Zeitschrift: Bollettino della Società ticinese di scienze naturali

Herausgeber: Società ticinese di scienze naturali

Band: 89 (2001)

Artikel: Contenuto in alcuni metalli pesanti scelti nei terreni del canton Ticino e della Mesolcina

Autor: Zimmermann, Stefan / Blaser, Peter / Conadera, Marco

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-1003208

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 08.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Contenuto in alcuni metalli pesanti scelti nei terreni del Canton Ticino e della Mesolcina

Stefan Zimmermann[1], Peter Blaser[1], Marco Conedera[2]

[1]WSL Istituto federale di ricerca, CH-8903 Birmensdorf
[2]WSL Sottostazione Sud delle Alpi, CH-6504 Bellinzona

Riassunto: L'obiettivo di questo studio è quello di analizzare e di rappresentare in forma sinottica i contenuti in metalli pesanti dei suoli del Canton Ticino e della Mesolcina. In 76 profili sono stati prelevati campioni di suolo da tutti gli strati pedogenetici fino agli orizzonti C o B/C. Sono state determinate le concentrazioni di Cr, Cu, Ni, Pb e Zn estraibili con HNO_3 e le concentrazioni di Pb e Zn estraibili con NH_4Cl (forma disponibile per i vegetali). Sono state riscontrate differenze sostanziali nei contenuti in metalli pesanti in funzione del tipo di roccia da cui hanno avuto origine i terreni. In alcuni litotipi, le concentrazioni naturali di Cr, Ni e in parte anche Cu degli strati più profondi sono più alte dei valori indicativi dell'Ordinanza sul suolo del 1998. Dal raffronto delle concentrazioni negli strati superiori si è cercato di stimare l'accumulo o l'impoverimento degli elementi all'interno dei profili. In tre profili scelti, la concentrazione di Cr, Cu, Ni, Pb, Zn e Zr è stata determinata in tutti gli orizzonti pedogenetici con il metodo della spettrometria fluorescente ai raggi X. Gli accumuli e gli impoverimenti sono in seguito stati calcolati in riferimento al tracciante immobile Zr. Le stime indicano l'esistenza di casi di carico antropico, soprattutto per i metalli Pb e Zn, mentre le immissioni antropiche di Cr, Cu e Ni sono meno importanti (fanno qui eccezione i 3 suoli nei vigneti). La percentuale di Pb e Zn facilmente assimilabile dai vegetali è inversamente proporzionale ai valori di pH, essendo questi elementi più solubili e mobili a pH inferiori. Negli strati superiori del suolo con elevati tassi di accumulo di Pb e Zn, le percentuali presenti in forma facilmente assimilabile dai vegetali sono eccezionalmente alte. Questo sembra indicare l'esistenza di forme di legami meno forti per i metalli pesanti provenienti dalle immissioni antropiche.

Abstract: The aim of this study was to obtain an overview of trace element concentrations (Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn) in forest soils of Ticino and lower part of valle Mesolcina and to critically assess the measured values with respect to anthropogenic input vs. lithogenic background. Seventy-six sites were selected which represent a broad range of forest sites, bedrock material and soil types of Southern Switzerland. At each site, samples were collected from all genetic soil horizons down to a C or B/C horizon. HNO_3-extractable concentrations of Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn and NH_4Cl-extractable (plant available) concentrations of Pb and Zn in all samples were determined. There were distinct differences in the concentrations measured in the samples from the lowest soil horizons of soils developped on various geological substrates. Concentrations for Cr, Cu, Ni, and Zn were highest in Bündnerschiefer (schistes lustrés) and metabasites whereas Pb was highest in Ortho- and Paragneiss. The lowest concentrations in the subsoils were found in the dolomites group. Therefore, natural background concentrations for Cr, Ni, and partly for Cu are often higher than the maximum allowable concentrations according to the Swiss Environmental Legislation (O-SUOLO 1998).
In order to estimate enrichment or depletion of trace elements the concentrations in subsoils and topsoils were compared. In three exemplary profiles the total concentrations of Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, and Zr in all genetic soil horizons were determined by X-ray fluorescence spectrometry, and enrichment or depletion was assessed using Zr as an immobile reference element. Based on these assessments, pollution of the investigated forest soils was found to be most severe for Pb and Zn, whereas anthropogenic input of Cr, Cu, and Ni seems to be less important (with the exception of 3 profiles in a vineyard).
The fraction of plant available Pb- and Zn-concentrations increased with decreasing pH-value, indicating a higher solubility and mobility of these elements with a decreasing pH-value. In top soil samples with high enrichment factors the fraction of plant available Pb and Zn were exceptionally high. This points to a weeker binding of heavy metals of anthropogenic origin.

INTRODUZIONE

La protezione a lungo termine della fertilità del suolo è uno degli obiettivi della Legge federale sulla protezione dell'ambiente. Nell' Ordinanza contro il deterioramento del suolo (O-suolo) sono quindi previsti, oltre che alla riduzione delle emissioni, anche il monitoraggio del carico di inquinanti nel suolo. Per quanto riguarda l'aspetto chimico della protezione del terreno, l'accento è posto sul carico di metalli pesanti nel suolo (O-SUOLO 1998).

I processi di accumulo dei metalli pesanti nel terreno possono essere distinti in tre categorie, in funzione della loro provenienza e del loro comportamento nel suolo:

- **metalli pesanti di origine antropica**: sono le componenti originate dall'attività dell'uomo e che penetrano nel suolo dopo essersi depositate sulla superficie. Queste com-

ponenti sono di regola legate in maniera meno stabile rispetto ai metalli pesanti di origine naturale e possono quindi essere più facilmente liberati nella soluzione acquosa;

- **metalli pesanti di origine litologica**: metalli pesanti che si trovavano in origine nella roccia madre;
- **metalli pesanti di origine pedologica**: metalli pesanti che sono stati trasportati nel terreno attraverso i normali processi di percolazione.

Durante la pedogenesi, questi processi si sovrappongono nel tempo e nello spazio, rendendo impossibile la discriminazione delle componenti antropiche e litologiche attraverso misurazioni dirette in campo. A questa difficoltà si può ovviare attraverso una stima indiretta delle percentuali antropiche e naturali di metalli pesanti presenti. Una possibilità in questo senso è rappresentata dal confronto dei contenuti misurati nei suoli con le medie di riferimento calcolate da TUCHSCHMID (1995) per la litofacies corrispondente. Un altro approccio consiste nel confronto dei contenuti tra strati superficiali e strati profondi del terreno, in modo da stabilire l'esistenza di fenomeni di accumulo o di impoverimento in sostanze (DESAULES & DAHINDEN 1997). Un metodo più oneroso per la stima delle componenti di origine antropica è rappresentato dall'analisi dei cosiddetti traccianti immobili (BOWEN 1979). Sulla base del rapporto tra concentrazioni effettive dei metalli indagati e concentrazione dei traccianti è infatti possibile determinare sia la distribuzione naturale dell'elemento all'interno del profilo, sia eventuali situazioni di accumulo o di impoverimento del metallo pesante in questione (BLASER *et al.* 2000).

Nell'ambito di diversi progetti di ricerca sono stati descritti e analizzati svariati profili di suoli forestali in Ticino e in Mesolcina. Alfine di ottenere indicazioni anche sulla protezione dei terreni, nel protocollo di analisi è stato inserito anche il rilievo dei metalli pesanti mediante estrazione con HNO_3.

Lo scopo di questo contributo è quello di (i) fornire una visione d'assieme sulla situazione del carico in metalli pesanti dei suoli forestali del Canton Ticino e del Moesano, (ii) raffrontare i contenuti degli strati profondi del suolo tra le differenti litofacies, (iii) stimare con metodi indiretti la componente antropica e discutere per il piombo e lo zinco la proporzione facilmente assimilabile per i vegetali e la sua dipendenza dal valore di pH.

MATERIALI E METODI

Siti indagati e metodo di campionamento

I profili del terreno indagati sono in parte situati su di un reticolo sistematico di campionamento, mentre per il resto costituiscono studi di casi in cui il sito è stato scelto in funzione dell'obbiettivo della ricerca. In totale sono presentati i dati riferiti a 76 profili, dei quali 72 sono ubicati in bosco, 3 in vigneti e 1 su di un prato magro. La figura 1 offre una visione d'assieme della distribuzione geografica dei profili, mentre nella tabella 1 sono riportate informazioni scelte sulle stazioni considerate e la data di campionamento.

