

ALLEGATO 1
(art. 2, comma 1)**“DIRETTIVE TECNICHE CONCERNENTI LA VALUTAZIONE PRELIMINARE”****INTRODUZIONE**

Obiettivo della valutazione preliminare della qualità dell'aria è individuare in prima approssimazione le zone di cui agli articoli 7, 8 e 9 del decreto legislativo 4 agosto 1999 n. 351, al fine di stabilire il regime di monitoraggio e la modalità di gestione della qualità dell'aria.

Se sono disponibili misure rappresentative dei livelli degli inquinanti di cui all'articolo 4 del decreto legislativo 4 agosto 1999, n. 351, si passa alla fase di determinazione della distribuzione spaziale delle concentrazioni, più avanti descritta, seguita dalla fase di interpretazione dei dati pervenendo così all'individuazione delle zone.

Nel caso in cui non siano disponibili misure rappresentative dei livelli degli inquinanti di cui all'articolo 4 del decreto legislativo 4 agosto 1999, n. 351, è necessario effettuarle e integrare misure in siti fissi con altre tecniche come metodi di misura indicativi, tecniche di stima obiettiva¹ e modelli di diffusione e trasformazione degli inquinanti in atmosfera. Le fasi successive della valutazione preliminare riguardano, anche in questo caso, la determinazione della distribuzione spaziale delle concentrazioni, più avanti descritta, seguita dalla fase di interpretazione dei dati pervenendo così all'individuazione delle zone.

1. TECNICHE DI VALUTAZIONE CHE INTEGRANO LE MISURE IN SITI FISSI**1.1 METODI DI MISURA INDICATIVI**

I metodi di misura indicativi prevedono misure che sono generalmente meno accurate di quelle fatte con il metodo di riferimento. Tecniche di misure indicative basate sull'uso di un laboratorio mobile (o ogni altro supporto alla misura mobile o trasportabile) e metodi di misura manuale, come le tecniche di campionamento diffusivo in particolare, sono di particolare interesse, a causa dei costi relativamente bassi e della semplicità delle operazioni in confronto con quanto necessario per il funzionamento di stazioni di misura fisse.

1.1.1 USO DELLA TECNICA DI CAMPIONAMENTO DIFFUSIVO

Il basso costo e la facilità di realizzazione di campagne di monitoraggio dell'aria ambiente con la tecnica del campionamento diffusivo consentono l'effettuazione d'indagini con un'elevata risoluzione spaziale (alta densità di campionamento).

La tecnica è particolarmente adatta alla determinazione della distribuzione di inquinanti su un'area estesa e per valutare livelli di concentrazione integrati su periodi temporali abbastanza lunghi (valori limite di lungo termine).

Valori limite di breve periodo (medie orarie espresse in percentili) possono essere derivati statisticamente, comparando le misure su lungo periodo - ottenute dal campionamento diffusivo - con misure, effettuate in luoghi simili e/o vicini, realizzate con strumentazione ad alta risoluzione temporale.

La metodologia del campionamento diffusivo può essere usata per ottenere mappe di concentrazioni in aree estese, per determinare aree di concentrazione massima ed eventualmente può essere

¹ Le tecniche di stima obiettiva (o misure obiettive) sono metodi matematici per calcolare le concentrazioni da valori misurati in altre località e/o tempi, basati su conoscenze scientifiche della distribuzione delle concentrazioni: un esempio è l'interpolazione lineare basata sull'ipotesi che l'andamento delle concentrazioni è sufficientemente uniforme. Un altro esempio è un modello di dispersione adattato per riprodurre concentrazioni misurate nel suo dominio.

combinata con l'uso di laboratori mobili. Inoltre, può essere utilizzata come metodo per l'ottimizzazione di reti di monitoraggio fisse.

Quando la metodologia del campionamento diffusivo è utilizzata per la valutazione preliminare devono essere compiute le seguenti azioni:

1. individuazione delle principali sorgenti d'emissione;
2. costruzione di una griglia sull'area investigata, prendendo in considerazione la densità dei siti di campionamento;
3. selezione per ogni cella della griglia di un sito rappresentativo della concentrazione di fondo, non direttamente influenzato da sorgenti locali;
4. se importante, selezione di ulteriori siti di campionamento in prossimità di sorgenti d'inquinamento rilevanti;
5. installazione dei campionatori ed esposizione per un periodo rappresentativo, considerando il tempo minimo di copertura temporale;
6. a supporto di controllo e assicurazione di qualità delle misure (QA/QC), si raccomanda l'installazione di alcuni campionatori in duplicato/triplicato per valutare la riproducibilità delle determinazioni. Campionatori non esposti ("bianco di campo") dovrebbero essere maneggiati con le stesse modalità dei campionatori esposti al fine di stabilire l'effetto dello stoccaggio e del trasporto sul valore di concentrazione misurato;
7. realizzazione delle analisi dei campionatori diffusivi in laboratorio secondo le modalità indicate dal produttore e calcolo dei livelli di concentrazione;
8. calcolo della distribuzione dei livelli d'inquinamento per interpolazione delle misure fatte in ciascuna cella della griglia di campionamento. Le misurazioni effettuate in prossimità di sorgenti rilevanti (*hot spot*) non sono rappresentative di superfici estese, quindi, non dovrebbero essere incluse nei calcoli per l'interpolazione;
9. rappresentazione grafica nella forma di carta topografica. Gli *hot spot* sono indicati come un punto;
10. stima dei percentili comparando i dati con serie di dati ottenuti in luoghi simili e/o vicini con strumentazione automatica;
11. confronto dei risultati con i valori limite.

