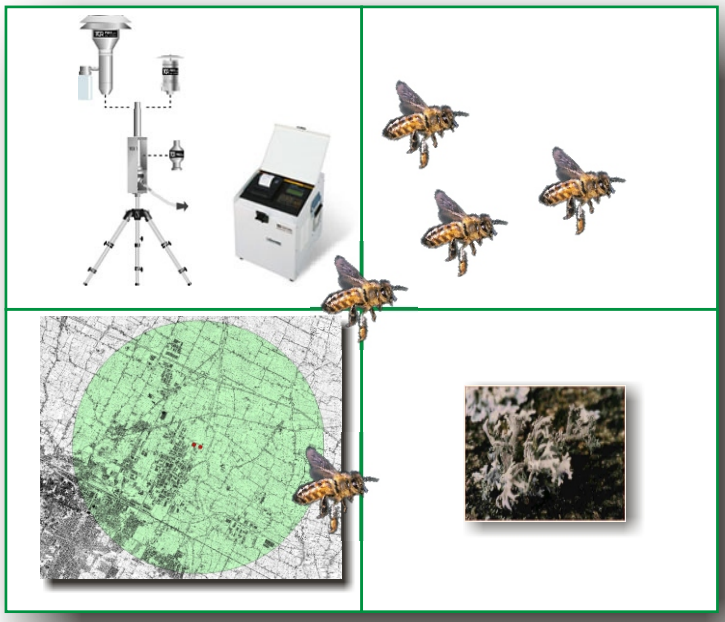
Provincia Forlì -Cesena

Comune di Forlì

STUDIO AMBIENTALE E TERRITORIALE DELL'AREA INDUSTRIALE URBANA "CORIANO" DEL COMUNE DI FORLÌ
II FASE



Marzo 2006

Sintesi

RAPPORTO FINALE

arpa agenzia regionale prevenzione e ambiente dell'emilia-romagna

Ingegneria Ambientale
e Sezione di Forlì - Cesena

Alma Mater Studiorum - Università di Bologna

Dipartimento di Chimica Industriale
e dei Materiali

I responsabili scientifici delle ricerche sono Luciano Morselli dell'Università di Bologna e Cristina Regazzi di ARPA Ingegneria Ambientale

Il gruppo di lavoro che ha elaborato lo studio è costituito da:

per ARPA Emilia-Romagna:

Gianna Rita Gramolini	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Carla Nizzoli	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Francesca Lombardi	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Veronica Rumberti	ARPA Ingegneria Ambientale
Ivan Scaroni	ARPA Sezione Provinciale di Ravenna

per l'Università degli Studi di Bologna:

Fabrizio Passarini	Dipartimento di Chimica Industriale e dei materiali
Joseph Luzi	Dipartimento di Chimica Industriale e dei materiali
Claudia De Robertis	Dipartimento di Chimica Industriale e dei materiali
Claudio Porrini	Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali (DiSTA)
Severino Ghini	Istituto di Scienze Chimiche

per l'Istituto Superiore di Sanità – Roma:

Giuseppe Viviano	Reparto di Igiene dell'Aria-Dipartimento Ambiente e prevenzione primaria
Gaetano Settimo	Reparto di Igiene dell'Aria-Dipartimento Ambiente e prevenzione primaria

per l'Istituto Nazionale di Apicoltura – Bologna:
Anna Gloria Sabatini

per Ecosfera (MI)
Stefano Scarselli

Hanno collaborato inoltre:

Per i rilievi di campo e le analisi di laboratorio:

Gabriele Castellari	ARPA Sezione Provinciale Ravenna
Vito Pezzi	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Luca Vignoli	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Maria Serana Bonoli	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Cristina Mariotti	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Marisa Mambelli	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Roberta Maltoni	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Michela Comandini	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Marilena Montalti	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena

Per attività di biomonitoraggio mediante api e licheni:

Fabio Sgolastra	Università di Bologna (DiSTA)
Carlotta Scagliarini	Università di Bologna (DiSTA)
Enrico Gattavecchia	Università di Bologna (Istituto di Scienze Chimiche)
Piotr Medrzycki	Istituto Nazionale di Apicoltura
Donato Tesoriero	Istituto Nazionale di Apicoltura
Francesca Grillenzoni	Istituto Nazionale di Apicoltura
Mirella Capelli	Istituto Nazionale di Apicoltura
Nicola Palmieri	Studio Naturalistico, Cordigliano (PG)
Gabriella Arosio	Ecosfera (MI)
Maria Luisa Bozzoli	Ecosfera (MI)

Per le applicazioni del modello di diffusione in atmosfera:

Paolo Veronesi	ARPA Sezione Provinciale di Forlì-Cesena
Simonetta Tugnoli	ARPA Ingegneria Ambientale

Per i modelli di ripartizione all'equilibrio:

Eleonora Soggiu	Reparto Igiene dell'Aria-Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria-Istituto Superiore Sanità
Leonello Attias	Reparto Sostanze e Preparati Pericolosi del Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria-Istituto Superiore Sanità
Marco Inglessis	Reparto Igiene dell'Aria-Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria-Istituto Superiore Sanità

Per la cartografia e la parte grafica:

Monica Branchi	ARPA Ingegneria Ambientale
Leda Ferrari	ARPA Ingegneria Ambientale

INDICE

1. INTRODUZIONE 1

2. LCA/LCI DEGLI IMPIANTI DI TERMODISTRUZIONE DEI RIFIUTI E RAPPORTO SU NUOVE TECNOLOGIE E SISTEMI DI DEPURAZIONE 3

3. ATTIVITÁ DI MONITORAGGIO SU ARIA, DEPOSIZIONI ATMOSFERICHE, SUOLO . 7

3.1 CAMPIONAMENTO E DETERMINAZIONE DI PM_{10}, $PM_{2,5}$ E METALLI PESANTI 9

3.2 CAMPIONAMENTO WET & DRY E DETERMINAZIONE METALLI PESANTI 12

3.3 CAMPIONAMENTO FRAZIONE PM_{10} PER LA DETERMINAZIONE DI PCDD/PCDF, PCB E IPA... 18

3.3.1 Risultati e considerazioni su PCDD/PCDF nel particolato atmosferico 18

3.3.2 Considerazioni su IPA nel particolato atmosferico 19

3.4 CAMPIONAMENTO E DETERMINAZIONE DI PCDD/PCDF, PCB E IPA NELLE DEPOSIZIONI ATMOSFERICHE (CAMPIONATORI BULK) 20

3.5 CAMPIONAMENTO TERRENO E DETERMINAZIONE PCDD/F, IPA E METALLI PESANTI 20

3.5.1 Risultati e considerazioni su IPA nel terreno 21

3.5.2 Risultati e considerazioni su PCDD/PCDF nel terreno 21

3.5.3 Risultati e considerazioni sui metalli nel terreno 22

4. ATTIVITA' DI BIOMONITORAGGIO MEDIANTE API E LICHENI 24

4.1 API COME BIOINDICATORI 24

4.1.1 Radionuclidi – Risultati e considerazioni 25

4.1.2 Benzo(a)pirene (BaP) – Risultati e considerazioni 25

4.2 LICHENI COME BIOINDICATORI 27

4.2.1 Risultati 29

4.2.2 Analisi degli IBL 31

4.3 LICHENI COME BIOACCUMULO 35

4.3.1 Risultati 36

4.3.2 Commento ai dati ottenuti 40

5. APPLICAZIONI MODELLISTICHE PER LA SIMULAZIONE DELLA QUALITÁ DELL'ARIA IN DIVERSI SCENARI DI RIFERIMENTO 44

5.1 SIMULAZIONI -STATO ATTUALE 44

5.2 SIMULAZIONI - SCENARIO PREVISIONALE 46

5.3 CONFRONTO SCENARIO ATTUALE E PREVISIONALE- INCENERITORI 47

6. APPLICAZIONE DI MODELLI DI RIPARTIZIONE ALL'EQUILIBRIO E VALUTAZIONI DI RISCHIO SANITARIO 51

1. INTRODUZIONE

Nella realtà italiana, caratterizzata da un territorio ad elevata densità di popolazione, si riscontrano spesso situazioni in cui le aree industriali/artigianali si trovano a completo ridosso di aree urbane densamente popolate. Lo studio dell'area industriale urbana di Coriano nel Comune di Forlì, effettuato da ARPA in collaborazione con l'Università degli Studi di Bologna, l'Istituto Superiore di Sanità, il Centro Nazionale delle Ricerche e l'Istituto Nazionale di Apicoltura ha rappresentato l'occasione per impostare una metodologia di valutazione dello stato ambientale di un'area produttiva di questo tipo, posta a ridosso della città e caratterizzata dalla presenza di diverse tipologie di attività produttive e due impianti di termodistruzione dei rifiuti. La metodologia seguita si basa sulla quantificazione delle pressioni in atto sul territorio e sull'implementazione di un Sistema di Monitoraggio Integrato con l'obiettivo di correlare i dati acquisiti mediante l'analisi delle matrici ambientali coinvolte nel percorso di diffusione di una sostanza inquinante (scelta come indicatore) con le determinazioni effettuate sulle fonti di contaminazione e di trovare le correlazioni qualitative e quantitative che esprimono un rapporto di causa-effetto.

L'area è stata oggetto di studio nell'ambito di un progetto condotto nel corso del biennio 1999-2001 a cui è seguita una seconda fase svoltasi nel periodo Febbraio 2003-Dicembre 2005. Le attività di I fase, che hanno riguardato la raccolta e l'elaborazione dati sulle fonti di emissione, il monitoraggio ambientale svolto con diverse tecniche e le applicazioni di modelli per l'interpretazione dei fenomeni di inquinamento, hanno permesso di individuare i parametri significativi per la descrizione della specifica situazione ambientale. Alla luce delle campagne effettuate e degli attuali orientamenti normativi, nella II fase le indagini di campo si sono concentrate sul materiale particolato sospeso (PM_{10} e $PM_{2,5}$), le deposizioni atmosferiche (secche e umide) e sugli inquinanti di maggiore impatto igienico-sanitario e di maggiore permanenza ambientale (metalli pesanti, Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), Policlorodibenzodiossine (PCDD) e Policlorodibenzofurani (PCDF)).

Ad integrazione delle tecniche di monitoraggio strumentale, nella II fase è stato utilizzato anche il biomonitoraggio, che si basa sull'impiego di organismi viventi "sensibili", in grado di fungere da "indicatori" del degrado della qualità ambientale dovuto all'inquinamento. L'utilizzo integrato di diversi strumenti di indagine (monitoraggio strumentale, biomonitoraggio), predittivi (modelli di diffusione degli inquinanti e modelli di ripartizione

all'equilibrio) e di valutazione (analisi statistica multivariata) hanno consentito di definire un quadro complessivo della situazione ambientale dell'area oggetto di studio.

Le attività svolte nella II fase dello studio, di seguito sinteticamente descritte, hanno riguardato in particolare i seguenti temi:

- LCA (Life Cycle Analysis) e LCI (Life Cycle Inventory) applicati agli impianti di incenerimento, nuove tecnologie e sistemi di depurazione;
- Attività di monitoraggio strumentale, in particolare per la determinazione di polveri fini, metalli pesanti e microinquinanti organici (PCDD e PCDF, IPA);
- Attività di biomonitoraggio mediante api e licheni;
- Applicazioni modellistiche per la simulazione della qualità dell'aria in diversi scenari di intervento;
- Applicazione di modelli di ripartizione all'equilibrio e valutazioni di rischio sanitario.

2. LCA/LCI DEGLI IMPIANTI DI TERMODISTRUZIONE DEI RIFIUTI E RAPPORTO SU NUOVE TECNOLOGIE E SISTEMI DI DEPURAZIONE

La Valutazione del Ciclo di Vita (*Life Cycle Assessment*, più brevemente espressa con l'acronimo LCA) è uno strumento metodologico basato su una visione globale del sistema produttivo, in cui tutti i processi e le operazioni che intervengono, dall'estrazione delle materie sino al fine vita di un prodotto o di una attività, vengono analizzati in termini di input ed output, abbracciando contemporaneamente le problematiche relative al consumo di risorse ed all'inquinamento a valle.

La procedura si articola tecnicamente in quattro fasi distinte e consecutive:

1. Definizione di scopi ed obiettivi: è la fase iniziale nella quale vengono definiti le finalità dello studio, l'unità funzionale, i confini del sistema, il fabbisogno di dati, le assunzioni ed i limiti.
2. Inventario: studio del ciclo di vita del processo o attività, che ha lo scopo di ricostruire l'insieme dei bilanci di materia e di energia riferiti a tutte le correnti coinvolte nel sistema.
3. Analisi degli impatti: studio dell'impatto ambientale provocato dal processo o attività che ha lo scopo di sottolineare l'entità delle modificazioni generate a seguito dei consumi di risorse e dei rilasci nell'ambiente.
4. Interpretazione e miglioramento: ha lo scopo di proporre i cambiamenti necessari a ridurre l'impatto ambientale prodotto, valutandoli in maniera iterativa con la stessa metodologia LCA in modo da non favorire interventi peggiorativi.

Negli ultimi anni si è riscontrato un notevole sviluppo dell'applicazione della LCA ai sistemi di gestione integrata dei rifiuti. Proprio per questo motivo sono nati dei software dedicati a questo campo di applicazione, che si distinguono dai software per LCA di sistema di prodotto perché hanno qualità specifiche.

Nell'ambito del presente lavoro è stato utilizzato il software SimaPro6, già utilizzato da molti centri di ricerca come strumento di valutazione delle prestazioni ambientali dei diversi sistemi di trattamento dei rifiuti. La valutazione degli impatti è stata definita prendendo in considerazione le principali tematiche ambientali interessate da un processo di incenerimento; l'ecobilancio è stato elaborato con metodologie di *Impact Assessment* definite dai più

autorevoli istituti scientifici del panorama europeo.

La prima fase del lavoro ha riguardato l'organizzazione del modello secondo le singole linee impiantistiche proprie di un inceneritore, quali: trattamento fumi, trattamento acque, produzione di energia elettrica e tutte le operazioni che si effettuano sulla camera di combustione; lo scopo del lavoro è stato quindi di "esplodere" tale macro-sistema in più *step* significativi e rappresentativi delle linee impiantistiche presenti in un inceneritore generico. In tal modo si è reso lo strumento adatto al confronto delle prestazioni ambientali tra differenti configurazioni tecnologiche di uno stesso impianto.

In previsione di un potenziale utilizzo in Italia di tale software come strumento di supporto alle decisioni dei pianificatori in materia di gestione integrata dei rifiuti, il modello è stato adattato allo stato dell'arte dell'incenerimento presente in Emilia-Romagna, rappresentativo della realtà italiana; tale operazione è stata effettuata considerando tutte le opzioni tecnologiche presenti nel parco inceneritori della regione.

La valutazione del ciclo di vita dell'impianto di incenerimento ha permesso di individuare una gerarchia di criticità delle categorie di impatto interessate dal processo; le categorie che presentano nel complesso un impatto positivo sono l'Eutrofizzazione (dovuta alle emissioni di NO_x e NH_3), l'Effetto Serra (prodotto principalmente da CO_2) e la Ecotossicità (dovuta alle emissioni di metalli pesanti presenti in acqua); tutte le altre categorie producono impatti evitati grazie al contributo del recupero energetico.

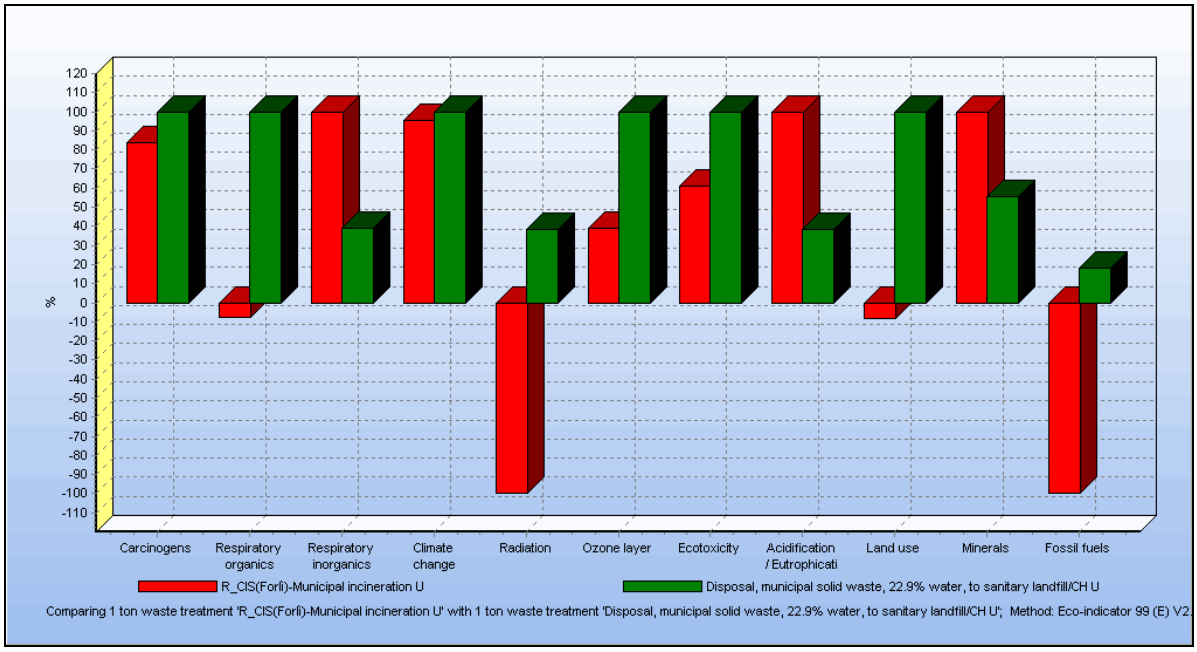
L'impatto dovuto alle emissioni di Diossine è risultato di almeno due ordini di grandezza inferiori ai contributi di altri microinquinanti, mentre le emissioni di NO_x producono impatti elevati in relazione all'Acidificazione Atmosferica e all'Eutrofizzazione.

Uno degli usi più comuni ed apprezzati della LCA, è quello di avere la possibilità di confrontare, riconducendo tutto ad indicatori (ed in seguito a punteggi), processi differenti che in altro modo risulterebbero difficilmente paragonabili.

Un confronto significativo è quello tra processo di smaltimento degli RSU in discarica e processo di termovalorizzazione degli stessi.

La valutazione comparativa tra il recupero energetico e lo smaltimento in discarica, condotto per l'impianto HERA (Figura 2-1), ha messo in luce come, utilizzando sistemi di abbattimento efficaci e ponendo l'attenzione soprattutto sugli NOx, le prestazioni ambientali del termovalorizzatore siano migliori dello smaltimento in discarica.