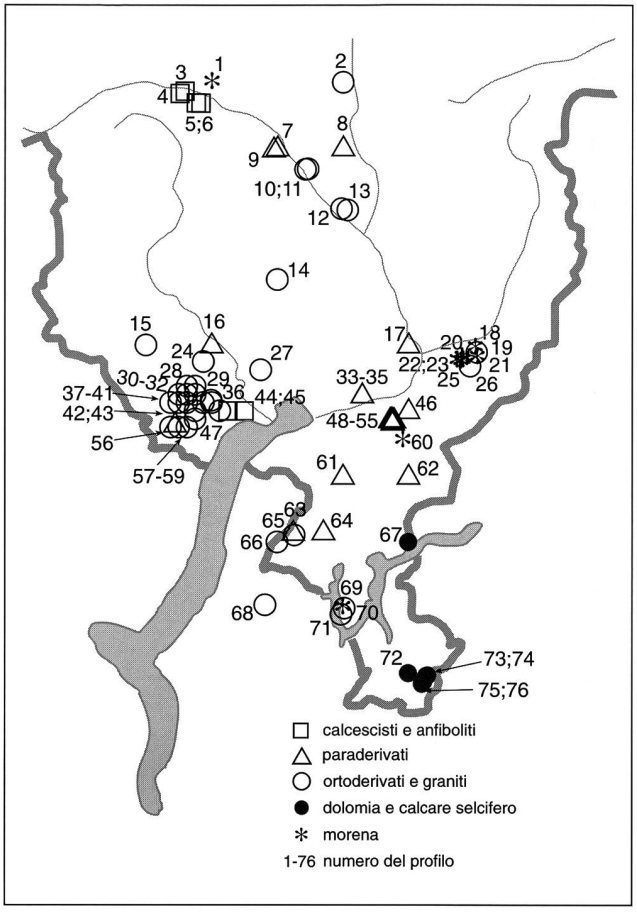

Fig. 1 - Distribuzione geografica dei 76 profili indagati. I profili no. 33-35 sono situati in un vigneto; il profilo no. 56 si trova in un prato magro; tutti gli altri profili si trovano in bosco. I simboli corrispondono alle differenti litofacies.

Le prove di terreno non sono state raccolte a profondità fisse, bensì in funzione degli orizzonti pedogenetici, annotando in seguito la profondità del prelievo. Le prove sono state essiccate a 60°C fino a costanza di peso. In seguito la terra fine è stata separata per mezzo di un setaccio a maglie di 2 mm. Le analisi chimiche sono state effettuate sulla terra fine.

Analisi chimiche

Il pH è stato misurato in 0.01 M di $CaCl_2$ (rapporto suolo:soluzione = 1:2, agitata per 30 min. prima della misura potenziometrica). La concentrazione totale effettiva in Cr, Cu, Ni, Pb, Zn e Zr è stata determinata per mezzo della fluorescenza ai Röntgen (EMMA miniprobe X-ray fluorescence analyzer, CHEBURKIN & SHOTYK 1996) in tre profili scelti (profili no. 61, 69 e 72). Per questa analisi le prove sono state preventivamente macinate fini per mezzo di un mulino a sfera di agata (Retsch MM2000). L'estrazione dei metalli pesanti è avvenuta con il metodo prescritto nella Ordinanza sulla conservazione del suolo (OSUOLO 1998 e AITANG & HÄNI 1983). L'estrazione della terra fine è avvenuta con 2 M di HNO_3 (rapporto 1:10) in un bagno di acqua bollente agitato orizzontalmente per due ore. Le analisi dei metalli pesanti Cr, Cu, Ni, Pb e Zn

sono state eseguite con l'ICP-AES (Optima 3000, Perkin Elmer Corp.) nelle sospensioni filtrate con filtri pieghevoli (Schleicher & Schuell, Nr. 0790). Per la determinazione dei contenuti in Pb e Zn scambiabili e quindi facilmente assimilabili, i campioni di suolo sono stati estratti per mezzo di 1 M di NH_4Cl (rapporto suolo:soluzione = 1:10, tempo di estrazione di un'ora a 20 °C, misure di Pb e Zn con ICP-AES).

Determinazione degli accumuli e degli impoverimenti

Negli strati superiori del suolo, il fattore di accumulo è stato misurato secondo DESAULES & DAHINDEN (1997). In tre profili scelti è stato determinato l'accumulo e l'impoverimento dei metalli pesanti nei diversi orizzonti per mezzo del tracciante immobile Zr (BLASER *et al.* 2000). Lo Zirconio (Zr), un metallo presente soprattutto nel minerale Zircone, viene infatti liberato solo lentamente dall'alterazione dei minerali, rimane in seguito praticamente immobile nel terreno e non esiste sotto forma di immissione antropica. Il calcolo della concentrazione di metalli litogeni (M) per un determinato orizzonte del terreno si effettua in seguito moltiplicando la concentrazione di Zr dell'orizzonte in questione per il fattore M/Zr del campione di suolo più profondo (riferibile all'orizzonte B/C o C).

$$(M)_{litogeno} = (Zr) \times (M/Zr)_{orizzonte\ più\ profondo}$$

La differenza tra le concentrazioni totali effettive misurate e quelle calcolate è stata in seguito utilizzata per determinare situazioni di accumulo ($(M)_{misurato} - (M)_{litogeno} > 0$) o di impoverimento ($(M)_{misurato} - (M)_{litogeno} < 0$). Il fattore di accumulo (FA) può in seguito essere determinato dividendo il rapporto metallo/zirconio dell'orizzonte in esame per quello dell'orizzonte più profondo ($FA = (M/Zr)_{orizzonte\ in\ esame} / (M/Zr)_{orizzonte\ più\ profondo}$). Quando FA>1 si tratta di un accumulo, quando FA<1 si tratta di impoverimento del metallo esaminato.

RISULTATI

Valori di pH e contenuti estraibili in HNO_3 per ogni litofacies principale

Alfine di ottenere una migliore visione d'assieme dei valori di pH di tutti i campioni di suolo e di contenuto in metalli pesanti degli orizzonti inferiori del terreno, i profili analizzati sono stati raggruppati in funzione del loro substrato geologico (tab. 1). A questo scopo, le differenti litofacies sono state riassunte in 5 litofacies principali. La figura 2 riporta i box plots riferiti alla distribuzione sta-

