



**CAHIER DE  
L'ENVIRONNEMENT  
N° 200**

**Sol**



**NABO**

**Réseau national  
d'observation  
des sols**

**Période d'observation  
1985-1991**





**CAHIER DE  
L'ENVIRONNEMENT  
No 200**

**Sol**

**Réseau national  
d'observation  
des sols  
Période d'observation  
1985-1991**



**Présentation du réseau et premiers résultats**

**Organismes responsables:**

**Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de  
l'environnement (FAC),**

**Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP)**

**Publié par l'Office fédéral  
de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP)  
Berne, juin 1993**

Directeur de projet	A. Desaules
Rédaction	A. Desaules, K. Studer
Echantillonnage	A. Desaules, R. Dahinden en collaboration avec le service technique d'expérimentation en champs
Préparation des échantillons	R. Dahinden en collaboration avec le service technique des laboratoires
Analyses	
- Polluants	S. Geering, D. Stähli <sup>1</sup> , E. Meier en collaboration avec la section Chimie analytique générale et l'AGROLAB AG
- Caractéristiques pédologiques	Service du laboratoire des sols, W. Stauffer, laboratoire des sols de l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (FNP), AGROLAB AG
Informatique et banque de données	P.B. Moeri, H. Haueter, Ch. Bühlmann <sup>1</sup> , Ch. Däscher <sup>1</sup>
Saisie et traitement des données	R. Dahinden, K. Studer, S. Geering, E. Meier, H. Vogel <sup>1</sup>
Analyse statistique	P. Lischer, R. Dahinden
Encadrement	H. Häni, (FAC), J. Zihler (OFEFP), J.-P. Clément (OFEFP), J. Dettwiler (OFEFP)
Traduction	Pascale Prisset (Strasbourg)

<sup>1</sup> anciennement à la FAC, Liebefeld

Commande: Service de documentation  
Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage  
3003 Berne

5.93 500 20U 13031

11

## SOMMAIRE

Page

RESUME .....	IX
INDEX DES FIGURES .....	XV
INDEX DES TABLEAUX .....	XIX
ABREVIATIONS ET SYMBOLES .....	XXI
1 INTRODUCTION .....	1
1.1 Présentation .....	1
1.2 Mandat et objectifs .....	1
1.3 Etat des connaissances .....	3
1.3.1 Etat des connaissances en Suisse.....	3
1.3.2 Etat des connaissances à l'étranger.....	6
2 CONCEPT ET METHODES .....	8
2.1 Concept général et organigramme .....	8
2.2 Sélection des sites .....	8
2.3 Définition des sites .....	13
2.4 Echantillonnage .....	13
2.5 Préparation et banque d'échantillons .....	16
2.6 Analyses .....	16
2.6.1 Méthodes d'analyses et expression des résultats.....	16
2.6.2 Qualité des analyses.....	18
2.7 Banque de données et évaluation .....	22
3 LES TENEURS DES SOLS EN POLLUANTS .....	23
3.1 Explications et représentation .....	23
3.2 Plomb (Pb) .....	26
3.3 Cuivre (Cu) .....	31
3.4 Cadmium (Cd) .....	36
3.5 Zinc (Zn) .....	41
3.6 Nickel (Ni) .....	46
3.7 Chrome (Cr) .....	51
3.8 Cobalt (Co) .....	56
3.9 Mercure (Hg) .....	61
3.10 Fluor (F) .....	66
3.11 Synthèse .....	71
4 VARIABILITE SPATIALE DES TENEURS DES SOLS EN POLLUANTS .....	79
4.1 Variabilité latérale .....	79
4.1.1 Variabilité locale.....	79
4.1.2 Variabilité régionale.....	80
4.2 Variabilité verticale .....	86

---

	Page
5 LA CHARGE DES SOLS EN POLLUANTS D'ORIGINE ANTHROPIQUE .....	91
5.1 Méthodes et procédés mis en oeuvre .....	91
5.2 Quelques exemples d'évaluation - bilan .....	93
6 APPORTS DE POLLUANTS DANS LES SOLS .....	99
6.1 Apports d'origine agricole .....	99
6.1.1 Teneurs en polluants dans les produits agricoles auxiliaires.	100
6.1.2 Charges en produits agricoles auxiliaires et niveaux d'amendement.....	102
6.1.3 Apports de polluants d'origine agricole - bilan.....	103
6.2 Apports d'origine atmosphérique .....	109
6.2.1 Estimation des apports en milieu ouvert.....	109
6.2.2 Estimation des apports en milieu forestier.....	111
6.2.3 Bilan des apports de polluants d'origine atmosphérique.....	113
6.3 Apports totaux - bilan .....	114
7 VARIATIONS TEMPORELLES DES TENEURS DES SOLS EN POLLUANTS .....	119
7.1 Analyses rétrospectives .....	119
7.2 Fréquence d'échantillonnage .....	122
7.3 Modifications à l'issue des cinq ans d'observation .....	124
8 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES .....	131
8.1 Etat actuel de la charge en polluants .....	131
8.2 Evolution temporelle .....	133
8.3 Conclusion .....	134
 ANNEXES	
A Explications et légendes des annexes B et C .....	4
B Données relatives aux sites et données de laboratoire .....	12
C Clé des sites .....	116
D Coordination des sites .....	144
E Compilation des données	
E/1 Données statistiques des échantillons prélevés en surface (0-20 cm).....	150
E/2 Apports d'origine agricole.....	152
E/3 Apports d'origine atmosphérique.....	155
E/4 Apports totaux et origine.....	162
E/5 Résultats des analyses des échantillons de la première cam- pagne de prélèvements 1985/86 et de la seconde campagne 1990/91....	164
E/6 Modification des teneurs en polluants sur 20 échantillons de sol à l'issue des 5 ans d'observation.....	168
F Bibliographie .....	169

## Abstracts

L'Ordonnance sur les polluants du sol du 9 juin 1986 prévoit un réseau national suisse de mesures pour l'observation de la charge du sol en polluants (NABO). Le programme actuel d'observation concerne 102 sites et mesure 9 polluants (Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr, Co, Hg, F). Pour 37 sites les apports de polluants par voie aérienne et par les activités agricoles ont été déterminés. 20 sites ont été prélevés et analysés à deux reprises dans un intervalle de cinq ans. Les premiers résultats des analyses (1985-1991) indiquent que les activités humaines polluent le sol principalement avec du Pb, du Cu et du Cd. Contrairement aux prédictions établies par le bilan des flux, il a été constaté, dans un intervalle de 5 années, pour certains sites des fluctuations importantes des teneurs en métaux lourds des sols. Les informations fournies en permanence par le NABO sont utiles, comme éléments d'estimation et de décision, à la protection qualitative des sols.

Gemäss "Verordnung über Schadstoffe im Boden" wird in der Schweiz ein Nationales Bodenbeobachtungsnetz (NABO) betrieben. Das gegenwärtige Messprogramm umfasst 102 Standorte und 9 Schadstoffe (Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr, Co, Hg, F). An 37 Standorten wurden zudem die Schadstoffeinträge über die Luft und die landwirtschaftliche Praxis erfasst. An 20 Standorten wurden im Abstand von 5 Jahren ein zweites Mal Bodenproben entnommen und untersucht. Die ersten Messresultate (1985-1991) zeigen, dass Pb, Cu und Cd am meisten zur zivilisationsbedingten Bodenbelastung beitragen. Entgegen von Stoffflussprognosen konnten im Beobachtungszeitraum von 5 Jahren teilweise bereits deutliche Zunahmen, aber auch Abnahmen von Elementgehalten im Boden gemessen werden. Die laufenden Ergebnisse des NABO liefern dem qualitativen Bodenschutz Beurteilungs- und Entscheidungsgrundlagen.

Conformemente all'"Ordinanza concernente le sostanze nocive nel suolo" viene gestita in Svizzera una Rete nazionale di osservazione del suolo (NABO). L'attuale programma di misurazioni comporta 102 luoghi di misura e concerne 9 elementi (Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr, Co, Hg e F). In 37 luoghi di misura vengono inoltre registrati gli apporti di sostanze nocive provenienti dall'aria e dalla pratica dell'agricoltura. In 20 luoghi di misura, a distanza di 5 anni, si è ripetuto l'esame dei campioni di suolo. I risultati (1985 - 1991) dei primi

campioni indicavano quali principali inquinanti il Pb, il Cu e il Cd; in contrasto con le previsioni, i risultati dell'analisi dei campioni prelevati a 5 anni di distanza mostrano per un verso un aumento sensibile del tenore nel suolo di certi elementi, ma anche una diminuzione del tenore di altri elementi. Gli attuali risultati stanno fornendo importanti dati di base per la valutazione e per le future decisioni in materia di protezione qualitativa del suolo.

The "Ordinance Relating to Pollutants in Soil" provides for the establishment of a national soil monitoring network (NABO) in Switzerland. The present monitoring program encompasses 102 sites, at which the levels of 9 pollutants (Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr, Co, Hg, F) are measured. In addition, the flux of pollutants from the air and inputs due to agricultural practice are determined at 37 of these sites. Initial results show that Pb, Cu and Cd are the main soil pollutants caused by human civilization. Twenty sites were resampled in 1990-91 and, contrary to what was expected, significant increases and decreases in the concentrations of various soil pollutants were recorded at some sites. Such results from the NABO monitoring program provide the basic data required for taking decisions relating to qualitative soil protection.

## AVANT-PROPOS

La protection des sols est une discipline relativement récente de la protection de l'environnement. A la fin des années 70, époque à laquelle les objectifs de la protection de l'eau étaient mis en application depuis bien longtemps déjà, la contamination des sols était pratiquement passée sous silence. Ce n'est qu'à la suite des débats sur les origines du "dépérissement des forêts" que la protection des sols devint un enjeu politique et fut intégrée à la Loi sur la protection de l'environnement en 1983.

De nombreux facteurs permettent d'expliquer cette prise de conscience tardive. D'une part, le sol exerce un effet tampon et réagit donc très lentement aux modifications et atteintes qui lui sont portées. D'autre part, les dégradations opérées dans le sol ne sont pas directement et immédiatement perceptibles, contrairement à l'eau et à l'air. Par ailleurs, la protection des sols ne connaît pas encore de véritable "lobby". L'agriculture, acteur principal, ne se contente pas d'être la victime des contaminations externes par les polluants (atmosphériques, par exemple), elle y participe activement.

Deux lignes directrices sous-tendent depuis toujours la protection des sols: diminuer les apports de polluants le plus rapidement possible et d'une manière globale, et mener parallèlement une politique intensive d'analyses et de recherches sur la contamination actuelle des sols.

Dans le cadre de l'Ordonnance sur les polluants du sol (1986), la FAC-Liebefeld se voit confier l'organisation d'un Réseau national d'observation des sols (NABO) chargé du suivi et du contrôle de la contamination "normale" des sols en des sites représentatifs. Ce réseau de mesures est complété par des analyses cantonales réalisées notamment dans des secteurs où la fertilité des sols est fortement menacée.