Va assicurata una elevata qualità dei dati, se possibile corrispondente a quanto indicato nei decreti di cui all'articolo 4 del decreto legislativo 4 agosto 1999, n. 351.

Ulteriori indicazioni sull'uso della tecnica di campionamento diffusivo possono essere trovate nella documentazione di supporto al presente allegato.

1.1.2 USO DI UN LABORATORIO MOBILE PER LA VALUTAZIONE DI AREE DI MASSIMA CONCENTRAZIONE

I laboratori mobili o le stazioni di misura trasferibili usualmente combinano i vantaggi dei metodi di misura automatici con la mobilità e flessibilità d'utilizzo.

Per gli inquinanti per cui i sistemi automatici di misura non esistono o non sono metodi ufficiali i laboratori mobili possono essere equipaggiati con strumentazione non automatica in grado di eseguire il prelievo del campione.

La durata, i periodi e la frequenza delle campagne di misura o dei periodi di rilevamento dovranno essere fissati in modo da essere rappresentativi del periodo di riferimento del valore limite (1 ora, 24 ore, 1 anno).

L'area di massima concentrazione in una zona viene determinata considerando la distribuzione delle sorgenti, le condizioni meteo-climatiche locali e l'orografia.

Le tipologie delle sorgenti presenti in un'area sono molto importanti quando si deve individuare il sito di misurazione.

L'impatto di sorgenti collocate in punti elevati (camini) è spesso difficile da misurare al livello del suolo perché la direzione e la velocità del vento e la loro variazione con l'altezza modificano la localizzazione dei massimi di concentrazione al livello del suolo.

Per il monitoraggio dell'inquinamento da vie di comunicazione, l'impatto diminuisce con la distanza dalla strada ed il livello d'inquinamento sarà in media proporzionale al volume di traffico. Serie temporali di concentrazioni orarie dovrebbero riflettere le variazioni nell'intensità del traffico. Le più alte concentrazioni per periodi di 24 ore dovrebbero verificarsi in aree dove la strada corre parallela alla direzione più frequente del vento o dove la curvatura della strada permette il rimescolamento di masse d'aria provenienti da più direzioni.

Per il monitoraggio dell'inquinamento da sorgenti di uno specifico territorio (un'area) il sito di misura dovrebbe essere scelto al centro dell'area indagata e comunque dovrebbero essere evitati gli impatti da sorgenti specifiche (es. rifornimenti di carburante, piccoli inceneritori ecc).

In situazioni complesse risultanti in un'alta variabilità della distribuzione spaziale dell'inquinante è opportuno eseguire le misurazioni in più punti.

Quando si applica la tecnica sopraddetta dovrebbero essere espletate le seguenti azioni:

1. individuazione dell'area in cui s'ipotizza la massima concentrazione, utilizzando misure pregresse o informazioni derivate da similitudine con aree comparabili o inventari d'emissione o studi di modellistica. La tecnica di campionamento diffusivo usata come un mezzo per determinare la distribuzione spaziale degli inquinanti, può essere una possibile alternativa per la determinazione dell'area di massima concentrazione;
2. dalle serie temporali di misurazioni pregresse o da informazione derivata da similitudine con aree comparabili, determinare il lasso di tempo in cui è probabile misurare il massimo livello d'inquinamento;
3. realizzazione delle misurazioni;
4. confronto dei risultati ottenuti con i valori limite e selezione del regime di monitoraggio.

Va assicurata una elevata qualità dei dati, se possibile corrispondente a quanto indicato nei decreti di cui all'articolo 4 del decreto legislativo 4 agosto 1999, n. 351.

Informazioni specifiche per gli inquinanti

Il laboratorio mobile dovrebbe essere equipaggiato con un analizzatore per ognuno degli inquinanti considerati.

Un laboratorio mobile può facilmente realizzare la misurazione contemporanea di vari inquinanti, e può costituire un mezzo di *screening* per quegli inquinanti per cui tecniche d'analisi di basso costo non sono disponibili (PM₁₀, metalli pesanti ed I.P.A.).

1.1.3 USO DI UN LABORATORIO MOBILE PER IL MONITORAGGIO A GRIGLIA

Un laboratorio mobile può essere utilizzato anche per valutare la distribuzione spaziale di inquinanti su grandi aree.

Il monitoraggio su una griglia è realizzato dividendo l'area d'interesse in una griglia a maglia quadrata e misurando l'inquinamento in ciascuna cella. Le misure sono realizzate per brevi periodi di tempo a ciascuna intersezione delle linee della griglia e ripetute durante il corso dell'anno.

Le date e le ore delle misure sono scelte in modo casuale ma comunque tenendo in considerazione che devono essere equamente distribuite sui mesi, giorni della settimana ed ore del giorno. È opportuno fissare uno schema di misura per cui le intersezioni adiacenti sulla griglia non siano monitorate nello stesso giorno.

I valori singoli misurati ai quattro angoli di ciascuna cella sono usati per calcolare il valore medio della concentrazione nella cella e per le isoplete sull'area. I percentili possono essere stimati dalla distribuzione di frequenza.

Il metodo non è applicabile per la caratterizzazione di *hot spot*.

