

Sensibilità del territorio italiano alle deposizioni atmosferiche di cadmio e piombo

Patrizia Bonanni, Armando Buffoni, Roberto Daffinà, Valerio Silli, Mario Carmelo Cirillo



Informazioni legali

L'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici o le persone che agiscono per conto

dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

APAT – Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici

Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma

www.apat.it

Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale

© APAT, Miscellanea/2006

ISBN 88-448-0231-7

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Autori:

Patrizia Bonanni
Armando Buffoni
Roberto Daffinà
Valerio Silli
Mario Carmelo Cirillo

Errori ed omissioni sono di esclusiva responsabilità degli autori

Indice

1.	Introduzione.....	5
2.	La Convenzione e gli obblighi da essa derivanti.....	6
3.	I metalli pesanti:generalità.....	8
4.	Metodologia per il calcolo dei carichi critici per i metalli pesanti (Cadmio e Piombo)	10
5.	Dati di base per il calcolo dei carichi critici	12
6.	Applicazione del modello del bilancio di massa semplificato in condizioni stazionarie	23
7.	Mappatura: le carte tematiche del carico critico di cadmio e piombo.....	28
8.	Le carte delle eccedenze al carico critico di cadmio e piombo	32
9.	Le carte europee UNECE per il carico critico per piombo e cadmio.....	33
10.	Bibliografia.....	37
11.	Sitografia.....	38

1. INTRODUZIONE

Con il termine “carico critico” si intende “il valore massimo di deposizione di composti acidificanti o eutrofizzanti o, ancora, di metalli pesanti al di sotto del quale, sulla base delle attuali conoscenze scientifiche, non si osservano effetti dannosi (modificazioni riconoscibili e misurabili) su elementi sensibili degli ecosistemi (UN/ECE, 1988) e nel caso dei metalli pesanti sulla salute umana”.

E' definito invece come “livello critico” “la concentrazione di un inquinante in atmosfera al di sopra della quale, in accordo con le attuali conoscenze, possono avvenire effetti dannosi ai ricettori quali esseri umani, piante, ecosistemi o materiali”. I composti gassosi in questione sono il biossido di zolfo, gli ossidi di azoto, l'ozono e l'ammoniaca.

A partire dal 1999, l'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici nell'ambito della Convenzione sull'Inquinamento Atmosferico Transfrontaliero a Lunga Distanza (Long -Range Transboundary Air Pollution)¹, nota anche come Convenzione di Ginevra, supporta il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio e del mare attraverso nella raccolta dei dati e l'applicazione delle procedure per la mappatura dei carichi critici per le deposizioni atmosferiche con effetti acidificanti ed eutrofizzanti e di metalli pesanti. L'implementazione e l'aggiornamento di un database nazionale per il calcolo e la mappatura dei carichi e livelli critici risponde ad un preciso impegno assunto dall'Italia in sede internazionale e conseguente alla adesione del nostro Paese alla Convenzione di Ginevra.

Questo accordo è stato promosso dalla Commissione Economica delle Nazioni Unite per l'Europa (UN/ECE²), un organismo i cui obiettivi istituzionali sono di stimolare e sostenere le relazioni economiche tra gli Stati membri rafforzando la cooperazione intergovernativa, in particolare per quanto riguarda lo sviluppo del commercio, lo scambio scientifico e tecnologico e la protezione dell'ambiente. Su quest'ultimo tema l'attività condotta negli ultimi 20 anni dagli organi della Convenzione è stato particolarmente incisiva ai fini di una maggiore protezione dell'ambiente e della salute dell'uomo dall'azione di vari inquinanti atmosferici (ossidi di zolfo e di azoto, ammoniaca, composti organici volatili, metalli pesanti e composti organici persistenti) che sono oggetto di fenomeni di trasporto oltre i confini dei singoli paesi (da cui il termine transfrontaliero della Convenzione). Nel 1988 il concetto di carico/livello critico è diventato uno degli strumenti fondamentali sul quale sono state costruite gran parte delle strategie di contenimento delle emissioni. Esso infatti consente di individuare obiettivi diversificati in funzione della sensibilità degli ecosistemi e dei fenomeni di trasporto degli inquinanti. Nel 2003 è stato pubblicato un rapporto tecnico

¹ La Convenzione di Ginevra è di fatto entrata in vigore il 16 marzo 1983 e ad oggi è stata ratificata da 50 Paesi. La legge di ratifica del Parlamento italiano è la n. 289 del 27 aprile 1982.

² UN/ECE è l'acronimo di “United Nations Economic Commission for Europe”. La Commissione Economica per l'Europa, ECE, è una commissione regionale delle Nazioni Unite a cui aderiscono i Paesi Europei più gli Stati Uniti d'America, il Canada ed Israele, per un totale di 54 Paesi.

contenente le procedure adottate ed i risultati per una prima mappatura dei carichi critici di piombo e cadmio sul suolo italiano, frutto di una collaborazione tra APAT ed ENEA (Ente per le nuove Tecnologie, L'energia e L'ambiente) (ENEA, 2003)

A partire dal 2004 l'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici ha avviato una profonda revisione del proprio database nazionale per il calcolo dei carichi critici.

Parallelamente è stata avviata la predisposizione di strumenti di calcolo più aggiornati al fine di realizzare delle mappe quanto più possibile dettagliate della sensibilità degli ecosistemi (APAT, 2001). Nel 2005 tale attività di revisione si è estesa anche al database inerente i metalli pesanti, applicando le metodologie aggiornate per il calcolo dei carichi critici di piombo e cadmio, suggerite dal Centro Internazionale di Coordinamento per gli Effetti.

2. LA CONVENZIONE E GLI OBBLIGHI DA ESSA DERIVANTI

La Convenzione di Ginevra costituisce un quadro di riferimento al fine di consolidare ed estendere la cooperazione internazionale a livello scientifico, economico e tecnologico, nell'ottica del controllo e riduzione dell'inquinamento transfrontaliero. Con questi obiettivi sono stati messi a punto e negoziati tra i paesi aderenti alla Convenzione degli strumenti operativi, i Protocolli, successivamente approvati dai rispettivi Parlamenti:

- il Protocollo sul finanziamento a lungo termine del Programma EMEP³ (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe – www.emep.int) (Ginevra, 1984);
- il Protocollo sulla riduzione delle emissioni di zolfo o dei loro flussi transfrontalieri (Helsinki, 1985);
- il Protocollo sulla riduzione delle emissioni degli ossidi di azoto o dei loro flussi transfrontalieri (Sofia, 1988);
- il Protocollo sulla riduzione delle emissioni dei composti organici volatili non metanici o dei loro flussi transfrontalieri (Ginevra, 1991);
- il Protocollo per un'ulteriore riduzione delle emissioni di zolfo o dei loro flussi transfrontalieri (Oslo, 1994);
- il Protocollo sui metalli pesanti (Aarhus, 1998);
- il Protocollo sui composti organici persistenti (Aarhus, 1998);
- il Protocollo per la riduzione dell'acidificazione, eutrofizzazione e dell'ozono troposferico (Gothenburg, 1999).

³ Il Programma EMEP è il Programma cooperativo per il controllo e la valutazione del trasporto transfrontaliero degli inquinanti atmosferici.

Nei primi protocolli relativi al contenimento delle emissioni in atmosfera, il problema è stato affrontato con un approccio puramente quantitativo basato su riduzioni indifferenziate delle emissioni di questi composti; ciò significava che ad ogni paese veniva imposta la stessa riduzione delle emissioni inquinanti.

Dal secondo protocollo sullo zolfo in poi (Oslo 1994) si è passati ad un approccio più articolato e complesso basato sulla valutazione degli effetti degli inquinanti e sulla loro azione combinata, modulando, di conseguenza, le riduzioni delle emissioni in funzione del carico critico presente al suolo. Le riduzioni delle emissioni vengono fissate secondo la capacità dei sistemi recettori (ecosistemi acquatici, terrestri e materiali) di tollerare un certo apporto di composti inquinanti. Definita questa soglia di tolleranza l'obiettivo successivo consiste nel ridurre le ricadute di inquinanti sui singoli recettori in modo tale che non superino tali soglie. La riduzione delle emissioni viene quindi "modulata" in funzione della sensibilità dei recettori e dei meccanismi di trasporto degli inquinanti.

Questo tipo di approccio richiede una complessa struttura di calcolo, analisi e valutazione che consenta di stimare con accettabile precisione le deposizioni al suolo degli inquinanti atmosferici e di conoscere il livello di sensibilità o grado di tolleranza dei diversi recettori. Elemento centrale di questo approccio è il concetto di carico/livello critico. Il carico critico è, secondo la definizione adottata dall'UN/ECE, "una stima quantitativa dell'esposizione ad uno o più inquinanti, al di sotto della quale non avvengono significativi effetti dannosi sugli elementi sensibili dell'ambiente, in accordo con le attuali conoscenze". Il termine carico critico si riferisce solo alle deposizioni degli inquinanti.

Con il termine livello critico viene individuata una soglia di concentrazione per un inquinante gassoso o un indice comunque derivato dai valori della sua concentrazione (ad esempio l'AOT40⁴ per l'ozono).

I protocolli attuativi della Convenzione hanno consentito, come ricordato, rilevanti riduzioni delle emissioni nazionali di inquinanti atmosferici dei diversi Paesi aderenti alla Convenzione. Il processo con cui in sede UN - ECE si giunge a definire le modalità con le quali individuare soglie di sensibilità dell'ambiente alle deposizioni atmosferiche e, successivamente, a determinare i valori di carico critico, è caratterizzato da un approccio fortemente partecipativo nel quale ogni Paese è invitato a proporre metodi e procedure purché documentati da un punto di vista scientifico che portino alla più adeguata protezione degli ecosistemi (Figura 1).

⁴ AOT40 è l'acronimo di "Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb, che rappresenta l'esposizione cumulata nel tempo superiore a 40 ppb (media oraria nelle ore diurne)

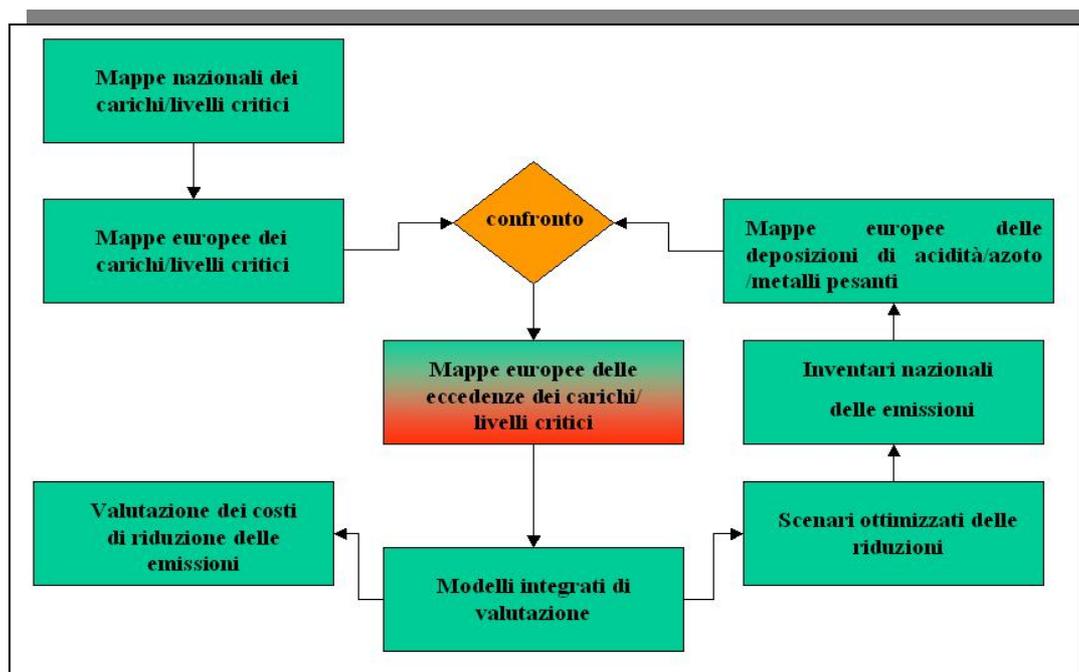


Figura 1: Ruolo delle mappe nazionali ed europee dei carichi/livelli critici all'interno della procedura UN/ECE per la definizione degli obiettivi di riduzione delle emissioni.

E' evidente che, data la varietà di ecosistemi presenti sul territorio europeo per differenze di latitudine, altitudine, clima, suoli e altro, l'approccio complessivo deve risultare sufficientemente elastico da coprire la molteplicità delle situazioni che si possono presentare e contenere tuttavia gli elementi necessari a riconoscere specificità e peculiarità presenti.

Ciò avviene, in sostanza, mediante contributi di dati, verifica di procedure e attenta valutazione della produzione scientifica sul tema delle interazioni tra ecosistemi e deposizioni atmosferiche. I paesi che maggiormente contribuiscono in tema di ricerca vedranno riconosciuti i loro sforzi con l'adozione di procedure più aderenti alle loro condizioni, mentre laddove non siano sufficientemente documentate le specificità di un dato ecosistema rispetto agli apporti di composti inquinanti, le procedure potranno risultare, in modo più o meno ampio, non completamente adeguate.

In queste fasi emergono quindi le eventuali lacune e inadeguatezze da un lato dei dati disponibili, dall'altro delle procedure. Per quanto riguarda il primo aspetto ciò chiama l'autorità nazionale competente a farsi carico e/o stimolare la produzione e raccolta di informazioni più complete e più aderenti alle richieste. Per quanto attiene alle procedure, eventuali richieste di modifiche, suggerimenti o altri apporti vengono periodicamente evidenziati negli incontri della Task Force per la Mappatura.

Nella specifica delle procedure di calcolo dei carichi critici di Cd e Pb, in ottemperanza a quanto richiesto dal protocollo di Aarhus (1998), il suolo assume una funzione centrale sia quale comparto che regola il trasporto dall'atmosfera verso gli organismi vegetali sia come sink (o serbatoio) degli stessi elementi, i quali, per un certo intervallo di tempo, possono rimanere indisponibili per le piante.

Attualmente l'Italia contribuisce al database europeo UNECE attraverso il calcolo del carico critico per il piombo ed cadmio, riferito agli ecosistemi terrestri (foreste e suoli agricoli), secondo le ultime metodologie proposte dal Centro Coordinamento Effetti europeo di Bilthoven (Olanda).

3. I METALLI PESANTI: GENERALITA'

Sono definiti metalli pesanti quegli elementi che presentano le seguenti caratteristiche comuni:

- hanno una densità superiore a 5 g/cm³;
- si comportano in genere come cationi;
- presentano una bassa solubilità dei loro idrati;
- hanno attitudine a formare complessi;
- presentano un diverso stato di ossidazione a seconda di pH.

I metalli pesanti vengono anche detti “elementi in traccia”, poiché presenti nei più comuni suoli e rocce della crosta terrestre in concentrazioni inferiori allo 0.1%.

Generalmente nel gruppo dei metalli pesanti vengono considerati l'Ag, il Ba, il Cd, il Co, il Mn, il Hg, il Mo, il Ni, il Pb, il Cu, lo Sn, il Tl, il Ti, il V, lo Zn ed alcuni metalloidi quali l'As, l'Sb, il Bi ed il Se. Tra questi gli elementi più significativi a livello ecotossico sono Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, Zn.