Le présent rapport se propose donc de dresser un bilan des résultats obtenus pendant la première période de mesures. Il contient de nombreuses conclusions sur la contamination actuelle des sols et constitue de ce fait un support intéressant pour l'observation future des sols en Suisse.

Nombre de personnes ont participé à l'élaboration de ce projet: nous tenons notamment à remercier les propriétaires et exploitants des sites du NABO, les services cantonaux de protection des sols, les collaboratrices et collaborateurs de la FAC et de l'OFEPF et tous ceux qui, par leurs renseignements et encouragements, ont contribué à la réalisation de cet ouvrage.

Liebefeld et Berne, mai 1993

Station fédérale de recherches  
en chimie agricole et sur l'hygiène de  
l'environnement

Le Directeur



Prof. J. von Ah

Office fédéral de  
l'environnement, des  
forêts et du paysage

Le Directeur Adjoint



B. Milani



---

## RESUME

### Principaux résultats du rapport:

1. Il ressort des analyses des neuf polluants observés que ce sont le plomb, le cuivre et le cadmium qui contribuent le plus, dans un ordre décroissant, à la contamination d'origine anthropique des sols.
2. Les valeurs indicatives fixées pour les teneurs totales sont souvent dépassées dans le cas du fluor; on relève également des dépassements naturels pour le nickel, le chrome et le cobalt sur une roche-mère basique. Par conséquent, les valeurs mesurées dépassant les valeurs indicatives ne renvoient pas toujours à des contaminations d'origine anthropique.
3. La période d'observation de 5 ans met en évidence des augmentations parfois considérables, mais également des baisses des teneurs en polluants inorganiques.

### Généralités

Depuis la révolution industrielle, la contamination des sols par les substances polluantes générées par les activités humaines n'a cessé d'augmenter. Dans la mesure où, à l'exception des roches sédimentaires, c'est dans le sol que le temps de séjour des substances est le plus long, on assiste à une accumulation de polluants susceptibles de porter atteinte à la fertilité des sols et d'être transmis dans la chaîne alimentaire. Il est, de ce fait, indispensable d'instaurer une observation périodique de la charge des sols en polluants.

L'**Ordonnance sur les polluants du sol (Osol 1986)** stipule également la création d'un **Réseau national d'observation des sols (NABO)** chargé du suivi à long terme des polluants. Le NABO est un "réseau de mesures de référence" destiné à mesurer sur des sites représentatifs la contamination actuelle des sols et à en suivre l'évolution.

Le NABO comprend à l'heure actuelle **102 sites d'observation** (p. 8, fig. 2-2.1): près de 50 % sont en milieu agricole, 30 % en milieu forestier et 20 % sont des sites de milieu ouvert proches de la nature (prairies alpestres et zones protégées). S'y ajoutent deux sites implantés dans des parcs, en milieu urbain.

Fin 1991, 16 cantons comptaient des **réseaux d'observation permanente** avec au total 1'037 sites en cours d'étude ou de création (p. 4, tableau 1.3-1). Pour des raisons de méthodes, ceux-ci ne sont pas toujours véritablement comparables au NABO. Il existe également en Europe des réseaux d'observation des sols, notamment dans quelques Länder d'Allemagne et d'Autriche, en France, aux Pays-Bas et dans certains pays d'Europe du nord.

La **procédure** adoptée est représentée par un organigramme (p. 12, fig. 2.1-1). Les **prélèvements d'échantillons** se sont déroulés de 1985 à 1991. Les échantillons ont été prélevés à 0-20 cm de profondeur sur des surfaces de référence de 10 x 10 m; pour les sols non labourés, on a procédé à des prélèvements supplémentaires à 0-5 cm. Cinq ans après la première campagne de prélèvements, 20 sites ont été échantillonnés une seconde fois. Les échantillons de fosses pédologiques traduisent l'évolution des teneurs en polluants en fonction de la profondeur du sol et permettent de distinguer les teneurs naturelles, c'est-à-dire dépendant de la composition des roches, des teneurs actuelles d'origine anthropique. Les échantillons sont archivés dans une **banque d'échantillons de sol**.

Le **programme des analyses** réalisées actuellement par le NABO porte sur les teneurs totales en plomb (Pb), cuivre (Cu), cadmium (Cd), zinc (Zn), nickel (Ni), chrome (Cr), cobalt (Co), mercure (Hg) et fluor (F). Ce programme prend pour référence les valeurs indicatives de l'Osol (1986), mais ne tient compte ni du molybdène ni du thallium, les possibilités de la reproductibilité des valeurs mesurées faisant défaut à l'heure actuelle. Les analyses portent également sur 9 caractéristiques pédologiques (pH, granulométrie, carbone organique, etc.) déterminantes pour l'interprétation des teneurs enregistrées. 1'350 échantillons ont été analysés.

Les indices de **qualité des analyses** sont compris entre 5 et 15 % pour les coefficients de variation de la répétabilité (même laboratoire) et entre 15 et 120 % pour la reproductibilité (différents laboratoires).

Les **données relatives aux sites** et les **données de laboratoire** figurent en annexe B. Une clé des sites (annexe C) permet d'analyser les résultats obtenus pour tous les sites à partir de 12 critères d'interprétation.

## Les teneurs en polluants

Le tableau 3.11-1, page 71, comprend les **teneurs fréquentes** relevées sur les 102 sites du NABO. Les dépassements dans les couches supérieures des **valeurs indicatives** stipulées par l'Osol (1986) sont, à l'exception du fluor, peu importants et s'élèvent à 4 pour le Pb, 6 pour le Cu, 4 pour le Cd, 5 pour le Ni, 1 pour le Cr et le Co et 52 pour le F (p. 72, tableau 3.11-2). Seul le cuivre présente des dépassements des valeurs indicatives clairement liés à l'exploitation des sols. On constate ainsi sur les 4 sites de vignobles des dépassements multiples de la valeur indicative fixée pour le Cu. Les autres dépassements s'expliquent souvent par la composition de la roche, comme en attestent les teneurs élevées enregistrées en sous-sol. Il est surprenant de constater que les teneurs relevées dans les échantillons moins profonds (0-5 cm), sur des sites non labourés, ne sont pas toutes supérieures aux teneurs des échantillons prélevés à 0-20 cm, même exprimées en volume (mg/l) (p. 76, fig. 3.11-4). Cela confirme le phénomène de transfert naturel dans le sol des apports de polluants d'origine anthropique. La **matrice de corrélation** (p. 77, tableau 3.11-3) représente les rapports linéaires entre les résultats obtenus en laboratoire. Ces corrélations sont, à l'exception du Ni et du Cr, très faibles.

Dans les couches supérieures, la **variabilité dans l'espace** des teneurs en polluants inorganiques est inférieure à 10 % sur les surfaces de 100 m<sup>2</sup>; elle atteint néanmoins souvent plus de 30 % sur des surfaces de 10'000 m<sup>2</sup> (p. 79, tableau 4.1-1). La variabilité latérale est, à l'exception des discontinuités lithologiques, largement déterminée par les phénomènes liés aux activités humaines, par les différents types d'occupation des sols et par les sources d'émission. On relève pour la variabilité verticale la prédominance d'influences naturelles provenant de différentes couches de roches et de transferts de substances dans le profil du sol.

Pour **évaluer les teneurs en polluants**, on se réfère dans un premier temps aux valeurs indicatives de l'Osol. Elles sont exprimées sous forme pondérale (mg/kg ou g/t) et ne concernent que les échantillons composés séchés à l'air prélevés dans les 20 cm supérieurs de sols minéraux caractérisés par des teneurs en humus allant jusqu'à 15 % (= 8.7 % de C org.). Les valeurs indicatives utilisées comme valeurs comparatives n'en restent pas moins insuffisantes dans la mesure où les échantillons de sols minéraux séchés à l'air présentent des écarts entre les réserves en eau pouvant aller jusqu'à 6 % et des densités apparentes caractérisées par un facteur de fluctuation de 2.5.

## Les contaminations d'origine anthropique

Trois procédés permettent de distinguer les charges des sols en polluants d'origine anthropique des charges d'origine naturelle:

Les **extractions sélectives** partent du principe que les polluants d'origine anthropique adhèrent moins dans les sols et que, par conséquent, ils sont plus solubles que les teneurs naturelles. On sait néanmoins par expérience que la puissance d'extraction de divers solvants est trop peu sélective pour distinguer clairement les teneurs naturelles des teneurs d'origine anthropique.

Les **comparaisons standard** utilisent des valeurs comparatives supposées ou mesurées. Il s'agit notamment des valeurs indicatives de l'Osol applicables à l'échelle nationale, mais également de teneurs dites "normales" ou fréquentes spécifiées selon les régions ou les facteurs observés (occupation des sols, composition de la roche, etc.). On compare souvent, sur le site même, les valeurs relevées en sous-sol aux valeurs des couches supérieures. Se posent alors deux questions fondamentales: les valeurs comparatives ne subissent-elles effectivement aucune influence anthropique et dans quelle mesure sont-elles comparables aux échantillons analysés?

Les **bilans de profils** sont des bilans de substances reconstitués à partir de profils de sol entiers. Ils permettent, contrairement aux autres procédés, de prendre en compte partiellement les phénomènes de transfert naturel de substances.

La précision de l'évaluation des charges en polluants d'origine anthropique dépend des valeurs comparatives choisies. Les valeurs les plus appropriées sont

les teneurs de base qui sont souvent dérivées de la roche-mère du site. Il n'en reste pas moins que les teneurs dites 'naturelles' reposent également sur des suppositions. Il semble donc impossible de déterminer avec une précision absolue les charges en polluants d'origine anthropique. On préférera donc aux procédés d'évaluation "exacts" des procédés "adéquats" étayés par des critères pédologiques.

## Les apports de polluants

Les polluants pénètrent dans les sols essentiellement par l'intermédiaire des produits auxiliaires agricoles (engrais et produits phytosanitaires) et, d'une manière diffuse, par les polluants atmosphériques.

Les **apports de polluants d'origine agricole** sont fonction des quantités épandues et des teneurs en polluants contenues dans les produits auxiliaires. On a enregistré les charges actuelles en polluants sur 37 parcelles du NABO. Elles peuvent varier considérablement d'un type d'exploitation à l'autre (ex.: cultures sans bétail, viticulture). De la même manière, les distorsions à l'intérieur d'un même type d'exploitation sont très importantes. La durée minimale nécessaire pour que les charges atteignent le niveau prescrit par les valeurs indicatives est, dans les cas extrêmes, de 14 ans pour le cuivre, 160 ans pour le chrome, 190 ans pour le zinc, 250 ans pour le fluor, 400 ans pour le cadmium et 850 ans pour le mercure, en faisant abstraction des teneurs de base (p. 104, fig. 6.1-4). En revanche, les apports de plomb, nickel et cobalt par les produits auxiliaires agricoles sont négligeables.

