CONTESTO OPERATIVO:SISTEMI DI MONITORAGGIO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA

SUB- ACTION A1.3

Allegato 3 dell'Abacus sul contesto operativo per le zone a bassa emissione di rumore

Life MONZA

Methodologies fOr Noise low emission Zones introduction And management

LIFE15 ENV/IT/000586

LIFE MONZA
Methodologies fOr Noise low emission Zones introduction And management

Technical Report - A1.3 Operational context: Air Quality Monitoring Systems

Deliverable	**Operational context: Noise Monitoring Systems** **Annex 3 of Abacus on operational context on Noise Low Emission Zone**
Action/Sub-action	Action A1 - Operational context for Noise Low Emission Zones (LEZ) detection and management Sub-action A1.3 - Operational context: Air Quality Monitoring Systems
Authors	Giorgio Cattani, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Alessandra Gaeta, Gianluca Leone
Status	Final Version

Beneficiary:	ISPRA
Contact person:	Giorgio Cattani
E-mail:	giorgio.cattani@isprambiente.it
Project web-site	-

Sommario

1 Introduzione 2
1.1 Inquinamento atmosferico: sorgenti, stato e trend, legislazione 2
1.2 Effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico 3
2 Valutazione della qualità dell'aria 3
2.1 Quadro di riferimento sulle LEZs 3
2.2 Criteri per l'ubicazione su macro e micro scala dei campionatori fissi e diffusivi 5
2.3 I campionatori diffusivi 8
2.4 Valutazione della distribuzione spaziale degli inquinanti atmosferici: modelli di Land Use Regression 11
3 Protocollo dello studio 13
4 Bibliografia 15

1 Introduzione

1.1 Inquinamento atmosferico: sorgenti, stato e trend, legislazione

L'inquinamento atmosferico è considerato un grave rischio per la salute umana; esso aumenta l'incidenza di una vasta gamma di malattie e ha diversi impatti ambientali, danneggiando la vegetazione e gli ecosistemi.
Il settore dei trasporti su strada fornisce un contributo significativo al totale delle emissioni antropiche, insieme ad altre fonti mobili, e alle combustioni che possono riguardare sia gli impianti civili che quelli industriali nelle industrie energetiche e di trasformazione. Altre sostanze indesiderate (note come inquinanti secondari, quali ad esempio l'ozono) si formano in atmosfera in seguito a reazioni chimiche che coinvolgono i diversi inquinanti emessi direttamente dalle varie fonti.
Il controllo dell'esposizione a inquinanti atmosferici richiede azioni delle autorità pubbliche a livello globale, regionale e locale. L'Organizzazione Mondiale della Sanità ha prodotto e successivamente rivisto le linee guida sulla qualità dell'aria (WHO, 2000, 2005), che, sulla base delle evidenze scientifiche che emergono da numerosi studi epidemiologici e tossicologici, individuano raccomandazioni e obiettivi di qualità dell'aria per diversi inquinanti atmosferici.
La direttiva 2008/50/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 21 maggio 2008, relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa, ha stabilito obiettivi di qualità e valori limite al fine di evitare, prevenire o ridurre gli effetti nocivi sulla salute umana e sull'ambiente nel suo complesso. La qualità dell'aria ambiente negli Stati membri deve essere valutata sulla base di metodi e criteri comuni. I risultati della valutazione devono essere utilizzati al fine di valutare gli effetti dell'inquinamento dell'aria e per monitorare le tendenze e i miglioramenti a lungo termine. Nelle zone dove la concentrazione degli inquinanti supera determinate soglie devono essere sviluppati piani di qualità dell'aria finalizzati alla mitigazione dell'inquinamento. Inoltre è obbligatorio per gli Stati membri garantire che le informazioni sulla qualità dell'aria siano messe a disposizione del pubblico.
Gli inquinanti per i quali è prevista la valutazione dalla direttiva 2008/50/CE includono il materiale particolato ($PM_{2,5}$, PM_{10}), l'ozono (O_3), il biossido di azoto (NO_2), il biossido di zolfo (SO_2), il benzene (C_6H_6), il monossido di carbonio (CO) e il piombo (Pb) , mentre con la direttiva 2004/107/CE sono state stabilite disposizioni analoghe per benzo(a)pirene, cadmio arsenico e nichel come componenti ad alta rilevanza tossicologica del PM_{10}.

Negli ultimi venticinque anni, le emissioni di sostanze inquinanti in Europa e in Italia sono generalmente diminuite considerevolmente. In particolare riduzioni significative sono state registrate nel settore industriale e dei trasporti stradali, in seguito all'entrata in vigore di diverse direttive europee che hanno accelerato l'introduzione di nuove tecnologie nei processi, hanno imposto limiti di emissione, hanno previsto la limitazione del tenore di zolfo nei combustibili liquidi e il passaggio a combustibili più puliti (gas naturale al posto dell'olio combustibile e del carbone). Tuttavia in alcuni settori si possono ancora osservare andamenti in controtendenza; ad esempio le emissioni di PM10 dagli impianti di combustione non industriali, che rappresentano circa il 40% del totale in Italia, mostrano un forte incremento tra il 1990 e il 2012, pari al 149%, dovuto all'aumento dell'uso della legna come combustibile per il riscaldamento (ISPRA 2014).
L'inquinamento atmosferico è un fenomeno estremamente complesso. Gli inquinanti antropogenici da fonti naturali una volta rilasciati diffondono in atmosfera ed in essa si disperdono. I meccanismi di trasporto, diluizione, trasformazione e deposizione sono guidati dalla specifica reattività delle sostanze e dalle condizioni meteorologiche, che sono variabili sia nel tempo che nello spazio, e governano le dinamiche degli inquinanti atmosferici dopo l'emissione. Di conseguenza le relazioni tra le emissioni e le concentrazioni in aria degli inquinanti atmosferici sono tipicamente non lineari.

A tutt'oggi in diverse parti d'Europa, vengono registrate concentrazioni in aria di PM, ozono e ossidi di azoto, superiori sia alle linee guida dell'OMS che agli obiettivi delle direttive Europee, nonostante la riduzione delle emissioni. Un trend decrescente statisticamente significativo è stato osservato nella maggior parte delle serie storiche delle concentrazioni di PM_{10} e NO_2, mentre un'analoga tendenza non è rilevabile per l'ozono.
Le aree urbane, dove vive gran parte della popolazione, sono le maggiori fonti di inquinamento, a causa dell'alta densità delle fonti principali di emissione, quali il riscaldamento civile, la produzione di energia e i trasporti.

