

3.5 L'acidificazione

Le deposizioni atmosferiche acide, un fenomeno noto da oltre cent'anni, sono divenute di importanza continentale a partire dalla seconda metà del XX secolo. Le piogge acide sono conosciute soprattutto per i danni che hanno causato alle foreste ed ai laghi mentre meno discussi sono gli effetti che esse possono determinare sul suolo e sui monumenti. In Europa, dalla metà degli anni Ottanta, le deposizioni di sostanze acidificanti si sono nel complesso ridotte significativamente anche se nel 10% circa del

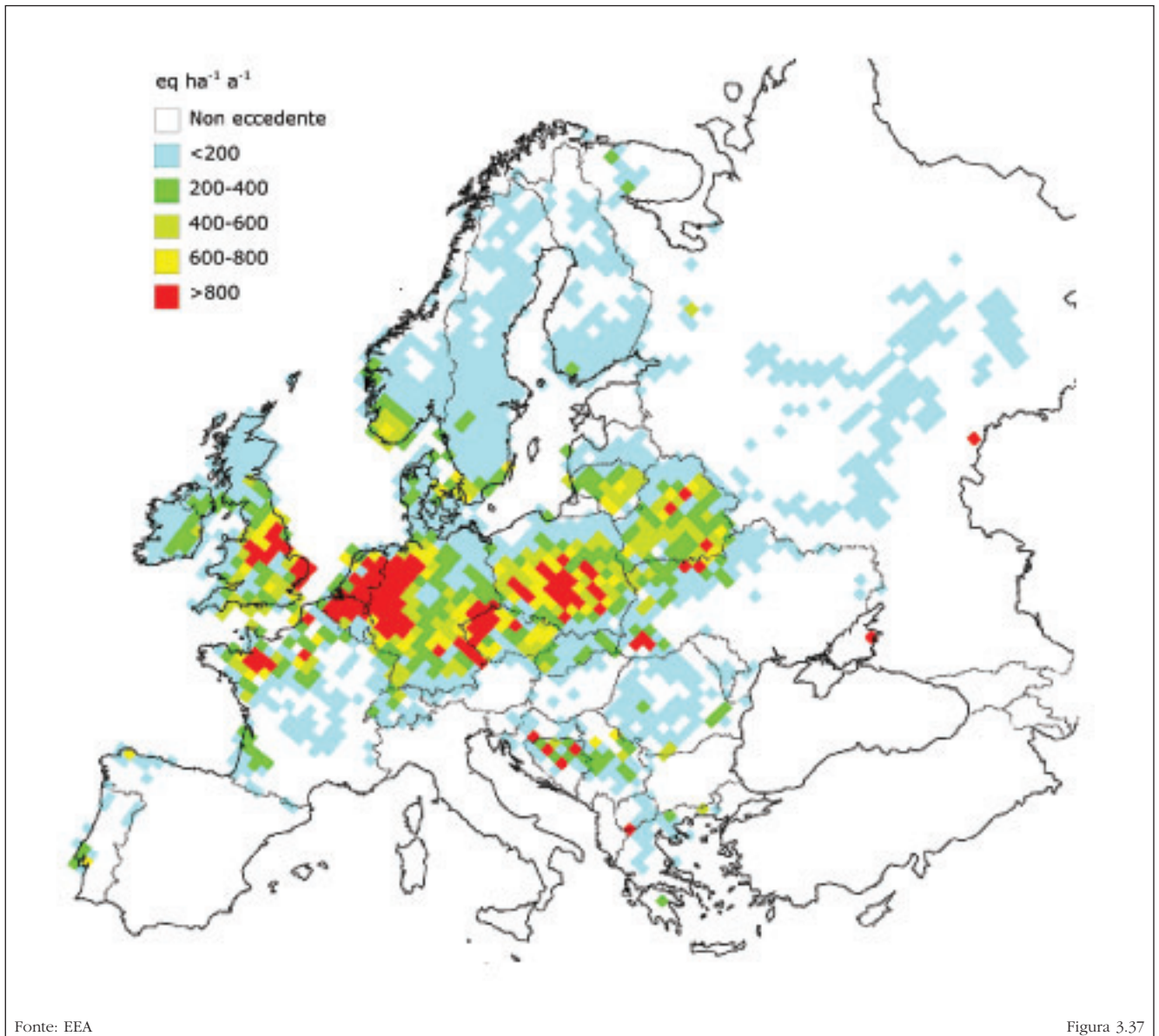
territorio europeo continuano ad essere superati i livelli dei carichi critici, al di sopra dei quali sono prevedibili effetti dannosi sugli ecosistemi.

