



APAT

**Agenzia per la protezione
dell'ambiente e per i servizi tecnici**

Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale

Sensibilità alle deposizioni atmosferiche: i carichi critici di acidità e di eutrofizzazione

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/2005

ISBN 88-448-0172-8

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

APAT

Grafica di copertina: Franco Iozzoli

Foto: Paolo Orlandi

Coordinamento tipografico

APAT - Servizio Stampa ed Editoria
Ufficio Pubblicazioni

Impaginazione e stampa

I.G.E.R. srl - Viale C.T. Odascalchi, 67/A - 00147 Roma

Stampato su carta TCF

Finito di stampare febbraio 2006

AUTORI:

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

*APAT, Dipartimento Stato dell' Ambiente e Metrologia Ambientale, Servizio
Inquinamento Atmosferico ed Ambiente Urbano

° Consulente APAT

errori ed omissioni sono di esclusiva responsabilità degli autori

PRESENTAZIONE

L'Agenzia per la protezione dell'Ambiente e per i Servizi tecnici (APAT) ha tra i suoi principali compiti istituzionali la raccolta, l'elaborazione e la diffusione dei dati e delle informazioni sullo stato e la dinamica dell'ambiente.

Tale compito si è andato nel tempo intensificando anche alla luce delle tendenze a scala europea che danno sempre maggiore enfasi al diritto di accesso all'informazione ambientale.

Il rapporto "*Sensibilità alle deposizioni atmosferiche: i carichi critici di acidità e di eutrofizzazione*", nato nell'ambito del supporto che APAT dal 1999 fornisce al Ministero dell'Ambiente e del territorio per gli adempimenti inerenti gli obblighi derivanti dalla Convenzione di Ginevra sull'Inquinamento transfrontaliero, si concentra su una importante categoria di indicatori di stato che esprimono la sensibilità dei recettori ambientali (suoli, acque, materiali) alle deposizioni di sostanze inquinanti.

L'informazione raccolta ed elaborata dall'APAT, trasmessa ai competenti organi internazionali si integra con quella prodotta dagli altri paesi costituisce la base tecnica dello sviluppo degli accordi internazionali concernenti limiti alle emissioni degli inquinanti atmosferici.

Giorgio Cesari
Direttore Generale APAT

PREMESSA

La realizzazione delle mappe dei carichi critici di inquinanti atmosferici per il territorio nazionale scaturisce da obblighi politici ed economici comunitari verso i quali il nostro Paese (come gli altri appartenenti alla UE) deve adempiere.

In particolare tali impegni fanno capo alla Convenzione per la Riduzione dell'Inquinamento Transfrontaliero (CLTAP- Convention of Long-range Transboundary Air Pollution, Ginevra 1979) per il contenimento e l'abbattimento delle emissioni inquinanti oltre frontiera.

Tale attività risulta sotto il patrocinio dalla Commissione Economica per l'Europa delle Nazioni Unite (UN/ECE) e prevede l'applicazione di metodologie di calcolo e modelling standardizzate proposte dal Centro per il Coordinamento per gli Effetti (CCE) di Bilthoven (Olanda).

Il presente rapporto segue ed aggiorna il precedente APAT del 2001 "Acidificazione ed eutrofizzazione da deposizioni atmosferiche: le mappe nazionali dei carichi critici" e offre una rassegna esaustiva non solo dell'informazione finale elaborata dall'APAT, ma anche delle metodologie più recenti seguite per giungere a tali risultati e dei dati di input utilizzati.

Antonio De Maio
Direttore Dipartimento
Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale

SOMMARIO

La Convenzione sull'Inquinamento Atmosferico Transfrontaliero a Lunga Distanza (Long-Range Transboundary Air Pollution) ha rappresentato negli ultimi 25 anni lo strumento di maggior successo per la riduzione delle emissioni di inquinanti atmosferici in Europa. Tale convenzione ha tra i suoi obiettivi la protezione dell'ambiente dall'azione degli inquinanti atmosferici (SO₂, NO_x, precursori dell'ozono, metalli pesanti, composti organici persistenti) e la sua attuazione avviene mediante l'adozione di Protocolli di riduzione delle emissioni dei singoli Paesi.

A partire dal II° Protocollo riguardante i composti dello zolfo (Oslo, 1994) i tassi di riduzione sono stati determinati secondo un approccio basato sulla selezione e mappatura dei recettori sensibili identificati sulla base del criterio del carico critico. Questo è definito come "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".

A tal fine è stato necessario predisporre una procedura articolata che prevede l'individuazione e quantificazione delle fonti, la determinazione delle ricadute e dei fenomeni di trasporto, la mappatura delle deposizioni e degli ecosistemi sensibili e l'individuazione delle aree di superamento (o eccedenza) del carico critico.

Nell'ambito di questo processo la mappatura degli ecosistemi sensibili rappresenta uno degli aspetti cruciali ed è demandata alle autorità competenti, in Italia l'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e i Servizi Tecnici (APAT). Da un punto di vista operativo tale mappatura prevede l'acquisizione di un ampio database secondo modalità descritte in un Manuale predisposto dal Centro di Coordinamento Europeo ma il cui livello di approfondimento dipende dai dati disponibili presso il singolo Paese.

Nel corso del 2004 l'APAT si è impegnata per un aggiornamento delle informazioni territoriali disponibili a livello nazionale, al fine di sviluppare una cartografia tematica inerente la sensibilità degli ecosistemi naturali alle deposizioni di composti ad azione acidificante ed eutrofizzante (deposizione di composti dell'azoto). Le mappe ottenute evidenziano una scarsa sensibilità dei suoli forestali italiani alle deposizioni acide. Ampie porzioni del territorio, per lo più ecosistemi forestali, risultano invece sensibili agli apporti atmosferici di azoto.

Tali osservazioni dovrebbero quindi invitare ad una gestione forestale particolarmente attenta all'equilibrio dell'ecosistema.

INDICE

1. Introduzione	15
2. Il concetto di carico critico	19
2.1 Aspetti generali	19
2.2 Carichi critici empirici	21
3. Le metodologie di calcolo del bilancio di massa in condizioni stazionarie	23
3.1 Carico critico di acidità	24
3.2 Carico critico di eutrofizzazione	24
4. Applicazione della metodologia SMB	25
4.1 Mappatura dei recettori: gli ecosistemi forestali	25
4.2 Mappatura dei suoli e dei relativi parametri geochimici	28
4.2.1 Rilascio di cationi basici (calcio, magnesio e potassio) nel suolo (BCw)	28
4.2.3 Contenuto in carbonio degli orizzonti superficiali dei suoli (C_{pool})	29
4.2.4 Dati di saturazione basica (B_{sat}) e di capacità di scambio cationica (CEC)	29
4.2.5 Pressione parziale di anidride carbonica nella soluzione del suolo (PCO_2)	30
4.3 Mappatura di parametri meteorologici	37
4.4 Mappatura delle deposizioni atmosferiche di cationi basici (Bcdep)	41
4.5 Prelievo di cationi basici e azoto da parte delle specie vegetali (N_u e BC_u)	43
4.5.1 Prelievo di azoto	44
4.5.2 Prelievo di cationi basici	44
4.6 Ulteriori parametri richiesti dal modello SMB	44
4.6.1 Denitrificazione (f_{de})	44
4.6.2 Azoto immobilizzato nel suolo (Ni)	45
4.6.3 Azoto volatilizzato come NH_3 (Nvol)	45
4.6.4 Perdite di azoto dovute agli incendi (Nfire)	46
5. Le mappe dei carichi critici e delle eccedenze	47
6. Realizzazione del database	53

7. Bibliografia	55
Allegato 1 - Carico critico per l'acidità	59
Allegato 2 - Carico critico per l'azoto nutriente	63
Allegato 3 - Il modello dinamico VSD	67
Allegato 6 - Carta delle regioni bioclimatiche d'Italia per la stima dell'azoto immobilizzato nel suolo	81
Allegato 7 - Carta dei suoli e metodologia di calcolo dell'alterazione dei minerali del suolo	83
Allegato 8 - Aggiornamento dei dati di temperatura e precipitazioni medi annui e dei parametri derivati	87
Allegato 9 - Metodologia di calcolo delle deposizioni totali dei cationi basici	91
Allegato 10 - Il sistema di riferimento EMEP	93

1. INTRODUZIONE

L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici supporta dal 1999 il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio nella raccolta dei dati e nell'applicazione delle procedure per la mappatura dei carichi critici relativi alle deposizioni atmosferiche con effetti acidificanti ed eutrofizzanti. Questa attività risponde ad un impegno assunto in sede internazionale conseguente alla adesione da parte italiana alla Convenzione sull'Inquinamento Atmosferico Transfrontaliero a Lunga Distanza (Long-Range Transboundary Air Pollution)¹, nota anche come Convenzione di Ginevra. Questo accordo internazionale è stato promosso dalla Commissione Economica delle Nazioni Unite per l'Europa (UN/ECE²), un organismo i cui obiettivi istituzionali sono quelli 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 stata particolarmente incisiva e volta ad una maggiore protezione dell'ambiente e della salute dell'uomo dall'azione dei diversi inquinanti atmosferici (ossidi di zolfo e di azoto, ammoniaca, composti organici volatili, metalli pesanti e composti organici persistenti). Tali inquinanti aerodispersi sono oggetto, tra l'altro, di fenomeni di trasporto a lungo raggio, oltre i confini dei singoli paesi (da cui il termine transfrontaliero della Convenzione). Molti dei provvedimenti che negli ultimi decenni hanno portato alla riduzione in Italia e in larga parte d'Europa delle emissioni in atmosfera di diversi composti nocivi per la salute umana e per l'ambiente derivano infatti da impegni assunti nell'ambito dell'adesione alla Convenzione.

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

¹ La Convenzione di Ginevra è di fatto entrata in vigore il 16 marzo 1983 e, il 1 maggio 1994, è stata ratificata da 38 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.

carichi critici per gli ecosistemi terrestri e delle relative procedure, con l'obiettivo di aggiornare ed integrare i dati già disponibili, acquisendo, nel contempo, nuove informazioni. Parallelamente è stata pure avviata la predisposizione di strumenti di calcolo più aggiornati al fine di realizzare delle carte quanto più possibile dettagliate della sensibilità degli ecosistemi terrestri presenti sul territorio nazionale alle deposizioni di composti con azione acidificante ed eutrofizzante. La predisposizione di un database nazionale e di un rapporto periodico circa le attività condotte scaturisce da un preciso impegno derivante dalla Convenzione.

La Convenzione di Ginevra e gli obblighi da essa derivanti

La Convenzione di Ginevra è strutturata in una serie di organi distribuiti su tre livelli (Figura 1) - l'Organo Esecutivo (Executive Body), i Gruppi di Lavoro (Working Groups) e le Unità Operative (Task Forces).

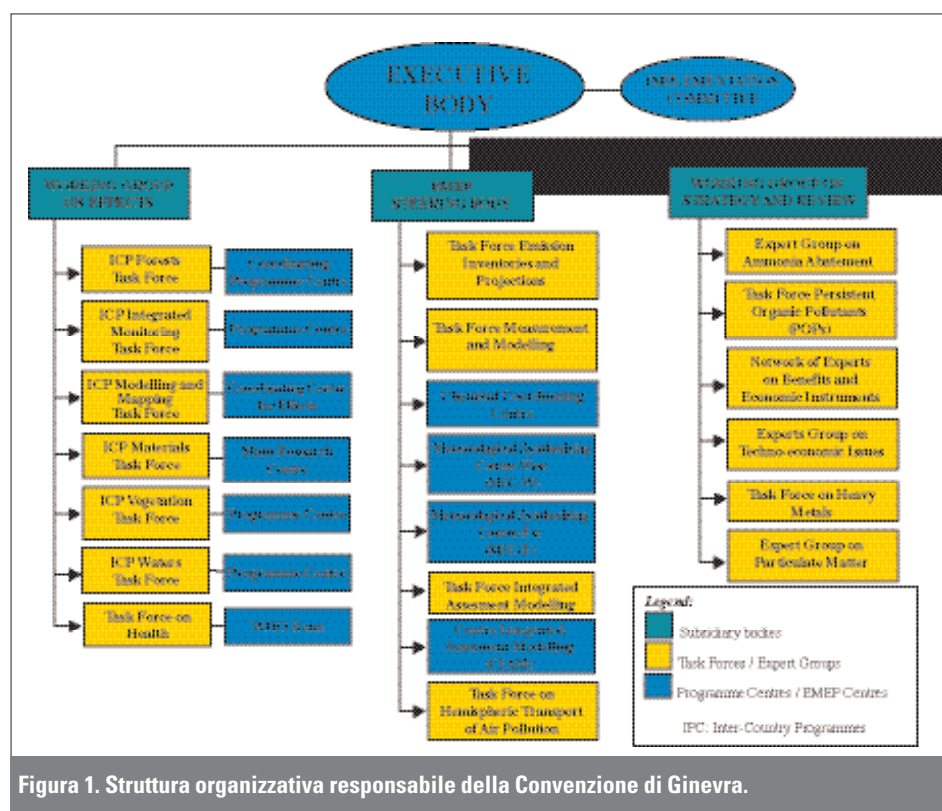


Figura 1. Struttura organizzativa responsabile della Convenzione di Ginevra.

Essa 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 della 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 (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).

Nei primi protocolli relativi al contenimento delle emissioni in atmosfera, il problema della riduzione delle emissioni di sostanze inquinanti è stato affrontato con un approccio puramente quantitativo basato su riduzioni indifferenziate delle emissioni di questi composti. 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. 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 ecosistemi 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.

È definita 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" [UN/ECE, 1988].

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

Nel 1988 la Convenzione UN-ECE sull'Inquinamento Atmosferico Transfrontaliero a Lunga Distanza ha adottato i concetti di carico e livello critico, assumendoli come base dello sviluppo futuro degli accordi internazionali concernenti i limiti alle emissioni degli inquinanti dell'aria.

I protocolli attuativi della Convenzione hanno consentito, come ricordato, rilevanti riduzio-

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

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).

ni delle emissioni nazionali di inquinanti atmosferici dei diversi Paesi aderenti alla Convenzione. Nell'ambito degli ultimi Protocolli tali riduzioni sono state negoziate e finalizzate sulla base dei valori di carico e livello critico.

Il processo con cui in sede UN-ECE si giunge a definire le modalità con cui individuare soglie inerenti la sensibilità degli ecosistemi alle deposizioni atmosferiche e, successivamente 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 fondati dal punto di vista scientifico, che portino alla più adeguata protezione degli ecosistemi. È 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 sul territorio.

Ciò avviene, in sostanza, mediante apporto di informazioni e 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 acidificanti ed eutrofizzanti, le procedure potranno risultare, in modo più o meno ampio, meno adeguate.

Lo sviluppo di queste procedure e metodi di calcolo avviene mediante affinamento progressivo di quelli esistenti, grazie ai contributi della comunità scientifica e delle autorità nazionali competenti; queste ultime sono incaricate di raccogliere i dati del loro Paese, verificarne la completezza e adeguatezza rispetto agli standard richiesti e analizzare preliminarmente i risultati dell'applicazione delle procedure di calcolo.

In queste fasi emergono quindi le possibili lacune ed insufficienze dei dati e delle procedure disponibili. Per ciò che concerne il data base, ciò chiama l'autorità nazionale competente a farsi carico e/o stimolare la produzione e raccolta di informazioni più complete e più aderenti alle necessità. Per quanto attiene alle procedure, invece, eventuali richieste di modifiche, suggerimenti o altri apporti tecnici potranno essere evidenziati negli incontri ad-hoc della Task Force per la Mappatura.

2. IL CONCETTO DI CARICO CRITICO

2.1 Aspetti generali

Gli inquinanti atmosferici una volta emessi dalle sorgenti possono ricadere nelle loro immediate vicinanze o essere trasportati dai venti anche per distanze considerevoli (Figura 2). Nel tempo che intercorre dalla loro emissione alla loro ricaduta al suolo, gli inquinanti atmosferici possono andare incontro a processi chimici che ne modificano le caratteristiche e la natura nonché il loro grado di tossicità e pericolosità nei confronti dell'ambiente. La loro ricaduta al suolo può avvenire con le precipitazioni meteoriche che danno luogo alle cosiddette "deposizioni umide", con le nebbie sotto forma di minute goccioline (deposizioni occulte) o, ancora, sotto forma di gas e particelle (deposizioni secche). Queste ultime sono di difficile stima in quanto il tasso di deposizione dipende dalla natura delle superfici interessate. Le chiome degli alberi, ad esempio, raccolgono notevoli quantitativi di deposizione secca grazie all'ampia superficie degli apparati fogliari.

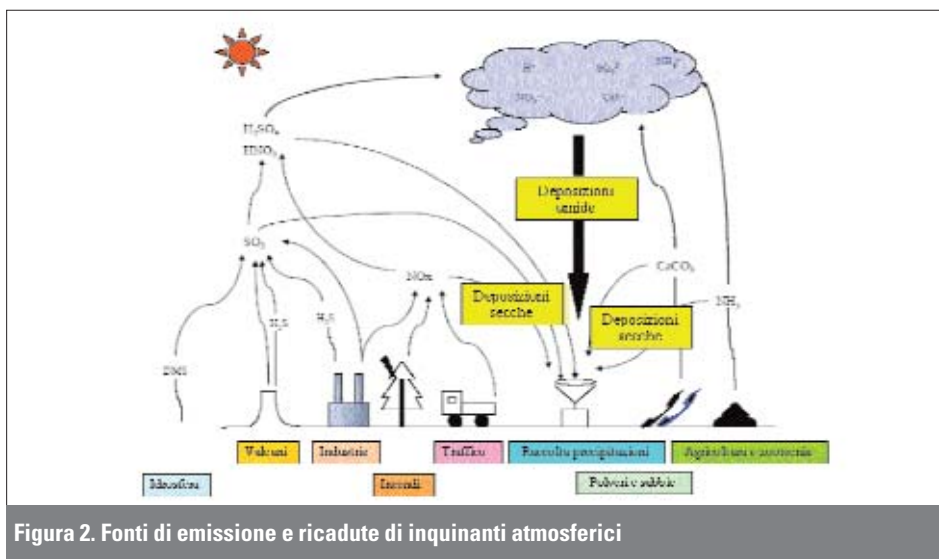


Figura 2. Fonti di emissione e ricadute di inquinanti atmosferici

È noto da tempo che vi è ampia variabilità circa la tolleranza agli inquinanti da parte degli ecosistemi terrestri ed acquatici. La sensibilità delle diverse specie vegetali può dipendere da loro specifiche caratteristiche ma anche dalle condizioni ambientali in cui si sviluppano. Ecosistemi forestali con analoga composizione, ad esempio, potranno mostrare sensibilità diversa agli apporti di acidità in relazione al tipo di suolo o al clima. Ecosistemi più sensibili necessitano quindi di una maggiore protezione rispetto ad altri che per le loro caratteristiche risultano più tolleranti. L'apporto di inquinanti in forma gassosa, di particelle e sotto forma di deposizione umida può avere quindi effetti assai diversi che possono consistere in riduzioni dell'accrescimento legnoso delle specie forestali, incremento della sensibilità ad agenti patogeni o ad avversità climatiche, modificazioni della composizione specifica degli ecosistemi, diminuzione della biodiversità.

Una riduzione delle emissioni che interessi aree con prevalenza di ecosistemi o specie poco sensibili avrà quindi una valenza ambientale significativamente diversa da quella di una riduzione che migliori le condizioni dell'aria e delle caratteristiche chimiche delle precipitazioni in zone ad elevata sensibilità.

Ridurre le emissioni in funzione del grado di sensibilità degli ecosistemi che da queste verranno raggiunti rappresenta quindi una importante evoluzione per dare maggiore efficacia possibile ai provvedimenti. Questo tuttavia presuppone:

- a) che vengano individuate delle soglie oltre le quali un inquinante o l'azione combinata di più inquinanti produca un danno riconoscibile;
- b) che si disponga di una "mappa" degli ecosistemi che evidenzii i diversi gradi di sensibilità;
- c) che sia possibile stabilire per i diversi inquinanti dell'aria il loro percorso e le zone dove questi raggiungeranno il suolo a partire dalle aree nelle quali vengono rilasciati.

Il primo aspetto viene affrontato in ambito UN/ECE dai Gruppi di lavoro (Task Force) che trattano i problemi degli effetti degli inquinanti sulla salute umana, sull'ambiente naturale e sui materiali. Sulla base della documentazione scientifica disponibile vengono suggerite le modalità con cui individuare le soglie che, come recita la definizione di carico/livello critico, possano garantire che non si registreranno effetti negativi sugli elementi sensibili.

Una volta individuati i diversi livelli di sensibilità dei recettori (ed esempio ecosistemi) è necessario conoscere, come detto, la loro distribuzione sul territorio. Questa operazione di mappatura è compito delle singole Autorità nazionali. Tuttavia le modalità e le procedure da impiegare vengono discusse da una specifica Task Force (Mapping and Integrated Modelling) alla quale partecipano i tecnici dei Paesi aderenti alla Convenzione.

Infine per valutare se la qualità dell'aria o delle deposizioni giunte attraverso le precipitazioni meteoriche rispettano i limiti massimi imposti dalla sensibilità degli ecosistemi, le diverse Task Force producono periodicamente delle mappe tematiche del territorio europeo che descrivono con un buon dettaglio (i dati prodotti si riferiscono a celle di 50 km di lato) le ricadute dei composti dello zolfo, dell'azoto, le concentrazioni di ozono, nonché le deposizioni di metalli pesanti sul suolo. Si tratta in realtà di un processo estremamente complesso che vede impegnati organismi di ricerca di alto livello quali lo IIASA (The International Institute for Applied Systems Analysis di Vienna), il NIVA (Norwegian Institute for Water Research norvegese), l'EMEP (Cooperative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe) ed altri. Mediante l'applicazione di modelli matematici complessi (modelli di dispersione e trasporto) e di banche dati georeferenziate di emissione di inquinanti atmosferici e di dati meteorologici costantemente aggiornati, vengono elaborati scenari delle concentrazioni/deposi-

zioni di inquinanti attuali; è possibile anche effettuare simulazioni delle condizioni future (scenari) al fine di valutare l'efficacia di provvedimenti in fase di definizione.

2.2 Carichi critici empirici

Con il termine di carico critico empirico si intende un valore massimo di deposizione di composti acidificanti e/o eutrofizzanti al di sotto del quale, sulla base di osservazioni dirette in natura, non si osservano effetti dannosi (modificazioni empiricamente riconoscibili) sulla struttura e sul funzionamento degli ecosistemi.

Nel corso del Workshop UN-ECE tenutosi a Lokeberg nel 1992 venne prodotta una specifica definizione in tal senso destinata a derivare carichi critici empirici per le deposizioni azotate. Si tratta, in sintesi, di valori di carico critico a cui è stato possibile giungere grazie ad esperimenti in condizioni controllate o ad osservazioni in natura, sulla base di analisi chimiche e di osservazioni della composizione e della struttura degli ecosistemi. Le conoscenze in termini di carichi critici empirici sono state recentemente organizzate in un database nel quale sono riunite le informazioni raccolte, classificate sulla base della loro solidità e affidabilità. Esse sono ordinate infatti come:

- a) dati affidabili (pubblicati su riviste scientifiche e confermati da altre indagini);
- b) informazioni piuttosto affidabili (studi paralleli hanno dato risultati coerenti);
- c) giudizi di esperti (sono disponibili in genere informazioni limitate, parziali o riferite ad aree specifiche).