Quando la metodologia è utilizzata per la valutazione preliminare devono essere compiute le seguenti azioni:

1. costruzione della griglia sull'area d'indagine prendendo in esame la densità della griglia;
2. preparazione di uno schema di misurazione, scegliendo in modo casuale nell'anno le date e le ore per le misurazioni, ma comunque tenendo in considerazione che debbono essere equamente distribuite sui mesi, giorni della settimana ed ore del giorno, inoltre, particolare attenzione deve essere posta nel non far coincidere nello stesso giorno le misurazioni sulle intersezioni adiacenti della griglia;
3. realizzazione delle misurazioni all'intersezione di ciascuna cella della griglia;
4. calcolo delle medie annuali per ciascuna cella della griglia dai singoli valori misurati alle intersezioni di cella;
5. costruzione di una mappa riportante le isoplete sull'area studiata;
6. stima dei percentili comparando i dati con serie estese di dati ottenuti in siti simili con strumentazione automatica.

Va assicurata una elevata qualità dei dati, se possibile corrispondente a quanto indicato nei decreti di cui all'articolo 4 del decreto legislativo 4 agosto 1999, n. 351.

1.2 MODELLI

In generale, i modelli di dispersione sono un utile strumento per:

- ottenere campi di concentrazione anche in porzioni di territorio ove non esistano punti di misura, o estendere la rappresentatività spaziale delle misure stesse;
- ottenere informazioni sulle relazioni tra emissioni e immissioni (matrici sorgenti – recettori) discriminando quindi fra i contributi delle diverse sorgenti;
- valutare l'impatto di inquinanti non misurati dalla rete di monitoraggio;
- studiare scenari ipotetici di emissioni alternativi rispetto al quadro attuale o passato.

Il risultato della simulazione modellistica è connotato da un certo grado di incertezza che risulta dalla composizione dell'incertezza intrinseca al modello (dovuta alla incapacità di descrivere perfettamente i fenomeni fisici) e di quella associata ai dati di ingresso, in particolare alle emissioni e ai parametri meteorologici.

Una corretta applicazione modellistica necessita di una procedura rigorosa di confronto con le misure, che consenta la verifica e la taratura del modello. Questo punto presuppone un disegno ottimale della rete di monitoraggio, sufficiente affidabilità, accuratezza e rappresentatività delle misure, e una buona conoscenza delle emissioni delle sostanze inquinanti che influenzano la qualità dell'aria, sia in termini quantitativi che di distribuzione spaziale e temporale.

1.2.1 CARATTERISTICHE GENERALI DEI MODELLI

La scelta del modello o dei modelli da applicare deve essere effettuata rispondendo, in successione, ad alcune domande di carattere generale. Dapprima, deve essere correttamente definito lo scenario di applicazione, cioè l'insieme degli elementi caratteristici del problema che consentono di individuare la categoria di modelli appropriata: scala spaziale e temporale, complessità territoriale, orografica e meteorologica dell'area, tipologia delle sorgenti di emissione, sostanze inquinanti da considerare (in particolare, se soggette a reazioni chimiche o no). In seconda battuta, si devono

verificare, in dettaglio, i requisiti delle uscite che si desiderano dal modello e la disponibilità di tutti i dati di ingresso necessari e delle risorse hardware e software, e procedere quindi alla selezione del modello più opportuno.

Per quanto riguarda la *scala spaziale*, si dovranno considerare anzitutto i modelli in grado di riprodurre efficacemente i fenomeni che, alla scala locale o alla microscala (per esempio, in un canyon urbano) determinano i valori di inquinamento più alti, da confrontare con gli standard di qualità. D'altra parte, gli stessi fenomeni hanno, in molti casi, origini e caratteristiche a scala più grande, per cui può essere opportuno l'uso di un modello a mesoscala a elevata risoluzione o l'uso di più modelli in cascata (*nested*) con estensione decrescente e risoluzione crescente.

Per quanto riguarda la *scala temporale*, partendo dai tempi di riferimento e dal tipo di indicatore contemplato dalla normativa, occorre fare ricorso sia a modelli di "breve periodo", in grado cioè di simulare episodi di inquinamento atmosferico intenso, sia a modelli di "lungo periodo", in grado di stimare gli indicatori da confrontare con gli standard di qualità che hanno periodo di riferimento di un anno. Per contemperare le due esigenze è auspicabile disporre di serie temporali significative di dati meteorologici, e di modelli in grado di calcolare la serie temporale dei campi di concentrazione in aria. Da quest'ultima è poi possibile ricavare la distribuzione spaziale degli indicatori da confrontare con gli standard di qualità della sostanza inquinante considerata. Un indicatore è definito, in generale, dal parametro statistico (media, percentile, ecc.), dal tempo di media (o di campionamento) e dal periodo di riferimento.

La valutazione della *complessità* dell'area su cui si effettua la valutazione deve tenere conto delle caratteristiche orografiche del territorio, di disomogeneità superficiali (discontinuità terra-mare, città-campagna, acque interne) e condizioni meteo-diffusive non omogenee (calma di vento negli strati bassi della troposfera, inversioni termiche eventualmente associate a regimi di brezza); l'uso di modelli analitici (gaussiani e non) si considera generalmente appropriato nel caso di siti non complessi, mentre qualora le disomogeneità spaziali e temporali siano rilevanti per la dispersione, è opportuno ricorrere all'uso di modelli numerici tridimensionali, articolati in un preprocessore meteorologico (dedicato principalmente alla ricostruzione del campo di vento) e in un modello di diffusione.

I modelli devono ovviamente includere un modulo di *trasformazione chimica* qualora si debba simulare il comportamento di inquinanti reattivi in atmosfera e la formazione di inquinanti secondari.