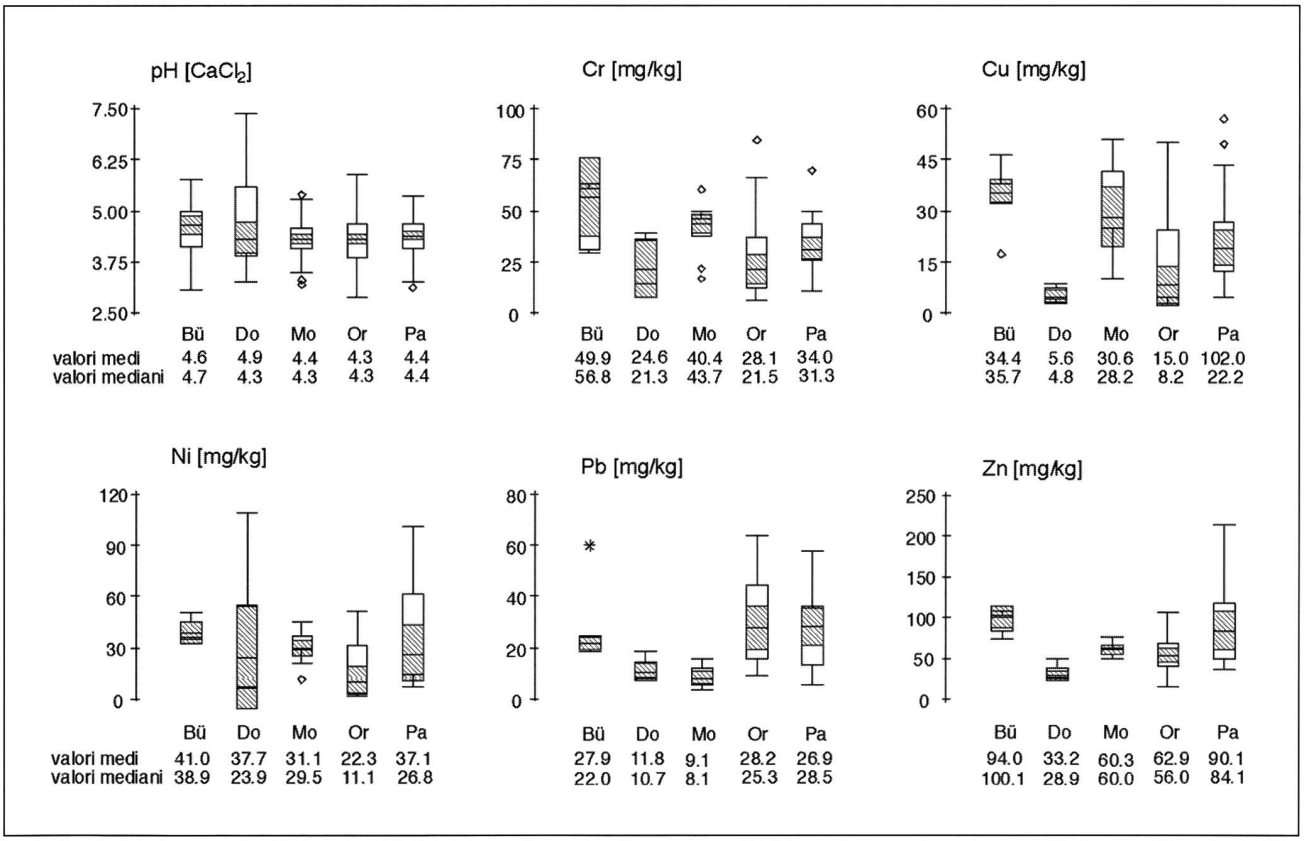

Fig. 2 - Distribuzione statistica dei valori di pH di tutti i campioni di suolo e contenuto in metalli pesanti estraibili con HNO_3 degli orizzonti inferiori dei 76 profili in funzione delle litofacies (Bü = calcescisti e scisti verdi, Do = Dolomia e silicati di calcio, Mo = Morena, Or = Ortoderivati, Pa = Paraderivati). Il box vuoto rappresenta il 50 % dei valori (hspread). Le linee verticali definiscono il settore di tutti i valori non considerati estremi. I valori estremi situati a 3 x hspread al di fuori delle linee verticali sono evidenziati con asterischi; I valori estremi situati tra 1.5 x hspread e 3 x hspread al di fuori delle linee sono evidenziati con cerchi. La linea orizzontale rappresenta il valore mediano, mentre l'area del box tratteggiata rappresenta l'intervallo di confidenza del 95% per il valore mediano.

Tab. 1 - Quota, tipo di roccia, tipo di suolo e anno del campionamento dei 76 profili indagati. Il numero del profilo corrisponde alla numerazione utilizzata nella figura 1.

profilo no.	quota [m s.l.m.]	Litofacies	pedotipo	campionamento
1	1600	morena	podsol ferro-umico	1993
2	1296	ortoderivati e graniti	podsol ocra	1993
3	1120	calcescisti e anfiboliti	terra bruna	1990
4	1330	calcescisti e anfiboliti	terra bruna acida	1990
5	1670	calcescisti e anfiboliti	terra bruna podsolica	1990
6	1690	calcescisti e anfiboliti	podsol	1990
7	1242	paraderivati	podsol ocra	1993
8	1009	paraderivati	para-rendzina	1993
9	1350	paraderivati	terra bruna podsolica	1998
10	840	ortoderivati e graniti	terra bruna acida	1994
11	730	ortoderivati e graniti	terra bruna acida	1994
12	595	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1994
13	830	ortoderivati e graniti	podsol ocra	1994
14	1582	ortoderivati e graniti	podsol ocra	1993
15	1351	ortoderivati e graniti	podsol ocra	1993
16	345	paraderivati	ranker	1993
17	395	paraderivati	suolo criptopodsolico	1993
18	515	morena	suolo criptopodsolico	1995
19	950	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1990
20	1320	morena	podsol ocra	1990
21	1000	morena	suolo criptopodsolico	1990
22	1380	morena	terra bruna acida	1990
23	1458	morena	terra bruna acida	1990
24	1261	ortoderivati e graniti	podsol humico	1990
25	1458	morena	terra bruna podsolica	1990
26	1650	ortoderivati e graniti	podsol	1990
27	1503	ortoderivati e graniti	podsol ocra	1990
28	936	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1990
29	880	ortoderivati e graniti	ranker podsolico	1990
30	1247	ortoderivati e graniti	podsol ocra	1990
31	1071	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1990
32	692	ortoderivati e graniti	ranker	1990
33	260	paraderivati	terra bruna acida	1985
34	260	paraderivati	terra bruna acida	1985
35	260	paraderivati	terra bruna acida	1985
36	540	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1994
37	955	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1990
38	769	ortoderivati e graniti	ranker	1990
39	635	ortoderivati e graniti	terra bruna podsolica	1990
40	535	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1990
41	662	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1990
42	567	ortoderivati e graniti	ranker	1990
43	1012	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1990
44	542	calcescisti e anfiboliti	suolo criptopodsolico	1990
45	282	calcescisti e anfiboliti	ranker	1990
46	662	paraderivati	suolo criptopodsolico	1993
47	963	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1990
48	680	paraderivati	suolo criptopodsolico	1985
49	600	paraderivati	suolo criptopodsolico	1985
50	610	paraderivati	suolo criptopodsolico	1985
51	600	paraderivati	suolo criptopodsolico	1992
52	610	paraderivati	suolo criptopodsolico	1985
53	620	paraderivati	suolo criptopodsolico	1985
54	650	paraderivati	suolo criptopodsolico	1985
55	650	paraderivati	suolo criptopodsolico	1985
56	800	paraderivati	suolo criptopodsolico	1987
57	840	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1990
58	993	ortoderivati e graniti	terra bruna acida	1990
59	1131	ortoderivati e graniti	podsol ocra	1990
60	1200	morena	terra bruna	1998
61	503	paraderivati	suolo criptopodsolico	1993
62	951	paraderivati	podsol ocra	1993
63	770	paraderivati	suolo criptopodsolico	1985
64	1110	paraderivati	suolo criptopodsolico	1991
65	950	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1995
66	671	ortoderivati e graniti	suolo criptopodsolico	1993
67	389	dolomia e calcare selcifero	terra bruna	1993
68	440	ortoderivati e graniti	terra bruna acida	1993
69	552	morena	suolo criptopodsolico	1993
70	670	ortoderivati e graniti	terra bruna acida	1993
71	620	ortoderivati e graniti	terra bruna acida	1993
72	630	dolomia e calcare selcifero	terra bruna	1993
73	730	dolomia e calcare selcifero	terra bruna acida	1986
74	720	dolomia e calcare selcifero	terra bruna acida	1986
75	700	dolomia e calcare selcifero	terra bruna acida	1986
76	690	dolomia e calcare selcifero	terra bruna acida	1999

tistica dei valori di pH di tutti i campioni e il contenuto estraibile con HNO_3 di Cr, Cu, Ni, Pb e Zn degli orizzonti inferiori del suolo per ognuno di queste 5 litofacies principali. I terreni del Ticino e del Moesano denotano in generale valori di pH da bassi a molto bassi su tutto il profilo e indipendentemente dal tipo di roccia originaria. I valori medi di pH oscillano tra 4.3 su ortogneiss e 4.9 su calcare selcifero e dolomia. In quest'ultima litofacies principale troviamo anche l'unico valore di pH superiore a 7, anche se pure qui i valori minimi di pH sono al livello degli altri litotipi. Per quanto riguarda invece il contenuto in metalli pesanti, esistono differenze significative tra le litofacies principali. Calcescisti e anfiboliti denotano le mediane più alte per quanto riguarda i contenuti di Cr, Cu, Ni e Zn negli orizzonti inferiori. A livello di strati inferiori, i contenuti più bassi si registrano all'interno del gruppo dei calcari selciferi e delle dolomie, con l'eccezione dei valori di Ni e Pb, che sono però inferiori solo nei siti rispettivamente su ortoderivati e morena. Nel caso di Cr, Cu e Zn i valori riferiti alle stazioni su morena, orto e paraderivati si trovano nella media, senza differenze significative tra loro. Degni di nota, per contro, i valori significativamente più alti dei contenuti di piombo negli strati profondi dei suoli originati da orto e paraderivati, come pure da calcescisti e da anfiboliti.

Distribuzione dei contenuti in metalli pesanti e valori indicativi

Le distribuzioni di tutte le misure effettuate sono asimmetriche verso destra per tutti i 5 metalli considerati (figg. 3 e 4, Pb non rappresentato). Tutti e tre i valori di Cu riferiti ai vigneti sono risultati valori estremi e non sono quindi stati rappresentati (profili no. 33-35, tra 180 e 960 ppm Cu). Anche nella rappresentazione della distribuzione dei valori di Ni sono stati omessi 4 valori estremi: strato organico del profilo 65 (329 ppm Ni) e 3 valori degli orizzonti profondi del profilo 46 (valori tra 202 e 252 ppm Ni).