Les **apports atmosphériques** du plomb, cadmium et zinc ont été déterminés pour pratiquement tous les sites du NABO à partir de mesures effectuées sur les retombées de poussières atmosphériques (déposition) ou dans des mousses. En milieu rural, les apports sont en général moins importants qu'en milieu urbain (p.110, fig. 6.2-1). L'effet d'interception est faible au niveau des forêts de feuillus et en général dérisoire pour le plomb. A noter néanmoins que, dans les forêts de conifères, 70 % des apports totaux correspondent à la part de zinc interceptée.

Les **apports totaux** relevés sur les 37 parcelles agricoles observées permettent de distinguer souvent les principales sources d'émission de métaux lourds, en dépit d'importants écarts attribuables aux différents types d'occupation et d'exploitation des sols (p. 114, fig. 6-3.1). Dans le cas du cuivre et du zinc, la majorité des apports proviennent des produits auxiliaires agricoles, ce qui est moins évident pour le chrome et le mercure. Malgré une certaine généralisation de l'emploi de l'essence sans plomb, les apports de plomb sont encore essentiellement d'origine atmosphérique. Les principales voies d'apport du cadmium et du nickel sont souvent mal définies.

## Les variations temporelles des teneurs en polluants

20 sites agricoles ont fait l'objet d'une seconde campagne d'échantillonnage, cinq ans après la première série de prélèvements. On constate certes des augmentations (de 37 % au maximum), mais également des diminutions (de 23 % au maximum) des teneurs relevées dans les couches supérieures (p.126, fig. 7.3-1). 16 des 20 sites étudiés présentent des augmentations significatives des teneurs (p.130, tableau 7.3-2) qui sont dues à des apports d'origine anthropique, mais également à des accumulations résiduelles (conséquence d'un amenuisement de la couche d'humus par exemple). Ces baisses proviennent d'un phénomène de dilution dû à des brassages de terre (labours, activités des vers de terre, etc.) et à des transferts de polluants dans les sols.

## Conclusions et perspectives

Avec ses 102 sites d'observation permanente et les analyses de 9 polluants inorganiques, l'objectif du NABO est d'établir une première approche et interprétation de la **qualité des sols à l'échelle nationale**. Il est néanmoins impossible de porter un jugement à l'échelle régionale sur l'état actuel des sols en raison de l'importante variabilité spatiale des teneurs. Si l'on se réfère aux valeurs indicatives de l'Osol, peu de sites sont pollués. En revanche, il ressort des bilans de profils que tous les sols sont soumis à une contamination, plus ou moins importante, d'origine anthropique. L'essentiel de la charge actuelle en métaux lourds remonte à des périodes antérieures. Néanmoins, certains sites présentent encore des charges qui se solderont dans moins de 100 ans par une augmentation des teneurs égale à une fois les valeurs indicatives. La période d'observation de 5 ans a déjà permis de relever des modifications parfois considérables des teneurs dans les couches supérieures, souvent sans corrélation avec les apports enregistrés. Cela s'explique par des processus de mélange des sols d'origine anthropique, mais également naturelle.

L'observation de la charge des sols en polluants date de moins de 10 ans et n'est que dans une phase expérimentale. Partant des premiers résultats, le NABO se fixe les **objectifs** suivants:

- Poursuivre la seconde campagne de prélèvements afin d'enregistrer les modifications des teneurs en polluants opérées pendant cette période de 5 ans et de tenter de définir leurs origines.
- Evaluer les teneurs naturelles (géogènes) ainsi que leur répartition géographique.
- Intégrer au NABO des situations caractéristiques de sites critiques et sous-représentés en coordination avec d'autres programmes d'observation de l'environnement.

- Evaluer la contamination à l'échelle nationale par les principaux polluants, notamment le plomb (circulation routière) et le cuivre (produits phytosanitaires).
- Mesurer les flux effectifs de substances polluantes sur des parcelles agricoles représentatives en tenant compte des déplacements de substances dans les sols.
- Intégrer à l'observation permanente des sols des micro-polluants organiques (ex: PCB, PAH, dioxines et furanes) et des indicateurs biologiques (biomonitoring).
- Poursuivre les recherches sur les risques dus à la contamination des sols.

La fonction principale du NABO est d'assurer le suivi, dans l'espace et dans le temps, de la pollution des sols. L'élaboration de concepts et de méthodes plus développés doit permettre au NABO, partie intégrante d'une stratégie d'observation globale de l'environnement, de participer d'une manière (encore) plus active et plus constructive à l'évaluation et au dépistage précoce des risques pour l'environnement dus aux flux de substances polluantes.

## INDEX DES FIGURES

Page

Fig. 2.1-1:	Organigramme .....	12
Fig. 2.2-1:	Carte des sites du NABO .....	8
Fig. 2.4-1:	Schéma d'échantillonnage .....	14
Fig. 3.2-1:	Teneurs en Pb en mg/kg relevées dans les couches supérieures et en sous-sols .....	27
Fig. 3.2-2:	Teneurs en Pb relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et en mg/l .....	27
Fig. 3.2-3:	Teneurs en Pb exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm et à 0-20 cm .....	28
Fig. 3.2-4:	Teneurs en Pb exprimées en mg/kg et en mg/l relevées dans les couches supérieures et classées par types d'exploitation .....	29
Fig. 3.2-5:	Teneurs en Pb exprimées en mg/kg, relevées dans la couche su- périeure et en sous-sol et classées par catégories de roches ..	29
Fig. 3.3-1:	Teneurs en Cu en mg/kg relevées dans les couches supérieures et en sous-sols .....	32
Fig. 3.3-2:	Teneurs en Cu relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et en mg/l .....	32
Fig. 3.3-3:	Teneurs en Cu exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm et à 0-20 cm .....	33
Fig. 3.3-4:	Teneurs en Cu exprimées en mg/kg et en mg/l relevées dans les couches supérieures par types d'exploitation .....	34
Fig. 3.3-5:	Teneurs en Cu exprimées en mg/kg, relevées dans la couche su- périeure et en sous-sol et classées par catégories de roches ..	34
Fig. 3.4-1:	Teneurs en Cd en mg/kg relevées dans les couches supérieures et en sous-sols .....	37
Fig. 3.4-2:	Teneurs en Cd relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et en mg/l .....	37
Fig. 3.4-3:	Teneurs en Cd exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm et à 0-20 cm .....	38
Fig. 3.4-4:	Teneurs en Cd exprimées en mg/kg et en mg/l relevées dans les couches supérieures par types d'exploitation .....	39
Fig. 3.4-5:	Teneurs en Cd exprimées en mg/kg, relevées dans la couche su- périeure et en sous-sol et classées par catégories de roches ..	39
Fig. 3.5-1:	Teneurs en Zn en mg/kg relevées dans les couches supérieures et en sous-sols .....	42
Fig. 3.5-2:	Teneurs en Zn relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et en mg/l .....	42
Fig. 3.5-3:	Teneurs en Zn exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm et à 0-20 cm .....	43
Fig. 3.5-4:	Teneurs en Zn exprimées en mg/kg et en mg/l relevées dans les couches supérieures par types d'exploitation .....	44
Fig. 3.5-5:	Teneurs en Zn exprimées en mg/kg, relevées dans la couche su- périeure et en sous-sol et classées par catégories de roches ..	44
Fig. 3.6-1:	Teneurs en Ni en mg/kg relevées dans les couches supérieures et en sous-sols .....	47

Fig. 3.6-2:	Teneurs en Ni relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et en mg/l .....	47
Fig. 3.6-3:	Teneurs en Ni exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm et à 0-20 cm .....	48
Fig. 3.6-4:	Teneurs en Ni exprimées en mg/kg et en mg/l relevées dans les couches supérieures par types d'exploitation .....	49
Fig. 3.6-5:	Teneurs en Ni exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure et en sous-sol et classées par catégories de roches ..	49
Fig. 3.7-1:	Teneurs en Cr en mg/kg relevées dans les couches supérieures et en sous-sols .....	52
Fig. 3.7-2:	Teneurs en Cr relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et en mg/l .....	52
Fig. 3.7-3:	Teneurs en Cr exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm et à 0-20 cm .....	53
Fig. 3.7-4:	Teneurs en Cr exprimées en mg/kg et en mg/l relevées dans les couches supérieures par types d'exploitation .....	54
Fig. 3.7-5:	Teneurs en Cr exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure et en sous-sol et classées par catégories de roches ..	54
Fig. 3.8-1:	Teneurs en Co en mg/kg relevées dans les couches supérieures et en sous-sols .....	57
Fig. 3.8-2:	Teneurs en Co relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et en mg/l .....	57
Fig. 3.8-3:	Teneurs en Co exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm et à 0-20 cm .....	58
Fig. 3.8-4:	Teneurs en Co exprimées en mg/kg et en mg/l relevées dans les couches supérieures par types d'exploitation .....	59
Fig. 3.8-5:	Teneurs en Co exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure et en sous-sol et classées par catégories de roches ..	59
Fig. 3.9-1:	Teneurs en Hg en mg/kg relevées dans les couches supérieures et en sous-sols .....	62
Fig. 3.9-2:	Teneurs en Hg relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et en mg/l .....	62
Fig. 3.9-3:	Teneurs en Hg exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm et à 0-20 cm .....	63
Fig. 3.9-4:	Teneurs en Hg exprimées en mg/kg et en mg/l relevées dans les couches supérieures par types d'exploitation .....	64
Fig. 3.9-5:	Teneurs en Hg exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure et en sous-sol et classées par catégories de roches ..	64
Fig. 3.10-1:	Teneurs en F en mg/kg relevées dans les couches supérieures et en sous-sols .....	67
Fig. 3.10-2:	Teneurs en F relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et en mg/l .....	67
Fig. 3.10-3:	Teneurs en F exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm et à 0-20 cm .....	68

	Page
Fig. 3.10-4: Teneurs en F exprimées en mg/kg et en mg/l relevées dans les couches supérieures par types d'exploitation .....	69
Fig. 3.10-5: Teneurs en Hg exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure et en sous-sol et classées par catégories de roches ..	69
Fig. 3.11-1: Teneur en humus dans les couches supérieures .....	73
Fig. 3.11-2: Rapport entre la densité apparente et la teneur en humus dans les couches supérieures .....	73
Fig. 3.11-3: Densité apparente dans les couches supérieures .....	74
Fig. 3.11-4: Comparaison des teneurs en polluants relevées à 0-5 cm et 0-20 cm, exprimées en volume .....	76
Fig. 3.11-5: Rapport entre la réserve en eau et la teneur en humus dans des échantillons de sols séchés à 40 °C .....	78
Fig. 4.1-1: Teneurs en polluants relevées sur les sites de Langenthal (BE)	81
Fig. 4.1-2: Teneurs en polluants relevées sur les sites de Dällikon (ZH) ..	82
Fig. 4.1-3: Teneurs en polluants relevées sur les sites d'Oensingen (SO) ..	84
Fig. 4.1-4: Teneurs en polluants relevées sur les sites d'Etoy (VD) .....	85
Fig. 4.2-1: Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 24 .....	87
Fig. 4.2-2: Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 30 .....	87
Fig. 4.2-3: Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 47 .....	89
Fig. 4.2-4: Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 85 .....	89
Fig. 4.2-5: Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 89 .....	90
Fig. 4.2-6: Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 93 .....	90
Fig. 6.1-1: Teneurs en métaux lourds relevées dans du lisier complet de bovins et de porcs .....	100
Fig. 6.1-2: Teneurs en métaux lourds relevées dans des engrais minéraux .....	101
Fig. 6.1-3: Niveaux d'amendement des exploitations du NABO .....	102-103
Fig. 6.1-4: Durée nécessaire pour atteindre une charge en polluants d'origine agricole égale aux doses mentionnées par les valeurs indicatives de l'Osol .....	104
Fig. 6.1-5: Apports de métaux lourds d'origine agricole selon les types d'exploitation .....	105
Fig. 6.2-1: Dépôts atmosphériques de métaux lourds relevés sur des sites en milieu ouvert .....	110
Fig. 6.2-2: Dépôts atmosphériques et interception de métaux lourds sur des sites forestiers .....	112
Fig. 6.3-1: Apports de métaux lourds sur des parcelles agricoles .....	114-116
Fig. 7.2-1: Détermination des fréquences d'échantillonnage .....	123
Fig. 7.3-1: Modification, 5 ans après, des teneurs en polluants enregistrées sur 20 sites .....	124