Tra i dati ritenuti più affidabili vi sono quelli riguardanti i boschi di conifere (tra i più studiati in Europa) e di latifoglie. Per le conifere, si hanno valori di carico critico empirico per l'azoto compresi tra 10 e 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹, che possono scendere fino a 7 kg su substrati acidi. Per le latifoglie i valori vanno da 10-20 Kg N ha⁻¹ a⁻¹ per i suoli acidi, a 15-20 Kg N ha⁻¹ a⁻¹ per i suoli calcarei.

Gli effetti rilevati al di sopra di queste concentrazioni consistono principalmente in modificazione nella composizione della flora nemorale, o nella vitalità delle micorrize, o ancora in alterazioni dello stato nutritivo o del rapporto fusto/rami.

Da questi dati empirici è stata derivato un metodo assai semplificato per la determinazione dei carichi critici su ampia scala. Questo approccio, noto come "Metodo di livello zero", è stato il primo ad essere impiegato in molti paesi europei, anche in Italia, al fine di disporre di un quadro di massima della sensibilità degli ecosistemi alle deposizioni acide. I dati di base per questo tipo di metodologia sono limitati alla distribuzione della vegetazione, ai caratteri generali del suolo e al clima; ai singoli parametri vengono quindi associati dei pesi. Alla somma dei rispettivi valori è a sua volta associato un livello di sensibilità e un conseguente valore di carico critico. I carichi critici empirici mantengono tutt'oggi un loro significato in quanto rappresentano la verifica oggettiva del rapporto tra deposizioni acide (o eutrofizzanti) e danni all'ecosistema e impongono quindi agli altri approcci, basati su più complesse modellizzazioni, una sostanziale coerenza. Elenchi di carichi critici empirici per diverse tipologie di ecosistemi sono riportati in FOEFL (1996) e nel Manuale UN-ECE per la mappatura dei carichi critici alla sezione "Empirical critical loads".

3. LE METODOLOGIE DI CALCOLO DEL BILANCIO DI MASSA IN CONDIZIONI STAZIONARIE (SMB – STEADY STATE MASS BALANCE)

Il suolo forestale è stato individuato come l'elemento sensibile dell'ecosistema a cui si riferisce la definizione di carico critico. Vi è infatti ampio consenso che le modificazioni indotte sull'ecosistema dalle deposizioni di composti acidificanti ed eutrofizzanti siano mediate da effetti che interessano innanzitutto il comparto "suolo". I diversi approcci per il calcolo dei carichi critici per l'acidità e l'eutrofizzazione sono pertanto rivolti ad approfondire la risposta di questo comparto.

Il bilancio di massa semplificato è alla base di un modello per la definizione e la mappatura dei carichi critici per i composti acidificanti ed eutrofizzanti⁵. Il bilancio si basa sulla relazione tra un parametro ambientale, considerato indicatore dello stato dell'ecosistema, e la deposizione di composti acidi o eutrofizzanti. Diversi sono i parametri di tipo chimico che possono essere considerati (il pH del suolo, la concentrazione di nitrati nell'acqua che raggiunge la falda acquifera ed altro) anche se, in ultima analisi, ciò che si intende evitare, mantenendo il livello delle deposizioni al di sotto del valore di carico critico, è un'alterazione di parametri biologici, (ad esempio la crescita legnosa o la biodiversità dell'ecosistema) elementi che tuttavia risulterebbero di difficile valutazione e quantificazione.

Il parametro prescelto ha la caratteristica di rispondere al variare del tasso di deposizione e di riflettere lo stato dell'ecosistema. Il rispetto di un valore-soglia di questo parametro corrisponde a condizioni di equilibrio del bilancio di massa.

Di seguito viene data una sintetica descrizione dell'approccio SMB che rappresenta ad oggi la metodologia più applicata in Europa per il calcolo dei valori di carico critico. Maggiori dettagli sono riportati negli allegati 1 e 2.

Questo tipo di approccio "fotografa" le condizioni del suolo in un dato momento e non consente quindi di tenere conto delle caratteristiche delle deposizioni atmosferiche nel passato e dei processi da queste indotti, né può essere utilizzato per prevedere la futura evoluzione delle condizioni di un suolo sulla base di futuri scenari di deposizione. Per superare i limiti

⁵ Quest'ultimo termine indica un eccesso di apporti di azoto le cui conseguenze sugli ecosistemi forestali possono essere, ad esempio, squilibri nutritivi, minore resistenza ai parassiti, alterazione dei rapporti di concorrenza interspecifica.

e la semplificazione dell'approccio SMB sono stati proposti negli ultimi anni modelli cosiddetti dinamici che risultano tuttavia assai onerosi per quanto riguarda i dati di *input*. Uno dei più semplici, impiegato dal Centro di Coordinamento Europeo (CCE) per la realizzazione di mappe a livello continentale, è il Very Simple Dynamic Model o VSD (Allegato 3). Di seguito sono descritti i parametri che vengono presi in considerazione per la mappatura dei carichi critici mediante l'impiego dell'approccio SMB.

3.1 Carico critico di acidità

L'equazione alla base del bilancio di massa considera una serie di fattori interni ed esterni all'ecosistema in grado di incrementare o diminuire la sensibilità alle deposizioni di composti acidificanti.

Agiscono positivamente garantendo una più elevata capacità di neutralizzare le deposizioni atmosferiche di solfati e azoto responsabili dell'acidificazione:

- le deposizioni atmosferiche di cationi basici (BC_{dep})
- il rilascio, sempre di cationi basici, da parte dei minerali del suolo (BC_w)

Il primo rappresenta un apporto di calcio (Ca), magnesio (Mg) e potassio (K) dovuto al sollevamento e caduta di polveri dai suoli o dal trasporto di particelle alcaline (come ad esempio le cosiddette sabbie del Sahara).

Il secondo è il prodotto dell'alterazione dei minerali del suolo che disgregandosi ad opera dei fattori ambientali, mettono a disposizione numerosi elementi tra cui Ca, Mg e K. Un effetto opposto producono le deposizioni atmosferiche di cloruri (Cl_{dep}) di origine marina o, meno frequentemente, dovute ad emissioni antropiche.

Il principale processo biologico che determina una maggiore sensibilità del suolo alle deposizioni di composti acidificanti e quindi conduce a valori di carico critico inferiori, è dato dall'assorbimento di cationi basici da parte delle specie vegetali, in particolare da quelle arboree. In questo caso infatti, i cationi basici vengono sottratti al suolo per un lungo periodo. Con il taglio del bosco solo una parte di essi ritorna al suolo, mentre con il prelievo della massa legnosa una quota significativa viene definitivamente allontanata dall'ecosistema.

3.2 Carico critico di eutrofizzazione

I fenomeni che sottraendo azoto al suolo, ne accrescono la capacità di tollerare ulteriori apporti con le deposizioni sono:

- l'immobilizzazione di azoto nel suolo (N_i) mediante la formazione di humus, il prelievo di azoto legato all'accrescimento delle specie vegetali (N_v) analogamente a quanto avviene per i cationi basici
- le perdite di azoto per processi di denitrificazione (N_{de}), dove l'azoto nitrico, forma utilizzata dagli organismi vegetali, viene ridotto ad azoto gassoso e perso nell'atmosfera.

4. APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA SMB

4.1 Mappatura dei recettori: gli ecosistemi forestali

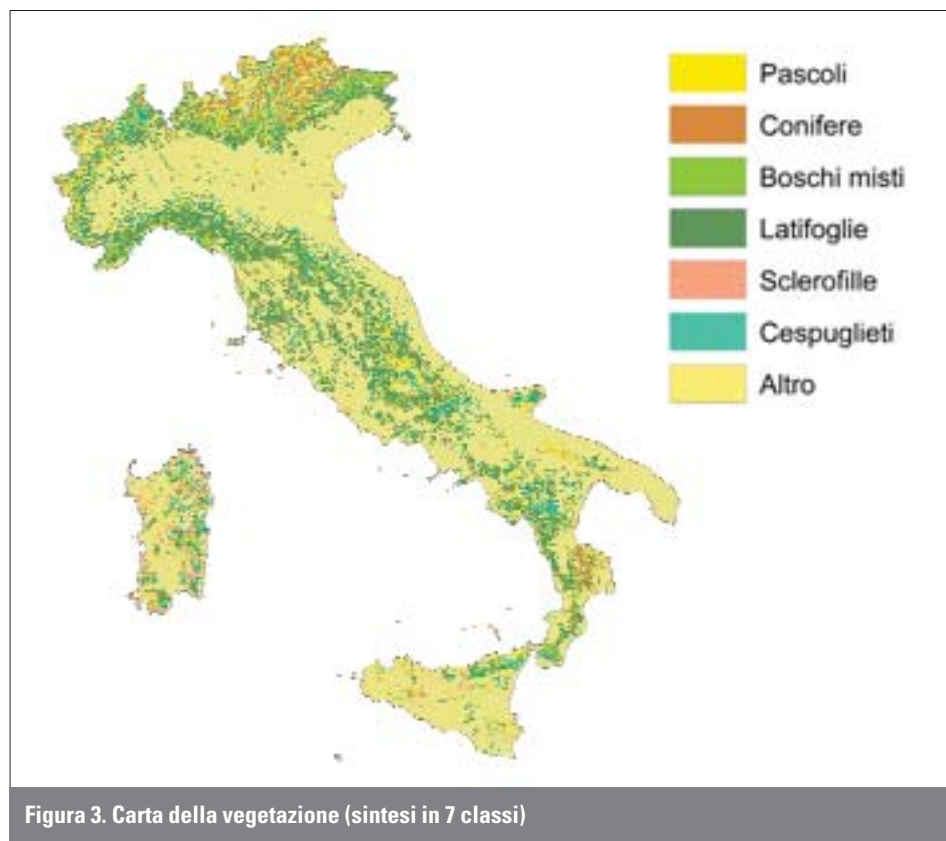
La mappatura dei carichi critici avviene applicando alle singole unità di territorio, corrispondenti ad aree ritenute omogenee per gli ecosistemi presenti, l'equazione del bilancio di massa. È quindi necessario disporre di una cartografia che con adeguato dettaglio fornisca un quadro della distribuzione degli ecosistemi sul territorio nazionale. Per quanto riguarda gli ecosistemi terrestri le fonti disponibili sono sostanzialmente due:

- la Carta della vegetazione reale d'Italia in scala 1:1.000.000 (Ministero dell'Ambiente, 1992);
- il database Corine Land Cover con unità minima cartografata pari a 25 ha (APAT, 2004).

Esse differiscono sostanzialmente l'una dall'altra: la prima è una carta che descrive le tipologie vegetali più rappresentate sul territorio italiano mentre la seconda riporta l'uso del suolo nel quale la copertura vegetale è solo una delle componenti (Allegato 5, Figura 9). Inoltre, la Carta della vegetazione reale d'Italia presenta un elevato numero di tipologie di vegetazione (Allegato 4) ma un dettaglio spaziale relativamente modesto. Nella figura 10, allegato 5, viene rappresentato, a titolo di esempio, un confronto tra la carte tematiche dell'uso del suolo elaborata da dati Corine Land Cover 2000 (APAT, 2004) e quella della vegetazione reale d'Italia (Ministero dell'Ambiente, 1992), relativo all'Isola d'Elba. Corine, mostra un elevato dettaglio della distribuzione dei *tipi di uso del suolo* (Allegato 5), ma risulta piuttosto sintetica per quanto concerne la copertura vegetale. Si è quindi cercato di giungere ad una sintesi tra le due fonti di informazioni attraverso un'operazione di intersezione dei diversi tematismi. Successivamente le informazioni cartografiche sono state trasformate in una carta 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

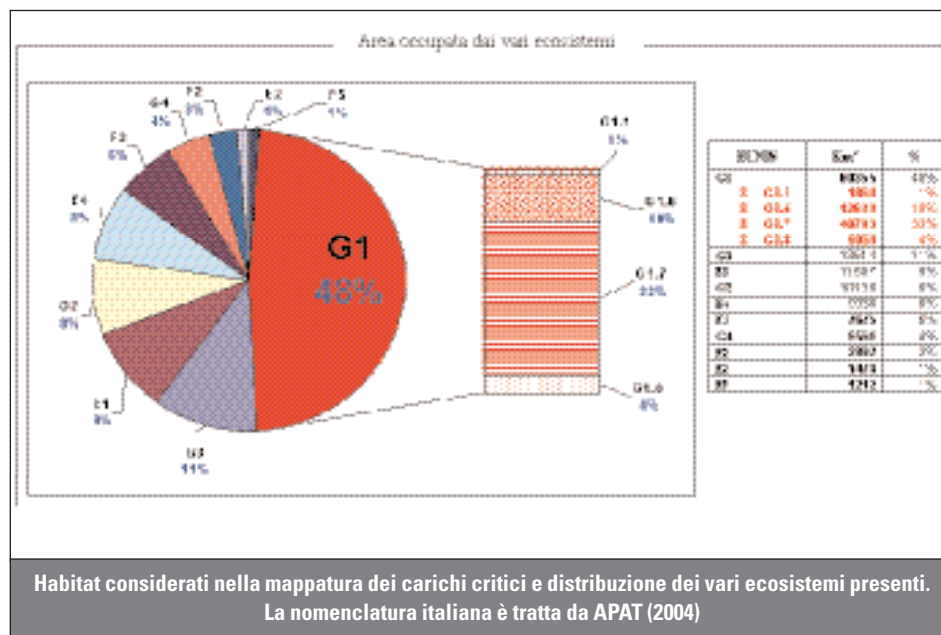
classificazione EUNIS (European Nature Information System) sviluppata dal Centro tematico per la protezione della natura e della biodiversità presso l'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA). La nomenclatura complessiva degli habitat EUNIS è consultabile sul sito <http://eunis.eea.eu.int/habitats-annex1-browser.jsp> Il livello di approfondimento raggiunto corrisponde al secondo della classificazione EUNIS Successivamente la cartografia realizzata è stata sintetizzata (riclassificata) sulla base di 7 categorie principali (Figura 3): agricolo, boschi di latifoglie, boschi di conifere, boschi di sclerofille, cespuglieti, praterie, aree prive di vegetazione. Questa operazione si è resa necessaria in quanto per diversi parametri previsti per il calcolo dei valori di carico critico non è possibile disporre di un dettaglio confrontabile con il Livello 2 della classificazione EUNIS.

Carta di sintesi della vegetazione



DISTRIBUZIONE DEGLI ECOSISTEMI SUL TERRITORIO

Livello 1	Livello 2	Habitat
A 4	A 4.5	<i>Sedimenti poco profondi dominati da Angiosperme, del piano infra- e circalitorale</i>
B 1	B 1.4	<i>Comunità erbacee delle dune costiere stabili</i>
B 3	B 3.3	<i>Habitat rocciosi (scogliere, spiagge ed isolette) con vegetazione alofita</i>
C 1	C 1.2	<i>Laghi, pozze e stagni mesotrofici</i>
C 3	C 3.2	<i>Comunità di elofite di grandi dimensioni e canneti marginali</i>
E 2	E 2.3	<i>Prati da sfalcio montani</i>
E 1	E 1.2	<i>Prati perenni calcofili e steppe basofile</i>
	E 1.3	<i>Praterie xeriche mediterranee</i>
	E 1.5	<i>Praterie montane supra-mediterranee</i>
	E 1.8	<i>Praterie aride mediterranee, da acidofile a neutrofile, fitte</i>
E 4	E 4.3	<i>Praterie acidofile alpine e sub-alpine</i>
	E 4.4	<i>Praterie calcicole alpine e sub-alpine</i>
F 2	F 2.3	<i>Comunità arbustive sub-alpine e boreali di caducifoglie</i>
F 3	F 3.1	<i>Arbusteti e cespuglieti delle regioni temperate</i>
	F 3.2	<i>Cespuglieti montano-mediterranei di latifoglie decidue</i>
F 5	F 5.2	<i>Macchie arbustive, con assenza di specie decidue</i>
F 7	F 7.4	<i>Lande montane di cespugli a pulvino</i>
G 1	G 1.1	<i>Boscaglie ripariali di Salix sp., Alnus sp. e Betula sp. delle regioni temperate</i>
	G 1.5	<i>Boschi igrofili di latifoglie su torbiere acidofile</i>
	G 1.6	<i>Boschi e foreste di Fagus sp.</i>
	G 1.7	<i>Boschi e foreste termofile di latifoglie</i>
	G 1.8	<i>Boschi e foreste acidofile a Quercus sp. dominante</i>
G 2	G 2.1	<i>Boschi e foreste mediterranee di Quercus sp. sempreverdi</i>
G 3	G 3.1	<i>Boschi e foreste temperate di Abies sp. e Picea sp.</i>
	G 3.2	<i>Boschi e foreste alpine di Larix decidua e Pinus cembra</i>
	G 3.4	<i>Boschi e foreste di Pinus sylvestris a sud della taiga</i>
	G 3.5	<i>Boschi e foreste di Pinus nigra e specie affini</i>
	G 3.7	<i>Boschi e foreste di Pinus sp. (escluso Pinus nigra) dell'area mediterranea</i>
G 4	G 4.6	<i>Boschi e foreste miste di Abies sp., Picea sp. e Fagus sp.</i>



4.2 Mappatura dei suoli e dei relativi parametri geochimici

Le migliori informazioni disponibili sulle tipologie di suoli presenti sul territorio italiano e acquisite nel database per i carichi critici, derivano dalla Carta dei suoli d'Europa (Soil Map of European Communities - CEE, 1985). Il database sviluppato a partire da questi dati è riferito ad unità territoriali di 1 km x 1 km alle quali è associato l'attributo "classe di suolo", individuato sulla base della nomenclatura FAO. (<http://www.fao.org/ag/agl/agll/key2soil.stm>).

La Carta dei suoli d'Europa riporta, per le diverse tipologie di suolo, anche un'indicazione sulla tessitura prevalente, cioè la distribuzione dimensionale delle particelle che compongono il suolo stesso. La codifica FAO, è stata sintetizzata in 6 classi di tessitura da grossolana a fine (Allegato 7).

4.2.1 Rilascio di cationi basici (calcio, magnesio e potassio) nel suolo (BCw)

La capacità di rilasciare cationi basici da parte dei suoli rappresenta uno dei fattori chiave nel contrastare i fenomeni di lisciviazione dei nutrienti. Viene determinata dalla combinazione del tipo di suolo e della classe di tessitura, secondo un approccio definito in sede UN/ECE. I processi fisici e chimici possono provocare rispettivamente disaggregazione e alterazione delle rocce. I minerali che le compongono a loro volta rilasciano con il tempo elementi che rappresentano i nutrienti principali del comparto vegetale, in particolare calcio, magnesio e potassio. Questi cationi proprio perché basici contrastano l'acidità e rimpiazzano progressivamente quelli utilizzati sia per l'accrescimento della componente vegetale che quelli persi attraverso la lisciviazione. Suoli con elevato tasso di alterazione e quindi di rilascio dei cationi basici (calcari, marne, ecc.) sono in grado di contrastare efficacemente anche tassi di deposizione di acidità rilevanti. La loro sensibilità risulta pertanto scarsa o addirittura trascurabile. Ecosistemi sviluppati su suoli derivanti da substrati calcarei pre-

sentano conseguentemente elevati valori di carico critico, di varie volte più alti dei tassi di deposizione di acidità comunemente registrati.

Il rilascio di cationi basici è legato non solo alla natura dei minerali del suolo ma anche alle condizioni ambientali, in particolare all'ammontare delle precipitazioni e alle temperature presenti nel suolo. Temperature elevate favoriscono l'alterazione dei minerali e quindi il rilascio di cationi basici. (Allegato 7)

4.2.2 Profondità dei suoli (thickness)

Sono stati raccolti inoltre ulteriori dati relativi ai suoli al fine di poter applicare il modello dinamico VSD al calcolo dei carichi critici. Si tratta di informazioni che vengono abitualmente acquisite nell'ambito della caratterizzazione dei suoli e delle quali non esiste in Italia una specifica cartografia. Tra questi il parametro denominato "thickness" o spessore che descrive la profondità dei suoli fino al substrato roccioso, estratto dal database europeo sui suoli EUSOILS (<http://eu soils.jrc.it/>). I valori di profondità dei suoli per il territorio italiano sono risultati compresi tra 10 e 120 cm. I valori più modesti si riscontrano nella regione alpina e più in generale nelle zone di montagna. Nelle aree collinari e di pianura essi risultano sensibilmente più elevati fino a raggiungere i valori massimi in Pianura Padana.

4.2.3. Contenuto in carbonio degli orizzonti superficiali dei suoli (C_{pool})

I dati relativi al contenuto di carbonio nei suoli, C_{pool} , sono stati estratti dal data base europeo dei suoli EUSOILS. I valori di C_{pool} rilevati sul territorio italiano risultano compresi tra il 6% (dato assai elevato limitato a poche aree di pianura) e meno dell'1%. In generale le aree di montagna mostrano valori più modesti di quelle di pianura.

4.2.4 Dati di saturazione basica (B_{sat}) e di capacità di scambio cationica (CEC)

I dati sono stati ricavati dallo stesso database europeo EUSOILS. La saturazione basica è definita come la quantità di cationi scambiabili espressi come percentuale della capacità di scambio cationica. In sostanza essa indica la quota di Ca, Mg e K presenti nel suolo rispetto ad un massimo rappresentato dai cationi scambiabili che possono essere legati alla frazione colloidale, organica e inorganica, del suolo. I valori rilevati sul territorio italiano sono in genere modesti (<50%) o medi (50-75%) nelle aree di montagna e collina, alti nelle zone di pianura. La capacità di scambio cationico (CSC o CEC Cation Exchange Capacity) espressa in $meq\ kg^{-1}$ è stata derivata sulla base di una formula empirica proposta dal manuale UN/ECE per la mappatura dei carichi critici (UNECE, 2004) che individua una relazione tra questo parametro, il contenuto in carbonio organico del suolo e il pH:

$$CEC (meq\ Kg^{-1}) = (0.44 \cdot pH + 3.0) \cdot (\% \text{ argilla}) + (5.1 \cdot pH - 5.9) \cdot (\% C_{org})$$

Essa corrisponde alla massima quantità di cationi scambiabili (in particolare Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} o $Al(OH)^{2+}$ e H^+) che il complesso adsorbente del suolo è in grado di trattenere. Sulla base dei valori di capacità di scambio cationico, di profondità e densità apparente dei suoli è stata inoltre calcolata la disponibilità massima di cationi basici nel suolo stesso.

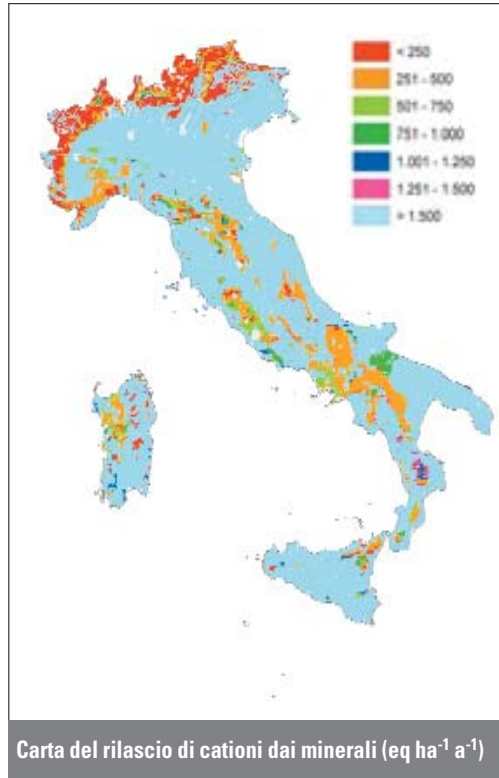
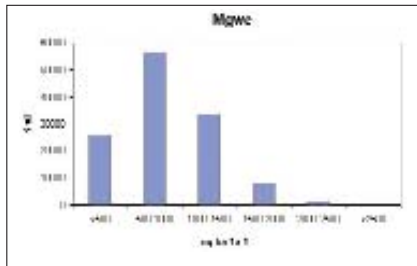
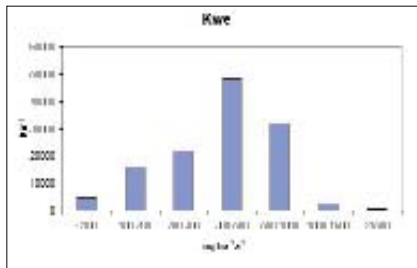
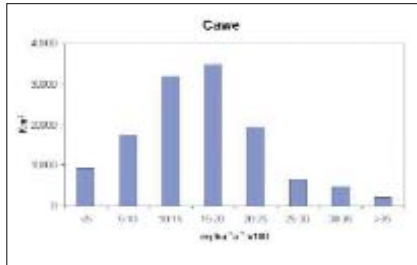
4.2.5 Pressione parziale di anidride carbonica nella soluzione del suolo (PCO_2)

Questo parametro viene introdotto per descrivere le perdite di bicarbonato con la percolazione di acqua del suolo. La pressione parziale di CO_2 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 CO_2 viene quindi stimata sulla base di un relazione empirica proposta da Brook et al. (1983):

$$\log_{10} p_{CO_2} = - 2.38 \cdot T$$

I valori di temperatura del suolo sono stati calcolati sulla base dell'approccio descritto in dettaglio nell'Allegato 8.