Per quanto riguarda i valori di Cr, 52 campioni (13% del totale) presentano contenuti più alti rispetto ai valori indicativi della O-suolo (fig. 3). Tutti questi campioni provengono dai profili no. 3-6, 9, 11, 19-23, 39, 43, 51, 54, 56, 57 e 59. Questi superamenti hanno avuto luogo quasi esclusivamente negli strati profondi. Allorché anche gli orizzonti superiori presentano valori più alti, i valori indicativi sono superati in tutto il profilo, anche perché i valori maggiori si riscontrano sempre negli orizzonti più profondi.

Simile la situazione per quanto riguarda il superamento dei valori indicativi del Ni, che in soli due profili presenta l'eccezione di valori estremamente alti unicamente nello strato organico superiore. In totale sono 39 (9.8%) i campioni che superano i valori indicativi per il Ni (fig. 3). Si tratta di misure riferite ai profili no. 4, 7, 9, 19, 20, 23, 44, 46, 49, 53, 55, 63, 65-67 e 72. Anche il superamento dei valori indicativi per il rame riguardano esclusivamente gli strati profondi del suolo, con l'eccezione dei profili situati nei vigneti (no. 33-35), dove i valori massimi di Cu sono misurabili negli strati superiori.

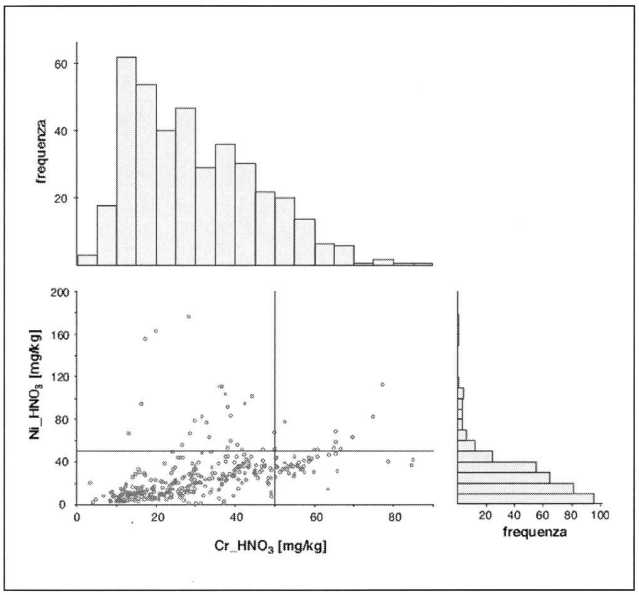

Fig. 3 - Diagramma della dispersione e delle distribuzioni dei valori misurati per il Cr e il Ni. Le linee nel diagramma della dispersione rappresentano i valori indicativi secondo la O-SUOLO (1998).

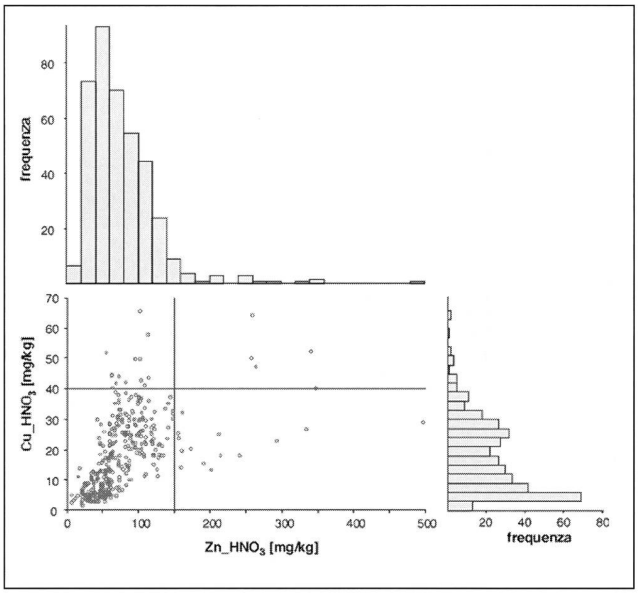

Fig. 4 - Diagramma della dispersione e delle distribuzioni dei valori misurati per lo Zn e il Cu. Le linee nel diagramma della dispersione rappresentano i valori indicativi secondo la O-SUOLO (1998).

Accanto alle tre stazioni di vigneto, vi sono altri 17 campioni (vale a dire il 6.6% del totale) che superano i valori indicativi per il Cu (fig. 4). Sono campioni provenienti dai profili no. 4, 9, 20, 22, 43, 44, 56, 57, 60 e 62.

La distribuzione dei contenuti di Pb e Zn lungo il profilo presenta invece un andamento completamente diverso. I valori massimi sono infatti riscontrabili negli orizzonti superiori del terreno. In totale sono 20 (5% del totale) i campioni che superano i valori indicativi fissati per lo Zn (fig. 4). Questi campioni provengono dai profili no. 4, 5, 7, 9-11, 43, 44, 48, 49 e 53. Nel caso del Pb il superamento dei valori indicativi riguarda di solito solo

gli strati superiori del suolo, fatta eccezione per i profili no. 1, 2, 6, 8, 12, 14, 18, 20, 21, 23-26, 30-32 e 64. I campioni che superano i valori indicativi sono in totale 105 (26.5%) e provengono da 59 profili.

Stima della componente antropica

In tabella 2 sono riportati i contenuti totali effettivi e i fattori di accumulo calcolati per i profili no. 61, 69 e 72. La figura 5 mostra, all'esempio del profilo no. 69, gli ac-

Tab. 2 - Contenuti totali effettivi e fattori di accumulo calcolati per i profili no. 61, 69 e 72.

profilo no.	orizzonte	profondità [cm]	contenuti totali effettivi misurati Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	fattori di accumulo calcolati Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
61	Ah	0 - 5	90.3	17.9	43.4	98.1	69.8	1.7	1.7	1.5	5.1	1.6
	AE	5 - 10	99.9	20.9	45.5	43.4	69.5	1.4	1.5	1.2	1.7	1.2
	AE	10 - 20	109.9	16.2	39.9	38.4	60.1	1.3	1.0	0.8	1.2	0.8
	Bh	20 - 40	106.0	19.9	46.8	31.8	69.1	1.5	1.4	1.2	1.2	1.2
	Bh	40 - 55	126.9	15.2	37.6	23.9	60.1	1.9	1.1	1.0	1.0	1.1
	(Bh)b	55 - 75	105.4	19.4	38.8	20.5	65.1	1.4	1.3	1.0	0.7	1.1
	(BhBfe)b	80 - 100	115.1	24.6	44.5	20.7	67.8	1.2	1.3	0.9	0.6	0.9
	Bfeb	110 - 130	80.2	18.1	41.5	22.6	56.4	1.1	1.3	1.0	0.8	0.9
	B/C	150 - 160	64.2	12.8	35.7	23.9	53.2	1	1	1	1	1
69	Ah	0 - 5	92.2	18.3	34.5	162.4	96.5	1.3	2.0	1.5	8.7	2.1
	Ah	5 - 10	76.0	13.5	37.5	133.0	79.4	1.0	1.3	1.4	6.2	1.5
	(E)Ah	10 - 20	109.1	12.2	46.4	99.1	78.2	1.2	1.0	1.4	3.9	1.3
	(E)Ah	20 - 40	85.0	9.1	34.7	61.5	69.4	0.9	0.7	1.1	2.4	1.1
	Bh	40 - 45	85.5	9.6	40.2	46.0	67.2	0.8	0.7	1.1	1.6	1.0
	(Bh)/C	65 - 80	87.4	8.3	25.9	35.9	78.3	0.8	0.6	0.7	1.2	1.1
	BC	100 - 120	102.5	14.7	35.6	30.2	64.8	0.8	0.9	0.9	0.9	0.8
	Cv	120 - 140	85.7	11.4	29.4	23.2	56.6	1	1	1	1	1
72	Ah	0 - 5	68.5	12.2	48.7	96.9	95.2	1.0	3.3	0.9	6.8	3.7
	Ah	5 - 10	74.8	8.5	50.6	65.3	78.6	1.1	2.3	0.9	4.6	3.1
	(A)B	10 - 20	72.4	6.9	56.2	26.9	38.7	1.0	1.7	0.9	1.7	1.4
	B/C	20 - 40	73.7	4.1	61.2	15.7	28.2	1	1	1	1	1