Anche la tipologia delle principali *sorgenti* di emissione determina la categoria di modelli da prendere in considerazione. Per sorgenti puntuali, lineari e areali in numero limitato e riconducibili a geometrie standard, possono essere impiegati modelli analitici e lagrangiani a particelle. Nel caso più generale di un insieme di sorgenti puntuali e diffuse sul territorio, occorre partire da un inventario delle emissioni su grigliato regolare alla risoluzione opportuna, che viene normalmente accoppiato a un modello di dispersione euleriano.

In via preliminare può essere vantaggioso valutare l'esistenza di condizioni critiche per la qualità dell'aria attraverso modelli basati su ipotesi conservative, che cioè per loro natura generalmente sovrastimano le concentrazioni in aria. In questo contesto i modelli sono applicati per valutazioni di breve periodo calcolate su una casistica di possibili condizioni meteorologiche, senza tenere conto delle reali frequenze di occorrenza sul territorio di interesse. I valori di picco così ottenuti vengono sommati al livello del fondo, misurato o stimato, e la somma risultante confrontata con il valore limite della qualità dell'aria per l'inquinante in esame. Se i valori così calcolati sono al di sotto del valore limite il territorio in esame può essere ritenuto non critico e non è necessaria l'applicazione

di modelli più complessi o l'utilizzo di dati di ingresso più raffinati. Nei casi in cui non si disponga dei dati meteorologici appropriati, questi modelli possono rappresentare l'unico approccio possibile.

Ulteriori indicazioni relative alle caratteristiche generali dei modelli possono essere trovate nella documentazione di supporto al presente allegato.

1.2.2 PROCEDURA DI APPLICAZIONE DEI MODELLI

Una procedura di applicazione dei modelli per la valutazione della qualità dell'aria può essere schematizzata nei seguenti passi.

1. Definizione chiara dell'obiettivo, cioè dell'informazione che ci si attende dall'applicazione dei modelli, a integrazione dell'informazione che proviene dalle misure. Ciò implica la definizione dei seguenti elementi dello scenario: le *dimensioni dell'area* su cui sono attesi i risultati del modello; la *risoluzione spaziale* (cioè la distanza minima per la quale il modello è in grado di calcolare variazioni spaziali significative del campo di concentrazione); le *sostanze inquinanti* da prendere in considerazione; l'*indicatore di qualità dell'aria* che si vuole stimare (il tempo di media determina anche la *risoluzione temporale* del modello, cioè l'intervallo di tempo che intercorre tra due campi di concentrazione consecutivi calcolati dal modello); la tipologia e la quantità delle *sorgenti di emissione* da considerare.
2. Ricerca e raccolta di tutti i dati necessari o utili alla simulazione modellistica: *dati territoriali* (cartografia, orografia, uso del territorio); *dati meteorologici* (osservazioni da stazioni meteorologiche standard, parametri micrometeorologici, dati telerilevati, campi di variabili meteorologiche calcolati con modelli a elevata risoluzione); *dati di emissione* (localizzazione e quantificazione delle emissioni nel caso di sorgenti specifiche, inventario delle emissioni nel caso di sorgenti numerose e diffuse); *concentrazioni in aria* degli inquinanti (da reti di monitoraggio o da campagne sperimentali), anche al fine di determinare le condizioni al contorno degli inquinanti che vengono trasportati all'interno del dominio di calcolo.
3. Identificazione della categoria di modelli appropriata per raggiungere l'obiettivo di cui al punto 1, e in grado di utilizzare al meglio i dati di cui al punto 2. Essa può variare dai modelli analitici "a pennacchio" per una sorgente puntiforme che emette una sostanza chimicamente inerte a scala locale su terreno piatto, ai modelli euleriani di trasporto, diffusione e trasformazione chimica accoppiati a un inventario delle emissioni a elevata risoluzione, per il caso più generale. Valutazione delle risorse necessarie e disponibili rispetto alla categoria di modelli identificata, in termini di risorse hardware, di tempo e umane, esperienza nell'uso dei modelli, tipo e quantità di dati necessari. Se la valutazione dà complessivamente esito negativo e non è possibile intraprendere ulteriori azioni per rendere possibile l'applicazione modellistica, rivedere l'obiettivo al punto 1 e conseguentemente il punto 2.
4. Predisposizione di tutti i dati di ingresso nel formato necessario ed esecuzione del modello. Calcolo degli indicatori da confrontare con gli standard di qualità e con le misure disponibili.
5. Valutazione critica dei risultati del modello, verificandone anche la congruenza con eventuali misure disponibili; valutazione dell'accuratezza e dell'incertezza dei risultati, anche attraverso il calcolo di indicatori statistici standard di performance dei modelli. Se l'esito è insoddisfacente, passare al punto 7.
6. Utilizzo dei risultati. Tracciatura di mappe relative al territorio in esame per ogni indicatore e per ogni inquinante anche non monitorato dalla rete; valutazione dell'influenza dei diversi comparti emissivi sui livelli di inquinamento e valutazione percentuale delle interferenze e sovrapposizioni tra diverse sorgenti; rilievo della necessità di misure su aree di ricaduta segnalate dal modello e non monitorate; eventuale ottimizzazione della rete di monitoraggio; predisposizione di simulazioni con scenari emissivi generati da ipotesi di risanamento e confronto quantitativo della loro efficacia.
7. Nuova definizione delle modalità di esecuzione del modello, attraverso una o più delle seguenti azioni. Modifica di parametrizzazioni del modello rivelatesi inadeguate; sostituzione o

integrazione di dati di ingresso risultati insufficienti o inadeguati, con particolare riguardo all'inventario delle emissioni; svolgimento di campagne sperimentali *ad hoc* finalizzate alla raccolta di misure in aree segnalate come critiche dal modello, e non monitorate; scelta di un modello alternativo e ripetizione dei passi 3-6.

