

Sommario

Il presente lavoro rappresenta un esempio concreto d'impiego e di analisi di metodologie innovative avente per scopo il monitoraggio dell'ambiente, l'individuazione delle sorgenti, la definizione delle modalità e il calcolo dell'entità della diffusione del piombo in un'area industriale. Lo studio ha pertanto permesso di inquadrare perfettamente le tematiche relative agli interventi di mitigazione dell'inquinamento. Inoltre la validazione del modello di diffusione attraverso il biomonitoraggio effettuato mediante l'impiego di piante spontanee, prelevate secondo le indicazioni del modello stesso, hanno evidenziato l'utilità dei modelli di diffusione ai fini della valutazione dell'impatto ambientale.

1. Introduzione

L'atmosfera rappresenta la via diretta di esposizione ai contaminanti emessi durante l'esercizio degli impianti e pertanto, per valutarne l'impatto, oltre all'inalazione diretta sarebbe necessario valutare l'effetto della ricaduta e accumulo nel suolo dal momento che gli inquinanti possono essere assorbiti dalle piante e concentrati lungo la catena alimentare.

Generalmente gli studi d'impatto ambientale utilizzano modelli matematici che sono in grado di localizzare la dispersione di un inquinante nel territorio e di quantificarne l'entità. La possibilità di valutare l'efficacia, in termini di previsione, dei modelli utilizzati assume, pertanto, una certa rilevanza. Questa opportunità può essere fornita quando si rende necessario fare valutazioni dello stato dell'ambiente *ante* e *post operam* per una struttura produttiva sul territorio. Infatti in questo caso si può sfruttare il biomonitoraggio mediante l'uso di campioni di materiale vegetale opportunamente selezionato e fare il mappaggio delle aree maggiormente interessate alla ricaduta al suolo di inquinanti confrontando successivamente i dati ottenuti con il modello utilizzato.

Le piante sono da tempo riconosciute come un mezzo semplice, efficace e poco costoso di monitoraggio ambientale [1] in quanto sono in grado di indicare la presenza di metalli pesanti nell'ambiente, grazie a un processo di bioaccumulo. Ad oggi le esperienze applicative concernenti l'uso di specie erbacee come bioindicatori sono ormai numerose [2-4] e pertanto il biomonitoraggio è diventato senza dubbio una valida alternativa alle tradizionali procedure chimico-fisiche di rilevamento degli inquinanti. Esso offre infatti garanzie di buona affidabilità, in quanto consente di impiegare specie diverse per diversi contaminanti e inoltre fornisce indicazioni precise sugli effetti biologici di una determinata situazione di inquinamento, aspetto di particolare rilievo considerando i fenomeni di sinergismo tra le sostanze tossiche [5]. Tuttavia la validità della procedura resta comunque affidata alla sensibilità delle singole specie utilizzate nei confronti degli inquinanti [6]. La validazione del modello di diffusione, peraltro già applicato ad altre realtà industriali [7], è stata eseguita mediante il campionamento sia di terreni che di piante erbacee spontanee nei siti che, secondo il modello, presentavano la maggiore possibilità di ricaduta dell'inquinante trasportato dal vento.

2. Relazione

2.1 Caratterizzazione meteorologica dell'area

I dati meteorologici, relativi all'area oggetto di studio, sono stati ricavati mediando i risultati dell'ISTAT per gli anni 1984 - 1991.

Le variabili misurate sono le seguenti: direzione e velocità del vento, temperatura e irraggiamento solare. I dati forniti sono stati elaborati per evidenziare mensilmente le direzioni più frequenti di provenienza del vento (la rosa dei venti è stata divisa in 8 settori ciascuno di ampiezza pari a 45°), le relative velocità medie e la frequenza delle classi di stabilità. In particolare sono state rilevate due direzioni prevalenti di provenienza del vento: EST e OVEST. La velocità media del vento raramente supera i 4 m/s e, le condizioni di calma ($v < 0.5$ m/s) costituiscono circa il 50% delle osservazioni effettuate. L'andamento della radiazione solare segue il susseguirsi delle stagioni: si nota la prevalenza, nell'arco dell'anno solare, della classe D nelle ore diurne ed F in quelle notturne; con un accentuarsi delle classi A e B nel periodo estivo.