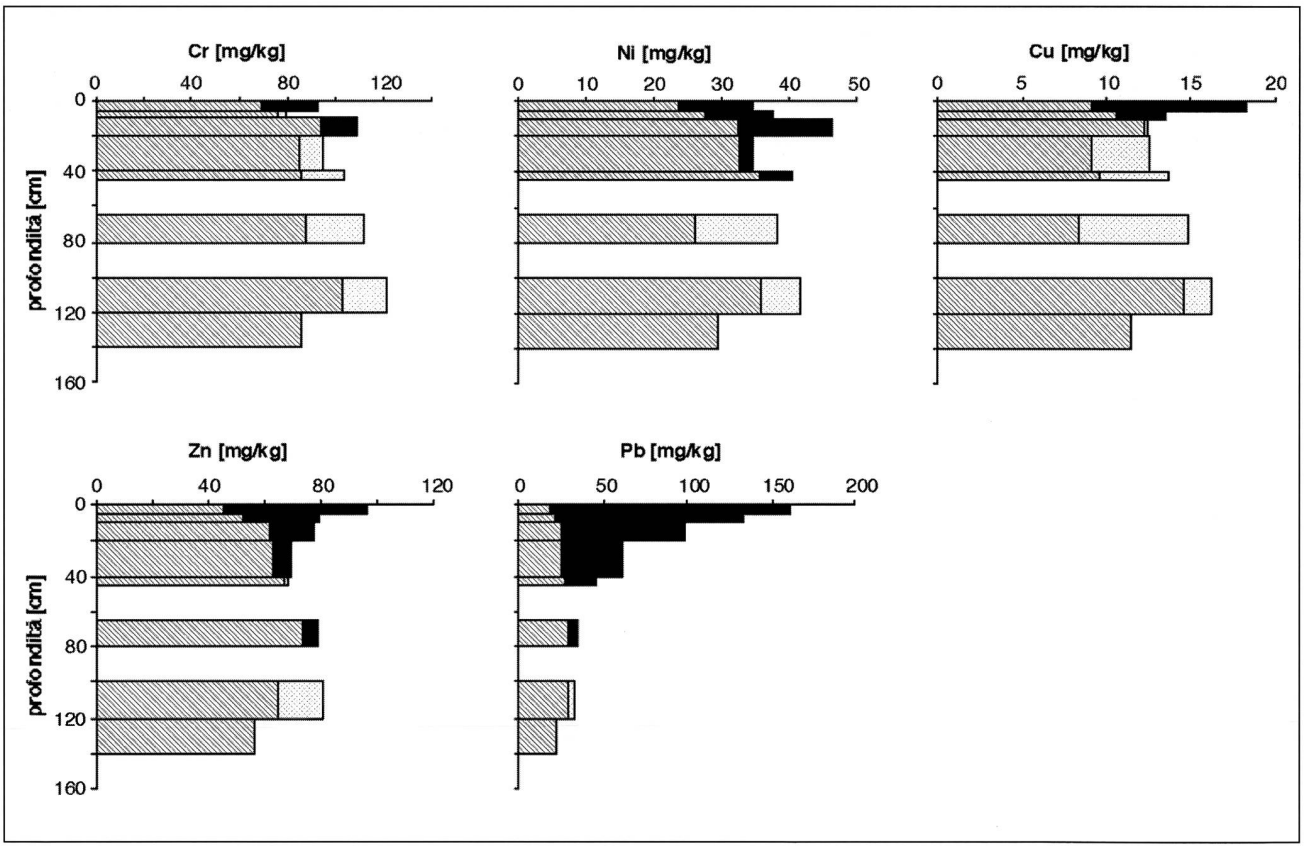

Fig. 5 - Concentrazioni totali misurate e componente litogenica calcolata per il profilo no. 69. Per ogni orizzonte con accumulo, la lunghezza della barra corrisponde al valore misurato e la superficie in nero alla componente antropica. Per ogni orizzonte con impoverimento, la lunghezza totale della barra corrisponde alla componente litogenica stimata, la superficie tratteggiata alla componente litogenica misurata e la superficie punteggiata all'impoverimento.

Tab. 3 - Fattori di accumulo calcolati secondo DESAULES & DAHINDEN (1997) per gli orizzonti minerali superiori di tutti i 76 profili.

profilo no.	orizzonte	profondità [cm]	fattori di accumulo negli orizzonti minerali superiori del profilo				
			Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	EA	1 - 5	0.4	0.4	0.4	1.2	0.4
2	Ahh	0 - 2	0.4	0.6	0.3	2.7	0.4
3	Ah	1 - 6	0.8	1.3	0.9	2.5	1.3
4	Ah	0 - 5	0.7	0.8	0.6	3.8	1.5
5	Ah	0 - 5	0.2	0.6	0.3	6.9	1.7
6	E	15 - 25	0.1	0.1	0.1	0.5	0.1
7	EA	0 - 5	0.7	0.3	0.2	0.4	1.7
8	Ah	0 - 5	2.6	2.2	2.3	6.4	3.1
9	Ah	0 - 3	0.6	0.8	0.5	1.4	1.9
10	Ah	0 - 5	0.9	0.7	0.6	7.2	4.6
11	A/B	5 - 10	0.6	0.9	0.7	9.7	4.8
12	A(E)	5 - 20	1.1	1.0	1.0	1.3	1.3
13	(E)Ah	0 - 5	0.6	1.1	0.6	10.7	2.1
14	EB	5 - 10	0.2	0.5	0.2	4.2	0.4
15	(E)Ahh	0 - 5	0.3	1.8	0.6	31.4	1.2
16	Ahh	0 - 4	1.5	1.3	1.4	4.5	1.8
17	Ah	0 - 5	0.8	1.9	0.8	15.3	2.7
18	Ah	5 - 15	0.6	0.9	0.6	4.6	0.9
19	Ah	2 - 12	0.6	0.7	0.6	4.4	0.9
20	Ah	5 - 15	0.8	0.7	0.8	1.7	1.2
21	(E)Ah	5 - 15	0.9	1.1	1.2	4.1	1.6
22	Ah	2 - 8	0.6	0.7	0.7	7.7	1.2
23	Ah	0 - 5	1.1	1.2	2.3	3.1	1.2
24	Ah	1 - 7	0.3	1.3	0.3	1.8	0.8
25	(E)Ah	2 - 5	0.5	0.4	0.4	10.2	0.6
26	E	10 - 17	0.2	0.5	0.2	1.1	0.4
27	Ah	5 - 15	1.1	1.3	1.0	3.1	1.0
28	Ah	11 - 18	0.8	2.4	0.8	2.0	0.9
29	Ah	0 - 10	1.2	2.0	1.0	1.7	1.0
30	Ah	10 - 15	1.1	1.3	0.7	1.5	0.8
31	Ah	0 - 15	0.6	1.2	0.7	1.7	0.6
32	Ah	5 - 25	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
33	Ah	0 - 20	1.1	1.2	1.1	1.1	1.1
34	Ah	0 - 20	1.5	3.0	1.2	1.7	2.2
35	Ah	0 - 20	0.8	0.7	0.6	0.9	0.7
36	Ah	0 - 5	0.7	3.4	1.0	15.2	2.8
37	Ah	0 - 5	0.6	0.8	0.4	2.8	1.8
38	Ah	10 - 20	0.7	0.5	0.5	1.8	0.8
39	Ah	0 - 7	0.6	0.8	0.7	2.5	1.2
40	Ah	0 - 5	0.4	2.5	0.2	1.9	0.9
41	Ah	0 - 4	1.6	6.0	1.3	14.8	4.4
42	Ah	5 - 10	0.7	1.5	0.8	1.8	1.2
43	Ah	10 - 20	0.7	0.6	0.4	1.7	0.3
44	Ah	0 - 5	1.1	0.5	0.7	9.0	0.6
45	Ah	0 - 10	1.0	0.5	0.5	1.7	0.9
46	Ah	0 - 5	0.7	1.1	0.1	18.7	1.8
47	Ah	0 - 10	0.9	1.0	0.5	3.8	1.3
48	Ahh	0 - 10	1.2	0.9	0.7	3.8	2.3
49	Ah	0 - 7	0.5	0.9	0.1	3.7	0.8
50	Ah	0 - 7	0.6	1.1	0.2	3.6	1.0
51	Ah	0 - 9	0.8	1.1	0.1	6.7	0.9
52	Ah	0 - 10	0.8	1.1	0.2	2.1	1.0
53	Ah	0 - 10	0.5	0.7	0.0	2.0	0.6
54	Ahh	0 - 7	1.2	1.1	0.7	4.1	1.9
55	A h	0 - 12	0.9	1.0	0.6	2.8	1.0
56	AhE	0 - 10	0.5	0.7	0.2	2.3	1.4
57	Ah	0 - 5	0.7	0.7	0.5	3.1	1.1
58	Ah	20 - 30	0.6	0.6	0.2	1.4	0.7
59	Ah	0 - 10	1.0	0.9	0.9	2.4	1.2
60	Ahh	0 - 5	0.8	2.4	2.1	2.7	1.2
61	Ah	0 - 5	1.0	1.4	0.8	9.6	1.3
62	Ah	0 - 5	0.9	0.6	0.6	3.0	0.8
63	Ah	0 - 10	0.7	2.4	0.3	3.0	1.2
64	Ah	5 - 20	0.7	1.4	0.5	1.1	0.8
65	Ahh	0 - 5	1.4	1.3	1.5	13.5	1.9
66	Ah	0 - 5	0.5	1.2	0.1	10.7	1.1
67	Ah	0 - 5	0.7	2.4	0.2	7.1	2.9
68	Ah	0 - 3	0.7	1.5	0.3	3.2	1.4
69	Ah	0 - 5	1.0	2.0	1.1	12.6	1.7
70	Ah	3 - 12	1.3	1.4	1.0	1.5	1.1
71	Ah	3 - 10	0.4	2.2	0.7	3.5	1.5
72	Ah	0 - 5	0.6	2.0	0.5	5.9	3.3
73	Ah	0 - 10	0.8	3.2	0.3	6.3	2.5
74	Ah	0 - 7	0.9	2.6	0.7	5.3	3.1
75	Ah	0 - 10	0.4	0.8	0.3	17.2	1.5
76	Ah	0 - 8	0.8	1.1	0.4	6.2	1.7