1.2.6 INCERTEZZA DELLE STIME EFFETTUATE CON I MODELLI

Si possono elencare almeno quattro elementi di difficoltà nel confronto tra misure di concentrazione in aria e stime ottenute con i modelli:

- le stime dei modelli rappresentano generalmente valori medi su un volume definito in relazione alla risoluzione spaziale del modello, e su un intervallo di tempo definito dalla frequenza delle osservazioni meteorologiche e dei dati di emissione, mentre le misure sono puntuali e relative a intervalli di tempo non necessariamente uguali a quelli del modello;
- le misure sono affette a loro volta da errori ed incertezze;
- il modello rappresenta comunque la realtà dei fenomeni fisici con un certo grado di approssimazione e di inaccuratezza;
- errori e incertezze nei dati e nei parametri di ingresso ai modelli influenzano i risultati dei modelli.

L'incertezza da associare alle stime prodotte dai modelli andrebbe determinata caso per caso sulla base della natura della grandezza da stimare (l'incertezza sui valori massimi o sul 98° percentile di una distribuzione può essere molto diverso da quello sul valore medio annuo), della complessità territoriale e meteorologica dello scenario, delle dimensioni del dominio di calcolo, e delle caratteristiche delle emissioni. Sulla base delle esperienze più frequenti di applicazione e di validazione dei modelli, e tenendo anche presente alcune peculiarità geografiche e meteorologiche del territorio italiano, che ne accrescono l'incertezza, si può stimare orientativamente in un fattore due l'incertezza tipica dei valori medi annui su un punto recettore, e un'incertezza inferiore, di alcune decine di punti percentuali, se si considera l'integrale delle concentrazioni sulla superficie.

Vanno in linea generale raggiunti livelli di qualità dei dati, se possibile, analoghi a quelli indicati nei decreti di cui all'articolo 4 del decreto legislativo 4 agosto 1999, n. 351.

Per quanto riguarda i metodi statistici per valutare l'accuratezza di un modello attraverso il confronto dei suoi risultati con un set di misure di riferimento, si può fare riferimento all'annesso 2 del rapporto europeo "Guidance report on preliminary assessment under EC air quality directives".

1.2.3 FONTI DI INFORMAZIONE

Informazioni su modelli e codici disponibili possono essere trovati nella biblioteca dell'EPA (*U.S. Environment Protection Agency* - sito: <http://www.epa.gov/scram001>), che contiene in maggioranza modelli gaussiani, o al CARB (*California Air Research Board* - sito: <http://www.arb.ca.gov/homepage.htm>) che presenta un'ottima scelta di modelli per il trattamento delle reazioni chimiche degli inquinanti in atmosfera. Inoltre in ambito europeo si può fare riferimento allo *European Topic Centre on Air Quality* dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (sito: <http://www.etcaq.rivm.nl>), che tra l'altro predispone, organizza e aggiorna una "banca modelli" (MDS - *Model Documentation System*) accessibile all'indirizzo http://aix.meng_auth.gr/lhtee/database.html, attraverso la quale si ha una descrizione delle caratteristiche di più di 80 modelli, e informazioni sulla loro disponibilità.

Da alcuni anni si tiene una serie di conferenze (*International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, giunta quest'anno alla sesta edizione) originariamente dedicate alla definizione e applicazione di criteri standard di validazione, al fine di pervenire a una armonizzazione dei modelli regolatori. In questo ambito, è stato messo a punto un *model evaluation kit* (Olesen, 1997) che contiene alcuni set di dati sperimentali e alcune *routines* per la validazione mediante indicatori statistici standard di performance dei modelli.

L'ANPA, attraverso il Centro Tematico Nazionale Atmosfera Clima Emissioni (CTN-ACE) ha realizzato sul sito web www.sinanet.anpa.it (percorso: aree tematiche > qualità dell'aria > modellistica), alcune pagine in cui sono presentati criteri di guida alla scelta di modelli di dispersione degli inquinanti atmosferici; il sito contiene anche la documentazione disponibile per alcuni modelli selezionati, sulla base di una rassegna delle principali esperienze di utilizzo dei modelli effettuate in Italia.

Ulteriori indicazioni sui modelli possono essere trovate nella documentazione di supporto al presente allegato.

2 DETERMINAZIONE DELLA DISTRIBUZIONE SPAZIALE DELLE CONCENTRAZIONI

Nel seguito si descrivono alcune possibili modalità di generalizzazione spaziale dei livelli misurati.

2.1 MISURE + INTERPRETAZIONE

Si usa quando le misure fisse sono la sola sorgente di informazione e si assume che la rete copra e sia rappresentativa dell'intero territorio. In questi casi i metodi di misura della concentrazione devono essere combinati con una accurata strategia di macro-siting, in cui la rappresentatività spaziale delle stazioni è ben documentata e la copertura spaziale della rete è assicurata.

Le misure indicative possono essere usate per supplementare l'informazione fornita dalle misure fisse per la determinazione della distribuzione spaziale delle concentrazioni. Il loro costo relativamente basso permette il loro utilizzo per misurare la qualità dell'aria in numerosi siti e valutare la distribuzione degli inquinanti in una data area. Mappe delle concentrazioni degli inquinanti possono essere ottenute interpolando le misure. La combinazione misure + interpretazione può essere usata per la mappatura di inquinanti dell'aria in un'area in particolare per le seguenti applicazioni: valutare i superamenti dei valori limite dell'area e popolazione esposta; dare supporto per la definizione di zone; classificazione di un territorio in aree di omogenea qualità dell'aria; progettazione e ottimizzazione della rete di rilevamento; aiutare nella validazione di modelli matematici e nel controllo dell'efficacia di misure di abbattimento.