## INDEX DES TABLEAUX

Page

Tab. 1.3-1: Etat d'avancement et comparaison des réseaux cantonaux d'observation des sols, fin 1991 .....	4
Tab. 2.2-1: Localisation des sites compris dans le concept cadre et effectivement déterminés .....	10-11
Tab. 2.6-1: Extractions et méthodes de mesure avec mention des limites de détermination et des valeurs indicatives Osol .....	19
Tab. 2.6-2: Résultats de la répétabilité .....	19
Tab. 2.6-3: Résultats de la reproductibilité .....	20
Tab. 2.6.4: Reproductibilité au niveau des valeurs indicatives Osol .....	21
Tab. 2.6.5: Estimation de la justesse partant de valeurs de consigne .....	21
Tab. 3.2-1: Compilation des teneurs en Pb exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative .....	30
Tab. 3.2-2: Corrélation des teneurs en Pb avec différentes caractéristiques pédologiques .....	30
Tab. 3.3-1: Compilation des teneurs en Cu exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative .....	35
Tab. 3.3-2: Corrélation des teneurs en Cu avec différentes caractéristiques pédologiques .....	35
Tab. 3.4-1: Compilation des teneurs en Cd exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative .....	40
Tab. 3.4-2: Corrélation des teneurs en Cd avec différentes caractéristiques pédologiques .....	40
Tab. 3.5-1: Compilation des teneurs en Zn exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative .....	45
Tab. 3.5-2: Corrélation des teneurs en Zn avec différentes caractéristiques pédologiques .....	45
Tab. 3.6-1: Compilation des teneurs en Ni exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative .....	50
Tab. 3.6-2: Corrélation des teneurs en Ni avec différentes caractéristiques pédologiques .....	50
Tab. 3.7-1: Compilation des teneurs en Cr exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative .....	55
Tab. 3.7-2: Corrélation des teneurs en Cr avec différentes caractéristiques pédologiques .....	55
Tab. 3.8-1: Compilation des teneurs en Co exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative .....	60
Tab. 3.8-2: Corrélation des teneurs en Co avec différentes caractéristiques pédologiques .....	60
Tab. 3.9-1: Compilation des teneurs en Hg exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative .....	65
Tab. 3.9-2: Corrélation des teneurs en Hg avec différentes caractéristiques pédologiques .....	65
Tab. 3.10-1: Compilation des teneurs en F exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative .....	70

---

Tab. 3.10-2: Corrélation des teneurs en F avec différentes caractéristiques pédologiques .....	70
Tab. 3.11-1: Teneurs fréquentes en métaux lourds et en fluor .....	71
Tab. 3.11-2: Compilation des dépassements des valeurs indicatives .....	71
Tab. 3.11-3: Matrice de corrélation de tous les échantillons .....	77
Tab. 4.1-1: Coefficients de variation des teneurs en métaux lourds pour trois surfaces cultivées de différentes superficies .....	79
Tab. 4.1-2: Coefficients de variation des teneurs en métaux lourds, sur une surface de 100 m <sup>2</sup> , en trois sites différents .....	80
Tab. 5.2-1: Estimation selon différents procédés de comparaison standard de la charge d'origine anthropique en Pb, Cu et Zn relevée sur le site en milieu ouvert n°30 .....	93
Tab. 5.2-2: Estimation de la charge d'origine anthropique relevée sur le site en milieu ouvert n°30, à partir du bilan du profil (selon RUPPERT 1991) .....	94
Tab. 5.2-3: Estimation selon différents procédés de comparaison standard de la charge d'origine anthropique en Pb, Cu et Zn relevée sur le site forestier n°47 .....	96
Tab. 5.2-4: Estimation de la charge d'origine anthropique relevée sur le site forestier n°47, à partir du bilan du profil (selon RUPPERT 1991) .....	97
Tab. 6.2-1: Facteurs d'interception utilisés sur sites forestiers pour comparaison avec les sites en milieu ouvert .....	111
Tab. 7.1-1: Résultats des analyses rétrospectives effectuées sur les variations temporelles des teneurs du sol en métaux lourds .....	120-121
Tab. 7.3-1: Modification, 5 ans après, des teneurs en polluants des échantillons de la première campagne d'échantillonnage .....	124
Tab. 7.3-2: Augmentation ou diminution, après 5 ans, des teneurs en polluants enregistrées sur 20 sites du NABO .....	130

---

**ABREVIATIONS ET SYMBOLES**

%G	pour cent en poids
%V	pour cent en volume
A (horizon)	cf. annexe A
AAS	spectrométrie d'absorption atomique
Al	aluminium
ANETZ	Réseau automatique de mesures de l'ISM
As	arsenic
B (horizon)	cf. annexe A
BC (horizon)	cf. annexe A
BCc (horizon)	cf. annexe A
C (horizon)	cf. annexe A
C	carbone
C. org.	carbone organique
CaCl <sub>2</sub>	chlorure de calcium
CaCO <sub>3</sub>	carbone de calcium
Cd	cadmium
CEC eff.	capacité d'échange cationique effective
CEC pot.	capacité d'échange cationique potentielle
Co	cobalt
CO <sub>2</sub>	dioxyde de carbone
Cr	chrome
Cu	cuiivre
CV ou VK	coefficient de variation
DDT	dichlorodiphényltrichloréthane
DS	densité sèche
dt	décitonne (100 kg)
E (horizon)	cf. annexe A
EPFL	Ecole polytechnique fédérale, Lausanne
F	fluor
FAC	Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement
FAT	Station fédérale de recherches d'économie d'entreprise et de génie rural
Fe	fer
FNP	Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage
H (horizon)	cf. annexe A
H <sub>2</sub> O	eau
HCB	hexachlorobenzène
Hg	mercure
HNO <sub>3</sub>	acide nitrique
IFN	Inventaire forestier national
ISM	Institut suisse de météorologie
K <sub>2</sub> O	oxyde de potassium

---

KABO	Réseau cantonal d'observation des sols
LPE	Loi sur la protection de l'environnement
m	moyenne
M	médiane
M	mol
mmol/z.	millimol divisé par la valence électrochimique; remplace le mval, unité qui n'est plus autorisée
Mn	manganèse
Mo	molybdène
MS	matière sèche
n	nombre (nombre d'échantillons)
N	azote
Na	sodium
NABEL	Réseau national d'observation des polluants atmosphériques
NABO	Réseau national d'observation des sols
NaOH	hydroxyde de sodium
NH <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>	chlorure d'ammonium
Ni	nickel
OFEFP	Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage
Osol	Ordonnance sur les polluants du sol
PNR 14+	Programme national de recherches sur la pollution de l'air et les dégâts causés aux forêts en Suisse
P	phosphore
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	anhydre phosphoreux
PAH	hydrocarbures aromatiques polycycliques
Pb	plomb
PCB	biphényles polychlorés
PPE	place de porcs à l'engrais
r	coefficient de corrélation
RAC	Station fédérale de recherches agronomiques de Changins
Resub	Der Regionale Stoffhaushalt im unteren Bünztal (cf. annexe F, B. von Steiger)
s	écart standard
SM	métal lourd
Tl	thallium
UIOM	Usine d'incinération des ordures ménagères
V	vanadium
VI	valeur indicative
VK ou CV	coefficient de variation
Zn	zinc

# 1 INTRODUCTION

## 1.1 Présentation

Depuis la révolution industrielle des XVIIIe et XIXe siècles, la contamination des sols par les substances polluantes générées par les activités humaines n'a cessé d'augmenter. Par ailleurs, le temps de séjour des polluants dans le cycle biologiquement actif des substances est nettement plus long dans les sols que dans les cours d'eau, l'air et les organismes vivants. Un sol contaminé par des polluants non dégradables, ou qui ne le sont que très lentement, n'a pratiquement aucune chance de retrouver sa fertilité initiale. Il est donc indispensable d'instaurer une observation permanente de la charge des sols en substances polluantes.

Comme pour les nutriments, le sol constitue pour les polluants un réservoir qui les transmet, selon sa capacité de fixation, dans la chaîne alimentaire sous forme de traces plus ou moins importantes. Ces déséquilibres et excédents de substances provoquent des dysfonctionnements du métabolisme les plus divers relevés dans les micro-organismes, les végétaux, les animaux et les individus.

Les polluants pénètrent dans les sols d'une manière diffuse, par les dépôts de polluants atmosphériques provenant de diverses sources d'émission et d'une manière ciblée, par les épandages et amendements mis en pratique par l'agriculture.

Le "dépérissement" des forêts annoncé au début des années 80 comme le corrélatif supposé de la pollution atmosphérique, a permis de constater que les polluants entraînent non seulement la "mort des forêts", mais également la dégradation des sols. Dès 1983, l'OFEFP formulait, conjointement avec le FNP et la FAC, l'idée d'une observation à long terme de la charge des sols en polluants. Les premiers travaux de mise en oeuvre du NABO débutèrent à la FAC au milieu de l'année 1984. Ce n'est qu'ultérieurement que la FAC fut officiellement chargée de cette mission dans le cadre de la Loi sur la protection de l'environnement (LPE 1983), conformément à l'Ordonnance sur les polluants du sol (Osol 1986).

## 1.2 Mandat et objectifs

Le mandat confié à la station de recherches est formulé comme suit à l'article 3 de l'Osol (Osol, 1986):

<sup>1</sup> La Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement gère un réseau national de mesures pour l'observation de la charge du sol en polluants.

<sup>2</sup> La station de recherches fixe les emplacements où sont prélevés les échantillons ainsi que le programme d'analyses avec l'assentiment de l'OFEFP et après

consultation des autres services fédéraux intéressés et des cantons concernés. La station de recherches décide des méthodes d'analyses avec l'assentiment de l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage et les stations fédérales de recherches agronomiques de Changins, Reckenholz et Wädenswil.