La prima convenzione internazionale destinata a contrastare l'inquinamento dell'atmosfera è stata firmata a Ginevra nel 1979 ed era finalizzata a proteggere l'ambiente e la salute dall'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza (CLRTAP – *Convention on Longe-Range Transboundary Air Pollution*). Fra i numerosi Protocolli attuativi che hanno reso operativa tale Convenzione assumono posizioni di rilievo il Protocollo di Helsinki

Figura 3.37

Mappa dell'eccedenza al carico critico di acidità totale – 2000

La differenza fra le deposizioni acide ed il carico critico di acidità – cioè la stima quantitativa dell'esposizione al di sotto della quale non si verificano effetti dannosi per gli ecosistemi – viene definita *eccedenza*. Ad un livello di scala europea le sole zone del territorio italiano in cui si registra il più lieve superamento della soglia di tollerabilità ricadono in zona alpina.



del 1985 relativo alle emissioni di ossidi di zolfo (che prevede la riduzione delle emissioni di almeno il 30% rispetto al 1980, riduzione ulteriormente incrementata nel 1998 attraverso un secondo accordo) ed il Protocollo di Goteborg del 1999, che propone la visione integrata a larga scala degli inquinanti atmosferici responsabili dell'acidificazione, dell'eutrofizzazione e della formazione dell'ozono troposferico.

Figura 3.38
Deposizioni umide in fascia prealpina

I dati relativi a pH, solfati (SO_4) e azoto totale inorganico ($\text{TIN} = \text{NO}_3 + \text{NH}_4$) – raccolti nella stazione di campionamento di Longone al Segrino (Como) – confermano che in Lombardia si sta verificando una costante riduzione del fenomeno dell'acidificazione; tale tendenza viene confermata anche nell'area alpina dai dati registrati nella stazione di campionamento di Bagni di Masino (Sondrio). Analoghi risultati sono stati registrati nelle stazioni di campionamento di Verbania-Pallanza sul Lago Maggiore e in stazioni in alta quota delle Alpi Lepontine.

Le deposizioni acide

L'acidificazione ha origine dalla modificazione dei cicli biogeochimici dello zolfo e dell'azoto causata dall'aumento delle emissioni in atmosfera di loro composti derivati dall'uso dei combustibili fossili, oltre che dalla crescita delle attività agricole.

Attualmente le principali sorgenti di acidificanti primari sono gli ossidi di azoto, originati ad esempio nei processi di com-

bustione interna delle auto o dalle emissioni dal suolo, mentre la maggiore sorgente acidificante secondaria è l'azoto ammoniacale, originato dai processi di degradazione delle sostanze organiche e dall'uso di fertilizzanti azotati.

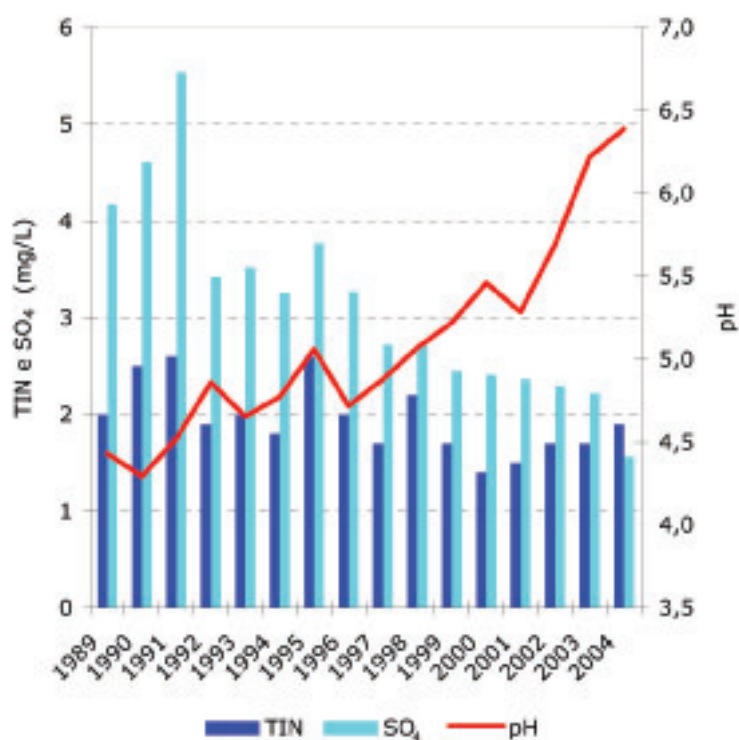
Rispetto agli anni '70, una minore importanza sta assumendo il contributo degli ossidi di zolfo che – nel quadro dei Protocolli Internazionali per la riduzione delle emissioni – sono stati oggetto di numerosi interventi legislativi nazionali e locali per il contenimento dell'uso di combustibili ad elevato tenore di zolfo e per la metanizzazione degli impianti di combustione nei settori civile ed energetico.