2.2 MISURE + TECNICHE DI STIMA OBIETTIVA

Per stima obiettiva si intende la valutazione della qualità dell'aria tramite metodi matematici per calcolare le concentrazioni da valori misurati in altre località e/o tempi, basati su conoscenze scientifiche della distribuzione delle concentrazioni. Anche questo approccio fa riferimento ai risultati del monitoraggio ma il processo di generalizzazione è più elaborato.

Un metodo comune per generalizzare i dati misurati in un punto è l'interpolazione spaziale. Questa tecnica è utile per aree uniformi con gradienti di concentrazione uniformi tra le stazioni, ma variazioni a piccola scala tra stazioni non possono essere identificate. E' usata per la distribuzione a larga scala (livello continentale, rurale) e talvolta anche per urban background. Dalle mappe prodotte, possono essere desunte statistiche spaziali.

L'interpolazione è migliorata usando relazioni tra i livelli di inquinamento dell'aria e le caratteristiche geografiche.

L'approccio di usare le caratteristiche locali per tralciare le concentrazioni misurate in altre località può anche essere usato per la descrizione di insiemi di situazioni simili a piccola scala come strade o dintorni di certi tipi di piccole imprese per i quali non è utile dare mappe individuali dettagliate.

Per parametri chiave selezionati (riguardo alla dimensione delle sorgenti, condizioni meteorologiche, configurazione) è possibile stabilire relazioni empiriche con i livelli di qualità dell'aria il che permette di valutare i livelli di inquinamento in località simili. Queste tecniche usano i parametri chiave per le interpolazioni invece delle distanze fisiche in caso di interpolazione spaziale.

Quando le relazioni tra i livelli di qualità dell'aria e le caratteristiche locali hanno una grande quantità di dettagli possono essere considerate insieme come costituenti un modello. I modelli costruiti da relazioni empiriche tendono a essere semplici, mentre i modelli basati su processi di informazioni fisiche, chimiche e tecnologiche possono variare da semplici a complessi. Ma anche nei modelli complessi, alcuni parametri del modello di cui non si conosce a priori il valore esatto possono essere scelti per adattare i risultati del modello alle misure. Queste procedure di adattamento dei modelli possono dare una mappa dettagliata o rassegne statistiche dei livelli di concentrazione. Questa procedura non tiene in conto l'incertezza dei risultati misurati. In alcune variazioni il modello può essere aggiustato per riprodurre esattamente i dati chiave misurati (interpolazione intelligente) ma in generale i risultati dei modelli adattati non sono identici ai dati misurati.

2.3 MODELLISTICA

Quando i livelli di concentrazione sono calcolati da un modello validato si ha un'idea dell'accuratezza dei risultati. Questa idea tende a essere migliore per modelli che sono stati validati nelle stesse aree dove si applicano. Spesso i modelli usati sono stati validati in altre aree, con condizioni a volte considerevolmente differenti (emissioni, topografia, clima) da quelle prevalenti nell'area considerata. Poiché non solo l'affidabilità del modello di dispersione, ma anche la qualità delle emissioni e i parametri di input di dispersione possono essere differenti, una valutazione dell'incertezza dei risultati del modello può includere la validazione locale. Una validazione completa dovrebbe in principio anche includere una delimitazione dei limiti di applicabilità del modello.

3 INTERPRETAZIONE DEI DATI AI FINI DELLA DEFINIZIONE DELLE ZONE

Allorché si utilizzano modelli ai fini della valutazione preliminare della qualità dell'aria è necessario considerare la possibilità che le eccedenze dei valori limite siano valutate attraverso l'uso di modelli. E' importante considerare che le misure hanno un valore diverso dai risultati ottenuti con modelli o altre tecniche matematiche. La possibilità che un modello calcoli un massimo che la misura non coglie non è del tutto improbabile e questo rende più complessa l'interpretazione degli andamenti delle concentrazioni. Per questi casi si danno le seguenti raccomandazioni:

- (1) Se misure di alta qualità mostrano eccedenze, e non i modelli, l'area di riferimento viene considerata in superamento
- (2) Nel caso in cui il monitoraggio non evidenzia eccedenze mentre i modelli le evidenziano deve essere tenuto in considerazione quanto segue:
 - (a) in prima approssimazione, i modelli sono meno accurati, almeno nella maggior parte dei casi, delle misure. Il superamento calcolato dal modello dovrebbe essere confermato da misure fisse di alta qualità;
 - (b) d'altra parte non è possibile misurare ovunque mentre i limiti si applicano anche dove non ci sono siti di misura fissi;
 - (c) è importante che l'affidabilità dei modelli utilizzati sia elevata al fine di considerare un massimo individuato dai modelli e non dal monitoraggio per valutare il superamento o meno dei livelli di concentrazione.