1.2 Effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico

Recentemente l'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) ha concluso che vi sono evidenze sufficienti a supporto dell'ipotesi che l'esposizione all'inquinamento dell'aria esterna provochi il cancro ai polmoni. Il materiale particolato è stato valutato separatamente ed è stato anch'esso classificato come cancerogeno per l'uomo (IARC, 2013).
È stato stimato che negli ultimi anni, circa il 16 - 21% della popolazione urbana europea possa essere stata esposta a concentrazioni di PM_{10} al di sopra del limite fissato dall'Unione europea per proteggere la salute umana. Per quanto riguarda l'ozono è stato stimato che fino al 17% della popolazione che vive nelle aree urbane possa essere stata esposta a livelli di ozono che superano il valore obiettivo dell'UE.
Le stime degli impatti sulla salute attribuibili all'esposizione all'inquinamento atmosferico indicano che le concentrazioni di particolato fine ($PM_{2,5}$) nel 2013 sono stati responsabili di circa 467 000 morti premature in Europa (41 paesi), e circa 436 000 nella UE-28, in relazione ad esposizione a lungo termine. È stato stimato che il $PM_{2,5}$ presente nell'aria contribuisca a ridurre l'aspettativa di vita nella UE di circa otto mesi. Gli impatti stimati sulla popolazione negli stessi 41 paesi europei dell'esposizione a NO2 e O3 nel 2013 sono stati rispettivamente di circa 71 000 e 17 000 morti premature l'anno, e nella UE-28 rispettivamente di circa 68 000 e 16 000 morti premature ogni anno (EEA, 2016).
I bambini e i giovani adulti rappresentano una larga parte degli individui particolarmente sensibili agli effetti negativi dell'inquinamento atmosferico. I bambini, rispetto agli adulti, esprimono una maggiore vulnerabilità, che può essere spiegata dalle differenze nelle circostanze di esposizione legate all'età, alle loro attività, alle differenze nell'anatomia e nella fisiologia del polmone, alle differenze di espressione clinica della malattia, e alla diversa maturità degli organi in base all'età anagrafica (WHO, 2013).

2 Valutazione della qualità dell'aria

2.1 Quadro di riferimento sulle LEZs

Le zone a basse emissioni (LEZ) sono state introdotte, in diversi paesi europei, per ridurre le emissioni di inquinanti atmosferici e per migliorare la qualità dell'aria urbana. Le LEZ solitamente regolano l'accesso ad una zona a seconda degli standard emissivi dei veicoli o in funzione del tipo di veicolo (veicoli pesanti, veicoli leggeri, scooter, ecc). Una LEZ può coprire una area variabile che va da un minimo di alcune strade fino alla gran parte di un'area urbana. Le LEZ mirano principalmente a ridurre le emissioni di scarico di sostanze inquinanti legate al traffico, in particolare PM e ossidi di azoto NO_X. Le misure (come le LEZ) tese a ridurre il traffico, vietando la circolazione ai veicoli più inquinanti, sono generalmente in grado di ridurre i veicoli circolanti, ma hanno fornito risultati contrastanti in termini di impatto sull'inquinamento atmosferico.

Valutazione dell'efficacia delle LEZ

Valutare l'effetto di una LEZ sui livelli di inquinamento (PM10, PM2.5, NOX), non è un compito banale a causa di diversi fattori confondenti: le condizioni meteorologiche, i livelli di fondo regionali degli inquinanti, altre concomitanti misure di pianificazione inerenti la qualità dell'aria (Holman C. et al ., 2015). Per valutare l'impatto delle LEZ, tenendo conto dei fattori confondenti, è necessario quindi rimuovere l'influenza delle fonti non locali di inquinamento da traffico. Per raggiungere questo obiettivo è necessario utilizzare tecniche statistiche avanzate.

La meteorologia ha un grande impatto sulla variazione annuale e giornaliera dei livelli di PM in aria e quindi è generalmente necessario un aggiustamento di tipo statistico per rimuovere le distorsioni stagionali presenti nelle analisi di lungo periodo. Tale circostanza rende ancora più difficile valutare l'impatto ambientale delle LEZ in termini di riduzione del livello di PM per quanto riguarda gli standard di qualità dell'aria a breve termine.

Quando il contributo delle emissioni da traffico locale ai livelli di concentrazione di PM è molto piccolo rispetto al contributo di altre fonti di emissione e al contributo di PM secondario, la riduzione ottenibile con l'implementazione di una LEZ ha, molto spesso, un effetto trascurabile sui livelli di concentrazione in massa di PM. Tale situazione caratterizza tipicamente la nostra area di studio, situata in Pianura Padana. Concentrandosi su componenti specifiche del PM, come il black carbon, o su parametri più correlati alle emissioni allo scarico dei veicoli (e.g. concentrazione in numero di particelle) appare invece più probabile riuscire a valutare l'impatto delle LEZ su scala locale (C. Holman et al., 2015), in particolare per le LEZ che istituiscono blocchi o restrizioni alla circolazione per i mezzi pesanti alimentati a gasolio (Jones at al., 2012).

Le altre concomitanti politiche specifiche sulla qualità dell'aria e settoriali sui trasporto sull'energia (e.g. implementazioni di nuovi standard europei per i veicoli circolanti su strada, cambiamento della composizione del parco circolante, ecc.) rappresentano importanti fattori confondenti che influenzano pertanto il processo di valutazione e che rendono difficile isolare l'impatto delle LEZ sulla qualità dell'aria.

Valutazione dell'impatto delle LEZ sulla qualità dell'aria per alcune città europee

Nel periodo 2007 - 2008, nell'area urbana di Londra è stato implementata l'introduzione di gasolio "senza zolfo" e una zona a traffico limitato per i veicoli commerciali pesanti. In tale occasione è stata riscontrata una grande riduzione della concentrazione del numero di particelle (59%) in un sito di monitoraggio utilizzato per valutare l'impatto sulla qualità dell'aria (Jones et al., 2012). Questa grande riduzione è stata imputata, dagli autori dello studio, principalmente alla misura inerente l'utilizzo del gasolio "senza zolfo" e soltanto in secondo luogo correlata con l'introduzione della LEZ di Londra.

Una valutazione d'impatto delle LEZ sulla concentrazione nell'aria di ossidi di azoto è stato condotta in 17 città tedesche nel periodo che va dal 2005 fino alla fine del 2009 (Morfeld P. et al., 2014). La riduzione media, attribuibile all'effetto delle LEZ sui livelli di ossidi di azoto, è stata stimata pari a 2 $\mu g/m^3$ (circa 4%).

A Monaco di Baviera è stata istituita una LEZ che ha imposto il divieto di transito per i veicoli pesanti dal 2008. La concentrazione osservata di PM10 si è ridotta da un minimo del 4,5% (sito di monitoraggio di fondo urbano) ad un massimo del 13% presso un sito di monitoraggio di traffico (Fensterer V.et al. , 2014).

A Milano è stata condotta una campagna di monitoraggio del black carbon per stimare il potenziale impatto sulla qualità dell'aria dovuto all'istituzione di un zona ad accesso a pagamento per tutti i veicoli con standard emissivi antecedenti all'Euro 4 (zona "Ecopass") e alla creazione di nuova zona pedonale (Invernizzi G. et al., 2011). Il black carbon e la concentrazione in massa di PM sono stati analizzati per tre giorni, in tre siti diversi. Il primo sito di misura è stato ubicato esternamente alla zona Ecopass, il secondo dentro la zona Ecopass e l'ultimo nella zona pedonale. L'analisi dei dati di monitoraggio rilevati in tale campagna di misura ha consentito di valutare una

riduzione nel rapporto di Black Carbon / PM10 variabile dal 47% (zona Ecopass) al 62% (zona pedonale).