RILASCIO DI CATIONI BASICI DAI MINERALI



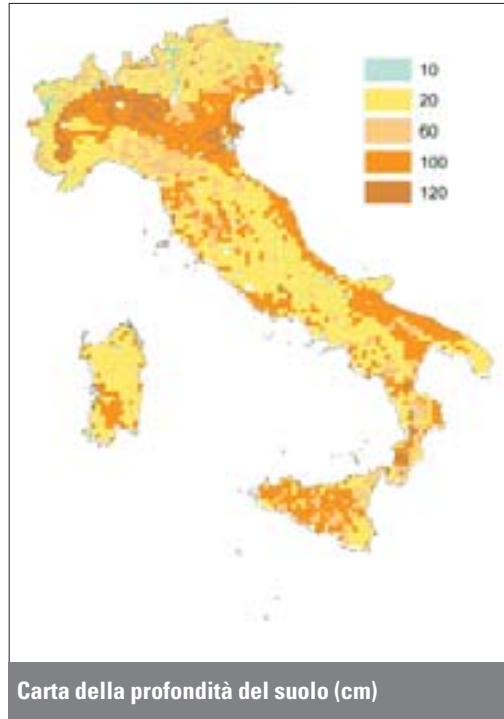
Carta del rilascio di cationi dai minerali (eq ha⁻¹ a⁻¹)

Distribuzione sul territorio italiano

		G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3
	KM ²	60355	13514	11587	10130	9958	7675	5561	3882	1478	1212	206	168	54	53	35	6	4
	%	48%	11%	9%	8%	8%	6%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Ca _{we} [eq*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]	min	238,5	70,5	681,9	477,4	67,0	687,7	238,5	67,0	238,5	687,7	1021,0	763,0	1302,6				
	med	1955,1	1706,8	1946,2	1728,5	1410,1	1857,4	1395,6	1721,8	1984,7	2084,3	1967,0	2495,6	1753,4	1928	1964	777	2670
	max	5144,4	5152,0	4582,2	3844,0	4837,8	5152,0	4050,1	4837,8	3912,8	3965,2	4352,7	4503,8	2204,1				
Mg _{we} [eq*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]	min	108,4	9,4	151,4	63,6	9,0	222,6	108,4	9,0	108,4	222,6	228,8	460,9	541,7				
	med	997,1	892,9	1024,8	933,3	723,3	950,5	708,4	738,3	758,9	1074,8	739,9	1161,7	711,5	1138	944	448	1614
	max	2453,8	2322,0	2695,4	2322,0	1817,5	2322,0	1900,4	1907,7	1907,7	2093,0	1864,7	2322,0	881,4				
K _{we} [eq*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]	min	91,6	49,4	164,9	164,9	47,0	164,9	91,6	47,0	98,9	165,1	341,6	164,9	468,9				
	med	562,0	475,0	541,2	474,9	399,7	526,8	406,2	591,9	772,3	597,8	712,3	792,3	599,4	443	558	180	577
	max	2568,2	2200,0	1687,1	1332,6	2524,6	2200,0	1709,2	2524,6	1826,2	1332,6	1363,4	2255,3	729,9				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

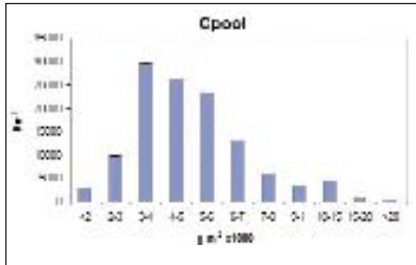
PROFONDITÀ DEL SUOLO



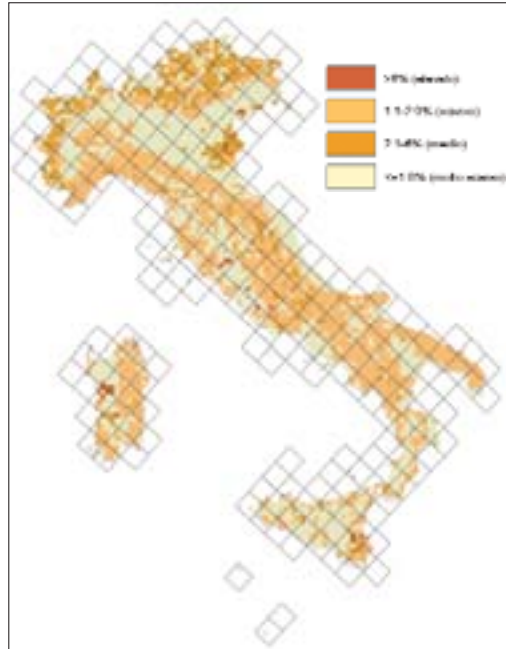
	G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3	
KM ²	60355	13514	11587	10130	9958	7675	5561	3882	1478	1212	206	168	54	53	35	6	4	
%	48%	11%	9%	8%	8%	6%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
Thick [m]	min	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5	1	0,2	0,7
	med	0,5	0,5	0,5	0,5	0,4	0,5	0,4	0,5	0,5	0,5	0,4	0,6	0,4				
	max	1,2	1,2	1,2	3,0	1,1	1,1	1,2	1,2	1,2	1,0	1,0	1,0	0,5				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

CARBONIO NEL TOPSOIL



Distribuzione sul territorio italiano

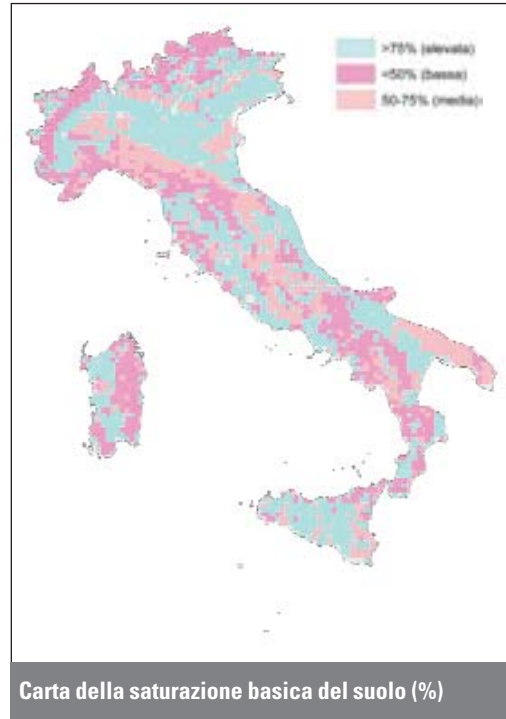


Carta del carbonio nel topsoil (%)

		G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3
	KM ²	60355	13514	11587	10130	9958	7675	5561	3882	1478	1212	206	168	54	53	35	6	4
	%	48%	11%	9%	8%	8%	6%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Cpool [g*m ⁻²]	min	654	1033	1068	630	2371	1159	1050	1050	3695	1161	2100	1050	3306				
	med	6651	6176	5932	6751	6098	5679	5423	6616	6650	6237	4837	6490	5341	2987	10556	4800	8050
	max	76800	76800	33600	58679	25897	24000	28000	26303	12650	14044	8000	11412	7377				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

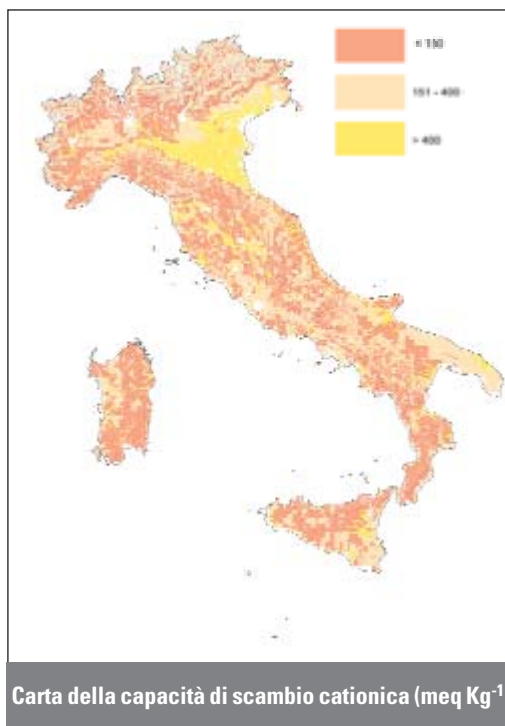
SATURAZIONE BASICA



		G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3
	KM²	60355	13514	11587	10130	9958	7675	5561	3882	1478	1212	206	168	54	53	35	6	4
	%	48%	11%	9%	8%	8%	6%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Bsat	min	30%	30%	30%	30%	30%	30%	30%	30%	30%	30%	30%	0%	50%	30%	60%	30%	60%
	med	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%	80%	70%	60%	50%	60%				
	max	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	60%				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

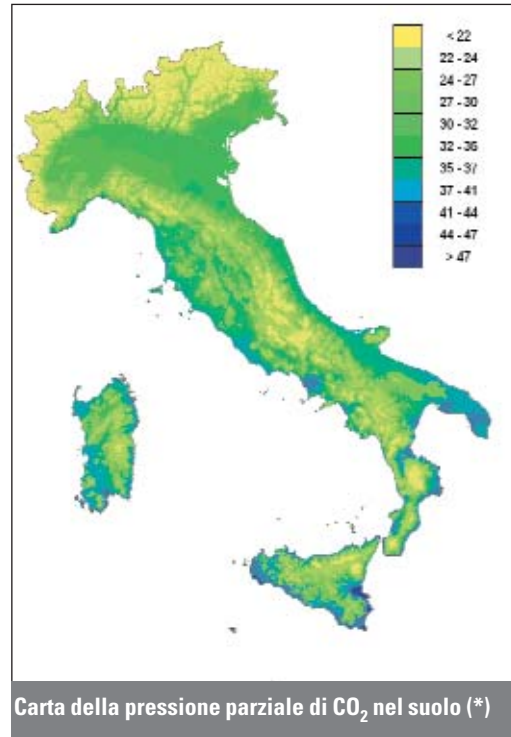
CAPACITÀ DI SCAMBIO CATIONICA



	G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3	
KM²	60355	13514	11587	10130	9958	7675	5561	3882	1478	1212	206	168	54	53	35	6	4	
%	48%	11%	9%	8%	8%	6%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
CEC [meq*kg⁻¹]	min	38,4	35,8	90,53	104,7	119,4	57,0	114,7	113,8	119,8	114,9	138,1	119,6	136,3				
	med	166,2	155,7	165,3	174,6	202,5	165,1	175,7	218,2	189,1	159,2	273,7	177,6	165,5	196,8	157,3	133,4	106
	max	495,1	415,0	495,1	485,1	312,4	461,9	292,3	417,6	278,1	317,5	439,7	364,3	194,8				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

PRESSIONE PARZIALE DI CO₂ NEL SUOLO



	G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3	
	KM ²	60355	13514	11587	10130	9958	7675	5561	3882	1478	1212	206	168	54	53	35	6	4
	%	48%	11%	9%	8%	8%	6%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
pCO ₂ (*)	min	16,3	16,3	17,0	20,7	16,3	17,1	17,0	16,3	17,4	20,0	27,7	24,6	21,3				
	med	25,9	25,9	26,6	30,7	19,0	26,1	21,3	21,1	23,7	30,5	32,0	32,3	21,7	19,49	26,8	37,76	30,4
	max	40,4	45,8	41,0	45,8	29,7	40,4	29,7	29,7	29,7	40,5	37,8	37,9	22,1				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

(*) multipli della pressione parziale di CO₂ nell'aria ambientale

4.3 Mappatura di parametri meteoclimatici

Le condizioni climatiche possono avere influenza su diversi parametri considerati nel calcolo dei carichi critici. Le informazioni necessarie riguardano sostanzialmente le temperature e le precipitazioni. Poiché i valori di carico critico si riferiscono alle condizioni medie dell'ecosistema nel lungo periodo (50 - 100 anni) è necessario che anche queste informazioni scaturiscano da serie temporali di ampiezza adeguata.

I dati di temperatura e precipitazioni sono state inizialmente ricavate dalla "Carta delle temperature medie annue vere in Italia per il trentennio 1926-1955", in scala 1:1000000 del Consiglio Superiore del Servizio Idrografico (Ministero dei Lavori Pubblici, 1956) e dalla "Carta della precipitazione media annua in Italia per il trentennio 1921-1950", in scala 1:1.000.000 (Ministero dei Lavori Pubblici, 1951). Le carte sono state digitalizzate e ricamionate a 1 x 1 km secondo procedure già adottate per i parametri fisico-chimici relativi al suolo (§ 4.1).

Non essendo ancora disponibile un database nazionale completo e sufficientemente dettagliato relativo alle principali grandezze climatiche, l'aggiornamento su base puntuale dei dati disponibili risulta ad oggi problematico. I dati di temperatura e precipitazione sono stati quindi aggiornati sulla base di informazioni su ampia scala fornite dall'Università dell'East Anglia (UK), relativi al periodo 1921-2000. Per approfondimenti sul metodo applicato si rimanda all'Allegato 8. Le differenze di temperatura tra i due periodi (1921-55 e 1956-2000) nelle regioni centrali e orientali delle Alpi, dove i cambiamenti appaiono più cospicui, sono comprese tra 0.15 e 0.4 °C. Nelle Alpi occidentali e parte dell'Italia centrale si osservano, al contrario, riduzioni di pari livello delle temperature medie annue. Per quanto riguarda le precipitazioni le aree interessate da una minore piovosità sono assai ampie e raggiungono nelle Alpi centro-occidentali una riduzione tra i 70 e 90 mm su base annua. Sempre nelle Alpi, ai due estremi occidentali e settentrionali si registra un aumento delle precipitazioni superiore a 100 mm.

Dai dati di temperatura e precipitazioni è possibile derivare, mediante l'applicazione di procedimenti empirici e semplici formule di calcolo, ulteriori informazioni impiegate nella procedura di calcolo dei valori di carico critico.

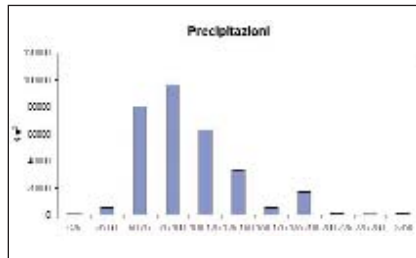
Tra questi la temperatura dei suoli, il cui calcolo è stato effettuato a partire dalla temperatura dell'aria corretta per la quota del punto considerato. Ad ogni cella di territorio di dimensioni 1 km x 1 km, nota la quota derivata da un modello digitale del terreno (DTM) a scala nazionale, è stata applicata un'equazione proposta dal Centro di ricerche svizzero per la neve, le foreste e il paesaggio (FOEFL, 1994). I dati così derivati hanno consentito di realizzare una carta delle temperature medie del suolo per tutto il territorio italiano. Questo parametro, come già accennato, influisce sulla velocità di alterazione dei minerali e sulla pressione parziale di CO₂ nel suolo stesso.

Ulteriori parametri ricavati dall'elaborazione dei dati di temperatura e precipitazioni medie annue sono: l'evapotraspirazione potenziale (Etp), quella reale (Etr) ed il surplus di precipitazioni che percola attraverso i suoli (Q_{ie}). Il primo di questi parametri descrive la quantità d'acqua evaporata dal suolo o traspirata dalla copertura vegetale in funzione delle temperature ammettendo una disponibilità illimitata d'acqua (Allegato 8). L'evapotraspirazione reale fornisce un quadro dell'evapotraspirazione che effettivamente si registra in funzione dell'acqua disponibile nel suolo e quindi in funzione delle temperature e delle precipitazioni.

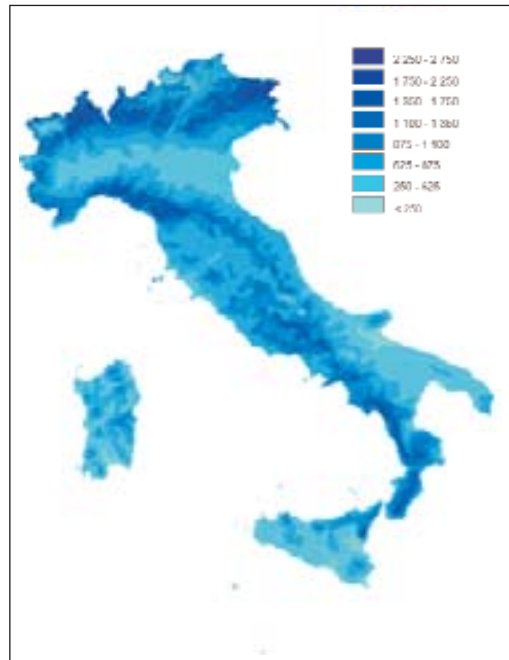
Il surplus di acqua, Q_{le}, infine, fornisce un quadro dell'ammontare dell'acqua che, raggiunto il suolo, non è sottratta dalla vegetazione e non evapora ma defluisce lungo il profilo del

suolo verso la falda. Le equazioni utilizzate per descrivere questi parametri risultano semplificate rispetto alla realtà, come ben evidenziato nel Manuale per la mappatura dei carichi critici (UBA, 2004). Questo, d'altro canto, ha consentito di raggiungere un buon compromesso tra attendibilità dei risultati ottenuti e quantità di dati richiesti in input per completare il calcolo.

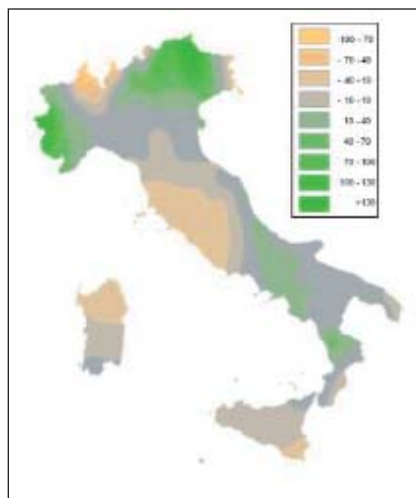
PRECIPITAZIONI



Distribuzione sul territorio italiano

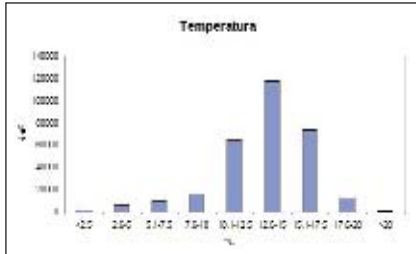


Carta delle precipitazioni medie annue (mm)

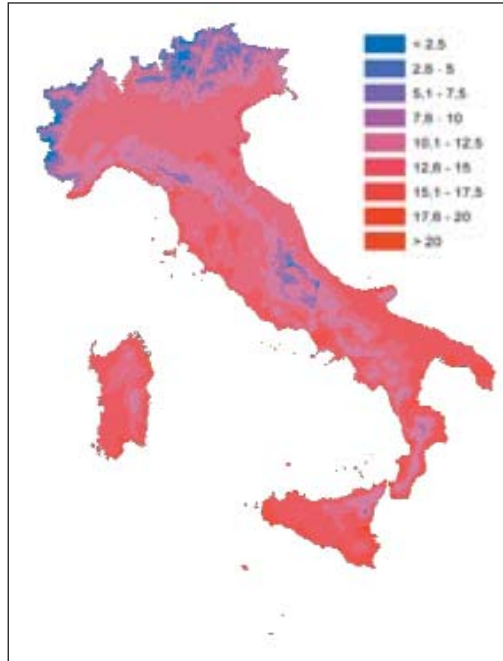


Carta delle differenze di precipitazione tra le serie 1921-55 e 1955-2000 (mm)

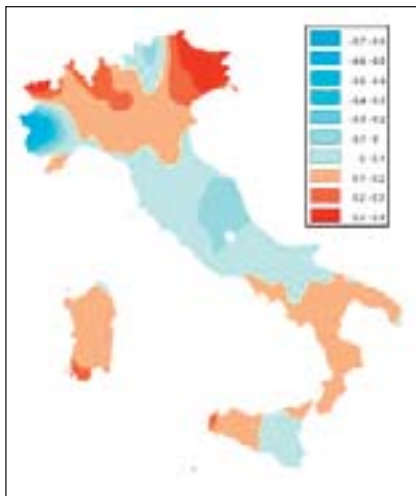
TEMPERATURA



Distribuzione sul territorio italiano

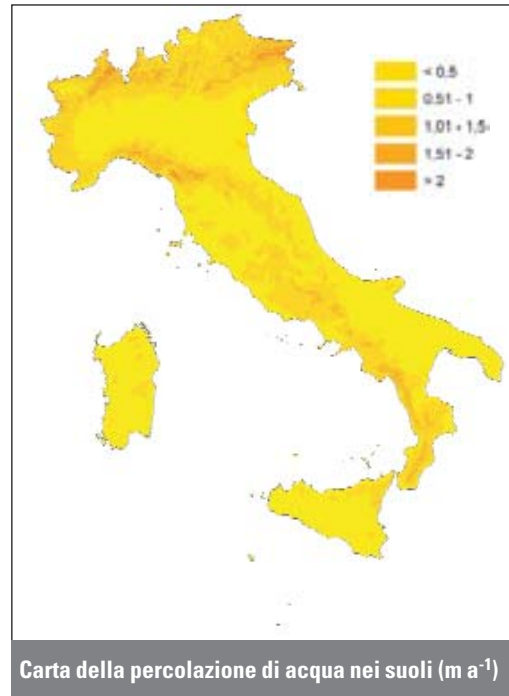


Carta delle temperature medie annue (°C)



Carta delle differenze di temperatura tra le serie 1921-55 e 1955-2000 (°C)

PERCOLAZIONE DI ACQUA NEI SUOLI (Q_{LE})



	G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3
KM²	60355	13514	11587	10130	9958	7675	5561	3882	1478	1212	206	168	54	53	35	6	4
%	48%	11%	9%	8%	8%	6%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Q_{le} [mm*a⁻¹]																	
min	60,0	52,0	56,5	52,0	239,6	50,0	345,8	238,0	246,7	63,0	202,5	66,0	992,8				
med	538,0	543,0	473,3	333,7	863,5	535,0	857,6	796,1	780,5	330,0	401,5	391,4	1316,9	1304	227	199	557
max	1593,0	1951,6	1512,0	987,0	1998,5	1591,0	1771,6	1688,9	1400,0	837,3	672,5	949,0	1640,9				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

4.4 Mappatura delle deposizioni atmosferiche di cationi basici (Bcdep)

Il bilancio di massa deve tenere conto di tutti gli "input" di cationi basici (Ca, K, Mg, Na) che vanno a determinare la loro disponibilità nel suolo. Tra questi assume un ruolo particolarmente rilevante l'apporto di cationi basici mediante le precipitazioni meteoriche o anche in forma secca.