cumuli e gli impoverimenti calcolati per ogni orizzonte del profilo. Un tale profilo può essere considerato tipico per i terreni del Ticino e del Moesano.

Nei casi di Cr, Ni e Cu, le concentrazioni di origine litologica già relativamente alte rendono poco evidenti e limitati agli orizzonti superiori gli accumuli di questi elementi. Per Zn e soprattutto Pb la situazione è diversa: per questi elementi le concentrazioni sono nettamente superiori negli strati superiori rispetto a quelli inferiori e lo sono anche rispetto ai contenuti di origine litologica calcolati. Questi accumuli non possono perciò essere messi in relazione con la composizione chimica della roccia madre. Questo risultato si ottiene anche calcolando i fattori di accumulo per gli orizzonti minerali superiori secondo il metodo di DESAULES & DAHINDEN (1997, vedi tab. 3). Per Cr, Cu e Ni i fattori di accumulo sono inferiori a uno in più del 50 % dei profili; questo significa che negli strati superiori si è avuto un impoverimento in questi elementi rispetto agli strati inferiori. Nel caso dello Zn, il fattore di accumulo è inferiore a uno in un terzo dei profili, mentre che per il Pb questo caso si presenta solo in tre campioni di terreno superficiale.

Pb e Zn facilmente assimilabile

Le figure 6 e 7 riportano le percentuali relative di Pb e Zn, facilmente scambiabile e assimilabile ed estraibile con HNO_3 in funzione del pH. A partire da valori di pH inferiori a 4, il piombo facilmente scambiabile passa da pochi punti percentuali a una media del 20% a pH 3 (fig. 6). In singoli casi, i valori superano il 10% già a valori di pH tra 4 e 5. In due campioni, le percentuali di Pb estraibile in HNO_3 e disponibile in forma scambiabile ammontano, per valori di pH inferiori a 4, rispettivamente a 70% e a 85%. Le percentuali di forme scambiabili aumentano nel caso dello Zn già a partire da valori di pH di 4.5. A partire da valori di pH di 5, le percentuali delle forme facilmente scambiabili di Zn raggiun-

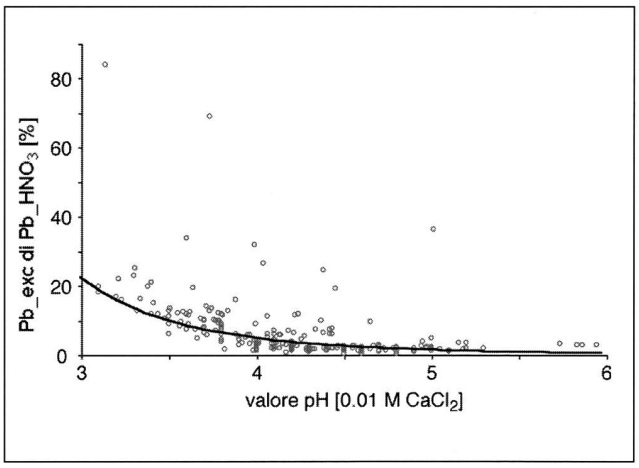

Fig. 6 - Percentuale di Pb facilmente assimilabile (Pb_exc) rispetto al contenuto di Pb estraibile con HNO_3 in funzione dei valori di pH. La funzione trend è descritta dalla funzione esponenziale $y = 7397 * x^{-5.2707}$.

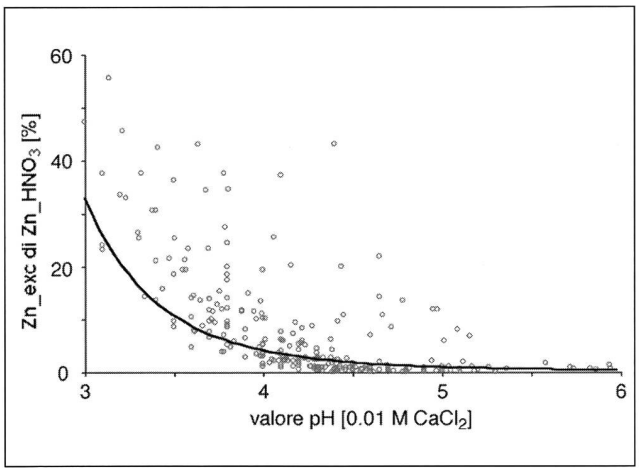

Fig. 7 - Percentuale di Zn facilmente assimilabile (Zn_exc) rispetto al contenuto di Zn estraibile con HNO_3 in funzione dei valori di pH. La funzione trend è descritta dalla funzione esponenziale $y = 111166 * x^{-7.4021}$.

gono in molti profili valori superiori a 10%, senza però mai superare la soglia di 55% circa, neanche per i valori di pH più bassi. Rispetto al Pb, Zn è presente sotto forma di legami più facilmente assimilabili dai vegetali.

DISCUSSIONE

Aspetti generali

Le analisi e il quadro sinottico dei contenuti in metalli pesanti dei suoli del Ticino e del Moesano hanno evidenziato l'esistenza di importanti differenze dei valori riferiti agli strati profondi dei suoli in funzione delle differenti litofacies originarie. In certi litotipi le concentrazioni naturali di Cr, Ni e in parte anche Cu negli strati profondi del suolo sono già superiori ai valori indicativi riportati nella O-suolo. La distribuzione delle concentrazioni di questi elementi lungo il profilo del terreno rivela perciò spesso valori massimi negli strati inferiori; Pb e Zn, al contrario, presentano le concentrazioni massime negli orizzonti superiori. In quest'ultimo caso si può ammettere che una grossa porzione di questi metalli sia stata immessa negli strati superiori del suolo. Questa ipotesi è confermata anche dai due metodi qui utilizzati per la stima delle componenti antropiche. Soprattutto per Pb, i fattori di accumulo riscontrabili negli strati superiori del terreno sono nettamente superiori a uno. Per i metalli come Pb e Zn che si accumulano negli strati superiori, negli estratti con HNO_3 si registra un aumento percentuale delle forme facilmente assimilabili dai vegetali con la diminuzione dei valori pH (una relazione che può essere descritta da una linea di trend corrispondente a una funzione esponenziale). Nei suoli forestali i valori di pH più bassi si misurano solitamente negli strati superiori: da qui il pericolo della liberazione nella soluzione acquosa, del trasporto verticale e del dilavamento del piombo e dello zinco proveniente dalle immissioni.