- <sup>3</sup> La FAC et l'OFEFP interprètent et publient les résultats des analyses. Ils en informent simultanément les services fédéraux intéressés et les cantons concernés.

Le programme d'observation repose actuellement sur les 102 sites qui servent de support au prélèvement d'échantillons de sol. Le programme d'analyses comprend en principe les 11 éléments pour lesquels l'Osol a fixé des valeurs indicatives. Pour des raisons de reproductibilité analytique et de possibilités de détection (chap. 2.6.2), le programme se limite dans un premier temps à l'analyse des "teneurs totales" en 9 éléments Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr, Co, Hg et F. Différents paramètres pédologiques: pH, teneur en calcaire, carbone organique, granulométrie (argile, limon, sable), oxydes de fer et d'aluminium, capacité d'échange cationique (CEC), phosphate et densité apparente de la terre fine ont été déterminés afin de caractériser les sites et de permettre l'interprétation des résultats. Il a été décidé d'effectuer des prélèvements tous les 5 ans. Le présent rapport comprend également les résultats de 20 sites compris dans la seconde campagne de prélèvements. Tous les échantillons sont archivés, y compris les échantillons permettant d'analyser les polluants organiques.

Les recherches effectuées dans le cadre du NABO tendent vers deux objectifs principaux:

- 1) Enregistrer et évaluer la contamination actuelle des sols qui se trouvent en dehors de la zone d'influence directe de sources d'émission spécifiques telles qu'usines d'incinération des ordures ménagères, axes routiers, etc.
- 2) Instaurer un suivi de l'évolution future de la pollution des sols.

Le NABO doit donc constituer un réseau de mesures de référence, chargé d'élaborer une première analyse et interprétation des immissions conformément aux concepts et méthodes énoncés au chapitre 2. La clé des sites (annexe C) permet d'utiliser les différents sites du NABO (annexe B) comme instrument de référence ou de comparaison pour d'autres analyses de même type.

### 1.3 Etat des connaissances

A l'époque de l'instauration du NABO, il n'existait pas encore de réseaux d'observation permanente des sols. Le NABO faisait donc figure de "pionnier" en la matière, à l'échelle internationale également.

#### 1.3.1 Etat des connaissances en Suisse

Le rapport rédigé par K. MEYER (1991) dans le cadre du Programme national de recherche sol 22 "Utilisation du sol en Suisse" fournit à l'heure actuelle le meilleur aperçu et les informations les plus complètes sur les analyses de la pollution des sols en Suisse jusqu'au début 1990. Une enquête d'envergure nationale avait déjà eu lieu au début du même programme (SCHNEIDER et al. 1984). Celle-ci ne contenait néanmoins que des résultats d'analyses effectuées une seule fois. D'un point de vue historique, c'est dans le canton de Genève que furent effectuées les premières analyses à grande échelle (SCHMIDT et al. 1980). C'est à partir des résultats obtenus pour 35 sites faiblement contaminés que HÄNI et al. (1981) ont déduit les premières teneurs fréquentes en Cu, Pb, Ni et Zn. Pour le canton de Zurich, nous disposons d'une analyse effectuée sur un quadrillage de 2 x 2 km (AGW 1989).

Depuis, de nombreux réseaux cantonaux d'observation des sols (KABO) ont été constitués ou sont déjà dans leur première phase d'évaluation. Le tableau 1.3-1 illustre l'état d'avancement des différents réseaux cantonaux et établit une comparaison entre eux. Toute comparaison s'effectue en référence au NABO et en conformité avec les "Directives pour le prélèvement d'échantillons de sols et l'analyse de substances polluantes" (OFEFP/FAC 1987).

Fin 1991, la Confédération et les cantons avaient défini 1'139 sites d'observation permanente des sols en Suisse.

Dans le cadre de l'Inventaire forestier national (IFN), l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (FNP) a procédé au prélèvement en forêt de quelque 10'000 échantillons de sol de couche supérieure sur un quadrillage de 1 x 1 km. Ces échantillons ont tous été prélevés pendant la première période de référence comprise entre 1982 et 1986, puis archivés. L'interprétation des teneurs en polluants a été interrompue dans la mesure où les teneurs d'origine anthropique ne peuvent pas être distinguées des teneurs d'origine naturelle uniquement à partir d'échantillons prélevés dans la couche supérieure. En vue de la seconde campagne de prélèvements de l'IFN prévue pour 1993, une expérience pilote a porté sur l'échantillonnage de 100 sites forestiers sur l'ensemble du profil pédologique afin de déterminer les teneurs relevées pour 16-20 éléments à partir de trois extractions différentes (publication du FNP en préparation). L'inventaire suisse des sols forestiers rattaché à l'IFN devrait finalement comprendre environ 700 à 1400 surfaces d'échantillonnage.

Tab. 1.3-1 : Etat d'avancement et comparaison des réseaux cantonaux d'observation des sols, fin 1991

Canton	Remarques	Sites 1)											Total	
		Champs / prairie art.	Prairie natur.	Prairie alpest.	Forêts	Nature 2)	Arboricult. fruitière	Culture maraich.	Viti-culture	Jardins 3)	Espaces verts 4)	SI 5)		Divers
AG		14 [16]	3 [3]		53 [53]			3 [3]	1 [1]					74 [76]
AI	9)		18 [25]		2 [4]							2 [4]	2 [3]	24 [36]
AR	11)													
BL	12)													
BS	13), 14)	2	7							8		5		22 [22]
BE	18)	19)	19)	19)	19)					19)	19)	19)		
FR	21)	142	61	43				1	3					250 [250]
GE	23)	66	11	3	9	1	1	2	9					102
GL	25)													
GR			13 [15]	11 [15]	11 [15]				[1]					35 [50]
JU	26)													
LU		13	9	3	18	27), 3		2	2					50
NE	23), 29)	10			2	15				1		30), 16	1	45 [60]
NW	11)													
OW			5		2									7
SG			11	3	8	1					2			25 [25]
SH		6	4		5		1		3					19
SO	34)	19)	19)	19)	19)	19)	19)			19)	19)	19)		
SZ		4 [8]	8 [16]	1 [5]	6 [10]	[4]	[3]	[2]	2 [2]		19)	19)		21 [50]
TI	35), 36)	52	28	14	30	4	2	20	13	7	1	3	8	192
TG	11)													[19]
UR	12)													
VD	25)													
VS	14)		46 [46]	15 [15]	22 [22]		23 [23]	39 [39]	21 [21]					166 [166]
ZG		[4]	[7]		[2]	27), [3]	[2]							
ZH	38), 39)	5	4		6									15
Total		314	228	93	174	24	29	67	53	15	3	26	11	1037

- Légendes :
- 1) nombre de sites déterminés et échantillonnés, entre [ ] sites prévus
  - 2) zones protégées
  - 3) jardins privatifs et potagers
  - 4) espaces verts (parcs et terrains de sport)
  - 5) espaces verts dans agglomérations ou zones industrielles
  - 6) y compris couche d'humus dans les échantillons de la couche supérieure
  - 7) échantillons par horizon
  - 8) détermination de la densité apparente
  - 9) autres sites = parcelles fertilisées avec des boues d'épuration
  - 10) détermination des teneurs totales, éléments non précisés
  - 11) KABO en préparation
  - 12) KABO prévu mais pas encore opérationnel
  - 13) 7 nouveaux sites d'observation des eaux souterraines
  - 14) relevé à partir des coordonnées
  - 15) parcelles entières
  - 16) avec plus de 15 % d'humus
  - 17) pour 7 sites : PAH, PCB, HCB, DDT et métabolites, N-herbicides, phtalates
  - 18) concept en cours d'élaboration, les "sites divers" concernent des surfaces proches du milieu naturel devant être échantillonnées
  - 19) nombre exact pas encore connu
  - 20) pas encore connu

Echantillonnage				Analyses														Cant.	
Surface (m2)	Couche d'hum. 6)	Echantil- lon 7)	Densité app. 8)	Fréquence (ans)	x = teneur totale, (x) = teneur soluble														
					Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Mo	Ni	Zn	Hg	Tl	F	V	Organique		
100	oui	oui	oui	de 5 à 10	x (x)	x (x)	x	x	x (x)		x (x)	x (x)	x		x (x)		non	AG	
100	oui	oui	oui		10)	10)	10)	10)	10)	10)	10)	10)	10)	10)	10)	10)	non	AI	
																		AR	
																		BL	
15)	oui	oui	oui 16)	> 10	x (x)	x (x)	x	x	x (x)		x (x)	x (x)	x	x	x (x)		oui 17)	BS	
100	oui	oui	20)	10	x (x)	x (x)	x	x	x (x)	x	x (x)	x (x)	x				20)	BE	
100	non	oui 22)	non	5	x	x	x	x	x		x	x					non	FR	
1	oui	oui 24)	non	5	x	x	x		x		x	x					non	GE	
																		GL	
100	oui	oui	oui	5	x (x)	x (x)	x	x	x (x)	x	x (x)	x (x)	x	x	x (x)	x	non	GR	
																		JU	
100	oui	non	non	20)	x (x)	x (x)	x		x (x)		x (x)	x (x)	28)				non	LU	
100	non	oui		5	x	x	x		x		x	x					non	NE	
																		NW	
10	oui	non	non	5	(x)	(x)			(x)			(x)					non	OW	
100	non	oui	oui	31), 5/10	32)	32)	32)	32)	32)	32)	32)	32)	32)	32)	32)		non	SG	
100	oui	oui 33)	non	de 7 à 10	x (x)	x (x)	x	x	x (x)	x	x (x)	x (x)	x				non	SH	
			oui		20)	20)	20)	20)	20)	20)	20)	20)	20)	20)	20)	20)	20)	non	SO
10	non	non		de 5 à 10	x (x)	x (x)	x (x)	x (x)	x (x)		x (x)	x (x)					non	SZ	
100	non	oui 37)	oui	20)	x (x)	x (x)	x	x	x (x)	x	x (x)	x (x)	x	x	x (x)		non	TI	
				de 5 à 10														TG	
																		UR	
																		VD	
100	oui	non	non	de 5 à 7	x (x)	x (x)	x	x	x (x)	x	x (x)	x (x)	x	x	x (x)		non	VS	
100		oui	20)	20)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			20)	ZG	
40)		oui	oui	20)	41)	41)	41)	41)	41)	41)	41)	41)	41)	41)	41)		oui	ZH	

- Légendes :
- (suite)
- 21) prélèvement sur un quadrillage de 2 km
  - 22) profondeurs fixes, 30-60, 60-90cm
  - 23) type de prélèvement = échantillons simples
  - 24) profondeurs fixes, 20-40, 40-60, 60-80cm
  - 25) pas de KABO en prévision, uniquement des mesures relevées individuellement sur des sites contaminés
  - 26) pas de KABO en prévision
  - 27) sites de marécages
  - 28) uniquement pour sites près d'une UIOM, teneur totale en mercure (Hg)
  - 29) choix de sites au hasard
  - 30) le long de routes et d'autoroutes
  - 31) surface d'observation permanente pendant 5 ans, fosses pédologiques pendant 10 ans
  - 32) teneurs totales : en 1989 tous les éléments cités dans l'Osol, en 1991 Pb, Cd Cr, Co, Cu, Ni, Hg, Zn, teneurs solubles : en 1989 tous les éléments cités dans l'Osol, en 1991 Cd Cu, Zn
  - 33) profondeurs fixes : couche supérieure = 0-20cm, sous-sol = 60-80cm
  - 34) concept réalisable à compter de 1992/93
  - 35) choix des sites: le long de tranchées ou répartition ciblée
  - 36) divers sites = friche, décharges, déchets de longue date, surfaces recultivées
  - 37) profondeurs fixes : sous-sol = 60-90cm
  - 38) prélèvement des échantillons sur les surfaces d'observation, par horizon
  - 39) relevé avec théodolite
  - 40) surface d'observation variable
  - 41) détermination des teneurs totales et solubles, les éléments ne sont pas indiqués

### 1.3.2 Etat des connaissances à l'étranger

Cette présentation des réseaux d'observation des sols existant à l'étranger ne prétend pas être exhaustive. Par ailleurs, les objectifs poursuivis sont souvent différents de ceux du NABO. Dans de nombreux pays, les réseaux (lorsqu'ils existent) portent uniquement sur de petites unités géographiques correspondant aux circonscriptions administratives desdits pays (Länder, provinces, départements, etc.) et mettent en oeuvre différentes méthodes d'investigation. Cet aperçu se limite à l'Europe et est essentiellement consacré aux pays frontaliers avec la Suisse.