Le possibili sorgenti di contaminazione da metalli pesanti nell'ambiente in generale e nella pedosfera in particolare possono essere naturali o antropiche. La principale fonte naturale è rappresentata dal substrato geologico esistente, mentre tra le sorgenti d'origine antropica le più rilevanti sono le attività civili ed industriali (sorgenti di emissione puntiformi o lineari), e le pratiche agricole (sorgenti di emissione diffuse).

Nel corso del processo di alterazione delle rocce il reticolo cristallino dei minerali primari viene distrutto dai processi pedogenetici, ed i metalli pesanti presenti nei reticoli sono trasferiti nella soluzione circolante del suolo. Una volta raggiunta la soluzione circolante essi possono essere lisciviati verso la falda idrica o essere inclusi nei reticoli cristallini dei minerali pedogenetici. Il processo di lisciviazione è influenzato dalle caratteristiche chimico-fisiche dei vari tipi di metalli considerati.

Per ciò che concerne le emissioni antropiche si può osservare come durante la combustione dei carburanti e dei lubrificanti utilizzati nei motori dei mezzi di trasporto viene liberato Pb, mentre con l'usura dei pneumatici è immesso Zn nell'ambiente. In entrambi i casi insieme a questi metalli è associata anche una liberazione di Cd.

Di particolare interesse e rilevanza è il riutilizzo nell'agricoltura di fanghi ricchi di sostanze organiche e minerali, prodotti dalla depurazione delle acque di scarico urbane (i cosiddetti reflui), la cui principale limitazione d'uso dipende dal loro contenuto in metalli pesanti. Lo stesso tipo di limitazione nell'utilizzo è dettata per i compost, risultato finale di un processo di trattamento dei rifiuti solidi urbani organici.

Tra le fonti d'inquinamento ambientale vanno infine considerati i possibili rilasci di sostanze tossiche da parte delle discariche costruite prima dell'entrata in vigore del D.P.R. 915/82, le quali non prevedevano un vasto repertorio di accorgimenti strutturali ed operativi indirizzati al “rispetto delle

esigenze igienico-sanitarie e ad evitare ogni rischio di inquinamento dell'aria, dell'acqua, del suolo e del sottosuolo". Sia il piombo che il cadmio rivestono un particolare interesse, in quanto assorbiti dalle piante e veicolati dal particolato, entrano facilmente negli organismi viventi, inducendo gravi alterazioni dei processi ecosistemici.

3.1 Cenni sugli effetti del piombo e cadmio sugli ecosistemi naturali e sulla salute umana.

Nell'intervallo di concentrazione di piombo comunemente osservato nei suoli viene evidenziata una correlazione lineare tra la concentrazione dell'elemento nel suolo e quella nei tessuti dei vegetali. Il piombo raggiunge la sua massima concentrazione nelle radici delle piante ed è traslocato con difficoltà nella porzione ipogea. Il principale fattore che sembra controllare la biodisponibilità del piombo nel suolo è la presenza di cationi che competono nell'assorbimento del metallo sulle argille.

Il piombo deprime la respirazione mitocondriale, altera il processo fotosintetico dei vegetali rallentando il metabolismo e quindi lo sviluppo dell'intera pianta.

Studi isotopici condotti sulla presenza di piombo nel sangue umano (Lee Roberts et al., 1995) indicano che questo metallo può avere origini molto diverse. In aree poco contaminate la principale sorgente di piombo nel sangue è rappresentata dal consumo di alimenti e dall'ingestione di particelle di suolo. Per ciò che concerne gli effetti osservati, tra i 20 ed i 40 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ di piombo nel sangue si evidenzia anemia, mentre al di sopra di tale soglia si presentano effetti neurotossici ed una correlazione negativa tra la concentrazione di piombo ematico e quoziente intellettivo (Schwartz, 1994).

Per quanto riguarda il cadmio, alcuni autori hanno trovato una correlazione lineare significativa tra contenuto di cadmio nelle piante e quello nel suolo (Alloway, 1997). La concentrazione del cadmio antropico nei vegetali risulterebbe essere mediamente il 10-50% di quella dell'elemento nel suolo, indicando la tendenza ad un forte accumulo del metallo nella biomassa vegetale.

Da studi effettuati si è osservato che i minerali argillosi non diminuiscono la biodisponibilità del Cd antropico ingerito accidentalmente con il suolo (Sheppard et al., 1994). Le persone vengono esposte al cadmio con l'ingestione di cibi contaminati o inalazione di particelle di cadmio. Quest'ultimo caso si verifica in particolare durante l'esposizione professionale. L'assorbimento del cadmio inalato risulterebbe quindi essere doppia rispetto a quella del cadmio ingerito (Ragan e Mast, 1990), mentre l'assorbimento per via cutanea risulterebbe praticamente trascurabile. Il cadmio è un elemento che si accumula nell'organismo, aumentando con l'età. Circa l'80% del cadmio è trattenuto nel fegato e nei reni. L'emivita⁵ del cadmio nell'organismo è di 10-30 anni e la concentrazione del metallo nei tessuti aumenta, pertanto, per tutta la vita. Per quel che concerne gli effetti del cadmio sugli animali terrestri e acquatici essi includono tossicità acuta e cronica. I principali segni dell'avvelenamento da cadmio nei mammiferi sono anemia, ridotta produttività, riduzione della crescita e lesioni al fegato e ai reni. I pesci esposti a concentrazioni elevate di cadmio sviluppano rapidamente una carenza di calcio ed una

⁵ **Emivita.** E' il tempo necessario affinché una sostanza dimezzi la sua concentrazione nel sangue o in un organo del corpo.

bassa concentrazione di emoglobina nel sangue. Sono noti anche effetti tossici sui microrganismi che popolano il suolo quali rallentamento ed inibizione della crescita anche con concentrazioni relativamente basse.

4. METODOLOGIA PER IL CALCOLO DEI CARICHI CRITICI PER I METALLI PESANTI (CADMIO E PIOMBO)

Con il termine **recettore** si intende tutto ciò che subisce un effetto dannoso a seguito dell'eventuale superamento del carico critico a causa di *input* esterni. I recettori possono essere di diversa natura: ecosistemi, ma anche specie vegetali o animali, uomo o materiali.

Con il termine **limite critico** si intende la concentrazione soglia che all'interno di un recettore determina l'effetto del danno che si vuole evitare. Tale valore rappresenta quindi il valore limite adottato nel calcolo del carico critico, che non deve essere superato per garantire l'assenza di effetti avversi sui recettori considerati.

Con il termine **carico critico** si intende invece il valore massimo di *deposizione* di un metallo M derivante da diverse fonti al di sotto del quale non sono attesi sul lungo periodo effetti dannosi su elementi sensibili dell'ecosistema terrestre o acquatico e sulla salute umana.

Per quanto concerne gli ecosistemi terrestri è possibile giungere alla determinazione dei valori di carico critico secondo approcci metodologici differenti. Le diverse metodologie, pur appartenendo alla medesima categoria, quelle del Bilancio Chimico di Massa, analogamente a quanto previsto per il calcolo dei carichi critici di acidità ed azoto eutrofizzante, hanno complessità diversa e richiedono in *input* dati di differente dettaglio.

La prima tipologia denominata "stand still" considera il suolo come un comparto dell'ecosistema che è in grado di accumulare metalli pesanti fino ad un valore di soglia al di sopra del quale si produrranno effetti negativi sull'ecosistema stesso. Tale approccio, vista la sua natura conservativa, viene adottato di rado, preferendo abbassare il più possibile la deposizione di metalli al suolo e visti anche i limiti che sussistono nell'applicare la metodologia laddove, per cause naturali legate al substrato pedogenetico, la concentrazione di metalli di background risulti già elevata.

La metodologia "steady-state" (stato stazionario) ipotizza invece che la concentrazione del metallo nell'ecosistema sia costante nel tempo e di conseguenza che il tasso di metallo in ingresso sia pari a quello in uscita dal sistema. Una sua significativa evoluzione è consistita nel passaggio da un concetto di carico critico riferito alla concentrazione totale di metallo pesante nel suolo ad uno legato alla sua biodisponibilità. Attraverso l'impiego di "funzioni di trasferimento" (*transfer functions*) è possibile mettere in relazione le caratteristiche della soluzione circolante nei suoli con l'effetto ecotossicologico e quindi verificare direttamente il rispetto di un dato limite. Le "transfer functions" vengono impiegate quindi per stimare, a partire da dati pedologici, le concentrazioni di metalli in equilibrio con le attuali condizioni dei suoli.

Differente è invece l'approccio basato sui modelli dinamici; in questo caso si considera la scala temporale (decenni o secoli) nella quale alcuni processi legati alla deposizione di metalli pesanti si

verificano o influenzano le caratteristiche chimico-fisiche della soluzione del suolo. Tali processi possono quindi risultare non appropriati come indicatori di un effetto biologico perché temporalmente incoerenti con il periodo considerato nella determinazione degli interventi di contenimento delle emissioni. E' tuttavia proprio con l'impiego di metodologie di calcolo che considerano la dinamica di questi processi, che è possibile disporre del quadro temporale all'interno del quale i processi stessi indotti dalle deposizioni atmosferiche si realizzano.

In generale si osserva che tutti i metodi per il calcolo dei carichi critici per i metalli pesanti si basano sull'esame dei flussi di maggior significato relativi ai composti in esame, in ingresso e in uscita da un ecosistema. I cicli interni degli elementi non vengono così considerati e i valori di carico critico coincidono con la somma dei flussi in uscita dall'ecosistema in termini di "assorbimento" e aggregazione (*uptake*) del metallo nei tessuti vegetali e di percolazione (*leaching*) dello stesso nella soluzione del suolo.

Nella tabella 1 sono evidenziate le relazioni tra i diversi tipi di recettori e gli effetti derivanti alla biodisponibilità di metalli pesanti nei vari comparti ambientali.

I carichi critici riferiti in termini di effetti per la protezione non degli ecosistemi ma della salute umana hanno come obiettivo quello di garantire sia condizioni di sicurezza dei prodotti alimentari sia la protezione della qualità delle acque. Una scelta attenta di alcuni carichi critici come ad esempio i valori di Cd nei cereali consente di garantire anche la sicurezza di altri alimenti o dei foraggi implicati nella catena alimentare.

I carichi critici di cadmio e piombo per gli ecosistemi terrestri vengono calcolati sia per le aree agricole (coltivi e pascoli) che per le aree naturali (foreste e vegetazione semi-naturale). Qualora vengano esaminati più indicatori in funzione di obiettivi differenti, le mappe di carico critico relative al territorio considerato dovranno riportare, per lo stesso elemento, i valori più bassi che sono stati riscontrati.

Recettore	CC riferito a	Elemento considerato	Copertura del suolo	Indicatore a cui è riferito il limite critico
Terrestre	Effetti sulla salute umana	Cadmio & Piombo	Aree agricole	Contenuto nel cibo/foraggio
			Prati e pascoli	Contenuto in un metallo M (Cd,Pb) nell'erba e nei prodotti di origine animale
	Aree agricole, prati e pascoli, foreste ed ecosistemi semi-naturali Prati e pascoli		Concentrazione totale di un metallo M (Cd,Pb) nell'acqua di falda	
	Foreste, ecosistemi semi-naturali, prati e pascoli, aree agricole		Concentrazioni in ioni di un metallo M (Cd,Pb) liberi al di sotto della zona radicale al fine della protezione dei microrganismi, delle piante e degli invertebrati	
Acquatico	Processi negli ecosistemi		Acque superficiali	Concentrazione di un metallo M (Cd,Pb) totale nelle acque superficiali in funzione della protezione delle alghe, dei crostacei, dei vermi e delle specie predatrici superiori

Tabella 1: Rapporti tra recettore ed effetto nella determinazione del carico critico.[UBA,2004]

Nel caso delle aree agricole il rispetto del valore di carico critico non risulterà più legato solo agli apporti atmosferici ma anche a quelli connessi all'uso di fertilizzanti e all'impiego di concimi di origine animale.

La metodologia seguita per il calcolo del carico critico di metalli pesanti è quella del bilancio chimico di massa (SMB) in condizioni stazionarie (steady-state mass balance) riferita agli effetti ecotossicologici su recettori terrestri (foreste, ecosistemi seminaturali, prati e pascoli, aree agricole)

5. DATI DI BASE PER IL CALCOLO DEI CARICHI CRITICI

I parametri necessari al calcolo del carico critico sono:

- informazioni circa le caratteristiche del territorio (ecosistemi, superficie per tipologia di ecosistemi, ecc.);
- dati inerenti i suoli (tessitura, materia organica, pH, deflusso verticale delle acque ecc.);
- informazioni sintetiche sulle rese agricole e sugli accrescimenti delle specie forestali e il loro contenuto attuale in metalli pesanti.

In molti casi si tratta di informazioni non facilmente reperibili per il territorio italiano, quanto meno con una risoluzione spaziale sufficientemente elevata. La maggior parte dei dati presenti sono il risultato di operazioni e derivano da più fonti. Le modalità di calcolo di questi parametri "derivati" sono quelle indicate nel manuale per la mappatura dei carichi critici realizzato dal CCE con la collaborazione dell'Agenzia tedesca per l'ambiente (UBA 1996, UBA 2004).

5.1 Gli elementi recettori

Il primo parametro da valutare è quello relativo agli ecosistemi vegetali presenti sul territorio nazionale. Per quanto attiene alla distribuzione spaziale si è utilizzato la copertura del suolo CORINE Land Cover (APAT, 2004). Dal punto di vista dei tematismi il riferimento è stato la Carta della vegetazione reale d'Italia (Ministero dell'Ambiente, 1992), stante il modesto dettaglio della legenda Corine per la parte inerente la vegetazione naturale.

La procedura per la definizione degli ecosistemi di interesse per il calcolo dei carichi critici ricalca quella già adottata per l'acidità e l'eutrofizzazione con la sola differenza che per ogni cella EMEP in questo caso è stata introdotta nel database la superficie di territorio destinata all'agricoltura, non considerata in precedenza poiché non sensibile ad acidità ed eutrofizzazione.

A partire dalle carte e dai dati ricordati in precedenza si è elaborata una sintesi tra le due fonti di informazioni attraverso un'operazione di intersezione dei diversi tematismi. Successivamente i dati sono stati trasformati in una mappa costituita da celle di uguali dimensioni (in questo caso 1 km x 1 km) che possono essere trattate, nelle successive operazioni, come singole unità. In questa carta, il cui formato a griglia è detto raster, le tipologie vegetali sono state inizialmente definite sulla base della legenda della Carta della vegetazione reale d'Italia. Tuttavia per rispondere ad esigenze di omogeneità a livello europeo è stata successivamente adottata la classificazione EUNIS (European Nature

Information System) sviluppata dal Centro tematico per la protezione della natura e della biodiversità presso l'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA).

La nomenclatura complessiva degli habitat EUNIS è consultabile sul sito <http://eunis.eea.eu.int/habitats-annex1-browser.jsp> o, in lingua italiana nel documento "Gli habitat secondo la nomenclatura EUNIS: manuale di classificazione per la realtà italiana" (APAT, 2004).

L'intera procedura ha comportato, per quanto riguarda l'ampiezza del database, un notevole incremento degli ecosistemi considerati. Infatti nella versione 2004 del database per il calcolo e la mappatura dei carichi critici di piombo e cadmio gli ecosistemi individuati erano 881, nella versione 2006 questi sono aumentati a 1359. L'elenco degli habitat EUNIS presenti nel database è riportato nella Tabella 1.

I dati elaborati hanno dato origine a carte tematiche complesse della copertura vegetale (Figura 2) impiegate quindi per la successiva elaborazione dei carichi critici.

