi di fondamentale importanza sia per la pianificazione di nuove reti di monitoraggio sia per una corretta interpretazione dei dati misurati. Ad esempio, la stima delle aree di rappresentatività dovrebbe essere alla base della scelta della dislocazione dei siti di una nuova rete e della valutazione della densità di punti necessaria per descrivere la variabilità delle concentrazioni in un'area. Inoltre, è a partire da valutazioni di rappresentatività spaziale che è possibile effettuare valutazioni di esposizione della popolazione ai livelli di concentrazione misurati. Oltre che per l'interpretazione dei dati misurati, l'informazione relativa alla rappresentatività spaziale del sito riveste un ruolo cruciale qualora tali dati vengano utilizzati a supporto di studi modellistici. Perché i dati misurati possano essere correttamente confrontati con i dati simulati da un modello o essere utilmente integrati in esso tramite tecniche di assimilazione dati, è necessario che l'area di rappresentatività del punto di misura sia maggiore o almeno uguale alle dimensioni delle celle di calcolo.

In generale, la rappresentatività spaziale di un sito di misura è definita in letteratura facendo riferimento alla variabilità dei livelli di concentrazione nell'intorno del sito. Tale approccio è usato ad esempio in Larssen et al. (1999) per definire l'area di rappresentatività di una stazione come "l'area nella quale la concentrazione non differisce da quella misurata nel sito più di un certo valore specificato". In Spangl et al. (2007) la variabilità delle concentrazioni è usata nel confronto tra due siti: "una stazione di monitoraggio è rappresentativa di un sito se, su un intervallo di tempo specificato, la differenza fra le concentrazioni è al di sotto di un determinato valore di soglia". Simile a quest'ultima e frequentemente citata in letteratura è anche la definizione di Nappo et al. (1982), la cui proposta si presta particolarmente ad essere funzionale al confronto tra dati misurati e dati simulati da Modelli Chimici di Trasporto. Secondo Nappo "un punto di misura è rappresentativo di un'area (o di un volume) più vasti quando è maggiore del 90 % la probabilità che nel tempo la differenza quadratica tra il valore misurato nel sito e quello misurato nell'area sia minore di una certa soglia".

Dato che le concentrazioni di un certo inquinante in un punto dipendono da numerosi fattori, quali soprattutto i flussi alla superficie (emissioni e deposizioni), il trasporto, la dispersione e le trasformazioni chimiche, ne segue che la rappresentatività spaziale di un sito, oltre a variare nel tempo (variabilità stagionale e/o giornaliera), può variare significativamente anche al variare dell'inquinante di interesse.

Diverse sono le metodologie che possono essere applicate per lo studio della rappresentatività spaziale dei siti di misura e il tema è attualmente oggetto di approfondimento e dibattito nella comunità scientifica europea, che non ha ancora identificato una o più metodologie di riferimento, in particolare per applicazioni modellistiche in supporto alle politiche sulla qualità dell'aria. Nel recente meeting di FAIRMODE (Utrecht, Maggio 2012, <http://fairmode.ew.eea.europa.eu/fo1065026/news-events-68960/5th-plenary>), tra le raccomandazioni indirizzate alla Commissione Europea per la Revisione della Politica Europea sulla Qualità dell'Aria, si legge che:

"The location, characterization and representativeness of a measurement station in a monitoring network is of fundamental relevance for the evaluation of model results and when using network

output as model input data. It is well recognized that current station classification and characterization is not harmonized across the EU with some consequences for data interpretation and use.”

L'analisi di rappresentatività delle stazioni di monitoraggio risulta perciò un argomento di grande attualità e interesse tecnico-scientifico.

Nell'agosto 2011 è stato firmato da MATTM, CNR, ENEA, ISS un Accordo di Collaborazione finalizzato all'avvio delle Reti Speciali di misura della qualità dell'aria (in adempimento degli articoli 6 e 8 del D.Lgs. 155/2010). Tale accordo prevede l'avvio e la manutenzione di una rete di monitoraggio per la misura della concentrazione dell'O₃ e dei suoi precursori, dei sette idrocarburi policiclici aromatici (IPA) di interesse tossicologico, del mercurio e di altri metalli pesanti (arsenico, cadmio, nichel) e della speciazione chimica del materiale particolato (PM). Nell'ambito di tale accordo, uno dei compiti di ENEA è realizzare una valutazione circa la rappresentatività spaziale di ciascuna stazione scelta e circa i bacini geografici a cui possono essere riferiti i dati rilevati da ciascuna stazione. Come attività preliminare è stata prevista una valutazione, basata sullo stato dell'arte della ricerca scientifica, delle principali metodologie proposte per l'analisi della rappresentatività spaziale. In particolare è stata prevista la valutazione dei seguenti approcci metodologici: metodi statistici basati su fattori oggettivi; metodi basati sull'uso di dati emissivi spazializzati; metodi basati sull'analisi temporale di campi 3D prodotti da modelli Euleriani; metodi che prevedono l'analisi statistica di backward trajectories, calcolate da modelli Lagrangiani.

Sulla base di tale valutazione si provvederà alla scelta della migliore tra le diverse metodologie tenendo conto da un lato dell'aggiornamento dal punto di vista scientifico, dall'altro dell'adattabilità alla specificità del contesto italiano, della valorizzazione dei dati a disposizione e dell'applicabilità del metodo a diversi tipi di siti e al maggior numero di inquinanti. Verrà quindi applicata la metodologia scelta e verranno calcolate le aree di rappresentatività per tutti i siti della Rete delle Stazioni Speciali per tutti gli inquinanti.

Il presente Rapporto Tecnico illustra la valutazione di un metodo di stima basato su fattori oggettivi. Altri due Rapporti Tecnici illustrano rispettivamente la valutazione di un metodo basato sull'uso di dati di emissione spazializzati (Cremona et al. 2013, RT/2013/2/ENEA) e di un metodo basato sull'analisi temporale di campi di concentrazione (Vitali et al. 2013, RT/2013/3/ENEA). Un prossimo Rapporto Tecnico presenterà l'analisi di metodi che prevedono l'elaborazione statistica di backward trajectories.

La metodologia, qui descritta e valutata, è di tipo empirico – statistico e si basa sull'analisi della copertura del territorio intorno alle stazioni di monitoraggio, con lo sviluppo di un indicatore sintetico e lo studio della corrispondente variabilità spaziale.

L'ipotesi fondamentale è che la copertura del territorio determini la concentrazione di inquinanti in atmosfera, attraverso una relazione empirica. L'ipotesi è semplificata, ma funzionale ad una valutazione speditiva della rappresentatività di una stazione di monitoraggio, attraverso l'analisi della variabilità di un indicatore sintetico. Tale indicatore viene calcolato attraverso una procedura di ottimizzazione statistica che, applicata su un set di stazioni indipendenti, analizza le serie storiche dei dati di concentrazione misurata e porta a definire i parametri ottimali che definiscono la relazione tra la concentrazione misurata nel sito e la copertura del territorio circostante. Per l'analisi della copertura del territorio sono stati utilizzati i dati forniti dal progetto CORINE Land Cover 2006, integrati in ambiente GIS con tematismi specifici per le reti stradali. Il processo di ottimizzazione statistica è stato effettuato tramite il codice statistico “R” utilizzando una routine specifica per ottimizzazioni vincolate.

La metodologia può essere in linea teorica applicata per trattare la rappresentatività di siti di misura di qualunque inquinante. La qualità dei risultati ottenuti dipenderà comunque dalla qualità delle

serie storiche di dati di concentrazione utilizzate in fase di calibrazione e dalla loro distribuzione; in particolare un buon set di stazioni per la calibrazione dovrà essere spazialmente omogeneo e descrivere il maggior numero di condizioni orografiche e di copertura del territorio. In questo primo studio è stata valutata l'applicabilità della metodologia a gran parte degli inquinanti dei quali è previsto il monitoraggio nell'ambito delle Reti Speciali (O₃, PM2.5, IPA, metalli pesanti).

L'approccio metodologico applicato è allo stato dell'arte nelle valutazioni di qualità dell'aria a scala regionale. In particolare la formulazione dell'indicatore statistico è stata tratta da un'applicazione sulla rete di qualità dell'aria del Belgio (Janssen et al., 2008) ed è stato applicato per la prima volta al territorio italiano su scala nazionale.

L'organizzazione del Rapporto Tecnico prevede al paragrafo 2 la descrizione dettagliata della metodologia: la formulazione matematica dell'indicatore, la riclassificazione delle classi di copertura del territorio finalizzata all'analisi effettuata, la descrizione della scelta del set di stazioni utilizzate per l'ottimizzazione dell'indicatore e i risultati di tale ottimizzazione. Nel paragrafo 3 verranno invece presentati i risultati ottenuti dall'analisi della variabilità spaziale dell'indicatore, calcolandolo in aree circolari (con raggio crescente) centrate sulle stazioni delle Reti Speciali.

2 DESCRIZIONE E CALIBRAZIONE DELLA METODOLOGIA

La metodologia qui presentata, per l'analisi di rappresentatività di stazioni di monitoraggio di qualità dell'aria, segue l'approccio definito in

Janssen S., Dumont G., Fierens F., Mensink C. (2008): Spatial interpolation of air pollution measurements using CORINE Land Cover data. Atmospheric Environment 42, 4884-4903.

Il metodo, definito nel seguito del testo come "Janssen", si basa sullo studio della variabilità spaziale di un indicatore, denominato β , che riassume le caratteristiche di copertura del territorio intorno alle stazioni di monitoraggio. L'uso del suolo viene considerato rappresentativo della qualità dell'aria in una determinata zona, utilizzando una relazione indiretta: la copertura del territorio determina l'emissione di inquinanti in atmosfera, che a sua volta è il principale fattore che determina la loro concentrazione in aria. Questa relazione è correntemente utilizzata come ipotesi fondamentale negli studi modellistici regionali di qualità dell'aria, per "spazializzare" l'emissione inquinante, associandola alle zone del territorio classificate in termini di copertura. L'uso del suolo non è l'unico fattore determinante l'inquinamento atmosferico, per cui il metodo proposto è di tipo empirico; limiti e incertezze sono discussi nel paragrafo 4.

In Janssen, la rappresentatività di una stazione di monitoraggio di qualità dell'aria viene calcolata in base alla variabilità dell'indicatore β in una zona circostante la stazione stessa (EQUAZIONE 1).

$$\beta = \log \left[1 + \left(\frac{\sum_i a_i \cdot n_{CLi}}{\sum_i n_{CLi}} \right) \right]$$

EQUAZIONE 1. DEFINIZIONE DELL'INDICATORE, DENOMINATO β , SECONDO JANSSEN.

Secondo tale formula, il valore di β in un punto viene calcolato in un intorno (*buffer*) stabilito del punto, valutando n_{CLi} , area corrispondente alla classe del territorio CLi-esima, e a_i , coefficiente di pesatura di n_{CLi} . Si ipotizza quindi la classificazione del territorio in classi di copertura CLi, con $i=1,n$. I valori areali n_{CLi} descrivono pertanto la frequenza di occorrenza di CLi attorno al sito di interesse, mentre i coefficienti a_i (inquinante-specifici) esprimono l'importanza di ciascuna classe in quanto possibile categoria responsabile dei livelli di concentrazione di tale inquinante.

I coefficienti a_i sono stati calcolati, per ciascun inquinante, tramite una procedura di ottimizzazione statistica della funzione $C(\beta)$, che esprime la concentrazione in un punto in funzione del parametro β , ossia la relazione fra copertura del territorio e qualità dell'aria. E' necessario pertanto un dataset di calibrazione, in cui in ogni punto siano presenti il valore misurato di concentrazione e il valore areale di copertura del suolo, distinto per classi. Il dataset viene usato nell'ottimizzazione statistica per il calcolo dei parametri della funzione $C(\beta)$. I valori n_{CLi} sono stati calcolati utilizzando i dati di copertura del territorio del progetto CORINE Land Cover (Heymann et al., 1994; ISPRA, 2010a).