4 ZONIZZAZIONE

Il decreto legislativo 4 agosto 1999, n. 351 stabilisce che le Regioni devono suddividere il loro territorio in zone ai fini della gestione della qualità dell'aria (dove il termine zona include gli agglomerati intesi come un particolare tipo di zona). Nel definire un sistema di zone si deve perseguire il più possibile il soddisfacimento contemporaneo dei criteri di idoneità per la gestione della qualità dell'aria e di quelli per la valutazione della qualità dell'aria. Quando si considera la possibilità di combinare delle aree territoriali in una zona, deve essere dato debito riguardo alle similarità nella qualità dell'aria. E' però importante notare che le zone devono primariamente essere guardate come territori amministrativi per i quali il decreto 351/99 definisce obblighi (per la valutazione, il reporting e la gestione). Quando si designano le zone l'obiettivo principale è assicurare un buon collegamento con le azioni da intraprendere; questo viene generalmente soddisfatto nel modo migliore quando si associano le zone alle aree amministrative e quando vengono fornite al pubblico in modo efficace le informazioni sulle azioni intraprese.

Per arrivare ad un sistema di zone soddisfacente è utile seguire il seguente processo di designazione delle zone. Tutti i parametri rilevanti della qualità dell'aria (medie annuali, superamenti di valori orari o giornalieri, eccetera) devono essere presi in considerazione. Successivamente viene fatto un tentativo per identificare aree con caratteristiche simili di qualità dell'aria, in termini di superamenti, tipi di sorgenti emissive, caratteristiche climatologiche o topografiche. Il quadro della qualità dell'aria che ne deriva viene quindi proiettato su una mappa del territorio delle amministrazioni locali con competenze relative al controllo delle sorgenti emissive. Prendendo i confini delle amministrazioni locali come possibili limiti delle zone, vengono ricercate le combinazioni dei territori amministrativi che hanno caratteristiche simili di qualità dell'aria.

Nel seguito vengono indicati alcuni principi di riferimento:

- le zone sono in definitiva aree che in termini pratici consistono di uno o più comuni o province o loro combinazioni;
- i confini delle zone devono essere costanti nel tempo ed eventuali variazioni devono essere formalizzate a seguito di comprovate modifiche della qualità dell'aria;
- il territorio deve essere suddiviso in zone specificando le aree amministrative o suddiviso in base a confini individuati sulla base di precisi punti di riferimento geografici.

Le condizioni da tenere presente nel processo di individuazione delle zone sono le seguenti:

- ✓ definire le zone quanto più possibile come aree amministrative omogenee;
- ✓ raggruppare aree amministrative con caratteristiche di qualità dell'aria omogenee in un'unica zona;
- ✓ aree non adiacenti, ad esempio due città di medie dimensioni, possono essere raggruppate in una singola zona;
- ✓ non è raccomandato raggruppare un agglomerato isolato di più di 250.000 abitanti con altre aree;
- ✓ le esigenze di valutazione per gli agglomerati e per le zone non agglomerati sono un po' diverse: per inquinanti per i quali è stata posta una soglia di allarme, come SO₂ e NO₂, le misure sono obbligatorie negli agglomerati, non in altre zone;
- ✓ un'area estesa senza problemi di qualità dell'aria potrebbe essere designata come una unica zona;
- ✓ non è raccomandato includere in agglomerati significative aree che non sono costruite;
- ✓ è raccomandato considerare un'ampia conurbazione di, ad esempio, un milione di abitanti come un agglomerato e non dividerlo in diversi agglomerati più piccoli;
- ✓ se viene ritenuto più opportuno definire uno specifico insieme di zone per un particolare inquinante, è raccomandato di farlo suddividendo o aggregando zone usate per altri inquinanti, mantenendo gli stessi confini delle zone per quanto è possibile;

- ✓ la zonizzazione riferita ai valori limite per la protezione degli ecosistemi o della vegetazione non necessariamente coincide con quella riferita ai valori limite per la protezione della salute.