En **Allemagne**, plusieurs réseaux d'observation à long terme ont été créés, depuis le milieu des années 80, dans différents Länder (p. ex. Bavière, Bade-Wurtemberg, Basse-Saxe, Rhénanie-Palatinat, Hesse). Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse étant différentes, les résultats obtenus ne sont souvent pas comparables. La création d'un groupe de travail national "surfaces d'observation permanente des sols" et la publication d'un concept cadre (SAG 1991) doivent permettre d'instaurer une harmonisation.

Le Land de **Bade-Wurtemberg** a publié un rapport (LfU Baden-Württemberg 1988) contenant les résultats relatifs à 154 sites. Le programme d'analyse porte sur des caractéristiques pédologiques physiques et chimiques, 9 métaux lourds (extraction à l'eau régale), 6 groupes de polluants organiques, des radionucléides et des paramètres biologiques.

La **Bavière** dispose d'un réseau de 237 surfaces d'observation permanente réparties entre trois organismes. Les analyses ont pour objet l'étude des caractéristiques pédologiques, des métaux lourds (extraction à l'eau régale et extraction totale), des polluants organiques et des radionucléides. Un rapport est consacré aux résultats obtenus sur 132 sites agricoles pendant la période d'observation comprise entre 1985 et 1988 (LBP 1989). La procédure de sélection des sites, les installations, l'échantillonnage et les analyses sont consignés dans un formulaire à part (StMLU 1990).

En **Autriche**, tous les Länder, à l'exception du Burgenland et de Kärnten, procèdent à des inventaires de l'état des sols. Des résultats ont déjà été publiés pour le Vorarlberg (HUSZ 1987) et le Tyrol (ATL 1989). Les inventaires sont pour la plupart effectués conformément aux instructions méthodiques développées par BLUM et al. (1989).

Le **Vorarlberg**, en tant que premier Land disposant d'un inventaire de l'état des sols effectué en 1986 (HUSZ 1987), constitue une exception, du point de vue méthodique également. L'inventaire comprend 435 sites sur lesquels les échantillonnages ont été effectués, selon le type de paysage, à partir d'un quadrillage de 4x4 km ou 1x1 km. 13 métaux lourds (extraction à l'eau régale, etc.) et de nombreuses caractéristiques pédologiques ont fait l'objet des analyses.

Au **Liechtenstein**, les analyses ont porté sur 83 sites et ont été effectuées selon la méthode employée dans le Vorarlberg (HUSZ 1987a).

A ce jour, l'**Italie** ne dispose d'aucun réseau d'observation de la charge des sols en polluants, tant à l'échelle nationale qu'au niveau des provinces.

En **France**, le Ministère de l'Environnement a chargé en 1984 plusieurs instituts de recherche publics de constituer un réseau national d'observation permanente, l'Observatoire de la qualité des sols. Ce réseau doit comprendre une centaine de sites couvrant des surfaces d'observation d'une superficie d'environ un hectare. Les mesures doivent être effectuées tous les 5 ans (MARTIN 1989). Les analyses portent sur 7 métaux lourds, des radionucléides et 11 caractéristiques pédologiques. Jusqu'au début 1991, 12 sites ont été analysés.

En **Europe**, seules les forêts font l'objet d'un programme international d'observation permanente, programme devant inclure également des analyses des polluants dans les sols (Int. Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution on Forests in the ECE Region). Le réseau d'observation établi sur un quadrillage de 16x16 km et parfois 4x4 km comprenait en 1989 26 pays, dont la Suisse et quelques pays d'Europe de l'Est.

Dans le **sud de l'Europe**, on ne recense en 1992 aucun réseau permanent d'observation systématique des sols, en dehors des forêts.

Pour l'**Europe centrale**, nous citerons les Pays-Bas. De nombreuses analyses y ont été effectuées, mais elles n'ont jusqu'ici pas permis de déceler la présence de contamination par les polluants. C'est la raison pour laquelle l'Institut national pour la santé publique et la protection de l'environnement (RIVM, Bilthoven) a instauré depuis 1986 une quarantaine de surfaces d'observation permanente en coordination avec le suivi de la qualité de l'air et des cours d'eau.

En **Europe occidentale**, l'Angleterre et le Pays de Galles font état, depuis 1981, de données sur les teneurs en métaux lourds relevées sur un quadrillage de 5x5 km (McGRAPH et al. 1985). Il est impossible de dire si les analyses ont été reproduites.

En **Europe de l'est**, il existe de nombreuses analyses effectuées sur des sols fortement contaminés. Seuls des projets de création en Tchécoslovaquie d'un réseau d'observation permanente de 290 sites sont connus (état: juin 1992).

En **Europe du nord**, une vingtaine de surfaces proches du milieu naturel font l'objet d'observations intégrées conformes à des directives communes (NORDIC COUNCIL OF MINISTERS 1989).

## 2 CONCEPT ET METHODES

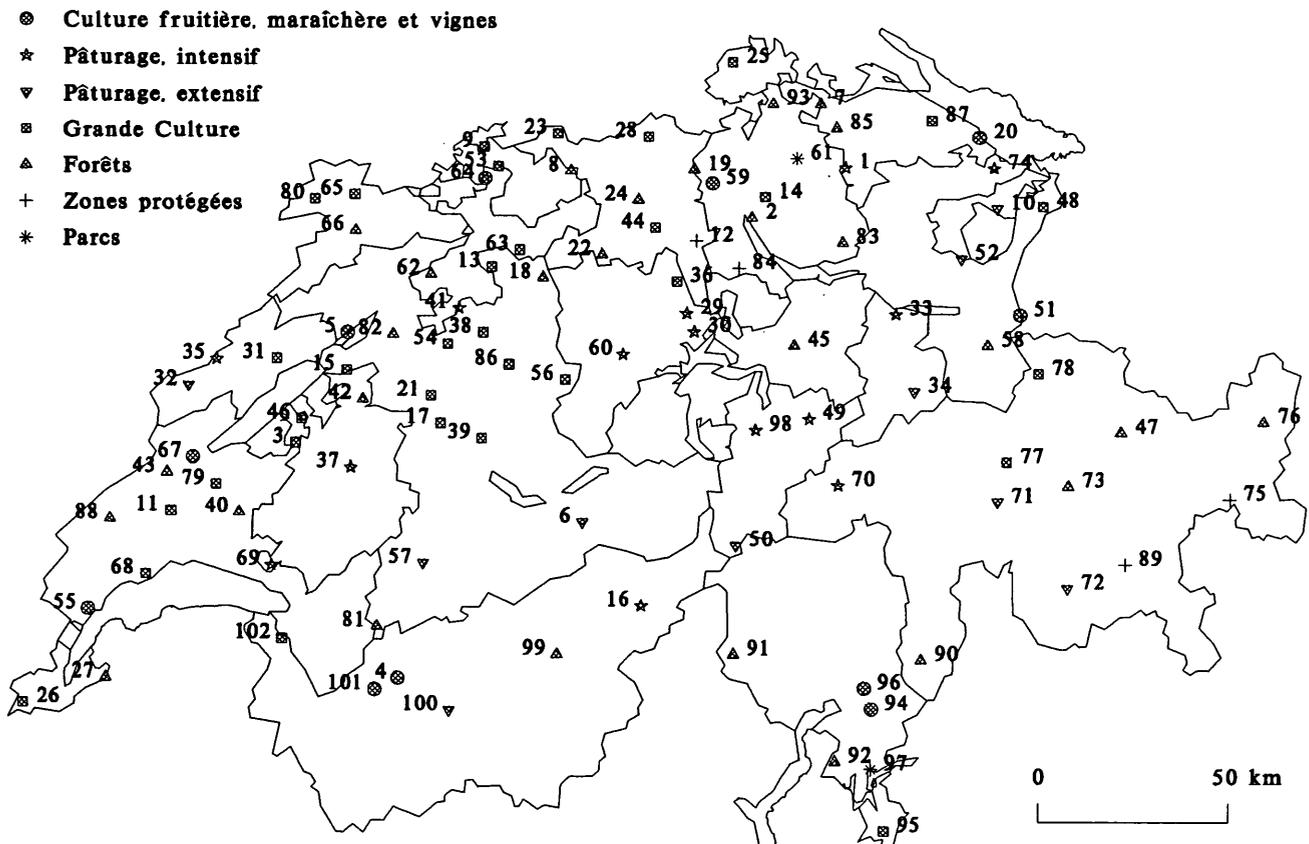
### 2.1 Concept général et organigramme

Pour connaître le concept général sur lequel repose le réseau d'observation, le lecteur se référera à l'organigramme, figure 2.1-1. Le concept mis en oeuvre commence par la sélection des sites d'observation et se termine par l'interprétation des données. L'interprétation a des répercussions sur la répétition éventuelle des mesures, les améliorations apportées aux méthodes mises en oeuvre et la sélection de nouveaux sites. Les différents domaines de travail seront décrits ultérieurement.

### 2.2 Sélection des sites

La figure 2.2-1 représente l'emplacement des 102 sites du NABO.