2.2 Criteri per l'ubicazione su macro e micro scala dei campionatori fissi e diffusivi

Una corretta collocazione dei sistemi di campionamento e misura è un aspetto fondamentale nella valutazione della qualità dell'aria.
Un'adeguata scelta dei criteri ubicazione su macro e micro scala può essere basata sulla normativa europea sulla qualità dell'aria oltre che sulla letteratura scientifica e l'esperienza di ricerca.
La direttiva europea 2008/50/CE stabilisce i seguenti criteri generali per la localizzazione dei punti di campionamento fissi indirizzati alla tutela della salute umana:

Criteri per l'ubicazione su macroscala secondo la Direttiva Europea 2008/50/CE
a) I punti di campionamento installati ai fini della protezione della salute umana devono essere situati in modo da fornire dati:
— sulle aree all'interno di zone ed agglomerati dove si verificano le concentrazioni più elevate alle quali la popolazione può essere esposta, direttamente o indirettamente, per un periodo significativo in relazione al periodo di mediazione del(i) valore(i) limite,
— sui livelli nelle altre aree all'interno delle zone e degli agglomerati rappresentativi dell'esposizione della popolazione in generale.
b) in generale, i punti di campionamento devono essere situati in modo da evitare misurazioni di micro-ambienti molto ridotti nelle immediate vicinanze dei punti; in altri termini, ciò significa che il punto di campionamento deve essere situato in modo che, se possibile, l'aria campionata sia rappresentativa della qualità dell'aria su un tratto di strada lungo almeno 100 m per i siti legati alla circolazione e di una superficie pari ad almeno 250 m × 250 m per i siti industriali;
c) i siti di fondo urbano devono essere ubicati in modo tale che il livello di inquinamento cui sono esposti sia influenzato dal contributo integrato di tutte le fonti sopravvento rispetto alla stazione. In relazione al livello di inquinamento non deve prevalere un'unica fonte, a meno che tale situazione non sia caratteristica di un'area urbana più vasta. Questi punti di campionamento devono, in genere, essere rappresentativi di vari chilometri quadrati;
d) se si devono valutare i livelli di fondo rurale, il punto di campionamento non deve essere influenzato da agglomerati o siti industriali situati nelle vicinanze, cioè siti a una distanza inferiore a cinque chilometri;
e) quando devono essere valutati i contributi delle fonti industriali, almeno un punto di campionamento deve essere installato sottovento rispetto alla fonte all'interno della zona residenziale più vicina. Se la concentrazione di fondo è sconosciuta, è necessario installare un altro punto di campionamento nella direzione principale del vento;
f) per quanto possibile, i punti di campionamento devono anche essere rappresentativi di località simili non nelle loro immediate vicinanze;
g) si deve tener conto della necessità di installare punti di campionamento nelle isole, dove ciò sia necessario per la protezione della salute umana.

Criteri per l'ubicazione su microscala secondo la Direttiva Europea 2008/50/CE

— l'ingresso della sonda di campionamento deve essere libero (per un angolo di almeno 270°) e non vi debbono essere ostacoli che possano disturbare il flusso d'aria nelle vicinanze del campionatore (di norma ad alcuni metri da edifici, balconi, alberi ed altri ostacoli e, nel caso di punti di campionamento rappresentativi della qualità dell'aria sulla linea degli edifici, ad almeno una distanza di 0,5 m dall'edificio più prossimo),

— di regola, il punto di ingresso dell'aria deve situarsi tra 1,5 m (fascia di respirazione) e 4 m sopra il livello del suolo. Possono essere talvolta necessarie posizioni più elevate (fino ad 8 m). Può anche essere opportuna un'ubicazione più elevata se la stazione è rappresentativa di un'ampia area,
— l'ingresso della sonda non deve essere collocato nelle immediate vicinanze di fonti inquinanti per evitare l'aspirazione diretta di emissioni non miscelate all'aria ambiente,
— lo scarico del campionatore deve essere collocato in modo da evitare il ricircolo dell'aria scaricata verso l'ingresso del campionatore,
— per tutti gli inquinanti le sonde di campionamento legate al traffico devono essere situate ad almeno 25 m di distanza dal bordo dei grandi incroci e a non più di 10 m dal bordo stradale;
Si può anche tener conto dei fattori seguenti:
— fonti di interferenza,
— sicurezza,
— accesso,
— disponibilità di energia elettrica e di linee telefoniche,
— visibilità del punto di campionamento rispetto all'ambiente circostante,
— sicurezza del pubblico e degli addetti,
— opportunità di ubicare punti di campionamento per diversi inquinanti nello stesso sito,
— vincoli di pianificazione.

Altri criteri per l'ubicazione dei campionatori diffusivi, per la valutazione della qualità dell'aria ambiente attraverso misurazioni indicative, sono suggeriti nel manuale dello studio ESCAPE e nella relativa letteratura scientifica (Brunekreef, 2008; Cyrys et al 2012):

I siti di campionamento devono essere selezionati per rappresentare la variabilità spaziale e l'inquinamento dell'aria nel dominio studio.
I siti di monitoraggio sono selezionati con l'aiuto delle agenzie regionali per l'ambiente e attraverso l'uso delle mappe disponibili e di dati satellitari. I siti di campionamento devono essere divisi in siti di fondo regionale, siti suburbani e urbani di fondo di traffico stradale e industriali.
Un sito di fondo urbano è definito come un sito che non è specificamente influenzato da sorgenti locali di inquinamento. In un cerchio di 50 metri intorno al sito non devono passare più di 3.000 veicoli al giorno. All'interno di un cerchio di 100 metro intorno al sito non dovrebbero essere presenti altre fonti significative di inquinanti di origine antropica (combustioni, lavori edili, piccole industrie, impianti di riscaldamento, parcheggi o garage). La distanza da grandi sorgenti di inquinamento dovrebbe essere considerevolmente maggiore di 100 metri, a seconda delle caratteristiche di emissione specifiche (altezza del camino, temperatura dei gas di combustione). Al fine di ottenere una variabilità sufficiente delle variabili predittive, i siti dovrebbero essere distribuiti oltre la città, vale a dire alcuni siti nel centro della città e diversi siti nell'area suburbana.
Un sito di traffico è un sito che rappresenta l'esposizione all'inquinamento generato dalle autovetture, autobus o camion. Secondo il manuale dello studio ESCAPE, un sito che presenti intensità di traffico sopra i 10.000 veicoli al giorno è considerato di traffico. Al fine di ottenere una variabilità sufficiente delle variabili predittive devono essere selezionato strade che coprono l'intera gamma di intensità di traffico e, possibilmente, della sua composizione nell'area di interesse. È poi importante includere sia strade aperte e che canyon urbani. Non devono essere selezionare solo strade a più alta intensità di traffico, ma anche strade con livelli di traffico intermedi. E 'importante che i siti corrispondano a posizioni con diverse concentrazioni di inquinamento atmosferico, diverse intensità di traffico e diversi usi del suolo.