Una parte importante della procedura statistica è la stima iniziale delle incognite. Particolare attenzione è stata quindi dedicata alla definizione del set iniziale degli a_i , da fornire come *first guess* alla procedura di minimizzazione della funzione di errore utilizzata.

Il risultato finale dell'ottimizzazione è il set di parametri a_i che determinano la trend function $C(\beta)$. Questa permette di calcolare la concentrazione dell'inquinante a partire dalla copertura del territorio. In questo modo, ogni area del territorio può essere in teoria caratterizzata con una concentrazione, a prescindere dalla disponibilità di misure presso siti fissi. Inoltre, il valore di concentrazione calcolato non è associato a un punto (come nel caso delle misure) ma a un'area, il che permette di valutare la variabilità delle concentrazioni in modo continuo sul territorio. Nel presente studio, la valutazione è stata fatta per stimare la rappresentatività delle stazioni speciali.

Nel paragrafo 2.1 vengono descritte, per ciascun inquinante, le stazioni utilizzate per la procedura di ottimizzazione. Nel paragrafo 2.2 è descritta la metodologia utilizzata per il calcolo delle occorrenze di copertura del territorio (n_{CLi}) associate a ciascun sito. Le ipotesi effettuate per il calcolo dei valori iniziali degli a_i , relativi a ciascun inquinante, vengono descritte nel paragrafo 2.3 e i risultati dell'ottimizzazione nel paragrafo 2.4.

2.1 Definizione del set di stazioni utilizzate per l'ottimizzazione di β

In Janssen, viene individuato un dataset di circa 50 stazioni di monitoraggio delle concentrazioni, su cui effettuare l'ottimizzazione della trend function $C(\beta)$. Su ciascuna stazione, a partire dalla serie oraria di valori di concentrazione misurata, vengono calcolati i valori di parametri statistici significativi: media dei massimi orari giornalieri (NO_2), media delle medie giornaliere (PM_{10}), media sui mesi estivi dei massimi orari giornalieri (O_3). L'intervallo temporale di mediazione è il quinquennio 2001-2006.

Analogamente, nel presente studio, la calibrazione della parametrizzazione di β ha richiesto l'individuazione di un dataset di misure di concentrazione.

Poiché lo studio è finalizzato a una rete nazionale di monitoraggio, per coerenza geografica è stato utilizzato un database nazionale di misure di concentrazione, ossia BRACE (ISPRA, 2010b; <http://www.brace.sinanet.apat.it/>).

Dati i 3 gruppi di inquinanti in indagine (O_3 , $PM_{2.5}$, IPA-metalli), è stato scelto un intervallo temporale su cui esiste maggiore disponibilità di misure di concentrazione dei 3 gruppi di inquinanti, in un numero adeguato di stazioni. In BRACE, gli anni adatti allo scopo sono il 2007 e il 2008. E' stato scelto l'anno 2007, in quanto più vicino all'anno di riferimento della copertura del territorio (2006), per rendere più omogeneo il calcolo di β .

Per O_3 , la selezione delle stazioni per la calibrazione di β ha seguito i seguenti criteri:

- tipologia di fondo (in base alla classificazione della 2001/752/CE EoI – Exchange of Information), perché la rete nazionale sarà composta di sole stazioni di fondo;
- presenza di almeno il 90% di dati nel periodo estivo, secondo i criteri del D.Lgs. 155/2010.

Il risultato è un dataset di 154 stazioni (Figure 1.a). Su ciascuna di queste, è stata calcolata la media dei valori massimi giornalieri, calcolati sulle medie 8-orarie consecutive: si è scelto quindi il parametro statistico utilizzato nel D.Lgs. 155/2010 per la protezione della salute umana. La media è stata calcolata sui soli mesi estivi (giugno-luglio-agosto), per riprodurre più fedelmente il periodo critico delle concentrazioni di O_3 .

Per $PM_{2.5}$, la selezione delle stazioni per la calibrazione di β ha seguito i seguenti criteri:

- presenza di almeno il 90% di dati nell'anno, secondo i criteri del D.Lgs. 155/2010;
- omogeneità di distribuzione geografica del campione.

Il dataset di partenza è molto piccolo (29 stazioni) e fortemente disomogeneo in termini di copertura territoriale, con 3 raggruppamenti di diverse stazioni in pochi km^2 (Lombardia, Ancona, Roma). Per evitare di rappresentare più volte la stessa zona, sono state eliminate alcune stazioni (codice 301623, 1104221, 1104204, 1104214, 1205883).

Il risultato è un dataset di 24 stazioni (Figure 1.b). Su ciascuna di queste, è stata calcolata la media dei valori medi giornalieri, in coerenza con il parametro statistico utilizzato nel D.Lgs. 155/2010 per il valore obiettivo (media annuale, uguale alla media delle medie giornaliere).

Per gli IPA, in BRACE nel 2007 sono presenti 19 stazioni che misurano B(a)P e altre 3 stazioni che misurano gli IPA totali (senza specifica dei singoli componenti). Tale popolazione di dati ha imposto, per la calibrazione, l'utilizzo del B(a)P come unico indicatore degli IPA totali, con conseguente esclusione delle 3 stazioni di IPA totali, per ragioni di omogeneità del componente misurato. Dato il numero molto basso di stazioni, non è stata effettuata una ulteriore selezione a priori.

Il risultato è un dataset di 19 stazioni (Figure 1.c), tutte appartenenti alla rete regionale del Piemonte. Su ciascuna di queste, è stata calcolata la media dei valori medi giornalieri, in coerenza con il parametro statistico utilizzato nel D.Lgs. 155/2010 per il valore obiettivo (media annuale, uguale alla media delle medie giornaliere). Si segnala che, per tutte le stazioni, in BRACE sono disponibili serie annuali a risoluzione giornaliera, in cui per ogni mese il valore è uguale tutti i giorni del mese stesso.

Per i metalli, in BRACE nel 2007 sono presenti 19 stazioni, che misurano As, Cd e Ni. Le stazioni sono le stesse che misurano B(a)P, utilizzate per l'ottimizzazione nel caso degli IPA. Dato il numero molto basso, non è stata effettuata una ulteriore selezione a priori.

Il risultato è, analogamente agli IPA, un dataset di 19 stazioni (Figure 1.c). Su ciascuna di queste, per ognuna delle 3 specie metalliche, è stata calcolata la media dei valori medi giornalieri, in coerenza con il parametro statistico utilizzato nel D.Lgs. 155/2010 per il valore obiettivo (media annuale, uguale alla media delle medie giornaliere).



FIGURE 1.A, .B, .C. DISTRIBUZIONE DELLE STAZIONI DI MISURA UTILIZATE PER LA CALIBRAZIONE DELL'INDICATORE β , PER O₃, PM_{2.5}, IPA-METALLI.

2.2 Classificazione di copertura del territorio utilizzata

È stata analizzata e caratterizzata la copertura del territorio del progetto CORINE Land Cover 2006 (CLC2006 nel seguito) in rapporto a tutte le stazioni selezionate per l'ottimizzazione.

Nel CLC2006 vengono considerati i principali tipi di copertura: urbana, industriale, traffico, agricoltura, aree naturali, idrografia. L'accuratezza geometrica di digitalizzazione è di circa 100 metri e l'unità minima di mappatura è stabilita in 25 ettari (EEA, 2007).

Le elaborazioni e le analisi spaziali sul territorio sono state condotte in ambiente GIS (Geographic Information Systems) con il software ArcGIS™ di ESRI, utilizzando diversi tematismi vettoriali.

CLC2006 è classificato con 3 livelli di dettaglio; alla massima risoluzione, le classi di copertura del territorio sono 44. Ai fini di questo studio, è necessario ridurre al minimo il numero n di classi CLI utilizzate nell'ottimizzazione statistica di β , in cui ogni parametro a_i è un grado di libertà a cui è connesso un errore statistico. Introdurre un numero $n=44$ di variabili di copertura del suolo nella EQUAZIONE 1 non è sostenibile dal procedimento statistico. Per questo, si è effettuata una riduzione delle classi CLI, con due criteri: rappresentatività del territorio in analisi e rappresentatività delle emissioni inquinanti.

Il primo criterio ha richiesto lo studio della copertura del territorio intorno alle stazioni del dataset di calibrazione. Per ogni stazione, è stato creato un intorno (*buffer*) di analisi con raggio fisso di 2 km (Figura 2), dove è stata studiata la distribuzione di copertura del territorio: questa è rappresentata statisticamente dall'istogramma di Figura 3 (in nero), che illustra la frequenza di occorrenza delle 44 classi del terzo livello CLC 2006 in tutti i *buffer* di interesse. Si può notare che circa 10 classi coprono buona parte del territorio e che molte classi sono quasi assenti, risultando perciò inutili nella riclassificazione. Tale distribuzione è simile all'analoga calcolata sull'intero territorio italiano (Figura 3 in azzurro), aspetto che garantisce la rappresentatività del dataset di calibrazione rispetto al territorio nazionale.

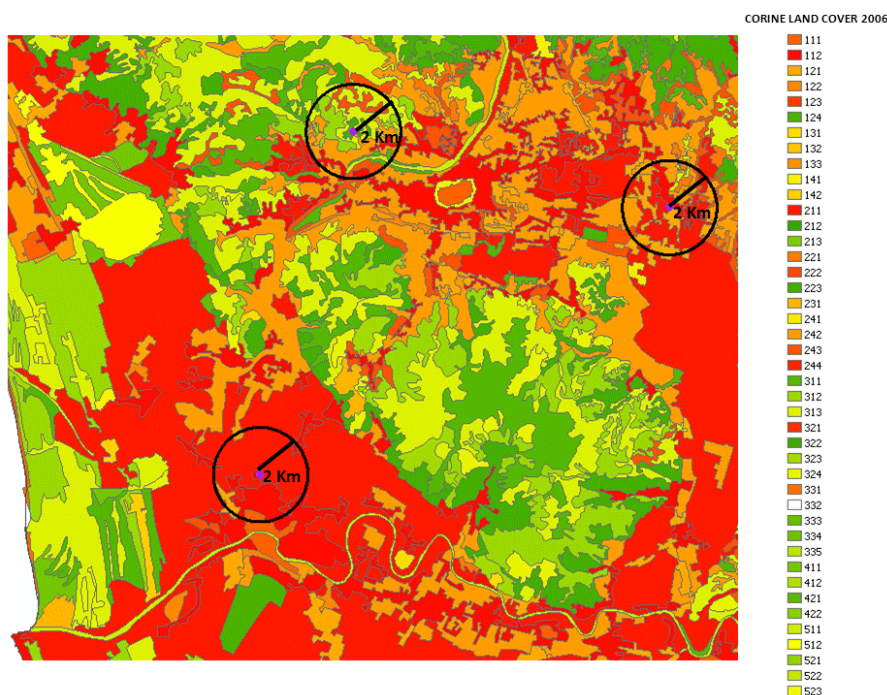


FIGURA 2. ESEMPI DI *BUFFERING* SUL TEMATISMO CLC2006 INTORNO AD ALCUNE STAZIONI DI MONITORAGGIO IN TOSCANA.