2.2 Modello di diffusione

L'analisi predittiva specifica degli impatti sulla qualità dell'aria delle fonti emissive presenti nella zona industriale oggetto dello studio è stata effettuata, in riferimento alla norma UNI 10744, attraverso l'utilizzo di un modello di calcolo che simula la propagazione nell'aria dei principali inquinanti. La simulazione consente di valutare gli effetti sul territorio interessato in termini di concentrazione di inquinanti nell'aria e di ricadute al suolo.

Il criterio per la selezione del modello in riferimento sono riferibili alle norme UNI 10796 e UNI 10964. Il nostro caso identificabile come dispersione di inquinanti da piccola emissione su sito pianeggiante prevede l'utilizzo di modelli di tipo gaussiano stazionari o a "puff" e modelli 3D lagrangiani ed euleriani.

Il calcolo, in considerazione dei dati a disposizione, è stato effettuato tramite un codice di calcolo DIMULA (Diffusione MULTISORgente Atmosferica).

Il modello è un codice multisorgente basato su modelli standard di tipo gaussiano ma ospita modelli che permettono di descrivere la condizione di calma di vento.

Le concentrazioni dei principali inquinanti provenienti dalle emissioni dell'impianto nell'aria ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e la deposizione al suolo (mg/kg), ricavate dall'applicazione del modello climatologico, servono da base per l'effettuazione dei calcoli necessari a stimare il rischio derivante dall'esposizione.

I valori ottenuti con il modello climatologico sono mediati per la durata intera di un anno solare e sono pertanto rappresentativi dell'apporto inquinante dell'impianto in oggetto durante il suo normale funzionamento.

Nella Tabella 1 vengono confrontati i dati di concentrazione massima, stimati dal modello, per tutti gli inquinanti considerati e standard di qualità dell'aria.

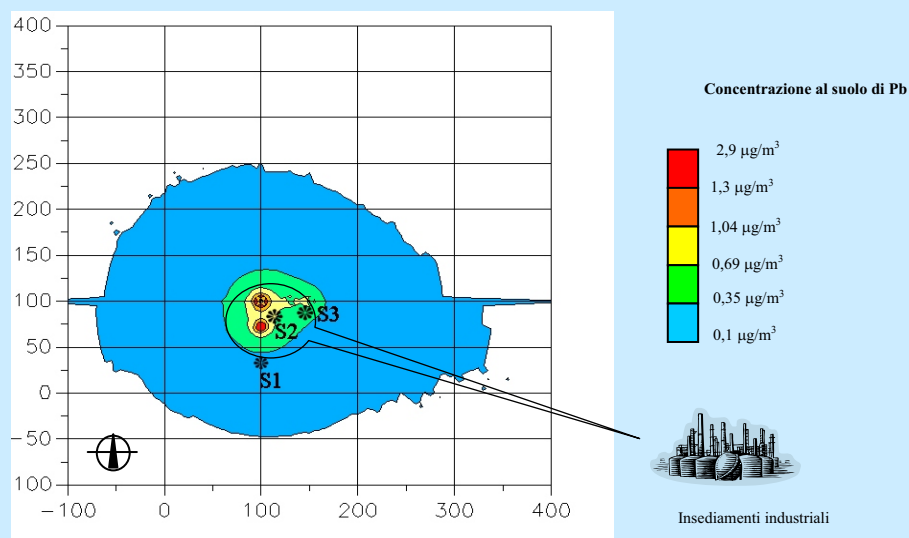
In Figura 1 invece, è riportata la mappa di ricaduta degli inquinanti per il Piombo. Come prevedibile, vista la predominanza di periodi di calma, i valori massimi di ricaduta sono in prossimità della zona industriale e delle zone agricole confinanti. La concentrazione al suolo decresce molto rapidamente allontanandosi dalle fonti di emissione raggiungendo valori trascurabili ad una distanza superiore a 1,5 Km dalla zona industriale. Anche se il valore di ricaduta del Pb supera di poco il limite imposto, il rischio associato all'emissione in atmosfera del piombo ovvero le conseguenze immediate che possono risultare da una esposizione da piombo si verificano a livelli così bassi da non poter mai essere sottovalutati.