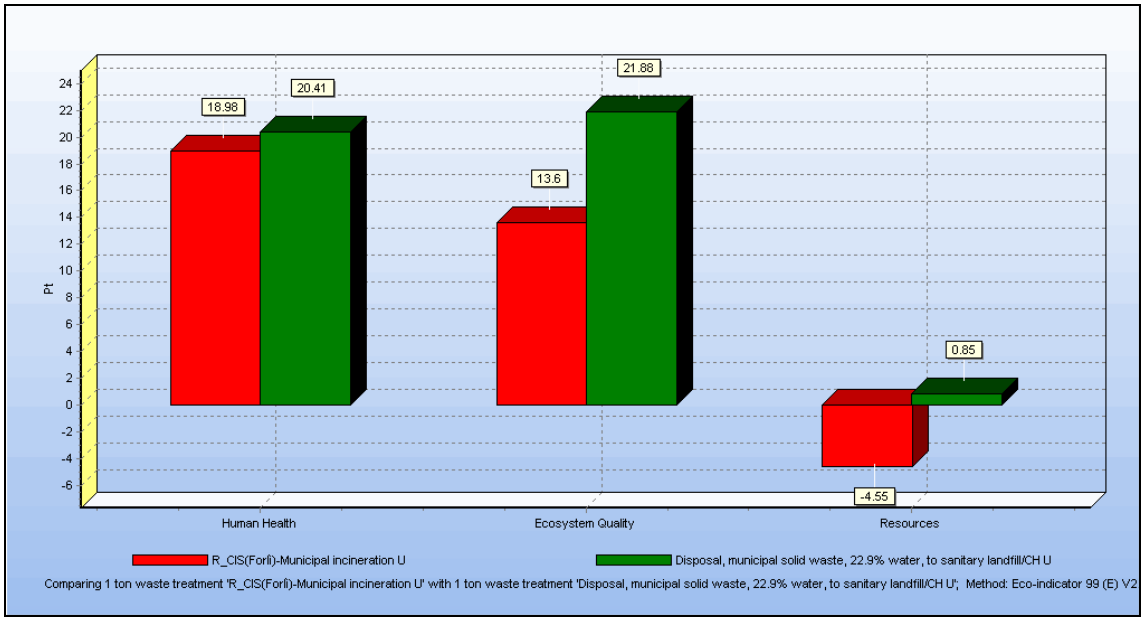
Figura 2-1: Caratterizzazione del confronto discarica/termovalorizzazione



Dall'analisi dei risultati si evince che la dismissione in discarica degli RSU comporta un maggior impatto nella maggioranza delle categorie, con le uniche eccezioni delle sostanze inorganiche che provocano malattie respiratorie ed eutrofizzazione, tematiche ambientali in cui interviene per la quasi totalità l'emissione di ossidi di azoto.

Per una migliore comprensione dei risultati è utile avvalersi del *Damage Assessment*, il quale raggruppa le varie tematiche ambientali in tre macrocategorie (Figura 2-2); i risultati evidenziano come l'impatto della termovalorizzazione sia inferiore allo smaltimento in discarica, sebbene l'impianto analizzato non utilizzi le migliori tecnologie oggi presenti sul mercato.

Figura 2-2: *Damage Assessement* del confronto discarica/termovalorizzazione



Nell'ambito del lavoro è stato effettuato anche un confronto tra le tecniche adottate nei due impianti presenti a Coriano e le BAT (Best Available Techniques) relative all'iincenerimento dei rifiuti contenute nel BREF approvato a livello europeo.

Essendo i due inceneritori dedicati a tipologie di rifiuti differenti (HERA per i RSU, Mengozzi per rifiuti ospedalieri), per alcuni parametri vanno considerati in maniera distinta.

In ogni caso, ognuno nel suo genere, i due impianti presentano la tecnologia di combustione più comune ed ampiamente utilizzata a livello internazionale (HERA forno a griglie, Mengozzi tamburo rotante).

Per quanto riguarda il contenimento delle emissioni in atmosfera, i dati in nostro possesso, riguardanti le concentrazioni medie annuali, sono stati confrontati con il range di emissioni individuato dal BREF come risultato raggiungibile a seguito dell'implementazione delle migliori tecniche disponibili. Tutti i parametri risultano inferiori al valore del limite superiore, anche se il range riportato nel BREF si riferisce ad una media sulle 24 h. Si può osservare comunque che i margini di mantenimento dei diversi parametri all'interno di questi range sono molto ampi per quasi tutti i parametri, con maggiori criticità nel caso del particolato totale per l'impianto HERA e del mercurio (con i suoi composti) per l'impianto Mengozzi.

Per quanto riguarda le BAT specifiche riferite ai diversi tipi di inceneritori, confrontate nuovamente con le condizioni degli impianti oggetto di questo studio, si può osservare un accordo sostanziale per l'impianto HERA, pur con un'efficienza di recupero energetico ampiamente migliorabile, mentre l'impianto Mengozzi risulta del tutto adeguato rispetto ai requisiti richiesti agli inceneritori di rifiuti ospedalieri.

3. ATTIVITÁ DI MONITORAGGIO SU ARIA, DEPOSIZIONI ATMOSFERICHE, SUOLO

Alla luce dell'esperienza acquisita nella precedente fase dello studio, le attività di monitoraggio si sono concentrate sugli inquinanti aventi maggiore impatto igienico-sanitario e maggiore persistenza ambientale. Sono stati considerati i metalli pesanti, gli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), le Policlorodibenzodiossine (PCDD) i Policlorodibenzofurani (PCDF) e i Policlorobifenili (PCB). Inoltre, considerando gli attuali orientamenti normativi, sono state effettuate campagne per il campionamento di PM_{10} e $PM_{2,5}$ con relativa deteminazione di metalli pesanti.

I campionamenti sono stati effettuati nei punti individuati come "massima ricaduta" (via dell'Industria) e "minima ricaduta" (via Trentola) dei due inceneritori oggetto dello studio (vedi Figura 3-1). Negli stessi siti sono stati programmati inoltre due campionamenti di suolo con determinazione di metalli pesanti, PCDD/F e IPA. Nella tabella seguente si riporta un quadro riassuntivo delle attività di monitoraggio strumentale effettuate.

Figura 3-1: Mappa di localizzazione delle stazioni di rilevamento

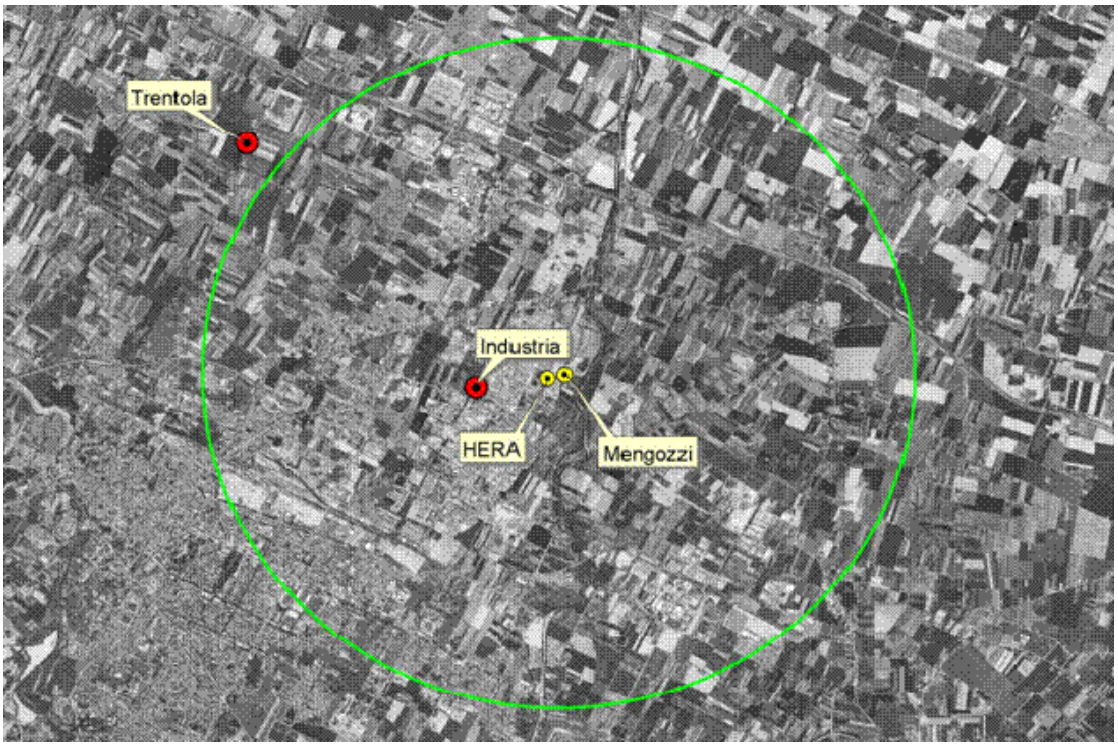


Tabella 3-1: Programma delle attività di monitoraggio strumentale

Campionatori	**Inquinanti**	**Periodi di campionamento**	**Frequenza raccolta campione**	**Analisi**
Deposimetro bulk	PCDD/F,IPA	Maggio 03/Maggio 05	Mensile	semestrali
Campionatore $PM_{10}/PM_{2,5}$	Polveri, metalli pesanti*	Mag 03/Ago 03 Dic 03/Mar 04 Mag 04/Ago 04 Dic 04/Mar 05	Giornaliera	Ogni 2 giorni (i dati dei metalli si riferiscono a due giorni successivi di campionamento)
Campionatore Wet & Dry	Metalli pesanti*	Prosegue dalla prima fase del progetto: Sett.00/Sett.05	Mensile	Mensile
Campionatore Alto Volume PM_{10}	PCDD/F, IPA PCB	Mag 03/Ago 03 Dic 03/Mar 04 Mag 04/Ago 04 Dic 04/Mar 05	Per ogni mese quattro campionamenti per IPA e 4 per PCDD/F e PCB	Su pool Stagionale
Terreno	PCDD/F, IPA, metalli			

* I metalli pesanti analizzati sono: Piombo, Nichel, Cadmio, Cromo, Alluminio e Mercurio.

3.1 Campionamento e determinazione di PM_{10}, $PM_{2,5}$ e metalli pesanti

Per quanto riguarda il campionamento e la determinazione di PM10, PM2,5 e metalli pesanti sono state effettuate quattro campagne: Estiva 2003, Invernale 2003-2004, Estiva 2004 ed Invernale 2004-2005; nei quattro periodi di durata trimestrale i valori di concentrazione delle polveri sono stati rilevati con cadenza giornaliera, mentre il dosaggio dei metalli si riferiscono a campioni di polvere raccolti in due giorni consecutivi.

In Tabella 3-2 si riportano i dati sulle concentrazioni medie ponderali di PM10 e PM2.5 ottenute[1] nei due siti nel corso dei quattro periodi indagati.

Tabella 3-2: Concentrazione media di PM_{10}, $PM_{2,5}$ nei due siti di monitoraggio (µg/m^3)

	PM_{10} v. Industria	**PM_{10} v. Trentola**	**$PM_{2.5}$ v. Industria**	**$PM_{2.5}$ v. Trentola**
Estate 03	46	40	29	22
Inverno 03/04	63	48	65	45
Estate 04	38	23	27	19
Inverno 04/05	60	50	49	43

Le concentrazioni del PM_{10} risultano abbastanza elevate, talvolta superiori rispetto al limite di 50 µg/m^3 imposto dal DM 60/2002 per un periodo di 24 ore e di 40 µg/m^3 come media annuale. D'altra parte, è ormai appurato che le criticità relative al particolato atmosferico hanno una rilevante correlazione con la particolare collocazione geografica e le connesse condizioni meteorologiche generali proprie della nostra Regione.

Il confronto fra i dati rilevati nei due siti evidenzia una quantità (ponderale) di particolato fine superiore in via dell'Industria (sito vicino ai due impianti di termodistruzione) rispetto a via Trentola (punto di minima ricaduta rispetto ai contaminanti provenienti dagli inceneritori).

Se si osservano i risultati relativi ai siti di via dell'Industria e via Trentola, fino all'inverno 2003/2004, il risultato ottenuto dal confronto delle medie ci permette di ipotizzare che la differenza ponderale tra il particolato di via Trentola e quello di via dell'Industria sia da attribuirsi praticamente tutto alla frazione $PM_{2.5}$. Il PM_{10} nei due siti infatti presenta una differenza ponderale molto simile rispetto a quella del $PM_{2.5}$. Si può concludere quindi che

[1] Occorre precisare che i dati di PM10 e PM2.5 si riferiscono a giorni differenti (in quanto è possibile il campionamento di una sola frazione di particolato per volta) e le medie sono state calcolate su un numero di campioni differente

non vi siano fonti di particolato di diametro compreso tra 2.5 < d < 10 µm che insistono maggiormente su via dell'Industria o su via Trentola.

Solo dall'estate 2004 la differenza di peso nel particolato PM_{10} fra i due siti (15 µg/m^3 in media) è significativamente superiore alla differenza in peso nel $PM_{2,5}$ (8 µg/m^3), probabilmente dovuto ad un contributo più grossolano (quale potrebbe essere quello apportato da particelle terrigene) al particolato campionato in via dell'Industria. Analoga situazione per le campagne condotte in inverno 2004/05 (10 µg/m^3 di differenza di peso nel particolato PM_{10} fra i due siti, 6 µg/m^3 nel $PM_{2,5}$).

Anche se esistono pochi lavori in letteratura che si occupano della distribuzione granulometrica del particolato da impianti di incenerimento[2,3], è plausibile ritenere che, a valle dei sistemi di abbattimento utilizzati dai due inceneritori di Coriano (FC), il particolato uscente sia solo quello molto fine, inferiore ai 2,5 µm di diametro.

Da ciò si potrebbe dedurre che il sito in via dell'Industria, che secondo il modello di dispersione e ricaduta dovrebbe essere più influenzato dalle emissioni dagli impianti di incenerimento, non risente continuativamente di una maggiore presenza di particolato fine. La maggiore quantità di particolato in misura ponderale potrebbe quindi essere da attribuire anche all'influenza da parte di altre fonti di emissione di particolato, prima fra tutte il traffico veicolare. Non va inoltre trascurato l'apporto del particolato secondario, ovvero quello originatosi per reazioni di condensazione e coagulazione di inquinanti presenti in forma gassosa o nell'aerosol acquoso, il cui contributo è sempre assai difficile da dedurre.

Per quanto riguarda i dati sui metalli nelle polveri, al di là delle concentrazioni assolute dei metalli pesanti in aria ambiente (espresse cioè in µg/m^3 e riportate più avanti nel presente documento - cfr tabella 6.5), un'osservazione interessante si può fare considerando la concentrazione ponderale dei singoli metalli sulle polveri campionate (µg/g di particolato). Infatti quest'ultima stima ci può indicare se e quanto siano differenti qualitativamente le composizioni delle polveri fini.

---

[2] M.B. Chang, C.K. Huang, H.T. Wu, J.J. Lin, S.H. Chang, *Characteristics of heavy metals on particles with different sizes from municipal solid waste incineration*, J. Hazard. Mater., **A79**, 229-239 (2000).

[3] J. Maguhn, E. Karg, A. Kettrup, R. Zimmermann, *On-line analysis of the size distribution of fine and ultrafine aerosol particles in flue and stack gas of a municipal waste incineration plant: effects of dynamic process control measures and emission reduction devices*, Environmental Science & Technology, **37**(20), 4761-4770 (2003).

Il rapporto delle concentrazioni ponderali tra i singoli metalli nei due siti è riportato nella tabella che segue.

Tabella 3-3: Rapporto delle concentrazioni ponderali dei singoli metalli pesanti (µg metallo/g particolato) nei siti di via dell'Industria e via Trentola

	Pb_{IND}/Pb_{TRENT}	Cd_{IND}/Cd_{TRENT}	Ni_{IND}/Ni_{TRENT}	Cr_{IND}/Cr_{TRENT}	Al_{IND}/Al_{TRENT}
Estate 03	1.01	0.94	0.79	0.88	0.77
Inverno 03/04	0.95	0.80	1.06	0.57	0.65
Estate 04	0.38	0.63	0.55	0.82	0.97
Inverno 04/05	0.92	0.98	0.65	0.94	0.96

Nelle prime due campagne di monitoraggio, la concentrazione ponderale dei metalli pesanti nel particolato risulta non significativamente differente nei due siti, anche se i metalli che rendono meglio conto del contributo terrigeno (alluminio e cromo) presentano una concentrazione maggiore in via Trentola. Anche in questo caso, l'estate 2004 e l'inverno successivo presentano un'inversione di tendenza, con una presenza degli elementi terrigeni confrontabile nei due casi.

La concentrazione ponderale dei metalli nel particolato di via Trentola (ipotizzato meno influenzato dagli inceneritori) risulta in generale sempre superiore a quella registrata in via dell'Industria (con le uniche eccezioni del piombo in estate 2003 e del nichel in inverno 2003/04, peraltro poco significative numericamente), con un rapporto particolarmente alto in estate 2004 per piombo, cadmio e nichel.

Da queste considerazioni si può dunque evincere che il particolato abbia una concentrazione maggiore nella zona di via dell'Industria, ma che la concentrazione specifica di metalli pesanti sia superiore in via Trentola. Probabilmente, le condizioni microclimatiche (ovvero quelle che si registrano nell'immediato intorno del sito di monitoraggio) possono incidere su questo risultato, producendo una situazione di minore rimescolamento nella zona industriale.

In definitiva, dall'analisi della Tabella 3-3, non si registra un percepibile contributo del particolato primario dovuto a fonti industriali, e nella fattispecie da impianti di incenerimento, le cui emissioni dovrebbero verosimilmente essere più arricchite di metalli pesanti.

3.2 Campionamento Wet & Dry e determinazione metalli pesanti

Il campionamento delle deposizioni secche ed umide è stato eseguito nella stazione di massima ricaduta con frequenza mensile per un periodo di 5 anni mediante un campionatore Wet & Dry. Sui campioni è stato eseguito il dosaggio dei metalli pesanti Pb, Cd, Ni, Hg, Al e Cr. I dati ottenuti sono stati elaborati per ricavare i flussi di deposizione giornalieri dei metalli pesanti nelle deposizioni secche ed umide. E' stata poi effettuata in un'analisi statistica volta a determinare trend e correlazioni, per desumere un significato ambientale ed, eventualmente, attribuire alla presenza di una particolare fonte gli arricchimenti da metalli pesanti presentati dai campioni di deposizione raccolti.

Tabella 3-4: Statistiche relative ai flussi mensili delle deposizioni umide di metalli pesanti.

	Pb ($\mu g/m^2 \cdot d$)	**Cd ($\mu g/m^2 \cdot d$)**	**Ni ($\mu g/m^2 \cdot d$)**	**Hg ($\mu g/m^2 \cdot d$)**	**Al ($mg/m^2 \cdot d$)**	**Cr ($\mu g/m^2 \cdot d$)**
media	9.3	1.03	6.4	0.58	1.7	3.6
deviazione standard	9.7	1.52	6.5	0.53	2.9	3.0
mediana	*4.9*	*0.57*	*4.9*	*0.42*	*0.4*	*2.8*

Tabella 3-5: Statistiche relative ai flussi mensili delle deposizioni secche di metalli pesanti.

	Pb ($\mu g/m^2 \cdot d$)	**Cd ($\mu g/m^2 \cdot d$)**	**Ni ($\mu g/m^2 \cdot d$)**	**Hg ($\mu g/m^2 \cdot d$)**	**Al ($mg/m^2 \cdot d$)**	**Cr ($\mu g/m^2 \cdot d$)**
media	11.8	0.58	5.3	0.17	2.0	5.6
deviazione standard	6.5	0.69	3.1	0.20	2.0	3.6
mediana	*9.4*	*0.33*	*5.2*	*0.13*	*1.2*	*6.1*

Tabella 3-6: Statistiche relative ai flussi mensili delle deposizioni totali di metalli pesanti.

	Pb ($\mu g/m^2 \cdot d$)	**Cd ($\mu g/m^2 \cdot d$)**	**Ni ($\mu g/m^2 \cdot d$)**	**Hg ($\mu g/m^2 \cdot d$)**	**Al ($mg/m^2 \cdot d$)**	**Cr ($\mu g/m^2 \cdot d$)**
media	20.7	1.56	11.5	0.72	3.6	9.1
deviazione standard	14.5	1.86	7.7	0.61	4.3	5.4
mediana	*15.1*	*0.94*	*9.3*	*0.54*	*1.6*	*8.2*

Dai dati riportati nelle tabelle precedenti, si osserva che in assoluto (a parte l'Al, i cui flussi sono misurati in $mg/m^2 \cdot d$) è il Pb il metallo che si deposita al suolo in maggior quantità: mediamente circa 21 $\mu g/m^2 \cdot d$, pur dovendo considerare che la deviazione standard (che può essere considerata la variabilità attorno al valor medio) si attesta sullo stesso ordine di grandezza. Viene seguito da Ni e Cr (i cui flussi sono pari a circa la metà).