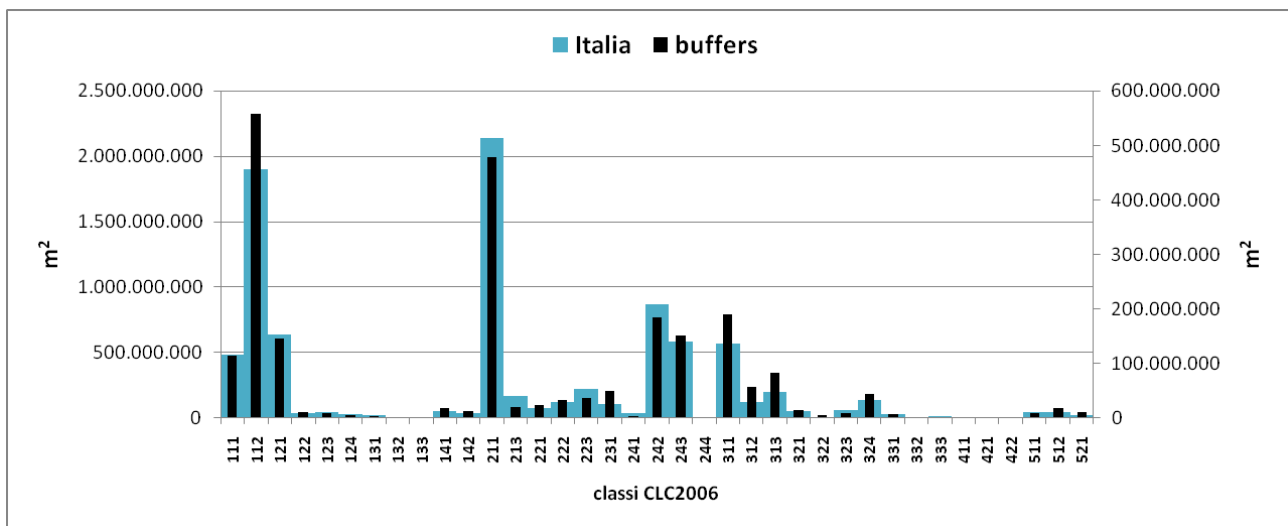


FIGURA 3. DISTRIBUZIONE DELLE CLASSI DI COPERTURA DEL TERRITORIO CLC2006 NELL'INTORNO DELLE STAZIONI DI MISURA CONSIDERATE (IN NERO, VALORI ORDINATE A DESTRA) E IN TUTTA ITALIA (IN AZZURRO, VALORI ORDINATE A SINISTRA).

Il secondo criterio ha richiesto l'esame delle emissioni inquinanti sul territorio, con la relativa corrispondenza alle tipologie di copertura del territorio. L'ipotesi è considerare la copertura del suolo come una variabile surrogato ("proxy") della distribuzione geografica delle emissioni, in coerenza con lo stato dell'arte delle valutazioni di qualità dell'aria a scala regionale. Ad esempio, la classe CLC2006 121 "Unità industriali e commerciali" può correttamente rappresentare una proxy per le attività industriali, mentre tutte le classi del livello 3 del CLC2006 "Foreste ed aree seminaturali" possono essere raggruppate e ritenute rappresentative delle emissioni della vegetazione.

La nuova classificazione, denominata nel seguito CL, è illustrata in Tabella 1, con la descrizione CORINE corrispondente al livello di accorpamento considerato.

Classe CL	Classi CORINE codici	Classi CORINE descrizione
CL1	111	Zone residenziali a tessuto urbano continuo
CL2	112	Zone residenziali a tessuto urbano discontinuo e rado
CL3	121	Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e
CL4	122	Reti stradali, ferroviarie e infrastrutture tecniche
CL5	123, 124	Aree portuali, aeroporti
CL6	131, 132, 133	Zone estrattive, cantieri, discariche, terreni artefatti e

Classe CL	Classi CORINE codici	Classi CORINE descrizione
CL7	141, 142	Aree verdi urbane e aree ricreative/sportive
CL8	211, 212, 213	Seminativi (arable land)
CL9	221, 222, 223, 231, 241, 242, 243, 244	Colture permanenti (agricultural land)
CL10	311, 312, 313, 321, 322, 323, 324, 331, 332, 333, 334, 335	Terreni boscati e ambienti seminaturali
CL11	411, 412, 421, 422, 423, 511, 512, 521, 522, 523	Zone umide e corpi idrici

TABELLA 1. NUOVA CLASSIFICAZIONE DI COPERTURA DEL TERRITORIO.

Rispetto alla classificazione usata in Janssen per il Belgio (basata sul CORINE Land Cover 2000), quella qui proposta differisce soltanto per le diverse ipotesi di accorpamento effettuate per aree verdi urbane ed aeroporti.

Particolare attenzione ha richiesto la verifica della classe CL4 corrispondente alla CLC2006 122 'Reti stradali, ferroviarie e infrastrutture tecniche'. L'analisi della sua frequenza e distribuzione spaziale su tutto il territorio italiano ha evidenziato una notevole lacuna del CLC2006, probabilmente dovuta alla risoluzione di rilevamento e mappatura. La sottostima del territorio occupato da strade e ferrovie non è accettabile nella metodologia Janssen, in cui l'uso del suolo è la proxy dell'emissione inquinante, e nel caso specifico un'emissione importante come quella del traffico stradale. Per questo, CLC2006 è stato opportunamente integrato con un grafo stradale rappresentante la copertura nazionale di autostrade e strade extraurbane. In Figura 4 è illustrato un esempio di rappresentazione spaziale nell'intorno di una stazione, secondo la classificazione di copertura del territorio CL. Si noti che in grigio è rappresentata la classe CL4b, risultato dell'inserimento del grafo stradale in forma di copertura del suolo; questa classe è stata successivamente aggregata alla CL4.

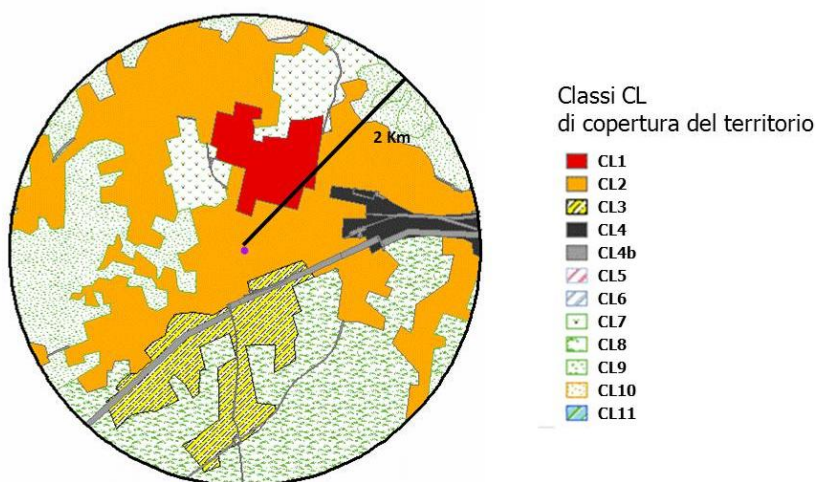


FIGURA 4. ESEMPIO DI *BUFFERING* DI COPERTURA DEL TERRITORIO CON LA CLASSIFICAZIONE CL INTORNO AD UNA STAZIONE DI MONITORAGGIO (PT-VIA MERLINI).

2.3 Definizione del set di valori iniziali a_i

Nella ricerca del minimo di una funzione a più variabili (vedi paragrafo 2.4), è necessario fornire un *first guess* iniziale delle incognite. L'accuratezza di tale definizione è di fondamentale importanza per evitare il rischio di "cadere" su uno dei diversi minimi locali che la funzione presenta, ma che non hanno significato fisico nella relazione fra uso del suolo e concentrazione di inquinanti. Particolare attenzione è stata quindi dedicata alla definizione del set iniziale degli a_i , da fornire come *first guess* alla procedura di minimizzazione della funzione di errore utilizzata.

Secondo Janssen, un set di valori iniziali a_i (a_{i0}) adatto all'ottimizzazione è il valore dell'emissione inquinante associata alla classe CL i di copertura del suolo, in coerenza con l'ipotesi di costruire un indicatore della "potenzialità emissiva" delle diverse classi di copertura del suolo. In particolare, Janssen associa, a ogni classe aggregata di uso del suolo, uno o più totali emissivi degli 11 macrosettori della codifica SNAP (EEA, 2009), con successiva normalizzazione del valore rispetto a un macrosettore emissivo di riferimento.

Questa ipotesi è stata recepita nel presente studio, con alcuni cambiamenti dell'associazione fra classe di copertura del territorio e settore emissivo, necessari per il contesto italiano, molto differente dal Belgio trattato da Janssen. La mappa delle associazioni è presentata in Tabella 2.

I valori emissivi di PM2.5, IPA e metalli sono stati estratti dall'Inventario Nazionale delle Emissioni (ISPRA, 2012), come riportati sul relativo sito web in data 15/1/2012. Il riferimento temporale è l'anno 2007, per coerenza con il dataset delle concentrazioni. La normalizzazione è stata effettuata sul totale dei settori emissivi 02.01, 02.02, 08.09, 09.07, in modo che la classe CL di riferimento sia la CL1, in coerenza con Janssen.

Nel caso del O₃, di cui non esistono emissioni dirette, è stato utilizzato (come in Janssen) il valore emissivo di NO_x, nell'ipotesi approssimata di una relazione decrescente fra emissione di NO_x e concentrazione di O₃. L'assunzione è ulteriormente discussa nel paragrafo 4.

La Tabella 2 mostra i valori a_{i0} per le 11 classi CLi di copertura del suolo e per i 3 diversi inquinanti studiati.

classe CL	settore emissivo	emissione 2007 (t/anno)			valore a _{i0}		
		NO _x	PM2.5	IPA	O ₃	PM2.5	IPA
CL1	02.01, 02.02, 08.09, 09.07	82816	60299	73.22	1.00	1.00	1.00
CL2	02.01, 02.02, 08.01, 08.09, 09.07	92719	61526	73.23	1.12	1.02	1.00
CL3	01.01, 01.02, 01.03, 01.04, 03., 04., 05., 06.	284635	33197	52.29	3.44	0.55	0.71
CL4	07.	587530	35335	2.86	7.09	0.59	0.04
CL5	08.04, 08.05	98528	7312	0.08	1.19	0.12	0.00
CL6	01.05, 09.10	2666	26	5.32	0.03	0.00	0.07
CL7	02.01, 02.02, 08.09, 09.07	82816	60299	73.22	1.00	1.00	1.00
CL8	02.03, 08.06, 10.	64614	16293	5.32	0.78	0.27	0.07
CL9	02.03, 08.06, 10.	64614	16293	5.32	0.78	0.27	0.07
CL10	08.07, 11.03	2331	16918	0.0002	0.03	0.28	0.00
CL11	08.03, 08.04	83790	7398	0.08	1.01	0.12	0.00

TABELLA 2. CLASSI DI COPERTURA DEL TERRITORIO, SETTORI EMISSIVI ASSOCIATI (IN CODIFICA EMEP-EEA), TOTALI EMISSIVI 2007 PER INQUINANTE E VALORI a_{i0} PER INQUINANTE.

2.4 Ottimizzazione dell'indicatore β

La ricerca del miglior set dei parametri a_i che, attraverso l'EQUAZIONE 1, definiscono il valore ottimale dell'indicatore β è stata effettuata minimizzando la funzione d'errore definita dall'EQUAZIONE 2.

$$err_func = \sum_j [C_j - C(\beta_j)]^2$$

EQUAZIONE 2. FUNZIONE DEGLI SCARTI QUADRATICI, MINIMIZZATA TRAMITE OTTIMIZZAZIONE STATISTICA.

La funzione *err_func* è definita come somma quadratica degli scarti tra la concentrazione misurata C_j e una funzione calcolata $C(\beta_j)$, su un set di stazioni $j=1,m$ definito per l'ottimizzazione e descritto nel paragrafo 2.1.

Nell'EQUAZIONE 2, β è a sua volta funzione (secondo l'EQUAZIONE 1) di n_{CLi} e a_i .

Come funzione $C(\beta_j)$ (definita in Janssen come "trend function"), è stata utilizzata una funzione polinomiale di primo grado ($C(\beta)=m\beta+q$) per tutti gli inquinanti ad eccezione di O_3 , per il quale si è ipotizzata una dipendenza di secondo grado ($C(\beta)=n\beta^2+m\beta+q$), in accordo con Janssen. I parametri descrittivi della forma polinomiale (n, m, q) sono definiti anch'essi dal processo di ottimizzazione.