Tabella 1: Ricaduta al suolo secondo il modello climatologico

Inquinante	Ricaduta (max) - climatologico	Limiti qualità aria
Polveri (PM10)	7,11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1)
Piombo	2,90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2)
SO ₂	5,34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (3)
NO _x	5,11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (4)
COV	1,33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (5)

valore espresso come Media mobile annuale dei valori giornalieri valore Obiettivo di qualità (D.M.A. 25/11/94)
valore espresso come media aritmetica delle concentrazioni medie di 24 ore rilevate in 1 mese (rif. DPR 203/88)
mediana delle concentrazioni medie di 24 h nell'arco di un anno (rif. DPR 203/88)
concentrazione media di 1 h da non superare più di una volta al giorno (rif. DPR 203/88)
valore espresso come concentrazione medie di 3 ore consecutive in un periodo del giorno da specificarsi secondo le zone a cura delle autorità regionali competenti per il parametro idrocarburi non metanici (espressi come C).

Figura 1: Mappa di ricaduta del Piombo e siti di campionamento.



2.3 Accumulo di Pb nel terreno

Lo studio si è articolato mediando l'esposizione in un arco di tempo trentennale ed ipotizzando che l'ecosistema abbia raggiunto un suo stato di equilibrio (l'area in esame è, salvo l'appendice industriale, a vocazione agricola). La quantificazione delle ricadute al suolo (in $\text{g}/\text{m}^2\text{a}$) ha permesso, pertanto, una stima della concentrazione al suolo durante il lasso di tempo d'esposizione considerato (Tabella 2).

Il valore di riferimento per la profondità di diffusione dell'inquinante nel terreno è di 2 cm, infatti il piombo tende ad essere immobilizzato nei primissimi centimetri di suolo (2-5 cm) soprattutto a pH superiori a 5 ed in presenza di materiale organico che ha la capacità di complessarlo limitandone la diffusione. Il fenomeno del percolamento nelle acque di falda non è rilevante.

Tabella 2

Accumulo nel terreno di Piombo provenienti dai camini degli stabilimenti siti sul territorio comunale.		
Coordinate distanza impianto (x,y) - m	Deposizione al suolo - $\text{g}/\text{m}^2\text{a}$	Concentrazione nel terreno- mg/kg
100,70 (max)	9,1350	71,68079
112,86 (S2)	2,4791	19,45308
140, 90 (S3)	1,7577	13,79237
100,40 (S1)	0,9891	7,761299
1000, 1000	0,0353	0,276993

I valori di concentrazione di Pb nel suolo dovuti alle emissioni degli impianti della zona industriale sono stati confrontati con valori di concentrazione nei suoli nella zona di massima ricaduta ricavati da campionamenti effettuati allo scopo:

Area di massima ricaduta (Valore massimo)	142 mg/kg SS
Prossimità zona industriale (Valore medio)	26.2 mg/kg SS
Argine corso d'acqua (Valore massimo)	170 mg/kg SS

Il valore riportato di concentrazione ottenuto come media di diversi campionamenti effettuati nella zona di massima ricaduta, dimostra come nei campioni di terreno esaminati siano contenute quantità significative di questo elemento derivanti dalla presenza storica delle attività industriali. Il confronto con gli standard di qualità dei suoli (DM 471/99 e Circ. 1/8/96 della Regione Lombardia) rende necessario intervenire con opere di mitigazione atte a salvaguardare la qualità risultante dei terreni.