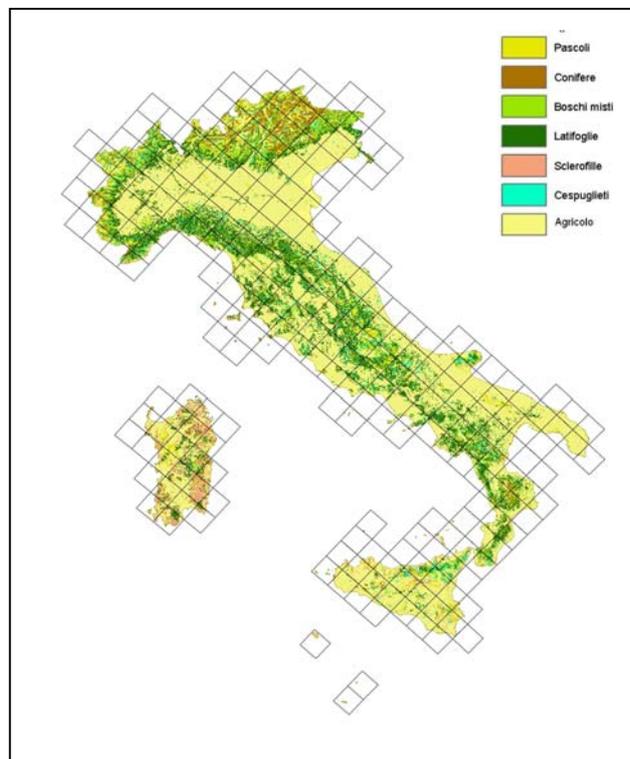


Figura 2: Carta della copertura vegetale.

Codice EUNIS	Descrizione	Habitat prevalenti	Estensione in Km ² , valore %
I1	Terreni agricoli, orti e serre		152.312 [55%]
G1	Boschi e foreste di latifoglie decidue	Tutti i boschi a prevalenza di latifoglie decidue	71.912 [22%]
G3	Boschi e foreste di conifere	Tutti i boschi a prevalenza di conifere	13.514 [5%]
E1	Prati aridi		11.640 [4%]
G2	Boschi e foreste di latifoglie sempreverdi	Boschi e foreste mediterranee di <i>Quercus</i> sp. Sempreverdi Boschi e foreste eurasiatiche continentali di <i>Laurus</i> sp. ed altre sclerofille Boschi di <i>Olea europaea</i> e <i>Ceratonia siliqua</i> Piantagioni forestali altamente artificializzate di latifoglie sempreverdi	11.342 [4%]
E4	Praterie alpine e sub-alpine	Praterie nivali Comunità di muschi e licheni, in habitat montani rocciosi (vette e pendii brulli) Praterie acidofile alpine e sub-alpine Praterie calcicole alpine e sub-alpine Praterie alpine e sub-alpine su terreno concimato	9.958 [4%]
G4	Boschi e foreste misti	Boschi misti di conifere e latifoglie	5.561 [2%]
E2	Praterie mesofile	Pascoli mesofili permanenti e prati brucati dal bestiame Prati da sfalcio a bassa e media altitudine Prati da sfalcio montani Prati seminati e fertilizzati artificialmente, Prati mesofili naturali	1.478 [1%]
B1	Dune costiere ed altri habitat sabbiosi marittimi	Comunità di Angiosperme delle spiagge sabbiose, sui materiali di deposito delle maree Comunità delle spiagge sabbiose, al di sopra del limite di marea Dune costiere mobili Comunità erbacee delle dune costiere stabili Cespuglieti delle dune costiere	206
B3	Scogliere, spiagge ed isolette rocciose, compresi gli habitat supralitorali	Habitat rocciosi supralitorali influenzati dagli spruzzi marini Habitat rocciosi (scogliere, spiagge ed isolette) con vegetazione alofila	168
C3	Sponde periodicamente inondate dei corpi idrici e vegetazione di contorno	Vegetazione delle sponde dei corpi idrici	54
C1	Habitat degli - Specchi d'acqua permanenti	Vegetazione degli specchi d'acqua permanenti non correnti	6
E3	Praterie perennemente o stagionalmente umide	Prati igrofili mediterranei Praterie umide mediterranee con erbe di modeste dimensioni Prati umidi sub-mediterranei Praterie da eutrofiche a mesotrofiche, asciutte o umide Praterie oligotrofiche, asciutte o umide	4

Tabella 2: APAT, 2004 mod. Gli habitat secondo la nomenclatura EUNIS: manuale di classificazione per la realtà italiana Rapporti

5.2 I parametri meteoroclimatici: temperatura e precipitazioni

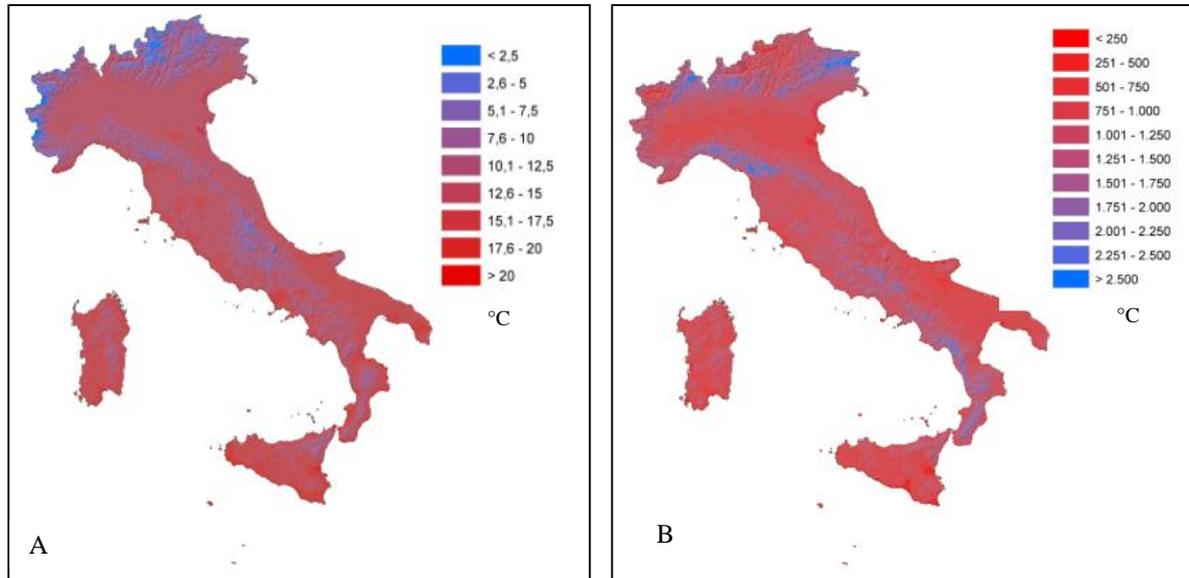


Figura 3: Temperature medie annue in Italia in °C (A) e precipitazioni medie annue in Italia (B)

Questi due parametri erano già stati oggetto di una precedente elaborazione nell'ambito dell'aggiornamento del database sui carichi critici per l'acidità e l'azoto eutrofizzanti. In sintesi i dati precedentemente disponibili e che si riferivano al periodo 1921 – 1950 sono stati aggiornati secondo una procedura matematico-statistica sulla base delle informazioni fornite dall'Università dell'East Anglia (Climatic Research Unit - CRU). Nelle figure 3a e 3b sono riportate rispettivamente le carte delle precipitazioni e delle temperature medie annue osservate al suolo. Per un approfondimento della procedura seguita per l'aggiornamento si rimanda a quanto esposto in Bonanni et al. (2006).

5.3 Contenuto di metalli pesanti nel sistema pianta-suolo

Le concentrazioni critiche totali di un metallo M nella soluzione del suolo dipendono nei loro valori dai recettori che si intende proteggere. Questi valori devono essere calcolati dai valori di limite critico. La concentrazione critica totale di un metallo M disciolto nella soluzione percolante del suolo $[M]_{dis,sw(crit)}$ comprende sia gli ioni metallo liberi sia quelli legati ai complessi organici ed inorganici. Per quanto riguarda il cadmio, come già ricordato, sono documentate relazioni suolo-pianta significative. Ciò consente di derivare dal contenuto critico di Cd nei tessuti vegetali un valore critico di Cd nella soluzione del suolo. Per ciò che concerne il piombo, come già detto, esso si accumula prevalentemente nella porzione ipogea della pianta, essendo traslocato con difficoltà nella parte epigea.

I limiti critici legati agli effetti ecotossicologici di piombo e cadmio fanno riferimento all'impatto di questi metalli sui microrganismi del suolo, sulle piante e sugli invertebrati sia per quanto riguarda le

aree agricole che le foreste e gli ecosistemi semi-naturali. Le concentrazioni critiche riportate nel Manuale per la Mappatura dei carichi critici (UBA, 2004) si basano sul seguente approccio:

- i dati ecotossicologici si riferiscono alle informazioni inerenti i NOEC (*No Effect Concentration*) e LOEC (*Lowest Effect Concentration*);
- il calcolo delle concentrazioni critiche di ioni metallo liberi (limiti critici) nella soluzione del suolo si basa su funzioni di trasferimento tra il contenuto di metallo reattivo nel suolo e le concentrazioni di ioni metallo liberi.
- Il calcolo delle concentrazioni di metallo totale disciolto $[M]_{dis, sdw(crit)}$ deriva dai limiti critici per le concentrazioni di ioni metallo liberi utilizzando un modello di speciazione chimica.

La concentrazione critica dei metalli pesanti nell'acqua percolata nel suolo gioca un ruolo centrale nella valutazione dei potenziali rischi di natura ecotossicologica. Il calcolo della concentrazione critica è stato sviluppato mediante il modello di speciazione chimica WHAM W6S-MTC2, messo a punto e fornito dal Prof. E. Tipping del Centro di Ecologia e Idrologia di Lancaster (UK) (Tipping E., 2004).

Il modello W6S-MTC2

La concentrazione di metallo disciolta nella soluzione circolante nel suolo, cioè $[M]_{totsdw}$, rappresenta un termine di importanza cruciale nel calcolo del carico critico; esso può essere misurato direttamente o stimato attraverso dei modelli chimici. Il modello modello W6S-MTC2 (tipo WHAM) messo a punto dal prof. Ed Tipping (CEH, Lancaster), rappresenta una valida alternativa alla misurazione diretta sperimentale del dato.

Tale modello richiede comunque in input alcuni importanti parametri chimico-fisici del suolo e precisamente: *pH*, *percentuale di materia organica (OM)*, *pressione di CO₂ nel suolo*, *carbonio organico disciolto nella soluzione del suolo (pCO₂)* e *concentrazione di particolato sospeso ([SPM]_{sdw})*. Quest'ultimo termine, cioè la frazione di metallo legato al particolato sospeso, rappresentando un valore molto piccolo, viene supposto trascurabile (cioè posto a zero nel modello) (E. Tipping, 2004)

Per quanto attiene i dati di tossicità di cadmio e piombo invece ci si è riferiti alle procedure di *risk assessment* (*Draft Risk Assessment Report - Cd*) definite a livello europeo. I dati fanno riferimento agli stessi recettori descritti in precedenza. I parametri inerenti il suolo necessari al calcolo delle funzioni sono il contenuto in materia organica ed il pH della soluzione del suolo.

La biodisponibilità di metalli dipende non solo dalla concentrazione di ioni metallo liberi ma anche dalle concentrazioni di altri cationi in particolare H⁺. Di questo è stato tenuto conto nel derivare i limiti critici come funzioni del pH nella soluzione del suolo (pH_{sdw}). Le funzioni di limite critico derivate sono le seguenti (UBA, 2004):

$$\log[Cd]_{free, sdw(crit)} = - 0.32 * pH_{sdw} - 6.34$$

$$\log[Pb]_{free, sdw(crit)} = - 0.91 * pH_{sdw} - 3.80$$

Ulteriori informazioni su questo approccio sono riportate in Lofts et al. (2004), De Vries et al. (2004a) e DeVries et al. (2004b).

Al fine di calcolare i carichi critici per i suoli a partire dalle funzioni di limite critico è necessario conoscere le concentrazioni totali di metallo nella soluzione dei suoli che corrisponde al limite critico di ioni liberi. Il Manuale per la mappatura dei carichi critici (UBA, 2004) fornisce in cosiddette *look-up-tables*, valori di concentrazione totale critica di cadmio e piombo nei suoli per diversi valori di pH della soluzione del suolo, materia organica, particolato sospeso e Carbonio Organico disciolto in soluzione (Tab. 4 e 5); esse sono state derivate dall'applicazione del modello WHAM assumendo una pressione parziale di CO₂ nel suolo pari a 15 volte quella atmosferica.

Sulla base dei dati disponibili vengono proposti nel manuale, valori di default per il parametro DOC in funzione dell'ecosistema considerato (per una visione esaustiva vedere Tab.3):

- Orizzonte organico di suoli forestali [DOC]_{sdw} = 35 mg l⁻¹ ([DOM]_{sdw} = 70 mg l⁻¹)
- Orizzonte minerale di suoli forestali [DOC]_{sdw} = 20 mg l⁻¹ ([DOM]_{sdw} = 40 mg l⁻¹)
- Prati e pascoli [DOC]_{sdw} = 15 mg l⁻¹ ([DOM]_{sdw} = 30 mg l⁻¹)
- Aree agricole [DOC]_{sdw} = 10 mg l⁻¹ ([DOM]_{sdw} = 20 mg l⁻¹)

In tabella 3 sono stati riportati i valori del Carbonio organico disciolto in soluzione (DOC) e della materia organica disciolta (DOM) a seconda dell'ecosistema analizzato.

Tabella 3: Valori di DOC e DOM in funzione dell'ecosistema considerato

	I1	G1	G3	E1	G2	E4	G4	E2	B1	B3	C3	C1	E3
DOC	10	20	20	15	20	15	20	15					
DOM	20	40	40	30	40	30	40	30					

Per il calcolo del carico critico tali valori, stimati su base sperimentale, sono stati quindi associati alle varie tipologie ecosistemiche di habitat EUNIS presenti sul territorio.