In Europa, dalla metà degli anni Ottanta, le deposizioni di sostanze acidificanti si sono significativamente ridotte, contemporaneamente alla riduzione del 50% circa delle emissioni di zolfo e del 15% delle emissioni totali di azoto.

La superficie territoriale naturale europea (EU-15) compromessa dall'acidificazione è così passata dal 52% del 1980 all'11% del 2000.

Anche in Italia, dove studi e monitoraggi intensivi sulle deposizioni atmosferiche sono iniziati negli anni Sessanta ed hanno raggiunto una diffusione a scala nazionale all'inizio degli anni Ottanta, si evidenzia la tendenza complessiva alla riduzione del fenomeno dell'acidificazione, attribuibile prevalentemente ai minori carichi di zolfo.

Nell'Italia settentrionale il contenuto di azoto totale (ossidi d'azoto e azoto ammoniacale) è rimasto pressoché stazionario nel tempo e presenta carichi areali che – in molte zone ad elevata piovosità – superano significativamente i carichi critici.



Fonte: IRSA-CNR

Figura 3.38

Gli effetti sulle foreste

I primi anomali segnali di deperimento delle foreste – quali l'ingiallimento delle chiome e la prematura defogliazione – si osservarono in alcune aree della Germania, nel New England e nel Canada alla fine degli anni Settanta. Il fenomeno divenne presto evidente in tutte le zone industrializzate – presentando le stesse sintomatologie su specie diverse e senza apparenti collegamenti con le condizioni stazionali – e venne posto in relazione all'aumento del carico atmosferico dovuto alle deposizioni secche e umide delle sostanze inquinanti derivate dalle attività antropiche. La causa primaria del deperimento forestale e della morte degli alberi è stata individuata nello scarso apporto di nutrienti dovuto alla lisciviazione del calcio, del magnesio e del potassio dal suolo come conseguenza dell'aumento degli input atmosferici di specie acidificanti (nitrati e solfati). Il fenomeno del deperimento si svolge in varie fasi: il primo effetto delle piogge acide consiste nell'aumento della concentrazione di calcio nella soluzione circolante del suolo, nell'aumento del tasso di crescita degli alberi e in un continuo rilascio di calcio nelle acque superficiali (fiumi o laghi). Successivamente segue una rapida crescita delle giovani piantine o scompaiono i sintomi negli alberi adiacenti a quelli morti grazie all'apporto di nutrienti derivanti dalla decomposizione della lettiera, dalle radici e da altro materiale legnoso proveniente dagli alberi morti. Il fenomeno del deperimento del bosco non si può considerare esaurito poiché l'arresto nella produzione di biomassa, conseguente all'impoverimento della riserva di cationi basici, inizia a manifestarsi dopo decenni dall'insorgere dei fat-

tori scatenanti e non tende ad interrompersi nonostante la drastica riduzione dell'emissione di sostanze acide. Attualmente la preoccupazione maggiore è quella relativa al potenziale effetto a lungo termine delle deposizioni di azoto, in particolare sugli ecosistemi forestali delle regioni a clima temperato poiché questi sono ambienti tipicamente azoto-limitati; apporti continui attraverso le deposizioni atmosferiche possono portare ad una condizione in cui la disponibilità di azoto supera la richiesta nutrizionale delle piante e delle comunità microbiche. Le possibili conseguenze di questo eccesso includono l'aumento della mineralizzazione dell'azoto e della nitrificazione, l'alterazione nel ciclo dei nutrienti all'interno dell'ecosistema bosco, l'acidificazione del suolo e la conseguente mobilitazione dell'alluminio, la riduzione della biodiversità con l'esclusione competitiva da parte di specie nitrofile di specie caratteristiche di un certo ecosistema.