Le concentrazioni totali dei contaminanti riscontrate nei suoli, comprensiva della ricaduta dovuta alle emissioni, sono inoltre confrontabili con i valori di attenzione per la fitotossicità [8]. Nella Tabella 3 vengono riportati i valori di fitotossicità ottenuti determinando sperimentalmente la LOEC (concentrazione minima in grado di provocare una riduzione del 20% del parametro misurato sperimentalmente, ad esempio la crescita fogliare). Relativamente al Pb bisogna considerare che la General Reference Plant [9] prevede una concentrazione massima ammissibile pari a 5-10 ppm sebbene valori trovati in letteratura per alcune piante spontanee, abbiano evidenziato una maggiore tolleranza nei confronti di questo elemento [10-13]

Tabella 3: Valori di Fitotossicità rilevati sperimentalmente [8].

Somministrazione:	Pianta	Effetti Osservati	Quantità*(mg/kg)
PbO	Grano	22% riduzione peso radice	1000 (300)
PbCl ₂	Mais	48% riduzione lunghezza radice	500 (250)
Pb	Mais	42% diminuzione peso	250 (125)

*In parentesi sono indicate le quantità determinate sperimentalmente che non generano effetti tossici

Se prendiamo ora in esame le stime delle concentrazioni di Piombo nell'aria e nel terreno in funzione della distanza dalla zona industriale possiamo definire situazioni minime e massime a partire dalle quali calcolare la concentrazione nelle specie vegetali che si verificherebbe a seguito di tali emissioni. La relazione che, a prescindere dalle caratteristiche di ogni ione, permette di calcolare la concentrazione di contaminante nella pianta contempla il contributo di più meccanismi di penetrazione:

Concentrazione risultante dall'assorbimento nel suolo da parte delle radici
Concentrazione sulle parti edibili risultante dalla deposizione diretta dei contaminanti presenti nell'aria
Concentrazione nelle parti edibili dovuta alla risospensione e deposizione di suolo contaminato
Concentrazione dovuta all'assorbimento nelle radici di contaminanti presenti nell'acqua di irrigazione
Concentrazione nelle parti edibili dovuta alla ricaduta diretta nell'acqua di irrigazione di contaminanti presenti nell'aria
Concentrazione nelle parti edibili dovuta alla risospensione e deposizione di contaminanti presenti nell'acqua di irrigazione

Gli ultimi tre termini di questo modello sono fissati a zero poichè non viene considerato il contributo dovuto all'acqua di irrigazione in quanto la zona è caratterizzata da un'elevata portata di scorrimento delle acque superficiali che determina un altissimo fattore di diluizione dei contaminanti che possono migrare dal suolo nelle acque, per cui:

$$C_{totale} = C_1 + C_2 + C_3$$

$$C_1 = \frac{d * f_r * T * (1 - e^{-\lambda t})}{Y * \lambda} \quad \text{Deposizione diretta}$$

$$C_2 = C_s * MLF \quad \text{sospensione di suolo}$$

$$C_3 = C_s * BTF \quad \text{sorbimento Radicale}$$

Dove:

C = $\text{mg Pb}/\text{kg}$, d = tasso di deposizione dell'inquinante ($\text{mg}/\text{m}^2\text{-gg}$), f_r = frazione intercettata dalle superfici della pianta, dimensionale, T = fattore di traslocazione del Pb verso le parti edibili della pianta, λ = Costante di rimozione del contaminante dalle superfici plantari dovuta a fenomeni atmosferici, t = Tempo di esposizione durante la crescita plantare, Y = Resa di coltivazione (kg/m^2) per vegetali, C_s = Concentrazione nel suolo stimata sulla base del modello di ricaduta (mg/kg), MLF = Fattore di deposizione del suolo sulla pianta (kg suolo sulla pianta/ kg pianta), (NCRP 1984), BTF = Fattore di assorbimento, definito come il rapporto fra i $\text{mg Pb}/\text{kg}$ tessuto vegetale umido sui $\text{mg Pb}/\text{kg}$ suolo (peso secco) [14].