Fig. 2.2-1: Carte des sites du NABO



Les sites ont été rigoureusement sélectionnés en fonction de plusieurs conditions présentées ci-après:

- définition d'une centaine de sites d'observation permanente.
- Perspective, mais pas garantie, de la pérennité des sites.
- Répartition géographique la plus régulière possible.
- Près de 50 % des sites devaient se trouver dans des secteurs agricoles représentatifs des différents types et intensités d'exploitation, et 30 % sous forêts. Les 20 % restants devaient être attribués aux surfaces ouvertes proches du milieu naturel, pâturages, zones protégées. Deux sites ont été implantés dans des parcs en zone urbaine. L'objectif était de sélectionner des emplacements caractérisés par une végétation, une occupation et une exploitation des sols représentatives et typiques du lieu.
- Prise en compte des différences de climat et de qualité de l'air.
- Prise en compte des caractéristiques pédologiques et des différents types de sols.
- Instauration d'une coordination des sites avec d'autres programmes d'observation de l'environnement, notamment dans les domaines de l'hygiène de l'air (NABEL) et de la recherche sur les dégâts causés aux forêts (PNR 14<sup>t</sup>) (cf. annexe D).

Ces conditions générales ont permis d'élaborer des critères de définition des sites qui ont conduit à un concept de répartition (tableau 2.2-1).

La carte des sols au 1/500'000 (ATLAS DE LA SUISSE, 1984, planche 7a) a servi de référence cartographique. Y sont représentés les pourcentages du territoire occupés par les différentes régions pédogéographiques avec les types de sols dominants et complémentaires s'y rattachant. On a retenu comme critères de répartition de l'occupation des sols l'intensité de l'exploitation et des hypothèses sur l'exposition aux apports de substances polluantes directement liés à cette exploitation.

Le choix définitif des sites a été arrêté après une reconnaissance sur le terrain, la plupart du temps avec des spécialistes et en accord avec les propriétaires et autorités cantonales concernés. Les emplacements prévus initialement ne correspondent pas toujours aux sites effectivement choisis (tab. 2.2-1).

Tab. 2.2-1 : Localisation des sites

	% du territoire	1) 3) 4)
Régions pédogéographiques avec formes de sol dominantes et complémentaires 1) 2)		A = agriculture F = forêt N = régions proches du milieu naturel
	Régions km <sup>2</sup>	%
<b>Etage collinéen du Plateau, du Jura et des Alpes du nord : Jusqu'à 700m</b>	<b>10'320</b>	<b>= 31.8=100% - F 27</b> / A 72 \ N <1
Dépressions et cuvettes avec gleys et sols tourbeux sur alluvions ou moraine de fond : sols d'alluvions, fluvisols, pseudogleys sols bruns calcaires, sols bruns	830	2.6
Plaines avec fluvisols sur alluvions : régosols, sols bruns calcaires, gleys	980	3
Terrasses et plateaux avec sols bruns lessivés sur graviers, moraine supérieure et loess : sol brun neutre et peu acide, sol brun calcaire, gley, sol tourbeux, pseudogley, sol brun lessivé	1'370	4.2
Pays légèrement vallonné avec sols bruns et sols bruns pseudogleyifiés sur moraine : sol brun neutre et faiblement acide, sol brun calcaire, gley, sol tourbeux, pseudogley, sol brun lessivé	5'940	18.3
Collines ondulées et vallées du Jura tabulaire avec sols bruns et sols bruns péliques sur mame et argile : régosols carbonatés péliques, sols bruns calcaires	750	2.3
Jura tabulaire et plateau du Jura avec rendzines sur roche calcaire dure : rendzines brunifiées argileuses, régosols carbonatés, lithosols	450	1.4
<b>Etage montagnard du Plateau, du Jura et des Alpes du nord : de 700 m environ à 1300 m</b>	<b>4'360</b>	<b>= 13.4=100% - F 32</b> / A 42 \ N 26
Plateau supérieur avec sols bruns acides pseudogleyifiés sur moraine ou mame : sol brun acide et neutre, pseudogley, gley, sol tourbeux, podzol	995	3.1
Plateau supérieur avec sols bruns acides sur molasses ou Nagelflüh : sols bruns neutres et riches en mull, sols bruns calcaires, pseudogleys	1'135	3.5
Centreforts des Alpes avec sols bruns acides podzoliques sur roches molassiques : podzol brun, sol brun acide, régosols	820	2.5
Jura et versants inférieurs des Alpes du nord avec sols humocarbonatés sur calcaire : rendzines, sols bruns calcaires, régosols, lithosols	1'410	4.3
<b>Etages subalpins et alpins du Jura et des Alpes : de 1300 m à 2900 m environ</b>	<b>15'845</b>	<b>= 48.9=100% - F 47</b> / A 2 \ N 51
Vallées du Jura et Préalpes ("Flysch") avec gleys péliques sur marnes et schistes argileux ; gleys podzoliques , podzols gleyifiés, pseudogleys, sols tourbeux, régosols	870	2.7
Jura et Préalpes avec sols bruns riches en mull sur roches mixtes : régosols lithiques carbonatés, sols bruns calcaires, sols bruns péliques, lithosols	4'420	13.6
Régions montagneuses de faible altitude avec podzols bruns sur roches silicatées et mixtes : sols bruns acides podzoliques, sols bruns acides, podzols, régosols, gleys	3'390	10.5
Régions montagneuses de moyenne altitude avec podzols sur roches silicatées et mixtes : sols podzoliques bruns, podzols gleyifiés, sols bruns acides, régosols, lithosols	2'440	7.5
Régions montagneuses de haute altitude avec sols humiques sur roches silicatées et mixtes : régosols, lithosols, sols bruns à horizons tranchés	4'725	14.6
<b>Etages collinéen et montagnard des Alpes centr. et du versant sud des Alpes : Jusqu'à 1500 m env</b>	<b>1'900</b>	<b>= 5.9=100% - F 39</b> / A 19 \ N 42
Plaines de vallées sèches des Alpes centrales avec fluvisols bruts sur alluvions : régosols, sols d'alluvions, sols bruns riches en mull, sols bruns calcaires, phaeozem	230	0.7
Pentes sèches avec phaeozem sur roches mixtes et moraines : sols bruns riches en mull, sols bruns calcaires, fluvisols bruts, régosols	490	1.5
Plaines de vallées du versant sud des Alpes avec sols bruns acides, sableux sur alluvions : sols bruns acides, humiques, sols bruns gleyifiés, sols bruns calcaires	140	0.4
Pentes inférieures du versant sud des Alpes avec sols bruns acides, humiques sur roches meubles et gneiss : sols bruns riches en mull, neutres et légèrement acides	730	2.3
Pentes supérieures avec podzols bruns humiques sur gneiss : sol brun acide humique, podzol humo-ferrugineux, régosols, lithosols	310	1.0
<b>Etage nival des Alpes : à plus de 2900 m d'altitude</b>	<b>8'865</b>	
<b>Superficie totale du territoire</b>	<b>41'290</b>	<b>100</b>

Sources : 1) Atlas de la Suisse : planches 7, 7a, 48, 58

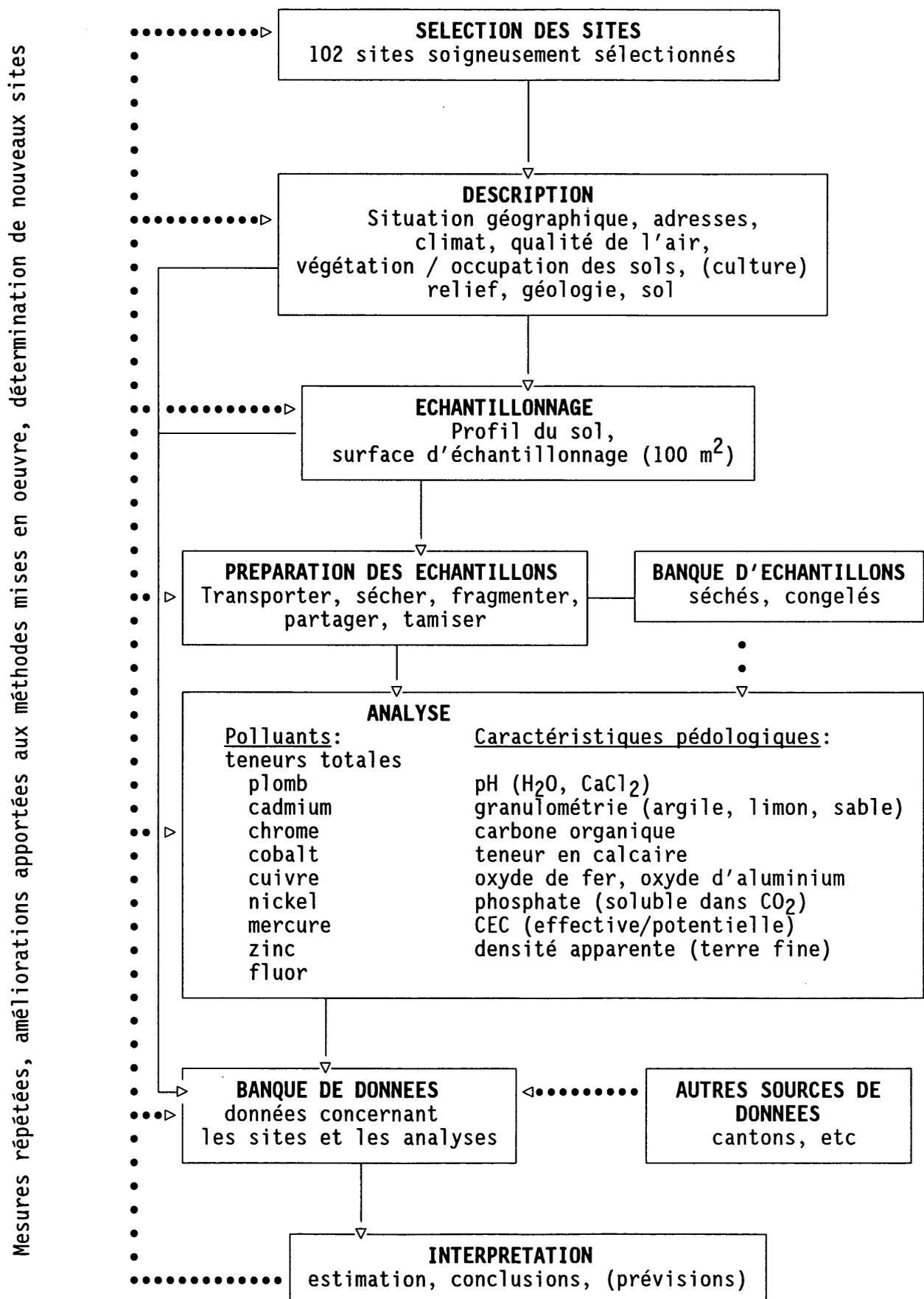
2) Carte des aptitudes des sols de la Suisse 1 : 200'000 (1980)