Hg e Cd mostrano invece un ordine di grandezza in meno; dal punto di vista ambientale e tossicologico ciò è particolarmente importante, in quanto la loro tossicità in termini assoluti è sicuramente superiore agli altri.

Si osserva inoltre che, o nelle deposizioni secche o nelle umide, per tutti i metalli (con l'unica eccezione del cromo) vi sono valori di deviazione standard che superano il valore della media delle deposizioni. Tale fenomeno indica un'enorme variabilità delle deposizioni, a seconda delle condizioni meteorologiche e delle variazione dei diversi contributi antropici che possono avvenire anche su brevi scale temporali.

La presenza di valori medi sempre superiori ai valori delle mediane (anche qui con l'unica eccezione per le deposizioni umide del Cr) conferma l'osservazione per cui alcuni dati *outliers* (ovvero significativamente anomali da un punto di vista statistico, rispetto alla distribuzione dei campioni) pesano significativamente sull'andamento normale delle deposizioni.

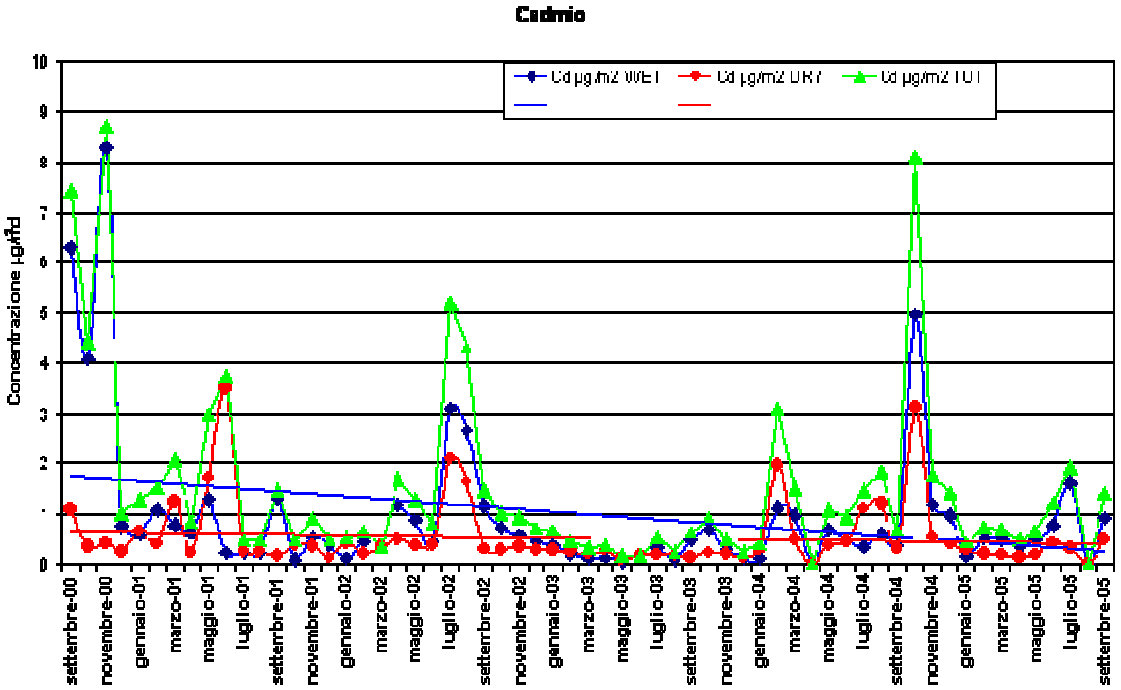
Risultano inoltre piuttosto evidenti le differenze di comportamento dei diversi metalli in relazione alle modalità di deposizione: Al, Pb e Cr mostrano un contributo delle deposizioni secche superiore a quello delle deposizioni, mentre sui flussi totali di Cd e Hg influiscono in maggioranza le deposizioni umide.

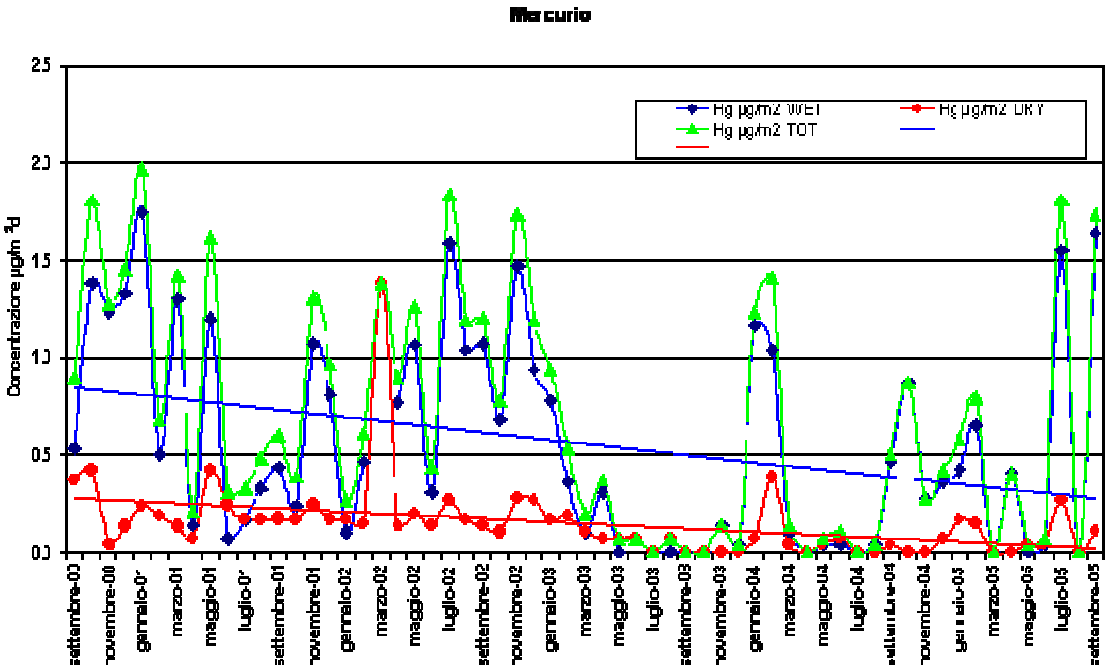
Si può dunque concludere che, a parità di pioggia caduta, i metalli pesanti vengono rimossi dall'atmosfera in maniera differenziata. Ciò significa che la presenza di metalli pesanti può essere associata a differenti forme fisiche (sicuramente particolato più grossolano per Al, data la sua origine prevalentemente geologica, derivante cioè da erosione o risospensione di particelle terrigene) o chimiche (probabilmente i composti di Pb e Cr hanno scarsa tendenza a disciogliersi in soluzione acquosa, e quindi difficilmente rimangono intrappolati nelle goccioline di aerosol che ricadono per deposizione secca).

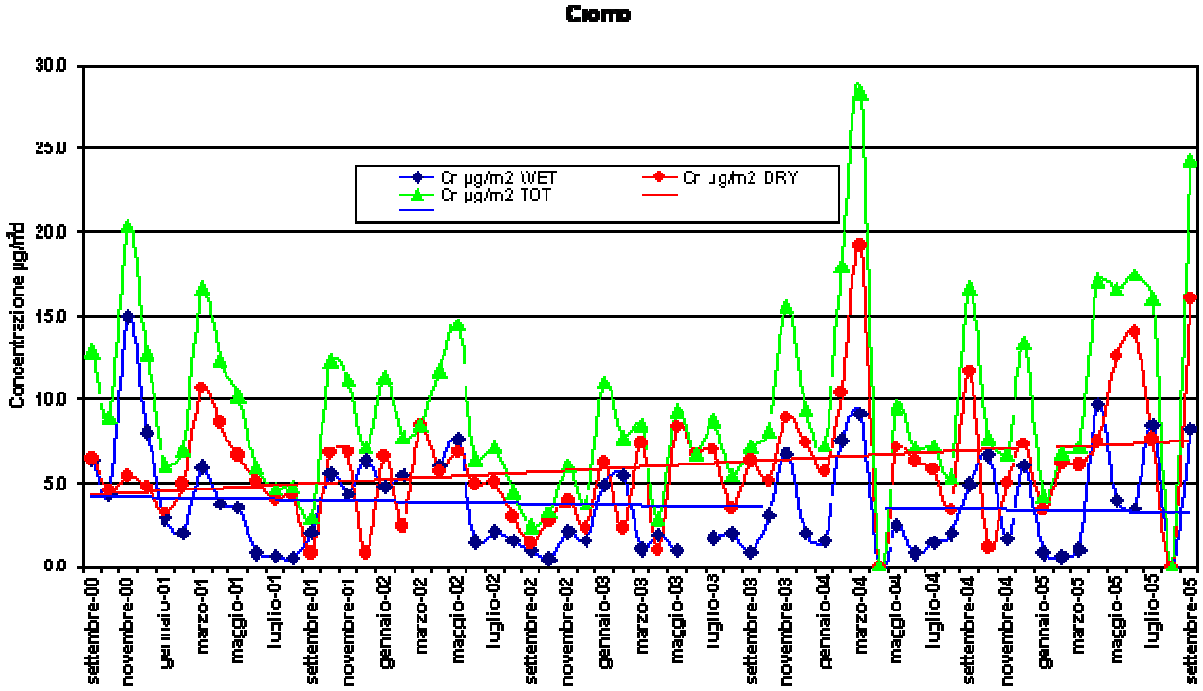
Tabella 3-7. Percentuale media di flusso dei metalli pesanti dovuta alle deposizioni umide.

	Pb ($\mu g/m^2 \cdot d$)	Cd ($\mu g/m^2 \cdot d$)	Ni ($\mu g/m^2 \cdot d$)	Hg ($\mu g/m^2 \cdot d$)	Al ($mg/m^2 \cdot d$)	Cr ($\mu g/m^2 \cdot d$)
% dep. wet	37%	58%	48%	73%	34%	37%

Per quanto riguarda l'andamento dei metalli pesanti nel corso degli anni non si rilevano trend stagionali (per cui si può escludere un contributo determinante alle deposizioni di metalli pesanti provocato dal riscaldamento domestico, attivo solo nei mesi freddi), né un chiaro decremento o incremento, ma una oscillazione attorno a valori medi con alcune punte isolate di elevata concentrazione. Fanno eccezione il Pb ed il Hg, per i quali si osserva un decremento generale abbastanza evidente, più vistoso nelle deposizioni umide, nonostante per quest'ultimo si osservi un rialzo negli ultimi due campionamenti (da considerare comunque contestualmente all'elevata piovosità).




Mercurio
Hg µg/m2 WET
Hg µg/m2 DRY
Hg µg/m2 TOT
Concentrazione µg/m2d
25
20
15
10
05
00


Cromo
Cr µg/m2 WET
Cr µg/m2 DRY
Cr µg/m2 TOT
Concentrazione µg/m2d
300
250
200
150
100
50
0.0
settembre-00
novembre-00
gennaio-01
marzo-01
maggio-01
luglio-01
settembre-01
novembre-01
gennaio-02
marzo-02
maggio-02
luglio-02
settembre-02
novembre-02
gennaio-03
marzo-03
maggio-03
luglio-03
settembre-03
novembre-03
gennaio-04
marzo-04
maggio-04
luglio-04
settembre-04
novembre-04
gennaio-05
marzo-05
maggio-05
luglio-05
settembre-05

Dall'analisi dei trend temporali dei diversi metalli, dei coefficienti di correlazione tra coppie di variabili (corrispondenti appunto ai metalli pesanti) e infine dall'applicazione della metodologia PCA (Analisi delle Componenti Principali), si osserva l'influenza di due fattori principali: uno di origine antropica, i cui traccianti sono principalmente Pb, Cd, Ni e Hg, ed uno di origine naturale, determinato dalla presenza dell'Al.

Per confrontare i dati derivanti dalle analisi sulle matrici ambientali con le attività dei due impianti di incenerimento presenti nell'area di studio, è stata verificata l'eventuale influenza di questi ultimi sulla base dei periodi di funzionamento e di ferma, determinati dall'esigenza di miglioramenti impiantistici.

Il confronto non ha permesso di evidenziare un'influenza significativa dell'attività degli inceneritori, il cui funzionamento a regime dell'impianto che smaltisce rifiuti solidi urbani è partito da maggio 2001 (rispetto all'inizio del monitoraggio). In tale mese si assiste ad un massimo relativo di flussi di metalli pesanti antropogenici nelle deposizioni atmosferiche, ma tale dato risulta inferiore rispetto a quelli dei primi mesi di monitoraggio, nei quali l'inceneritore di RSU era inattivo, e rimane superiore anche rispetto ai valori osservati nei mesi successivi, quando non si è più verificata una ferma totale degli impianti.

Di fatto, come già osservato in altre ricerche, i metalli di probabile origine antropica osservati nel sito di studio sono riconducibili anche a molte attività industriali e al traffico veicolare, che, unito alle particolari condizioni meteoclimatiche della Pianura Padana, possono provocare una elevata concentrazione di particolato atmosferico e di metalli in esso, e quindi anche nelle deposizioni secche ed umide.

In Tabella 3-8 viene riportato un confronto sinottico tra i flussi di deposizione totale medi mensili registrati a Coriano (FC) nel periodo di studio con due casi studio nei quali si stanno effettuando analoghe campagne di monitoraggio. I casi studio sono quello di Rimini, in cui il monitoraggio delle deposizioni secche ed umide è stato effettuato continuativamente nel periodo 2000-2003 in siti di monitoraggio nei pressi dell'impianto di incenerimento municipale, e quello di Bologna, dove il campionatore è collocato sul tetto di un edificio (a circa 10 m dal suolo), in un'area situata nella prima periferia del Comune, in un periodo che va dal 1998 al 2003.

Tabella 3-8 Confronto tra mediane di flussi di deposizione totale giornalieri (in µg/m^{2}d, ad eccezione di Al, riportato in mg/m^{2}d) in tre casi studio.

	Pb	Cd	Ni	Hg	Al	Cr
Coriano (FC)	15.1	0.94	9.3	0.54	1.6	8.2
Rimini	15.0	0.62	8.5	0.66	0.6	4.3
Bologna*	*27.2*	*0.43*	*9.9*	*0.10*	–	*9.1*

* A Bologna il campionamento non avviene al suolo, ma sul tetto di un edifici (circa 10 m di altezza)

Rispetto ai dati di Rimini si osservano valori superiori di deposizione totale per Cd e Cr, praticamente uguale per Pb, minori per Ni e Hg. Inoltre, a Coriano – FC anche il contributo terrigeno è più consistente, come si desume dalla deposizione dell'Al, che risulta pari a più del doppio di quanto registrato a Rimini (che può essere confermato dal confronto del flusso medio di Cr, anch'esso spesso considerato un indicatore di particolato terrigeno).

Rispetto ai dati di Bologna, invece, a Coriano (FC), come a Rimini, si osservano valori più alti per il Cd e per il Hg, mentre i flussi degli altri metalli (Pb, Ni, Cr) risultano più alti a Bologna. Questo risulta in accordo con l'ipotesi per cui Cd e Hg sono tra i migliori indicatori ambientali delle emissioni da impianti di incenerimento, mentre gli altri metalli derivano da fonti molto più diffuse, quali ad esempio il traffico veicolare (del quale risente ampiamente il sito di monitoraggio di Bologna) ed altri processi industriali ed artigianali. Vi è comunque anche da considerare che a Bologna il campionamento viene fatto ad un'altezza dal suolo che permette di evitare la raccolta della maggior parte del particolato grossolano risospeso da fonti strettamente locali, per cui i dati risultano meno contaminati da questo genere di contributo e quindi meno soggetti a fluttuazioni dovute a cause contingenti (risospensione del suolo da parte del vento, lavori di aratura, ecc.).

Per confronto si riportano di seguito alcuni intervalli di valori di deposizione di metalli rilevati in diverse tipologie di aree europee, mediante deposimetri di tipo bulk.

Tabella: Valori di deposizione dei metalli rilevati in diverse tipologie di aree europee, mediante deposimetri di tipo bulk

		aree rurali	Aree urbane	aree industriali
Arsenico	µg/m^2 d	0,082 - 0,43	0,22 – 3,4	2,0 - 4,3
Cadmio	µg/m^2 d	0,011 - 0,14	0,16 – 0,90	0,12 - 4,6
Nichel	µg/m^2 d	0,03 - 4,3	5 – 11	2,3 - 22

In particolari aree sono stati riscontrati valori anche considerevolmente alti, nelle vicinanze di industrie chimiche (produzione di coke, lavorazioni di metalli, ecc.): per l'arsenico µg/m^2 d 126 - 243; per il cadmio µg/m^2 d 11,3 - 40,7, per il nichel µg/m^2 d 53 - 76. Per il mercurio nelle deposizioni i dati riscontrati dall'EPA rientrano in un range 5,0 - 20 µg/m^2 d.

3.3 Campionamento frazione PM_{10} per la determinazione di PCDD/PCDF, PCB e IPA.

Nei due punti di minima e massima ricaduta, durante ogni mese oggetto dell'indagine (campagne di tre mesi per 4 periodi stagionali: estate 2003, inverno 2003-04, estate 2004 inverno 2004-05) sono stati eseguiti indicativamente otto campionamenti della frazione PM10 della durata di 24 ore mediante campionatore ad alto volume: sui campioni (in pool per stagione) sono state eseguite le analisi per la determinazione di PCDD/PCDF, PCB e IPA. Nella tabella seguente si riportano i risultati ottenuti.

	Industria estate 2003	Trentola Estate 2003	Industria inverno 2003-04	Trentola inverno 2003-04	Industria estate 2004	Trentola Estate 2004	Industria inverno 2004-05	Trentola inverno 2004-05
PCDD/PCDF(fg TEQ/m3)	6	6	9	7	14	13	10	47
IPA (ng/m3)	0,68	0,29	1,52	11,03	0,15	0,46	1,93	10,63
PCB (pg/m3)	n.d	n.d	n.d	n.d	8,85	10,86	5,74	19,4

3.3.1 Risultati e considerazioni su PCDD/PCDF nel particolato atmosferico

I valori di PCDD/PCDF presenti nel particolato campionato a Coriano rientrano nell'intervallo 6-47 fg TEQ/m3. Come si evince dai confronti riportati di seguito questi valori sono comparabili con quelli trovati in siti urbani.

Misure di PCDD/DF effettuate in aria ambiente nell'ambito della rete di monitoraggio National Dioxin Air Monitoring Network (NDAMN), istituita dall'EPA (Environmental Protection Agency) nel giugno 1998, danno valori di concentrazione di background di zone disabitate (Gran Canyon National Park) di 0.2-2 fg TEQ/m3 , zone urbane/suburbane 15.5 fg TEQ/m3 (valore medio) e zone rurali nel range 2.5-58.3 fg TEQ/m3.

Dati di concentrazione di PCDD/DF espresse in fg TEQ/m3 misurate nei diversi paesi della UE e suddivise in funzione dell'impatto determinato da attività antropiche sono riportate nella tabella che segue.

Tabella 3-9: Dati di concentrazione di PCDD/DF espresse in fg TEQ/m3 misurate nei diversi paesi della UE

	Data	Zona urbana	Zona rurale	Zona contaminata
Belgio	1993	86-129	70-125	
Italia	1992-95	48-277		
Lussemburgo	1992-94	54-77	30-64	
Olanda	1992-97	4-99	9-63	6-140
Gran Bretagna	1992-96	0-810	1-24	14800

Le concentrazioni misurate in 4 stazioni situate a Parigi nel 1997 erano nel range 95-208 fg TEQ/m3; misure ripetute nelle stesse stazione nel 2004 presentavano valori tra 10 – 50 fg TEQ/m3.