Materia Organica	Particolato in soluzione	Carbonio organico dissolto in soluzione	[Cd] _{tot, sdw (crit)} (mg*m ⁻³), [Cd] _{dis, sdw(crit)} (mg*m ⁻³), SPM=0						
			pH						
%dw	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	5,0	5,5	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0
10	0	0	1,34	0,94	0,68	0,51	0,43	0,47	0,75
		5	1,38	1,04	1,08	0,91	0,66	0,61	0,80
		15	1,47	1,23	1,83	1,68	1,13	0,88	0,91
		50	1,80	1,89	4,08	4,03	2,74	1,85	1,30
		100	2,29	2,80	6,76	6,86	4,94	3,22	1,85
	50	0	1,38	1,00	0,76	0,61	0,57	0,67	1,02
		5	1,42	1,10	1,16	1,02	0,81	0,80	1,07
		15	1,51	1,29	1,91	1,79	1,28	1,08	1,18
		50	1,85	1,94	4,15	4,14	2,88	2,05	1,57
		100	2,33	2,85	6,84	6,97	5,08	3,42	2,12
50	0	0	1,34	0,94	0,68	0,51	0,43	0,47	0,75
		5	1,52	1,26	1,09	0,91	0,66	0,61	0,80
		15	1,89	1,85	1,86	1,68	1,13	0,88	0,91
		50	3,06	3,69	4,16	4,03	2,74	1,85	1,30
		100	4,59	5,96	6,89	6,86	4,94	3,22	1,85
	50	0	1,45	1,11	0,90	0,81	0,84	1,03	1,51
		5	1,64	1,42	1,31	1,21	1,08	1,17	1,57
		15	2,01	2,01	2,08	1,98	1,54	1,44	1,68
		50	3,18	3,85	4,38	4,33	3,15	2,41	2,06
		100	4,71	6,12	7,11	7,16	5,35	3,78	2,61

Tabella 4. Look-up-table per derivare i dati di concentrazione totale critica di cadmio nella soluzione del suolo $Cd_{tot\ sdw(crit)}$ ad una pressione parziale di CO₂ pari a 215 volte quella atmosferica (UBA, 2004)

Materia Organica	Particolato in soluzione	Carbonio organico dissolto in soluzione	[Pb] _{tot, sdw (crit)} (mg*m ⁻³), [Pb] _{dis, sdw(crit)} (mg*m ⁻³), SPM=0						
			pH						
%dw	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	5,0	5,5	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0
10	0	0	1,32	0,46	0,17	0,08	0,09	0,23	0,72
		5	1,57	0,77	0,86	1,12	1,29	1,36	1,64
		15	2,09	1,48	2,18	3,16	3,67	3,61	3,47
		50	3,92	3,42	6,25	10,04	11,87	11,47	9,89
		100	6,51	6,21	11,39	19,36	23,30	22,68	19,07
	50	0	5,53	5,41	5,98	6,88	8,08	9,60	11,71
		5	5,79	5,72	6,66	7,92	9,27	10,73	12,63
		15	6,31	6,33	7,98	9,97	11,66	12,98	14,46
		50	8,14	8,37	12,05	16,84	19,86	20,84	20,89
		100	10,74	11,16	17,19	26,17	31,29	32,05	30,06
50	0	0	1,31	0,46	0,17	0,08	0,09	0,23	0,72
		5	2,74	1,63	0,89	1,12	1,29	1,36	1,64
		15	5,51	3,80	2,25	3,16	3,67	3,61	3,47
		50	14,44	10,52	6,45	10,04	11,87	11,47	9,89
		100	26,13	18,94	11,76	19,36	23,30	22,68	19,07
	50	0	11,53	12,45	14,27	16,57	19,45	22,94	27,36
		5	12,96	13,63	14,95	17,61	20,64	24,06	28,27
		15	15,74	15,78	16,30	19,66	23,03	26,31	30,11
		50	24,65	22,51	20,51	26,54	31,24	34,18	36,53
		100	36,34	30,92	25,82	35,86	42,66	45,38	45,70

Tabella 5. Look-up-table per derivare i dati di concentrazione totale critica di piombo nella soluzione del suolo $Pb_{tot\ sdw(crit)}$ ad una pressione parziale di CO₂ pari a 215 volte quella atmosferica (UBA, 2004)

5.4 I parametri chimico-fisici del suolo

Nell'ambito delle procedure di calcolo dei carichi critici per i metalli pesanti il suolo assume una funzione centrale sia quale comparto che regola il trasporto degli elementi (metalli) considerati, dall'atmosfera verso gli organismi vegetali *source* (sorgenti), sia quindi come *sink* (serbatoio) degli stessi elementi, i quali, per un certo intervallo di tempo, possono rimanere indisponibili per gli organismi vegetali.

I dati richiesti periodicamente dal Centro Coordinamento effetti, CCE, riguardano diversi parametri chiave per il calcolo del carico critico, tra i quali la profondità dei suoli, il flusso di percolazione dell'acqua, la tessitura, la pressione parziale di CO₂ ed il pH.

I dati inerenti alla profondità dei suoli (fig. 4) derivano dal database EUSOILS, sviluppato dal Centro Comune di Ricerca (Ispra) della Commissione Europea e in particolare dall' European Soil Bureau Network (ESBN), (EUSOILS, 1999). Il database fornisce informazioni su questo parametro con una risoluzione di 10 x 10 km.

Il calcolo del carico critico richiede che siano note le caratteristiche dell'orizzonte o degli orizzonti di suolo considerati. La profondità del suolo considerato varia in funzione dell'uso del suolo o del dettaglio richiesto. Si considera tuttavia che ai fini della protezione degli ecosistemi, per quanto riguarda il piombo e il cadmio, i principali processi la cui alterazione potrebbe dar luogo ad effetti dannosi abbiano luogo principalmente nell'orizzonte organico (O) e negli orizzonti superficiali più ricchi di sostanza organica (UBA, 2004). Per tale motivo, nelle aree agricole, la profondità considerata deve coincidere con quella all'interno della quale avvengono i processi biologici e fisico-chimici.

Per gli ecosistemi forestali invece appare opportuno che il calcolo del carico critico avvenga per gli orizzonti organici e, per il primo orizzonte minerale, separatamente. In questo caso l'orizzonte che risulterà più sensibile determinerà un valore di carico critico finale.

Valori di default per l'orizzonte superficiale (z_0) sono:

- foreste 0.1 m
- praterie 0.1 m
- aree agricole 0.3 m

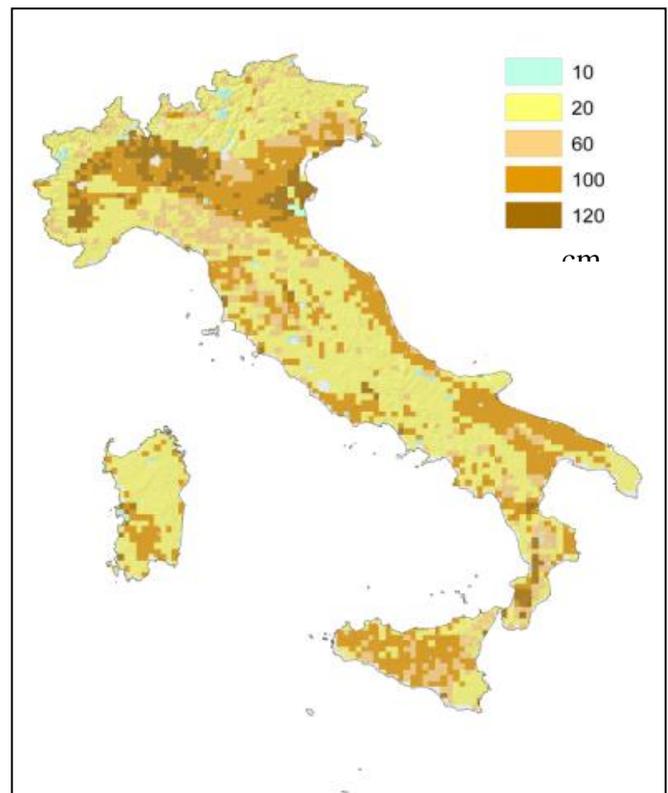


Figura 4: Carta dei profondità dei suoli (cm)

La pressione parziale di CO₂ (fig. 5) nei suoli è un parametro introdotto nel calcolo per descrivere le perdite di bicarbonato con la percolazione di acqua del suolo. La pressione parziale di CO₂ in aria ambiente (circa 370 ppm) può raggiungere valori sensibilmente più elevati nel suolo per i processi ossidativi della materia organica e di respirazione. Questi ultimi sono fortemente dipendenti dalla temperatura del suolo. La pressione parziale di CO₂ viene quindi stimata sulla base di un relazione empirica proposta da Brook et al. (1983):

$$\log_{10} p\text{CO}_2 = - 2.38 \cdot T$$

In tabella 6 vengono riportati i valori sintetici che caratterizzano la pressione di CO₂ in ognuno degli ecosistemi analizzati.

Tabella 6: Pressione di CO₂ nel suolo

Ecosistemi [EUNIS]	pCO ₂						
	Minimo	Q* ₁	Media	Mediana	Q* ₃	Massimo	Dev.
I1	16,4	26,8	29,3	29,1	32,7	45,8	4,1
G1	16,3	21,5	23,0	22,6	24,4	40,4	2,9
G3	16,3	18,3	20,2	18,8	21,7	45,8	3,9
E1	18,4	21,5	24,1	23,6	28,1	41,0	4,8
G2	20,0	26,1	28,6	28,8	32,6	45,8	4,7
E4	16,3	16,6	17,5	17,1	18,2	29,7	1,4
G4	17,0	20,2	20,7	20,6	20,7	29,7	1,4
E2	17,4	17,4	20,2	19,0	22,5	29,7	3,8
B1	27,7	29,8	30,7	29,8	32,9	37,8	2,2
B3	24,6	27,6	32,7	37,9	37,9	37,9	6,0
C3	21,3	21,3	21,5	21,3	21,3	22,1	0,3
C1	37,8						0,0
E3	30,4						0,0

*Q₁ e Q₃: Primo e Terzo Quartile ossia quel valore della distribuzione ordinata che rappresenta rispettivamente il 25% e il 75% della distribuzione .

I valori della pressione di CO₂, variano, per i dei terreni agricoli [I1], in un intervallo che oscilla da un minimo di 16,4 ad un massimo di 45,8 con dei valori medi e mediani intorno ai 29.

Gli ecosistemi delle dune costiere e le spiagge, [C e B], hanno valori medi e mediani leggermente superiori ai terreni agricoli mentre l'ecosistema boschivo [G] e quello delle praterie [E] hanno i valori medi e mediani comparativamente più bassi.

Per quanto riguarda le temperature dei suoli (topsoil), i valori medi variano con la temperatura dell'aria e di altri parametri quali la quota, la copertura vegetale, il contenuto in acqua. Un semplice approccio che considera esclusivamente i parametri temperatura media dell'aria e quota (FOEFL, 1994). La temperatura dei suoli può essere calcolata sulla base della seguente equazione:

$$K = \begin{cases} T + 273 & , \text{ se } H \leq 300 \\ 283,5 - 0,003 * (H - 600) & , \text{ se } 300 < H \leq 1700 \\ 280,1 & , \text{ se } H > 1700 \end{cases}$$

dove:

K = temperatura del suolo ad una profondità di 0,2 m, in gradi Kelvin;

T = temperatura dell'aria, in °C

H = altitudine sul livello del mare, in m

Utilizzando i dati di temperatura media dell'aria e il modello digitale del terreno (DTM) con maglie di lato 250 m, ricampionato a 1 Km x 1 Km, è stata prodotta una copertura completa del territorio italiano.

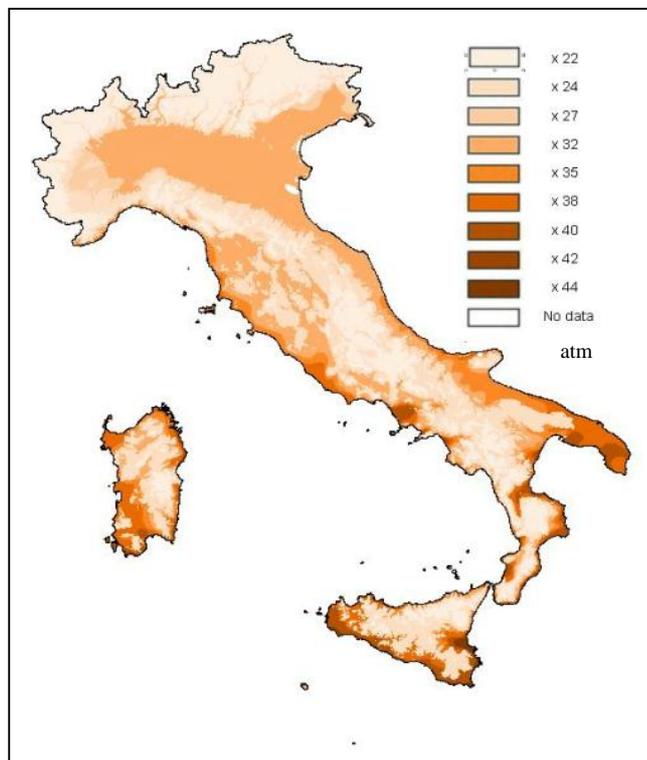


Figura 5: Carta della pressione parziale di CO₂ in atmosfere (multipli della pressione ambientale)

La carta della tessitura dei suoli agricoli e forestali (fig. 6) è frutto di un'elaborazione, suggerita dal Manuale per la mappatura dei carichi critici (UBA 2004), a partire dalle informazioni reperibili dalla Carta dei suoli d'Europa (CEC, 1995) che individua 6 classi di tessitura da grossolana a fine, alle quali è stato possibile attribuire una stima quantitativa delle rispettive percentuali di sabbia, limo e argilla.

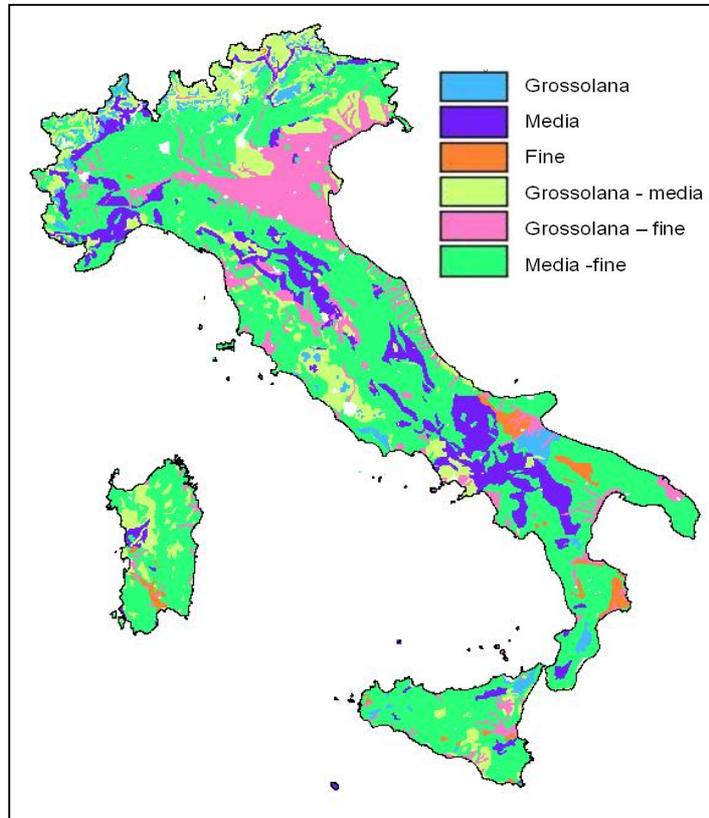


Figura 6: Carta della tessitura dei suoli

Il pH dei suoli (Fig. 7) rappresenta un'importante informazione sullo stato fisico-chimico del suolo in grado di condizionare la biodisponibilità dei metalli pesanti. Le informazioni inerenti il pH derivano dal database esistente già utilizzato per il calcolo del carico critico di acidità ed eutrofizzazione. I valori sono stati elaborati a partire da informazioni su vegetazione, clima e suolo, estratti dal database europeo *Eusoils*, curato dal JRC (Centro di Ricerca Comunitario) di Ispra.