Figura 3.39

Carichi di azoto totale in Lombardia – 2001-2004

I carichi di azoto totale – qui espressi come media del quadriennio – sono misurati in due aree di studio alpine a conifere prevalenti (LOM1 e LOM2), ed in una prealpina a prevalenza di latifoglie (LOM3). L'esposizione degli ecosistemi forestali all'azoto come acidificante è tale da non determinare effetti dannosi mentre la disponibilità di azoto è in eccedenza rispetto alla richiesta nutrizionale, lasciando ipotizzare la possibilità di registrare in futuro effetti negativi legati all'azoto-saturazione.

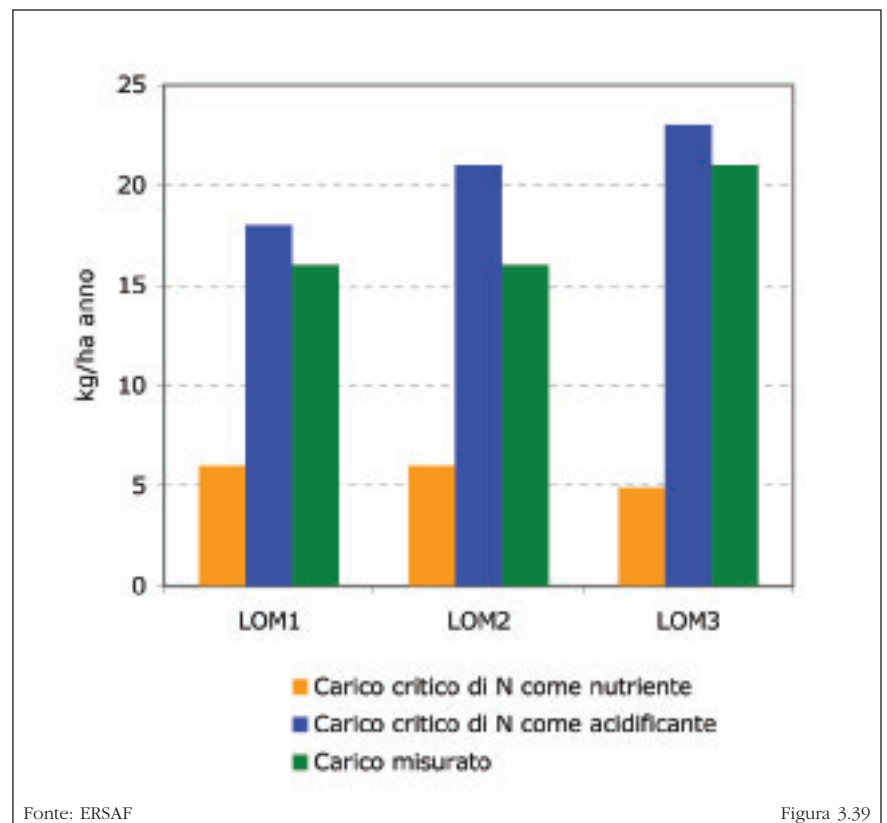


Figura 3.40

Programma CONECOFOR – Rete di monitoraggio intensivo – 2005

Le biocenosi forestali italiane sono sei:
 la foresta boreale ad abete rosso (▲),
 la foresta sub-atlantica a faggio (★),
 la foresta medio-europea a cerro (■),
 la foresta acidofila a farnia e rovere (●),
 la foresta mediterranea a leccio (✱),
 la foresta ad abete bianco e cerro (◆)
 e la foresta a larice (○).



Fonte: Corpo Forestale dello Stato

Figura 3.40

I cambiamenti climatici possono accelerare questi processi favorendo la mobilitazione dell'azoto organico immagazzinato nel suolo. A livello europeo l'attività di studio e monitoraggio dedicata specificatamente alle aree forestali – con l'obiettivo di comprendere le cause, i processi e soprattutto l'evoluzione sul lungo tempo dello stato delle aree boschive in relazione all'inquinamento atmosferico ed ai cambiamenti climatici – fu avviata nel 1985 con il progetto ICP-Forest.