Differenze nei contenuti di metalli pesanti dovute alla roccia madre

Le stazioni su calcescisto e su anfibolite presentano elevate concentrazioni di Cr, Cu, Ni e Zn negli strati profondi rispetto alle altre litofacies. Questi risultati sono in accordo con ricerche analoghe riguardanti le concentrazioni geogeniche di base. TUCHSCHMID (1995) e KABATA-PENDIAS (2001) hanno trovato per questi metalli le concentrazioni totali più elevate in rocce basiche, ultrabasiche e pelitiche, tipologie alle quali appartengono anche i calcescisti e le anfiboliti. Queste rocce contengono anche molti minerali facilmente alterabili (olivina, orneblenda, biotite), in cui Cr, Cu, Ni e Zn sono presenti in tracce (MITCHELL 1964). Con il metodo dell'estrazione con HNO_3, il contenuto totale in metalli viene unicamente approssimato (AITANG & HÄNI 1983); la stima risulta tanto migliore quanto più alterato è il suolo e/o tanto più frequenti sono i minerali facilmente alterabili. Gli alti contenuti di questi elementi estraibili con HNO_3 sono spiegabili, oltre che con le alte concentrazioni di origine litologica, anche con la loro facilità a essere estratti. D'altro canto balzano all'occhio i bassi contenuti in metalli pesanti dei profili su dolomia e calcare selcifero, come già indicato da TUCHSCHMID (1995) e da KABATA-PENDIAS (2001). Nei suoli derivanti da questi substrati geologici, gli estratti in metalli pesanti sono bassi, malgrado che, di per sé, l'estrazione con HNO_3 sia molto effettiva. Una situazione riconducibile al tipo di sedimentazione di queste rocce e al basso tenore in metalli pesanti che ne deriva (MÖLLER 1986).

Gli alti contenuti in piombo estraibile nei campioni degli strati profondi su calcescisti, orto e paraderivati rispecchiano le alte concentrazioni litogeniche. La tendenza a un accumulo in Pb nelle serie acide delle rocce magmatiche e nei sedimenti argillosi è un fenomeno conosciuto (KABATA-PENDIAS 2001). Non a caso TUCHSCHMID (1995) riporta le concentrazione litogeniche più alte nelle rocce granitoidi e pelitiche.

Superamento dei valori indicativi e carichi antropici

La filosofia alla base dei valori indicativi riportati nell'O-suolo permette di formulare l'ipotesi scientificamente fondata che, in caso di superamento dei valori indicativi negli orizzonti superiori del terreno, la fertilità del suolo non sia più garantita sul lungo periodo (BUS 1987). Non sempre, comunque, il superamento di un valore indicativo può essere messo in relazione diretta con le immissioni antropiche. In aree con alte concentrazioni di metalli pesanti di origine litologica, i valori indicativi possono essere superati già dalle concentrazioni naturali. Il superamento dei valori indicativi non equivale quindi in tutti i casi a un carico antropico.

In questo studio sono stati utilizzati due metodi per evidenziare eventuali carichi antropici a partire dagli accumuli in metalli pesanti. Entrambi i metodi si basano sulla composizione chimica degli strati inferiori del profilo quale riferimento per la stima degli accumuli negli strati superiori (o in un qualsiasi altro orizzonte). Il raffronto delle concentrazioni in metalli pesanti degli orizzonti inferiori del profilo con i contenuti totali delle diverse litofacies (TUCHSCHMID 1995) ha dimostrato che questo dato

può essere utilizzato per definire i livelli geologici di base. Una altra premessa all'utilizzazione di questi metodi di stima degli accumuli o dell'impoverimento in metalli pesanti è la presenza di una roccia madre geochimicamente omogenea su tutto il profilo e di processi di differenziazione (alterazione, trasporto) tali da non aver modificato in modo sostanziale le concentrazioni negli orizzonti inferiori. Le descrizioni morfologiche dei profili permettono di affermare che queste condizioni sono state rispettate, almeno nelle grandi linee. In nessun profilo è stato infatti riscontrato un cambiamento della roccia madre. Alcune restrizioni si impongono invece per quanto riguarda i processi pedologici di trasporto e di accumulo: la presenza nel profilo del suolo, la forma chimica, la solubilità e l'assimilabilità di un metallo pesante possono infatti essere fortemente condizionate dai processi pedogenetici (MATTIGOD & PAGE 1983, THORNTON 1983, BLASER & ZIMMERMANN 1993). Alcuni metalli pesanti sono nel medesimo tempo anche elementi nutritivi essenziali per i vegetali: la loro distribuzione all'interno del profilo è quindi condizionata dal ciclo nutrizionale delle piante. Questi processi possono influenzare parzialmente il contenuto in elementi degli orizzonti più profondi. Tali restrizioni non rendono inutilizzabili i metodi descritti per la stima degli accumuli e degli impoverimenti, ma ne relativizzano l'affidabilità.

La stima degli accumuli e degli impoverimenti in metalli pesanti negli strati del terreno superiori agli orizzonti B/C e C può avvenire attraverso la normalizzazione delle concentrazioni di questi elementi per mezzo del tracciante immobile Zr. Zr è utilizzato spesso in studi geochimici, quale elemento litogenico di riferimento per il calcolo della mobilizzazione e del trasporto di elementi più reattivi (SHOTYK 1996).

Per una corretta interpretazione dei casi di superamento dei valori indicativi, le valutazioni devono essere fatte considerando gli accumuli, gli impoverimenti e la distribuzione verticale lungo il profilo degli elementi in questione. A questo scopo sono stati utilizzati quale base di riferimento i fattori proposti da DESAULES & DAHINDEN (1997). Tali coefficienti presentano infatti una buona coincidenza con i fattori di accumulo ottenuti per i tre profili analizzati in dettaglio con il metodo del tracciante immobile Zr. Nel caso dei metalli Cr, Cu e Ni, il superamento dei valori indicativi concerne soprattutto gli orizzonti inferiori del terreno. Nella maggior parte dei profili, gli orizzonti minerali superiori presentano un impoverimento corrispondente delle concentrazioni di questi elementi, situazione riconducibile a due processi distinti. Da una parte le concentrazioni di origine litogenica relativamente alte: in molti di questi profili la roccia madre è effettivamente costituita da calcescisti, anfiboliti e da materiale morenico (argille e limi glaciali) che per natura presentano alti contenuti in Cr, Cu e Ni rispetto alle rocce magmatiche acide e intermediarie (TUCHSCHMID 1995). D'altra parte si può presupporre un trasporto lungo il profilo, soprattutto per quanto riguarda Cr e Ni. Il Cr è presente nel suolo per la maggior parte sotto forma di Cr^{3+}. A valori di pH di 5.5, questo elemento si trova esclusivamente legato nella fase solida, assorbito soprattutto nei minerali argillosi e negli ossidi pedogenici (KABATA-PENDIAS 2001). A valori di pH più bassi, il Cr diventa mobile. La mobilità del Ni dipende invece in massima parte dalla presenza di sostanza organica, essendo le sue possibilità di legame con i minerali argillosi e gli ossidi pedogenici molto limitate (KABATA-PENDIAS 2001). In molti terreni del Ticino e del Moesano esistono le condizioni per una mobilità del Cr e del Ni. I valori di pH sono infatti spesso inferiori a 4.5 e anche le forti precipitazioni, unite all'abbondanza in sostanza organica nella soluzione acquosa, favoriscono il trasporto di questi metalli. Queste condizioni favorevoli al trasporto nel terreno si traducono tipicamente in un'alta frequenza di terreni con differenti gradi di podsolizzazione. Questo rende impossibile una stima delle componenti antropiche, salvo per i due profili che presentano un accumulo di Ni negli orizzonti superiori. A risultati simili giunge anche il rapporto NABO (1993), dove sono indicati alti contenuti di origine litologica per il Cr e il Ni.

Cu è per contro solitamente molto legato alla sostanza organica solida ed è quindi poco mobile. Ciononostante solo un profilo, fatta eccezione per le tre stazioni su vigneto, presenta accumuli di questo elemento. Anche in questo caso, quindi, non si può parlare di particolari carichi antropici in bosco. Una situazione analoga si è verificata nelle stazioni della rete di monitoraggio NABO, dove i valori di Cu più alti sono stati registrati nelle colture particolari: i vigneti, con i valori di gran lunga più alti, seguiti dai frutteti e dalle colture orticole, dai coltivi in generale e dai prati intensivi. I valori più bassi si riscontrano nei prati estensivi e soprattutto in bosco (NABO 1993).