Noti, per ciascuno dei siti j utilizzati per l'ottimizzazione, il valore di concentrazione (C_j) e i valori delle aree associate a ciascuna delle 11 classi CLi ($n_{CLi}j$), la funzione d'errore risulta dipendere unicamente dai parametri a_i e dai parametri n, m, q della trend function $C(\beta)$. Infatti, sostituendo l'EQUAZIONE 1 nell'EQUAZIONE 2, si ottiene l'EQUAZIONE 3:

$$err_func(a_i, n, m, q) = \sum_j \left\{ C_j - \left[n \left[\log \left(1 + \left(\frac{\sum_i a_i \cdot (n_{CLi}j)}{\sum_i (n_{CLi}j)} \right) \right) \right]^2 + m \left[\log \left(1 + \left(\frac{\sum_i a_i \cdot (n_{CLi}j)}{\sum_i (n_{CLi}j)} \right) \right) \right] + q \right] \right\}^2$$

on $n \neq 0$ solo per l'ottimizzazione relativa a O_3

EQUAZIONE 3. FUNZIONE DEGLI SCARTI QUADRATICI, ESPRESSA IN FUNZIONE DEI PARAMETRI LIBERI.

Il miglior set dei parametri a_i, n, m, q è quello che minimizza la funzione *err_func* (a_i, n, m, q). La minimizzazione di tale funzione, non lineare e a più variabili, è stata effettuata, tramite il codice statistico R (<http://www.r-project.org/>) e in particolare la routine "optim", utilizzando la metodologia L-BFGS-B (Byrd et. al., 1995), una variante del metodo BFGS (Broyden, 1970; Fletcher, 1970; Goldfarb, 1970; Shanno, 1970; Shanno et al., 1970) per ottimizzazioni vincolate: consente cioè, se necessario, di definire dei *box constraints*, ossia opportuni vincoli di variabilità (valore massimo e minimo) per ciascuna delle variabili indipendenti del processo di ottimizzazione.

2.4.1 O₃

In Tabella 3 sono riportati i valori di a_i ottimali ottenuti per O₃.

CLi	CL1	CL2	CL3	CL4	CL5	CL6	CL7	CL8	CL9	CL10	CL11
a _i	0.88	0.78	1.19	4.13	1.89	0.80	1.46	0.50	1.06	0.89	0.85

TABELLA 3. VALORI DI a_i OTTENUTI DAL PROCESSO DI OTTIMIZZAZIONE PER LA DEFINIZIONE DEL PARAMETRO β PER O₃.

Una volta calcolati i valori ottimali di a_i, è possibile calcolare β_j per ciascuna delle stazioni j utilizzate nella calibrazione. In Figura 5 è presentato il grafico di dispersione della concentrazione di O₃ in funzione di β_j. Nello stesso grafico è presentato anche l'andamento della "trend function" che presenta il miglior fit con i dati e che nel caso di O₃ è una funzione polinomiale di secondo grado (C(β)= nβ²+mβ+q). I siti utilizzati per l'ottimizzazione sono distinti in base alla zona. Si noti che, come ci si aspetta, i valori più bassi di β sono ottenuti per stazioni rurali; viceversa i valori più alti di β sono ottenuti per siti prevalentemente urbani; la zona a valori intermedi di β è popolata invece da tutte le tipologie di stazioni.

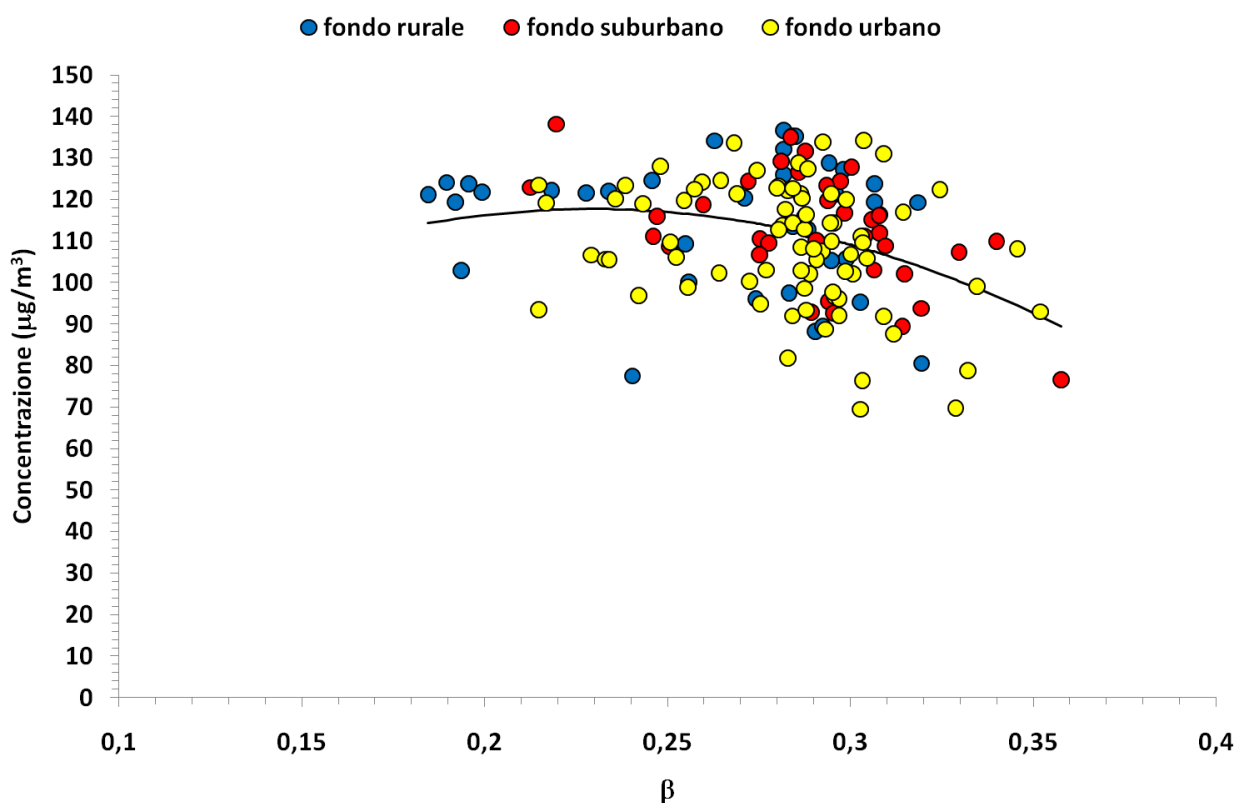


FIGURA 5. GRAFICO DI DISPERSIONE DELLA CONCENTRAZIONE MISURATA DI O₃ VERSUS β E TREND FUNCTION C(β)=Nβ²+Mβ+Q. I SITI SONO DISTINTI IN BASE ALLA ZONA.

2.4.2 PM2.5

In Tabella 4 sono riportati i valori di a_i ottimali ottenuti per PM2.5.

CLi	CL1	CL2	CL3	CL4	CL5	CL6	CL7	CL8	CL9	CL10	CL11
a_i	0.32	2.13	0.55	2.87	0	0	0.92	1.79	0.33	0.78	1.59

TABELLA 4. VALORI DI a_i OTTENUTI DAL PROCESSO DI OTTIMIZZAZIONE PER LA DEFINIZIONE DEL PARAMETRO β PER PM2.5.

In Figura 6 è presentato il grafico di dispersione della concentrazione di PM2.5 in funzione del parametro β ottenuto dai valori ottimali di a_i . Nello stesso grafico è presentato anche l'andamento della "trend function" che presenta il miglior fit con i dati e che nel caso del PM2.5 è una retta ($C(\beta)=m\beta+q$). I dati sono distinti in base a tipo e zona delle stazioni utilizzate per l'ottimizzazione. Si può osservare come tutte le tipologie di stazioni popolino l'intero range dei valori di β calcolati. Tale risultato è probabilmente da attribuire alla non sufficiente rappresentatività statistica del dataset di calibrazione.

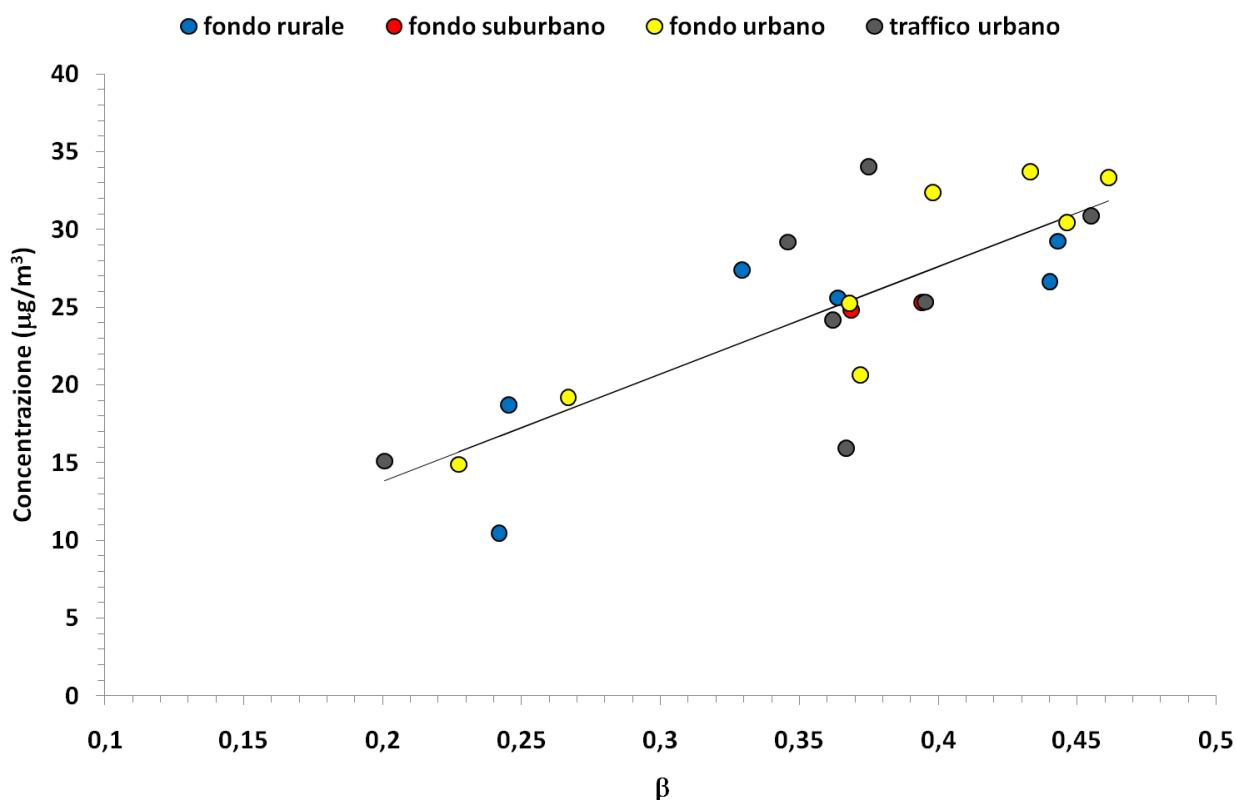


FIGURA 6. GRAFICO DI DISPERSIONE DELLA CONCENTRAZIONE MISURATA DI PM2.5 VERSUS β E TREND FUNCTION $C(\beta)=m\beta+Q$. I SITI SONO DISTINTI IN BASE A TIPO E ZONA.

2.4.3 IPA

In Tabella 5 sono riportati i valori di a_i ottenuti per gli IPA, dall'ottimizzazione sul dataset di stazioni di B(a)P. Dal grafico di Figura 7, che presenta il confronto tra i valori calcolati a_i e quelli iniziali a_{i0} , è evidente il disaccordo tra la nuova distribuzione dei pesi (frutto dell'elaborazione statistica) e quella iniziale (fondata su basi oggettive, ossia il bilancio dei totali emissivi).

CL _i	CL1	CL2	CL3	CL4	CL5	CL6	CL7	CL8	CL9	CL10	CL11
a_i	4.3	1.79	1.11	0	0	0.07	2.45	10	3.98	0	9.36

TABELLA 5. VALORI DI a_i OTTENUTI DAL PROCESSO DI OTTIMIZZAZIONE PER LA DEFINIZIONE DEL PARAMETRO β PER GLI IPA.