Il programma d'azione integrato per il CONTROLLO degli ECOSISTEMI FORESTALI (*Programma CONECOFOR*) venne avviato in Italia nel 1995 per iniziativa del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali; attualmente tale programma opera grazie al recente Regolamento Europeo 2003/2152 (*Forest Focus*) che istituisce un

sistema comunitario per il monitoraggio a lungo termine delle condizioni delle foreste, per la sorveglianza degli effetti biotici ed abiotici sulle foreste e per la prevenzione degli incendi boschivi.

CONECOFOR comprende la rete di *monitoraggio estensivo* (o di I livello) – che conta 269 siti di indagine – dove annualmente viene svolta la valutazione dello stato delle chiome, e la rete di *monitoraggio intensivo* (o di II livello) basata su 30 siti permanenti distribuiti sul territorio nazionale e rappresentativi delle biocenosi forestali italiane. Realizzate le indagini geomorfologiche preliminari, nei siti di II livello vengono svolte indagini vegetazionali annuali e la valutazione delle chiome (annuale), l'analisi chimica delle foglie (ogni 2 anni) e del suolo

(ogni 10 anni), la valutazione dei tassi di crescita degli alberi (ogni 5 anni), l'analisi chimica delle deposizioni atmosferiche (in continuo), la determinazione delle misure meteorologiche (in continuo) e di chimica dell'atmosfera.

In Lombardia, le tre aree di studio di II livello sono ubicate in Valtellina (LOM1 – Foresta Regionale Bagni di Masino – SO), Valcamonica (LOM2 – Riserva naturale Boschi del Giovetto – BS) e Valsassina (LOM3 – Moggio – LC).

Il diradamento della chioma dipende da molti fattori quali l'età dei soggetti, l'apporto di sostanze nutritive e di acqua, gli eventi meteorologici (vento, grandine, gelo), gli agenti biotici (insetti defogliatori e funghi parassiti), l'esposizione alla luce solare e – a lungo termine – può dipendere anche dall'acidificazione del terreno e dai cambiamenti climatici. La trasparenza della chioma può essere considerata un buon indicatore della condizione degli alberi in quanto le

foglie sono la diretta espressione dello stato fisiologico dell'albero e reagiscono ad eventuali variazioni chimico-ambientali in tempi brevi.

Sulla stessa pianta possono coesistere effetti causati da agenti riconoscibili (danni spiegabili) e da agenti non riconoscibili (danni non spiegabili): la trasparenza della chioma viene pertanto ricondotta a categorie cui sono associate classi di danno.

In tal modo la trasparenza compresa fra 0% e 10% indica piante sane, quella compresa fra 10% e 25% indica classe di danno debole, la trasparenza compresa fra 25% e 65% indica danno moderato e quella compresa fra 60% e 100% stato di pericolo.

Su scala vasta, i diradamenti della copertura fogliare sono comparsi soprattutto a metà degli anni Novanta, seguiti da un biennio di miglioramento delle chiome; da allora, pur con variazioni spaziali considerevoli ed oscillazioni, si è registrato un aumento lento ed abbastanza costante.