La prima espressione permette di stimare la concentrazione nella pianta che si produce a seguito dei fenomeni di intercettazione delle particelle inquisite presenti nell'atmosfera, direttamente sulle superfici plantari. La seconda esprime il contributo dovuto alla risospensione delle particelle contaminate cadute al suolo e in seguito assorbite dalle piante. La terza l'assorbimento radicale.

La Tabella 4 riporta i dati calcolati a partire dalle emissioni totali di Piombo alle diverse distanze dalla zona industriale.

Tabella 4: Concentrazione ipotetica di Pb in vegetali cresciuti nell'area calcolati a partire dalle emissioni totali di Piombo.

Coordinate distanza impianto (x,y)	Deposizione - ($\text{mg}/\text{m}^2\text{gg}$)	Nel suolo - (mg/kg)	Nei vegetali - (mg/kg secco)
100,70 (max)	41,50	71,68	177,15
112,86 (S2)	11,30	19,45	48,08
200,200 (S3)	7,99	13,79	34,09
100,40 (S1)	4,50	7,76	19,18
1000, 1000	0,16	0,28	0,68

2.4 Biomonitoraggio

I campioni sono stati prelevati nelle aree individuate dal modello di diffusione come quelle destinate ad essere oggetto di eventuali fenomeni di ricaduta al suolo (vedi figura 2)

Il valore di background è stato determinato prelevando campioni delle specie utilizzate per il biomonitoraggio, posti ad oltre 2 km di distanza dal sito industriale ed in direzione opposta alla direzione dei venti predominanti.

Preparazione dei campioni e tecniche analitiche

La scelta delle specie testate in questo lavoro è stata effettuata individuando un primo contingente di erbe applicando i criteri di Wittig [15] infatti le piante usate come indicatori devono soddisfare precisi requisiti:

devono avere un'ampia diffusione sia nelle aree urbane che in aree rurali;
devono avere buona resistenza ai più comuni inquinanti;
essere facilmente identificabili;
avere ecofisiologia nota.

In seguito, considerando che la capacità di bioaccumulo delle piante è strettamente legata alla loro tendenza ad intercettare l'aerosol atmosferico, si è operata una ulteriore selezione fra quelle presenti, con la quale sono state estrapolate dal contingente iniziale 4 specie: *Matricaria chamomilla*, *Artemisia vulgaris*, *Taraxacum officinale*, *Chenopodium sp.*. I campioni prelevati sono stati accuratamente lavati con acqua distillata per eliminare le deposizioni superficiali, successivamente essiccati in forno ad 80°C per 24 ore. Le piante da analizzare sono state triturate finemente con un mortaio di agata e mantenute in un essiccatore prima di effettuare la lisciviazione.

La dissoluzione è stata effettuata in un mineralizzatore a microonde (CEM-MDS 2100) con un ciclo unico di 15 minuti ad 80 psi utilizzando HNO₃ suprapure della MERCK. Le analisi dei metalli pesanti sono state effettuate con uno Spettrofotometro AA Perkin Elmer serie 5100. Le soluzioni utilizzate come riferimento sono state preparate diluendo gli standard da 1000 mg/l dei singoli metalli con soluzioni al 2% (v/v) di HNO₃.