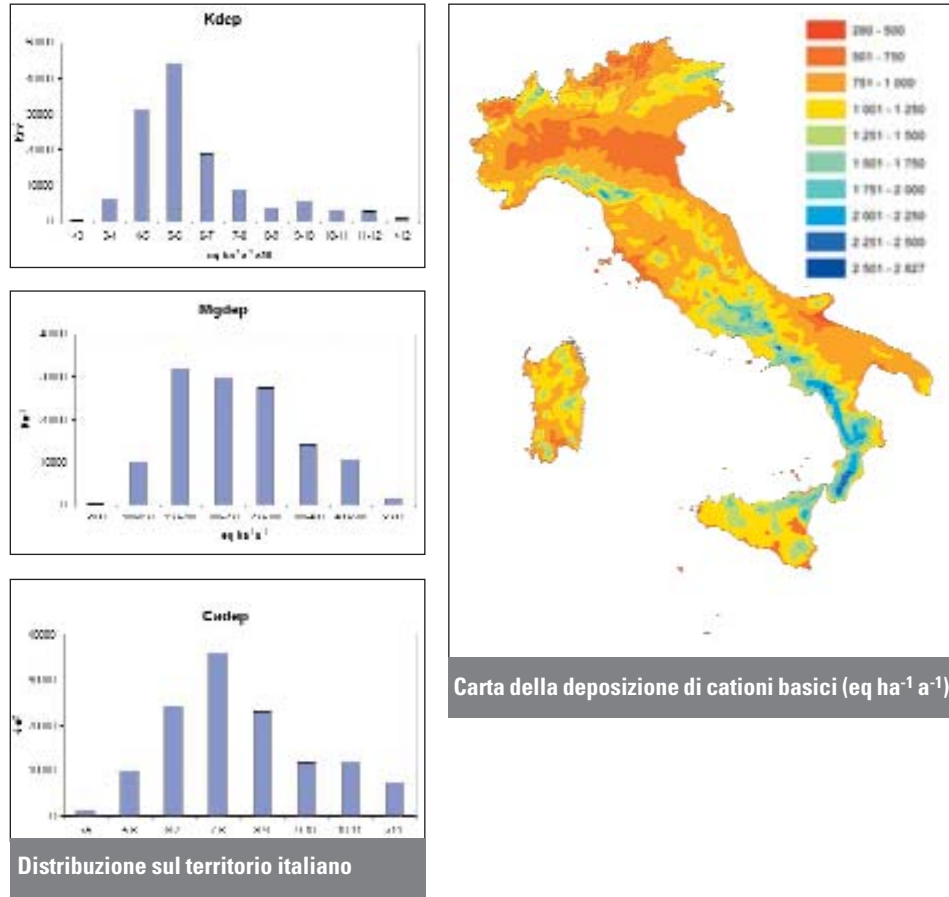
Le deposizioni secche, sotto forma di particelle fine o grossolane, possono avere origini locali (risolleamento di polveri dai suoli con il vento) o derivare dal trasporto di sabbie dal Sahara e più in generale dal Nord Africa. Si tratta di un fenomeno che per l'Italia ha grande rilevanza in quanto rappresenta una importante fonte di elementi nutritivi per le piante e consente di contrastare gli effetti della deposizione di acidità. Esso ha una maggiore rilevanza nelle regioni del Centro-Sud e, in particolare nelle zone di costa.

I dati impiegati per elaborare le carte di deposizione atmosferica dei cationi basici derivano da circa un decennio di misure acquisite da 40 stazioni di raccolta e analisi delle precipitazioni. I campionamenti e le analisi sono state condotte dall'ENEL e riguardano il periodo 1987 – 2000. Dai dati di Ca, Mg e K è stato sottratto il contributo marino. I dati puntuali, relativi ad ogni singola stazione di misura, sono stati quindi interpolati; tal fine è stato calcolato il semivariogramma appropriato per ogni elemento e definite le relative costanti di calcolo. La mappa risultante è stata moltiplicata per il campo delle precipitazioni medie ottenendo così le deposizioni atmosferiche:

concentrazioni (eq l⁻¹) x precipitazioni (mm) = deposizione (eq ha⁻¹)

La stessa procedura è stata applicata ai dati relativi ai cloruri. Tale criterio è riportato in maggiore dettaglio nell'Allegato 9. Va ricordato che i dati disponibili riguardano esclusivamente le deposizioni umide per poter disporre di un quadro delle deposizioni totali comprensive delle particelle solide e dei gas che si depositano sulle chiome della copertura arborea è stata introdotta una specifica correzione descritta in dettaglio nell'Allegato 9.

DEPOSIZIONE DI CATIONI BASICI



		G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3
	KM ²	60355	13514	11587	10130	9958	7675	5561	3882	1478	1212	206	168	54	53	35	6	4
	%	48%	11%	9%	8%	8%	6%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Cadeq [eq*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]	min	252,0	250,0	302,0	249,5	472,0	320,0	467,2	473,3	475,4	361,6	572,4	371,6	918,5				
	med	785,3	742,8	778,2	693,4	716,0	800,0	728,9	684,9	701,2	777,3	659,2	685,7	1080,6	1001	586	568,1	1046
	max	1486,6	1401,5	1261,7	1342,0	1159,1	1334,3	1069,7	1045,4	903,2	1142,6	862,0	1323,8	1242,6				
Mgdep [eq*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]	min	78,0	50,0	92,0	72,0	107,6	116,0	107,1	107,6	120,7	135,6	163,5	142,8	263,1				
	med	263,9	241,7	272,7	248,9	171,1	274,7	177,9	166,6	175,1	294,2	210,5	241,2	302,5	273	222	221	403
	max	582,4	515,8	499,3	524,3	296,6	521,0	276,8	272,1	231,3	444,0	312,9	515,8	342,0				
Kdep [eq*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]	min	17,6	17,5	21,1	17,5	33,0	22,4	32,7	33,1	33,3	25,3	40,7	26,0	64,3				
	med	61,0	56,8	61,3	55,8	50,1	61,9	51,0	47,9	49,1	66,0	47,8	56,7	75,6	70	52,7	51,1	94,1
	max	133,8	126,1	113,6	120,8	81,1	120,1	74,9	73,2	63,2	102,8	60,3	119,1	87,0				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

4.5 Prelievo di cationi basici e azoto da parte delle specie vegetali (N_u e BC_u)

Lo sviluppo e la crescita di un organismo vegetale come di una comunità di specie erbacee o un bosco richiede un continuo afflusso di elementi nutritivi, tra i quali di interesse in quest'ambito sono l'azoto, il calcio, il potassio e il magnesio. Come già ricordato il processo di prelievo (*uptake*) di azoto come di cationi basici da parte degli apparati radicali sottrae questi elementi al suolo. Nel caso dell'azoto l'effetto prodotto da questo prelievo è quello permettere che vi sia un ulteriore apporto di uguale entità con le deposizioni atmosferiche senza modifiche all'equilibrio iniziale. Pertanto ad un più elevato tasso di accrescimento delle specie vegetali corrisponde una minore sensibilità alle deposizioni di composti azotati e, di conseguenza, un valore di carico critico più elevato.

Al contrario, nel caso dei cationi basici, elementi in grado di contrastare i processi di acidificazione del suolo, il prelievo legato all'accrescimento delle specie vegetali determina una più elevata sensibilità ad ulteriori apporti di acidità. Ad elevati tassi di accrescimento delle specie vegetali corrisponde quindi un valore inferiore di carico critico per l'acidità. La determinazione dei livelli di *uptake* di azoto e cationi basici si basa quindi sui valori medi degli accrescimenti legnosi dei boschi. I dati potranno riferirsi ad un livello regionale o, eventualmente, locale. Se disponibili potranno essere impiegati i dati relativi alle utilizzazioni forestali (le operazioni che portano al taglio del bosco). Si terrà conto in ogni caso dell'eventuale allontanamento della ramaglia e delle cortecce o delle foglie dal bosco. Questa operazione infatti determina una perdita non trascurabile di cationi basici e azoto da parte dell'ecosistema. Qualora nelle operazioni di utilizzazione venga allontanato solo il fusto degli alberi la quota di azoto e cationi basici presenti nei rami verrà trascurata.

Il contenuto in azoto e cationi basici nei rami e nel fusto degli alberi varia in funzione della specie arborea considerata. Valori di riferimento per le specie più comuni in Europa sono proposti nel Manuale per la mappatura dei carichi critici (UBA, 2004) e sono riportati nella seguente tabella.

Tabella 1. Contenuto in azoto e cationi basici dei fusti e dei rami di alcune specie arbore. Tra parentesi è riportato il valore di deviazione standard. (UBA, 2004).

Specie arborea	Contenuto in azoto e cationi basici (g/kg)							
	Fusti (incluso cortecce)				Rami (incluso cortecce)			
	N	Ca	Mg	K	N	Ca	Mg	K
Querce (<i>Quercus</i> spp)	2.10 (0.46)	2.47 (1.47)	0.18 (0.07)	1.05 (0.51)	6.19 (1.02)	4.41 (0.65)	0.44 (0.14)	2.00 (0.47)
Faggio	1.54 (0.25)	1.80 (1.12)	0.26 (0.09)	1.04 (0.13)	4.27 (1.36)	4.02 (1.91)	0.36 (0.13)	1.50 (0.44)
Abete rosso	1.22 (0.79)	1.41 (0.40)	0.18 (0.06)	0.77 (0.43)	5.24 (1.66)	3.33 (1.06)	0.53 (0.27)	2.39 (1.35)
Pino	1.09 (0.30)	1.08 (0.30)	0.24 (0.09)	0.65 (0.28)	3.61 (1.28)	2.07 (0.65)	0.43 (0.11)	1.67 (0.67)

Il rapporto, in termini di biomassa, tra il fusto e i rami è compreso tra 0.15 kg/kg delle conifere e 0.20 kg/kg per le latifoglie.

Il flusso di *uptake* di azoto (N_u) e di cationi basici (BC_u) equivale, nel lungo termine, alla rimozione media di azoto e cationi basici nel corso di un ciclo produttivo (turno) del bosco. Per ecosistemi forestali non sottoposti ad alcuna forma di gestione cioè ecosistemi naturali dove non vi siano interventi dell'uomo, l'*uptake* in condizioni stazionarie è in sostanza pari a zero. Per le aree a pascolo il prelievo di azoto e cationi basici è estremamente modesto (0.5-2.0 KgN ha⁻¹ a⁻¹).

4.5.1 Prelievo di azoto (N_u)

Il prelievo di azoto da parte delle specie vegetali è in rapporto al tasso di accrescimento legnoso. Sulla base del contenuto in azoto nel fusto e nei rami e al rapporto fusto/rami è possibile calcolare la rimozione di cationi basici nella biomassa animale e vegetale come segue

$$N_u = k_l (ctN_f + f_{r,f} ctN_r)$$

dove:

N_u = prelievo di cationi basici da parte della biomassa e vegetale, in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$

k_l = biomassa legnosa prodotta annualmente (in $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$)

ctN_f = contenuto di azoto nel fusto (in g/kg)

ctN_r = contenuto di azoto nei rami (in g/kg)

$f_{r,f}$ = rapporto rami/fusto (in kg/kg)

4.5.2 Prelievo di cationi basici (BC_u)

Analogamente a quanto riportato per l'azoto è possibile determinare la rimozione netta di cationi basici da parte della biomassa vegetale (BC_u) come segue:

$$BC_u = k_l (ctBC_f + f_{r,f} ctBC_r)$$

dove:

BC_u = prelievo di cationi basici da parte della biomassa e vegetale, in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$

k_l = biomassa legnosa prodotta annualmente (in $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$)

$ctBC_f$ = cationi basici nel fusto (in g/kg)

$ctBC_r$ = cationi basici nei rami (in g/kg)

$f_{r,f}$ = rapporto rami/fusto (in kg/kg)

4.6 Ulteriori parametri richiesti dal modello SMB

4.6.1 Denitrificazione (f_{de})

La denitrificazione è il processo di trasformazione di nitriti e nitrati nel suolo in azoto molecolare (N_2) ad opera di organismi aerobi facoltativi che popolano il suolo stesso. Si tratta di un fenomeno che comporta una perdita di azoto dal suolo e che risulta più pronunciato in condizioni di elevate precipitazioni meteoriche e scarso drenaggio del suolo. Agiscono come fattori a favore, la tessitura del suolo, il ristagno d'acqua, la concentrazione di ossigeno, il contenuto di sostanza organica ed il tasso di deposizione di azoto.

La letteratura sui processi di denitrificazione in suoli agrari e forestali è stata oggetto di studi approfonditi (Dutch e Ineson, 1990; Barton et al., 1990). Valori tipici di emissione di azoto in atmosfera (N_{de}) per ecosistemi boreali e temperati sono nell'ordine di $0.1-3.0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, dove i valori più elevati si riferiscono ai suoli con maggiore disponibilità idrica o che presentino condizioni di ristagno. Da evidenziare comunque che i tassi di denitrificazione per i suoli ben drenati sono generalmente inferiori a $0.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. La disponibilità di dati sperimentali sulla denitrificazione è modesta; tuttavia Barton et al. (1999) forniscono alcuni range del tasso di nitrificazione per i suoli forestali:

Tabella 2. Tassi di denitrificazione in diverse tipologie di bosco (Da Barton et al., 1990)

conifere	<i>boschi indisturbati</i>	<0.1 - 2.4 Kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	media geom. 0.3 Kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
	<i>boschi disturbati</i>	0.1 - 40 Kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	media geom. 2.4 Kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
latifoglie	<i>boschi indisturbati</i>	<0.3 - 28 Kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	media geom. 3.0 Kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
	<i>boschi disturbati</i>	<1.4 - 5.4 Kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	media geom. 5.4 Kg N ha ⁻¹ a ⁻¹

Il numero di osservazioni riportato nei risultati di questi studi è tuttavia modesto e non vengono proposti modelli empirici per una stima del tasso di denitrificazione.

Nell'ambito del calcolo dei valori di carico critico la metodologia proposta dal CCE (UBA, 1996) per la stima della denitrificazione è la seguente:

$$N_{de} = f_{de}(N_{dep} - N_i - N_u)$$

dove f_{de} è la frazione di denitrificazione, N_{dep} è la deposizione atmosferica di azoto, N_i l'azoto fissato nel suolo e N_u l'azoto incorporato nella biomassa vegetale. L'approccio più utilizzato e adottato anche in Italia considera tuttavia il solo valore della frazione di denitrificazione f_{de} . Questa è stimata sulla base di un'interpolazione lineare tra il valore attribuito ai suoli podsolici (0.1) e quello per le torbiere (0.8).

In funzione dei dati di tessitura e di drenaggio ad ogni tipologia di suolo viene attribuito un valore di f_{de} come segue:

Tabella 3. Frazione di denitrificazione in funzione delle condizioni di drenaggio e tessitura del suolo (da Reinds et al., 2001).

Condizioni di drenaggio	Eccessivo	Buono	Medio	Imperfetto	Scarso	Molto scarso
Suolo	sabbioso	franco/sabbioso	franco	limoso	argilloso	torbiera
f_{de}	0	0.1	0.2	0.4	0.7	0.8

4.6.2 Azoto immobilizzato nel suolo (N_i)

L'azoto immobilizzato nel suolo (N_i) rappresenta quella frazione di azoto legata ai composti umici (humus). Si tratta di molecole assai stabili; i valori possono essere piuttosto variabili e appaiono legati prevalentemente alle condizioni climatiche e all'attività biologica. Per il territorio italiano essi sono compresi tra 0.5 e 2 Kg ha⁻¹ a⁻¹ (36 - 143 eq ha⁻¹ a⁻¹). I valori sono stati attribuiti sulla base della classificazione del territorio italiano in regioni bioclimatiche (Allegato 6) secondo la carta elaborata per l'Italia da Tomaselli et al. (1972).

4.6.3 Azoto volatilizzato come NH_3 (N_{vol})

L'azoto volatilizzato rappresenta la frazione di azoto disperso in atmosfera sotto forma di ammoniaca. Ciò avviene in linea di massima solo nei suoli calcarei e in particolari condizioni di temperatura. Il fenomeno è in genere trascurabile su tutto il territorio italiano ma assume una certa rilevanza nelle regioni nord-orientali senza mai superare comunque i 30 eq ha⁻¹ a⁻¹.

4.6.4 Perdite di azoto dovute agli incendi (N_{fire})

Le perdite di azoto dovute al fenomeno degli incendi boschivi sono state aggiornate nel database nazionale per i carichi critici provvedendo ad acquisire presso ISTAT i dati relativi al periodo 1978-2001. Successivamente è stata condotta una stima del materiale effettivamente combusto utilizzando a questo fine un approccio proposto da Bovio (1996) per la stima delle emissioni di CO_2 legate agli incendi e da tempo impiegato per descrivere le caratteristiche degli incendi stessi (Anderson, 1982). Dai dati medi di biomassa bruciata è stato così estrapolato il contenuto di azoto in funzione delle specie prevalenti.

Come si osserva dalla Figura 4, riportante la superficie boscata interessata dagli incendi nel periodo 1978 – 2001, il fenomeno mostra ampie fluttuazioni legate prevalentemente alle condizioni meteorologiche nel corso della stagione estiva. Ciò implica, ai fini del calcolo dei valori di carico critico, la necessità di utilizzare dati medi. Va inoltre rilevato che gli incendi da un anno all'altro, pur concentrandosi in una decina di regioni, interessano superfici diverse. Poiché non viene registrata a livello statistico la posizione dei singoli eventi è stato necessario predisporre una procedura di stima che fornisce, in termini probabilistici, l'azoto emesso verso l'atmosfera con gli incendi sulla base della tipologia di vegetazione, del modello di combustibile applicato e dell'incidenza degli incendi a livello provinciale o regionale. È stato inoltre introdotto il vincolo che il verificarsi di incendi al di sopra dei 1500 m s.l.m. sia estremamente modesto e possa quindi essere trascurato.

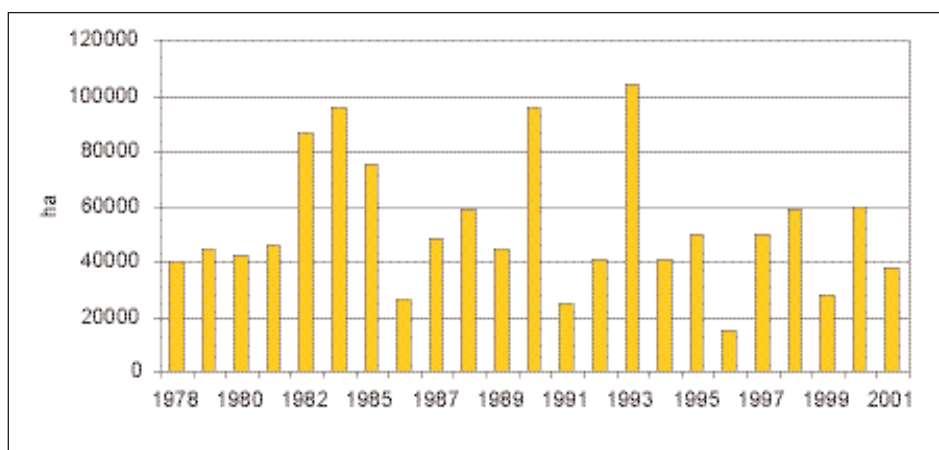


Figura 4. Superfici boscate percorse da incendi nel periodo 1978 – 2001.

5. LE MAPPE DEI CARICHI CRITICI E DELLE ECCEDENZE

Sulla base delle metodologie riportate negli Allegati 1 e 2 sono stati calcolati i valori di carico critico per l'acidità e per l'azoto nutriente (eutrofizzante). L'elaborazione secondo il modello SMB è stata condotta, per le mappe 1 x 1 km, mediante un applicativo realizzato ad hoc in ARCVIEW3, (ESRI, 1998), linguaggio Avenue. Ai fini della definizione e dell'applicazione dei Protocolli, tuttavia, le mappe dei carichi critici che vengono considerate sono quelle elaborate con grigliato 50 x 50 km secondo il sistema di riferimento EMEP (Allegato 10) a celle quadrate basate su una proiezione stereografica polare. Il valore di carico critico viene attribuito ad ogni cella sulla base del criterio del 5° percentile⁶, assumendo il valore dell'ecosistema più sensibile. Questo a condizione che la superficie dell'ecosistema nella cella superi il 5% dell'area totale degli ecosistemi presenti nella cella stessa.

L'elaborazione da parte dell'EMEP dei dati di deposizione, rispettivamente per solfati, nitrati e ammonio, consente di valutare la presenza di superamenti dei valori di carico critico e quindi la presenza di condizioni di "eccedenza"⁷. I dati di deposizione sono forniti dall'EMEP per tutto il territorio europeo (www.emep.int), corretti per l'intercettazione da parte delle chiome degli alberi.

Per quanto riguarda gli ecosistemi italiani i valori di carico critico di acidità i valori risultano quasi ovunque elevati e raramente scendono al di sotto di 1000 eq ha⁻¹ a⁻¹. I principali parametri che determinano la modesta sensibilità degli ecosistemi alle deposizioni di composti ad azione acidificante sono essenzialmente legati alla capacità tampone dei suoli e alle deposizioni atmosferiche di cationi basici. Il primo elemento deriva essenzialmente dalle caratteristiche del substrato pedogenetico ma anche dalle condizioni climatiche che favoriscono l'alterazione dei minerali. Il solo apporto di cationi basici da parte del suolo è infatti sufficiente a contrastare la deposizione di acidità sul 92% della superficie italiana coperta da ecosistemi forestali.

⁶ Il quinto percentile rappresenta il valore di carico critico che garantisce la protezione del 95% degli ecosistemi presenti nella maglia 50x50 km.

⁷ L'eccedenza viene calcolata sottraendo il valore di carico critico dalle deposizioni; se positivo indica la riduzione delle deposizioni stesse necessaria affinché non si verifichino effetti negativi sui recettori.

Nelle regioni meridionali gioca inoltre un ruolo importante l'elevato apporto di cationi basici con le deposizioni atmosferiche. Qui infatti la frequenza dei fenomeni di trasporto delle cosiddette "sabbie sahariane" risulta più consistente e il solo contributo di questi fenomeni è sufficiente a neutralizzare la deposizione di acidità su circa il 50% del territorio italiano.

Infine, i contenuti tassi di accrescimento medio dei boschi italiani, legati alla giovane età di molti soprassuoli o a condizioni ambientali non sempre favorevoli, determinano un modesto prelievo di cationi basici dal suolo e quindi una maggiore capacità di tamponare gli input di acidità.

La mappa dei carichi critici per l'acidità evidenzia quindi solo isolate aree nelle quali la sensibilità alle deposizioni acide è piuttosto elevata a cui corrispondono quindi valori di carico critico modesti. Queste sono concentrate nell'arco alpino e sono caratterizzate dalla presenza concomitante di substrati silicei, elevate precipitazioni e boschi di conifere.

Per quanto attiene i carichi critici per l'eutrofizzazione gli ecosistemi forestali italiani presentano un intervallo di valori assai più vicino a quelli di larga parte dei boschi europei. Il minore accrescimento legnoso non gioca qui a favore della capacità di contrasto delle deposizioni azotate.

I dati di deposizione totale su aree forestali, comprensivi quindi dei contributi umidi e secchi e dell'intercettazione delle chiome hanno consentito di individuare le condizioni di eccedenza per gli ecosistemi forestali.