Le linee guida per la selezione dei siti sono in sintesi:

1. Visitare l'area di studio per ottenere una comprensione generale della gamma di condizioni di inquinamento dell'aria che devono essere monitorate e modellate.
2. I siti dovrebbero essere ampiamente distribuiti nell'area di studio. Assicurarsi inoltre che ci sia abbastanza variazione delle concentrazioni di inquinamento atmosferico e delle variabili predittive nei siti selezionati. Ogni coorte dovrebbe essere caratterizzata rispetto alle posizioni delle case. Assicurarsi che siano inclusi alcuni siti di monitoraggio nei pressi dei confini considerati, in modo tale che i modelli sviluppati possano essere applicate in tutta l'area di studio.
3. valutare quali variabili predittive precedentemente usate sono probabilmente importanti nell'area di studio. L'urbanizzazione e il traffico possono essere importanti variabili chiave, quindi i siti possono essere suddivisi in fondo regionale, fondo urbano e siti traffico.
4. Selezionare siti che forniscono risultati diversi nelle variabili predittive (ad esempio, che forniscano un'ampia gamma di intensità di traffico, piuttosto che siti estremamente trafficati e altri molto poco; dev'essere rappresentata anche una ampia gamma di stati di urbanizzazione).
Nelle zone in cui l'inquinamento è più alto e più variabile (ad esempio zone di traffico) rispetto ad altre aree, è necessaria una maggiore concentrazione di siti di campionamento.
5. Selezionare i siti che siano rappresentativi delle case della popolazione in studio, e, se del caso, anche delle scuole e dei centri diurni. Cercate di evitare situazioni estreme, non è quindi una buona idea collegare i campionatori a lampioni in mezzo a strade principali (troppo vicini al traffico), ove questi siti non rappresentano case della popolazione in studio (un sito deve essere ad almeno 2 metri dal ciglio della strada, se ci sono più di 2 m di distanza tra la strada e la costruzione). Gli edifici pubblici possono essere utilizzati se la loro posizione è paragonabile a quella delle case (per siti di fondo è possibile una maggiore flessibilità).

I criteri microambientali per la selezione dei siti dal manuale dello studio ESCAPE sono descritti di seguito:

il flusso d'aria intorno al campionatore non deve avere ostruzioni: l'orifizio di ingresso deve essere posto ad almeno 20 cm da qualsiasi superficie verticale (come una parete) e, se possibile deve essere posizionato a una distanza da un ostacolo almeno doppia dell'altezza del medesimo.

- Ingresso deve essere ad almeno 2 metri di altezza per un campionatore ad alto volume e almeno un metro per un campionatore a medio volume, e almeno 50 cm per un campionatore di NOX. L'ingresso di campionamento dovrebbe essere ad almeno 3 m dall'uscita della pompa.
- L'ingresso del campionatore non deve essere posto vicino a condotti di scarico o prese d'aria di appartamenti o altri edifici (almeno 5 metri di distanza).
- L'ingresso del campionatore dovrebbe essere posto ad almeno 5 metri di distanza da condizionatori d'aria.
- L'ingresso del campionatore dovrebbe essere posto a un'altezza di almeno 1,5 m (preferibilmente 2 m) sopra la superficie su cui il campionatore è posto e preferibilmente tra 1,5 e 3 m dal suolo.
- Il campionatore non deve essere collocato vicino alla linea di gocciolamento degli alberi.
- Nel sito dev'essere disponibile l'energia elettrica (solo per i campionatori attivi).
- Il sito dev'essere scelto considerando la sua sicurezza da atti vandalici o da danni accidentali.
- Il sito dev'essere accessibile ai lavoratori sul campo.

Altri criteri pratici:

- Non posizionare il sito di monitoraggio a meno di 25 m da un semaforo o da un incrocio.
- Un sito dovrebbe essere ad almeno 2 metri dal ciglio della strada (quando ci sono più di 2 m di distanza tra la strada e la costruzione).
- Non posizionare il sito di monitoraggio a meno di 100 m da luoghi in cui sono in corso lavori di costruzione o in cui lavori di costruzione sono previsti durante il periodo di misurazione (contattare

le autorità locali per informazioni su lavori programmati) o in luoghi che potrebbero essere oggetto di manutenzione (ad esempio, attività di pulizia stradale).
- Non posizionare il sito di monitoraggio in una strada dove si prevedono in futuro (per esempio a causa di norme sulla circolazione) grandi cambiamenti nell'intensità di traffico.
- Quando si utilizza un sito residenziale, è preferibile una famiglia di non fumatori. Non usare un balcone dove si fuma come sito di monitoraggio.
- Non posizionare il sito di monitoraggio a meno di 25 m da luoghi in cui i fumatori sono autorizzati a fumare e/o raccogliersi (ad esempio vicino all'entrata di ristoranti, ospedali, scuole o altri edifici pubblici, perché i fumatori di solito si riuniscono vicino all'ingresso di questi edifici).
- Non utilizzare una posizione a meno di 100 metri da gallerie stradali, piccole industrie e parcheggi poiché questi siti possono essere influenzati da fonti di emissioni locali.
- Non utilizzare un luogo dove siano presenti molti di uccelli.

2.3 I campionatori diffusivi

Per valutare i gradienti di esposizione all'interno di una città, nonché per valutare l'efficacia delle misure rivolte a ridurre l'inquinamento atmosferico, sono necessarie stime attendibili sia di variabilità temporale che di variabilità spaziale nel dominio di studio. Due approcci possono essere identificati per valutare la variabilità su scala locale: i modelli deterministici (modelli di dispersione) e la modellistica empirica (ad esempio i modelli di Land Use Regression). Qualunque sia l'approccio modellistico, le determinazioni in siti fissi vengono comunque utilizzate per sviluppare e convalidare i modelli. Molto spesso è necessario prevedere campagne di monitoraggio ad hoc, dal momento che le reti di monitoraggio nella maggior parte delle aree urbane non sono abbastanza dense per essere utilizzate a questo scopo. In particolare le città di piccole-medie dimensioni in Italia, hanno solo 1-2 punti fissi appartenenti alla rete regionale di monitoraggio dell'inquinamento atmosferico. Inoltre, impostare campagne di monitoraggio ad hoc permette di scegliere il numero e il tipo di siti di misura (ad esempio di traffico, di fondo) in modo funzionale allo scopo dell'indagine, e allo sviluppo del modello prescelto.
Svantaggi di questo tipo di approccio sono i costi aggiuntivi e la copertura temporale necessariamente limitata delle misure mentre il monitoraggio di routine è continuo. Generalmente vengono progettate delle campagne di monitoraggio della durata di 7-14 giorni nelle diverse stagioni dell'anno, al fine di descrivere in modo adeguato la variabilità stagionale.
A questo scopo, la tecnica di campionamento diffusivo è di particolare interesse, a causa del costo relativamente basso, del semplice funzionamento che non necessita di alcuna pompa o alimentazione elettrica e, del fatto che è possibile distribuire un gran numero di campionatori nell'area di studio.
Un campionatore diffusivo è un dispositivo che è in grado di prelevare campioni di gas o di vapori dall'atmosfera ad una portata controllata da un processo fisico quale la diffusione gassosa in uno strato d'aria statico o un materiale poroso e/o la permeazione attraverso una membrana, ma che non comporta il movimento attivo dell'aria attraverso il dispositivo.
I campionatori diffusivi sono adatti per il monitoraggio a lungo termine di diversi gas nell'aria ambiente (ad esempio ossidi di azoto, ozono, diversi composti organici volatili).
I campionatori, provvisti di apposite protezioni dagli agenti atmosferici, possono essere facilmente collocati ad una altezza adeguata dal suolo (2-3 m), su lampioni o segnali stradali (vedi paragrafo 2.2).