Da un'indagine eseguita a Firenze negli anni 1993 emerge chei valori di concentrazione variavano rispettivamente tra 70-200 fg TEQ/m3; valori più bassi (6.73-39.4 fg TEQ/m3) sono stati ottenuti negli anni 1995-96.

3.3.2 Considerazioni su IPA nel particolato atmosferico

I valori di IPA totali ottenuti analizzando il particolato atmosferico raccolto su filtri posti su pompe aspiranti alto volume risentono della stagionalità e dell'effetto di sorgenti secondarie (traffico veicolare). I valori più elevati si riscontrano nel periodo invernale, con valori che vanno da 1.5 a 11 ng/m3, mentre più bassi sono i dati ottenuti nel periodo estivo 0.15-0.68 ng/m3. Il valore più elevato riscontrato (11 ng/m3 inverno via Trentola) risente del contributo dell'intenso traffico veicolare presente in prossimità del sito di prelievo.

3.4 Campionamento e determinazione di PCDD/PCDF, PCB e IPA nelle deposizioni atmosferiche (Campionatori BULK)

Nelle tabelle seguenti vengono riportati i risultati delle analisi. svolte su campioni di deposizioni atmosferiche raccolte mediante campionatori Bulk (vedi par.3.1 e par.3.5) prelevati mensilmente e successivamente analizzati come campioni semestrali, relativi ai periodi estate 2003, inverno 2003-2004, estate 2004 ed inverno 2004-2005.

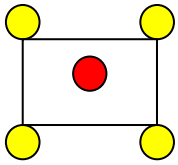
Tabella 3-10: Concentrazioni di PCDD/DF nelle deposizioni (Bulk)

	Estate 2003		**Inverno 2003-2004**		**Estate 2004**		**Inverno 2004-2005**	
PCDD/DF (UM)	Trentola	Industria	Trentola	Industria	Trentola	Industria	Trentola	Industria
ng I-TEQ/m^{2}y	0.19	0.29	0.2	0.96	1	0.38	1.07	0.72
pg I-TEQ/m^2 d	0.5	0.8	0.6	2.6	2.7	1	2.9	2

I valori ottenuti nella campagne di monitoraggio eseguite risultano compresi tra 0.5-2.9 pg I-TEQ/m^2 d. Per un confronto con altre realtà citiamo i valori di flusso di deposizione riscontrati nella città di Osaka che sono dell'ordine di 50 - 80 pg I-TEQ/m^{2}d; tali valori sono simili a quelli rilevati in Tokyo ed altre aree urbane giapponesi, mentre risultano significativamente maggiori di quelli rilevati in aree rurali o semirurali (6 - 30 pg I-TEQ/m^{2}d) (I. Watanabe 1999). Nell'area urbana di Mantova (ISS ASL Mantova 2002) sono stati riscontrati valori di flusso di deposizione di 1,20 – 5,13 pg I-TEQ/m^{2}d.

3.5 Campionamento terreno e determinazione PCDD/F, IPA e metalli pesanti

Per quanto riguarda i terreni i campioni sono stati raccolti in 2 siti (punto di max e minima di ricaduta degli inceneritori, nella stessa posizione dove sono stati raccolti nella campagna del precedente studio) considerando che la zona di massima ricaduta da tutte le fonti coincide con quella relativa ai soli inceneritori; sono stati raccolti campioni di terreno superficiale (strato fino a 10 cm) secondo il seguente schema:



dove i punti sono a circa 10 m uno dall'altro.

Le analisi sono state effettuate sul campione di terreno ottenuto unendo le cinque porzioni raccolte.

Solo nel punto di massima ricaduta degli inceneritori e di tutte le fonti (via dell'industria) e nel punto centrale del quadrato (punto rosso) è stato raccolto un campione di terreno alla profondità di 50 cm.

3.5.1 Risultati e considerazioni su IPA nel terreno

Gli IPA che si riscontrano nel suolo derivano sia da processi naturali che da attività antropiche. Dall'esame della letteratura emerge che tali indagini sono scarse e a livello nazionale, solo di recente sono iniziate alcune ricerche sui livelli di IPA in suoli soggetti a ricadute di emissioni da termoutilizzatori e industriali. Nella tabella si riportano alcuni dati relativi ai livelli riscontrati in suoli di alcuni stati europei, compresa l'Italia, campionati in diverse aree.

Tabella 3-11: IPA totali riscontrati nel suolo (ng/g) ss

	industriale	non inquinato	agricolo	paludoso	urbano	Periferico
Olanda	1.465					
Germania			11-35			
Norvegia	2.833	173		862		
Gran Bretagna					20.060	
Italia			55			590

I terreni agricoli risultano meno contaminati dei terreni posti in prossimità di insediamenti industriali, di strade ad intenso traffico autoveicolare e di aree periferiche della città. I terreni industriale esposti alla ricaduta delle emissioni presentano livelli di IPA di circa 10-50 volte superiori ad un terreno agricolo.

I valori riscontrati dall'analisi dei terreni nell'ambito di questo progetto variano nel range 8.4-55.7 ng/g ss; tali valori sono bassi e comparabili a quelli ritrovati per un terreno di tipo agricolo.

3.5.2 Risultati e considerazioni su PCDD/PCDF nel terreno

I suoli sono dei ricettori naturali per i composti lipofili come le diossine, che sono adsorbite dal carbonio organico del suolo e, una volta adsorbite, rimangono relativamente immobili. Il suolo è una tipica matrice accumulatrice con una memoria lunga; in altre parole gli input di

diossina ricevuti nel passato rimarranno e, a causa del periodo di emi-vita molto lungo delle diossine nel suolo, si verifica una limitata rimozione. I suoli ricevono input di inquinanti ambientali attraverso differenti vie, le più importanti delle quali sono:

- deposizione atmosferica;
- spandimento di fanghi o compost;
- versamenti;
- erosione da aree contaminate nelle vicinanze.

L'analisi di PCDD/DF sui terreni nei punti di massima e minima ricaduta degli inceneritori ha dato valori tra 0.54-2.98 pg TEQ/g ss. Dal confronto (vedi Tabella 3-12) con dati di letteratura concernente il contenuto di diossine in suoli provenienti dai vari paesi della UE (pg TEQ/g s.s.) si può osservare che i valori ritrovati a Forlì risultano molto bassi.

Tabella 3-12: Confronto con dati di letteratura concernente il contenuto di diossine in suoli provenienti dai vari paesi della UE (pg TEQ/g s.s.)

	Foresta	**Pascolo**	**Strato arabile**	**Terreno Rurale**	**Altri tipi**	**Terreni Contaminati**
Austria	<1-64	1,6-14				332
Belgio				2,1-2,3	2,7-8,9	
Finlandia						>90000
Germania	10-30	<1-30	<1-25	1-5		30000
Grecia					2-45	1144
Irlanda	4,8	<1-13			<1-8,6	
Italia		<1-43	1,9-3,1		<1	
Lussemburgo	6,0			1,4	1,8-20	
Olanda				2,2-16		98000
Spagna				<1-8,4	<1-24,2	
Svezia				<1		11446
Regno Unito				<1-20	<1-87	1585

3.5.3 Risultati e considerazioni sui metalli nel terreno

In generale la presenza di metalli nell'ambiente è associata al materiale particellare presente nell'aria atmosferica, sotto forma di metallo elementare, sale, ossido od anche sotto forma gassosa (composti metallorganici) che, a sua volta, può risultare adsorbita sulle polveri.

Molte sono le sorgenti di metalli sia naturali che antropogeniche; tra queste un ruolo importante lo rivestono le combustioni di prodotti petroliferi e di rifiuti.

Tutte le concentrazioni di metalli misurate nel suolo campionato a Coriano risultano inferiori ai valori di concentrazione limite accettabili nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla specifica

destinazione d'uso dei siti da bonificare (DM 25 ottobre 1999, n. 471 "Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modifiche e integrazioni").

Il contenuto dei metalli rilevate nei terreni di via Trentola e via dell'Industria non risulta significativamente diverso nei due punti.

Il confronto con i valori rilevati nella parte superficiale (10 cm) e profonda (50 cm) del terreno di via dell'Industria non evidenzia un arricchimento in metalli pesanti dovuto ad apporti inquinanti di origine antropica.

I valori di Cr, Ni ed Al sono più elevati nello strato profondo, mentre Hg e Cd hanno valori coincidenti nei livelli superficiali e profondo.

4. ATTIVITA' DI BIOMONITORAGGIO MEDIANTE API E LICHENI

Poiché i diversi contaminanti presenti nell'ambiente possono agire sinergicamente, amplificando gli effetti verso gli organismi viventi, per avere un quadro sintetico e globale del degrado ambientale di un'area è opportuno affiancare ai comuni metodi di indagine strumentale altre metodiche di tipo biologico, basate cioè sull'impiego di organismi viventi "sensibili", in grado di fungere da "indicatori" del degrado della qualità ambientale dovuto all'inquinamento. Gli agenti inquinanti introdotti nell'ecosistema possono determinare la crescita o la rarefazione di questi organismi, la loro presenza o assenza, o accumularsi al loro interno. I bioindicatori, inoltre, possono reagire sia a un singolo che a un complesso di fattori relativi non solo al presente, ma anche al recente passato, in quanto, a differenza delle analisi chimico-fisiche, che offrono una risposta relativa al solo momento e al solo luogo del campionamento, possiedono una sorta di "memoria" del danno inflitto dal contaminante. I due metodi possono integrarsi a vicenda, in quanto forniscono l'uno un'alta capacità di sintesi e l'altro un'alta precisione analitica.

4.1 Api come bioindicatori

Da circa venti anni il gruppo di ricerca dell'Università di Bologna (DISTA e Istituto di scienze Chimiche) in collaborazione con l'Istituto Nazionale di Apicoltura, si interessa al rapporto fra le api e i pesticidi diffusi nei campi coltivati e all'impiego di questi Imenotteri per stabilire il grado di inquinamento dell'ambiente. In aggiunta al monitoraggio dei pesticidi, il gruppo di Ricerca ha condotto studi sull'utilizzo dell'ape per il rilevamento dei radionuclidi (in particolare dopo l'incidente di Chernobyl) e dei contaminanti tipici delle aree urbane e industriali, come metalli pesanti, IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici), ecc.

Il Benzo[a]pirene (BaP) è un rappresentante ed indicatore della più vasta classe dei composti idrocarburi policiclici aromatici (IPA). Gli IPA si formano durante i processi di combustione incompleta o pirolisi dei materiali organici in un range di temperature compreso tra i 650°C e i 900°C, e, in tal senso, sono dei contaminanti caratteristici dell'inquinamento industriale e urbano. Tra tutti gli IPA, il benzo[a]pirene è il più noto anche per le sue caratteristiche di pericolosità (cancerogeno). Poiché questa molecola si presenta nell'ambiente in miscele complesse, le quantità di BaP rilevate nelle matrici ambientali non sono evidentemente esaustive riguardo al suo effettivo potenziale cancerogeno.

Le stazioni di monitoraggio, rappresentate ciascuna da due arnie Dadant-Blatt standard e da 10 telaini muniti di melario sono state poste in due siti: la n.1 era situata nei pressi di Ospedaletto, precisamente in via Zampeschi n.9, all'interno dell'area considerata "a minima ricaduta". La n. 2 era più a sud, in via Bandiola 5 (Villa Selva-Coriano), sotto gli impianti di termodistruzione dei rifiuti, nell'area identificata come "a massima ricaduta". Una terza stazione, situata vicino a Bibbiena (AR) nell'appennino tosco-romagnolo, è stata utilizzata come testimone.

I campioni di api bottinatrici vive e di miele "giovane" per la ricerca del benzo[a]pirene e le analisi palinologiche sono stati prelevati con una cadenza mensile da aprile a settembre. Nello stesso periodo, ma a cadenza settimanale, le api morte accumulate nelle gabbie di raccolta sono raccolte per le misure di radioattività.

4.1.1 Radionuclidi – Risultati e considerazioni

Nell'ambito del monitoraggio ambientale tramite api degli inceneritori di Coriano (Forlì), sono state eseguite misure di radioattività gamma su tutti i 120 campioni di api morte raccolti, nel 2003 e nel 2004, nelle due stazioni di monitoraggio.

Le misure sono state eseguite presso il Laboratorio di Radiochimica dell'UCI Scienze Chimiche Radiochimiche e Metallurgiche dell'Università di Bologna.

Nel corso dell'anno 2003 e del 2004 non è stata riscontrata la presenza del radionuclide artificiale Cs-137 (661 keV).

Il picco caratteristico del Be-7, di origine cosmogenica, è presente solo in alcuni campioni e dai risultati delle misure effettuate si può quindi concludere che, nel territorio monitorato, non esistono condizioni di inquinamento di origine radioattiva, esclusi i radionuclidi naturali.

4.1.2 Benzo(a)pirene (BaP) – Risultati e considerazioni

Nel corso del 2003 sono stati analizzati 58 campioni (32 di api e 26 di miele), mentre nell'anno successivo 65 (36 di api e 29 di miele). I campioni sono stati sottoposti ad analisi chimiche per la ricerca del BaP e ad analisi palinologiche al fine di individuare le principali zone di bottinamento delle api, attraverso l'identificazione dei pollini presenti sul corpo delle api e nel miele e al successivo confronto con le mappe colturali.

I dati ottenuti nel corso del 2004 sono paragonabili a quelli dell'anno precedente. In entrambi gli anni, considerando la media annuale delle due matrici (api e miele), le due zone di Coriano

(a minima e massima ricaduta) sono risultate abbastanza omogenee. Inoltre, sia nel 2003 che nel 2004, la matrice ape della zona di riferimento (Appennino tosco-romagnolo) ha presentato valori medi di BaP più elevati rispetto all'area degli inceneritori, mentre nella matrice miele la situazione era inversa: i livelli più alti nei due anni sono stati registrati a Coriano. Le differenze sono risultate statisticamente significative solo nel 2003, ma in maniera opposta fra le due matrici: l'area testimone, rispetto alle zone di Coriano e Cesena, è risultata statisticamente più contaminata con la matrice ape e meno inquinata con la matrice miele.

Il tasso medio di benzo(a)pirene della zona industriale di Coriano è cresciuto leggermente, dal 2003 al 2004, nella matrice "ape" (da 0,14 a 0,18 µg/kg), rimanendo comunque al di sotto del valore più alto di riferimento considerato (0,3 µg/kg) mentre è enormemente diminuito nella matrice "miele" (da 1,54 a 0,27 µg/kg) rientrando così entro il valore soglia di riferimento (che anche per questa matrice è di 0,3 µg/kg).

Le differenze fra i dati delle due matrici impiegate, possono essere spiegate considerando la loro diversa esposizione ai contaminanti. Nel monitoraggio dei metalli pesanti, ad esempio (che comunque hanno un diverso destino ambientale rispetto al BaP), la matrice miele, che è il risultato della rielaborazione e della disidratazione del nettare raccolto per molti giorni su un'ampia area, ci fornisce una indicazione spazio-temporale più estesa, della presenza di questi inquinanti nell'ambiente, rispetto alle api bottinatrici. Il dato di quest'ultime è più puntiforme e ascrivibile solo a pochi giorni precedenti la cattura. Valutando i valori di BaP ottenuti con i diversi metodi, si può osservare (Tabella 4-1 e Tabella 4-2) come i livelli rilevati con i campionatori ad alto volume nel periodo estivo (l'unico in cui si può fare questo confronto), siano paragonabili a quelli della matrice miele. Infatti nel 2003 il tasso di BaP è più elevato nell'area a massima ricaduta rispetto a quella a minima con ambedue i metodi, mentre nell'anno successivo la situazione si inverte in tutti e due i sistemi: più alto nella zona a minima in relazione a quella a massima ricaduta. La differenza dei valori nelle due aree è però molto più marcata con il sistema dei campionatori ad alto volume rispetto a quella rilevata con la matrice miele.

Tabella 4-1: Confronto fra i livelli di BaP rilevato con diverse metodi (periodo estivo 2003).

	Coriano MAX	**Coriano MIN**	**Stazione testimone (api)**
Deposimetro BULK	72,5 ng/m^2	1.026,5 ng/m^2	-
Campionatore alto volume con FILTRI in fibra di vetro	0,0339 ng/m^3	0,0151 ng/m^3	-
Matrice MIELE	1,77 µg/kg	1,26 µg/kg	0,27 µg/kg
Matrice APE	0,11 µg/kg	0,17 µg/kg	1,18 µg/kg

Tabella 4-2: Confronto fra i livelli di BaP rilevato con diverse metodi (periodo estivo 2004).

	Coriano MAX	**Coriano MIN**	**Stazione testimone (api)**
Deposimetro BULK	275,8 ng/m^2	230,9 ng/m^2	-
Campionatore alto volume con FILTRI in fibra di vetro	0,0005 ng/m^3	0,0245 ng/m^3	-
Matrice MIELE	0,25 µg/kg	0,30 µg/kg	0,13 µg/kg
Matrice APE	0,18 µg/kg	0,18 µg/kg	0,25 µg/kg

Una certa attinenza si può notare anche fra il deposimetro Bulk e la matrice ape: nel primo anno i tassi di BaP sono più elevati nell'area a minima in confronto a quella a massima (anche se con una forbice molto elevata per quanto riguarda il deposimetro Bulk), mentre nell'anno successivo i livelli risultano simili fra le due aree.

Dobbiamo precisare che questa riflessione ha un carattere puramente speculativo in quanto i differenti metodi impiegati hanno modalità di captazione diverse dell'inquinante: in un unico punto spaziale, in continuo e in modo passivo per il deposimetro Bulk; in modalità attiva, in modo discontinuo e in un solo punto per il campionatore ad alto volume; in maniera permanente e in una vasta area per le matrici ape e miele.

4.2 Licheni come bioindicatori

L'indagine mediante biondicazione lichenica si è basata sul calcolo dell'Indice di Biodiversità Lichenica (I.B.L.), secondo le più recenti procedure proposte da Nimis (ANPA, 2/2001). L'indice IBL costituisce un valido indicatore degli effetti indotti sull'ambiente dai principali inquinanti gassosi primari, quali SO_2 e NOx; l'analisi spaziale di tale indice consente di

evidenziare i patterns distributivi anche di altri contaminanti di cui SO_2 e NOx possono fungere da traccianti.

Lo schema di campionamento, basato su un rigoroso criterio di tipo trigonometrico, individua entro l'area di studio 17 punti teorici di campionamento equidistanti tra loro. In corrispondenza di ciascun punto teorico, si è costruita una cella territoriale di campionamento (CTC) di forma circolare e con raggio di 750 m (complessivamente, per l'elaborazione cartografica degli IBL sono state considerate 18 stazioni di campionamento).

Oltre alle 18 stazioni utilizzate nelle elaborazioni cartografiche, sono state esaminate e campionate altre 4 stazioni, composte anch'esse da tigli che, seppur non considerabili idonee al calcolo degli IBL, sono state utilizzate per meglio definire le caratteristiche della flora lichenica sotto il profilo più strettamente naturalistico.

Ciascuna stazione è stata descritta con le seguenti annotazioni: codice numerico, coordinate geografiche, località, quota, specie arborea, disposizione e numero di alberi, eventuale presenza di fattori di disturbo (strade trafficate, sterrate, corsi d'acqua, fogne, aziende agricole, industrie o altro). Dopo aver stilato la lista dei licheni che comparivano nel reticolo, ne è stata annotata la presenza in ciascuna delle maglie.

La sommatoria delle presenze in tutte le maglie del reticolo corrisponde all'Indice di Biodiversità Lichenica del rilievo. Sulla base di tale Indice viene così calcolata la Biodiversità Lichenica della stazione.

Tabella 4-3 – Classi di Alterazione/Naturalità nazionali.