Per quanto riguarda le eccedenze non si osserva alcun superamento del carico critico di acidità (Figura 5) mentre per i fenomeni di eutrofizzazione si riscontrano in diverse aree della penisola condizioni di eccedenza, più rilevanti in particolare nell'area prealpina centro-orientale e nell'Appennino ligure ed emiliano (Figura 6). Se per l'acidità le caratteristiche dei suoli, il clima e le deposizioni atmosferiche di cationi basici, unitamente ai risultati raggiunti nella riduzione delle ricadute di composti dello zolfo, spiegano il quadro esposto, per quanto riguarda l'azoto i superamenti dei valori di carico critico appaiono legati a fattori più complessi. Questi risiedono sia nelle soglie adottate recentemente di *leaching* accettabile dell'azoto, più restrittive rispetto ai valori precedenti sia in peculiarità della copertura forestale. Un elemento di particolare rilievo riguarda i tassi di accrescimento, piuttosto modesti, delle specie forestali che sono in grado di utilizzare solo parzialmente gli apporti di azoto di natura atmosferica.

Il rispetto dei carichi critici di azoto nutriente rappresenta comunque un tema prioritario per larga parte d'Europa sul quale sarà assai utile sviluppare in futuro un più ampio approfondimento.

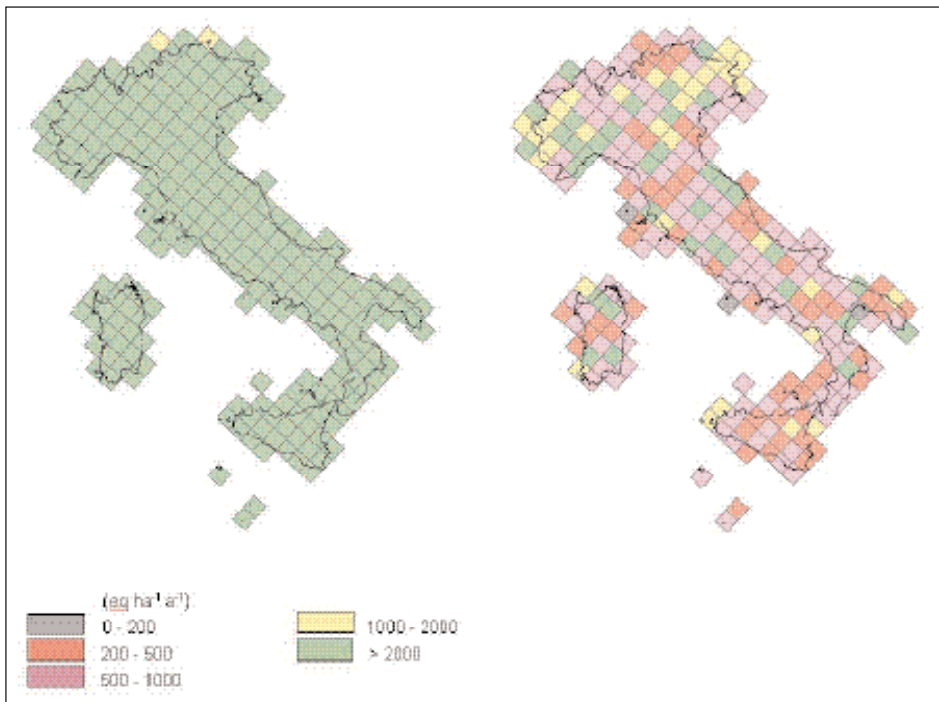


Figura 5. Carichi critici per l'acidità (a sinistra) e l'azoto eutrofizzante (5° percentile)

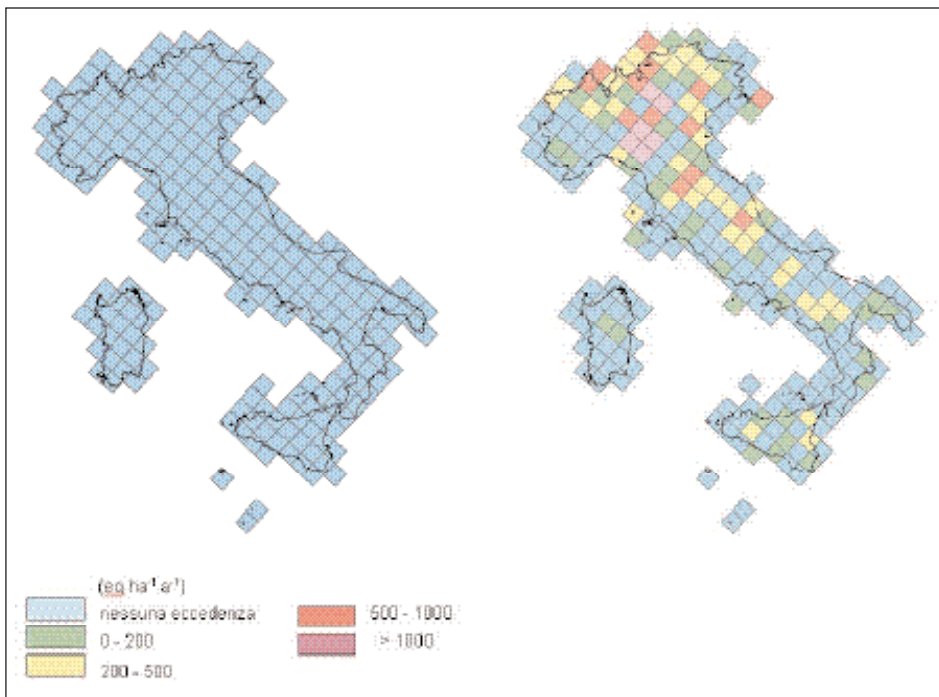
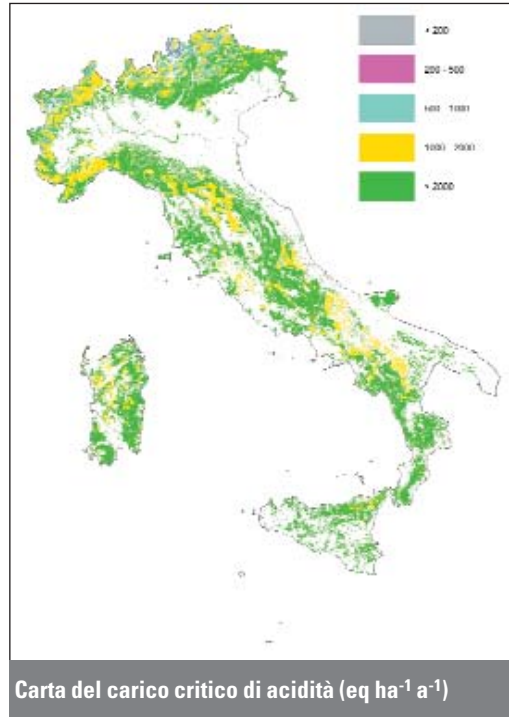


Figura 6. Eccedenze al carico critico per l'acidità (a sinistra) e l'azoto eutrofizzante (5° percentile)

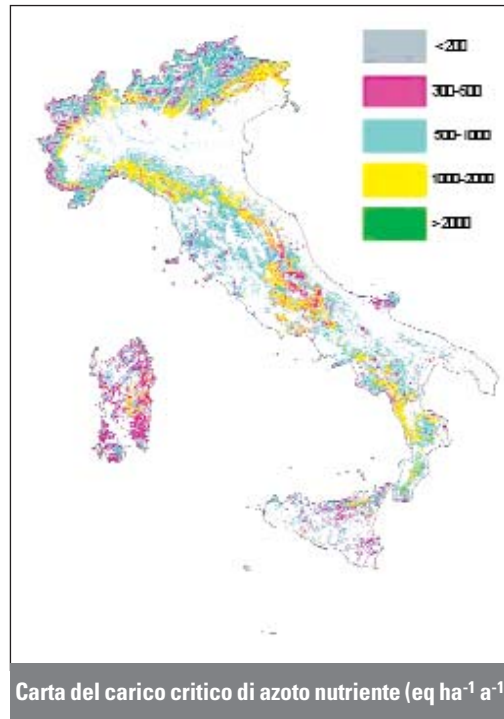
CARICO CRITICO DI ACIDITÀ



		G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3
CL(A) [$\text{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$]	min	1.298	1.000	3.540	2.441	1.337	4.909	1.672	1.884	2.364	4.264	5.341	4.971	7.839				
	med	10.332	9.048	10.907	9.426	8.088	10.340	7.521	9.170	10.350	11.447	9.915	12.816	10.119	11.476	10.223	4.580	14.753
	max	21.217	20.684	23.251	19.563	20.756	21.270	18.265	20.719	18.915	20.246	21.129	20.070	12.400				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

CARICO CRITICO DI AZOTO NUTRIENTE



		G1	G3	E1	G2	E4	F3	G4	F2	E2	F5	B1	B3	C3	F7	A4	C1	E3
CLNut(N) [eq*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]	min	262	139	409	197	1309	133	616	248	1319	81	1230	507	5368				
	med	880	830	2994	499	4782	481	1047	633	4884	349	2840	2795	8013	7329	1611	1906	3461
	max	1665	1438	7960	1085	12524	1348	1610	1413	10054	747	5472	5839	10658				

(Per una trattazione esaustiva relativa alla classificazione in habitat EUNIS riferirsi all'Allegato 4)

6. REALIZZAZIONE DEL DATABASE

L'APAT sta realizzando una struttura informatica attraverso la quale verranno messe a disposizione via rete (<http://www.sinanet.apat.it>) le informazioni di maggiore rilievo relative al calcolo dei carichi critici di acidità ed eutrofizzazione per l'intero territorio italiano.

In particolare, preliminarmente, sono previste 2 distinte sezioni alle quali accedere. La prima permetterà la consultazione delle carte georeferenziate dei carichi critici di acidità ed eutrofizzazione e le relative eccedenze, oltre ad eventuali carte tematiche relative ai parametri meteo-climatici e geochimici di rilievo, quali ad esempio temperatura e precipitazioni o uso del suolo. La seconda parte del database conterrà invece le informazioni numeriche puntuali (tabelle ed eventuali grafici) inerenti il carico critico e le eccedenze, insieme ai dati di basi utilizzati per il calcolo dei carichi critici stessi, riferiti al grigliato EMEP 50 x 50 km.

Indirizzi di pagine web relative ad organismi o istituti, contenenti informazioni rilevati relative ai carichi critici:

<http://www.gsf.de>

www.emep.int

www.icpmapping.org

<http://eusoils.jrc.it/>

<http://www.mnp.nl/cce/>

<http://www.oekodata.com/icpmapping/index.html>

7. BIBLIOGRAFIA

- Anderson H.E, 1982. Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. National Wildfire Coordinating Group. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-122, pp. 22.
- ANPA, 2002. SISTEMA NAZIONALE CONOSCITIVO E DEI CONTROLLI IN CAMPO AMBIENTALE Centro Tematico Nazionale Atmosfera Clima ed Emissioni Relazione tecnica per l'avvio della realizzazione della Rete nazionale di monitoraggio delle Deposizioni e dell'Inquinamento Atmosferico di Fondo *ACE-T-RAP-00-0, Roma pp. 84.*
- APAT, 2004. Gli habitat secondo la nomenclatura EUNIS: manuale di classificazione per la realtà italiana Rapporti 39/2004 APAT, 160 pp.
- Barton L., McLay B., Schipper C., Smith C.T., 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review. *Aust. J. Soil Res.* 37: 1073-1093.
- Bobbink R., Hornung M., Roelofs J.G.M., 1998. The effects of air-borne pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86:717-738.
- Bovio G., 1996. Stima della biomassa bruciata e della CO₂ prodotta da incendi boschivi in Italia. *Schweiz. Z. Forstwes.* 147:281-292.
- Brook G.A., Folkoff M.E., Box E.O., 1983. A world model of carbon dioxide. *Earth Surface Processes and Landforms* 8:79-88.
- CEE, 1985. Soil Map of the European Communities (1:1.000.000). Directorate General for Agriculture, Commission of the European Communities, Luxembourg.
- De Vries W., Posch M., Reinds G.J., Kämäri J., 1993. Critical loads and their exceedance on forest soils in Europe. Report 58, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, 116 pp.
- De Vries W., Reinds G.J., Posch M., 1994. Assessment of critical loads and their exceedances on European forests using a one-layer steady-state model. *Water, Air and Soil Pollution* 72:357-394.
- Dutch J., Ineson P., 1990. Denitrification of an upland forest site. *Forestry* 63:363-377.
- EUSOILS, 1999. Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0. Joint Research Centre, Ispra, Italy.

- FAO, 1981. FAO-Unesco Soil Map of the World, 1:5.000.000; Volume V Europe, Unesco-Paris, 199 pp.
- FOEFL, 1994. Critical Loads of Acidity for Forest Soils and Alpine Lakes - Steady State Mass Balance Method. Environmental Series No. 234, Federal Office of Environment, Forests and Landscape, Bern, 68 pp.
- Golden Software, 1998. Statgraphics – Statistical Analysis software.
- Grennfelt P., Thörnelöf E. (eds), 1992. Critical Loads for Nitrogen. Nord 92:41. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 428 pp.
- Hall J., Ulllyett J., Heywood E., Broughton R., Fawehinmi J. & UK experts, 2003. Status of UK critical loads: critical loads methods, data and maps. Report prepared under Defra/NERC contract EPG 1/3/185.
- Henriksen A., 1984. Changes in base cation concentrations due to freshwater acidification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 692-698.
- Henriksen A., Posch M., 2001. Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1:375-398.
- Hornung M., Sutton M.A., Wilson R.B. (eds), 1995. Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: A Workshop Report. Proceedings of the Grange-over-Sands Workshop 24-26 October 1994. Institute for Terrestrial Ecology, United Kingdom, 207 pp.
- Hornung M., Bull K.R., Cresser M., Hall J., Langan S.J., Loveland P., Smith C., 1995. An empirical map of critical loads of acidity for soils in Great Britain. *Environmental Pollution* 90:301-310.
- Jacobsen C., Rademacher P., Meesenburg H., Meiwes K.J., 2002. Element contents in tree compartments – Literature study and data collection. Report der Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, Germany, 80 pp.
- Jamagne M., King D., Le Bas C., Daroussin J., Burrill A., Vossen P., 1994. Creation and use of a European soil geographic database, In 15th World Congress of Soil Sciences. Transactions Vol. 6a, Commission V. Symposia Acapulco, Mexico, pp. 728-742.
- Jones, P.D., New, M., Parker, D.E., Martin, S. and Rigor, I.G., 1999: Surface air temperature and its variations over the last 150 years. *Reviews of Geophysics* 37: 173-199.
- Ministero dei Lavori Pubblici, 1951. Carta della precipitazione media annua in Italia per il trentennio 1921-1950. Scala 1:1.000.000. Consiglio Superiore Servizio Idrografico. Pubblicazione 24 del Servizio - Fascicolo XIV.
- Ministero dei Lavori Pubblici, 1956. Carta delle temperature medie annue vere in Italia trentennio 1926-1955. Scala 1:1.000.000. Consiglio Superiore Servizio Idrografico.
- 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.
- Posch M., Hettelingh J-P., Sverdrup H.U., Bull K., De Vries W., 1993. Guidelines for the computation and mapping of critical loads and exceedances of sulphur and nitrogen in Europe. In: R.J. Downing, J-P.
- Posch M., de Smet P.A.M., Hettelingh J.-P., Downing R.J. (eds.), 1995. Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe: CCE Status Report 1995. RIVM Report N. 259101004. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- Reinds G.J., Posch M., De Vries W., 2001. A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models for Europe. Alterra Report 084, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 55 pp.

- Tomaselli R., Balduzzi A., Filipello S., 1972. Carta Bioclimatica d'Italia. Scala 1:2.000.000. Istituto di Botanica - Università di Pavia. (Ministero Agricoltura e Foreste: Collana Verde 33, 1973).
- 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.
- UNECE, 1995. Calculation of critical loads of nitrogen as a nutrient. Summary report on the development of a library of default values. Document EB.AIR/WG.1/R.108, United Nations Economic Commission for Europe, Geneva, 7 pp.
- UNECE, 2001. Workshop on chemical criteria and critical limits. Document EB.AIR/WG.1/2001/13, United Nations Economic Commission for Europe, Geneva, 8 pp.
- Van Dam D., 1990. Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands, 119 pp.

ALLEGATO 1 - CARICO CRITICO PER L'ACIDITÀ

I carichi critici di acidità sono stati concepiti per la protezione del suolo, l'elemento dell'ecosistema considerato sensibile rispetto alle deposizioni di composti acidificanti. L'approccio SMB per il calcolo dei carichi critici è riferito a condizioni stazionarie. Si assume cioè che l'ecosistema presenti caratteristiche costanti nel tempo; ad esempio, il rilascio di cationi basici da parte dei minerali del suolo, che costituisce uno dei meccanismi di maggiore importanza nel contrastare gli effetti degli apporti di acidità, viene considerato indipendente dalle deposizioni e non soggetto a variazioni nel tempo.

L'equazione di base dell'approccio SMB considera gli input e gli output acidi al fine di derivare un valore di carico critico che garantisca che non venga superato il valore di soglia dei parametri chimici assunti come riferimento. Questi possono essere, ad esempio, il pH del suolo o il rapporto tra le concentrazioni di cationi basici ed alluminio nella soluzione del suolo.

Dall'equazione di bilancio di massa

$$S_{\text{dep}} + N_{\text{dep}} = BC_{\text{dep}} - Cl_{\text{dep}} + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{\text{de}} - ANCl_e \quad [1]$$

è stata derivata la seguente equazione di carico critico

$$CL(S + N) = CL(S) + CL(N) = BC_{\text{dep}} - Cl_{\text{dep}} + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{\text{de}} - ANCl_{e(\text{crit})} \quad [2]$$

dove $CL(S)$, $CL(N)$ e $CL(S+N)$, in $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, rappresentano rispettivamente il carico critico di zolfo, azoto, e zolfo + azoto. $ANCl_{e(\text{crit})}$ corrisponde invece alla perdita di Capacità di Neutralizzazione Acida, dove il suffisso (crit) indica il valore limite individuato per prevenire effetti biologici.

Il bilancio sinteticamente descritto può essere integrato con altri parametri meno rilevanti o di importanza esclusivamente regionale, quali le perdite di azoto per fenomeni di erosione del suolo (N_{eros}) o per incendi (N_{fire}) o, ancora, per la volatilizzazione di composti ammoniacali (N_{vol}).

Questo approccio è detto semplificato e di tipo stazionario. Le assunzioni di base vedono infatti il suolo come costituito da un unico strato (orizzonte) nel quale i movimenti dell'acqua avvengono solo in senso verticale, i fenomeni di evapotraspirazione (perdita di acqua per evaporazione e traspirazione) sono limitati alla superficie del suolo e tutte le grandezze chimico-fisiche del suolo sono considerate costanti lungo l'intero profilo del suolo

I flussi interni di elementi (il tasso di alterazione dei minerali, l'immobilizzazione dell'azoto, ecc.), infine, sono indipendenti dalle caratteristiche chimiche dei suoli, come, ad esempio, il pH. La procedura di calcolo dei carichi critici di acidità viene riportata in dettaglio nel Manuale UNECE (UBA, 2004).

Da un punto di vista operativo, se la deposizione di zolfo è nulla l'equazione [1] fornisce il carico critico massimo di azoto acidificante $CL_{max}(N)$ dovuto quindi alla sola deposizione di composti dello zolfo.

Se la deposizione di azoto risulta diversa da zero la stessa equazione non corrisponde a $CL_{max}(S)$ in quanto la capacità del suolo di contrastare l'acidità derivante dagli apporti di azoto non produce lo stesso effetto acidificante indotto dalla deposizione di solfati.

Di conseguenza $CL_{max}(S)$ è definito come

$$CL_{max}(S) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - BC_u - ANCl_{e(crit)} \quad [3]$$

Fintanto che la deposizione di azoto è inferiore al carico critico minimo $CL_{min}(N)$ con

$$CL_{min}(N) = N_i + N_u \quad [4]$$

cioè all'ammontare di azoto che può essere immobilizzato nel suolo o prelevato dalla biomassa vegetale, $CL_{max}(S)$ è equivalente al carico critico di acidità. Se la deposizione di azoto eccede $CL_{min}(N)$, i processi considerati nell'equazione 2 devono essere in grado di neutralizzare o rimuovere l'azoto in eccesso.

Infine, il carico critico massimo di azoto $CL_{max}(N)$ è dato da

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + CL_{max}(S) \quad [5]$$

I carichi critici possono quindi essere espressi con una funzione di carico critico combinazione di 3 grandezze:

- il carico critico massimo di zolfo - $CL_{max}(S)$
- il carico critico minimo di azoto - $CL_{min}(N)$
- il carico critico massimo di azoto - $CL_{max}(N)$

La funzione di carico critico può essere meglio compresa osservandone la rappresentazione grafica riferita ad un ipotetico ecosistema (Figura 7).

Data una funzione di carico critico di acidità totale ed una combinazione di deposizione di zolfo e azoto, identificata con un punto avente coordinate (S_{dep} , N_{dep}), può verificarsi uno dei seguenti sei casi:

- il punto cade nell'area bianca: non vi sono eccedenze
- il punto cade nell'area verde: l'eccedenza può essere eliminata con la riduzione delle sole deposizioni di zolfo
- il punto cade nell'area gialla: sono necessarie riduzioni delle deposizioni di zolfo, seguite da ulteriori riduzioni di zolfo o azoto
- il punto cade nell'area rossa: sono necessarie riduzioni delle deposizioni di azoto, seguite da ulteriori riduzioni di zolfo o azoto;
- il punto cade nell'area blu: sono richieste riduzioni indifferentemente di zolfo o azoto
- il punto cade nell'area nera: sono necessarie riduzioni contemporanee di zolfo e azoto.

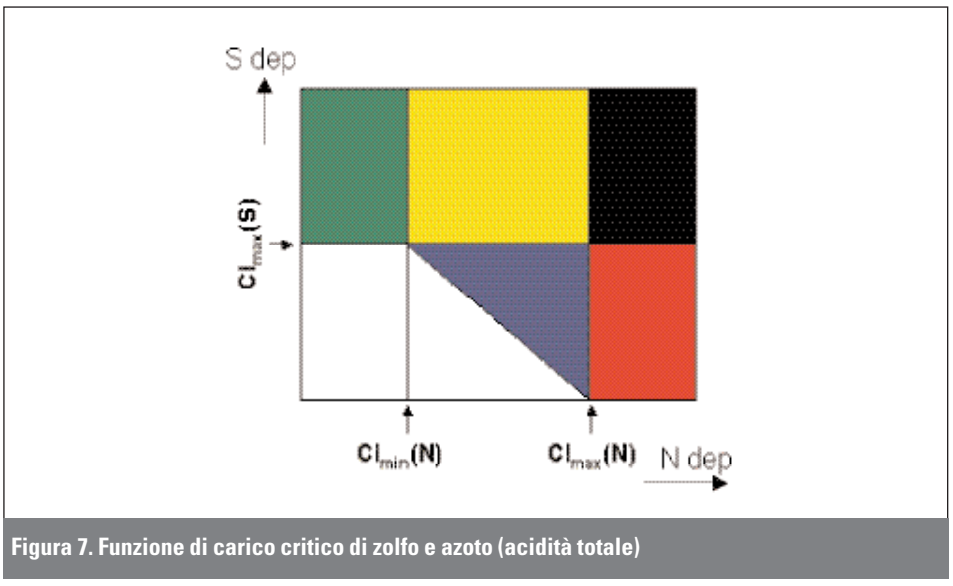


Figura 7. Funzione di carico critico di zolfo e azoto (acidità totale)

ALLEGATO 2 - CARICO CRITICO PER L'AZOTO NUTRIENTE

Il punto di partenza per il calcolo dei carichi critici per N nutriente con il modello SMB è l'equazione di massa dell'azoto totale (N) per il comparto "suolo" tenendo conto che vi è un equilibrio tra N in *input* rispetto a N in output oltre alla quota immagazzinata nel suolo stesso (*inputs = sinks + outputs*):

$$N_{\text{dep}} + N_{\text{fix}} = N_{\text{i}} + N_{\text{u}} + N_{\text{de}} + N_{\text{ad}} + N_{\text{fire}} + N_{\text{eros}} + N_{\text{vol}} + N_{\text{le}} \quad (\text{in eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}) \quad [1]$$

dove

N_{dep} deposizione atmosferica totale di azoto

N_{fix} 'input' di azoto dovuto alla fissazione biologica

N_{ad} adsorbimento di azoto

N_{i} immobilizzazione di lungo periodo dell'azoto nella frazione organica del suolo

N_{u} rimozione netta di azoto da parte della biomassa vegetale e animale

N_{de} flusso di azoto nell'atmosfera per denitrificazione

N_{eros} perdite di azoto per erosione dei suoli

N_{fire} perdite di azoto per combustione della biomassa vegetale (incendi)

N_{vol} perdite di azoto per volatilizzazione in atmosfera (NH_3)

N_{le} percolazione (*leaching*) di azoto negli orizzonti inferiori alla profondità esplorata dalle radici.