I campioni devono essere prelevati in duplicato o triplicato e dovranno anche essere previsti 3-5 bianchi di campo, al fine di calcolare il limite di rilevabilità del metodo e stimare l'incertezza associata alle determinazioni, seguendo un apposite protocollo (e.g. Cyris et al., 2012).
La concentrazione media sul tempo di esposizione è calcolata seguendo la seguente equazione generale, derivata dlla prima legge di Fick:

$$[X]_t = \frac{(m_s - m_b)}{d \cdot v \cdot t \cdot 10^{-6}} \qquad (1)$$

Dove:
$[X]_t$ = è la concentrazione dell'inquinante X in µg/m³ alla tempratura e pressione media registrate durante il periodo di esposzione;
m_s = massa di X misurata sul campione esposto in µg;
m_b = massa di X misurata sul bianco in µg;
v = velocità di diffusione in cm³/min;
t = durata del campionamento in min.
d = efficienza di desorbimento

Dalla Legge di Fick sappiamo che la velocità di campionamento è una funzione del coefficiente di diffusione di un dato analita (*D*) e di una costante geometrica caratteristica del campionatore. Il coefficiente di diffusione (*D*) rimane costante per un dato analita; pertanto per migliorare la velocità di campionamento occorre agire sulla costante geometrica: $K=S/l$ dove S è la superficie di diffusione l è la distanza tra la superficie di diffusione e la superficie assorbente.

La velocità di assorbimento teorica (cm^3 di gas in un dato periodo di tempo) è calcolata usando il coefficiente di diffusione del gas target in aria e le dimensioni del campionatore. La velocità di assorbimento effettiva dipende tuttavia, per un dato gas, dai parametri ambientali che possono influenzare il processo (pressione, temperatura dell'aria, velocità del vento, umidità relativa) durante l'esposizione. Così, per ogni campionatore e inquinante esiste una equazione empirica per la

velocità di assorbimento, la cui effettiva validità viene verificata in esperimenti di laboratorio e sul campo.
Di solito è possibile prevedere periodi di esposizione variabili da 1 a 8 settimane, ma esistono importanti differenze tra gas e dispositivi specifici. Generalmente il tempo di esposizione ottimale viene scelto all'interno del range individuato sperimentalmente durante i test di validazione sul campo effettuati in diversi siti e condizioni in Europa.

Le potenziali interferenze devono essere considerate con attenzione. Per esempio, interferenze da acido nitroso (HONO) e perossiacetilnitrato (PAN) che danno luogo a ione nitrito sono state individuate per i campionatori diffusivi per la misura di NO_2/NOx, o la reazione chimica tra O_3 e NO all'interno di tubi di diffusione che può portare ad una sovrastima della la concentrazione di NO_2 misurata. Tuttavia, nel monitoraggio dell'aria ambiente su tempi di campionamento lunghi, entrambi gli agenti inquinanti sono generalmente presenti a basse concentrazioni relativamente all' NO_2. Inoltre, queste specie possono anche interferire con la misurazione di NO_2 quando si applica il metodo di riferimento europeo per il monitoraggio di NO_2, basato sulla chemiluminescenza.
Sono stati identificati diversi tipi di campionatori diffusivi. In base alla loro forma, possono essere classificati come tipo tubolari, tipo "badge" e tipo radiale.

Recentemente sono stati effettuati studi volti a valutare l'equivalenza ai metodi di riferimento di campionatori diffusivi per l'ozono, il benzene e il biossido di azoto. La procedura per la dimostrazione dell'equivalenza per campionatori diffusivi è riportata nella guida "*Demonstration of equivalence of ambient monitoring methods*" (CE-CCR, 2008).
Come risultato, sono stati sviluppati metodi standard per la determinazione di biossido di azoto benzene in aria ambiente mediante campionamento diffusivo.
Sulla base delle conoscenze allo stato dell'arte, i campionatori utilizzati nell'Unione europea a fini di monitoraggio dell' NO_2 devono essere del tipo tubolari con trietanolammina come assorbente.
Il cosidetto "tubo di Palmes" è uno dei campionatori diffusivi tubolari per NO_2: si tratta di un piccolo cilindro di circa 7 cm di lunghezza e 1 cm di sezione, un'estremità del quale contiene una piccola quantità di trietanolammina (TEA) come un assorbente per NO_2 gassoso. L'altra estremità è sigillata con una membrana poco prima dell'uso.
La sua capacità di rimuovere NO_2 dall'aria campionata è alta (90-100%), come dimostrato mediante campionamento sequenziale. L'umidità è probabilmente la più importante variabile ambientale che influisce sulle prestazioni dei campionatori diffusivi usando TEA come assorbente poiché la TEA perde l'efficacia assorbente in condizioni di bassa umidità: un minimo di circa 3 g di H_2O m^{-3} sono necessari perché la TEA sia utilizzabile come un efficace assorbente in campionatori diffusivi.
Dai test effettuati risulta che questi dispositivi permettono di conseguire gli obiettivi di qualità dei dati previsti dalla Direttiva 2008/50/CE (DQO). Infatti emerge che l'incertezza estesa relativa di misure di NO_2 eseguite con questo tipo di campionatori diffusivi può essere inferiore al 25% per le singole misure. Nell'aggregare risultati per formare valori medi annuali, l'incertezza estesa relativa può essere ulteriormente ridotta a livelli al di sotto del 15% grazie alla riduzione degli effetti casuali sull'incertezza.
La norma europea di recente pubblicazione (EN 16339-2013) specifica un metodo per il campionamento e l'analisi di NO_2 nell'aria ambiente mediante campionamento diffusivo. L'NO_2 raccolto viene estratto come nitrito in soluzione acquosa. L'estratto risultante può essere analizzato mediante:
- Colorimetria dopo derivatizzazione del nitrito, utilizzando il metodo di Griess-Saltzman (Atkins et al., 1986);
- Cromatografia ionica con rivelatore a conducibilità elettrica (Miller et al, 1984).
Questo metodo può essere usato per la misura di NO_2 in un intervallo di concentrazione compreso tra 3 µg /m³ a 130 µg /m³.