I.B.L.	COLORE	Classi di Alterazione / Naturalità
> 75	Blu	Naturalità molto alta
60 - 75	Verde scuro	Naturalità alta
46 - 60	Verde chiaro	Naturalità media
31 - 45	Giallo	Naturalità bassa/Alterazione bassa
11 - 30	Arancio	Alterazione media
1 - 15	Rosso	Alterazione alta
0	Cremisi	Alterazione molto alta

Le caratteristiche ecologiche della flora lichenica sono state interpretate con l'ausilio di quattro indici ecologici proposti da Nimis, Martello, Grube (ITALIC, sito web, 2000) per la

florula lichenica italiana. Essi esprimono, per ciascuna specie, le esigenze rispetto a: acidità del substrato (acidofitismo), eutrofizzazione del substrato (eutrofitismo), fabbisogno in termini di umidità atmosferica (igrofitismo), fabbisogno di luce (fotofitismo), fascia altitudinale.

Tali indici sono stati espressi in forma numerica ordinale secondo scale che variano da 1 a 5 e sono accompagnati da una breve nota esplicativa finalizzata ad interpretare le condizioni ecologiche dell'area di studio.

4.2.1 Risultati

4.2.1.1 Analisi floristica

In Tabella 4-4 il dato floristico rilevato nell'area in studio è messo a confronto con alcuni dati recenti riguardanti altri siti italiani (dal 1999 ad oggi).

Tabella 4-4– Confronto fra dati floristici recenti.

Area di indagine	N.di stazioni	N.specie
Mantova (settore sud)	89	38
Fusina e Marghera L.te	67	40
Provincia di Ferrara	54	26
Delta del Po	41	42
Forlì	22	32

Occorre precisare che negli altri studi citati il numero di stazioni analizzate è stato decisamente superiore, quindi il confronto è puramente indicativo; inoltre, rilevando in condizioni standardizzate, la quantità di specie rilevabile, oltre un certo limite, aumenta molto lentamente; ciò è valido soprattutto se si opera su una sola specie di forofito, come nella provincia di Mantova meridionale dove, fra l'altro, il territorio, benché ampio, è anche molto uniforme dal punto di vista climatico e geomorfologico.

Ciò premesso, si possono tuttavia fare alcune osservazioni: nel Mantovano meridionale, in una quantità di stazioni 4 volte superiore sono state identificate solo 6 specie in più; il numero di taxa osservati durante il presente studio è certamente superiore rispetto a quello rilevato per la provincia di Ferrara mentre, rispetto a Fusina/Marghera ed al Delta del Po può considerarsi simile, in rapporto al numero di punti osservati.

In conclusione, la diversità floristica riscontrata si può considerare discreta, considerato che le 32 specie sono state rinvenute in un numero di stazioni abbastanza ridotto e su un territorio abbastanza piccolo; sarebbe senz'altro interessante estendere l'area di studio almeno all'intero territorio comunale di Forlì per verificare quale incremento di diversità si osserva.

A fronte del discreto numero di specie individuate, buona parte di esse sono sporadiche o comunque presenti in un numero limitato di rilievi.

Gli indici indicano, mediamente, un substrato da subacido a subneutro, condizioni di eutrofizzazione da moderata a piuttosto elevata, alberi ben illuminati ma non in presenza di intensa irradiazione solare diretta, e condizioni mesofile.

L'indice relativo all'acidità della scorza è del tutto analogo a quello risultante da altri studi effettuati in Pianura Padana (Tabella 4-5), indipendentemente che i rilievi fossero eseguiti prevalentemente su tiglio, come, ad esempio, nel settore meridionale della provincia di Mantova, o per la maggior parte su pioppo nero (o ibridi), come nel Delta del Po. Questa uniformità di acidofilia delle popolazioni licheniche sulle due specie arboree indica che le differenze di pH fra le scorze delle due essenze non sono tali da determinare sostanziali differenze nella florula lichenica ospitata, soprattutto in territori come la Pianura Padana in cui tanto la vegetazione macrofitica, quanto quella lichenica sono fortemente condizionate da un processo di antropizzazione che le ha entrambe banalizzate ed impoverite.

Tabella 4-5- Confronto fra i valori medi degli indici ecologici calcolati in differenti aree padane negli ultimissimi anni.

Indice	**Delta del Po**	**Sud Mantovano**	**Forlì**
pH	3,32	3,49	3,52
Eutrofizzazione	3,40	3,76	3,83
irradiazione solare	4,13	4,24	4,24
Aridità	3,47	3,52	3,51

L'indice di eutrofizzazione è, fra quelli delle tre aree confrontate, quello più elevato, ma pur sempre espressione di condizioni simili; esso è, in questo caso, indicatore di un contesto misto fra agricolo e urbano, dove, in entrambi i casi, si ha sollevamento di polveri terrigene dovuto alle pratiche agricole e/o alla prossimità di strade. L'elevato indice di luminosità significa che i rilievi sono stati eseguiti su alberi isolati o in filari, quindi con tronchi ben illuminati. Le

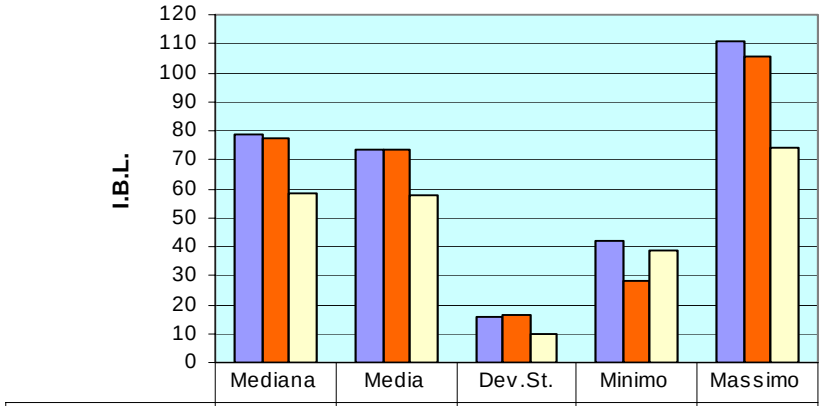
condizioni di media umidità atmosferica sono probabilmente da riferire alle frequenti nebbie invernali.

Tutti gli indici ecologici sono testimoni di condizioni medie e la distribuzione delle stazioni non sembra avere un significato particolare.

4.2.2 Analisi degli IBL

Gli IBL sono compresi tra 39 (naturalità bassa) e 74 (naturalità alta): non sono dunque stati registrati fenomeni persistenti di forte alterazione ascrivibili ai principali inquinanti gassosi primari. L'analisi dei patterns spaziali mostra una distribuzione degli indici non casuale, e correlabile con l'influenza delle principali sorgenti di disturbo presenti sul territorio, come anche con l'influenza dei venti dominanti. Le stazioni più contaminate si trovano infatti nel quadrante sud-occidentale dell'area indagata (Stazioni. 1, 2, 9 e 6), dove si riscontra la maggior densità di sorgenti inquinanti industriali e legate alla viabilità; tale settore risente particolarmente anche delle immissioni dovute agli inceneritori. Nelle aree agricole e sopravento alle principali sorgenti di contaminazione, gli IBL si attestano su valori tipici di condizioni di media naturalità, raggiungendo la fascia tipica di condizioni prossimo-naturali nel quadrante Nord-occidentale (Staz. 5). Al contrario, verso est si registra una persistenza di condizioni di moderata alterazione in stazioni situate in aree agricole e apparentemente non interessate dall'influenza di sorgenti strettamente locali; in questi casi è verosimilmente ipotizzabile l'influenza delle immissioni degli inceneritori, trovandosi tali siti (Staz. 16 e 22) sottovento rispetto alle suddette sorgenti.

Figura 4-1 – Confronti tra diverse indagini di bioindicazione lichenica in Italia Nord-orientale basate sulla stessa metodica.



	Mediana	Media	Dev.St.	Minimo	Massimo
Sud-mantovano	79,0	73,8	15,6	42,0	111,0
Delta Po (RG)	77,5	73,6	16,7	28,0	105,3
Coriano (Fr)	58,5	57,7	10,1	39,0	74,0

Confronti con analoghi studi condotti di recente in aree dell'Italia Nord-orientale diverse per estensione e grado di pressione antropica ma assimilabili sotto il profilo delle condizioni climatiche, mostra come a Coriano si registrino valori di IBL più bassi come media, mediana e massimo.

Figura 4-2: Mappa di B.L. basata sugli intervalli standard in Tabella 4.5.

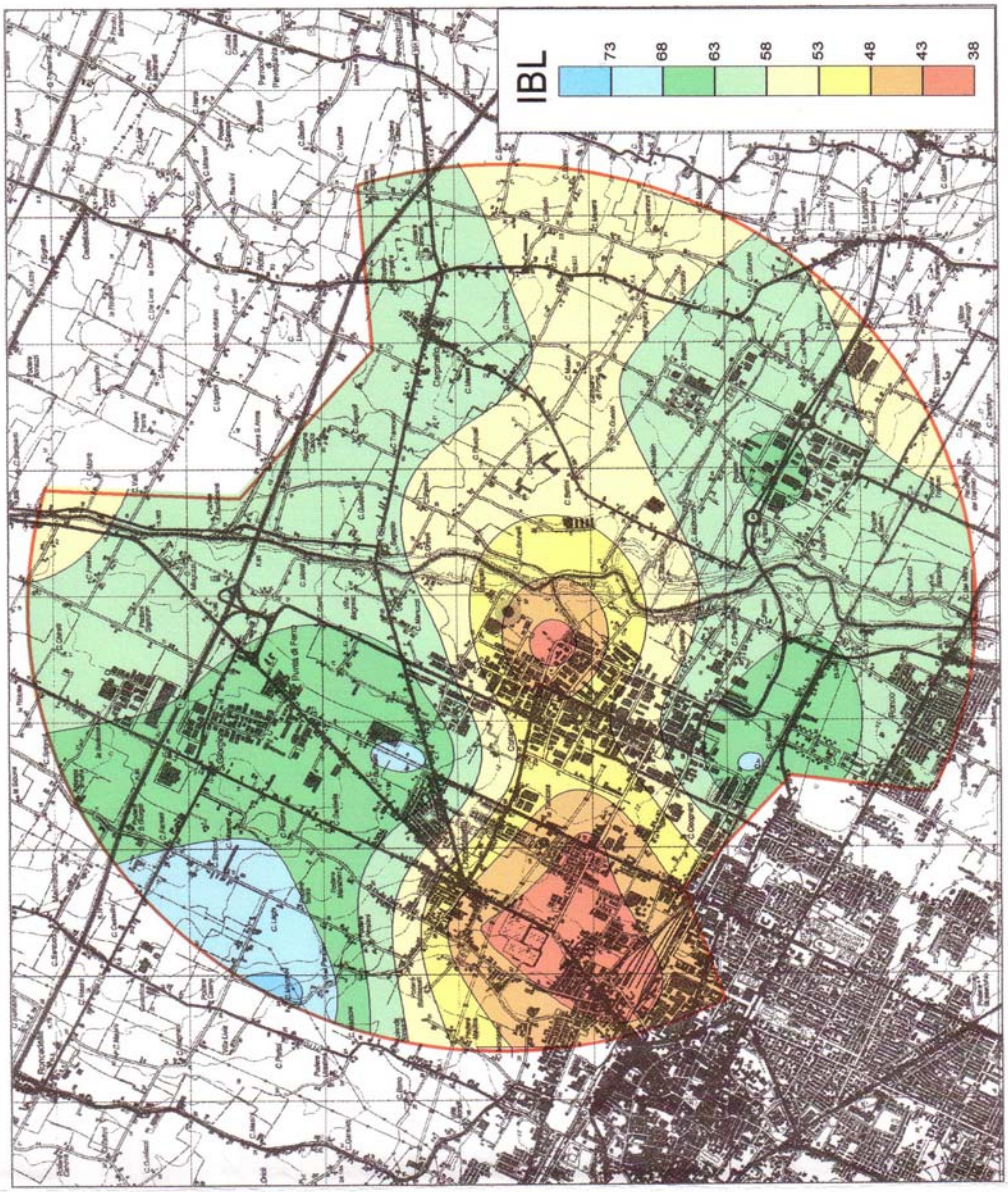


Fig 4.3.2 – Mappa di B.L. basata sugli intervalli standard in Tab. 3.3.1

Figura 4-3: Patterns spaziali degli I.B.L.

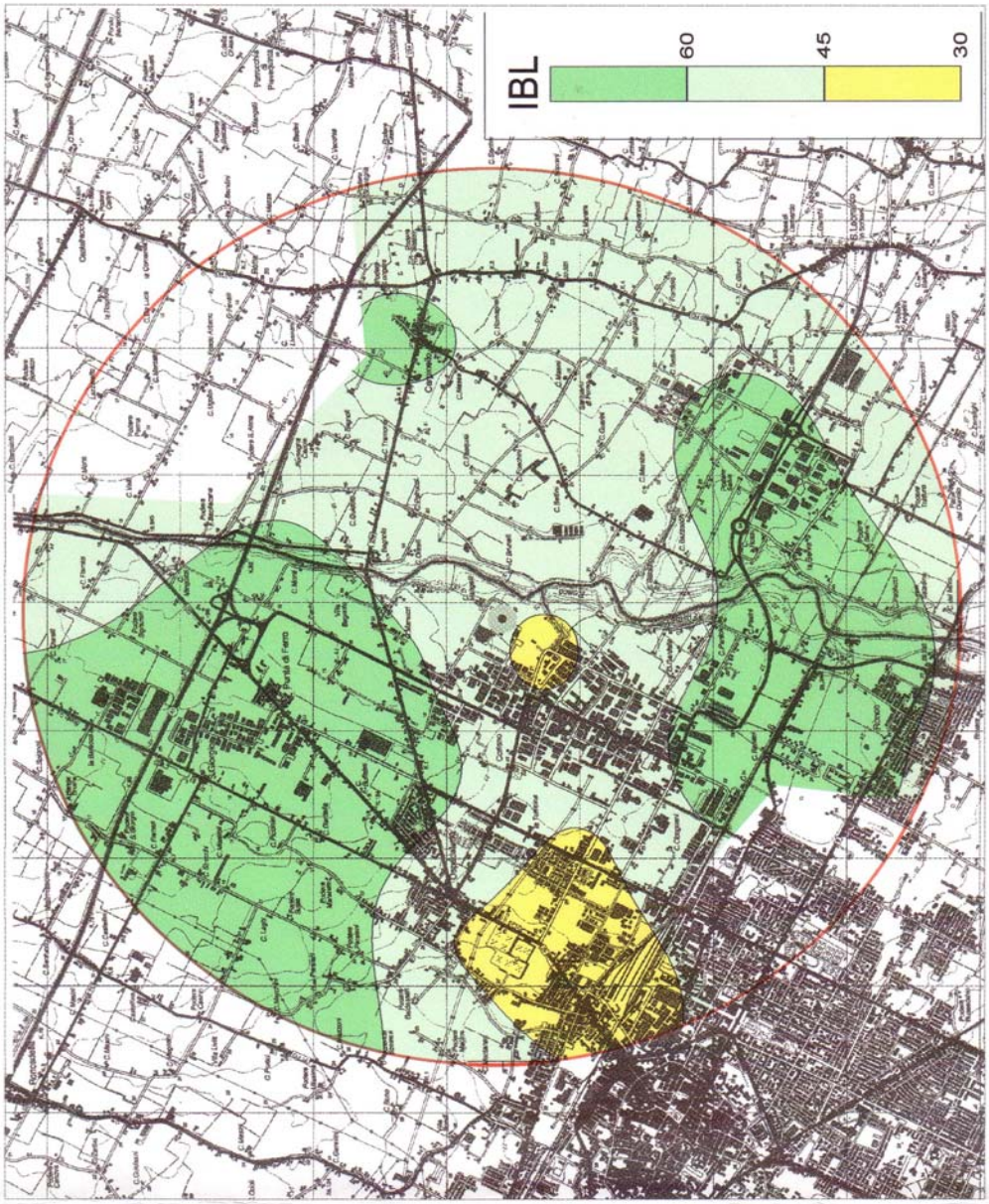


Fig. 4.3.3 - Patterns spaziali degli I.B.L.

4.3 Licheni come bioaccumulo

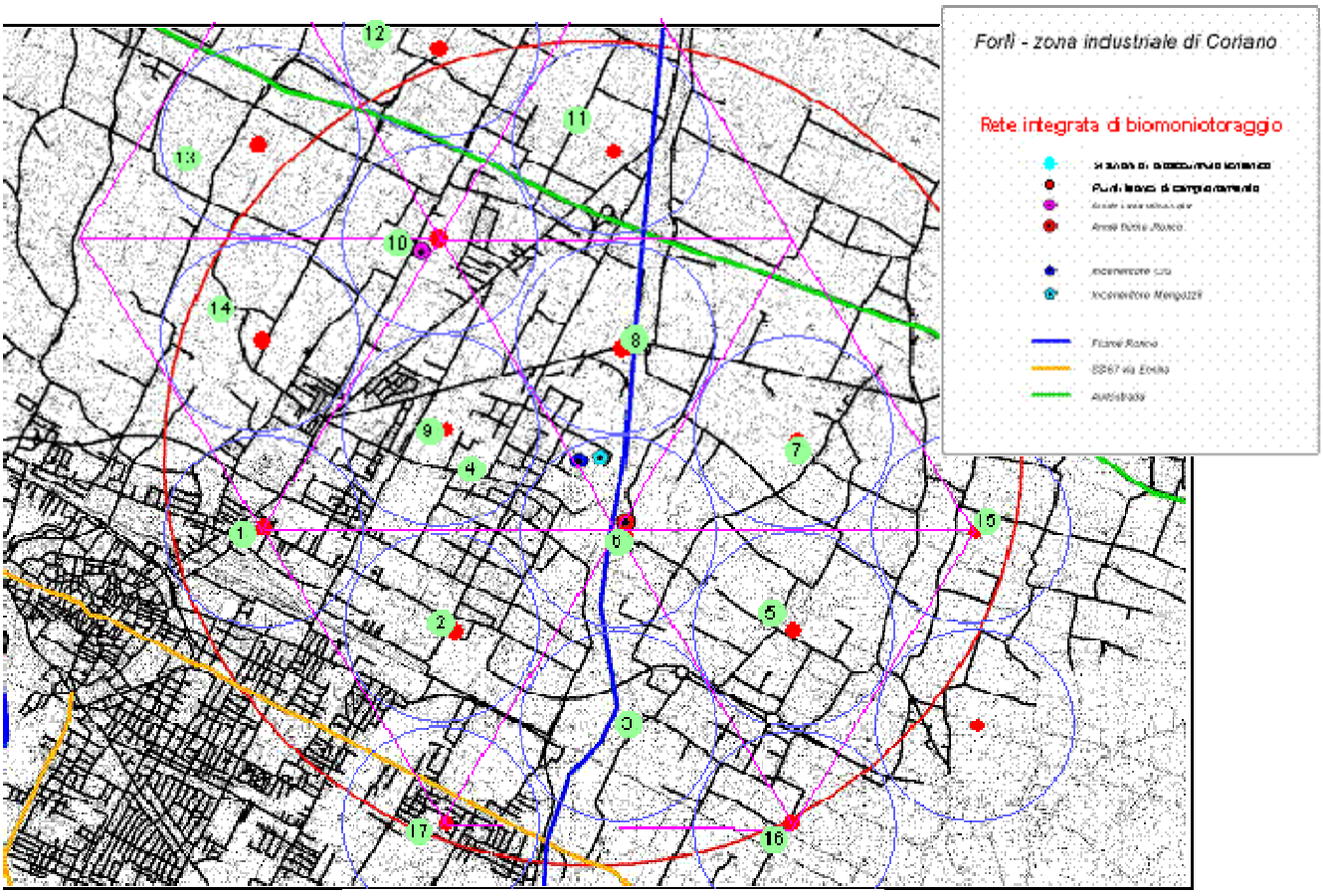
Sono state condotte due campagne di biorilevamento semestrali in due anni successivi. In entrambe le annualità, nella seconda settimana di ottobre sono stati esposti, in 17 punti-stazione entro l'area di indagine, campioni del lichene *Pseudevernia furfuracea* raccolti in una località alpina distante da evidenti sorgenti di contaminazione. Le 17 stazioni corrispondono ai siti teorici di campionamento individuati dallo schema spaziale utilizzato per la rete integrata di biomonitoraggio (Figura 4-4). In particolare, è stata applicata la tecnica dei "Lichens bags" secondo il protocollo proposto dall'ANPA e relativo all'impiego di espianti muscinali (M. Castello et. al., 1996).