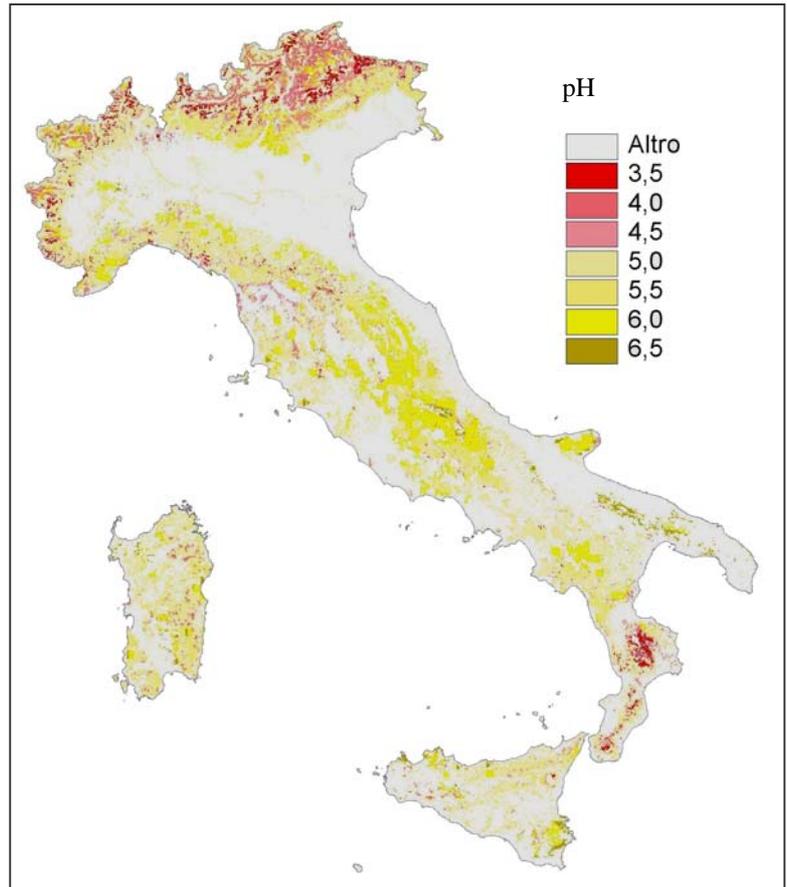


Figura 7: Carta del pH nei suoli

In tabella 7 sono stati riportate le statistiche relative alla materia organica e al pH nel suolo.

Tabella 7: Indici sintetici di Materia Organica e pH del suolo

Ecosistemi [EUNIS]	Materia Organica							pH								
	Minimo	Q ₁	Media	Mediana	Q ₃	Massimo	Dev.	Minimo	Q ₁	Media	Mediana	Q ₃	Massimo	Dev.		
I1	0,42	1,38	1,5	1,60	1,76	4,20	0,4	6,00	6,5	6,9	7,0	7,4	8,00	0,5		
G1	0,42	1,42	1,6	1,64	1,78	4,20	0,4	5,00	6,0	6,2	6,4	6,6	8,00	0,6		
G3	0,42	1,21	1,4	1,50	1,74	4,20	0,4	5,00	5,8	6,2	6,2	6,6	8,00	0,5		
E1	0,42	1,44	1,6	1,64	1,75	4,20	0,3	5,00	6,1	6,3	6,4	6,7	8,00	0,6		
G2	0,42	1,48	1,6	1,67	1,75	4,20	0,4	5,00	6,4	6,4	6,6	6,7	8,00	0,5		
E4	0,70	1,08	1,3	1,48	1,66	2,47	0,4	5,00	5,8	6,1	6,1	6,5	7,70	0,5		
G4	0,70	1,50	1,6	1,68	2,15	2,47	0,5	5,00	6,2	6,3	6,4	6,7	7,70	0,6		
E2	0,83	0,94	1,4	1,97	1,97	2,22	0,5	5,70	5,7	6,2	6,4	6,5	7,70	0,5		
B1	1,33	1,57	1,6	1,76	1,76	1,76	0,1	5,20	6,3	6,4	6,3	6,7	6,80	0,4		
B3	1,21	1,65	1,8	1,80	1,80	4,20	0,5	5,90	6,1	6,5	6,7	6,7	6,80	0,4		
C3	1,51	1,51	2,1	1,51	4,00	4,00	1,0	6,40	6,7	6,6	6,7	6,7	6,70	0,1		
C1	4,02							0,0	6,1							0,0
E3	1,05							0,0	6,2							0,0

*Q₁ e Q₃: Primo e Terzo Quartile ossia quel valore della distribuzione ordinata che rappresenta rispettivamente il 25% e il 75% della distribuzione .

Il parametro contenuto di materia organica risulta compreso tra 0,4 e 4,2 con variazioni standard intorno allo 0,4. Il valore medio oscilla intorno a 1,6.

Il pH del suolo si aggira intorno a 6,5 con un massimo di 8 e minimo di 5 negli ecosistemi di boschi e foreste. La variazione di questo parametro è mediamente 0,5. Il suolo italiano risulta quindi leggermente acido con valori medi di poco inferiori a 7.

6. APPLICAZIONE DEL MODELLO DEL BILANCIO DI MASSA SEMPLIFICATO IN CONDIZIONI STAZIONARIE

Il metodo applicato consente di calcolare i valori di carico critico per un metallo M (piombo e cadmio) con riferimento agli orizzonti superficiali del suolo. Questo valore calcola la somma degli *output* sostenibili legati alla produzione agricola, forestale e ai deflussi nei suoli, sottraendoli agli *input* di origine naturale.

L'approccio considera, come condizione di base che il carico critico sia pari all'*uptake* (quantità di metallo sottratto dalle piante al suolo) legato all'accrescimento in biomassa degli ecosistemi forestali o alla produzione agricola, sommata ad un livello ritenuto accettabile di deflusso di un metallo M (Cd,Pb) dal suolo:

$$CL(M) = M_u + M_{le(crit)}$$

dove

$CL(M)$ = carico critico di un metallo M (Cd,Pb) ($g\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

M_u = *uptake* di un metallo M (Cd,Pb) effettuato dalla pianta ($g\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

$M_{le(crit)}$ = deflusso critico di un metallo M dall'orizzonte del suolo considerato ($g\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

$M_{le(crit)}$ si riferisce esclusivamente al deflusso verticale di acqua (non vengono considerati eventuali flussi laterali) verso le falde. Per un dato valore di carico critico il limite critico deriva da un valore di concentrazione considerata tossica di un metallo M nel suolo o nelle acque di percolazione.

Per il calcolo del termine M_u la resa vegetale media viene moltiplicata per il contenuto del metallo M della porzione della pianta che viene raccolta e per un coefficiente che tiene conto della frazione di metallo M dovuta all'*uptake* da parte del suolo, limitatamente all'orizzonte radicale. Questo coefficiente assume valore compreso tra 0 e 1.

Si avrà quindi:

$$M_u = f_{Mu} * Y_{ha} [M]_{ha}$$

dove

M_u = la quota di un metallo M incorporata nei raccolti in condizioni di carico critico ($g\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

f_{Mu} = la frazione di uptake di metallo nel profilo del suolo considerato, inclusi i processi di deposizione sulle foglie

Y_{ha} = la resa (biomassa vegetale raccolta in peso secco) ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

$[M]_{ha}$ = il contenuto in un metallo M della parte dei vegetali oggetto di raccolta ($g\ kg^{-1}$)

Per il calcolo di M_u (quantità di metallo assorbito dai vegetali) sono state utilizzate le cosiddette transfer function calcolate dal CCE e contenute nel manuale (UBA, 2004) al fine di valutare la quantità di metalli pesanti contenuti nella biomassa vegetale raccolta (M_{ha})

Per quanto riguarda le concentrazioni di un metallo M nelle parti delle specie vegetali di interesse agricolo raccolte è possibile disporre di informazioni da indagini nazionali, regionali o locali o fare riferimento ai valori di default proposti dal manuale per la Mappatura dei carichi critici (UBA, 2004 § 5.,5).

In ecosistemi che presentano un elevato valore di surplus di precipitazioni la quantità di un metallo M rimossa con la crescita delle specie vegetali può risultare molto modesta rispetto ai quantitativi che lasciano lo stesso ecosistema attraverso le acque di percolazione.

In Tabella 8 sono sintetizzate le statistiche relative al metallo incorporato nei raccolti, la resa, la frazione di uptake di metallo nel suolo e il contenuto di metallo nella parte dei vegetali oggetto di raccolta.

Tabella 8: Sintesi statistica della quota di metallo incorporato nei raccolti

Ecosistemi [EUNIS]	M _u Cadmio							M _u Piombo							
	Minimo	Q* ₁	Media	Mediana	Q* ₃	Massimo	Dev.	Minimo	Q* ₁	Media	Mediana	Q* ₃	Massimo	Dev.	
I1	0,00	0,36	0,4	0,47	0,61	1,01	0,2	0,0	4,7	5,3	6,1	7,8	13,0	2,3	
G1	0,05	3,23	3,7	4,03	4,44	6,34	1,0	1,1	64,6	74,6	80,5	88,8	126,8	19,6	
G3	0,07	4,80	3,9	5,20	6,38	6,39	2,3	1,5	95,9	78,6	104,1	127,5	127,9	45,3	
E1	0,02							0,0	0,26						
G2	0,36	1,88	2,5	1,88	3,56	5,62	1,0	7,1	37,6	49,9	37,6	71,1	112,4	19,3	
E4	0,02							0,0	0,26						
G4	0,07	0,44	0,4	0,44	0,44	0,55	0,1	1,5	8,8	8,7	8,8	8,8	11,1	1,1	
E2 B1 B3 C3 C1 E3	0,02							0,0	0,26						

Ecosistemi [EUNIS]	M _{ha} Cadmio	M _{ha} Piombo	f _{Mu} Cadmio & Piombo	Y _{ha} Cadmio & Piombo							
				Minimo	Q* ₁	Media	Mediana	Q* ₃	Massimo	Dev.	
I1	0,10	1,4	1,0	1,5	3434,1	3888,2	4495,4	5720,3	9547,2	1726,5	
G1	0,50	10,0	1,0	106,4	6465,0	7456,5	8053,1	8886,0	12677,0	1961,2	
G3	0,50	10,0	1,0	145,8	9590,0	7855,5	10408,8	12750,2	12788,4	4520,6	
E1	0,25	3,0	0,8	106,38							0
G2	0,50	10,0	1,0	715,0	3759,4	4990,4	3759,4	7114,8	11238,2	1929,8	
E4	0,25	3,0	0,8	106,38							0
G4	0,50	10,0	1,0	145,8	879,6	870,2	879,6	879,6	1108,2	107,0	
E2 B1 B3 C3 C1 E3	0,25	3,0	0,8	106,38							0

*Q₁ e Q₃: Primo e Terzo Quartile ossia quel valore della distribuzione ordinata che rappresenta rispettivamente il 25% e il 75% della distribuzione.

Per il calcolo della quota di metallo incorporato nei raccolti [Mu] si osservano valori molto bassi e costanti per gli ecosistemi delle praterie, dune costiere, spiagge e vegetazione delle sponde dei corpi acquiferi, mentre boschi e foreste presentano valori di circa 100 volte maggiori per il cadmio e dalle 34 ai 300 volte maggiori per quel che riguarda il piombo. L'ecosistema dei terreni agricoli ha valori medi di 0,4 g ha per il cadmio e di 5 g ha per il piombo.

Il flusso di un metallo M nelle acque di percolazione dei suoli può essere calcolato come segue:

$$M_{le(crit)} = c_{le} * Q_{le} * [M]_{tot,sw(crit)}$$

dove

M_{le(crit)} = il leaching (percolazione) di un metallo M dagli orizzonti superficiali (in g ha⁻¹ a⁻¹)

c_{le} = fattore dimensionale di conversione

[M]_{tot,sw(crit)} = concentrazione totale critica di un metallo M nelle acque di percolazione (in mg m³)

Q_{le} = flusso delle acque di percolazione dall'orizzonte del suolo considerato (in m a⁻¹).

In tabella 9 sono indicati i valori che caratterizzano la distribuzione del deflusso critico di Cadmio e Piombo.

Tabella 9: Deflusso critico di Cadmio e Piombo

Ecosistemi [EUNIS]	$M_{le(crit)}$ Cadmio							$M_{le(crit)}$ Piombo								
	Minimo	Q* ₁	Media	Mediana	Q* ₃	Massimo	Dev.	Minimo	Q* ₁	Media	Mediana	Q* ₃	Massimo	Dev.		
I1	0,40	3	3,7	4	6	16,63	1,8	0,84	6	7,6	8	12	28,92	3,7		
G1	0,61	10	12,0	14	18	34,20	5,3	1,48	19	23,1	26	37	70,25	11,5		
G3	0,65	11	12,9	15	18	29,56	5,2	1,48	18	23,0	26	40	78,17	11,5		
E1	0,84	6	7,5	9	12	25,66	4,2	1,01	10	13,4	16	24	42,57	7,3		
G2	0,65	4	5,0	5	7	18,66	2,4	1,36	9	11,1	12	15	28,15	4,1		
E4	3,13	12	13,5	14	16	26,32	3,7	5,71	18	21,2	21	33	63,46	9,7		
G4	5,31	15	18,0	19	23	32,78	6,5	9,34	29	36,8	44	70	71,73	17,9		
E2	3,91	9	10,7	12	12	16,90	3,3	4,59	11	19,3	26	29	48,48	10,2		
B1	2,89	5	5,3	5	7	7,19	1,6	4,50	8	10,3	8	21	20,75	5,1		
B3	0,88	5	6,3	15	15	15,28	5,6	1,60	6	10,5	18	18	18,34	5,9		
C3	15,81	20	19,1	20	20	20,10	1,8	26,65	55	48,7	55	55	54,94	11,8		
C1	3,22							0,0	3,85							0,0
E3	9,21							0,0	11,93							0,0

*Q₁ e Q₃: Primo e Terzo Quartile ossia quel valore della distribuzione ordinata che rappresenta rispettivamente il 25% e il 75% della distribuzione .

Il deflusso critico del metallo analizzato (M_{le}) ha un peso preponderante (oltre il 90%) nel calcolo dei carichi critici totali in tutti gli ecosistemi tranne che per bosco, foreste di conifere e latifoglie. Inoltre questi ultimi ecosistemi sono caratterizzati da una maggiore variabilità.

Il flusso di percolazione dell'acqua a livello delle radici (*drainage flux*) $Q_{le,zb}$ viene definito come il quantitativo di precipitazioni che non essendo evaporato o traspirato, fluisce dalla superficie del suolo verso gli orizzonti più profondi

$$Q_{le,zb} = P - E_i - E_s f_{Et,zb} * E_t \quad (\text{m a}^{-1})$$

dove

P sono le precipitazioni (m a^{-1})

E_i è l'evaporazione per intercettazione (m a^{-1})

E_s è l'evaporazione effettiva dal *topsoil* (suolo superficiale) (m a^{-1})

f_{Et,zb} è un fattore che descrive la frazione d'acqua utilizzata dalle piante

E_t è l'acqua traspirata effettivamente da parte delle piante (m a^{-1})

L'approccio si basa sull'assunzione che l'evaporazione dal suolo (E_s) avviene fino alla profondità z_b ⁶.

L'evaporazione dell'acqua intercettata dalla vegetazione può essere calcolata come una funzione della precipitazione (De Vries et al., 1991). Non disponendo di un dettagliato bilancio idrico per il territorio italiano, Q_{le} viene determinata sulla base dei dati storici di temperatura dell'aria che consentono di determinare l'evaporazione potenziale (E_{pot}) dai dati di precipitazione secondo:

⁶ z_b rappresenta la profondità alla quale, per definizione, avvengono i processi biologici e fisico-chimici nel suolo (0,1 m per foreste e praterie e 0,3 m per suoli agricoli)

$$Q_{le,zb} = P_m f_{Et,zb} * P_m^2 + (e^{(0.063 * T_m)} * E_{m,pot})^{-2})^{1/2} \quad (\text{m a}^{-1})$$

dove

P_m sono le precipitazioni medie annue in metri/anno (m a⁻¹)

T_m sono le temperature medie annue (°C)

E_m è l'evapotraspirazione potenziale media annua in metri/anno (m a⁻¹)

f_{Et,zb} è un fattore che descrive la frazione d'acqua utilizzata dalle piante (= 0.8 per gli orizzonti organici superficiali).