La norma europea UNI EN 14662-5 riporta il metodo per il campionamento e l'analisi di benzene nell'aria, mediante campionamento diffusivo.
In questo caso diversi dispositivi sono raccomandati per il campionamento del benzene, ciascun avente una gamma diversa di applicabilità, soprattutto per quanto riguarda il tempo di esposizione ottimale.
In particolare un tipo di campionatore radiale (costituito da un cilindro di polietilene microporoso sinterizzato come superficie diffusiva, dotato di una cartuccia cilindrica interna coassiale in acciaio inox rivestito di carbone attivo come adsorbente) e un tipo di campionatore tubolare (un tubo di vetro aperto ad una estremità, contenente carbone attivo granulare) esposti per 14 giorni hanno dato risultati soddisfacenti mostrando la capacità di rispettare il DQO del metodo di riferimento.
Dopo il campionamento, i COV aromatici intrappolati dalla cartuccia devono essere estratti con solfuro di carbonio e poi individuati e quantificati mediante gas cromatografia con standard interno, con rilevatore a ionizzazione di fiamma (FID).
Il Benzene può essere rilevato con questo metodo in un intervallo di concentrazione compreso tra circa 0,5 µg/m³ e 50 µg/m³, in un campione d'aria tipicamente raccolto in un periodo di diversi giorni o settimane, consentendo la determinazione del benzene nell'aria ambiente e permettendo il confronto dei risultati di misura con il valore limite annuale.

2.4 Valutazione della distribuzione spaziale degli inquinanti atmosferici: modelli di Land Use Regression

I metodi per valutare la distribuzione spaziale dell’'inquinamento atmosferico nelle aree urbane sono diversi (Jerrett et al., 2005). Gli approcci più comunemente utilizzati nella gran parte degli studi sono: i modelli di trasporto e dispersione atmosferica degli inquinanti e i modelli empirici; questi ultimi annoverano metodi di interpolazione geo-statistica e modelli di Land Use Regression (LUR). Il modello LUR è stato introdotto per la prima volta nello studio SAVIAH (Small Area Variations in Air quality and Health, Briggs et al., 1997). Dopo questo lavoro pionieristico, questi modelli hanno ottenuto un successo sempre crescente, diventando punto di riferimento soprattutto negli studi epidemiologici. Gli ultimi sviluppi si sono focalizzati sull’uso di variabili aggiuntive (Rosenlund et al, 2008, Arain et al, 2007), sulla trasferibilità degli output ad altre aree, sulle sinergie con gli output dei modelli di dispersione (Zwack et al., 2011) e, più recentemente, sull’introduzione di variabili temporali (Patton et al, 2014).
Per valutare l'efficacia di una Low Emission Zone (LEZ) nelle aree urbane, dagli studi di letteratura, si è ricorso più comunemente ai modelli di dispersione e trasporto (modello fotochimico o lagrangiano in base alla scala di impatto e alla complessità dello scenario di simulazione). Tuttavia, negli ultimi anni, nelle valutazioni delle concentrazioni di inquinanti su piccola scala, i LUR hanno raggiunto ottime prestazioni ed eccellenti risultati, in particolare per gli inquinanti emessi da sorgenti di traffico, con un ottimo rapporto costi-benefici. Un punto a favore dei modelli LUR è, infatti, la relativa semplicità ed economicità rispetto ad altre tecniche più complesse e costose.
I modelli LUR sono stati applicati in molte regioni del Nord America e in Europa soprattutto negli ultimi due decenni (Hoek et al., 2008).
I modelli LUR combinano misure di inquinanti atmosferici effettuate in vari punti rappresentativi dell'area di studio, con variabili predittive legate al territorio; tale combinazione avviene attraverso lo sviluppo di un modello di regressione lineare; le variabili predittive sono calcolate attraverso funzioni GIS ed è proprio lo sviluppo di molteplici funzioni GIS ad aver contribuito alla popolarità di tali modelli.
Le misure degli inquinanti atmosferici rappresentano la variabile dipendente. I punti di monitoraggio devono essere opportunamente distribuiti sul territorio: la prestazione del modello dipende dal numero e dalla distribuzione dei campionatori. Nelle aree urbane, le stazioni di monitoraggio in siti fissi, che offrono misurazioni continue, non sono in grado di catturare la

variabilità su piccola scala: di conseguenza, si rende necessario progettare campagne di monitoraggio ad hoc con altri strumenti. Leconcentrazioni degli ossidi di azoto (NO_2, NO_X, NO) e dei composti organici volatili (VOC) sono generalmente determinate utilizzando per il prelievo campionatori diffusivi che sono facili da posizionare, economici e affidabili, mentre la concentrazione di particolato (PM_{10}, $PM_{2,5}$, particelle ultrafini) viene tipicamente determinata con campionatori attivi, determinazione gravimetrica della concentrazione di massa manuale o mediante strumenti a lettura diretta. Non c'è alcuna metodologia rigorosa per determinare il numero minimo di punti di campionamento: la scelta deve essere effettuata sulla base dell'area oggetto di studio e della popolazione esposta.
I predittori rappresentano le variabili indipendenti. Predittori significativi includono principalmente il traffico e variabili legate ad esso (distanza dalla strada più vicina, lunghezza della strada, densità di traffico), il numero di abitanti presenti nelle sezioni censuarie, le informazioni di uso del suolo (ad esempio, dal Corine Land Cover, la presenza di zone residenziali ad alta e bassa densità, il verde urbano) la geografia (latitudine, longitudine e altitudine), i parametri meteorologici (temperatura, velocità del vento, pressione, precipitazioni, altezza dello strato di rimescolamento) ed i dati delle principali sorgenti emissive (disponibili dall'inventario nazionale delle emissioni in atmosfera, prodotto da ISPRA).
In lavori recenti (Tang et al., 2013), altre variabili sono state oggetto di indagine. In particolare, tipiche di una LEZ sono l'altezza e la volumetria degli edifici, la presenza di canyon urbani che possono rappresentare un ostacolo alla dispersione e diffusione degli inquinanti.
Le variabili predittive sono solitamente calcolate in buffer di diverso raggio attorno a ciascun punto di campionamento (Jerrett et al, 2009, Stephaning von Klot, 2011); la selezione dell'ampiezza del buffer permette di caratterizzare la distribuzione della concentrazione nell'intorno del punto di misura ed è fondamentale per l'ottenimento di una buona performance del modello.
Un approccio standardizzato è stato proposto nello studio ESCAPE (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects, Eeftens et al, 2012). Il protocollo prevede la costruzione del modello secondo una procedura di regressione tipo stepwise forward, con l'obiettivo di massimizzare la percentuale di variabilità spiegata (R^2, R^2 adjusted) e ridurre al minimo l'errore (RMSE, Root Mean Square Error). Il modello di start è caratterizzato dalla variabile predittiva con l'R^2 adjusted maggiore; le successive variabili si aggiungono di volta in volta se: l'R^2 adjusted del modello aumenta in misura maggiore dell'1%; il coefficiente stimato ha segno conforme alla direzione stabilita a priori; l'introduzione della variabile non cambia la direzione delle variabili precedentemente introdotte. Infine dal modello vengono rimosse tutte le variabili con p-value > 0,1 e quindi statisticamente non significative. Test diagnostici per valutare gli assunti di base del modello quali la linearità, la distribuzione normale dei residui e l'indipendenza degli errori (t-test, Variance Inflaction Factor per la collinearità, Distanza di Cook, autocorrelazione spaziale) sono applicati al modello finale. Non ultima viene effettuata la validazione dei modelli attraverso la tecnica di Leave-One-Out Cross Validation (LOOCV) con l'obiettivo di valutare la capacità predittiva del modello.
Il modello empirico così costruito viene poi applicato per prevedere le concentrazioni degli inquinanti nell'intera area selezionata, compresi i punti in cui le misure non sono state effettuate.