Le condizioni di esposizione dei campioni lichenici sono state scelte in modo tale da essere il più possibile omogenee, tali cioè da ridurre al minimo le influenze microambientali. I "Lichens Bags" sono stati pertanto ben esposti all'aria, ad un'altezza tale da non essere influenzati dal terreno sottostante (circa 3 m) e sufficientemente lontani da fonti di emissione con significato strettamente locale.

I Lichens bags sono stati recuperati dopo 6 mesi di esposizione e sono stati sottoposti ad analisi per il dosaggio dei seguenti metalli: Piombo (Pb), Cadmio (Cd), Ni (Nichel), Cr (Cromo), Alluminio (Al), Mercurio (Hg).

Nella prima campagna di rilevamento, prima dell'esposizione dei "Lichens Bags", tre aliquote di *Pseudevernia furfuracea* sono state analizzate al fine di misurare le concentrazioni di pre-esposizione dei metalli, da utilizzare come riferimento.

Figura 4-4: Schema spaziale di campionamento. I cerchi verdi numerati individuano la localizzazione delle stazioni di bioaccumulo



4.3.1 Risultati

<u>Prima indagine: 2003-2004</u>

I risultati delle determinazioni analitiche sono riassunti nelle tabelle seguenti

Tabella 4-6: Elenco stazioni di rilevamento e rispettivi valori di bioaccumulo dei metalli analizzati. I dati sono espressi come concentrazioni finali al netto dei valori di pre-esposizione. Il background dell'area di studio è stato calcolato come media dei 4 campioni meno contaminati.

N.St	Pre-esposizione	Pb µg/g 8,8	Cd µg/g 0,25	Ni µg/g 1,5	Cr µg/g 2,7	Al mg/g 0,5	Hg µg/g 0,12
1	*Via Macero Sauli 21*	24	0,5	2	3	1	0,2
2	Via G. Gardano	13	0,5	7	7	1,1	0,3
3	Via Costiera 11	11	2,7	4	2	0,4	0,2
4	Via dell'industria	6	0,8	6	6	1,1	0,4
5	Via Dovizi	11	0,5	11	6	3,6	0,2
6	Via Bondiola 5	19	0,6	18	7	1	0,3
7	Via Bianco da Durazz.	8	0,3	7	5	0,8	0,8
8	Via Cervese 186/a	7	0,2	6	4	1	0,6
9	Via Schiapparelli 48	16	0,2	7	5	2,7	0,8
10	Via Zampeschi 114	13	0,2	5	5	1,2	1
11	Via Ravegnana	7	0,2	9	4	1	0,6
12	Via Brugnola	17	0,4	2	5	0,8	0,6
13	Via Trentola	5	0,1	2	4	0,6	0,7
14	Via Somalia 70b	11	0,1	2	7	0,9	0,4
15	Via Della Quercia	11	0,2	18	2	0,7	1
16	Via Paganello 1198	15	0,9	6	3	0,6	0,2
17	Via degli alberi 23	7	0,2	2	3	0,8	0,3
MEDIA		11,8	0,5	6,7	4,6	1,1	0,5
MAX		24	2,7	18	7	3,6	1
MIN		5	0,1	2	2	0,4	0,2
Background area di studio		6,3	0,2	2,5	2,5	0,6	0,2
Rapporto Max/background area di studio		3,8	13,5	7,2	2,8	6	5
Rapporto Med/background area di studio		1,9	2,5	2,7	1,8	1,8	2,5

Tabella 4-7: Arricchimenti misurati nelle stazioni site nell'area di massima ricaduta degli inceneritori

Localizzazione	X_Coord	Y_Coord	Pb ug/g	Cd ug/g	Ni ug/g	Cr ug/g	Al mg/g	Hg ug/g
Via Macero Sauli 21	744245,9	901979,7	24	0,5	2	3	1	0,2
Via G.Gardano	745827,7	901248,4	13	0,5	7	7	1,1	0,3
Via dell'Industria	746064,6	902518,9	6	0,8	6	6	1,1	0,4

Via Dovizi	748447,7	901329,1	11	0,5	11	6	3,6	0,2
Via Bondiola 5	747238,6	901916,5	19	0,6	18	7	1	0,3
Via della Quercia 2	750150,9	902089,3	11	0,2	18	2	0,7	1
MEDIA			13,5	0,5	8,5	5,7	1,4	0,4

Tabella 4-8: Arricchimenti misurati nelle stazioni site nell'area di minima ricaduta degli inceneritori

Localizzazione	**X_Coord**	**Y_Coord**	**Pb ug/g**	**Cd ug/g**	**Ni ug/g**	**Cr ug/g**	**Al mg/g**	**Hg Ug/g**
Via Cervese 186/a	747365,6	903583,4	7	0,2	6	4	1	0,6
Via Schiapparelli48	745733,1	902824	16	0,2	7	5	2,7	0,8
Via Zampeschi 114	745476,4	904377,1	13	0,2	5	5	1,2	1
Via Ravegnana	746907,8	905398,4	7	0,2	9	4	1	0,6
Via Brugnola	745305,1	906104,9	17	0,4	2	5	0,8	0,6
Via Trentola	743806,1	905076,9	5	0,1	2	4	0,6	0,7
Via Somalia 70b	744073,8	903845,1	11	0,1	2	7	0,9	0,4
MEDIA			10,9	0,2	4,7	4,9	1,2	0,7

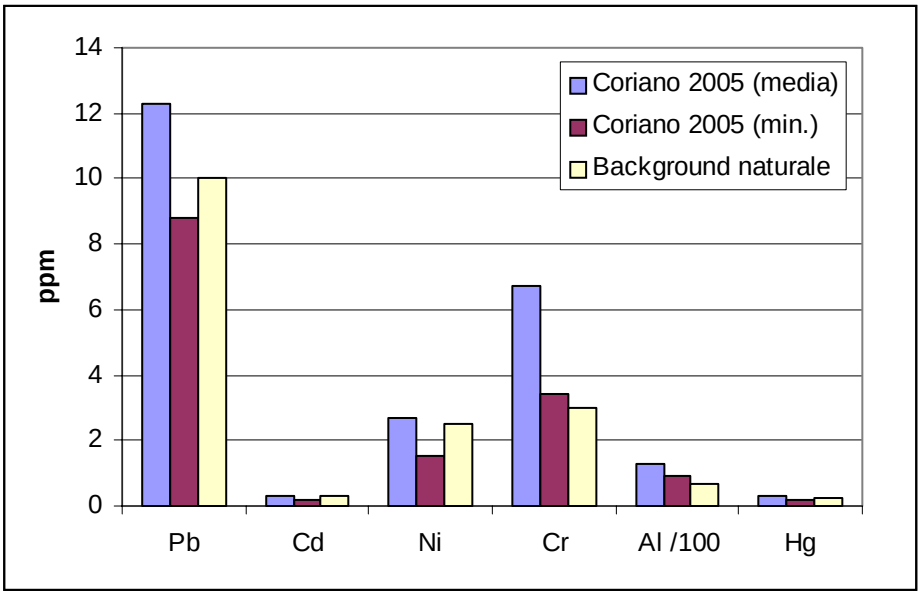
Seconda Indagine: 2004-2005

I risultati delle determinazioni analitiche sono riassunti nella tabella sottostante.

Tabella 4-9: Elenco stazioni di rilevamento e valori di bioaccumulo dei metalli analizzati. Dati espressi come concentrazioni finali al netto dei valori di pre-esposizione. Il background dell'area di studio è stato calcolato come media dei 4 campioni meno contaminati.

N.St	Pre-esposizione	Pb µg/g 8,8	Cd µg/g 0,25	Ni µg/g 1,5	Cr µg/g 2,7	Al mg/g 0,5	Hg µg/g 0,12
1	Via Macero Sauli 21	1,5	-0,05	0,14	1,8	0,6	0,14
2	Via G. Gardano	3,7	0,00	0,42	3,3	1,0	0,17
3	Via Costiera 11	0,3	0,01	-0,02	1,0	0,5	0,15
4	Via Paganello 1198	6,7	0,07	3,50	8,3	0,9	0,19
5	Via Dovizi	1,5	-0,02	0,60	1,5	1,6	0,21
7	Via Bianco Durazzo	4,9	0,11	1,29	3,8	0,9	0,25
8	Via della quercia 2	9,6	0,06	0,34	0,8	0,4	0,18
9	Via Cervese 186/a	5,6	0,02	0,23	1,5	0,5	0,18
10	Via Schiapparelli 48	0,0	0,02	0,21	0,7	0,4	0,12
11	Via Zampeschi 114	5,6	0,11	1,14	3,1	0,9	0,12
12	Via Ravegnana	0,1	-0,03	0,78	8,5	1,3	0,20
13	Via Brugnola	0,4	0,46	0,19	10,8	0,4	0,19
14	Via Trentola	7,6	0,06	3,97	1,3	0,8	0,05
15	Via Somalia 70b	2,1	0,06	4,19	12,6	0,4	0,13
16	Via degli alberi 23	1,6	-0,02	0,68	0,7	0,4	0,15
17	Via dell'industria	4,0	0,08	2,19	4,2	1,2	0,15
MEDIA		3,5	0,1	1,2	4,0	0,8	0,2
MAX		9,6	0,46	4,19	12,6	1,6	0,25
MIN		0,0	-0,05	-0,02	0,7	0,4	0,05
Background area di studio		0,2	0,0	0,15	0,8	0,4	0,09

Figura 4-5: Confronto tra valori min e medio dei metalli bioaccumulati a Coriano nel 2005 e i valori tipici di aree indisturbate.

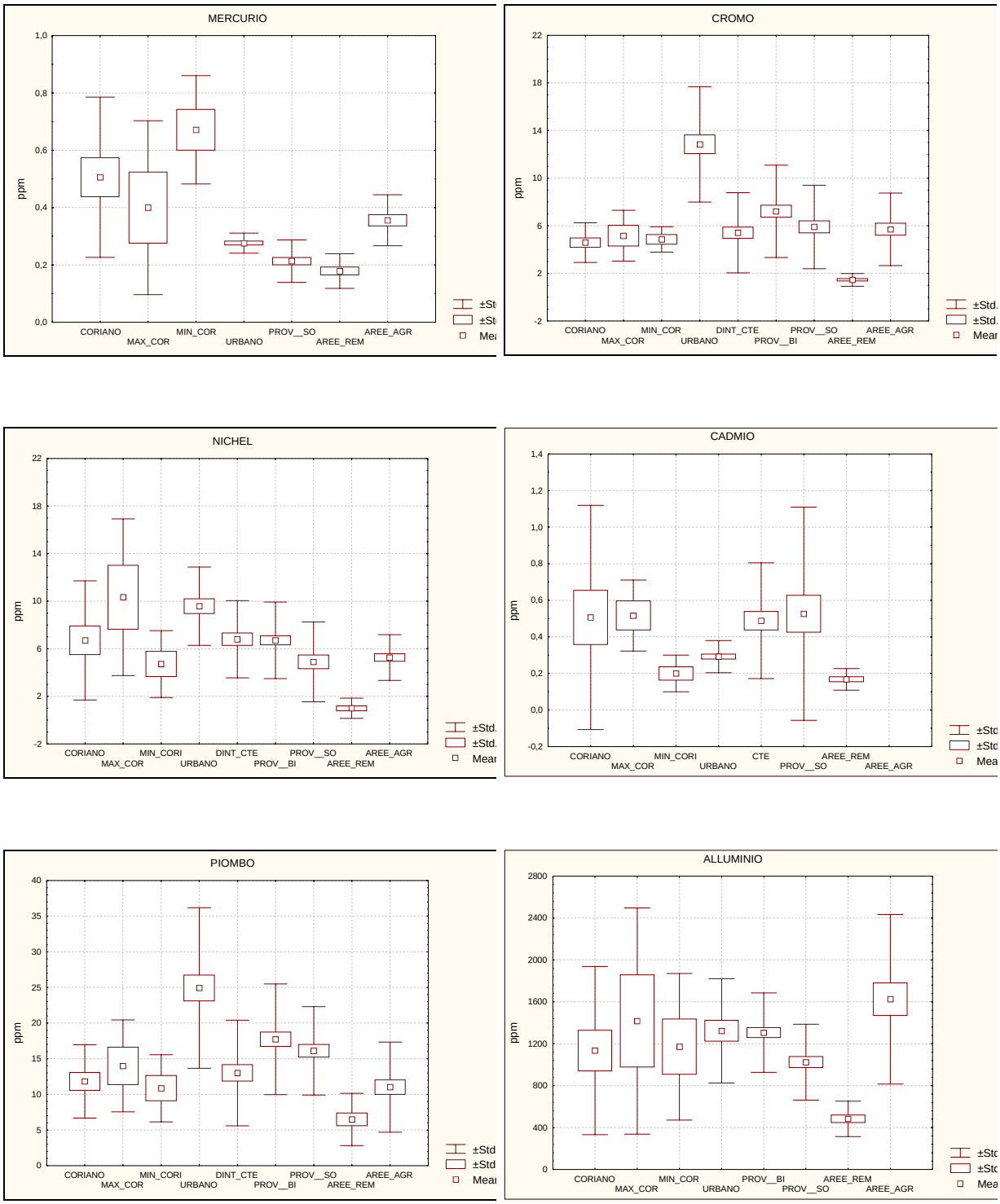


4.3.2 Commento ai dati ottenuti

Considerando i risultati della prima campagna di misure, gli arricchimenti medi rispetto al bianco di pre-esposizione e al background dell'area di indagine permettono di ordinare gli elementi analizzati come segue: Ni>Hg=Cd>Pb>Al=Cr. Inoltre, nell'area di indagine, le contaminazioni medie di Hg, Cd e Ni risultano significativamente più alte rispetto agli altri metalli analizzati (Tabella 4-6).

Confrontando i dati della I campagna con i risultati di analoghi studi condotti in diverse aree dell'Italia settentrionale con differenti livelli e tipologie di contaminazione (dati ottenuti utilizzando la medesima specie di lichene, medesimo tempo di esposizione e analoga procedura nelle microanalisi di laboratorio). si evince come Hg e, secondariamente, Cd, presentino a Coriano i più alti tassi di contaminazione medi.

Figura 4-6: Confronti tra le contaminazioni dei metalli analizzati a Coriano (ppm) e quelle registrate in altre indagini condotte in Italia settentrionale



Nell'interpretare tale osservazione occorre tuttavia considerare che, nel caso di Cd, l'alto valore medio riscontrato è attribuibile soprattutto ad un arricchimento eccezionalmente alto misurato nella stazione N. 3 (via Costiera), mentre le altre postazioni esibiscono tassi di bioaccumulo relativamente nella norma e comunque non tali da destare preoccupazione (la stazione di via Costiera potrebbe quindi essere influenzata da una sorgente strettamente locale); inoltre, per ciò che attiene al Hg, i dati disponibili e presi in esame come confronto sono meno numerosi rispetto agli altri elementi, in quanto si tratta di un metallo che non sempre viene analizzato negli studi di bioaccumulo.

Più in particolare, la Tabella 4-7 e Tabella 4-8 ed i grafici in

Figura 4-6 evidenziano per Hg livelli di arricchimento medi più alti in corrispondenza dell'area di minima ricaduta rispetto a quella di massima ricaduta (0,7 µg/g contro 0,4 µg/g), con punte massime superiori rispetto ai dati considerati come confronto. Sotto il profilo spaziale, condizione opposta interessa invece Nichel, il cui pattern di distribuzione corrisponde abbastanza bene con i modelli diffusionali elaborati per gli inceneritori. Inoltre, per questo metallo va segnalato il fatto che, nell'area di massima ricaduta, la contaminazione media ed i massimi di arricchimento sono i più alti tra quelli presi in esame come confronto. Come per Nichel, anche per Cadmio si registrano valori medi di arricchimento nettamente più alti nell'area di massima ricaduta (0,5 µg/g a fronte di 0,2 µg/g nell'area di minima).

Quanto agli altri elementi (Al, Cr, e Pb) non si palesano significative punte di contaminazione.

L'analisi dei dati relativi alla seconda campagna di bioaccumulo porta a concludere che essi non sono da ritenersi attendibili. Alcuni elementi esibiscono perfino un decremento rispetto ai valori di pre-esposizione (Cd e Ni), mentre la maggior parte evidenzia incrementi molto contenuti, con concentrazioni paragonabili a quelle tipiche di aree naturali o seminaturali, dunque in netto contrasto con i dati della precedente campagna di misure e non compatibili con le caratteristiche ambientali dell'area di studio (Tabella 4-9; Figura 4-5). Quanto alle cause di quanto riscontrato, si possono fare alcune ipotesi: una prima ipotesi riguarda una possibile alterazione profonda della matrice, come ad es la morte prematura dei licheni e/o la perdita massiccia di elementi accumulati per cause meteo-climatiche e/o parassiti. In effetti durante il monitoraggio i licheni sono stati esposti ad una prolungata secchezza climatica seguita da abbondanti e intense precipitazioni. Tuttavia, va detto che generalmente questi fenomeni non influenzano in modo significativo i normali meccanismi di accumulo e

ritenzione dei metalli pesanti nei licheni; d'altro canto studi recenti dimostrano che i licheni continuano ad accumulare metalli in tracce passivamente anche dopo morti, e che il dilavamento per eccezionali precipitazioni potrebbe giustificare una perdita solo parziale di elementi, nel caso di piogge intense e acidule.

Un'altra causa potrebbe essere ascrivibile a problemi verificatisi nelle fasi di microanalisi di laboratorio, verificabili ed eventualmente risolvibili attraverso l'utilizzo di appropriati standard certificati.

Occorre sottolineare che i riscontri emersi dalla prima campagna di bioaccumulo, ed in particolare quelli riferiti a metalli quali Mercurio, Cadmio e Nichel, appaiono in netto contrasto con i risultati delle misure pluriennali effettuate mediante metodi di tipo chimico–fisico nella presente rete di monitoraggio. Va tuttavia precisato che la diversa natura dei metodi biologici e chimico-fisici i quali, ricordiamo, offrono dati tra loro complementari e non alternativi, generalmente non consente di operare un confronto diretto tra i risultati ottenuti con i due diversi approcci metodologici. In effetti, sarebbe scorretto considerare i bioaccumulatori come una sorta di centraline di rilevamento tout-court: ciò che si misura per mezzo di un bioaccumulatore non è la deposizione o la concentrazione totale di un contaminate in una matrice ambientale (acqua, aria, suolo), quanto piuttosto l'aliquota di inquinante che effettivamente, in forma diversa, viene intercettata dall'organismo insediandosi e bioconcentrandosi stabilmente al suo interno. Per ciò che attiene all'inquinamento atmosferico, per un determinato contaminante tale aliquota può variare sensibilmente in relazione, oltre che, ovviamente, al tipo di organismo utilizzato, alle forme in cui il contaminante si presenta nell'ambiente, (particellare, in soluzione, gassosa), alla presenza di altre sostanze che possono favorirne l'ingresso e la bioconcentrazione nell'individuo, alle condizioni microclimatiche. Tali fattori, com'è noto non sono costanti ma mutano nel tempo e nello spazio.