Le seguenti assunzioni portano ad una semplificazione dell'equazione precedente

- L'adsorbimento, fenomeno fisico di concentrazione di un composto sulle superfici di un corpo, ha luogo, per l'azoto, essenzialmente sui minerali argillosi. L'azoto può essere adsorbito temporaneamente come ammonio (NH_4) da parte dei minerali argillosi; tuttavia si avrà accumulo o rilascio di azoto qualora vi siano cambiamenti nel tasso di deposizione. In condizioni stazionarie il fenomeno può essere trascurato.
- La fissazione biologica di azoto è un fenomeno di modesta entità nella maggior parte degli ecosistemi forestali ad eccezione di quelli con marcata presenza di specie azotofissatrici.

- La perdita di azoto legata agli incendi, all'erosione e alla volatilizzazione è ugualmente modesta nella maggior parte degli ecosistemi europei. La determinazione di questi parametri è lasciata ai singoli Paesi in relazione all'importanza locale di questi processi.
- Le perdite di azoto ammoniacale (NH_4) per percolazione possono essere trascurate in relazione all'assorbimento (uptake) preferenziale di questo da parte della componente vegetale e alla completa nitrificazione dell'azoto nella zona radicale ($\text{NH}_{4,le} = 0$, $\text{N}_{le} = \text{NO}_{3,le}$).

Sulla base di queste considerazioni si ha che l'equazione precedente può essere semplificata nella forma

$$N_{dep} = N_i + N_u + N_{fire} + N_{de} + N_{le} \quad [2]$$

Da questa equazione si ricava che il carico critico è dato dalla definizione di un limite accettabile di "leaching" di azoto $N_{le(acc)}$. In sostanza il carico critico di azoto risulterà superato quando l'azoto che viene allontanato dall'ecosistema in quanto eccedente le capacità dello stesso ecosistema di utilizzarlo, avrà superato una certa soglia ritenuta accettabile. La scelta di questo valore limite dipende dall'elemento sensibile che si intende proteggere. Quindi il carico critico per l'azoto nutriente $CL_{nut}(N)$ sarà:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + N_{de} + N_{le(acc)} \quad [3]$$

Nel derivare un valore di carico critico per l'azoto nutriente si assume che le fonti e i comparti dell'ecosistema in grado "bloccare" o utilizzare l'azoto, comparti che verranno definiti "pozzi" o "sink" di azoto non dipendano dalla deposizione di azoto. Questo è tuttavia improbabile e qualsiasi quantitativo dovrebbe essere considerato come "carico critico". Inoltre per calcolare il tasso di denitrificazione in condizioni di carico critico si dovrebbe prima conoscere il valore del carico critico stesso. Per evitare questa relazione di tipo circolare, viene stabilita una relazione funzionale tra la deposizione e i "sink" di azoto; questa viene quindi inserita nell'eq. 2 e risolta per la deposizione (al fine di ottenere il valore di carico critico). Questo procedimento è stato applicato al fenomeno di denitrificazione: nel caso più semplice la denitrificazione risponde linearmente all'apporto netto di azoto (De Vries et al. 1993,1994):

$$\begin{aligned} \text{se } N_{dep} > N_i + N_u & \rightarrow f_{de} (N_{dep} - N_i - N_u) = N_{de} \\ \text{se } N_{dep} \leq N_i + N_u & \rightarrow f_{de} (N_{dep} - N_i - N_u) = 0 \end{aligned} \quad [4]$$

dove f_{de} ($0 < f_{de} < 1$) rappresenta la cosiddetta frazione di denitrificazione. Questa assume valori diversi in funzione di parametri del suolo e del clima del sito considerato. Questa formulazione assume che i processi di immobilizzazione e assorbimento (uptake) siano più veloci del processo di denitrificazione. Inserendo l'espressione per N_{de} nell'eq. 2 e risolvendo per la deposizione si avrà la seguente espressione per il calcolo del carico critico di N nutriente:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_{fire} + N_{vol} - N_{fix} + N_u + \frac{N_{le}}{1 - f_{de}} \quad [5]$$

Più in generale sarebbe desiderabile disporre di equazioni (modelli) che, per tutti i flussi di azoto previsti nel calcolo dei carichi critici tengano conto della dipendenza dalle deposizioni di azoto. Tuttavia questi, o non esistono o sono così complessi che nessuna (semplice) espressione per $CL_{nut}(N)$ risulta disponibile.

Per questo motivo nel calcolo dei valori di carico critico dalle eq. 3 o 5, i flussi di azoto dovrebbero essere costituiti da medie di lungo periodo derivante da situazioni non sottoposte ad un'elevata influenza della pressione antropica.

Con il termine di "*leaching accettabile di azoto*" si intende il valore di concentrazione di azoto nelle acque di percolazione di un suolo e quindi l'ammontare dell'azoto che "lascia" l'ecosistema avendo raggiunto un soglia oltre la quale esso non viene più utilizzato dagli organismi. Il valore di *leaching* accettabile di azoto ($N_{le(acc)}$) dipende tuttavia, come già accennato in precedenza, dagli effetti dannosi che si intende evitare. In generale va osservato che non è tanto il flusso in sé a risultare dannoso quanto la concentrazione di azoto nel flusso stesso. Il valore di $N_{le(acc)}$ di azoto (in eq $ha^{-1} a^{-1}$) è calcolato come segue:

$$N_{le(acc)} = Q \cdot [N]_{acc} \quad [6]$$

dove $[N]_{acc}$ è la concentrazione accettabile di azoto (eq m^{-3}) e Q il surplus di precipitazione (in m). Alcuni valori di *leaching* accettabile di azoto riguardano l'equilibrio tra nutrienti (0.2 – 0.4 mgN l^{-1}), effetti sui licheni (0.2 – 0.4 mgN l^{-1}), o su specie erbacee (1 – 5 mgN l^{-1}). Nonostante i dati di letteratura indichino che squilibri nutritivi possono verificarsi anche quando il *leaching* di azoto supera i valori di fondo naturale (Van Dam 1990), nessuna relazione diretta tra *leaching* di azoto e cambiamenti nella copertura vegetale è stata finora descritta. In generale, i modesti valori di N_{le} riportati nel manuale per la mappatura dei carichi critici per gli ecosistemi terrestri risultano inferiori a quelli empirici inerenti effetti sulla composizione specifica della vegetazione erbacea riportati in letteratura (Bobbink et al., 1998).

Va infine menzionato che un valore di *leaching* di azoto accettabile potrebbe essere calcolato con l'obiettivo di evitare l'inquinamento da azoto delle falde. In questo caso il valore limite a livello europeo di 25 and 50 mgN l^{-1} potrebbe essere considerato un valore elevato, ma accettabile.

ALLEGATO 3 - IL MODELLO DINAMICO VSD

L'applicazione di modelli dinamici alla determinazione dei valori di carico critico rappresenta la logica evoluzione dell'approccio SMB impiegato nell'ambito dei più recenti Protocolli derivanti dalla Convenzione sull'Inquinamento Atmosferico Transfrontaliero (CLRTAP, Convention on Longrange Transboundary Air Pollution).

Con l'espressione "carico critico" si può indicare una deposizione di composti acidificanti o eutrofizzanti costante nel tempo che un ecosistema può tollerare sul lungo periodo mantenendo condizioni di equilibrio. In realtà molti ecosistemi non si trovano già oggi in tali condizioni o potranno non esserlo in futuro in conseguenza delle attuali deposizioni. Vi sono infatti processi (meccanismi tampone) in grado di ritardare gli effetti delle deposizioni eccedenti il carico critico.

Questi meccanismi possono ritardare il raggiungimento di determinati obiettivi di ripristino di condizioni di equilibrio individuate per mezzo di indicatori di natura chimica (ad esempio il pH). Una volta raggiunta una riduzione significativa delle deposizioni il processo di "ri-equilibrio" può durare alcuni anni ma talvolta decenni o persino secoli.

Al contrario una volte ridotte le deposizioni potranno essere necessari anni o decenni perché un ecosistema raggiunga nuovamente una condizione di equilibrio. Per ovviare ai limiti del bilancio in condizioni stazionarie sono stati sviluppati dei nuovi modelli definiti dinamici, in grado di stimare il tempo richiesto dal suolo per raggiungere una nuova condizione di (temporaneo) equilibrio.

I modelli dinamici offrono diverse interessanti potenzialità: una di queste è data dalla loro possibilità di stimare il tempo necessario al raggiungimento di determinate condizioni in risposta a diversi scenari di deposizione, anche se è bene ricordare che oltre all'aspetto chimico è necessario considerare l'aspetto biologico. Infatti, al raggiungimento di un determinato obiettivo di natura chimica come, ad esempio un rapporto BC/Al⁸ inferiore ad uno o un dato valore di pH, non segue necessariamente un corrispondente (in termini temporali) recupero dal punto di vista biologico.

⁸ Il rapporto molare BC/Al è il criterio chimico più utilizzato per la definizione del carico critico dei suoli forestali. Il valore di BC/Al = 1 nella soluzione del suolo costituisce la soglia per la protezione degli apparati radicali fini.

I modelli dinamici per l'acidificazione sono basati sugli stessi principi di base di quelli statici: il bilancio delle cariche tra gli ioni presenti nella soluzione del suolo, il bilancio di massa tra gli ioni e le equazioni di equilibrio. I modelli statici considerano tuttavia alcune fonti di cationi basici come infinite (ad esempio quelle legate all'alterazione dei minerali). Se invece se ne considera l'evoluzione nel tempo sarà possibile determinare i (lenti) cambiamenti cui sarà sottoposto un suolo nel lungo periodo.

Presupposto per l'impiego dei modelli dinamici è che i loro risultati, riferiti alle condizioni considerate dai modelli statici, siano confrontabili con i risultati di questi ultimi.

Il modo più semplice e funzionale di utilizzo di un modello dinamico è la cosiddetta "analisi di scenario", che consiste nel calcolo di un futuro valore di un parametro chimico a seguito di un determinato trend di deposizione. Si tratta, in sostanza, di valutare le conseguenze (chimiche) per un suolo sottoposto ad una futura deposizione, determinata a priori.

Per velocizzare tale processo un altro approccio prevede di calcolare a ritroso la deposizione partendo dal valore del parametro chimico auspicato per il futuro. Nell'ambito della convenzione LRTAP tale deposizione viene definita come *target load*, sintetizzabile come "la deposizione che assicura il raggiungimento di un valore di un parametro chimico (es. il rapporto BC/Al) entro un determinato anno". I riferimenti temporali che devono essere tenuti in considerazione sono:

- l'anno indicato dal protocollo, ovvero il momento in cui vengono definite le deposizioni a cui fare riferimento;
- l'anno di implementazione, in cui si suppone cioè che tutte le misure utili per la riduzione delle deposizioni vengono prese;
- l'anno di riferimento finale, in cui l'obiettivo per il parametro chimico considerato potrà essere raggiunto per la prima volta.

Tra i diversi modelli dinamici proposti il modello VSD (Very Simple Dynamic) è quello che ha trovato più ampia applicazione in relazione al contenuto numero di variabili di input richieste. Esso è stato sviluppato per valutare gli effetti subiti da un suolo nel tempo in funzione dei livelli di deposizione nonché dei tempi di recupero (recovery time) una volta adottate misure di contenimento delle emissioni. Il VSD è stato concepito come un'estensione del modello SMB (Steady State Mass Balance) e può essere applicato, a scale diverse, con un numero relativamente basso di dati in input:

- la concentrazione iniziale di solfati, nitrati, cationi basici, sodio e cloro;
- la quantità iniziale di carbonio ed il rapporto C/N iniziale nell'orizzonte più superficiale del suolo;
- la saturazione iniziale di cationi basici.

Gli aspetti che non vengono presi in considerazione sono invece:

- l'interazione con la copertura vegetale;
- i processi ciclici dei nutrienti;
- la fissazione dell'azoto e l'adsorbimento dello ione ammonio;
- le interazioni con $(\text{SO}_4)^{-2}$;
- la formazione e la protonazione degli anioni organici;
- la complessazione dell'alluminio con $(\text{SO}_4)^{-2}$;
- gruppo OH e anioni organici.

La formulazione dei processi può essere così schematizzata:

- equazioni di bilancio di carica;

- equazioni di equilibrio;
- equazioni di bilancio di massa;
- calcolo degli ioni presenti;
- flussi in entrata.

Il modello VSD consiste in una serie di equazioni di bilanci di massa e di carica che descrivono le relazioni tra *input* ed *output* che interessano il suolo, ed un insieme di equazioni di equilibrio, che descrivono i processi che avvengono nel suolo. La soluzione del suolo, nella sua composizione chimica, viene considerata dipendente esclusivamente dall'input netto degli elementi provenienti dall'atmosfera (deposizione meno assorbimento netto meno immobilizzazione) e dalle interazioni geochimiche che avvengono nel suolo e che tengono conto dei processi di degradazione di carbonati e silicati, delle condizioni di equilibrio della CO₂ e degli scambi cationici. Il modello VSD si applica ai suoli di natura non calcarea, ammettendo per quelli calcarei una capacità tampone illimitata.

Le principali potenzialità connesse all'introduzione dei modelli dinamici nella determinazione dei valori di carico critico ma anche nell'ambito dei negoziati inerenti i protocolli di riduzione delle emissioni possono essere così sintetizzate:

- valutare i cosiddetti "tempi di ritardo" tra il superamento del carico critico, la conseguente modificazione di uno dei parametri chimici di riferimento e, infine, l'effetto biologico;
- tenere conto dei tempi di recupero necessari affinché un ecosistema, per lungo tempo sottoposto a condizioni di eccedenza, una volta rispettato il valore di carico critico, ritrovi condizioni di equilibrio;
- fornire un quadro degli effetti sul lungo periodo e su scala continentale dell'input di composti acidificanti calcolato sulla base di differenti scenari di emissione;
- individuare con maggiore precisione e affidabilità le scelte più efficaci di riduzione delle emissioni.

**ALLEGATO 4 - PREDISPOSIZIONE DELLA MAPPA DEI RECETTORI
(CARTA DELLA VEGETAZIONE REALE D'ITALIA)**

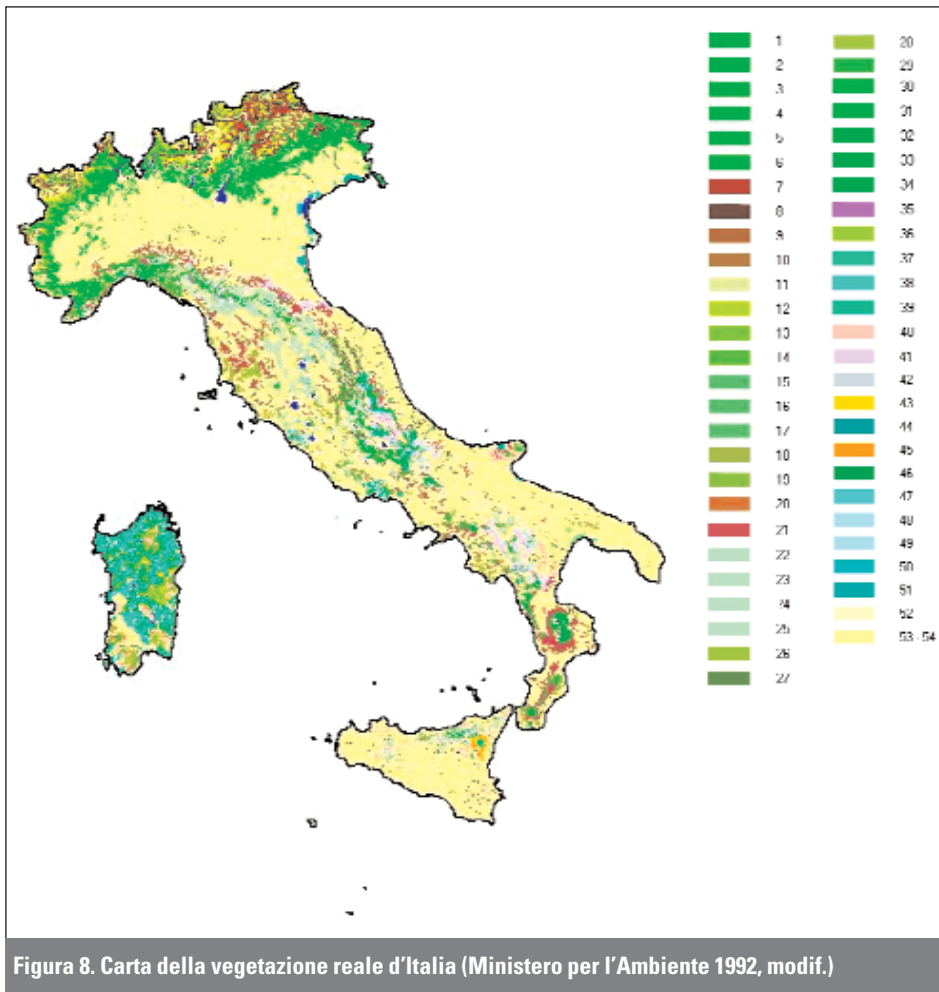


Tabella 4. Legenda della Carta della vegetazione reale d'Italia (Ministero per l'Ambiente 1992) e relativi codici EUNIS

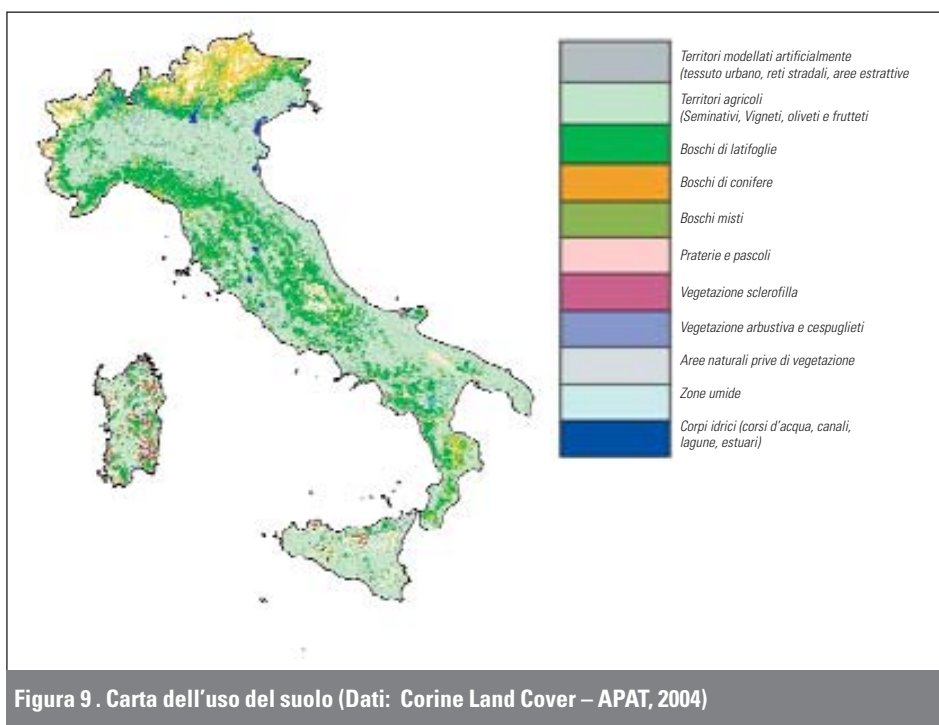
CODICE	Descrizione	CODICE eunis
1	Foreste di caducifoglie mesofile (Fagetalia sylvaticae, Carpinion)	G1.6
2	Foreste di caducifoglie termofile delle Prealpi (Quercetalia pubescentipetraeae, OrnoOstryon, OstryoCarpinon orientalis)	G1.7
3	Foreste di caducifoglie termofile (Quercetalia pubescentipetraeae, Quercion pubescentipetraeae)	G1.7
4	Foreste di caducifoglie acidofile (Quercetalia roboripetraeae)	G1.8
5	Foreste di caducifoglie acidofile (Quercetalia roboripetraeae) con prevalenza di Castanea sativa	G1.8
6	Foreste di caducifoglie mesofile, anche miste ad Abies alba (Fagetalia sylvaticae, EuFagion)	G4.6
7	Foreste di conifere montane (VaccinioPiceetalia, VaccinioAbietion)	G3.1
8	Foreste di Pinus sylvestris delle valli interne delle Alpi (EricoPinetalia, OnonidoPinion)	G3.4
9	Foreste di Pinus sylvestris delle valli esterne delle Alpi e boscaglie di Pinus mugo (EricoPinetalia, EricoPinion)	G3.4
10	Foreste di conifere e brughiere subalpine (VaccinioPiceetalia, VaccinioPiceion)	G3.1
11	Praterie neutrobasofile (Seslerietalia variae, Elynetalia)	E1.2
12	Praterie acidofile (Caricetalia curvulae)	E4.3
13	Praterie acidofile (Nardetalia)	E4.3
14	Praterie xeriche delle valli interne delle Alpi (Festucetalia valesiaca)	E1.24
15	Praterie xeriche delle Prealpi orientali (Scorzoneretalia villosae)	E1.24
16	Praterie falciabili (Arrhenatheretalia)	E2.3
17	Macchie di sclerofille sempreverdi (PistacioRhamnetalia)	F5.2
18	Foreste di sclerofille sempreverdi (Quercetalia ilicis)	G2.1
19	Foreste di Quercus trojana	G1.7
20	Foreste di Pinus pinaster	G3.7
21	Foreste di caducifoglie termofile dell'Appennino a prevalenza di Quercus pubescens (Quercetalia pubescentipetraeae, Quercion pubescentipetraeae)	G1.7
22	Foreste di caducifoglie submesofile (Quercetalia pubescentipetraeae) a prevalenza di Quercus cerris	G1.7
23	Foreste di caducifoglie termofili della Sicilia (Quercetalia pubescentipetraeae)	G1.7
24	Foreste di Pinus laricio dell'Etna (Quercetalia pubescentipetraeae)	G3.5
25	Foreste miste di Quercus petraeae e Ilex aquifolium della Sicilia (Quercetalia pubescentipetraeae)	G1.7
26	Foreste di caducifoglie termofile della Sardegna (Quercetalia pubescentipetraeae), anche con Ilex aquifolium e Taxus baccata	G1.7
27	Foreste di caducifoglie termofile dell'Appennino a prevalenza di Ostrya carpinifolia e Fraxinus ornus (Quercetalia pubescentipetraeae, LaburnoOstryon)	G1.7

segue

segue **Tabella 4. Legenda della Carta della vegetazione reale d'Italia (Ministero per l'Ambiente 1992) e relativi codici EUNIS**