3 Protocollo dello studio

L'obiettivo dell'azione B5 sarà quello di valutare se l'attuazione della "noise low emission zone" (LEZ) contribuisca, come effetto secondario, a ridurre i livelli di inquinamento atmosferico nell'area di studio.

Per valutare l'impatto di Monza LEZ verrà utilizzato il metodo di seguito descritto:
• La valutazione sarà effettuata sulla base di campagne di monitoraggio che comprenderanno almeno la determinazione della concentrazione in numero delle particelle in aggiunta a misure standard di altri inquinanti (PM, NOX, benzene, ecc);
• Saranno utilizzate inoltre tecniche statistiche avanzate per cercare di rimuovere l'influenza dei fattori di confondenti a livello locale.

Al fine di confrontare i livelli e la variabilità spaziale dell'inquinamento dell'aria prima e dopo l'implementazione della LEZ saranno sviluppati modelli di land-use regression per l'NO_2 e il benzene in un dominio di circa 16 km² della zona urbana di Monza, (Italia), che includerà la LEZ.
Inoltre durante le campagne sarà continuamente monitorato l'andamento temporale di alcuni inquinanti legati al traffico, mediante misure effettuate sia all'interno che all'esterno della LEZ, al fine di studiare le eventuali variazioni dei profili temporali di ciascun inquinante che potrebbero verificarsi in conseguenza della realizzazione della LEZ.
L'area di studio sarà scelta con l'obiettivo di essere rappresentativa del potenziale impatto della misura da intraprendere, che verosimilmente permetterà una riduzione delle emissioni da traffico, in particolare quelli provenienti dai veicoli commerciali.

Pattern temporale

Le campagne di misura verranno eseguite prima e dopo l'attuazione della LEZ utilizzando un laboratorio mobile situato in Via della Libertà (all'interno della LEZ) e contemporanea presa in un luogo fisso nell'area urbana di Monza (al di fuori della LEZ) appartenente alla rete regionale di qualità dell'aria. Le campagne dureranno complessivamente 8 settimane, (2 settimane per ciascuna stagione) e saranno ripetute nel corso 2019 con lo stesso schema.
Le medie orarie (SO2, CO, NO2, NOX) e giornaliere (PM10, PM2.5) dei diversi inquinanti saranno determinate utilizzando i rispettivi metodi di riferimento europei.
Inoltre la concentrazione in numero delle particelle (PNC) con granulometria nell'intervallo tra 0,3 ÷ 10 µm, sarà determinata con un aerosol particle sizer, mentre la misura continua del black carbon e delle proprietà di assorbimento della luce dell'aerosol verrà effettuata utilizzando un *Multi Angle Absortion Photometer*.
Gli stessi inquinanti verranno monitorati contemporaneamente in un sito fisso nell'area urbana di Monza (al di fuori della LEZ) appartenente alla rete regionale della qualità dell'aria.

Pattern spaziale

Il basso costo e la facilità di utilizzo della tecnica di campionamento diffusivo saranno utilizzati per valutare la distribuzione spaziale ad alta risoluzione dell'inquinamento atmosferico nel dominio dello studio.
Le concentrazioni medie di NO_2 e benzene, come indicatori delle fonti di traffico, saranno determinate in circa 30 posizioni, all'interno e all'esterno della LEZ rumore, in due periodi stagionali (inverno ed estate) per periodi di 14 giorni, prima della realizzazione della LEZ rumore e dopo l'attuazione (2019).
Ogni sito sarà individuato seguendo le disposizioni relative ai criteri di ubicazione su macro e micro scala descritte nella sezione 2.2.

I siti saranno visitati e geo-codificati utilizzando un ricevitore GPS ad alta sensibilità (eTrex Vista HCx, Garmin), prima e dopo ogni campagna di misure. Le coordinate saranno controllate sulla mappa GIS e, se necessario, corrette manualmente.
Per il campionamento di NO_2 saranno utilizzati tubi di diffusione tipo Palmes, con trietanolammina come assorbente. Per i COV aromatici saranno utilizzati campionatori di tipo radiale *Radiello RAD 130* (Sigma-Aldrich) e solo il benzene sarà rilevato quantitativamente.
I campionatori per NO_2 e COV, saranno dislocati in doppio e alloggiati in appositi ripari componibili in polietilene contro le intemperie. Verranno collocati a 2,5 m dal suolo, agganciati a lampioni, pali della luce o segnali stradali.
Tutti i campionatori saranno rimossi 14 giorni dopo la loro installazione.
Saranno inoltre raccolti tre bianchi di campo nel corso di ogni campagna di monitoraggio per i diversi campionatori diffusivi. I limiti di rilevabilità e la precisione del metodo saranno calcolati secondo il protocollo utilizzato nello studio europeo ESCAPE (Cyris et al, 2012;. Eeftens et al 2012).
Sebbene sia stato dimostrato che le determinazione di NO_2 e benzene mediante campionamento diffusivo siano generalmente in buon accordo con quelle effettuate con metodi di riferimento, è comunque preferibile includere dei test di confronto in ogni nuovo studio.
Pertanto al fine di confrontare le misure di NO_2 e benzene con il metodo di riferimento europeo corrispondente (EN 14211, 2005; EN 14622-3, 2005) due campionatori diffusivi saranno co-locati presso due stazioni di monitoraggio gestite dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente della Lombardia (ARPA LOMBARDIA) nell'area urbana di Monza.
L'analisi dell'NO_2 sarà basata sul metodo di Saltzman.
I COV aromatici verranno estratti con solfuro di carbonio e poi individuati e quantificati utilizzando gascromatografia capillare di serie eseguita su un HP-6890 gascromatografo (HewlettePackard Inc., USA) (colonna VOCOL 25m x 0,25 mm x 0,25 micron, Supelco, Bellefonte, PA, USA) con rilevazione FID.
Le concentrazioni medie di NO_2 e benzene, saranno quindi calcolate utilizzando la procedura standard (EN 13528-2, 2003).