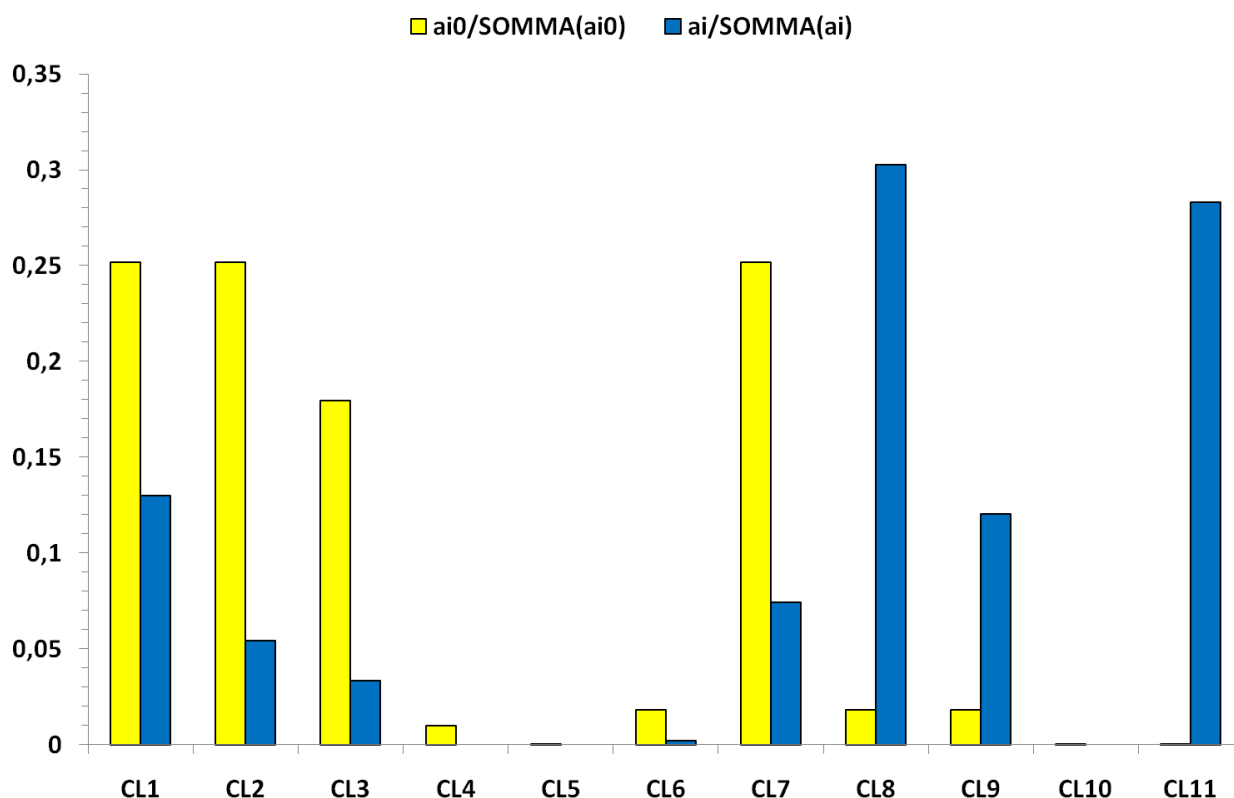


FIGURA 7. CONFRONTO TRA I VALORI INIZIALI a_{i0} E I VALORI a_i OTTENUTI DAL PROCESSO DI MINIMIZZAZIONE PER GLI IPA.

Oltre a modificare in modo significativo la distribuzione degli a_i , la procedura statistica porta a valori del parametro β anti-correlati rispetto ai valori di concentrazione media annuale (*trend function* lineare e decrescente, Figura 8). Poiché β dovrebbe esprimere la potenzialità inquinante di ciascun sito, e poiché gli IPA sono inquinanti primari, la *trend function* attesa è crescente.

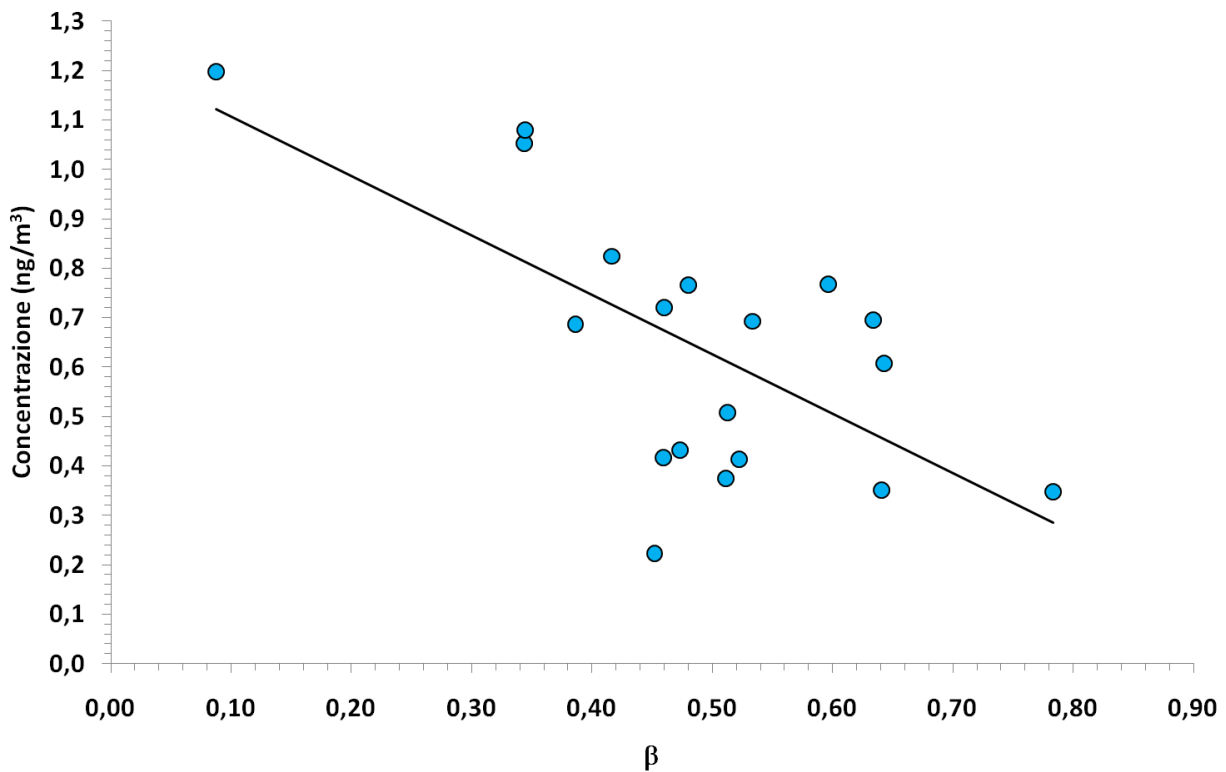


FIGURA 8. GRAFICO DI DISPERSIONE DELLA CONCENTRAZIONE MISURATA DI B(a)P VERSUS β E TREND FUNCTION $C(\beta)=M\beta+Q$.

Relativamente agli IPA il metodo si è pertanto dimostrato inadeguato, probabilmente a causa dell'insufficiente rappresentatività statistica del campione di dati utilizzato per l'ottimizzazione. Il set di stazioni a disposizione, oltre ad avere una scarsa rappresentatività geografica (paragrafo 2.1), presenta valori medi di concentrazione spesso in disaccordo con quanto atteso dal confronto tra le stazioni per tipo e zona. In Tabella 6 sono presentate tutte le stazioni utilizzate per l'ottimizzazione, ordinate per valore crescente della concentrazione media annuale di B(a)P (in ng/m^3). Tra le tante incongruenze, si può notare, ad esempio, che la stazione che misura i livelli più bassi di B(a)P è una stazione di fondo urbano, mentre quella che misura i valori più alti è di fondo rurale. Le stazioni di traffico misurano valori intermedi; sia bassi che alti. E' probabile che queste anomalie derivino dalla modalità di registrazione dei dati in BRACE (vedi paragrafo 2.1), in cui vengono riportati presumibilmente dei valori mediati e non i valori reali, che spesso per gli IPA sono disponibili per campionamenti di pochi giorni, discontinui nell'anno.

Codice	Tipo	Zona	B(a)P (ng/m ³)
10402	fondo	urbana	0.223
10303	fondo	urbana	0.347
100122	fondo	rurale	0.351
10311	fondo	urbana	0.375
10310	traffico	urbana	0.413
100201	fondo	suburbana	0.417
100610	fondo	urbana	0.432
10407	fondo	urbana	0.508
100108	traffico	urbana	0.607
109602	fondo	urbana	0.687

Codice	Tipo	Zona	B(a)P (ng/m ³)
100106	fondo	urbana	0.693
100611	fondo	urbana	0.695
10501	fondo	urbana	0.721
10502	fondo	rurale	0.766
100117	traffico	suburbana	0.768
109601	traffico	urbana	0.824
10203	fondo	urbana	1.053
109603	fondo	urbana	1.080
10401	fondo	rurale	1.198

TABELLA 6. STAZIONI DI MISURA DI B(a)P UTILIZZATE PER L'OTTIMIZZAZIONE DEGLI a_i RELATIVAMENTE AL CALCOLO DEL PARAMETRO β PER GLI IPA.

A fronte di tali risultati, poiché la causa della loro inadeguatezza è da attribuire alla scarsa rappresentatività del dataset a disposizione, si è deciso di non applicare la metodologia in esame agli IPA.

Per i metalli, dato che il dataset di calibrazione è lo stesso che per gli IPA, quindi con gli stessi limiti, la metodologia non è stata applicata.

3 RAPPRESENTATIVITÀ DELLE STAZIONI SPECIALI IN FUNZIONE DELLA VARIABILITÀ DI β

La rappresentatività delle stazioni speciali è stata valutata studiando la variabilità del parametro β attorno a ciascun sito di interesse, su aree circolari concentriche di estensione crescente. Individuata un'area circolare di riferimento, il valore di β al suo interno è considerato caratteristico della stazione j ($\beta_{ref,j}$). Successivamente, il calcolo è ripetuto su cerchi di raggio r crescente, ottenendo nuovi valori ($\beta_{r,j}$). La differenza fra $\beta_{ref,j}$ e $\beta_{r,j}$ esprime la variazione della “potenzialità inquinante” del territorio con il crescere della distanza r dalla stazione: minore è la variazione, maggiore è la rappresentatività della stazione j nel descrivere i livelli di inquinamento nella zona circostante.

Il raggio del cerchio di riferimento è stato ipotizzato pari a 2 km, mentre i raggi di studio sono posti a 5 - 7.5 - 10 - 20 km, in accordo con Janssen e in considerazione delle caratteristiche del territorio italiano.

Le stazioni speciali sono riportate in Tabella 7, con le rispettive caratteristiche. Il campo “codice” riporta il valore del codice nazionale di identificazione della stazione, tranne che nel caso della Stazione ISS, priva di codice nazionale e quindi codificata con il valore 120. Le coordinate X e Y sono espresse in proiezione UTM, fuso 32, datum WGS84. I campi “tipo” e “zona” fanno riferimento alla classificazione EoI.