CODICE	Descrizione	CODICE eunis
28	Foreste di caducifoglie mesoigrofile (Quercetalia roboripetraeae)	G1.8
29	Foreste di caducifoglie acidofile (Quercetalia roboripetraeae) a prevalenza di Castanea sativa	G1.8
30	Foreste di caducifoglie mesofile talvolta miste con Abies alba (Fagetalia sylvaticae, Geranio nodosiFagion) dell'Appennino centrosettentrionale	G1.6
31	Foreste di caducifoglie mesofile (Fagetalia sylvaticae, Geranio striatiFagion) dell'Appennino meridionale e Sicilia, talvolta miste con Abies alba nell'Appennino meridionale	G1.6
32	Foreste di caducifoglie mesofile del Gargano (Fagetalia sylvaticae, Carpinion)	G1.6
33	Foreste di Pinus laricio dell'Appennino meridionale (Fagetalia sylvaticae, HypochaeridoPinetum laricionis)	G3.5
34	Boscaglie di Pinus mugo (EricoPinetalia)	F2.4
35	Brughiere ipsofile dell'Appennino centrosettentrionale (VaccinioPiceetalia)	F7.4
36	Arbusteti dei monti della Sardegna (CariciGenisttalia lobelii)	G1.6
37	Praterie neutro basofile (Seslerietalia apenninae)	E1.8
38	Praterie acidofile (Nardetalia)	E1.A
39	Vegetazione ed arbusteti spinosi dell'Etna (RumiciAstragaletalia)	E1.8
40	Praterie mediterranee (TheroBrachypodietalia, Helianthemetalia guttati, limitatamente al sud della Penisola e alla Sicilia anche LygeoStipetalia)	E1.5
41	Praterie Xeriche dell'Appennino (Brometalia erecti, Agropyretalia repentis)	E1.3
42	Praterie xeriche della Sicilia (ErysimoJurinetalia)	E1.3
43	Praterie e gariche collinari e mediomontane della Sardegna (TeucrioSantolinetalia)	F7.2
44	Praterie umide dei piani carsici dell'Appennino (TrifolioHordeetalia)	E1.5
45	Stadi pionieri a Sedum coeruleum, arbusteti a Genista aetnensis, ecc...	E1.5
46	Foreste e boscaglie ripariali a prevalenza di Salix sp. pl., A. glutinosa, A. incana, A. cordata, P. alba, P. nigra e Tamarix sp. pl. (Populeetalia albae, Salicetalia purpureae, Tamaricetalia)	G1.1
47	Foreste paludose di Alnus glutinosa (Alnetalia glutinosae, HydrocotyloAlnetum glutinosae, Carici elongataeAlnetum glutinosae, ecc...)	G1.2
48	Praterie palustri, canneti, ecc... (Magnocaricetalia, Phragmitetalia)	C3.2
49	Vegetazione natante e sommersa dei laghi (Potamogetonetalia)	C1.2
50	Vegetazione sommersa (Ruppietalia) e vegetazione emersa del bordo (TheroSalicornietalia, Spartinetalia meritimae, Arthrocnemetalia fruticosi, Limonietalia, Juncetalia maritimi)	C1.2
51	Vegetazione delle dune sabbiose (Ammophiletalia, Malcolmietalia, Euphorbietalia peplis, HelichrysoCrucianelletalia)	B1.4
52	Vegetazione delle coste rocciose (CrithmoLimonietalia)	B3.3
53	Vegetazione ruderale, nitrofila, infestante e degli insediamenti antropici (PolygonChenopodietalia, Artemisietalia, Aperetalia, Secalinetalia, Eragrostidetalia, Bidentetalia, Onopordetalia, Plantaginetalia majoris, ecc...)	I
54	Aree con vegetazione scarsa o nulla; Repubblica di San Marino; acque interne; aree urbane	H

ALLEGATO 5 - PREDISPOSIZIONE DELLA MAPPA DEI RECETTORI (CARTA DELL'USO DEL SUOLO DA DATI CORINE LAND COVER)



Legenda CORINE

1. TERRITORI MODELLATI ARTIFICIALMENTE

1.1 Zone urbanizzate

1.1.1. Tessuto Urbano continuo

Spazi strutturati dagli edifici e dalla viabilità. Gli edifici, la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente occupano più dell'80% della superficie totale.

La vegetazione non lineare e il suolo nudo rappresentano l'eccezione. Sono qui compresi cimiteri senza vegetazione. Problema particolare degli abitati a sviluppo lineare (villes rue): anche se la larghezza delle costruzioni che fiancheggiano la strada, compresa la strada stessa, raggiunge solo 75 m, e a condizione che la superficie totale superi i 25 ha, queste aree saranno classificate come tessuto urbano continuo (o discontinuo se le aree non sono congiunte).

1.1.2. Tessuto urbano discontinuo

Spazi caratterizzati dalla presenza di edifici. Gli edifici, la viabilità e le superfici a copertura artificiale coesistono con superfici coperte da vegetazione e con suolo nudo, che occupano in maniera discontinua aree non trascurabili. Gli edifici, la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente coprono dal 50 all'80% della superficie totale. Si dovrà tenere conto di questa densità per le costruzioni localizzate all'interno di spazi naturali (foreste o spazi erbosi).

Questa voce non comprende:

le abitazioni agricole sparse delle periferie delle città o nelle zone di coltura estensiva comprendenti edifici adibiti a impianti di trasformazione e ricovero;

le residenze secondarie disperse negli spazi naturali o agricoli.

Comprende invece cimiteri senza vegetazione.

1.2 Zone industriali, commerciali e reti di comunicazione

1.2.1. Aree industriali o commerciali

Aree a copertura artificiale (in cemento, asfaltate o stabilizzate: per esempio terra battuta), senza vegetazione, che occupano la maggior parte del terreno. (Più del 50% della superficie).

La zona comprende anche edifici e/o aree con vegetazione. Le zone industriali e commerciali ubicate nei tessuti urbani continui e discontinui sono da considerare solo se si distinguono nettamente dall'abitato. (Insieme industriale di aree superiore a 25 ha con gli spazi associati: muri di cinta, parcheggi, depositi, ecc.). Le stazioni centrali delle città fanno parte di questa categoria, ma non i grandi magazzini integrati in edifici di abitazione, i sanatori, gli stabilimenti termali, gli ospedali, le case di riposo, le prigioni, ecc.

1.2.2. Reti stradali e ferroviarie e spazi accessori

Larghezza minima da considerare: 100 m.

Autostrade, ferrovie, comprese le superfici annesse (stazioni, binari, terrapieni, ecc.) e le reti ferroviarie più larghe di 100 m che penetrano nella città. Sono qui compresi i grandi svincoli stradali e le stazioni di smistamento, ma non le linee elettriche ad alta tensione con vegetazione bassa che attraversano aree forestali.

1.2.3. Aree portuali

Infrastrutture delle zone portuali compresi i binari, i cantieri navali e i porti da diporto. Quando i moli hanno meno di 100 m., di larghezza, la superficie dei bacini (d'acqua dolce o salata) delimitati dagli stessi è da comprendere nel calcolo dei 25 ha.

1.2.4. Aeroporti

Infrastrutture degli aeroporti: piste, edifici e superfici associate. Sono da considerare solo le superfici che sono interessate dall'attività aeroportuale (anche se alcune parti di queste sono utilizzate occasionalmente per agricolturaforaggio). Di norma queste aree sono delimitate da recinzioni o strade. In molti casi, l'area aeroportuale figura sulle carte topografiche a grande scala (1:25.000 e 1:50.000). Non sono compresi i piccoli aeroporti da turismo (con piste consolidate) ed edifici di dimensioni molto piccole.

1.3 Zone estrattive, discariche e cantieri

1.3.1. Aree estrattive

Estrazione di materiali inerti a cielo aperto (cave di sabbia e di pietre) o di altri materiali (miniere a cielo aperto).

Ne fanno parte cave di ghiaia, eccezion fatta, in ogni caso, per le estrazioni nei letti dei fiumi. Sono qui compresi gli edifici e le installazioni industriali associate. Rimangono escluse le cave sommerse, mentre sono comprese le superfici abbandonate e sommerse, ma non recuperate, comprese in aree estrattive. Le rovine, archeologiche e non, sono da includere nelle aree ricreative.

1.3.2. Discariche

Discariche e depositi di miniere, industrie e collettività pubbliche.

1.3.3. Cantieri

Spazi in costruzione, scavi e suoli rimaneggiati.

1.4. Zone verdi artificiali non agricole

1.4.1. Aree verdi urbane

Spazi ricoperti di vegetazione compresi nel tessuto urbano. Ne fanno parte cimiteri con abbondante vegetazione e parchi urbani.

1.4.2. Aree sportive e ricreative

Aree utilizzate per camping, attività sportive, parchi di divertimento, campi da golf, ippodromi, rovine archeologiche e non, ecc. Ne fanno parte i parchi attrezzati (aree dotate intensamente di attrezzature ricreative, da picnic, ecc.) compresi nel tessuto urbano. N.B.: sono escluse le piste da sci, da classificare, di norma, come 2.3. I. e 3.2.1

2. TERRITORI AGRICOLI

2.1. Seminativi

Superfici coltivate regolarmente arate e generalmente sottoposte ad un sistema di rotazione.

2.1.1. Seminativi in aree non irrigue

Sono da considerare perimetri irrigui solo quelli individuabili per fotointerpretazione, satellitare o aerea, per la presenza di canali e impianti di pompaggio. Cereali, leguminose in pieno campo, colture foraggere, coltivazioni industriali, radici commestibili e maggesi. Vi sono compresi i vivai e le colture orticole, in pieno campo, in serra e sotto plastica, come anche gli impianti per la produzione di piante medicinali, aromatiche e culinarie. Vi sono comprese le colture foraggere (prati artificiali), ma non i prati stabili.

2.1.2. Seminativi in aree irrigue

Colture irrigate stabilmente e periodicamente grazie ad un'infrastruttura permanente (canale di irrigazione, rete di drenaggio). La maggior parte di queste colture non potrebbe realizzarsi senza l'apporto artificiale d'acqua. Non vi sono comprese le superfici irrigate sporadicamente.

2.1.3. Risaie

Superfici utilizzate per la coltura del riso.

Terreni terrazzati e dotati di canali di irrigazione. Superfici periodicamente inondate.

2.2. Colture permanenti

Colture non soggette a rotazione che forniscono più raccolti e che occupano il terreno per un lungo periodo prima dello scasso e della ripiantatura: si tratta per lo più di colture legnose. Sono esclusi i prati, i pascoli e le foreste.

2.2.1. Vigneti

Superfici piantate a vigna

2.2.2. Frutteti e frutti minori

Impianti di alberi o arbusti fruttiferi: colture pure o miste di specie produttrici di frutta o al-

beri da frutto in associazione con superfici stabilmente erbate. Ne fanno parte i castagne-
ti da frutto e i nocciolieti. I frutteti di meno di 25 ha compresi nei terreni agricoli (prati sta-
bili o seminativi) ritenuti importanti sono da comprendere nella classe 2.4.2.. I frutteti con
presenza di diverse associazioni di alberi sono da includere in questa classe.

2.2.3. Oliveti

Superfici piantate ad olivo, comprese particelle a coltura mista di olivo e vite.

2.3. Prati stabili

2.3.1. Prati stabili

Superfici a copertura erbacea densa a composizione floristica rappresentata principal-
mente da graminacee, non soggette a rotazione. Sono per lo più pascolate ma il foraggio può
essere raccolto meccanicamente. Ne fanno parte i prati permanenti e temporanei e le
marcite. Sono comprese inoltre aree con siepi. Le colture foraggere (prati artificiali inclusi
in brevi rotazioni) sono da classificare come seminativi (2.1.1).

2.4. Zone agricole eterogenee

2.4.1. Colture annuali associate a colture permanenti

Colture temporanee (seminativi o prati) in associazione con colture permanenti sulla stes-
sa superficie, quando le particelle a frutteto comprese nelle colture annuali non associate
rappresentano meno del 25% della superficie totale.

2.4.2. Sistemi colturali e particellari complessi

Mosaico di piccoli appezzamenti con varie colture annuali, prati stabili e colture perma-
nenti, occupanti ciascuno meno del 75% della superficie totale dell'unità.

Vi sono compresi gli "orti per pensionati" e simili.. Eventuali "lotti" superanti i 25 ha sono
da includere nelle zone agricole.

2.4.3. Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali (formazioni vegetali naturali, boschi, lande, cespuglieti, bacini d'acqua, rocce nude, ecc.) importanti

Le colture agrarie occupano più del 25 e meno del 75% della superficie totale dell'unità.

2.4.4. Aree agroforestali

Colture annuali o pascolo sotto copertura arborea composta da specie forestali

3. TERRITORI BOSCATI E AMBIENTI SEMINATURALI

3.1. Zone boscate

3.1.1. Boschi di latifoglie

Formazioni vegetali, costituite principalmente da alberi ma anche da cespugli e arbusti,
nelle quali dominano le specie forestali a latifoglie. La superficie a latifoglie deve coprire al-
meno il 75% dell'unità, altrimenti è da classificare bosco misto. N.B.: vi sono compresi i
pioppeti e gli eucalitteti.

3.1.2. Boschi di conifere

Formazioni vegetali costituite principalmente da alberi ma anche da cespugli e arbusti,
nelle quali dominano le specie forestali conifere. La superficie a conifere deve coprire al-
meno il 75% dell'unità, altrimenti è da classificare bosco misto. N.B.: vi sono comprese le conifere
a rapido accrescimento.

3.1.3. Boschi misti

Formazioni vegetali, costituite principalmente da alberi ma anche da cespugli ed arbusti,
dove non dominano né le latifoglie, né le conifere.

3.2. Zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e/o erbacea

3.2.1. Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota

Aree foraggere a bassa produttività. Sono spesso situate in zone accidentate. Interessano spesso superfici rocciose, roveti e arbusteti. Sulle aree interessate dalla classe non sono di norma presenti limiti di particelle (siepi, muri, recinti).

3.2.2. Brughiere e cespuglieti

Formazioni vegetali basse e chiuse, composte principalmente di cespugli, arbusti e piante erbacee (eriche, rovi, ginestre dei vari tipi ecc.). Vi sono comprese le formazioni a pino mugo.

3.2.3. Aree a vegetazione sclerofilla

Ne fanno parte macchie e garighe. Macchie: associazioni vegetali dense composte da numerose specie arbustive miste su terreni silicei acidi in ambiente mediterraneo. Garighe: associazioni cespugliose discontinue delle piattaforme calcaree mediterranee. Sono spesso composte da quercia coccifera, corbezzolo, lavanda, timo, cisto bianco, ecc. Possono essere presenti rari alberi isolati.

3.2.4. Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione

Vegetazione arbustiva o erbacea con alberi sparsi. Formazioni che possono derivare dalla degradazione della foresta o da una rinnovazione della stessa per ricolonizzazione di aree non forestali.

3.3. Zone aperte con vegetazione rada o assente

3.3.1. Spiagge, dune, sabbie (più larghe di 100 m)

Le spiagge, le dune e le distese di sabbia e di ciottoli di ambienti litorali e continentali, compresi i letti sassosi dei corsi d'acqua a regime torrentizio. Le dune ricoperte di vegetazione (erbacea o legnosa) devono essere classificate nelle voci corrispondenti: boschi (3.1.1., 3.1.2. e 3.1.3.), prati (2.3. 1.) o aree a pascolo naturale (3.2. 1.)

3.3.1. Spiagge, dune, sabbie (più larghe di 100 m)

Le spiagge, le dune e le distese di sabbia e di ciottoli di ambienti litorali e continentali, compresi i letti sassosi dei corsi d'acqua a regime torrentizio. Le dune ricoperte di vegetazione (erbacea o legnosa) devono essere classificate nelle voci corrispondenti: boschi (3.1.1., 3.1.2. e 3.1.3.), prati (2.3. 1.) o aree a pascolo naturale (3.2. 1.)

3.2. Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti

3.3.3. Aree con vegetazione rada

Comprende le steppe xerofile, le steppe alofile, le tundre e le aree calanchive in senso lato.

3.3.4. Aree percorse da incendi

Superfici interessate da incendi recenti. I materiali carbonizzati sono ancora presenti.

3.3.5. Ghiacciai e nevi perenni

Superfici coperte da ghiacciai o da nevi perenni.

4. ZONE UMIDE

4.1. Zone umide interne

Zone non boscate, parzialmente, temporaneamente o permanentemente saturate da acqua stagnante o corrente.

4.1.1. Paludi interne

Terre basse generalmente inondate in inverno e più o meno saturate d'acqua durante tutte le stagioni.

4.1.2. Torbiere

Terreni spugnosi umidi nei quali il suolo è costituito principalmente da muschi e materiali vegetali decomposti. Torbiere utilizzate o meno.

4.2. Zone umide marittime

Zone non boscate, saturate parzialmente, temporaneamente o in permanenza da acqua salmastra o salata.

4.2.1. Paludi salmastre

Terre basse con vegetazione, situate al di sotto del livello di alta marea, suscettibili pertanto di inondazione da parte delle acque del mare. Spesso in via di riempimento, colonizzate a poco a poco da piante alofile.

4.2.2. Saline

Saline attive o in via di abbandono.

Parti di paludi salmastre utilizzate per la produzione di sale per evaporazione. Sono nettamente distinguibili dal resto delle paludi per la forma regolare delle particelle e il loro sistema di argini.

4.2.3. Zone intertidali

Superfici limose, sabbiose o rocciose generalmente prive di vegetazione comprese fra il livello delle alte e basse maree.

5. CORPI IDRICI

5.1. Acque continentali

5.1.1. Corsi d'acqua, canali e idrovie

Corsi di acqua naturali o artificiali che servono per il deflusso delle acque. Larghezza minima da considerare: 100 m

5.1.2. Bacini d'acqua

Superfici naturali o artificiali coperte da acque.

5.2. Acque marittime

5.2.1. Lagune

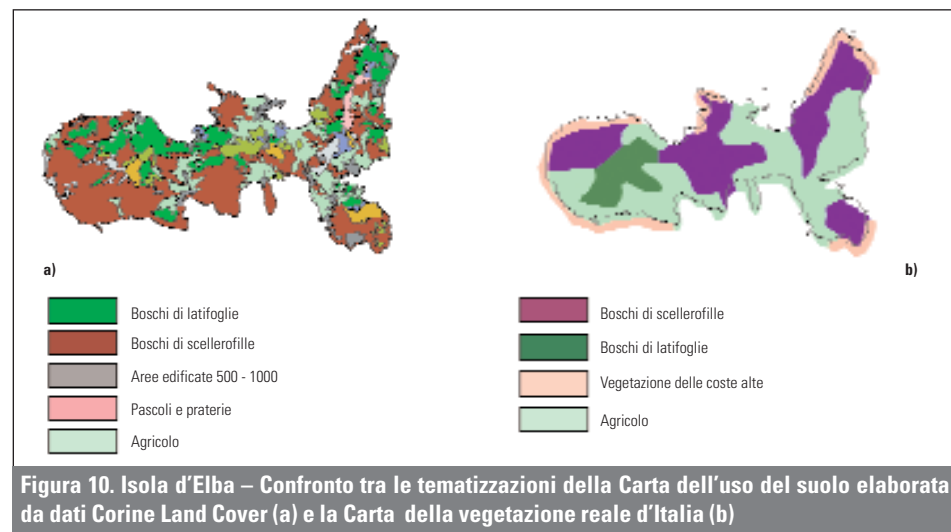
Aree coperte da acque salate o salmastre, separate dal mare da barre di terra o altri elementi topografici simili. Queste superfici idriche possono essere messe in comunicazione con il mare in certi punti particolari, permanentemente o periodicamente.

5.2.2. Estuari

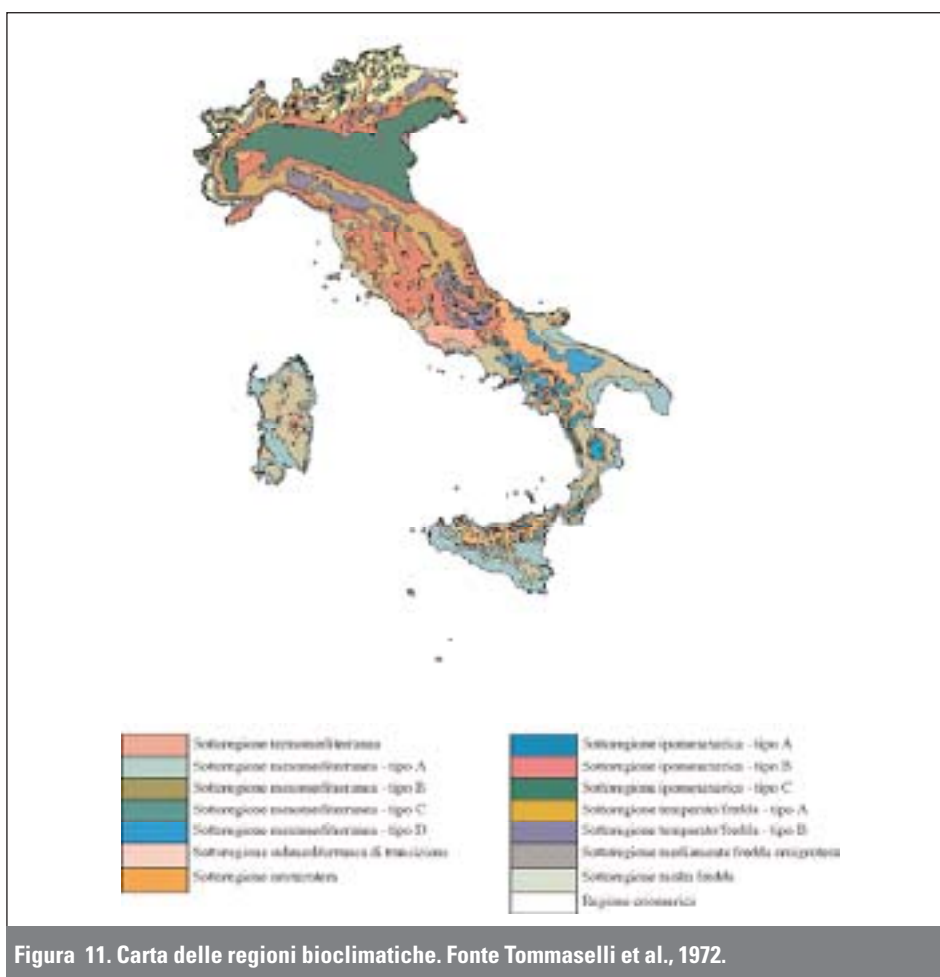
Parte terminale dei fiumi, alla foce, che subisce l'influenza delle acque.