4 Bibliografia

Arain et al., "the use of wind fields in a land use regression model to predict air pollution concentrations for health exposure studies", Atmos. Environ. 41, 3453-3464, 2007.

D. Atkins, J. Sandalls, D. Law, A. Hough, K. Stevenson. The measurement of nitrogen dioxide in the outdoor environment using passive diffusion tube samplers. United Kingdom Atomic Energy Authority, Harwell Laboratory, Report AERE R12133, 1986.

Briggs et al., "Mapping urban air pollution using GIS: a regression-based approach", International Journal of Geographical Information Science, volume 11, 1997 -Issue 7

Buzica et al., The equivalence of diffusive samplers to reference methods for monitoring O3, benzene and NO2 in ambient air J. Environ. Monit., 2008, 10, 1052–1059

Cyrys, J. Et al. Variation of NO2 and NOx concentrations between and within 36 European study areas: Results from the ESCAPE study. Atmos. Environ. 62, 374- 390, 2012.

Brunekreef, B. Study manual ESCAPE - European Study of Cohorts for Air Pollution Effects. Institute for Risk Assessment Sciences Utrecht University, 2008

Eeftens et al., Development of land use regression models for PM2.5, PM2.5 absorbance, PM10 and PMcoarse in 20 European study areas; results of the ESCAPE project. Environ. Sci. Technol. 46, 11195-11205, 2012.

EN 13528-2, 2003. Ambient air quality - diffusive samplers for the determination of concentrations of gases and vapours - Requirements and test methods. Part 2: Specific requirements and test methods.

EN 13528-3, 2004. Ambient air quality - diffusive samplers for the determination of concentrations of gases and vapours - Requirements and test methods. Part 3: Guide to selection, use and maintenance.

EN 14211, 2005. Ambient air quality - Standard method for the measurement of the concentration of nitrogen dioxide and nitrogen monoxide by chemiluminescence.

EN 14662-3, 2005. Ambient Air Quality - Standard method for the measurement of benzene concentrations - Part 3: Automated pumped sampling with in situ gas chromatography.

EN 14662-5:2005 Ambient air quality - Standard method for measurement of benzene concentrations - Part 5: Diffusive sampling followed by solvent desorption and gas chromatography

EN 16339:2013 Ambient air - Method for the determination of the concentration of nitrogen dioxide by diffusive sampling

Fensterer V.et al., Evaluation of the Impact of Low Emission Zone and Heavy Traffic Ban in Munich (Germany) on the Reduction of PM10 in Ambient Air, Int. J. Environ. Res. Public Health, 11, 5094-5112, 2014.

Guidance on air quality assessment under the Air Quality Directive 2008/50/EC – European Commission, Dg Environment, May 2010.

Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods, in P. Pérez Ballesta, " Proceedings of Equivalence of Ambient Air Analytical Methods", EUR 23216 EN, ISBN 978-92-79-08205-4, ISSN 1018-5593, DOI 10.2788/63342, 2008.

Hafkenscheid T., et al. Review of the application of diffusive samplers in the European Union for the monitoring of nitrogen dioxide in ambient air. European Commission, Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities European Communities, 2009.

Hoek et al., "A review of land-use regression models to asses spatial variation of outdoor air pollution", Atmos. Environ., 42, 7561-7578, 2008.

Holman C. et al., "Review of the efficacy of low emission zones to improve urban air quality in European cities", Atmospheric Environment, 111, 161-169. 2015.

International Agency for Research on Cancer (IARC). Outdoor Air Pollution. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk to humans. Volume 109. Lyon, France: IARC; 2015. http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol109/index.php

Invernizzi G. et al., "Measurement of black carbon concentration as an indicator of air quality benefits of traffic restriction policies within the ecopass zone in Milan, Italy", Atmospheric Environment, 45, 3522-3527, 2011.

ISO 11222:2002. Air quality – Determination of the uncertainty of the time average of air quality measurements

Jerrett et al., ”A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models”, J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 15, 185-204, 2005.

Jerrett et al., “A distance-decay variable selection strategy for land use regression modelling of ambient air pollution exposures”, Science of the Total Environment, 407, 3890–3898, 2009.

Jones A.M. et al., “A large reduction in airborne particle number concentrations at the time of the introduction of “sulphur free” diesel and the London Low Emission Zone”, Atmospheric Environment, 50, 129-138, 2012.

Miller D. Ion chromatographic analysis of Palmes tubes for nitrite. Atmos. Environ. 18 (1984) 891–892.

Morfeld P,et al. (2014) “Effectiveness of Low Emission Zones: Large Scale Analysis of Changes in Environmental NO2, NO and NOx Concentrations in 17 German Cities”,PLoS ONE 9(8): e102999. doi:10.1371/journal.pone.0102999, 2014.

Patton et al., “An hourly regression model for ultrafine particles in a near-highway urban area”, Environ. Sci. Technol, 48, 3272-3280, 2014.

Rosenlund et al., “Comparison of regression models with land use and emissions data to predict the spatial distribution of traffic-related air pollution in Rome”, J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol, 18, 192-199, 2008.

Tang et al., “using Building Heights and Street configuration to Enhance interurban PM10, NOx and NO2 Land Use Regression Models”, Environ. Sci. Technol, 47, 11643-11650, 2013.

UNI EN 13528-1:2003. Campionatori diffusivi per la determinazione della concentrazione di gas e vapori. Requisiti e metodi di prova - Requisiti generali

UNI EN 13528-2:2003. Campionatori diffusivi per la determinazione della concentrazione di gas e vapori. Requisiti e metodi di prova - Requisiti specifici e metodi di prova

UNI EN 13528-3:2004. Campionatori diffusivi per la determinazione della concentrazione di gas e vapori - Requisiti e metodi di prova Parte 3: Guida per la scelta, l’utilizzo e la manutenzione.

UNI EN 14662-4:2005. Metodo normalizzato per la misurazione delle concentrazioni di benzene Parte 4: Campionamento diffusivo seguito da desorbimento termico e gascromatografia

Stephanie von Klot, “ Equivalence of using nested buffers and concentric adjacent rings as predictors in land use regression models, Atmos. Environ., 45, 4108-4110, 2011

Van Roosbroeck, S. et al. 2006. Long-term personal exposure to traffic-related air pollution among school children, a validation study. Sci. Tot. Environ. 368, 565-573.

WHO, 2000, Air quality guidelines for Europe, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen (http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf) accessed 4 September 2015.

WHO, 2006, Air Quality Guidelines: Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.

World Health Organization. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. Copenhagen, Denmark: WHO; 2013. http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap-project-final-technical-report Accessed 11 May 2016.

Zwack et al., “using dispersion models and mobile monitoring to characterize spatial patterns of ultrafine particles in urban area”, Atmos. Environ., 45, 4822-4829, 2011.

Life MONZA

Methodologies fOr Noise low emission Zones introduction And management