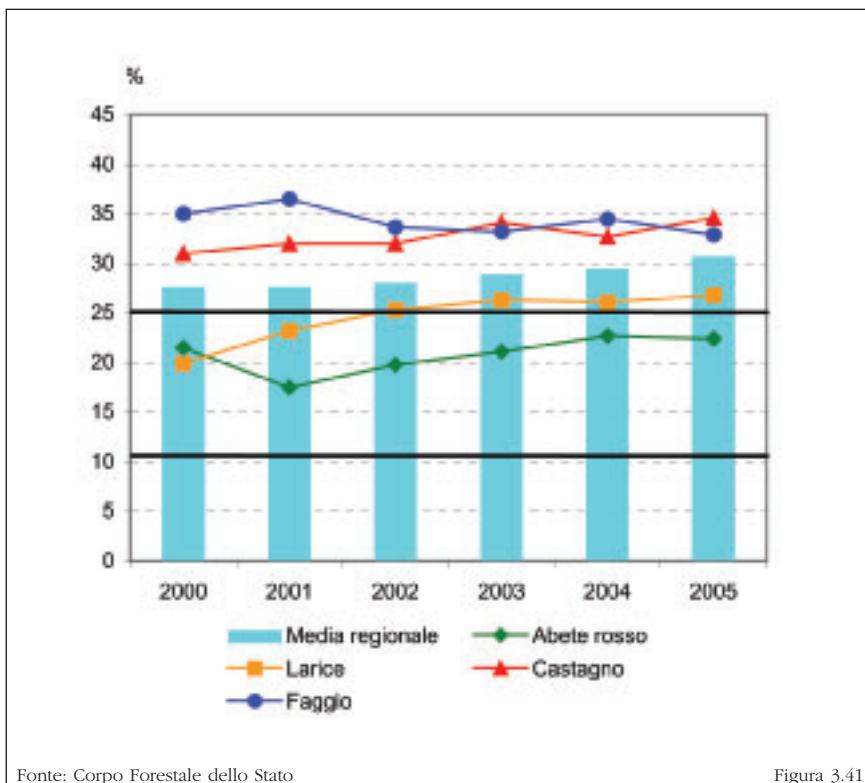


Figura 3.41

Trasparenza della chioma degli alberi in Lombardia

La rete italiana di I livello è composta da maglie di 15 x 18 km ed i rilievi vengono effettuati annualmente nel corso dell'estate. I punti di monitoraggio ubicati in Lombardia sono 28 ed includono 754 alberi campione, il 60% circa dei quali è rappresentato dalle specie principali: abete rosso (*Picea abies*), faggio (*Fagus sylvatica*), castagno (*Castanea sativa*) e larice (*Larix decidua*). La defogliazione viene valutata e registrata per gradi del 5% in riferimento ad un albero con il fogliame completo; i valori del 10% e del 25% segnano i confini delle classi di danno inferiori.

Figura 3.41

Nel periodo 2000-2005 la defogliazione delle chiome degli alberi in Lombardia mostra una leggera tendenza alla crescita: le variazioni non sembrano significative in quanto il patrimonio forestale regionale si mantiene nella primissima fascia di danno moderato.

Per quanto concerne la risposta specie-specifica, castagno e faggio risultano le specie più fortemente defogliate mentre l'abete rosso è stabilmente associato alla classe di danno debole; nel periodo considerato il danno relativo al larice ha assunto una seppur minima rilevanza.

Gli effetti sui laghi

In assenza di fattori di perturbazione, il chimismo dei laghi naturali è determinato in modo prevalente dalla litologia del bacino imbrifero: il 90% circa delle acque affluenti scorre infatti attraverso il suolo. Dalla seconda metà del XX secolo, però, il chimismo di base dei laghi europei è stato fortemente influenzato dalle piogge acide causate dall'inquinamento atmosferico.

L'acidificazione delle acque è un fenomeno legato alla deposizione

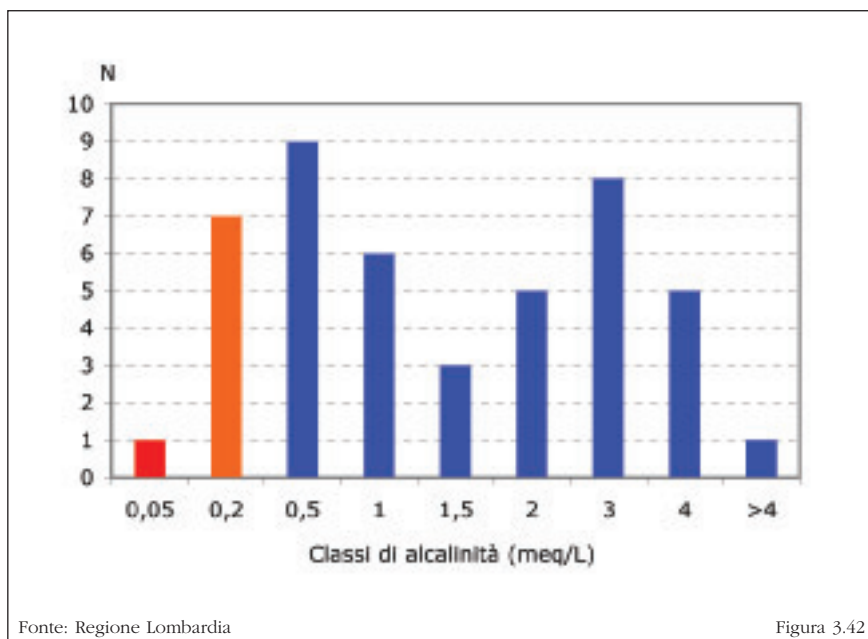
di acidi forti (solforico e nitrico) attraverso le deposizioni umide e secche: le specie acide deposte al suolo vengono neutralizzate dalla capacità di scambio cationico del suolo stesso, il cui tenore è determinato dalla maggiore o minore presenza di rocce solubili (carbonati), di sostanza organica e di argilla.