5.2.3. Mari e oceani

Aree al di là del limite delle maree più basse



ALLEGATO 6 - CARTA DELLE REGIONI BIOCLIMATICHE D'ITALIA PER LA STIMA DELL'AZOTO IMMOBILIZZATO NEL SUOLO



ALLEGATO 7 - CARTA DEI SUOLI E METODOLOGIA DI CALCOLO DELL'ALTERAZIONE DEI MINERALI DEL SUOLO (BC_w)

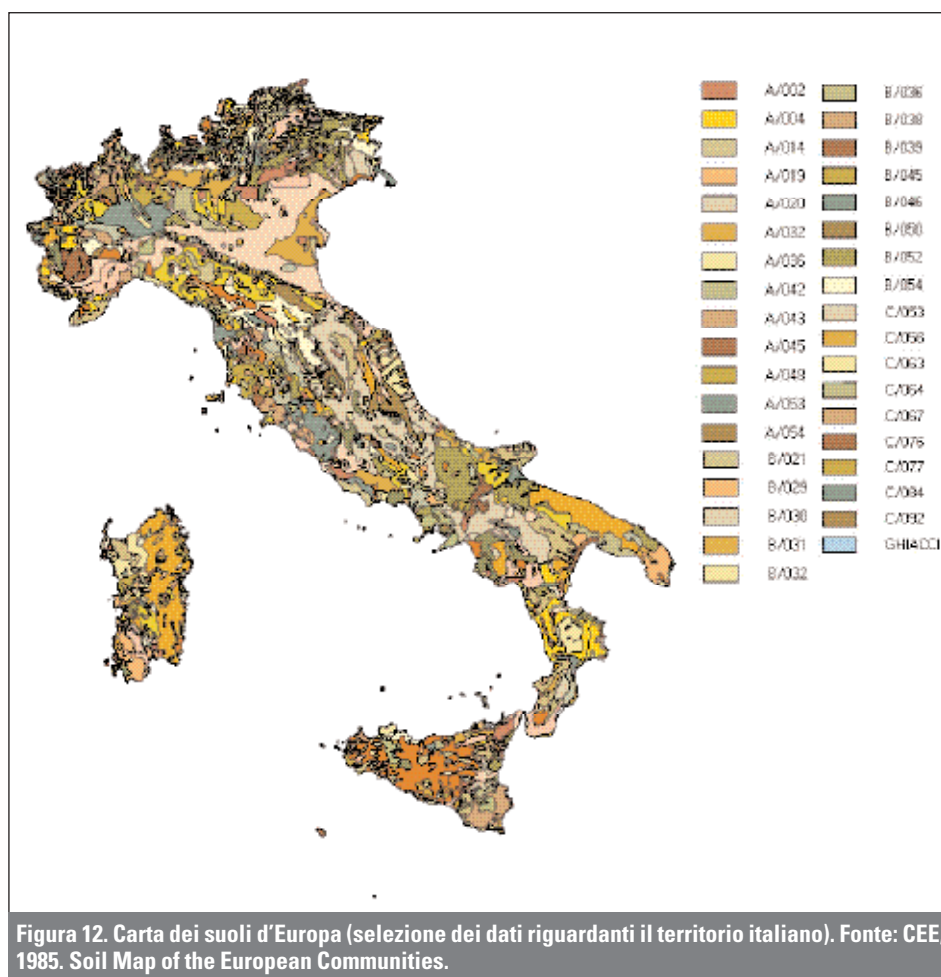


Tabella 6. Tipologie di suoli individuati dalla Carta dei suoli d'Europa sul territorio italiano.

N. progressivo	Classe	Tipo di suolo	Tessitura del suolo	N. progressivo	Classe	Tipo di suolo	Tessitura del suolo
1	A2	Jeg	1/4	34	B38	Bea	1/2
2	A4	Jeg	1/2	35	B39	Bef	1/4
3	A14	Ge	4	36	B45	Bd	3
4	A19	Ges	4	37	B46	Bd	1/2
5	A20	Gef	2/3	38	B50	Bd	2
6	A32	Gh	1	39	B52	Bd	2
7	A36	Re	1/4	40	B54	Bd	2
8	A42	Rc	3/4	41	B55	Bd	2
9	A43	Rc	3/4	42	B56	Bd	1
10	A45	Rd	1	43	B82	Bgc	4
11	A48	le	2	44	B92	Bk	1/2
12	A53	ld	1/2	45	B110	Bvc	3/4
13	A54	ld	1/2	46	C1	Lo	3
14	A57	Qc	1	47	C14	Lo	2
15	A62	Eo	3	48	C19	Lo	2/4
16	A63	Eo	3	49	C21	Lo	2/4
17	A67	Eo	3	50	C32	Lc	2/4
18	A72	U	2	51	C34	Lc	2/4
19	A76	Tv	2	52	C43	Lcr	4
20	A77	Vp	4/5	53	C44	Lk	4
21	A84	Vc	5	54	C50	Lf	2
22	B8	Be	2	55	C53	Lg	3
23	B10	Be	3	56	C56	Lgs	3
24	B11	Be	2	57	C63	Lgp	2/4
25	B14	Be	2/3	58	C64	D	3
26	B19	Be	2/3	59	C67	Dd	2
27	B20	Be	2/4	60	C76	Po	1
28	B21	Be	2/4	61	C77	Po	1
29	B29	Bec	4	62	C84	Pl	1
30	B30	Bec	4	63	C92	Pp	1/2
31	B31	Bec	1/2	64	Ghiacci	Ghiacci	99999
32	B32	Bec	2/4	65	Lago	Lago	99999
33	B36	Bec	2	66	Urbanizzato	Urbanizzato	99999

La Carta dei suoli d'Europa fornisce informazioni relative al tipo di suolo, alla loro tessitura. Questi ultimi valori sono stati trasformati secondo la procedura suggerita nel *Mapping Vademecum* (Hettelingh e de Vries, 1990). Le nuove classi di tessitura vengono individuate sulla base del contenuto in sabbia e argilla.

Tabella 7. Classi di tessitura associate ai tipi di suolo nella Carta dei suoli d'Europa e nuove classi sintetiche.

Valori di tessitura della Carta dei Suoli d'Europa	Nuovi valori di tessitura
1	1 = coarse
2	2 = medium
4, 5, 4/5	3 = fine
1/2	4 = coarsemedium
1/4	5 = coarsefine
3, 2/3, 3/4, 2/4	6 = mediumfine
99999	99999 = "non classificato"

I dati di tessitura e la tipologia di suolo consentono di individuare, per le diverse combinazioni, il tasso di rilascio di cationi basici legato all'alterazione di minerali (De Vries et al., 1993). Poiché questi valori esprimono la somma dei cationi basici (Ca+Mg+K+Na) operando sui valori di tessitura è stato sottratto il valore relativo al rilascio di sodio che non interviene nel tamponare i composti ad azione acidificante.

Tabella 8. Associazione delle classi di tessitura sintetiche ai diversi tipi di suolo.

Valori di tessitura	Tipi di suolo della Carta dei Suoli d'Europa
1	6-10-14-42-60-61-62
2	11-18-19-22-24-33-38-39-40-41-47-54-59
3	3-4-20-21-29-30-43-52-53
4	2-12-13-31-34-37-44-63
5	1-7-35
6	5-8-9-15-16-17-23-25-26-27-28-32-36-45-46-48-49-50-51-55-56-57-58
99999	64-65-66

Infine ad ogni combinazione suolo/tessitura è stato attribuito un dato relativo al rilascio di cationi basici

Tabella 9. Rilascio di cationi basici per tipo di suolo.

Rilascio di cationi basici (eq. H ⁺ ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Tipi di suolo della Carta dei Suoli d'Europa
250	14-42-60-61-62
500	10-12-13-37-63
750	2-7-11-18-34-38-39-40-41-59
1000	1-36-54-58
1250	5-19-55-56-57
1500	3-4-20
9999 (*)	6-8-9-15-16-17-21-22-23-24-25-26-27-28-29-30-31-32-33-35-43-44-45-46-47-48-49-50-51-52-53
99999 (**)	64-65-66

() 9999 è attribuito ai tipi di suolo con potere tampone illimitato.*

*(**) 99999 indica "non classificato".*

ALLEGATO 8 - AGGIORNAMENTO DEI DATI DI TEMPERATURA E PRECIPITAZIONI MEDI ANNUI E DEI PARAMETRI DERIVATI

8a Temperature e precipitazioni

Al fine di aggiornare le informazioni già disponibili inerenti le precipitazioni e le temperature medie annue in Italia si è operato acquisendo i dati medi mensili dei due parametri per il periodo 1921 – 2000 dal database del Climatic Research Unit (CRU) dell'Università dell'East Anglia, Regno Unito (Jones et al., 1999). Questo istituto è riconosciuto come uno dei centri più importanti a livello mondiale per quanto concerne lo studio dei cambiamenti climatici. Lo scopo principale dell'istituto è quello di aumentare la comprensione scientifica di fenomeni quali la passata storia climatica ed il suo impatto sulle attività umane, l'andamento e le cause dei cambiamenti climatici in corso durante questo secolo e le prospettive per il futuro. In questo contesto è stato sviluppato il dataset CRU TS 2.0 che descrive a livello globale, ma con particolare dettaglio per l'Europa, l'evoluzione del clima nel periodo 1921-2000. Il CRU TS 2.0 è un database che comprende dati mensili di climatologia osservata, e che copre la superficie terrestre con una risoluzione pari a 0.5°. Esso mette a disposizione dati relativi a 5 variabili: la copertura nuvolosa (misurata in percentuale), l'escursione termica (°C), la precipitazione (mm), la temperatura (°C) e l'umidità (hPa). L'aggiornamento dei dati meteorologici risalenti al periodo 1921-1955, è stato possibile mediante la seguente procedura: sviluppo di un estrattore di dati in grado di selezionare il periodo prescelto (qui le climatologie sono state calcolate sull'intervallo 1921 - 1955 e 1955 - 2000) e le celle d'interesse; i file txt ottenuti (in lon/lat) sono stati importati in Mapinfo e convertiti in UTM32 (coordinate dei dati "originali"). Successivamente i dati sono stati importati in Surfer (Golden Software, 1998), ottenendo un grigliato con maglie di 35 km per le X e 55 km per le Y. Tale procedimento è stato condotto per l'intervallo 1921 - 1955 e per il 1955 – 2000 ottenendo due nuovi set di dati denominati CRU5500 e CRU2155. Successivamente sono state calcolate le differenze in temperatura media e precipitazioni tra il vecchio dataset e quello ottenuto dall'elaborazione: $\text{delta} = \text{CRU5500} - \text{CRU2155}$, (un delta positivo implica un aumento). Infine per avere lo stesso passo dei dati originali è stata utilizzata la funzione di Surfer "spline smooth" con 1754 colonne e 1757 righe, ottenendo una mappa con passo prossimo a 1 km.

I risultati dell'elaborazione appaiono molto interessanti in quanto sostanzialmente coerenti con osservazioni locali mentre le differenze tra i dati già disponibili e quelli aggiornati risultano anch'essi in linea con le tendenze climatiche recenti osservate sul territorio nazionale.

8b Temperatura media annua nel suolo

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, utilizzato nella mappatura dei valori di carico critico è applicato in Svizzera (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 x 1 km, già disponibile nel database APAT, è stata prodotta una copertura completa del territorio italiano.

8c Evapotraspirazione potenziale, effettiva e flusso di percolazione

Il flusso di percolazione (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

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

dove

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

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

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

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

E_t è la traspirazione effettiva da parte delle piante (in m a^{-1})

L'approccio si basa sull'assunzione che l'evaporazione dal suolo (E_s) avviene fino alla profondità z_b . L'evaporazione dell'acqua intercettata dalla vegetazione può essere calcolata come una funzione della precipitazione (DeVries et al., 1991). Non disponendo di un detta-

gliato 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}) e dei dati di precipitazione secondo:

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

dove

P_m sono le precipitazioni medie annue (in m a^{-1})

T_m sono le temperature medie annue (in $^{\circ}\text{C}$)

E_m è l'evapotraspirazione potenziale media annua (in 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).

Per le aree boscate le relazioni presentate sono documentate da dati di percolazione dei suoli (Michalzik et al., 2001) che suggeriscono che circa l'80% dell'evaporazione totale ha luogo negli orizzonti organici superficiali. Da ciò si deriva che l'acqua che percola nel suolo può essere stimata dalle temperature medie annue e dall'ammontare annuo di precipitazioni.

Nei boschi europei $Q_{le,zb}$ si attesta su valori compresi tra 0.1 e 0.6 m a^{-1} ma può raggiungere valori superiori a 2 m a^{-1} in zone costiere. Le stime sono affette da un'incertezza pari a $\pm 0.1 \text{ m a}^{-1}$.

In climi molto secchi la percolazione nei suoli può risultare estremamente modesta tuttavia, salvo situazioni locali, in Europa essa non scende al di sotto di 0.1 m a^{-1} . Il valore minimo suggerito è pari al 5% dell'ammontare annuo delle precipitazioni.

ALLEGATO 9 - METODOLOGIA DI CALCOLO DELLE DEPOSIZIONI TOTALI DEI CATIONI BASICI

Il parametro BC_{dep} descrive la deposizione totale di cationi basici sul territorio. Con deposizione totale si intende quindi la somma delle deposizioni umide che raggiungono il suolo con la pioggia, la neve, la nebbia o le basse nubi e le deposizioni di carattere secco (particolato + gas). Mentre per le deposizioni umide è possibile fare affidamento su stazioni di misura di tipo wetdry per le deposizioni secche, essendo dipendenti dal recettore o dal sistema di raccolta, viene adottato un sistema di correzione in funzione dell'ammontare delle deposizioni umide. La deposizione di cationi basici BC_{dep} si compone delle deposizioni atmosferiche di calcio, magnesio e potassio (BC_{depK} , BC_{depCa} e BC_{depMg}). In Italia non è operativa una rete nazionale che conduca un monitoraggio delle deposizioni atmosferiche basato su strumentazione che consenta di campionare la sola componente umida, nonostante un ampio lavoro preparatorio sia già stato realizzato da gruppi di lavoro ad hoc (ANPA, 2002). Si è fatto pertanto affidamento per elaborare una rappresentazione spaziale delle deposizioni sui database delle stazioni di raccolta e analisi delle precipitazioni delle reti ENEL/CRAM e ENEL/DCO. Si tratta di due reti che hanno operato con parziale sovrapposizione dei periodi di misura, rispettivamente per 11 e 5 anni. Il database finale è costituito dalle serie di dati relativi a 5 anni di misure (39 stazioni) integrati dai dati relativi a 11 anni di misure su un numero più ridotto di stazioni (22) stazioni sulla base dei quali è stato condotto il calcolo della concentrazione di cationi basici non marini (Ca+Mg+K) in Italia ed è stata elaborata la loro distribuzione spaziale su territorio.

Dai dati della rete ENEL, relativi a misure all'aperto ($_{ap}$) mediante campionatori wet-dry, sono stati calcolati i valori di concentrazione media ponderata sul volume (in $\mu\text{eq/l}$) per il periodo 1987 – 1998 (o per parte di esso in caso di stazioni soltanto in parte attive). Mediante i fattori di conversione pari a:

$$\begin{aligned}Ca_{ap} &= 0.044 * Na \\Mg_{ap} &= 0.227 * Na \\K_{ap} &= 0.021 * Na\end{aligned}$$

sono state calcolate le concentrazioni di ione calcio, magnesio e potassio derivanti dall'apporto marino nell'ipotesi che tutto il sodio sia di origine marina.

Dalla differenza tra concentrazioni all'aperto e concentrazioni corrette per il contributo marino è stato calcolato l'apporto di origine non marina per ogni singolo ione, ponendo il valore della differenza pari a zero quando essa fosse stata negativa. I valori così ottenuti di calcio, magnesio e potassio di origine non marina sono stati quindi sommati per ottenere il valore di concentrazione media ponderata di cationi basici non marini. Il valore è stato convertito nel suo logaritmo naturale, così da ottenere una distribuzione gaussiana dei dati. Successivamente è stato calcolato il semivariogramma con la procedura di calcolo robusto. I dati sono stati fittati su un modello gaussiano, considerando solo la porzione di semivariogramma da 0 a 825 km

$$(R^2=0.912, A=0.097106091, B=1.1167898, C=1120812.6)$$

per l'utilizzo di SURFER (Golden Software, 1998), A è il parametro di "Error Variance", B è il parametro "Scale", C è il parametro "Length".

I valori della matrice ottenuta dopo il kriging con SURFER sono successivamente riconvertiti in unità di $\mu\text{eq/l}$ esponenziando la matrice stessa. I valori di cloruro non marino sono risultati tutti, ad eccezione di quelli della stazione di Tor Paterno, uguali a zero.

I dati di concentrazione sono stati successivamente moltiplicati per il campo delle precipitazioni (Carta delle precipitazioni medie d'Italia aggiornata al periodo 1955 – 2000, secondo quanto esposto al § 4.2)

I dati di $BC_{\text{dep}} \text{ K}$, $BC_{\text{dep}} \text{ Ca}$, $BC_{\text{dep}} \text{ Mg}$ sono stati successivamente corretti per tenere conto del contributo della deposizione atmosferica secca con la seguente modalità (in $\text{eq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$).

$$BC_{\text{dep}} = \begin{cases} 2 * BC_{\text{wet}} & , \text{ se } BC_{\text{wet}} < 250 \\ 250 + BC_{\text{wet}} & , \text{ se } BC_{\text{wet}} \geq 250 \end{cases}$$

I parametri Cl_{dep} e Na_{dep} descrivono la deposizione degli ioni Cl e Na sul territorio. I dati sono ricavati dal database delle stazioni di raccolta e analisi delle precipitazioni delle reti ENEL/CRAM e ENEL/DCO. Il calcolo della concentrazione di ioni cloruro e sodio in Italia e loro distribuzione spaziale è stato condotto secondo la stessa procedura esposta per i cationi basici. Sui dati disponibili sono stati calcolati i valori di concentrazione media ponderata sul volume (in $\mu\text{eq/l}$) mediante il fattori di conversione pari a:

$$Cl = 1.164 * Na$$

I valori di cloruro non marino sono risultati tutti, ad eccezione di quelli della stazione laziale litoranea di Tor Paterno (Roma), uguali a zero. I dati di concentrazione sono stati successivamente moltiplicati per il campo delle precipitazioni medie annue nel periodo 1955 – 2000. La carta delle deposizioni in formato vettoriale è stata successivamente rasterizzata e ricampionata a 1 km.

ALLEGATO 10 - IL SISTEMA DI RIFERIMENTO EMEP

Per l'elaborazione delle mappe dei carichi critici in ambito UN/ECE è stato utilizzato, come disaggregazione spaziale, il reticolo EMEP. Tale reticolo è quello che viene utilizzato dalla rete europea EMEP per rappresentare i valori di emissione in Europa, ed è composto di maglie quadrate di lato 150 km. Trattandosi di maglie quadrate, esse non coincidono con i meridiani e i paralleli, ma sono invece basate sulle cosiddette proiezioni stereografiche polari.

Nella proiezione stereografica polare ogni punto della sfera terrestre è proiettato dal Polo Sud su di un piano perpendicolare all'asse terrestre ed intersecante la terra ad una fissata latitudine ϕ_0 . Di conseguenza, le coordinate (x, y) di una cella, sono ottenute da una longitudine geografica λ e da una latitudine f (in radianti) attraverso le seguenti equazioni (Posch M. et al., 1995):

$$\begin{aligned}x &= x_p + M \tan\left(\frac{\pi}{4} - \frac{\phi}{2}\right) \sin(\lambda - \lambda_0) \\y &= y_p - M \tan\left(\frac{\pi}{4} - \frac{\phi}{2}\right) \cos(\lambda - \lambda_0)\end{aligned}$$

dove (x_p, y_p) sono le coordinate del Polo Nord; λ_0 è un angolo di rotazione (es. la longitudine parallela all'asse y); M è il fattore di scala delle coordinate (x, y) .

Dalle equazioni 5.1, il valore della x incrementa ed il valore della y decrementa quando ci si muove in direzione dell'equatore.

Per un dato valore di M , l'ampiezza d della griglia nel piano (x, y) è data da:

$$d = \frac{R}{M} (1 + \sin \phi_0)$$

dove R è il raggio della Terra (6370 km). La trasformazione inversa, ossia la longitudine e la latitudine come funzione di x e di y , è data da:

$$\lambda = \lambda_0 + \arctan \left(\frac{x - x_p}{y_j - y} \right)$$

$$\phi = \frac{\pi}{2} - 2 \arctan \left(\frac{\sqrt{(x - x_p)^2 + (y - y_p)^2}}{M} \right)$$

La maglia (i, j) è definita come un quadrato nel piano (x, y), con lato di ampiezza d (equazione 5.2); il suo punto centrale è dato dalla parte intera di x e y, ossia:

$$i = n_{\text{int}}(x)$$

$$j = n_{\text{int}}(y)$$

dove n_{int} è il più vicino intero (funzione di arrotondamento).

Di conseguenza, gli angoli della maglia hanno coordinate $(i \pm 1/2, j \pm 1/2)$. Il sistema di coordinate inizialmente impiegato dal Centro di Coordinamento degli Effetti (CCE) per la mappatura dei carichi critici è caratterizzato da maglie quadrate di lato 150 km ed è definito dai seguenti parametri:

$$\phi_0 = \frac{\pi}{3} = 60^\circ \text{ N} \quad \lambda_0 = -32^\circ \quad (x_p, y_p) = (3,37) \quad d = 150 \text{ km}$$

A partire dal 1999 circa il CCE ha adottato, come disaggregazione spaziale per le mappe dei carichi critici, un'ulteriore suddivisione del reticolo EMEP 150x150 km. Le celle del reticolo EMEP 150x150 km sono state ulteriormente suddivise in nove celle quadrate di 50 km di lato. Esse possono essere ottenute mediante l'utilizzo dei seguenti parametri:

$$\phi_0 = \frac{\pi}{3} = 60^\circ \text{ N} \quad \lambda_0 = -32^\circ \quad (x_p, y_p) = (8,110) \quad d = 50 \text{ km}$$

Conseguentemente, chiamando p e q le coordinate del reticolo EMEP 50x50 km, esse possono essere ottenute dalle coordinate x e y del reticolo EMEP 150x150 km attraverso:

$$p = 3x - 1$$

$$q = 3y - 1$$

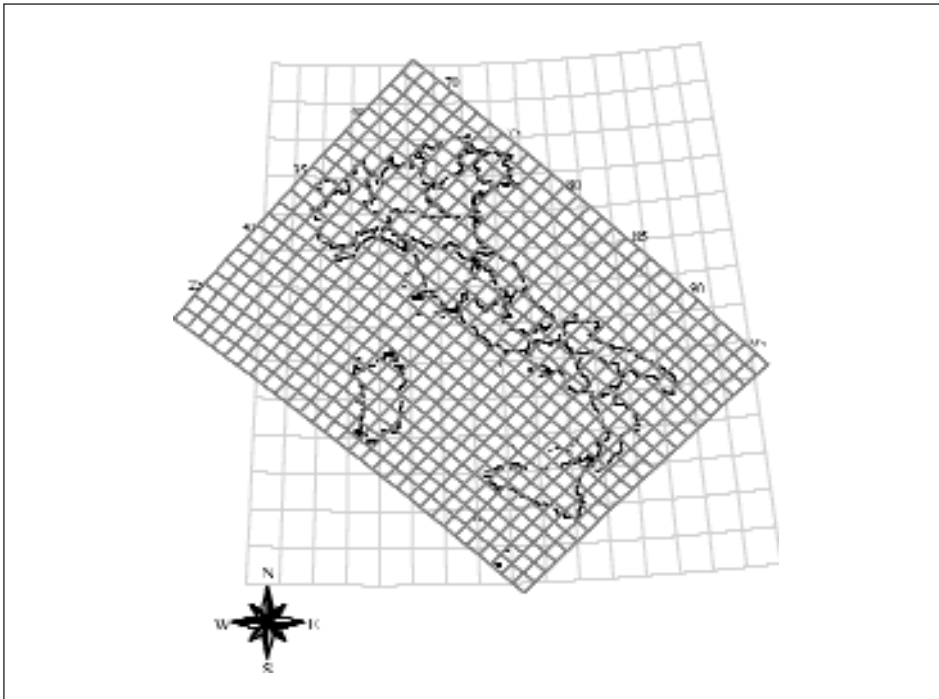


Figura 13. Grigliato geografico e reticolo EMEP 50x50 km sul territorio italiano