DOCUMENTI DI SUPPORTO

Monitoraggio

- G. Bertoni, R. Tappa and I. Allegrini; "Assessment of a new passive device for the monitoring of benzene and other volatile aromatic compounds in the atmosphere. *Annali di Chimica*, 90, (2000), 249-263.
- G. Bertoni, R. Tappa, L. Bertuccio, F. Parmeggiani; "Monitoraggio del benzene nella regione Umbria. Impiego del campionatore Analyst per la mappatura del territorio", *Acqua & Aria*, (2000), 73-78.
- G. Bertoni, R. Tappa and I. Allegrini; "The internal consistency of the Analyst diffusive sampler - A long term Field test", *Chromatographia* 2001, 54, November (N° 9/10) 653-657.
- G. Bertoni, R. Tappa and I. Allegrini; "Valutazione della performance di un campionatore passivo per il monitoraggio del benzene ed altri composti aromatici volatili nell'ambiente urbano e negli ambienti confinati" *Acqua & Aria*, (1999), 75-81.
- R.H. Brown, "The use of diffusive samplers for monitoring of ambient air", *Pure and Appl. Chem.*, Vol. 65, N°8, 1859-1874 (1993), © 1993 IUPAC.
- CEN (1996) "Ambient air quality - Diffusive samplers for the determination of gases or vapours - Requirements and test methods", CEN standard in preparation, 1996.
- E. De Saeger, M. Gerbolès, M. Payrissat, "La Surveillance du Dioxyde d'Azote à Madrid au Moyen d'Echantillonneurs Passifs - Evaluation Critique de la Conception du Réseau", *Rapport EUR 4175 FR* (1991).
- E. De Saeger, M. Gerbolès, P. Perez Ballesta, L. Amantini, M. Payrissat, "Air Quality Measurements in Brussels (1993-1994) - NO₂ and BTX Monitoring Campaigns by Diffusive Samplers", *EUR Report 16310 EN*, 1995.
- E. De Saeger, M. Payrissat, "Quality of air pollution measurements in the EU monitoring networks". In proceedings of the workshop "Quality assurance and accreditation of air pollution laboratories", Belgirate, 1996, *EUR Report 17698 EN*.
- F. De Santis, A.Fino, S.Tiwari, C.Vazzana, "Monitoring of Atmospheric Pollutants by Passive Sampling for the Protection of Cultural Heritage", *Atti del Congresso "Protection and Conservation of the Cultural Heritage of Mediterranean Cities"*, 5th International Symposium on the Conservation of Monuments in the Mediterranean Basin, Siviglia, Spagna, (5-8 Aprile 2000), E.Galán - P.Aparicio - A.Miras Eds., 33-35.
- F. De Santis, A.Fino, S.Tiwari, C.Vazzana, I.Allegrini, "A Performance Evaluation of the Open Tube Diffusion Sampler (Palmes Sampler) for Monitoring Nitrogen Dioxide", In: *Air Pollution VIII*. J.W.S.Longhurst - C.A.Brebbia - H.Power Eds., WIT Press, (2000), 421-429.
- F. De Santis, A.Fino, C.Vazzana, I.Allegrini, "Monitoring of Nitrogen Oxides by Passive Sampling", *Atti del Congresso "Euroanalysis XI - European Conference on Analytical Chemistry*, Lisbona, Portogallo, (3-9 Settembre 2000), OC-62.
- F. De Santis, T.Dogeroglu, S.Menichelli, C.Vazzana, I.Allegrini, "Use of a new passive sampler for ozone and nitrogen dioxides monitoring in ecological effects research", *The Scientific World*, Vol.1, (2001), 475-482.
- E. D. Palmes, A.F. Gunnisson, "Personal monitoring device for gaseous contaminants, *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 34, 78-81 (1973).
- E. D. Palmes, A.F. Gunnisson, J. Dimattio and C. Tomczyk, "Personal samplers for nitrogen dioxide", *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 37, 570-577 (1976).
- Van de Wiel, H.J., Eerens, H.C., Van der Meulen, A., (1988), The impact of measurement uncertainty on air quality characteristics. In: "Air Quality in Europe", *Proceedings of*

international meeting on harmonization of technical implementation of EC air Quality Directives, Lyon, 1988. EC, Brussels.

Modelli

- Anfossi D., Baffioni C., Brusasca G., Calori G., Caracciolo R., Cirillo M., Desiato F., Finzi G., 1997, *Valutazione della dispersione in atmosfera di effluenti aeriformi – guida ai criteri di selezione dei modelli matematici*, Rapporto Tecnico ANPA RTI 1/97 – AMB
- Bassanino M., Bertolaccini M.A., Brusasca G., Cirillo M.C., Finzi G., Fortezza F., Graziani G., Mamolini G., Marani A., Tamponi M. e Tirabassi T., 1993, *Modelli a integrazione delle reti per la gestione della qualità dell'aria*, Rapporto dell'Istituto Superiore di Sanità ISTISAN 93/36
- Cirillo M., Angelino E., Brusasca G., Desiato F., Finzi G., Mamolini G., Marani A., Tamponi M., Tirabassi T., Zanini G., 1996, *I modelli per la progettazione e la valutazione delle reti, le reti per la validazione dei modelli*, Convegno “Il monitoraggio dell'inquinamento atmosferico” (Modena, 13-14 novembre 1996)
- Cirillo M., Desiato F., 1998, *Setting up a regulatory frame for atmospheric dispersion modelling in Italy: needs, actors and ongoing activities*, 5th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, (Rodi, maggio 1998)
- De Leeuw F.A.A.M., Berge E., Grönskei E., Tombrou M., 1996, *Review on requirements for models and model application*, EEA Topic Report 18, EEA, Copenhagen
- ERS (Environmental Regulatory Services) - Air and Water Approvals Division – Air Emissions Branch, 1997, *Air Quality Model Guidelines*. Edmonton, Alberta, Canada
- Finardi S., M.G. Morselli and P. Jeannet, 1997, *Wind flow models over complex terrain for dispersion calculations*, Working Group 4 - COST Action 710 “Harmonisation of the pre-processing of meteorological data for atmospheric dispersion models” EUR 18195 EN
- Moussiopoulos N., Berge E., Bohler T., De Leeuw F.A.A.M., Grönskei K., Mylona S., Tombrou M., 1996, *Ambient air quality, pollutant dispersion and transport models*, EEA Topic Report n. 19, EEA, Copenhagen
- NATO-CCMS, 1992, *Air Pollution Modelling and its Application IX*, H. Van Dop and G. Kallos, Plenum Press, New York
- NATO-CCMS, 1994, *Air Pollution Modelling and its Application X*, S.E. Gryning e M.M. Millan, Plenum Press, New York
- NATO-CCMS, 1996, *Air Pollution Modelling and its Application XI*, S.E. Gryning e F.A. Schiermaier, Plenum Press, New York
- NATO-CCMS, 1998, *Air Pollution Modelling and its Application XII*, S.E. Gryning e N. Chaumerliac, Plenum Press, New York
- NATO-CCMS, 1999, *Air Pollution Modelling and its Application XIII*, S.E. Gryning e E. Batchvarova, Plenum Press, New York
- Olesen H.R., 1997, *Data sets and protocol for model validation*, Int. J. Environment and Pollution, Vol. 5, Nos. 4-6, pp. 693-701

Altra documentazione

- “Guidance report on preliminary assessment under EC air quality directives”: Technical Report No. 11 (<http://reports.eea.eu.int/TEC11a/en/tech11.pdf>)