A partire dagli anni '80, la neutralizzazione al suolo è stata favorita dalla diminuzione delle emissioni di zolfo (ridotte, a livello nazionale, del 70% circa rispetto al 1980) e dal conseguente aumento del pH delle deposizioni umide; alla neutralizzazione sembra aver contribuito anche un significativo aumento degli eventi di polveri Sahariane in grado di contribuire pressoché da sole alla deposizione atmosferica totale annua di calcio e di idrogenocarbonati. Al contrario, la deposizione di azoto totale inorganico è rimasta pressoché invariata nel tempo, mantenendo elevato il rischio da acidificazione potenziale dei suoli, da cui deriva il problema del superamento dei carichi critici come nutriente per la vegetazione e dei conseguenti elevati flussi di azoto verso le acque.

Nelle acque superficiali il contenuto complessivo di specie alcaline in soluzione in grado di neutralizzare le specie acide (capacità tampone) viene misurato come alcalinità totale, convenzionalmente espressa come concentrazione di idrogenocarbonati (meq/L). Valori di alcalinità inferiori o uguali a 0,05 meq/L sono indice di una elevata sensibilità alla acidificazione mentre concentrazioni comprese tra 0,05 e 0,20 meq/L classificano i laghi come sensibili. Il processo di acidificazione di un lago si svolge per fasi successive. Inizialmente la naturale capacità tampone del lago neutralizza l'a-

Figura 3.42
Ripartizione in classi di alcalinità di 45 laghi lombardi

L'Osservatorio dei Laghi Lombardi (OLL) considera 45 laghi, di cui 23 naturali e 22 artificiali, per una superficie complessiva di circa 930 km² ed un volume di 125 km³. Il database OLL raccoglie dati di qualità chimica e biologica, aggiornati al 2003, che coprono un arco temporale di oltre trent'anni. La ripartizione dei laghi per classi di alcalinità è basata sui dati recenti (1999-2003) e conferma la distinzione dei bacini nei due gruppi di substrato litologico (siliceo e calcareo); i laghi che raccolgono acque drenate da bacini misti sono pressoché tutti rappresentati dai valori di capacità tampone intermedi.



acidità in eccesso: quando questa capacità si esaurisce l'acidità delle acque aumenta rapidamente. Nel tempo, le acque lacustri si stabilizzano ad una certa acidità e sono ancora in grado di ospitare un ridotto numero di specie vegetali ed animali ma, normalmente, perdono la ricchezza in specie della comunità ittica.

In generale, il numero di laghi acidi nell'arco alpino italiano è molto contenuto ma si registra una diffusa fragilità – espressa da valori di alcalinità inferiori a 0,20 meq/L – che potrebbe rendere vulnerabili alcuni ambienti a seguito di pressioni acidificanti. In anni recenti, però, è emersa la tendenza all'incremento dell'alcalinità delle acque dei laghi alpini a causa dei cambiamenti climatici in atto, che influenzano i fenomeni di dissoluzione delle rocce. Tale fenomeno, unitamente alla riduzione delle deposizioni di specie acide, con il tempo porterà ad una riduzione della sensibilità all'acidificazione.

Una valutazione generale della sensibilità dei laghi lombardi all'acidificazione si basa quindi sulla composizione geolitologica dei bacini idrografici ma anche sui

valori di alcalinità delle acque (potere tampone) e sull'apporto atmosferico di azoto: nel territorio subalpino, infatti, la deposizione dell'azoto presente in atmosfera rappresenta oltre l'80% dell'azoto che giunge alle acque lacustri dal bacino idrografico.