Ciò detto, resta il fatto che i dati biologici utilizzati come base per formulare le nostre considerazioni, sebbene riferiti a numerose stazioni di monitoraggio e ad una finestra temporale estesa (6 mesi), non consentono, allo stato attuale, di formulare ipotesi interpretative definitive e conclusive. In effetti, tali riscontri si riferiscono ad una sola campagna di biorilevamento: per poter essere avvalorati necessiterebbero, quantomeno, di una ripetizione delle misure sul campo, anche in considerazione della naturale variabilità insita nel dato biologico.

La situazione di possibile criticità emersa a carico di Ni, Cd e Hg suggerisce l'opportunità di programmare ulteriori misure biologiche sul campo, al fine di meglio investigare e verificare quanto riscontrato. In quest'ottica, sarebbe auspicabile prevedere l'utilizzo congiunto di diversi biomonitors e/o tecniche di biorilevamento, al fine di ottenere dati il più possibile integrati nel tempo e nello spazio e minimizzare nel contempo i rischi di distorsioni nei risultati e nella relativa interpretazione.

5. APPLICAZIONI MODELLISTICHE PER LA SIMULAZIONE DELLA QUALITÁ DELL'ARIA IN DIVERSI SCENARI DI RIFERIMENTO

L'attività ha riguardato l'utilizzo di un modello di dispersione degli inquinanti atmosferici per la simulazione dello stato attuale e la valutazione degli effetti che alcuni interventi infrastrutturali ed urbanistici previsti dal Piano regolatore di Forlì possono avere sulla qualità dell'aria nello scenario futuro.

Il modello utilizzato per le simulazioni è l'ADMS-Urban (Atmospheric Dispersion Modelling System), modello di dispersione in atmosfera di sostanze inquinanti specifico per le aree urbane, in grado di rappresentare le emissioni da sorgenti industriali, domestiche e dal traffico stradale, per cui adatto alle applicazioni necessarie in questo studio.

Esso consente di eseguire la stima delle concentrazioni basandosi su modelli di sorgenti puntuali, lineari, areali e volumetriche; non è un modello fotochimico e non considera le reazioni secondarie degli inquinanti dopo la loro immissione in atmosfera.

Si è preso in considerazione, in particolare, lo scenario nella situazione futura con la tangenziale in esercizio e la presenza di un grande centro commerciale nella zona di Pieveacquedotto e sono stati confrontati gli scenari attuale e previsionale nell'ipotesi di potenziamento degli impianti di incenerimento.

5.1 Simulazioni -Stato attuale

Le applicazioni del modello ADMS Urban hanno riguardato la simulazione delle concentrazioni al suolo dei principali macroinquinanti (SO_x, NO_x, CO, PM10, COV), dovute alle emissioni degli impianti di termovalorizzazione dei rifiuti, delle attività produttive, del traffico, del riscaldamento civile e degli allevamenti.

Metodologie e stima delle emissioni si riferiscono a quanto elaborato dalla sezione ARPA di Forlì-Cesena per il *"Documento preliminare a supporto dei piani di risanamento della qualità dell'aria"*.

Per evidenziare quale sia il "peso" della pressione esercitata dai due inceneritori HERA e Mengozzi è stata effettuata la simulazione delle concentrazioni al suolo dei principali macroinquinanti (SO_x, NO_x, CO, Polveri, TOC), del mercurio (Hg), di diossine e furani (PCDD, PCDF) e degli IPA, dovute alle emissioni dei due impianti di termovalorizzazione, con anno di riferimento il 2003 ed in particolare è stato simulato lo scenario attuale considerando le concentrazioni massime autorizzate ai sensi dell'Allegato I, D.M.503/97.

Una volta raccolti i dati necessari all'applicazione del modello, sono state effettuate simulazioni, con stima delle concentrazioni al suolo ed individuazione delle aree di massima ricaduta. Le mappe di concentrazione relative allo stato attuale, considerando tutte le fonti di pressione, evidenziano come, per inquinanti quali il CO e l'NOx sia rilevante il peso del traffico; sono ben evidenti infatti gli effetti della presenza delle infrastrutture stradali che attraversano l'area; i valori di concentrazione massima dei due inquinanti risultano rispettivamente di circa 0.4 mg/m^3 e 94 µg/m^3.

Per i VOC e il PM10 le zone di maggior concentrazione sono le due aree industriali di Coriano e Villa Selva e l'area interessata dall'attravesamento dell'autostrada, con valori di concentrazione massima rispettivamente di circa 100 µg/m^3 e 33 µg/m^3.

Per l'SO_2 la zona di massima ricaduta è l'area industriale di Coriano, con valori massimi di circa 48 µg/m3.

Le mappe di concentrazione relative alle simulazioni dello stato attuale riferito ai soli impianti di incenerimento, evidenziano come il contributo degli inceneritori sia poco rilevante rispetto ai valori di concentrazione media ottenuti considerando tutte le fonti; va anche sottolineato che sono stati utilizzati in input al modello i valori di concentrazione massimi autorizzati.

Per quanto riguarda l'NO_2, la concentrazione nella zona di massima ricaduta nella simulazione con solo gli inceneritori è di circa 2 µg/m^3, mentre, considerando tutte le fonti, i valori di concentrazione, nella stessa zona, sono dell'ordine dei 40 µg/m^3; per gli altri inquinanti le differenze fra i due tipi di simulazione (solo inceneritori e tutte le fonti) sono più marcate e in particolare mediamente si riscontra:

- un ordine di grandezza per polveri e SO2;
- due ordini di grandezza per i COV ;

- tre ordini di grandezza per il CO.

5.2 Simulazioni - Scenario previsionale

L'obbiettivo dell'attività è valutare gli effetti di alcuni interventi infrastrutturali ed urbanistici previsti dal Piano Regolatore di Forlì che possono modificare nello scenario futuro le condizioni attuali, in termini di impatto sulla componente aria, per quanto riguarda la fonte traffico. Gli interventi considerati sono la Tangenziale Est ed un grande centro commerciale nella zona di Pieveacquedotto. E' stata pertanto effettuata una simulazione dello scenario futuro considerando la tangenziale in esercizio e gli effetti sul traffico locale conseguenti alla realizzazione del centro commerciale nell'area di Pieveacquedotto.

Per evidenziare quale sia il "peso" della pressione esercitata dai due inceneritori HERA e Mengozzi nello scenario futuro è stata inoltre effettuata la simulazione delle concentrazioni al suolo dei principali macroinquinanti (SO_2, NO_2, CO, Polveri e TOC) del mercurio (Hg), di diossine e furani (PCDD, PCDF) ed IPA.

Per l'impianto HERA è previsto un ampliamento con aumento della potenzialità e con conseguente variazione di altri parametri di esercizio e concentrazioni massime imposte riportate nella V.I.A., più restrittive rispetto ai limiti autorizzati ai sensi dell'Allegato I, DM 503/97,

Per quanto riguarda l'impianto Mengozzi, la delibera di Giunta Provinciale n.5261/04 del 29/01/2004 prevede una valutazione di VIA positiva per l'aumento dei quantitativi di rifiuti trattati fino ad un massimo di 32.000 t/a, a condizione che vengano rispettati per tutti gli inquinanti previsti i valori limite alle emissioni al camino in termini di flussi di massa riportati nell'atto autorizzativi n.234 del 04/08/1999, così come modificato dall'atto 311 del 21/10/1999.

Per gli inquinanti Hg, IPA e PCDD/PCDF, per i quali non è previsto il monitoraggio in continuo delle emissioni e quindi la misura del flusso medio orario, sono stati considerati i valori di concentrazione autorizzata ai sensi dell'Allegato I del DM 503/97.

Una volta raccolti i dati necessari all'applicazione del modello, sono state effettuate simulazioni, con stima delle concentrazioni al suolo ed individuazione delle aree di massima ricaduta. Gli scenari riprodotti, relativi alla diffusibilità in atmosfera su base temporale di un anno, hanno lo scopo di ricostruire l'andamento delle concentrazioni medie annuali su base

oraria, giornaliera o sulle otto ore nel caso del CO, al livello del suolo, rappresentate graficamente da isolinee di concentrazione.

Le mappe di concentrazione relative allo scenario previsionale evidenziano come, rispetto allo stato attuale, si registra un lieve decremento dei valori massimi di concentrazione per gli inquinanti quali CO ed NO2, dovuto alle previsioni di rinnovo del parco veicolare; i valori di concentrazione massima dei due inquinanti risultano rispettivamente di circa 0.25 mg/m3 e 69 µg/m3 (cfr. mappe allegate).

Le mappe di concentrazione relative alle simulazioni dello stato attuale riferito ai soli impianti di incenerimento, evidenziano che, come nel caso dello stato attuale, il contributo degli inceneritori risulta trascurabile rispetto ai valori di concentrazione relativi al totale delle fonti.

5.3 Confronto scenario attuale e previsionale- inceneritori

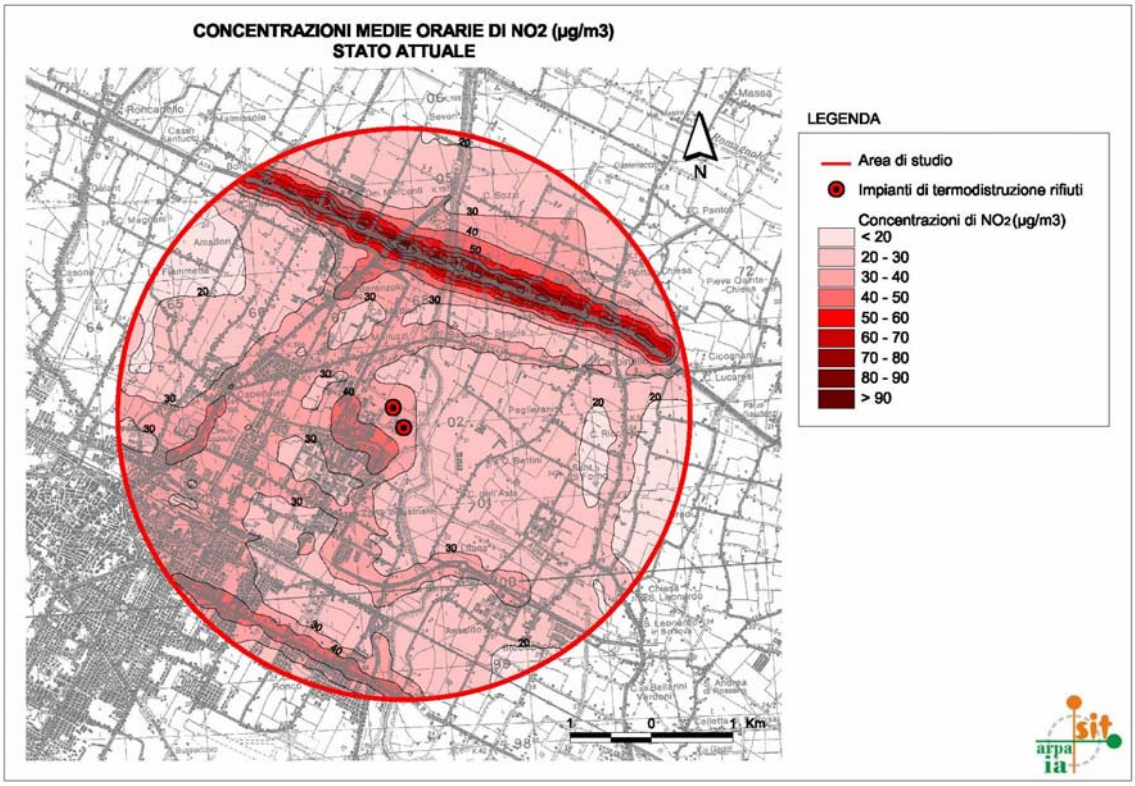
Per quanto riguarda i due inceneritori HERA e Mengozzi è stata effettuata la simulazione delle concentrazioni per i principali macroinquinanti (SO_2, NO_2, CO, Polveri e TOC) e per mercurio (Hg), diossine e furani (PCDD, PCDF) ed IPA. Si analizzano di seguito in particolare i risultati delle simulazioni effettuate sui microinquinanti, sia per effettuare un confronto fra situazione attuale e scenario previsionale, sia per le valutazioni di confronto rispetto ai dati di campo rilevati sul territorio.

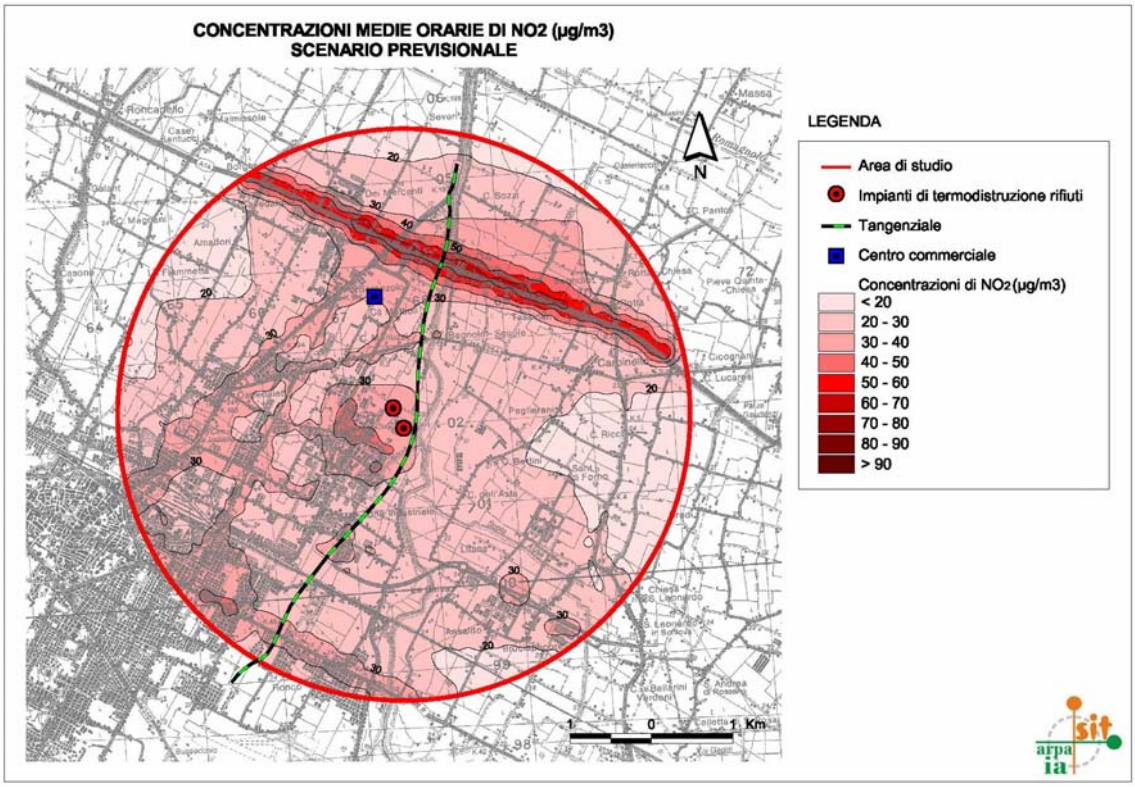
Dai risultati ottenuti si osserva come le concentrazioni relative allo scenario previsionale risultino per tutti gli inquinanti sempre inferiori alle simulazioni dello scenario attuale, nonostante per entrambi gli impianti sia previsto un potenziamento: i limiti alle emissioni imposti sono, infatti, più restrittivi.

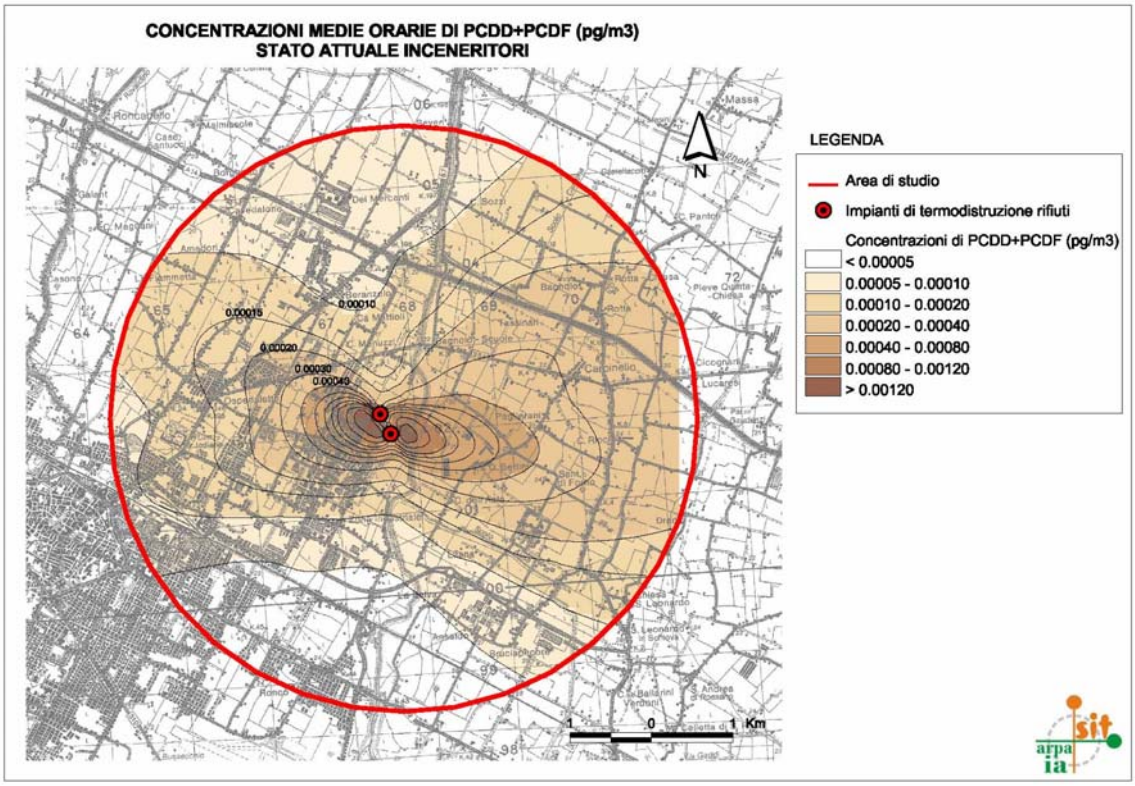
Il valore di concentrazione massima simulata per diossine e furani è pari a circa 1,4 fg/m^3 (stato attuale). Nella stessa zona, (via dell'Industria) i valori rilevati sul particolato (frazione PM10) variano da 6 a 14 fg/m^3. Per quanto riguarda gli IPA la concentrazione massima simulata è pari a 0.14 ng/m^3 (stato attuale) contro valori rilevati in campo nella stessa zona (via dell'industria), che variano fra 0.15 e 1.93 ng/m^3.