Nella Tabella 10 riportiamo le statistiche del flusso di percolazione dell'acqua suddiviso per ecosistema.

Tabella 10: Flusso di percolazione dell'acqua lungo il profilo del suolo.

Ecosistemi [EUNIS]	Q _{le}						
	Minimo	Q* ₁	Media	Mediana	Q* ₃	Massimo	Dev.
I1	0,05	0,3	0,4	0,4	0,6	1,45	0,2
G1	0,05	0,6	0,7	0,8	1,0	1,69	0,3
G3	0,05	0,6	0,7	0,8	0,9	1,95	0,3
E1	0,06	0,4	0,5	0,7	0,8	1,51	0,3
G2	0,05	0,3	0,3	0,3	0,4	0,99	0,1
E4	0,24	0,8	0,9	0,9	1,1	2,00	0,2
G4	0,35	0,9	1,1	1,2	1,5	1,77	0,4
E2	0,25	0,7	0,8	0,8	1,0	1,40	0,2
B1	0,20	0,3	0,4	0,3	0,7	0,67	0,1
B3	0,07	0,3	0,5	0,9	0,9	0,95	0,3
C3	0,99	1,6	1,5	1,6	1,6	1,64	0,3
C1	0,2						0,0
E3	0,6						0,0

*Q₁ e Q₃: Primo e Terzo Quartile ossia quel valore della distribuzione ordinata che rappresenta rispettivamente il 25% e il

Per i boschi europei la quantità di acqua percolata a livello radicale (Q_{le,zb}), si attesta su valori tra 0.1 e 0.6 m a⁻¹ ma può raggiungere anche valori superiori a 2 m a⁻¹ in prossimità delle zone costiere. Le stime sono affette da un'incertezza pari a ± 0.1 m a⁻¹ (per un maggiore dettaglio si può vedere pag 27 di questo documento). Le grandezze necessarie per il calcolo di Q_{le} sono le precipitazioni e temperature medie annue.

In figura 8 è rappresentato il parametro Q_{le}, cioè il flusso di acqua percolante a livello delle radici, calcolato sulla base delle precipitazioni e delle temperature, attraverso la procedura riportata in precedenza. In tabella 11 riportiamo le sintesi relative alla distribuzione del carico critico di cadmio e piombo a seconda dell'ecosistema preso in esame. In figura 9 vengono visualizzate i carichi critici nel loro campo di variazione e in funzione della loro superficie.

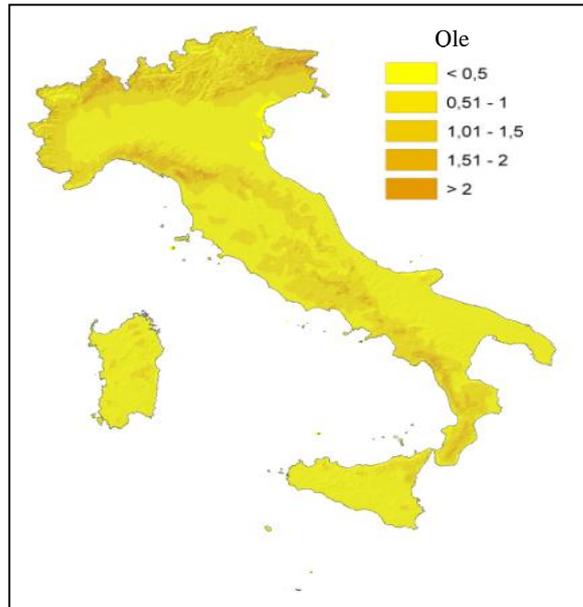


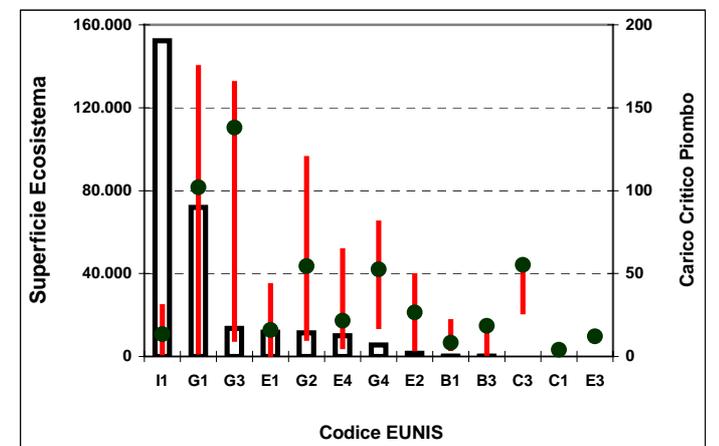
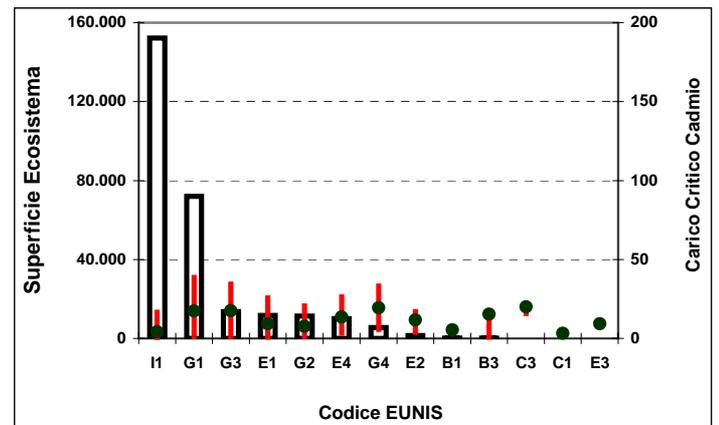
Figura 8: Flusso di acqua di percolazione nei suoli (Q_{le} , $m a^{-1}$)

Tabella 11: Distribuzione del Carico critico di Cadmio e Piombo in funzione dell'ecosistema analizzato

Ecosistemi [EUNIS]	Carico Critico Cadmio							
	Minimo	Q* ₁	Media	Mediana	Q* ₃	Massimo	Dev.	
I1	0,6	3,5	4,1	4,3	6,1	16,6	1,9	
G1	1,3	13,8	15,8	17,4	21,1	38,6	5,5	
G3	1,2	16,1	16,9	17,6	22,8	34,5	6,2	
E1	0,9	6,1	7,5	9,3	11,8	25,7	4,2	
G2	1,2	6,0	7,5	7,7	9,9	20,5	2,5	
E4	3,2	11,6	13,5	13,6	16,2	26,3	3,7	
G4	5,8	15,6	18,4	19,4	23,7	33,2	6,5	
E2	3,9	9,2	10,8	11,8	12,5	16,9	3,3	
B1	2,9	5,4	5,3	5,4	7,2	7,2	1,6	
B3	0,9	5,2	6,4	15,3	15,3	15,3	5,6	
C3	15,8	20,1	19,2	20,1	20,1	20,1	1,8	
C1							3,2	0,0
E3							9,2	0,0

Ecosistemi [EUNIS]	Carico Critico Piombo							
	Minimo	Q* ₁	Media	Mediana	Q* ₃	Massimo	Dev.	
I1	2,3	11,1	12,9	13,4	18,0	30,0	4,6	
G1	2,7	87,4	97,7	102,1	116,2	174,3	24,1	
G3	10,4	119,3	101,5	138,0	141,1	164,6	47,8	
E1	1,3	10,7	13,6	16,0	24,0	42,8	7,3	
G2	11,0	49,9	61,0	54,5	80,2	119,3	18,3	
E4	6,0	17,9	22,0	21,6	35,1	63,7	10,4	
G4	18,1	38,0	45,5	52,5	63,0	80,5	17,6	
E2	4,8	11,4	19,6	26,6	29,7	48,7	10,2	
B1	4,8	8,1	10,6	8,2	21,0	21,0	5,1	
B3	1,9	6,1	10,7	18,4	18,4	18,6	5,9	
C3	26,9	55,2	48,9	55,2	55,2	55,2	11,8	
C1							4,1	0,0
E3							12,2	0,0

Figura 9: Superficie, valore minimo, mediano e massimo del carico critico di Cadmio e Piombo suddiviso per ecosistema EUNIS



*Q₁ e Q₃: Primo e Terzo Quartile ossia quel valore della distribuzione ordinata che rappresenta rispettivamente il 25% e il 75% della distribuzione.

Tutti gli ecosistemi risultano maggiormente sensibili al cadmio rispetto al piombo. I valori medi, di entrambi i metalli, rappresentati in figura 1, evidenziano l'estrema sensibilità dell'ecosistema dei terreni agricoli rispetto agli altri ecosistemi studiati. I terreni agricoli rappresentano l'ecosistema più significativo con il 55% del suolo italiano. Boschi e foreste risultano invece meno sensibili.

7. MAPPATURA: LE CARTE TEMATICHE DEL CARICO CRITICO DI CADMIO E PIOMBO

Per la rappresentazione dei carichi critici si utilizza il criterio del 5° percentile che assegna ad ogni singola cella EMEP il valore di soglia individuato per l'ecosistema più sensibile che supera in estensione il 5% dell'area totale coperta da ecosistemi ricadenti nella stessa cella.

L'applicazione delle procedure di calcolo dei carichi critici per i metalli pesanti ha portato alla completa mappatura del territorio nazionale. I dati riportati nelle Figure 10 e 11 si riferiscono, rispettivamente al

cadmio e al piombo. A valori più elevati corrisponde una minore sensibilità e quindi una più elevata tolleranza del suolo alla deposizione atmosferica dei composti contenenti metallo.

Per quanto riguarda il cadmio le aree più sensibili si riscontrano prevalentemente nelle regioni meridionali e, in particolare, nelle aree costiere. Anche parte della Pianura Padana soprattutto la parte che ricade nella fascia emiliano-romagnola presenta valori di carico critico bassi.

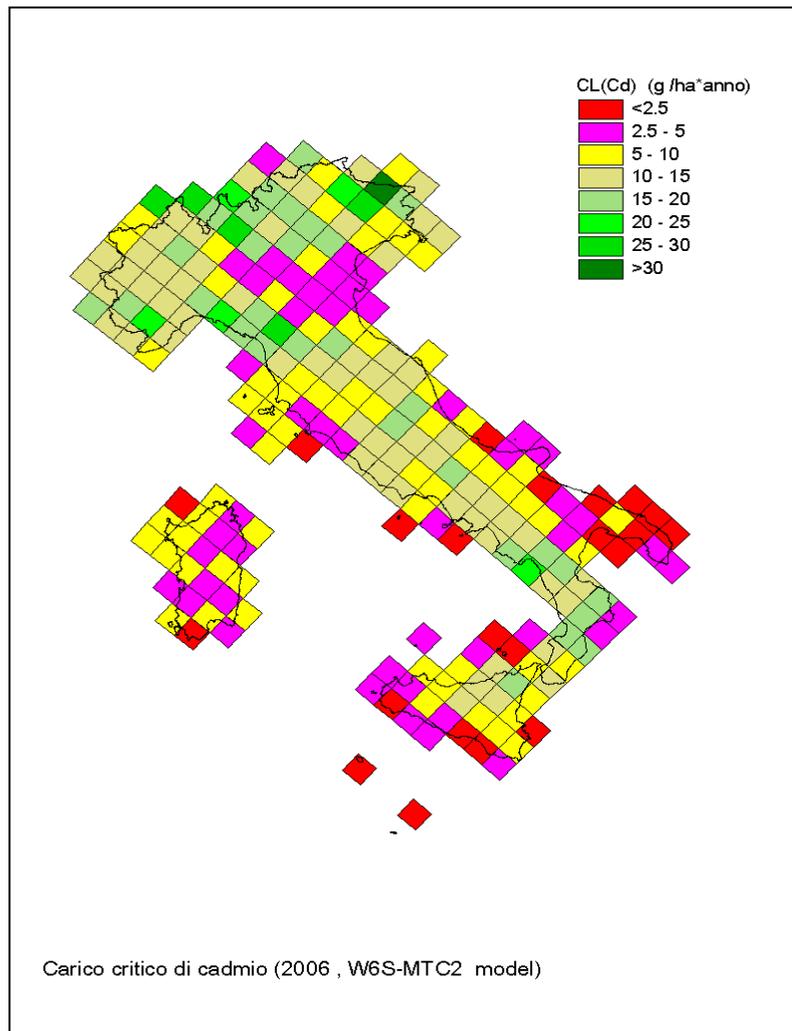


Figura 10: Mappa dei carichi critici per il cadmio riferita agli effetti ecotossicologici.

Per quanto attiene il piombo il quadro appare, almeno nell'Italia settentrionale, decisamente diverso rispetto a quanto emerso per il cadmio, con ampie porzioni del settore occidentale sensibili alle deposizioni di questo metallo. Si conferma per l'Italia centro-meridionale e in particolare per le zone di litorale una situazione di scarsa tolleranza degli ecosistemi alle deposizioni di piombo

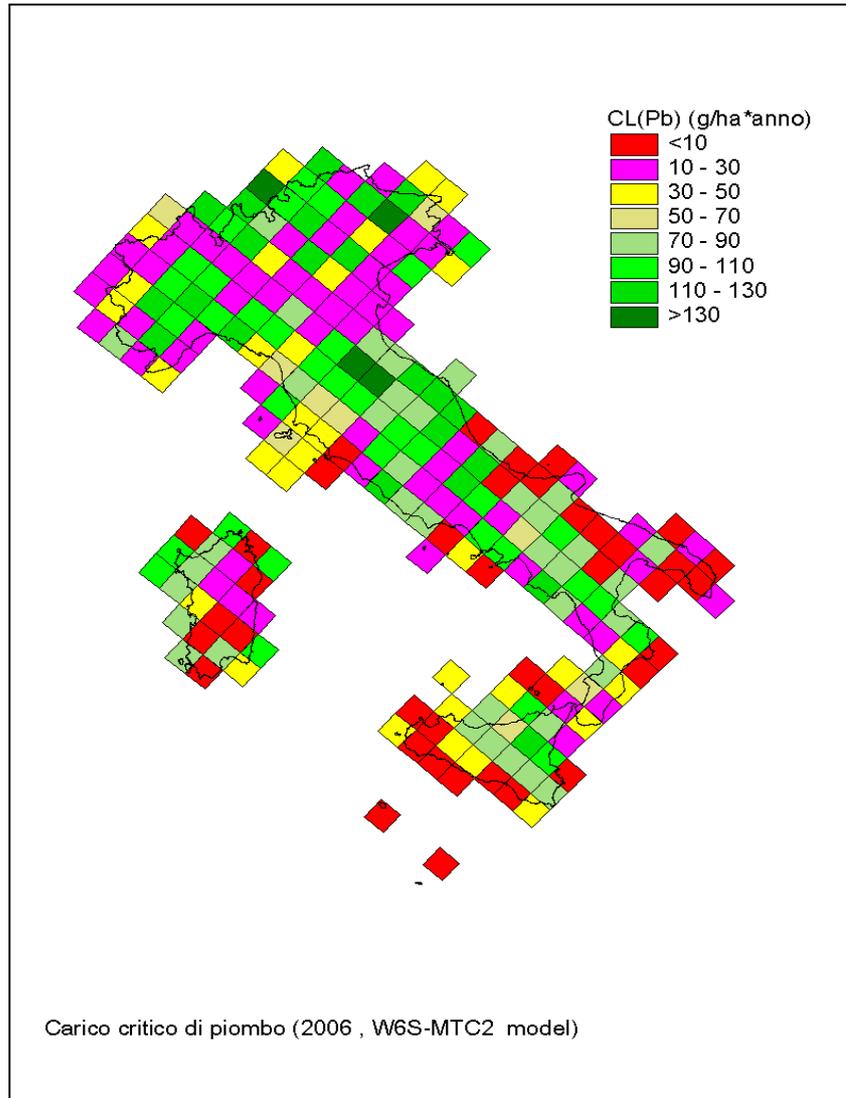


Figura 11: Mappa dei carichi critici per il piombo riferita agli effetti ecotossicologici.