Tredici dei 45 maggiori laghi lombardi raccolgono acque drenate da bacini con substrato a prevalenza di rocce silicee poco solubili e sono generalmente caratterizzati da una ridotta alcalinità delle acque e, quindi, da sensibilità più o meno accentuata all'acidificazione; 19 drenano substrati prevalentemente calcarei e 13 substrati misti, presentando perciò una buona capacità tampone.

I laghi sensibili all'acidificazione sono 8, di cui uno molto sensibile (Lago Salarno, situato a 2070 m s.l.m.). Gli 8 laghi sensibili (Salarno – BS, Baitone – BS, Benedetto – BS, Pantano D'Avio – BS, Truzzo – SO, Arno – BS, Avio – BS e Trona – SO) presentano alcalinità crescente da 0,06 a 0,19 meq/L (secondo l'ordine indicato) e sono tutti invasi d'alta quota, situati tra 1.805 e 2.378 m s.l.m.

Box di approfondimento

L'Osservatorio dei Laghi Lombardi (OLL)

Il Progetto *Osservatorio dei Laghi Lombardi* - avviato alla fine del 2002 su iniziativa della Regione Lombardia in collaborazione con ARPA Lombardia, Fondazione Lombardia per l'Ambiente (FLA) e Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA-CNR) - si è posto l'obiettivo di organizzare una raccolta organica dei dati disponibili sugli ambienti lacustri lombardi allo scopo di supportare gli strumenti di gestione della qualità delle acque.

La tutela e la valorizzazione del patrimonio idrico lacustre sono obiettivi strategici della Regione Lombardia non solo per gli aspetti ricreativo-paesaggistici e di salvaguardia della vita acquatica ma anche perché tale patrimonio rappresenta una riserva d'acqua utilizzata a fini irrigui ed economici, e potenzialmente utilizzabile anche per il consumo umano.

La gestione integrata delle risorse idriche, così come la più recente normativa europea sulla qualità ecologica delle acque (Direttiva 2000/60/CE), richiede che la valutazione della qualità degli ambienti lacustri venga effettuata attraverso un approccio olistico - che consideri quindi l'insieme di tutti i fattori che influenzano lo stato della risorsa - richiedendo di conseguenza la raccolta di informazioni sulle caratteristiche morfometriche, idrologiche, chimiche, fisiche e biologiche dell'ecosistema nonché sui fattori antropici.

Obiettivo e risultato del Progetto è stata la realizzazione di un database (Database OLL) che si caratterizza per modularità, flessibilità e tracciabilità. Le informazioni contenute riguardano 45 laghi identificati secondo quanto richiesto dal D.Lgs. 152/1999 e dal D.Lgs. 258/2000; per questi ambienti sono state analizzate oltre 1.800 pubblicazioni edite in un periodo compreso fra il 1970 e il 2003 e sono stati raccolti dati non pubblicati, forniti da Enti ed Istituti di ricerca. In particolare, i dati ottenuti dalle campagne di monitoraggio svolte da ARPA Lombardia a partire dal 2001 costituiscono una sorgente di dati primari per il Database.

Il Database OLL consente la valutazione della qualità chimica (macrocostituenti e nutrienti), dello stato trofico, della sensibilità all'acidificazione e delle informazioni riguardanti le biocenosi (fitoplancton, zooplancton, macrofite e pesci) dei 45 laghi considerati; esso è quindi già predisposto per raccogliere i dati che verranno prodotti a seguito del recepimento della Direttiva sulla qualità ecologica delle acque. Il Database OLL si inserisce nel più ampio contesto dell'*Osservatorio Regionale Risorse e Servizi* della Regione Lombardia e verrà perciò integrato in un Sistema Informativo più ampio, di cui fanno parte altre banche dati.

Il progetto di sviluppo iniziale di OLL termina nel 2005: Regione Lombardia ed ARPA stanno perciò perfezionando la procedura per il futuro aggiornamento periodico delle informazioni contenute nel Database.

L'Osservatorio dei Laghi Lombardi ha diffuso i suoi primi risultati con la pubblicazione del 1° Rapporto OLL 2004: *Qualità delle acque lacustri in Lombardia*.