Risultati del biomonitoraggio

Le analisi del contenuto di Pb nelle piante utilizzate come indicatori, hanno evidenziato contenuti del metallo molto elevati negli esemplari di origine vegetale raccolti. Il valore massimo trovato è stato di circa 60 volte superiore rispetto al "bianco" (nel caso della Camomilla) e, senza considerare la singola affinità per il metallo, i risultati sembrano in buon accordo con i valori trovati attraverso i modelli matematici di ricaduta. In particolare l'alto contenuto riscontrato nelle piante raccolte lungo il corso d'acqua che scorre nelle vicinanze degli impianti, può essere giustificato considerando l'elevato contenuto di Pb rinvenuto nel campione di suolo raccolto.

Tabella 5. Valori di Pb (mg/kg di sostanza secca) riscontrato nella vegetazione spontanea.

Specie	Bianco(2 km)	S1 - (sud)	S2 - Presso la zona industriale	S3 - Argine corso d'acqua
Matricaria chamomilla	2.99	5.79	165.4	-
Artemisia vulgaris	6.25	20.69	185.83	174.65
Taraxacum officinale	8.43	8.34	35.42	142.74
Chenopodium sp.	1.82	2.07	21.4	18.19

3. Conclusioni

La valutazione dell'impatto sull'ambiente derivante da insediamenti produttivi condotto utilizzando modelli di simulazione ha consentito di individuare le modalità di diffusione dei metalli pesanti e di quantificare l'entità dell'inquinamento. A seguito dello studio sono state pertanto individuati gli interventi di mitigazione del fenomeno diffusivo. Il lavoro svolto ha pertanto confermato sia la validità del modello di diffusione nello studio d'impatto ambientale sia l'utilità di utilizzare specie vegetali per effettuare il monitoraggio dell'ambiente.

4. Bibliografia

- [1] Wang W., J.W. Gorsuch, J.S. Hughes, 1997. Plants for Environmental Studies, Lewis Publishers (New York), 12, 336-337.
- [2] Markert B., 1993. Plants as Biomonitors. Indicator for Heavy Metal in the terrestrial environment, VCH, Weinheim, 640-644.
- [3] Keane B., 2001. Metal content of dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves in relation to soil contamination and airborne particulate matter, The Science Total Environment, 281, 63-78.
- [4] Ferretti M., G. Gavilli, P. Grassoni, G. Lorenzini, M. Pellegrini, 1998. Biomonitoraggio di ozono, metalli in traccia, zolfo e cloro a Firenze nel 1996. Prov. Firenze, Settore Ambiente.
- [5] Wolterbeek B., 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives, Environmental Pollution 120, 1-21.
- [6] Steubing L., H.J. Jager, 1982. Monitoring of air pollutants by plants - methods and problems, International Workshop, Osnabr ck 24-25. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, The Netherlands.
- [7] Cavallotti I., analisi dell'inquinamento atmosferico sul territorio. Metodologie e risultati. Economia 2003. Atti vol. 2: 405-409.
- [8] Toxicological Benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 revision, ORNL USA
- [9] Markert B., 1992. Establishing of "Reference Plant" for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting, Water, Air and Soil Pollution, 64: 533-538.
- [10] Ross MS., 1994. Sources and form of potentially toxic metals in soil-plant system. In Ross MS, editor. Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley: Chichester. 3-25.
- [11] Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992. Trace elements in soil and plants, 2nd Edition. CRC press, Boca raton, FL.
- [12] Pietrelli et al. Analisi del livello di inquinamento da metalli pesanti mediante specie erbacee spontanee. *Acqua e aria* in stampa (2004)
- [13] Palacios H., Iribarren I., Olalla MJ., Cala V. Lead poisoning of horses in the vicinity of a battery recycling plant. *The science of total environment* 290: 81-89 (2002)
- [14] U.S.Dept. of Energy, BJC/OR-133, "Empirical model for the uptake of Inorganic Chemicals from soil by plants" - 1998) (IRIS - Toxicity & Chemical Specific Factors data Base).
- [15] Wittig R., 1992. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In Market B, editor. Plants as Biomonitors. Indicator for Heavy Metal in the terrestrial environment, VCH, Weinheim, 3-28.