La distribuzione verticale del Pb e dello Zn nei suoli del Ticino e del Moesano è caratterizzata da valori massimi negli orizzonti superiori. I fattori di accumulo sono solitamente superiori a uno. Il valore indicativo dello Zn viene superato in 11 profili, quello del Pb in 59.

L'accumulo di un elemento in un campione degli strati superiori può essere la conseguenza di processi pedogenetici naturali o di processi del ciclo nutrizionale. A livello di pedogenesi naturale, può verificarsi un accumulo di residui durante la disgregazione delle rocce o in seguito a erosione. Nel caso di suoli con elevati fattori di accumulo negli strati superiori associati alla mancanza di orizzonti eluviali nel profilo, può invece essere ipotizzato un accumulo di origine antropica. Nel caso dei terreni studiati, questa situazione si verifica soprattutto per il Pb, i cui fattori di accumulo sono nettamente superiori a quelli dello Zn. Da notare inoltre che il Pb, a differenza di Zn, Cu e Ni, non è annoverato tra gli oligoelementi essenziali per la nutrizione delle piante. Il Pb può essere immesso nell'atmosfera dai processi di combustione sotto forma gassosa o di particelle fini e prima di essere depositato può essere trasportato su distanze molto lunghe (FERGUSSON 1990). Il tasso di deposizione dipende anche dalle precipitazioni (MAYER 1983). Al Sud delle Alpi della Svizzera sono notevoli sia le precipitazioni che l'inquinamento atmosferico proveniente dal traffico di transito lungo le Alpi e dalla vicina zona industriale della Pianura Padana: premesse che possono portare a un carico supplementare di Pb nei terreni.

Il contributo della vegetazione all'accumulo negli strati superiori di un elemento presente in tracce è molto difficile da stimare. La vegetazione gioca sicuramente un ruolo importante nel caso degli oligoelementi nutritivi quali lo Zn, che viene mantenuto in circolo all'interno della rizosfera. La vegetazione arborea contribuisce inoltre all'accumulo di questo elemento negli strati superiori del suolo attraverso l'effetto filtro delle chiome nei confronti degli inquinanti atmosferici. Rispetto alle aree aperte, le deposizioni di Zn aumentano di un fattore 1.4 nelle faggete e di un fattore 3.4 nelle peccete. Per il Pb questi fattori si fissano rispettivamente a 1.0 e 1.2 (MAYER 1981). Si può quindi concludere che gli accumuli di Zn osservati negli strati superiori dei suoli del Canton Ticino e del Moesano hanno in parte origine antropica (e che questa componente è incrementata nei suoli forestali dall'effetto filtro delle chiome), ma possono provenire anche dall'assimilazione dei vegetali, processo che mantiene l'elemento in circolo nella rizosfera.

Pb e Zn assimilabile dai vegetali

La stima dei fattori di accumulo indica come i contenuti di Pb e in parte anche di Zn negli strati superiori siano significativamente più alti rispetto alla roccia madre. Gli strati superiori del terreno rappresentano la rizosfera degli alberi e denotano anche i valori di pH inferiori. In questo ambito è quindi lecita la domanda circa la disponibilità per i vegetali dei metalli accumulati in questi orizzonti. Le percentuali relative di Zn e Pb assimilabili aumentano con il diminuire dei valori di pH, come descrivibile per mezzo di una funzione esponenziale. Viene così ribadita la tendenza dei metalli pesanti ad avere caratteristiche di solubilità inversamente proporzionali ai valori di pH (HORNBURG & BRÜMMER 1993). Nel caso del Pb e soprattutto dello Zn, alcune misure si situano nettamente al di sopra della linea di trend descritta dalla funzione già citata. Si tratta comunque esclusivamente di campioni di orizzonti superiori dove i fattori di accumulo sono elevati. Questo indica che il Pb e lo Zn proveniente dalle immissioni è presente con legami più deboli rispetto alle forme litogene originarie liberate a seguito della disgregazione delle rocce. Una situazione che comporta anche un rischio maggiorato di liberazione e trasporto di metalli pesanti di origine antropica. Rispetto al Pb, lo Zn presenta una percentuale relativa maggiore di legami assimilabili dai vegetali. Un risultato in accordo con le conclusioni di DESAULES *et al.* (1997), i quali indicavano la seguente sequenza di facilità alla solubilità in funzione della diminuzione dei valori di pH: Cd > Zn > Ni > Cu > Pb.

Ringraziamenti

Ringraziamo M. Walser e R. Köchli per il prezioso aiuto durante i rilievi in campo, R. Bucheli, D. Christen, N. Hajjar e A. Zürcher per le accurate analisi di laboratorio, J. Luster e L. Walthert per le preziose discussioni, G. Jelmini, G.F. Gini e M. Antognini per la lettura critica del manoscritto.

BIBLIOGRAFIA

AITANG H. & HÄNI H., 1983. Dissolving heavy metals from soils with acids in order to approximate total element content. Z. Pflanzenernähr. & Bodenkunde 146: 481-493.

BLASER P. & ZIMMERMANN S., 1993. Analytical problems in the determination of inorganic soil contaminants. In: SCHULIN R. *et al.* (Eds.) Soil monitoring. Birkhäuser, Basel, 201-218.

BLASER P., ZIMMERMANN S., LUSTER J. & SHOTYK W., 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. The Science of the Total Environment 249: 257-280.

BOWEN H.J.M., 1979. Environmental chemistry of the elements. New York, Academic Press, 333 pp.

BUS, 1987. Erläuterungen zur Verordnung vom 9. Juni 1986 über Schadstoffe im Boden (VSBo). Texte zum Umweltschutzgesetz. Bundesamt für Umweltschutz (Eds.), 3003 Bern, 17.

CHEBURKIN A.K. & SHOTYK W., 1996. An energy-dispersive miniprobe multielement analyzer EMMA for direct analysis of Pb and other trace elements in peats. Fresenius J Anal Chem 354: 688-691.

DESAULES A. & DAHINDEN R., 1997. Zur chemischen Belastung von Böden; eine synoptische Darstellung der Schadstoffgehalte und Bindungsstärken der Böden des NABO. Umweltmaterialien 77, BUWAL, Berna, 63 pp.

DESAULES A., DAHINDEN R. & LISCHER P., 1997. Prognosen von Richtwertüberschreitungen löslicher Schwermetall- und Fluorgehalte anhand von Totalgehalten und pH im Boden. Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL), 3003 Berna, 20 pp.

FERGUSSON J.E., 1990. The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, Oxford. 614 pp.

HORNBURG V. & BRÜMMER G.W., 1993. Verhalten von Schwermetallen in Böden: 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. Z. Pflanzenernähr. & Bodenkunde 156: 467-477.

KABATA-PENDIAS A., 2001. Trace Elements in Soils and Plants. Third edition, CRC Press, Boca Raton, 413 pp.

MATTIGOD S.V. & PAGE A.L., 1983. Assessment of metal pollution in soils. In: THORNTON I. (Ed.) Applied environmental geochemistry. Academic Press, London, 355-394.

MAYER R., 1981. Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetall-Haushalts von Waldökosystemen. Habilitationsschrift Universität Göttingen, Göttinger Bodenkundliche Berichte 70, 292 pp.

MAYER R., 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: Aluminum and heavy metals. In: ULRICH B. & PANKRATH J. (Eds.) Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publ. Comp., London, 47-55.

MITCHELL R.L., 1964. Trace elements in soils. In: BEAR E.F. (Ed.) Chemistry of the soil, 2nd. edition, American Chemical Society, Monograph Series No. 160, Chapman & Hall Ltd., London, 320-368.

MÖLLER P., 1986. Anorganische Geochemie. Eine Einführung. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 326 pp.

NABO, 1993. Nationales Bodenbeobachtungsnetz. Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200, BUWAL (Eds.), Berna, 175 pp.

O-SUOLO, 1998. Ordinanza del 1° luglio 1998 contro il deterioramento del suolo. SR 814.12. EDMZ, Berna.

SHOTYK W., 1996. Peat bog archives of atmospheric metal de-

position: Geochemical assessment of peat profiles, natural variations in metal concentrations, and metal enrichment factors. Environ Rev 4(2): 149-183.

THORNTON I., 1983. Geochemistry applied to agriculture. In: THORNTON I. (Ed.) Applied environmental geochemistry. Academic Press, London, 231-266.

TUCHSCHMID M.P., 1995. Quantifizierung und Regionalisierung von Schwermetall- und Fluorgehalten bodenbildender Gesteine der Schweiz. Umweltmaterialien 32, BUWAL, Berna, 202 p.