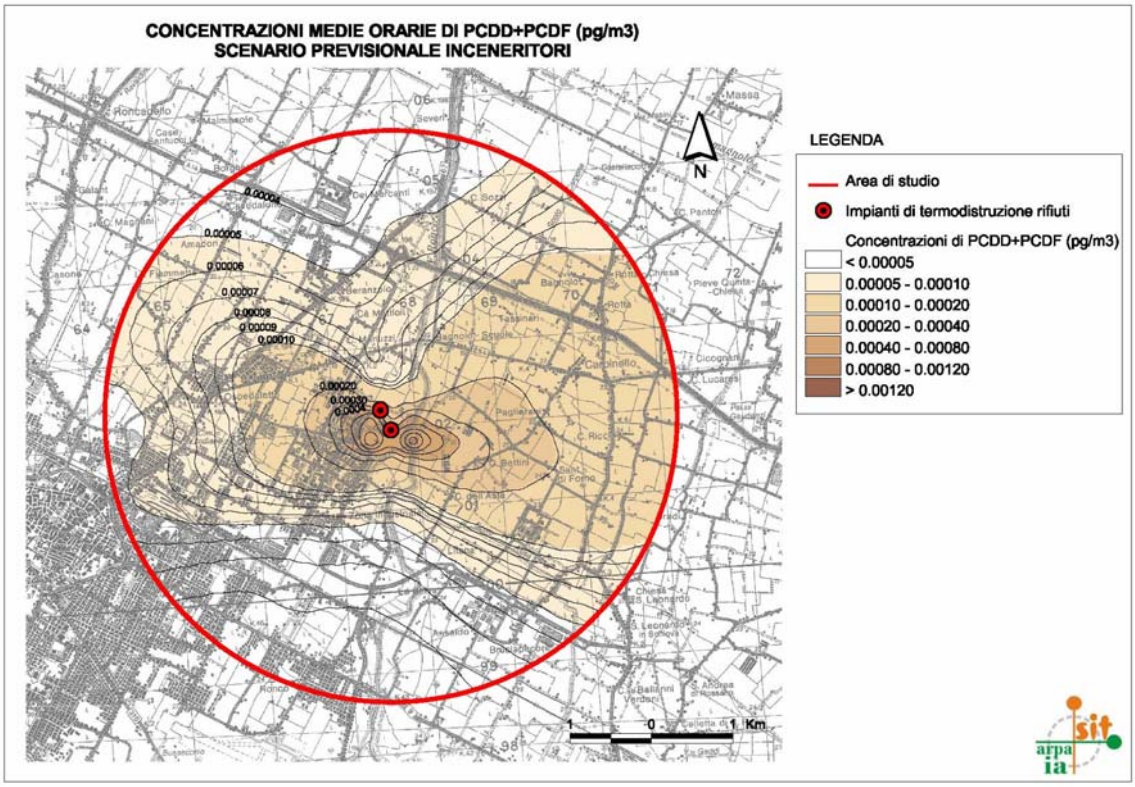
Da questi confronti si evince come il peso degli inceneritori per entrambe le classi di inquinanti sia inferiore al valore minimo misurato in campo, nonostante le simulazioni siano state realizzate utilizzando i valori massimi autorizzati. Va inoltre rilevato che i valori massimi registrati con i monitoraggi in campo sono stati misurati nella zona di minima

ricaduta degli inceneritori (via Trentola) e variano da 6 a 47 fg/m^3 per le PCDD/PCDF e da 0,29 a 11 ng/m^3 per gli IPA.


CONCENTRAZIONI MEDIE ORARIE DI NO2 (µg/m3)
STATO ATTUALE
LEGENDA
Area di studio
Impianti di termodistruzione rifiuti
Concentrazioni di NO2 (µg/m3)
< 20
20 - 30
30 - 40
40 - 50
50 - 60
60 - 70
70 - 80
80 - 90
> 90
N
1 0 1 Km


CONCENTRAZIONI MEDIE ORARIE DI NO2 (µg/m3)
SCENARIO PREVISIONALE
LEGENDA
Area di studio
Impianti di termodistruzione rifiuti
Tangenziale
Centro commerciale
Concentrazioni di NO2 (µg/m3)
< 20
20 - 30
30 - 40
40 - 50
50 - 60
60 - 70
70 - 80
80 - 90
> 90
N
1 0 1 Km


CONCENTRAZIONI MEDIE ORARIE DI PCDD+PCDF (pg/m3)
STATO ATTUALE INCENERITORI
LEGENDA
Area di studio
Impianti di termodistruzione rifiuti
Concentrazioni di PCDD+PCDF (pg/m3)
< 0.00005
0.00005 - 0.00010
0.00010 - 0.00020
0.00020 - 0.00040
0.00040 - 0.00080
0.00080 - 0.00120
> 0.00120
N
1 0 1 Km


CONCENTRAZIONI MEDIE ORARIE DI PCDD+PCDF (pg/m3)
SCENARIO PREVISIONALE INCENERITORI
LEGENDA
Area di studio
Impianti di termodistruzione rifiuti
Concentrazioni di PCDD+PCDF (pg/m3)
< 0.00005
0.00005 - 0.00010
0.00010 - 0.00020
0.00020 - 0.00040
0.00040 - 0.00080
0.00080 - 0.00120
> 0.00120
N
1 0 1 Km

6. APPLICAZIONE DI MODELLI DI RIPARTIZIONE ALL'EQUILIBRIO E VALUTAZIONI DI RISCHIO SANITARIO

Si è proceduto alla selezione di una serie di dati relativi alle concentrazioni di microinquinanti rilevati nell'area, al fine di effettuare una serie di valutazioni anche con l'ausilio di modelli di ripartizione all'equilibrio (modello del tipo MacKay I, accettato in sede UE per la valutazione del rischio tossicologico delle sostanze esistenti). Tali modelli, che necessitano della conoscenza di alcuni parametri ambientali e dei principali parametri chimico/fisici degli inquinanti in studio, permettono di stimare la concentrazione media all'equilibrio degli inquinanti nei differenti comparti ambientali: aria, acqua, suolo, sedimento, biota acquatico. L'utilizzo di tali modelli, quindi, risulta particolarmente utile per individuare la tendenza della distribuzione rispetto alla condizione iniziale di contaminazione, e può essere di notevole importanza per valutazioni di rischio a medio-lungo termine. Costituisce, inoltre, un valido approccio per ottenere stime di esposizione globale per le popolazioni che risiedono all'interno di un'area di ricaduta degli inquinanti emessi da sorgenti industriali.

La descrizione del destino ambientale delle sostanze in esame, ovvero la ripartizione percentuale nei diversi comparti ambientali, sarà la base per la messa a punto di programmi di monitoraggio ambientale che riguardino non solo il comparto aria.

Nel presente studio è stato utilizzato, per la stima del destino ambientale dei contaminanti chimici, un modello di compartimentalizzazione: il Mackay Level 1B.

L'Agenzia di Protezione Ambiente statunitense (USEPA) ha proposto, per la valutazione del rischio, concentrazioni associate ad un rischio per la salute umana (RBC- *Risk-based concentrations*), ovvero dei criteri di qualità per la protezione della salute umana associati all'esposizione ad acqua potabile, ad alimenti ittici, all'ingestione di suolo contaminato e all'inalazione di aria (USEPA, 1998).

A questi criteri corrispondono delle concentrazioni di contaminante presenti nei vari comparti ambientali associabili, per i cancerogeni, ad un rischio di $1x10^{-6}$, rischio definito "trascurabile". Questa è la concentrazione che corrisponde ad un incremento della incidenza di tumore (rispetto all'incidenza di base – *background*) nella popolazione esposta, di uno su un milione ($1x10^{-6}$), calcolata per il tempo di vita medio di una persona (70 anni).

Inoltre per le sostanze non cancerogene, tale concentrazione (RBC) corrisponde ad un rapporto (*hazard Quotient*) non superiore a 1 tra CA (Concentrazione Ambientale) e NOEC

(*No-observed effect concentration* - Concentrazione corrispondente a nessun effetto per la salute) ovvero una concentrazione per la quale ci si può attendere un rischio tossicologico non cancerogeno per la popolazione esposta.

Sulla base delle concentrazioni di riferimento (RBCs) e delle concentrazioni rilevate sul sito è possibile calcolare i "margini di sicurezza" (MdS) al fine di valutare la presenza o meno di un rischio per le popolazioni esposte. I MsS sono definiti come:

$$MdS = \frac{RBC_i}{Conc_i}$$

Tale rapporto deve essere considerato come un indice dello scostamento delle concentrazioni ambientali da quelle di rischio.

Sulla base delle concentrazioni misurate in aria e nel suolo di alcuni contaminanti, è possibile effettuare una stima del rischio associato. Ovvero, facendo riferimento a standard specifici per ogni sostanza, è possibile verificare se le concentrazioni misurate evidenziano un rischio per le popolazioni potenzialmente esposte.

A tale scopo sono stati selezionati una serie di valori relativi alle concentrazioni di microinquinanti rilevati in aria e nel suolo desunti dalle serie storiche di rilevamenti ambientali effettuati nel corso dello studio, per i quali si sono applicate le elaborazioni di seguito riportate.

Nelle tabelle che seguono sono riportati i valori di riferimento per le sostanze organiche ed i metalli (Tabella 6-1, Tabella 6-2) e le concentrazioni ed i margini di sicurezza calcolati a partire dai dati misurati (Tabella 6-3, Tabella 6-4, Tabella 6-5, Tabella 6-6).

In particolare, solo per le sostanze organiche, è stato possibile applicare il modello MacKey per la stima delle ripartizioni dei contaminanti nei mezzi ambientali al fine di confrontare tali stime con i dati misurati. La Tabella 6-1 riporta quindi i coefficienti di ripartizione dei PCBs, PCDD/PCDF e benzo[a]pirene nell'aria e nel suolo, evidenziando la capacità di queste sostanze di accumularsi nel terreno.

L'applicazione modellistica evidenzia alcune differenze tra i dati misurati e stimati. In particolare per il benzo[a]pirene il rapporto stimato tra concentrazione nel suolo e in aria risulta circa 20 volte superiore al rapporto ottenuto dai dati misurati. Per le diossine vi è un

migliore accordo tra rapporto stimato e rapporto tra dati misurati risultando il primo circa 0,4 volte il secondo.

Tali disaccordi sono dovuti ad un insieme di fattori tra cui l'incertezza del modello di stima, una mancanza di dati specifici del sito che andrebbero inseriti nel modello di stima per una maggior specificità dei risultati ed infine un non perfetto accordo temporale tra i dati misurati in aria e nel suolo. Va inoltre sottolineato che queste sostanze per le loro caratteristiche chimico-fisiche, presentano diverse caratteristiche di accumulo nei comparti ambientali.

Analizzando i MdS per le sostanze organiche (Tabella 6-3) per i dati misurati in aria e stimati al suolo, si nota che tutti i valori per l'aria sono al di sopra dell'unità e quindi evidenziano una situazione di non pericolo per esposizione dovuta ad inalazione. Per i dati stimati di concentrazione nel suolo, i MdS sono tutti molto più bassi di quelli riferiti all'aria, seppure maggiori di 1, confermando che, per queste sostanze, un eventuale rischio è maggiormente associabile ad esposizione per via ingestiva.

Tuttavia due valori di MdS del suolo, uno riferito alle PCDD/PCDF e uno al benzo[a]pirene, per concentrazioni stimate, risultano inferiori al valore unitario. Tali valutazioni meritano un maggior approfondimento in quanto potrebbero configurare una situazione di rischio. Se invece osserviamo i MdS per i dati misurati al suolo (Tabella 6-4) e stimati in aria, tutti i valori sono al di sopra del valore unitario.

Per i metalli (Tabella 6-5, Tabella 6-6) i dati misurati mostrano sempre dei MdS superiori all'unità. Solo per il Cr vi è una situazione di incertezza dovuta al fatto che le misure effettuate non consentono di avere concentrazioni distinte di cromo esavalente e trivalente; per questo sono stati riportati i MdS riferiti sia all'uno sia all'altro, evidenziando chiaramente che se le concentrazioni di cromo fossero totalmente riferite al Cr VI si configurerebbe una situazione di alto rischio per le popolazioni esposte per via inalatoria. Va tuttavia considerato che, la letteratura scientifica riporta come nell'ambiente la ripartizione tra i due elementi nei due differenti stadi di ossidazione (+3 e +6) indica una quasi totale presenza di cromo trivalente; salve zone specifiche di produzione o utilizzo di cromati (es.: concerie).

Per il Pb non è possibile calcolare i MdS, non essendo dato il valore di RBCs, è stato quindi stimato lo Unit Risk Estimate (URE) ovvero il rischio associato all'esposizione alle concentrazioni misurate in aria. I valori riportati in tabella 6 sono i massimi calcolati per le concentrazioni date ed evidenziano come tali rischi siano inferiori a $1x10^{-6}$ (1 su 1.000.000), ovvero al valore di rischio considerato *accettabile* per le sostanze cancerogene. Si sottolinea

che nel caso del piombo si ha un valore limite nella normativa nazionale (DM 60/2002) di 0,5 $\mu g/m^3$ (media annuale); tale valore non viene superato nei rilevamenti effettuati.

Va inoltre sottolineato che tutte le concentrazioni di metalli misurate nel suolo risultano inferiori ai valori di concentrazione limite accettabili nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare (DM 25 ottobre 1999, n. 471 "Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modifiche e integrazioni").

Tabella 6-1: Risk based Concentrations (RBCs) in aria e nel suolo per le sostanze organiche considerate nello studio.

Sostanza	**Effetti sanitari**	**Ripartizione in aria %**	**RBC in aria ($\mu g/m^3$)**	**Ripartizione nel suolo %**	**RBC nel suolo residenziale (mg/kg)**
PCBs	Cancerogeno	0,32	3,1 E-03	99,68	3,20 E-01
PCDD/PCDF	Cancerogeno	0,02	4,20 E-08	99,98	4,30 E-06
Benzo[a]pirene	Cancerogeno	0,01	2 E-03	99,99	8,70 E-02

Tabella 6-2: Risk based Concentrations in aria e nel suolo per i metalli considerati nello studio. Viene indicato l'effetto sanitario per inalazione e per ingestione

Metallo	**RBC in aria ($\mu g/m^3$)**	**RBC nel suolo residenziale (mg/kg)**
Pb*	UR $1.2\ 10^{-5}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$ cancerogeno	100**
Cd	$9.9\ 10^{-4}$ cancerogeno	$7.8\ 10^{1}$ non cancerogeno
Ni	$7.3\ 10^{-1}$ non cancerogeno	$1.6\ 10^{3}$ non cancerogeno
Cr_{VI}	$1.5\ 10^{-4}$ cancerogeno	$2.3\ 10^{2}$ non cancerogeno
Cr_{III}	$5.5\ 10^{3}$ non cancerogeno	$1.2\ 10^{5}$ non cancerogeno
Hg	$3.1\ 10^{-1}$ non cancerogeno	1**

* per il Pb è riportato lo Unit Risk

** limiti di normativa nazionale (DM 471/99)

Tabella 6-3: Concentrazioni misurate in aria e stimate nel suolo per le sostanze organiche ed i corrispondenti MdS (margini di sicurezza)

Sostanza	**Concentrazione misurata in aria**	**Concentrazione stimata nel suolo (mg/kg)**	**MdS aria**	**MdS suolo**
PCBs via dell'industria	8.85 pg/m^3	7.62E-05	3.50E+05	4.37E+03
-	5.74 pg/m^3	4.94E-05	5.40E+05	6.74E+03
PCBs via Trentola	10.86 pg/m^3	9.35E-05	2.85E+05	3.56E+03
	19.4 pg/m^3	1.67E-04	1.60E+05	1.99E+03
PCDD/PCDF Via dell'Industria	0.0063 pg/m^3	7.69E-07	6.67E+03	5.59E+00
-	0.0088 pg/m^3	1.07E-06	4.77E+03	4.00E+00
-	0.014 pg/m^3	1.71E-06	3.00E+03	2.51E+00
-	0.010 pg/m^3	1.22E-06	4.20E+03	3.52E+00
PCDD/PCDF Via Trentola	0.0064 pg/m^3	7.82E-07	6.56E+03	5.50E+00
-	0.0066 pg/m^3	8.06E-07	6.36E+03	5.33E+00
-	0.013 pg/m^3	1.59E-06	3.23E+03	2.71E+00
-	0.047 pg/m^3	5.74E-06	8.94E+02	7.49E-01
Benzo[a]pyrene Via dell'Industria	33.9 pg/ m^3	1.62E-02	5.90E+04	5.36E+00
-	97.6 pg/ m^3	4.68E-02	2.05E+04	1.86E+00
Benzo[a]pyrene Via Trentola	15.1 pg/ m^3	7.23E-03	1.32E+05	1.20E+01
-	863.9 pg/ m^3	4.14E-01	2.32E+03	2.10E-01

Tabella 6-4: Concentrazioni misurate nel suolo e stimate in aria, per le sostanze organiche, con i corrispondenti MdS

Sostanza	**Concentrazione stimata in aria**	**Concentrazione misurata nel suolo (mg/kg)**	**MdS aria**	**MdS suolo**
PCDD/PCDF via dell'Industria	0.0244 pg/m^3	2.98E-06	1.72E+03	1.44E+00
PCDD/PCDF Via Trentola	0.00803 pg/m^3	9.80E-07	5.23E+03	4.39E+00
Benzo[a]pyrene Via dell'Industria	3.34 pg/m^3	1.60E-03	5.99E+05	5.44E+01
Benzo[a]pyrene Via Trentola	7.93 pg/m^3	3.80E-03	2.52E+05	2.29E+01

Tabella 6-5: Concentrazione di metalli misurate nelle polveri sospese e nel suolo

Metallo	**via dell'Industria**		**via Trentola**		**via dell'Industria**	**via Trentola**
	PM_{10}	**$PM_{2.5}$**	**PM_{10}**	**$PM_{2.5}$**	**Suolo (mg/kg)**	**Suolo (mg/kg)**
Pb	0.0062 μg/m^3	0.0102 μg/m^3	0.006 μg/m^3	0.0062 μg/m^3	26.68	24.67
-	0.018	0.017	0.015	0.013	-	-
-	0.007	0.006	0.01	0.008	-	-
-	0.02	0.015	0.023	0.014	-	-
Cd	0.348 ng/m^3	0.224 ng/m^3	0.354 ng/m^3	0.182 ng/m^3	0.19	0.2
-	0.696	0.348	0.43	0.621	-	-
-	0.252	0.327	0.19	0.353	-	-
-	0.606	0.348	0.465	0.405	-	-
Ni	3.209 ng/m^3	1.723 ng/m^3	2.177 ng/m^3	2.454 ng/m^3	54.24	51.11
-	7.018	7.908	6.52	5.266	--	-
-	5.522	3.561	5.188	4.793	-	-
-	5.214	2.854	4.989	4.986	-	-
Cr	5.67 ng/m^3	4.423 ng/m^3	4.45 ng/m^3	4.1 ng/m^3	23.32	28.93
-	4.896	8.423	6.313	6.435	-	-
-	8.156	9.07	7.391	6.107	-	-
-	9.1	3.904	8.111	3.961	-	-
Al	0.527 μg/m^3	0.374μg/m^3	0.602μg/m^3	0.410 μg/m^3	20212	24169
-	0.561	0.274	0.559	0.297	-	-
-	0.241	<0.2	<0.2	<0.2	-	-
-	0.221	<0.2	<0.2	<0.2	-	-
Hg					0.029	0.03

Tabella 6-6: Margini di Sicurezza in aria e nel suolo rispetto alle concentrazioni riportate in Tabella 6-5.

Metallo	**MdS** aria				**MdS** suolo	
	Via dell'Industria		Via Trentola		Via dell'Industria	Via Trentola
	PM_{10}	**$PM_{2.5}$**	**PM_{10}**	**$PM_{2.5}$**	3.75**	4.05**
Pb*	$2.4\ 10^{-7}$	$2.04\ 10^{-7}$	$2.7\ 10^{-7}$	$1.7\ 10^{-7}$		
Cd	2.701	4.196	2.655	5.165	410.5263	390
	1.351	2.701	2.186	1.514	-	-
	3.730	2.875	4.947	2.663	-	-
	1.551	2.701	2.022	2.321	-	-
Ni	22813	42368	33532	29747	23.96755	25.43534
	10402	9231	11196	13863		
	13220	20500	14071	15231		
	14001	25578	14632	14641		
Cr (come Cr VI)	0.026	0.034	0.034	0.037	9.862779	7.950225
	0.031	0.018	0.024	0.023		
	0.018	0.017	0.020	0.025		
	0.016	0.038	0.018	0.038		
Cr (come CrIII)	970018	1243500	1235955	1341463	5145.798	4147.943
	1123366	652974	871218	854701		
	674350	606395	744148	900606		
	604396	1408811	678091	1388538		
Hg**	-		-		34.48**	33.3**

* per il Pb è riportato l'URE (Unit Risk Estimate)

** IMdS sono stati calcolati facendo riferimento ai limiti della normativa nazionale (DM 471/99)