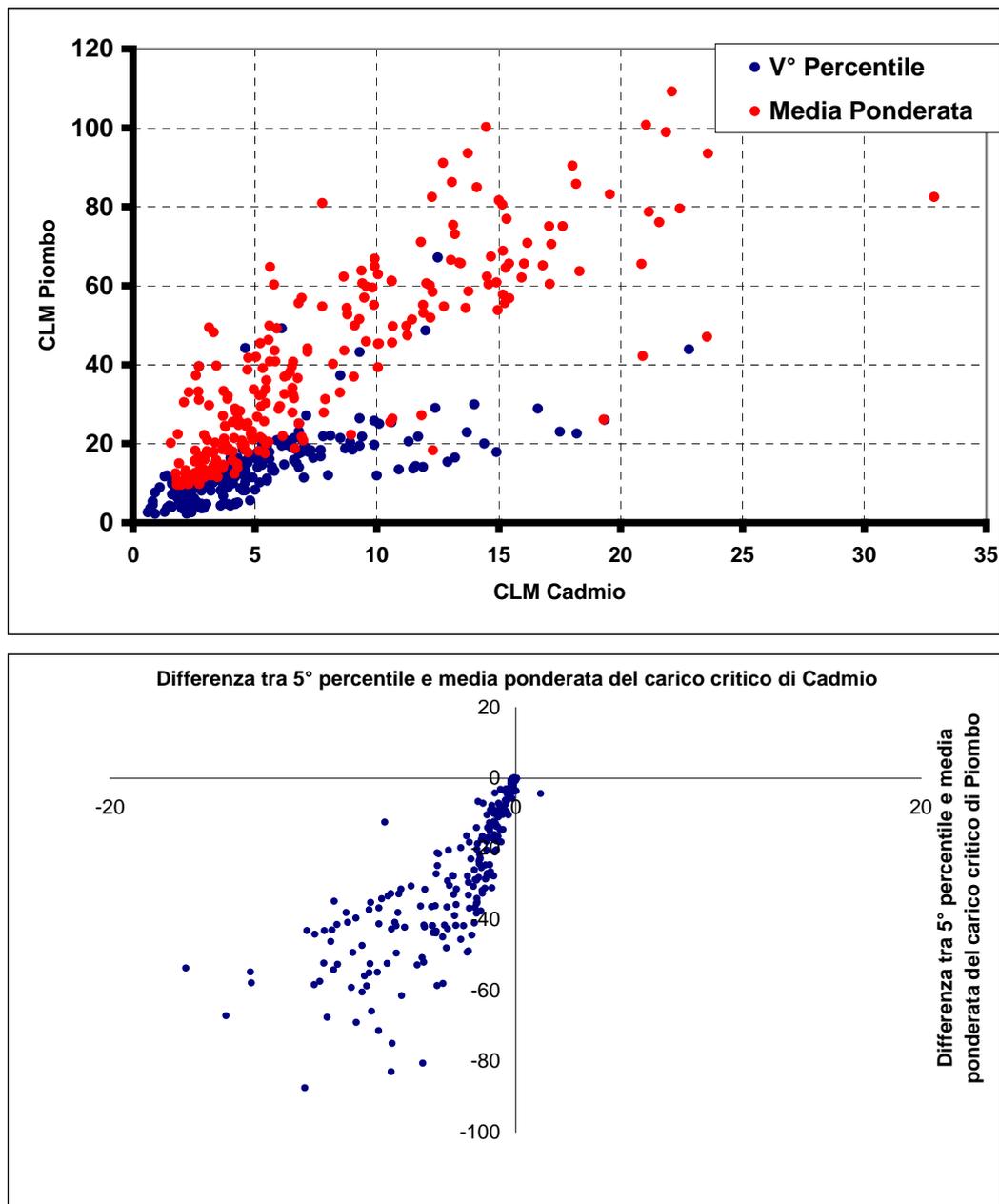
In tabella 12 è stata analizzato il differente valore di carico critico che si ottiene applicando come valore di sintesi il 5° percentile oppure la media ponderata con le superfici dell'ecosistema. Nella figura 12 ogni maglia EMEP è un punto avente come coordinate il carico critico di cadmio e di piombo calcolato con i due metodi (V° percentile e media ponderata).

Tabella 12: Confronto tra il valore di CLM calcolato con il V° percentile e CLM calcolato con la media ponderata rispetto alla superficie.

	Minimo	Q ₁	Media	Mediana	Q ₃	Massimo	Dev.
V° Percentile Cadmio	0,6	2,6	5,0	4,0	6,3	22,8	3,5
V° Percentile Piombo	2,2	8,2	13,8	12,2	17,8	67,2	8,9
Media Ponderata Cadmio	1,5	3,7	8,0	5,8	11,8	32,9	5,6
Media Ponderata Piombo	9,6	19,8	39,5	33,2	57,8	109,2	23,4

Correlazione V° percentile di Cadmio e Piombo = 0,65
 Correlazione Media Ponderata di Cadmio e Piombo = 0,82

Figura 12: Differenza tra V°percentile e Media ponderata rispetto alla superficie per il carico critico di Cadmio e Piombo



*Q₁ e Q₃: Primo e Terzo Quartile ossia quel valore della distribuzione ordinata che rappresenta rispettivamente il 25% e il 75% della distribuzione .

Dall'utilizzo del V° percentile per il calcolo di un valore di sintesi del carico critico, si osserva una più spiccata sensibilità del territorio, per entrambi i metalli analizzati, rispetto al valore ottenuto attraverso la media ponderata con la superficie dell'ecosistema.

Da questa analisi viene confermata la maggiore sensibilità dei recettori nei confronti del cadmio rispetto al piombo. Inoltre si osserva una buona correlazione lineare (r=0,82) tra i due metalli considerando le sole medie ponderate. Utilizzando il V° percentile del carico critico il coefficiente di correlazione tra i due metalli scende a circa 0,65.

Per calcolare il 5° percentile di ogni maglia EMEP si sono ordinati in ordine crescente i carichi critici di ogni ecosistema presente e si è preso quel valore minimo che copre almeno il 5% della superficie della maglia. Nell' utilizzare la media ponderata sono stati considerati tutti i carichi critici di ogni ecosistema pesandoli con la superficie relativa in quella maglia. Se analizziamo come esempio la maglia 69-35 avente una superficie totale di 1197 Km² composta da 5 diversi ecosistemi aventi ognuno una sua superficie. In questa maglia troviamo la parte nord occidentale della regione Valle d'Aosta confinante con Francia e Svizzera. Osserviamo come l'ecosistema terra agricola [I1] abbia il carico critico minore sia per il cadmio (4,6 g*ha*a⁻¹) che per il piombo (11,5 g*ha*a⁻¹) e copre una superficie di 95 km² ossia l'8% del totale. Quindi questi due valori rappresentano il nostro 5° percentile. Quando andiamo a calcolare il carico critico tramite la media ponderata dobbiamo prendere in considerazione non solo gli ecosistemi più sensibili ma tutti e cinque gli ecosistemi presenti nella maglia con le relative superfici. Quindi andremo a considerare l'ecosistema di boschi e foreste miste [G4] esteso per 29km² e con carichi critici di 8,5 e 23,2 g*ha*a⁻¹ rispettivamente per Cadmio e Piombo, considereremo i boschi e le foreste di latifoglie [G1] in tutti i suoi 248 km² e carichi critici di 18 e 100 g*ha*a⁻¹, l'ecosistema delle praterie alpine e sub alpine presenti in 484 km² con carichi critici di 13,6 e 18,8 g*ha*a⁻¹ e quello di boschi e foreste conifere presente in 341 km² con carichi critici di 13,9 e 86,6 g*ha*a⁻¹. Tutti questi valori sono stati utilizzati per calcolare la media ponderata dei carichi critici di cadmio [13,6 g*ha*a⁻¹] e piombo [54,4 g*ha*a⁻¹]. Quindi valori tre e cinque volte maggiori rispetto a quanto ottenuto con il 5° percentile.

8. LE CARTE DELLE ECCEDENZE AL CARICO CRITICO DI CADMIO E PIOMBO

Il calcolo delle eccedenze al carico critico di metallo pesante per cadmio e piombo è stato effettuato partendo dalle deposizioni di metallo modellate, fornite dall'EMEP⁷, per l'intero territorio nazionale. Dalla differenza tra i valori di deposizione e quelli di carico critico si è quindi ottenuto quello dell'eccedenza; l'obiettivo è quello di mantenere questo valore il più prossimo possibile allo zero.

L'analisi dei risultati mostra, nel caso del cadmio, una situazione assolutamente non critica, non evidenziando eccedenze in nessuna area del territorio italiano. Ciò potrebbe essere attribuito prevalentemente al basso valore di deposizioni che giungono sul suolo. Differentemente a quanto osservato per il cadmio, nel caso del piombo si osservano alcune aree di eccedenza, comprese però nella prima classe, cioè quella di valore più basso (da 1 a 500 g/ha*anno), disposte su tutto il territorio italiano, con prevalenza centro-sud della penisola. Tale situazione potrebbe essere dovuta, oltre che alle deposizioni atmosferiche anche alla elevata sensibilità degli ecosistemi presenti nel territorio.

⁷ L'EMEP rappresenta l'organismo internazionale che raccoglie i dati relativi ai principali inquinanti aerodispersi e coordina un grande progetto di modellizzazione delle emissioni e deposizioni sull'intero territorio europeo.

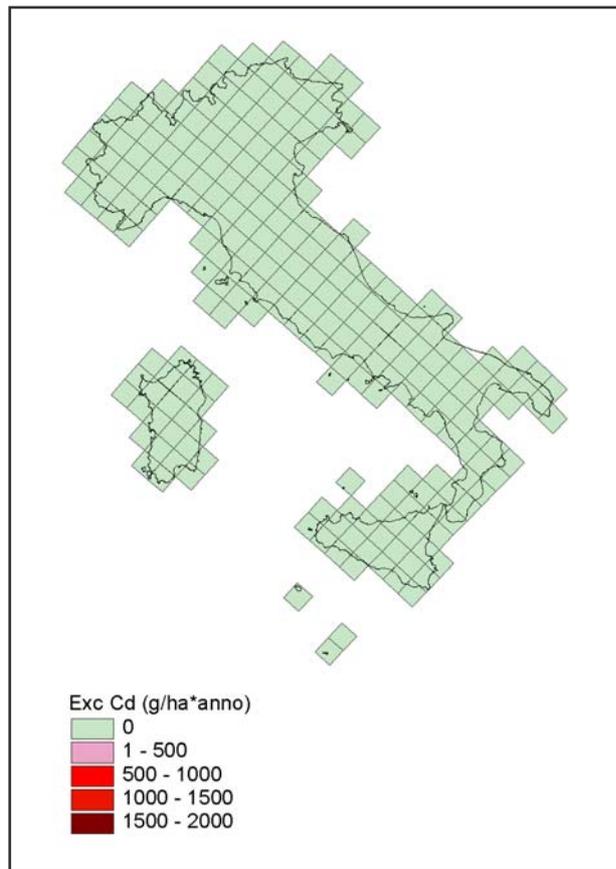


Figura 13: Mappa delle eccedenze al carico critico per il cadmio

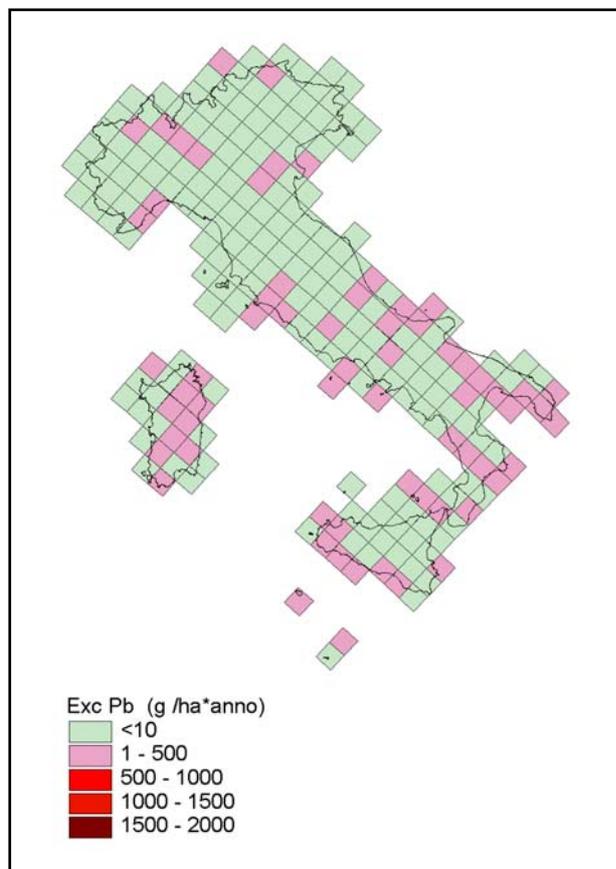


Figura 14: Mappa delle eccedenze al carico critico per il piombo

9. LE CARTE EUROPEE UNECE PER IL CARICO CRITICO PER PIOMBO E CADMIO

Il Centro Coordinamento Effetti olandese (CCE, Bilthoven) emette periodicamente delle *Call for Data* (richiesta di dati aggiornati), per gli NFC nazionali (National Focal Point). La richiesta riguarda la trasmissione dei dati di base necessari al calcolo dei carichi critici per piombo e cadmio sull'intero territorio nazionale. Tali informazioni comprendono dati fisico-chimici e geologici sui suoli, nonché dati meteorologici come precipitazioni e temperatura dell'aria, per terminare con l'elenco e l'estensione dei singoli ecosistemi vegetali presenti in ciascuna maglia 50 km x 50 km del reticolo EMEP. Sulla base di tali indicazioni il CCE redige poi dei *report europei* contenenti le carte tematiche di tutti i paesi cooperanti (fig. 13 e 14); in mancanza di dati ufficiali di un paese, in accordo con questo, provvede ad inserire i propri dati modellati al fine di includerli parimenti nel database europeo UNECE dei carichi critici.