LOCALIZZAZIONE	DENOMINAZIONE	CODICE	X	Y	TIPO	ZONA	INQUINANTE
Roma	Stazione ISS	120	791809	4645115	traffico	urbana	PM10, IPA
Dernice (AL)	Dernice Costa	100614	504229	4956759	fondo	rurale	O ₃
Milano	Milano Senato	301537	515461	5035164	traffico	urbana	IPA
Milano	Milano Pascal_Città Studi	301568	518431	5036116	fondo	urbana	PM10, IPA
Schivenoglia (MN)	Schivenoglia	302072	663602	4986849	fondo	rurale	PM2.5, IPA+metalli, O ₃
Mezzolombardo (TN)	Piana Rotaliana	402212	663159	5118103	fondo	rurale	O ₃
Padova	PD_Mandria	502808	722477	5028012	fondo	urbana	PM10, IPA, precursori
Udine	UD_Via Cairoli	603001	827964	5110142	fondo	urbana	PM10
Pordenone	Pordenone centro	609303	783429	5096371	traffico	urbana	IPA
Molinella (BO)	San Pietro Capofiume	803717	708117	4947892	fondo	rurale	O ₃ , precursori
Firenze	Fi_Bassi	904809	683990	4850611	fondo	urbana	PM10, IPA
Chitignano (AR)	AR_Casa Stabbi	905108	733967	4838234	fondo	rurale	O ₃
Macerata	Macerata_Collevario	1104304	859318	4801995	fondo	urbana	precursori
Ascoli Piceno	Ripatransone	1104411	890076	4771070	fondo	rurale	PM2.5, IPA+metalli
Roma	Castel di Guido	1205803	770991	4642661	fondo	rurale	O ₃
Roma	Villa Ada	1205820	790764	4648274	fondo	urbana	IPA
Guardiaregia (CB)	Guardiaregia	1407075	961843	4600017	fondo	rurale	O ₃
Monte Sant'Angelo (FG)	Monte Sant'Angelo	1607175	1078351	4636069	fondo	rurale	IPA+metalli, O ₃
Taranto	Taranto via Machiavelli	1607377	1197498	4514622	industriale	urbana	PM10, IPA
Lecce	Santa Maria Cerrate	1607576	1273440	4518893	fondo	rurale	PM2.5
Cosenza	Città dei Ragazzi	1807877	1124170	4375351	fondo	urbana	PM10, IPA
Monserrato (CA)	CENMO1	2009238	511765	4345787	fondo	urbana	precursori
Seulo (CA)	CENSEO	2009239	518554	4410500	fondo	rurale	O ₃

TABELLA 7. ELENCO DELLE STAZIONI SPECIALI SELEZIONATE DURANTE LA SPECIFICA ISTRUTTORIA.

In Figura 9 le stazioni speciali sono visualizzate sul territorio italiano in base all'inquinante monitorato e in Figura 10 sono visualizzate in base a tipo e zona EoI.

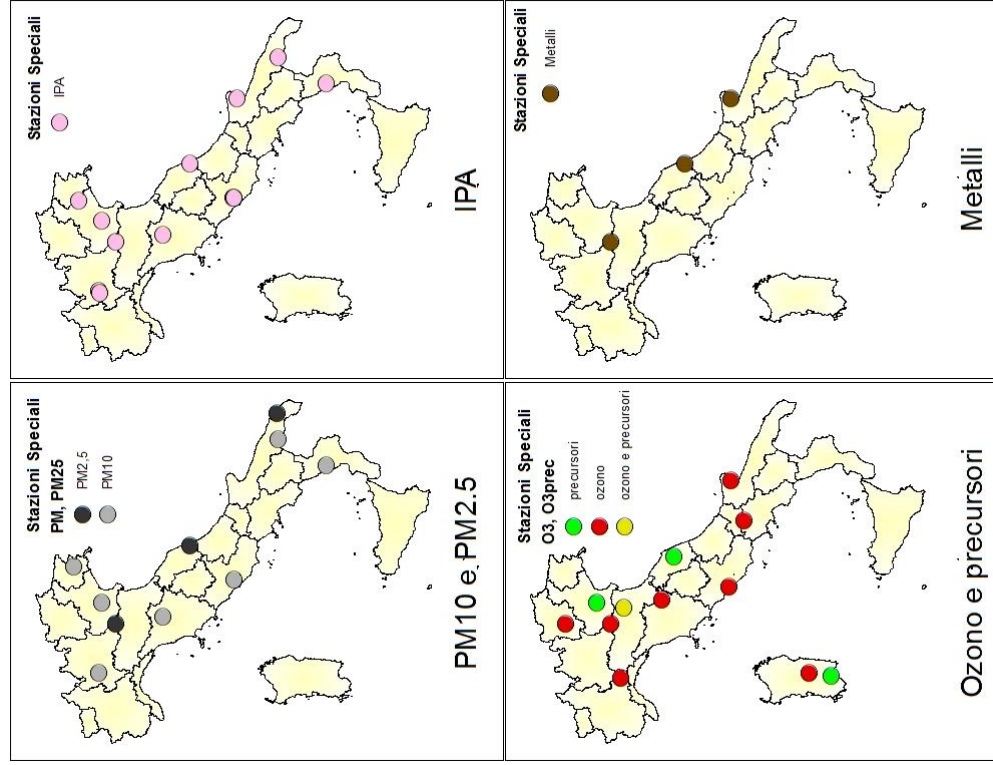


FIGURA 9. DISTRIBUZIONE DELLE STAZIONI SPECIALI SECONDO L'INQUINANTE MISURATO.

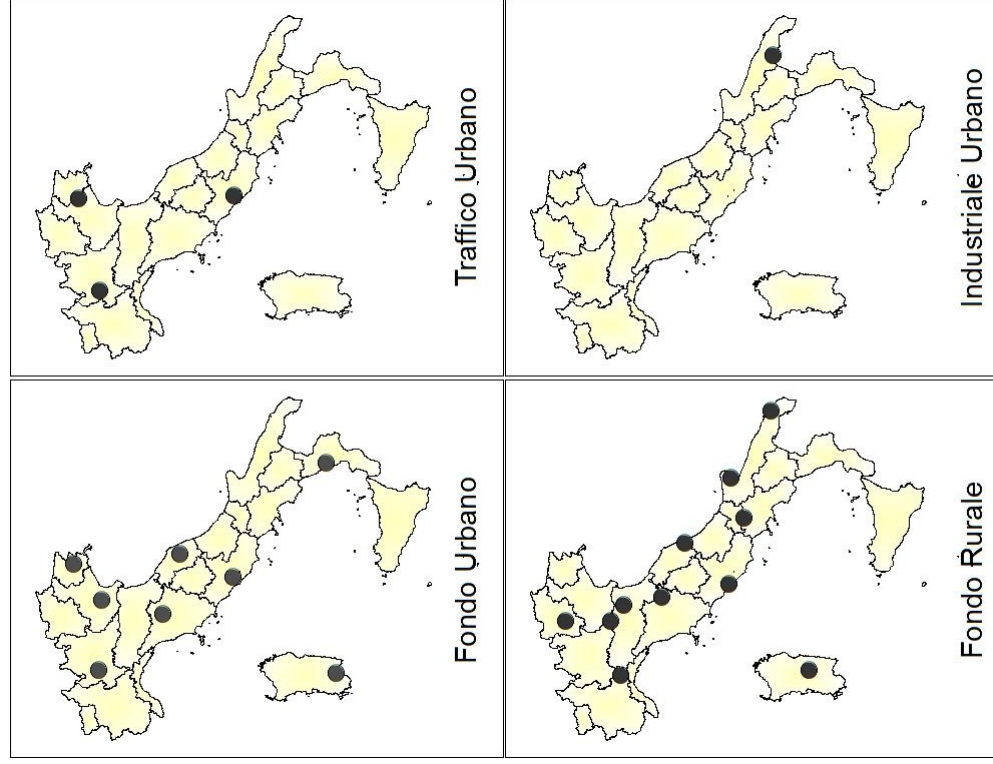


FIGURA 10. DISTRIBUZIONE DELLE STAZIONI SPECIALI SECONDO LE CARATTERISTICHE DI TIPO E ZONA.

Si noti che le stazioni di misura del PM allo stato attuale misurano granulometrie diverse (PM10 e PM2.5), ma nell'assetto definitivo della rete misureranno tutte PM2.5, per cui nello studio sono considerate solo di PM2.5.

In ambiente GIS sono state applicate specifiche operazioni di analisi spaziale sul tematismo vettoriale di copertura del territorio, riclassificato come in Tabella 1; in particolare è stata applicata l'analisi di prossimità per l'individuazione di aree di influenza spaziale, analizzando lo spazio circostante le stazioni di interesse.

Tramite operazioni di *buffering*, per ogni stazione j sono stati creati i cerchi di raggio stabilito, centrati sulla stazione stessa, creando così aree di influenza concentriche costruite a distanza crescente. In tali zone sono state ricalcolate le aree delle varie classi CLi di copertura del territorio (n_{CLi}). In Figura 11 è illustrato un esempio di *buffering* concentrico per l'estrazione delle aree intorno alla stazione di misura del PM2.5 di Firenze-Bassi.

Il raggio di 20 km è stato analizzato solo per le stazioni rurali, perché si ritiene una distanza eccessiva per la rappresentatività di stazioni urbane tipiche del territorio italiano, in cui i nuclei urbani hanno mediamente raggi equivalenti minori di 10 km.

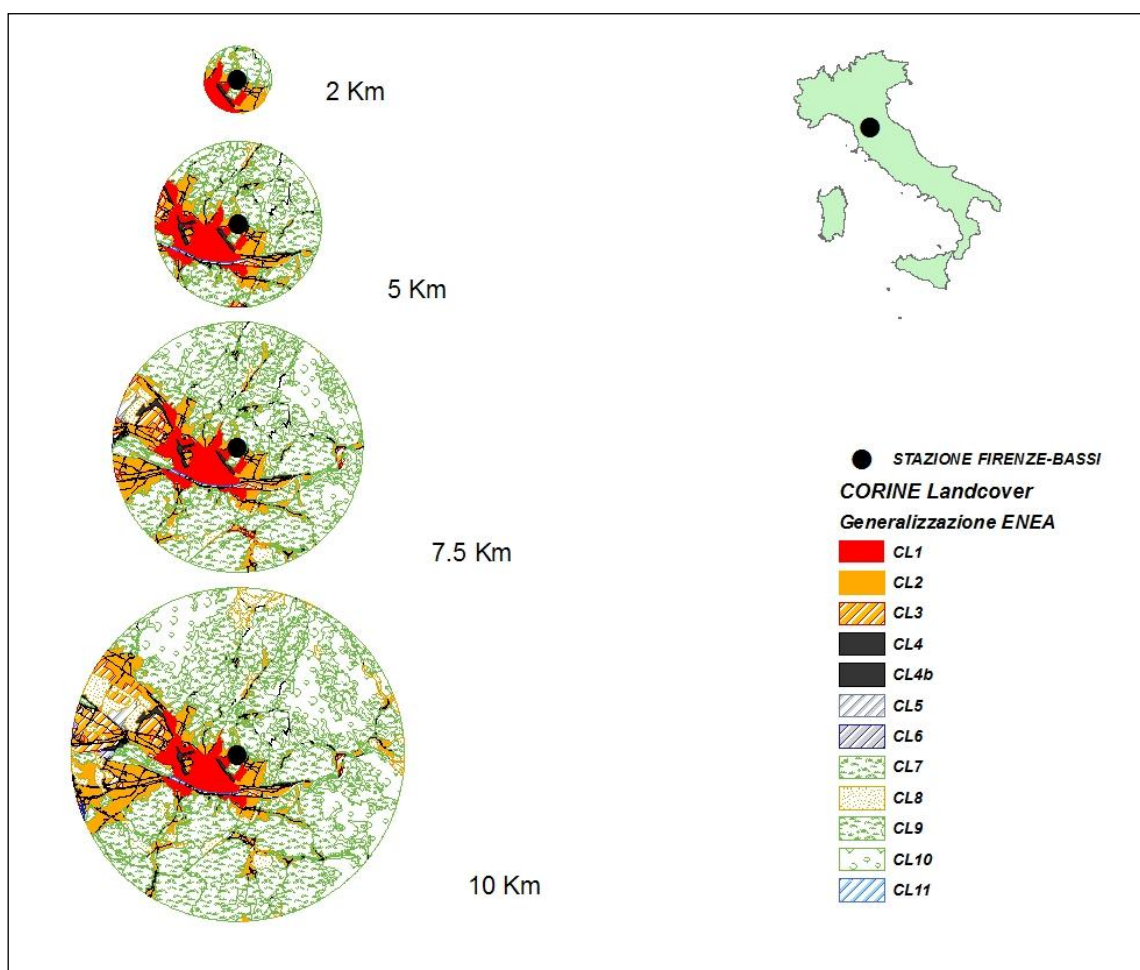


FIGURA 11. ESEMPIO DI *BUFFERING* CON ESTRAZIONI DELLE CLASSI DI PERTINENZA INTORNO ALLA STAZIONE DI FIRENZE-BASSI, PER GLI INTORNI A 2-5-7.5-10 KM.