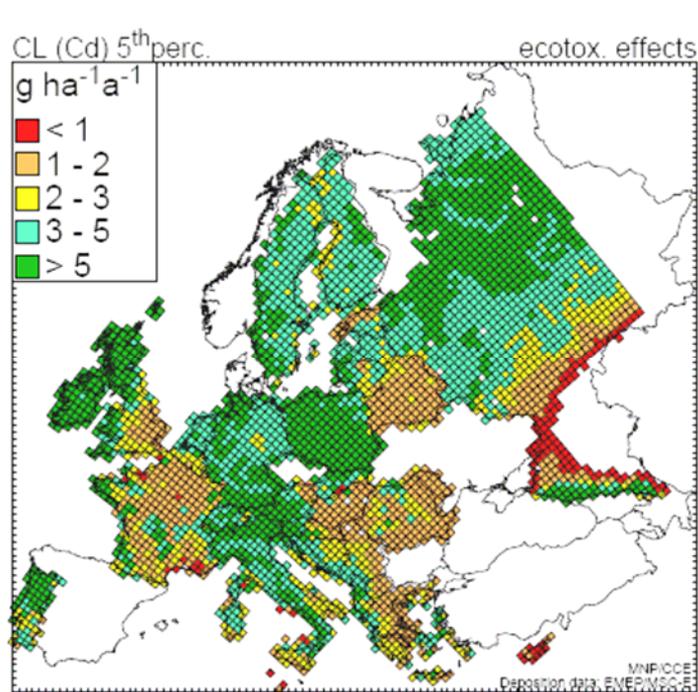


Figura 13: Carichi critici per il cadmio (V° percentile) ai fini della protezione degli ecosistemi. (CCE NFC Heavy Metal (website)Report, 2006)

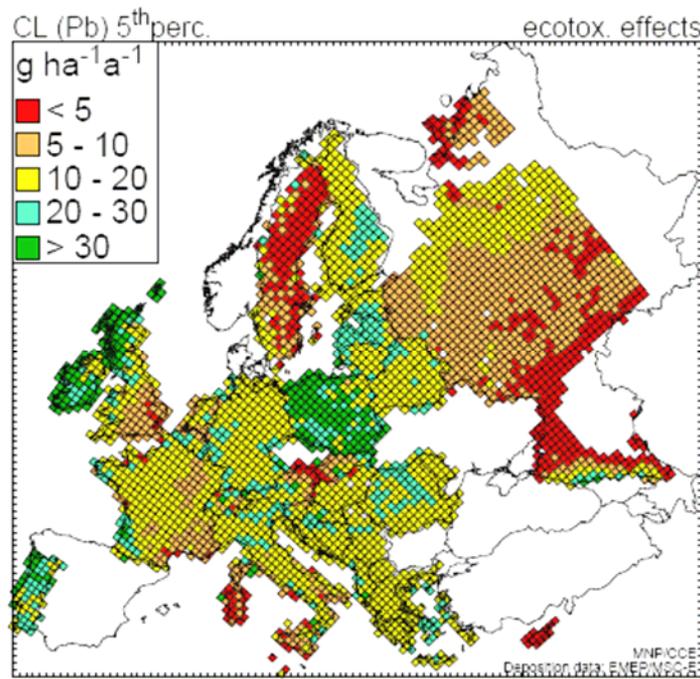


Figura 14: Carichi critici per il piombo (V° percentile) ai fini della protezione degli ecosistemi (CCE NFC Heavy Metal (website) Report, 2006)

I risultati ottenuti nel calcolo del carico critico di metalli pesanti per l'Italia, evidenziano una buona omogeneità rispetto allo scenario europeo dei paesi confinanti, in particolare per Germania e Svizzera. Tale realtà si evince anche dall'analisi delle carte tematiche tratte dal report annuale europeo 2006 per i metalli pesanti realizzato dal Centro di Coordinamento per gli Effetti di Bilthoven. Il carico critico per la Germania si attesta su valori simili a quelli calcolati per il nostro Paese sia per il cadmio che per il piombo, mentre considerazioni simili possono essere espresse anche per la Svizzera per il solo carico critico di cadmio. Per ciò che concerne il piombo invece si evidenziano, per il territorio elvetico, valori sensibilmente più bassi rispetto a quelli osservati per Italia e Germania. Tale risultato potrebbe attribuirsi a differenze nel substrato geologico e nella tipologia di vegetazione al suolo, unitamente alla diversa gestione delle aree forestali presenti. Anche la Francia presenta valori di CC più bassi dell'Italia per entrambi i metalli, probabilmente a causa del substrato geologico più calcareo, mentre la Spagna, avendo contestato la metodologia proposta dal CCE, non risulta attualmente tra i Paesi europei che hanno presentato i dati relativi ai carichi critici di metalli pesanti sul proprio territorio. Il problema riscontrato da alcuni stati mediterranei e osservato, seppur limitatamente, anche in Italia, è la forte presenza di substrati geologici calcarei, i quali non verrebbero considerati appropriatamente nella metodologia messa a punto dai paesi del nord Europa (in maggioranza Olanda e Germania). Tale modello tralascerebbe quindi l'influenza di tali suoli sul carico critico; essi presenterebbero infatti la capacità di legare i metalli, conducendo ad una sottostima nel calcolo del valore del carico critico. Come conclusione quindi risulterebbe biodisponibile nel suolo del metallo invece immobilizzato a causa dell'elevato pH del substrato di natura calcarea.

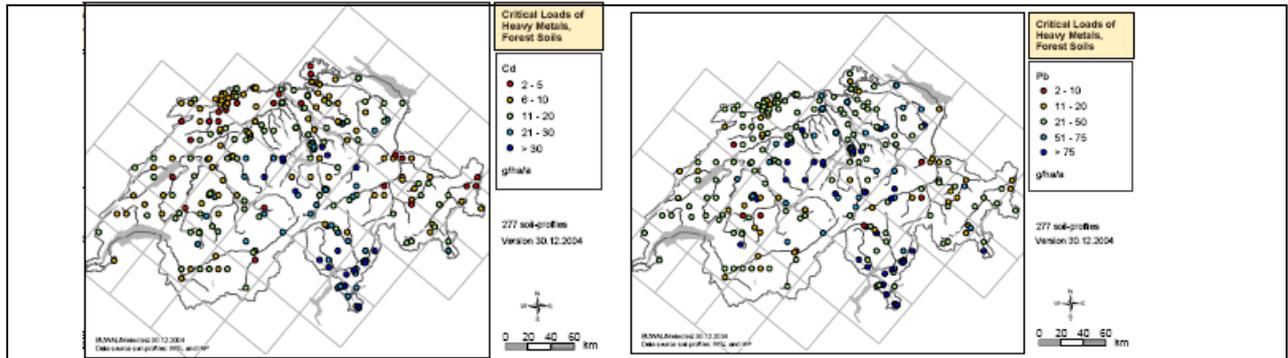


Figure CH-2. Critical loads of cadmium.

Figure CH-3. Critical loads of lead.

Figura 15: Carichi critici di piombo e cadmio calcolati per la Svizzera(*)

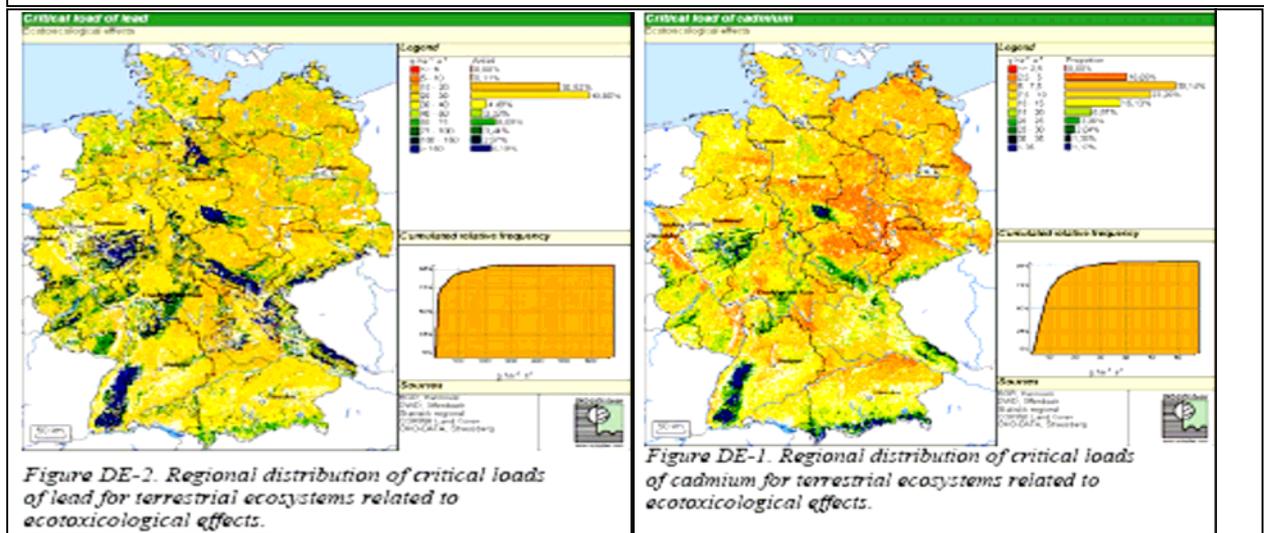


Figure DE-2. Regional distribution of critical loads of lead for terrestrial ecosystems related to ecotoxicological effects.

Figure DE-1. Regional distribution of critical loads of cadmium for terrestrial ecosystems related to ecotoxicological effects.

Figura 16. Carichi critici di piombo e cadmio calcolati per la Germania(*)

(*)Informazioni tratte dal report *Critical Loads of Cadmium, Lead and Mercury in Europe, Collaborative Report by CCE and EMEP MSC-E* (2005)

10. Bibliografia

- APAT (2001). Acidificazione ed eutrofizzazione da deposizioni atmosferiche: le mappe nazionali dei carichi critici
- ENEA (2003) Mappatura dei Carichi Critici di Cadmio e Piombo sul suolo Italiano. RT/2003/5/PROT
- APAT (2004) Image & Corine Land Cover 2000, SINAnet.
- Bonanni P., Buffoni A., Daffinà R., Silli V. Cirillo C.M., 2006. Sensibilità alle deposizioni atmosferiche: i carichi critici di acidità e di eutrofizzazione. APAT-Agenzia per la protezione dell'ambiente e i servizi tecnici. Roma, pp.95
- Brook G.A., Folkoff M.E., Box E.O., 1983. A world model of carbon dioxide. *Earth Surface Processes and Landforms* 8:79-88.
- Brown R.H., Wright M.D., 1994. Diffusive sampling using tube-type samplers. *Analyst* 119: 75-77.
- EEA, 2006 Air pollution by ozone in Europe in summer 2005. Overview of exceedances of EC ozone threshold values for April–September 2005. EEA Technical report No 3/2006 Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2006, pp.30.
- FOEFL (1994) Critical Loads of Acidity for Forest Soils and Alpine Lakes. Environmental Series N°234, Air, Federal Office of Environment, Forest and Landscape, Bern
- De Vries W (1991) Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and the impact of abatement strategies on forest soils. SC-DLO Rep. 46, Wageningen, Netherlands, 109 pp.
- Gerosa G., Ferretti M., Buffoni A., Spinazzi F., 2003 – Vegetation exposure to ozone at the Permanent Monitoring Plots of the CONECOFOR Programme in Italy: estimate AOT40 by means of passive samplers. In: Ferretti M., Bussotti F., Fabbio G., Petriccione B., (Eds.), *Ozone and Forest Ecosystems in Italy. Second report of the Task Force on Integrated and Combined (I&C) evaluation of the CONECOFOR programme. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Special Issue, Arezzo Anno 1999 Vol. 30, Suppl. 1 2003: 53-62.*
- Gregor H.-D., Nagel H.-D. & Schütze G. , 2000. Short guidance for the calculation of Critical Loads for Cadmium, Lead and mercury from effect based Critical Limits. In: Curlik et al. (Eds.): *Ad Hoc International expert group of effect based critical limits for heavy metals. Bratislava, Slovak republik, 11-13th October, 2000.*
- Hangartner M., Meuli C., Isler R., Lustenberger J., 1990. Vergleich von Ozonpassivsammlern mit kontinuierlichen Messgeräten. *Umwelttechnik* 4/90, Cicero Verlag, Zurich.
- Ispra, Italy.
- ISTAT (2002) 4° e 5° Censimento generale dell'Agricoltura, anni 1990 e 2001.
- Hettelingh J.P., Posch M., Slootweg J., 2006. Status of European Critical Loads and Dynamic Modelling In Posch M., Slootweg J., Hettelingh J.P. (Ed.). *European Critical Loads and Dynamic Modelling. Coordination Center for Effects National Environmental Assessment Agency Bilthoven, Netherlands RIVM Report No. 259101016*
- Krupa S.V., Nosal M., Peterson D.L., 2001. Use of passive ozone (O₃) samplers in vegetation effects assessment. *Environmental Pollution*, 112: 303-309.
- Krupa S.V., Nosal M., Ferdinand J. A., Stevenson R. E., Skelly, J. M., 2003. A multi-variate statistical model integrating passive sampler and meteorology data to predict the frequency distributions of hourly ambient ozone (O₃) concentrations. *Environmental Pollution* 124: 173-178.
- Loibl W., Winiwarter W., Kopsca A., Zueger J., Baumann R., 1994. Estimating the spatial distribution of ozone concentrations in complex terrain. *Atmospheric Environment*, 28 (16), 2557-2566
- Loibl W., Smidt S., 1996. Ozone exposure. Areas of potential ozone risks for selected tree species. *ESPR – Environ. Sci. & Pollut. Res.*, 3 (4): 213-217.
- EUSOILS, 1999. Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0. Joint Research Centre, Michalzik B., Kalbitz K., Park J.-H., Solinger S. and Matzner E. 2001. Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen – a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry* 52: 173–205.
- Ministero dell'Ambiente, 1992. Relazione sullo stato dell'ambiente. Carta della vegetazione reale d'Italia. Scala 1:1.000.000. Servizio valutazione impatto ambientale, informazione ai cittadini e per la relazione sullo stato dell'ambiente. Roma.
- Olcese L. E. & Toselli B. M., 2006. Recovery of the histogram of hourly ozone distribution from weekly average concentrations. *Environmental Pollution* 141 (2006) 81-89

- Posch M., Reinds G.J., 2006. The European Background Database. In Posch M., Slootweg J., Hettenlign J.P. (Ed.). European Critical Loads and Dynamic Modelling. Coordination Center for Effects National Environmental Assessment Agency Bilthoven, Netherlands RIVM Report No. 259101016
- Schwartz J. 1994. Low-level lead exposure and children's IQ: a metaanalysis and search for a threshold. Environ Res 65: 42-55.
- Tipping E. (2004) Calculation of critical total Cd and Pb concentrations in soil solution related to ecotoxicological effects with the specified model WHAM W6S-MTC2. In: De Vries W, Schütze G, Loftis S, Tipping E, Meili M, Römkens PFAM, Groenenberg JE: Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury.
- Tuovinen J.-P., 2002 - Assessing vegetation exposure to ozone: is it possible to estimate AOT40 by passive sampling? Environmental Pollution, 119: 203-214.
- UBA, 1996. Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are exceeded. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Federal Environmental Agency, Berlin.
- UBA, 2004. Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Federal Environmental Agency, Berlin.
- UN ECE (1988): Report from ECE critical levels workshop, held in Bad Harzburg, F.R.G., March 14-18, 1988. Umweltbundesamt, Berlin, Germany.
- Welch B.L., 1947 – The Generalization of Student' s' Problem when several Different Population Variances are Involved. Biometrika, vol. XXXIV, p. 28-35
- UN-ECE, 2000. Manual on methods and criteria for harmonised sampling, assessment , monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests”, part X - “Monitoring of Air Quality”.

11. Sitografia

<http://www.oekodata.com/icpmapping/index.html>
<http://www.mnp.nl/cce/new/>
<http://www.emep.int/>
<http://www.unece.org/env/wge/welcome.html>
<http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual/TFEI/unece.htm>
<http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>
<http://eussoils.jrc.it/>
http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Temi/Aria/Inquinamento_atmosferico_transfrontaliero/
<http://www.unece.org/env/lrtap/>