Per definizione, il valore di β all'interno di un *buffer* dipende dal prodotto fra n_{CLi} , area coperta dalla classe CLi, e a_i , peso inquinante della classe CLi. Per le classi di copertura di territorio caratterizzate da una forte potenzialità inquinante, a_i ha valore alto, per cui la variazione di n_{CLi} fra i *buffers* concentrici viene "amplificata" nel calcolo di β ; viceversa, per classi di copertura di

territorio con bassa potenzialità inquinante, a_i ha valore basso e nel calcolo di β “smorza” la variazione di n_{CLi} fra i *buffers* concentrici.

Nelle Figure 12 e Figure 13 sono riportati in forma grafica, per ogni stazione, i risultati del calcolo del parametro β_r per O_3 e $PM_{2.5}$ all’aumentare del raggio di influenza r . Ogni gruppo di barre rappresenta una stazione: la barra in verde rappresenta il valore β_{ref} , le barre azzurre rappresentano, da sinistra a destra, il valore di β_r con $r = 5, 7.5, 10$ km. Nel caso delle stazioni rurali (figure Figure 12.a e Figure 13.a), è presente una quinta barra per $r = 20$ km.

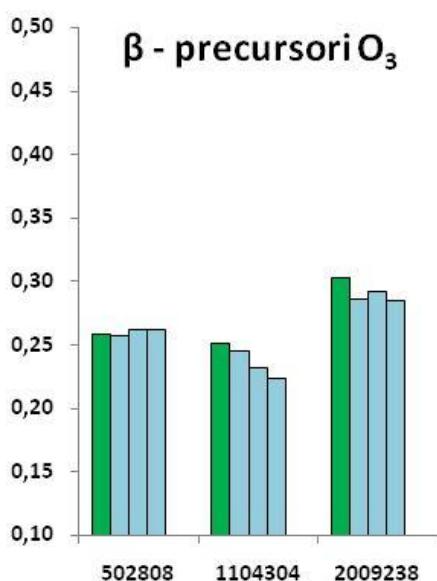
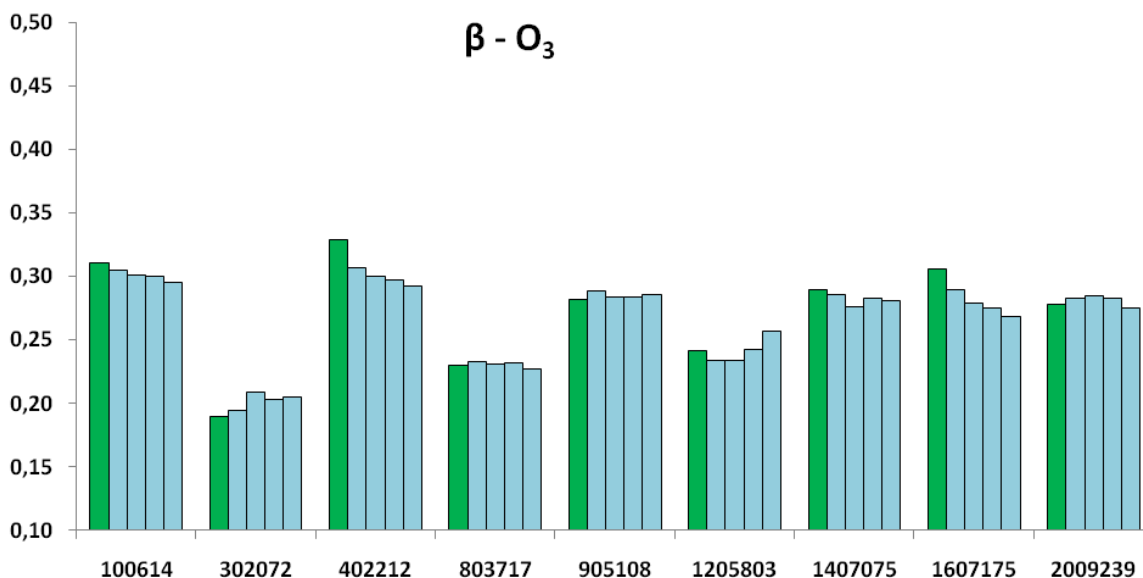


FIGURE 12.A, .B. PARAMETRO β
PER LE STAZIONI DI O_3 (FIGURE 12.A, SOPRA)
E PRECURSORI (FIGURE 12.B, A SINISTRA).

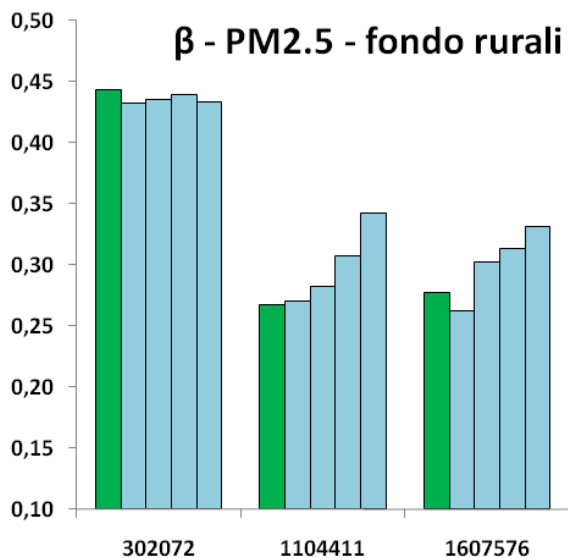
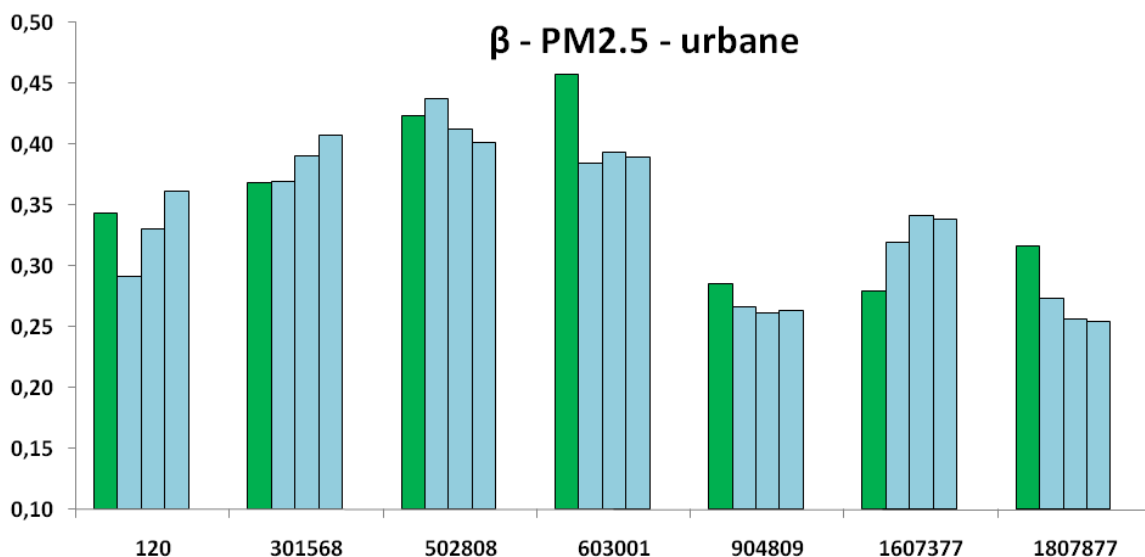


FIGURE 13.A, .B. PARAMETRO β PER LE STAZIONI DI PM2.5 DI FONDO RURALE (FIGURE 13.A, A SINISTRA) E URBANE (FIGURE 13.B, SOTTO).



Dove si osservano massimi o minimi locali di β , la variazione del parametro ha 2 segni opposti: ad esempio, per la stazione 120, β diminuisce passando da 2 a 5 km mentre aumenta da 5 a 7.5 km. In questi casi e in particolare per variazioni rilevanti di β , è probabile che sia stata intercettata una forte discontinuità di copertura del territorio, che poi viene “assorbita” all’aumentare del raggio di influenza considerato. Sono casi di “vuoto di rappresentatività”, in cui nel cerchio intermedio la qualità dell’aria può essere diversa dal cerchio interno ed esterno.

In Tabella 8 e Tabella 9 gli stessi risultati sono presentati in termini di modulo della variazione percentuale di β rispetto al valore di riferimento β_{ref} , calcolato nel cerchio di raggio 2 km. La rappresentatività della stazione viene valutata attraverso la variazione percentuale di β , imponendo un valore massimo, al di sopra del quale β si considera troppo variabile col crescere della distanza dalla stazione. In questo caso, il cerchio più esterno ha un uso del suolo (e quindi una qualità dell’aria) non assimilabile al cerchio più interno: la stazione non è rappresentativa del cerchio più esterno.

Per il valore massimo della variazione percentuale di β , si è utilizzato il valore proposto da Janssen, ossia il 20% di variazione percentuale delle concentrazioni, da trasformare, attraverso le *trend functions*, nel corrispondente valore per β . Tale trasformazione ha portato a mantenere il valore di

soglia del 20% anche per la variabilità di β , sia per PM2.5 (per il quale la *trend function* esprime una dipendenza di proporzionalità diretta) sia per O₃ (per il quale la soglia del 20% è risultata essere il criterio più conservativo).

Alla luce di queste assunzioni, tutte le stazioni considerate riportano variazioni di β ritenute non significative fino a 10 km. L'unica eccezione è la 1607377 - Taranto via Machiavelli per la misura del PM2.5, che supera il valore limite sia a 7.5 che a 10 km.

Anche nel *buffer* di 20 km delle stazioni di fondo rurale, le variazioni di β rimangono sotto la soglia. Fa eccezione la 1104411 - Ripatransone per la misura del PM2.5.

Alcune stazioni mostrano β particolarmente stabili ($\Delta\beta$ dell'ordine di 1-2%), come 803717 - San Pietro Capofiume, 905108 - AR-Casa Stabbi, 2009239 - CENSEO, 502808 - PD-Mandria per O₃ e 302072 - Schivenoglia per PM2.5.

In generale, si evidenziano minori variazioni per le stazioni di fondo rurale rispetto a quelle di zona urbana o di tipo traffico e industriale. Inoltre, la rappresentatività spaziale è mediamente maggiore per le stazioni di misurazione di O₃ rispetto a quelle di PM2.5.

inquinante tipo zona	stazione	denominazione	$\Delta\beta$ 2-5 km (%)	$\Delta\beta$ 2-7.5 km (%)	$\Delta\beta$ 2-10 km (%)	$\Delta\beta$ 2-20 km (%)
O ₃ fondo rurale	100614	Dernice-Costa	2.0	3.1	3.6	4.9
	302072	Schivenoglia	2.5	9.8	7.0	8.1
	402212	Piana Rotaliana	6.7	8.7	9.7	11.2
	803717	San Pietro Capofiume	1.6	0.6	1.0	1.1
	905108	AR-Casa Stabbi	2.4	0.7	0.7	1.3
	1205803	Castel di Guido	3.0	3.0	0.4	6.6
	1407075	Guardiaregia	1.3	4.6	2.5	3.2
	1607175	Monte Sant' Angelo	5.5	8.6	10.2	12.2
	2009239	CENSEO	1.7	2.4	1.5	1.2
precursori fondo urbana	502808	PD-Mandria	0.4	1.4	1.4	
	1104304	Macerata Collevario	2.4	7.7	11.0	
	2009238	CENM01	5.6	3.6	5.9	

TABELLA 8. VARIAZIONE PERCENTUALE DI β PER LE STAZIONI DI O₃ E PRECURSORI.

inquinante tipo zona	stazione	denominazione	$\Delta\beta$ 2-5 km (%)	$\Delta\beta$ 2-7.5 km (%)	$\Delta\beta$ 2-10 km (%)	$\Delta\beta$ 2-20 km (%)
PM2.5 fondo rurale	302072	Schivenoglia	2.5	1.6	0.9	2.2
	1104411	Ripatransone	1.1	5.6	14.8	28.2
	1607576	Santa Maria Cerrate	5.3	8.8	13.0	19.2
PM2.5 - urbana	120	Stazione ISS	15.2	4.0	5.1	
	301568	Milano Pascal Città Studi	0.3	6.1	10.7	
	502808	PD-Mandria	3.4	2.6	5.2	
	603001	Udine Via Cairoli	16.0	13.9	14.8	
	904809	FI-Bassi	6.7	8.5	7.8	
	1607377	Taranto Via Machiavelli	14.4	22.2	21.0	
	1807877	Città dei Ragazzi	13.6	19.1	19.6	

TABELLA 9. VARIAZIONE PERCENTUALE DI β PER LE STAZIONI DI PM2.5.

Queste tendenze quantitative generali confermano le considerazioni qualitative che si possono fare sulla rappresentatività spaziale di stazioni di monitoraggio, esaminando la sola classificazione EoI: le stazioni di fondo sono più rappresentative delle stazioni di traffico e industriali, perché concepite e posizionate per misurare un inquinamento diffuso su aree vaste e non l'effetto locale di fonti emissive rilevanti. Inoltre, tra le stazioni di fondo, le rurali sono più rappresentative delle urbane, perché posizionate in aree non urbanizzate, quindi "lontane" dalle emissioni inquinanti.

4 LIMITI E INCERTEZZE

Il presente studio ha alcuni limiti metodologici e applicativi, di seguito elencati.

La metodologia Janssen è di tipo empirico-statistico e opera una forte semplificazione del fenomeno dell'inquinamento atmosferico. Non vengono considerati gli effetti della meteorologia, che si suppongono mediati sulla scala temporale di studio. Le sorgenti emissive sono descritte in modo indiretto e qualitativo, attraverso la copertura del territorio. La chimica dell'atmosfera non è rappresentata esplicitamente. L'entità e l'effetto di queste approssimazioni è da valutare al confronto con altri metodi, come previsto dall'Accordo di Collaborazione per l'avvio delle stazioni speciali. Si rimanda perciò ad altri studi una valutazione quantitativa delle incertezze legate alla formulazione metodologica.

Lo studio è un'applicazione al territorio dell'Italia di una metodologia calibrata sul territorio del Belgio, molto diverso per caratteristiche territoriali ed insediative. Il Belgio ha un'estensione pari al 10% dell'area dell'Italia e una bassa variabilità morfologica (pianura densamente abitata a nord-ovest, montagne basse a sud-est). Ipotesi e dati in ingresso sono stati opportunamente adattati al territorio italiano, ma l'affidabilità complessiva del metodo è da approfondire (es. su zone limitate e omogenee, su *buffers* di estensione differenziata per tipologia della stazione).

Il database di calibrazione riporta integralmente i dati delle stazioni di monitoraggio sul territorio nazionale contenuti in BRACE. Quest'ultimo database non rappresenta una vera e propria rete di qualità dell'aria, progettata con criteri uniformi a livello nazionale, dato che le reti di monitoraggio sono amministrate dalle Regioni. Per questo, il database di calibrazione risente di disuniformità interne accertate (es. nella densità areale delle stazioni) e probabili (es., nella collocazione delle stazioni in zona urbana), che influenzano i risultati in maniera difficilmente quantificabile con precisione. Per O₃, il Nord è ben coperto dalle stazioni di fondo, con alcuni punti di concentrazione anomala dei siti; il Centro è scarsamente coperto; il Sud è quasi privo di stazioni. Per PM_{2.5} e IPA la copertura è decisamente più lacunosa. Va anche segnalato che in diversi casi la classificazione EoI risulta incoerente con le caratteristiche del territorio circostante la stazione (es. rurali vicine a grandi sorgenti emissive). Uno sviluppo importante per la metodologia del presente studio sarà la selezione delle stazioni di calibrazione in base a criteri di qualità e coerenza su base geografica (es., pianura padana, orografia complessa, densità areale) e climatica (es., velocità del vento, temperatura).

Il metodo è stato testato in Belgio su un dataset di misure di concentrazione di inquinanti che copre 5 anni, mentre nel presente studio la scala temporale è annuale, con possibili limiti di rappresentatività temporale delle parametrizzazioni.

La copertura del territorio varia in maniera differenziata a seconda della direzione lungo la quale si studia la variazione (es., sul fondo di una valle, lungo un'asse viario, sulla costa). L'ipotesi di calcolare β in aree circolari centrate sulla stazione non tiene conto di questo aspetto, per cui uno sviluppo interessante è il calcolo di β in settori circolari in cui dividere i cerchi di studio.

La relazione tra emissioni di NO_x e concentrazioni di O₃ è stata approssimata dal tratto decrescente di una funzione polinomiale di 2° grado. In realtà, come è noto, le concentrazioni di O₃ dipendono dalle emissioni di NO_x e di COV (Composti Organici Volatili) attraverso complessi meccanismi non lineari, classificabili almeno in due diversi regimi (NO_x limited e COV limited).

5 CONCLUSIONI

La relazione presenta uno studio di rappresentatività su stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria, rispetto all'inquinamento atmosferico nel territorio circostante. Lo studio è basato su una metodologia di analisi della copertura del territorio intorno alla stazione di monitoraggio, nell'ipotesi che la copertura del territorio determini la concentrazione di inquinanti in atmosfera. La metodologia è tratta da un'applicazione sulla rete di qualità dell'aria del Belgio ed è stata applicata per la prima volta al territorio italiano, testandola sulle Reti Speciali di monitoraggio della qualità dell'aria.

La metodologia, di tipo empirico-statistico, ha richiesto una prima fase di calibrazione. Sono state utilizzate misure di concentrazione di O₃, PM2.5, IPA e metalli relative all'anno 2007. Inoltre, è stato analizzato il database CORINE Land Cover 2006, per ricostruire con strumenti di *geoprocessing* una caratterizzazione della copertura del territorio adeguata all'applicazione. Attraverso un'ottimizzazione statistica non lineare, sono state ricostruite per O₃ e PM2.5 specifiche "trend function" di relazione analitica fra copertura del territorio e concentrazione di inquinante.

La rappresentatività delle stazioni speciali è stata valutata in aree circolari centrate sulle stazioni, con raggi di 5-7.5-10-20 km, studiando la variabilità del parametro sintetico β al crescere della distanza dalla stazione. I risultati evidenziano, in quasi tutte le stazioni e per entrambi gli inquinanti, variazioni di β inferiori al 20%, assunto come valore massimo ammissibile. Solo per 2 stazioni le variazioni superano il valore massimo.

La metodologia presenta limiti e incertezze, discussi nel testo, legati principalmente alla mancanza di esperienze precedenti sul territorio, alla formulazione legata all'applicazione originale sul Belgio, alla disponibilità limitata di misure di concentrazione per la fase di calibrazione.

Il giudizio complessivo sull'applicazione è positivo. La relazione empirica fra copertura del territorio e concentrazione di inquinanti può essere ricostruita in forma analitica con sufficiente affidabilità, e quindi utilizzata per una valutazione della rappresentatività delle misure di qualità dell'aria. Nella pratica, viene stimato un valore massimo di distanza dalla stazione, entro il quale un punto sperimenta una concentrazione simile a quella misurata presso la stazione di monitoraggio. Tuttavia, diverse considerazioni (prima applicazione, lacune nel database delle concentrazioni, eterogeneità del territorio italiano) suggeriscono di approfondire l'applicazione e di verificare i risultati con il confronto con altri metodi di analisi della rappresentatività.

6 BIBLIOGRAFIA CITATA

- Broyden, C. G. (1970), The convergence of a class of double-rank minimization algorithms, *Journal of the Institute of Mathematics and Its Applications* 6: 76–90.
- Byrd, R. H., Lu, P., Nocedal, J. and Zhu, C. (1995), A limited memory algorithm for bound constrained optimization. *SIAM J. Scientific Computing*, 16, 1190–1208.
- Cremona, G., Ciancarella, L., Cappelletti, A., Ciucci, A., Piersanti, A., Righini G., Vitali, L. (2013), Rappresentatività spaziale di misure di qualità dell'aria. Valutazione di un metodo di stima basato sull'uso di dati emissivi spazializzati, Rapporto Tecnico RT/2013/2/ENEA, ENEA.
- EEA (2007), CLC2006 technical guidelines, Technical Report 17/2007, European Environment Agency.
- EEA (2009), EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook — 2009, Technical Report 9/2009, European Environment Agency.
- Fletcher, R. (1970), A New Approach to Variable Metric Algorithms, *Computer Journal* 13 (3): 317–322.
- Goldfarb, D. (1970), A Family of Variable Metric Updates Derived by Variational Means, *Mathematics of Computation* 24 (109): 23–26.
- Heymann, Y., Steenmans, Ch., Croissille, G. and Bossard, M., (1994), CORINE Land Cover. Technical Guide. EUR12585 Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.
- ISPRA (2010a), Uso e copertura del suolo: il progetto CORINE LAND COVER, <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/coperturasuolo> .
- ISPRA (2010b), Annuario dei dati ambientali 2010, ISBN 978-88-448-04843-1, ISPRA Roma 2010.
- ISPRA (2012), Serie storiche delle emissioni nazionali SNAP 1980-2010, http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sinanet/serie_storiche_emissioni/Serie%20storiche%20SNAP/download .
- Janssen, S., Dumont, G., Fierens, F. and Mensink, C. (2008), Spatial interpolation of air pollution measurements using CORINE Land Cover data. *Atmospheric Environment* 42, 4884-4903.
- Larssen, S., Sluyter, R. and Helmis, C. (1999), Criteria for EUROAIRNET – The EEA Air Quality Monitoring and Information Network, Technical report No. 12/1999, European Environment Agency.
- Nappo, C. J., Caneill, J. Y., Furman, R. W., Gifford, F. A., Kaimal, J. C., Kramer, M. L., Lockhart, T. J., Pendergast, M. M., Pielke, R. A., Randerson, D. , Shreffler, J. H. and Wyngaard, J. C. (1982), The Workshop on the Representativeness of Meteorological-Observations, June 1981, Boulder, Colorado, USA, *B. Am. Meteorol. Soc.*, 63, 761–764, 1982.
- Shanno, D. F. (1970), Conditioning of quasi-Newton methods for function minimization, *Math. Comput.* 24 (111): 647–656.
- Shanno, D. F. and Kettler, P. C. (1970), Optimal conditioning of quasi-Newton methods, *Math. Comput.* 24 (111): 657–664.

Spangl, W., Schneider, J., Moosmann, L. and Nagl C. (2007), Representativeness and classification of air quality monitoring stations – Final Report, Umweltbundesamt, Vienna, July 2007.

Vitali, L., Ciancarella, L., Cionni, I., Cremona, G., Piersanti, A., Righini G. (2013), Rappresentatività spaziale di misure di qualità dell'aria. Valutazione di un metodo di stima basato sull'analisi dei campi di concentrazione simulati dal Modello Nazionale MINNI, Rapporto Tecnico RT/2013/3/ENEA, ENEA.

Edito dall' **ENEA**
Servizio Comunicazione

Lungotevere Thaon di Revel, 76 - 00196 Roma

www.enea.it

Stampa: Tecnografico ENEA - CR Frascati

Pervenuto il 17.1.2013

Finito di stampare nel mese di gennaio 2013