Pondération selon immission supposée	Occupation des sols															
	Régions agricoles 1), 4), 5)									Régions forestières		Régions proches du milieu naturel				Agglomérations
	Sites	Exploitations mixtes	Cultures	Pâturage	Elevage de porcs	Cultures sacrées	Arboriculture fruitière	Culture maraîchère	Viticulture	Feuillus dominants	Conifères dominants	Zones protégées				Parcs
Pâturages												Terrains humides	Prairies sèches	Zone de prot. des eaux souterr.		
+ 26.2 57/59	21/20	4/3	-/5	2/3	2/2	2/2	4/4	3/2	9/8	5/5	-/1	1/1	-	3/2	1/1	
+ 4.4 7/8	2/1	1/1	-/2	-	-/1	-	2/2	-	1/0	-	-	1/0	-	-/1	-	
+ 4.0 7/7	2/1	1/0	-/1	-/1	-	-	1/2	-	2/1	-	-	-	-	1/1	-	
+ 2.8 7/15	4/7	-/1	-	-	-	-	-	-/2	1/3	1/1	-/1	-	-	1/0	-	
+ 10.7 29/21	8/8	2/1	-/2	2/2	2/1	2/1	1/0	3/0	4/0	3/4	-	-/1	-	1/1	1/1	
+ 1.7 4/3	3/2	-	-	-	-	-	-	-	1/1	-	-	-	-	-	-	
+ 1.6 3/5	2/1	-	-	-	-	-/1	-	-	-/3	1/0	-	-	-	-	-	
+ 1.6 15/9	2/1	-	5/4	-/2	-	-	-	-	2/1	4/1	-	-	1/0	1/0	-	
+ 0.9 4/2	1/0	-	1/1	-/1	-	-	-	-	1/0	-	-	-	-	-	-	
+ 0.5 4/4	1/1	-	1/1	-/1	-	-	-	-	-	1/1	-	-	1/0	-	-	
+ 0.5 3/2	-	-	1/2	-	-	-	-	-	-	1/0	-	-	-	1/0	-	
- 0.3 4/1	-	-	1/0	-	-	-	-	-	1/1	2/0	-	-	-	-	-	
- 30.9 18/24	-	-	2/4	-	-	-	-	-	-/1	7/8	8/9	1/1	-/1	-	-	
+ 0.3 3/1	-	-	1/0	-	-	-	-	-	-	1/1	-	1/0	-	-	-	
- 7.6 6/7	-	-	1/2	-	-	-	-	-	-	2/1	3/3	-	-/1	-	-	
- 6.5 4/8	-	-	-/2	-	-	-	-	-	-	2/3	2/3	-	-	-	-	
- 4.5 3/5	-	-	-	-	-	-	-	-	-/1	2/2	1/1	-/1	-	-	-	
- 12.6 2/3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-/1	2/2	-	-	-	-	
+ 4.1 10/10	2/3	-	-	-	-	2/1	1/1	1/2	2/1	1/1	-	-	-	-	1/1	
+ 1.3 2/2	1/1	-	-	-	-	1/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
+ 0.5 2/2	1/1	-	-	-	-	-	-	-	-	1/1	-	-	-	-	-	
+ 2.6 3/1	-	-	-	-	-	1/0	1/1	-	-	-	-	-	-	-	1/0	
- 0.3 2/3	-/1	-	-	-	-	-	-	1/2	1/0	-	-	-	-	-	-	
0.0 1/2	-	-	-	-	-	-	-	-	1/1	-	-	-	-	-	-/1	
100/102	25/24	4/3	7/13	2/5	2/2	4/3	5/5	4/4	13/11	17/15	8/10	2/2	1/1	4/2	2/2	
100/102								53/59		30/26				15/15	2/2	

3) Annuaire statistique (1984)

4) Enquêtes et évaluations statistiques sur l'agriculture et l'alimentation (Secrétariat des paysans suisses, 1984)

Fig. 2.1-1: Organigramme



## 2.3 Définition des sites

Les sites ont été définis conformément aux "Directives pour le prélèvement d'échantillons de sols et l'analyse de substances polluantes" (OFEFP/FAC, 1987). Un exemplaire du "questionnaire pour l'analyse des polluants dans le sol", tel qu'il est présenté dans les directives, a été rempli, dans la mesure du possible, pour chaque site. Ce questionnaire contient l'emplacement géographique, y compris un croquis, toutes les données caractéristiques du site, ainsi que l'adresse du propriétaire, de l'exploitant et autres participants ou personnes intéressées.

Un site est défini par de nombreuses données telles que climat, qualité de l'air, végétation, occupation et exploitation des sols, géologie, relief et le sol lui-même, déterminantes pour la charge des sols en polluants et le comportement desdites substances dans les sols. Pour de plus amples informations, se reporter à l'annexe A. Chaque site est documenté par une description du profil de sol conformément à la méthode élaborée par le service de cartographie de la Station fédérale de recherches agronomiques de Zurich-Reckenholz. Pour comparer et interpréter les résultats des analyses effectuées en laboratoire, il convient de se reporter aux données propres à chaque site (annexe B) et aux conditions d'échantillonnage.

## 2.4 Echantillonnage

Les prélèvements ont eu lieu de 1985 à 1991 conformément aux directives susmentionnées (OFEFP/FAC, 1987), auxquelles se sont ajoutées certaines modifications d'ordre pratique (OFEFP/FAC, 1989). La procédure d'échantillonnage a été documentée par le "questionnaire pour l'analyse des polluants dans le sol" et par un schéma (fig. 2.4-1) qui permet de définir l'emplacement des prélèvements.

L'utilisation d'appareils en acier pour le prélèvement et la préparation des échantillons présente peu de risques de contamination par les métaux lourds au niveau des teneurs totales, comme en atteste la publication Desaulles (1989).

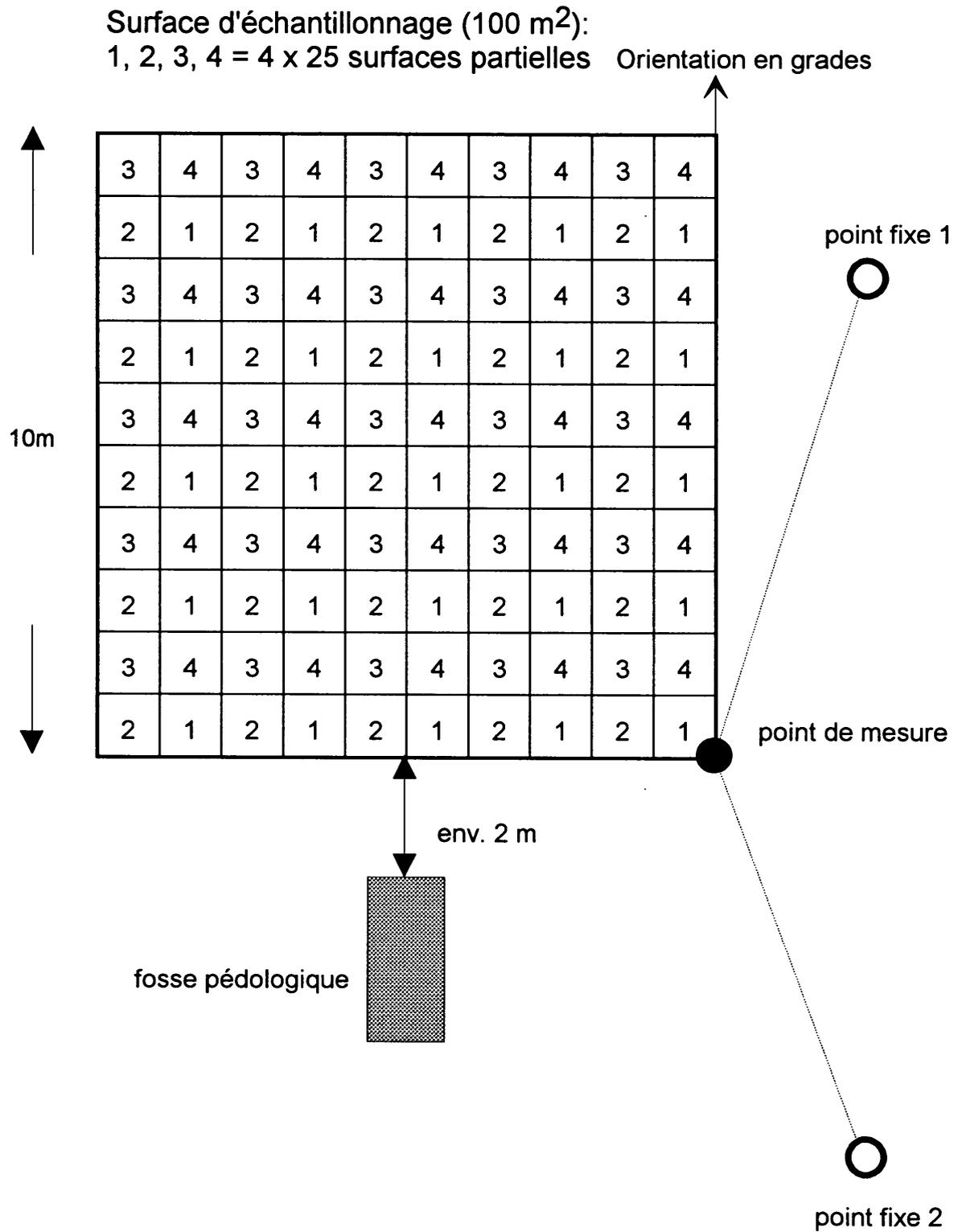
Nous distinguerons deux procédures de prélèvement mises en oeuvre pour chaque site.

### Echantillonnage à partir de fosses pédologiques

Les échantillons suivants ont été prélevés dans une fosse creusée provisoirement, également utilisée pour la description du profil du sol:

- Jusqu'au site 52, on a prélevé, en partant de la surface du terrain, des échantillons simples perturbés à des profondeurs rigoureusement définies de 0-20 cm (dans les sols non cultivés: 0-5, 5-10, 10-20 cm) et en-dessous à intervalles réguliers de 20 cm jusqu'à l'horizon C. Les échantillons ont été

Fig. 2.4-1: Schéma d'échantillonnage



prélevés sur trois parois de la fosse selon les profondeurs que nous venons de définir. A partir du site 53, les échantillons ont été prélevés par horizons en indiquant les profondeurs correspondantes. Les horizons de plus de 40 cm d'épaisseur ont été divisés en deux profondeurs de prélèvement, procédure nécessaire en présence essentiellement de sols forestiers caractérisés par des horizons abrupts et étroits. Même si cela rend difficile la comparaison par profondeurs de couches de sols, l'argument majeur est que les horizons représentent des unités biogéochimiques qu'il convient de ne pas mélanger.

- Des échantillons de sols non perturbés ont été prélevés, lorsque la pierrosité le permettait, dans la partie moyenne des horizons comme des échantillons cylindriques prélevés plusieurs fois (100 cm<sup>3</sup>, 5 fois ou 1'000 cm<sup>3</sup>, 3 fois).

Les échantillons provenant de la fosse pédologique ont été prélevés une seule fois et servent d'échantillons de documentation. Le comportement des polluants dans le profil concerné peut être défini à partir de la description du profil de sol, des résultats de laboratoire et des caractéristiques pédologiques. L'évolution des teneurs en fonction de la profondeur permet de faire un rapprochement avec les teneurs de base qui sont fonction de la roche-mère et avec les charges d'origine anthropique.

### **Prélèvement sur des surfaces d'échantillonnage**

A proximité immédiate du profil de sol (à env. 2 m), on a mesuré sur chaque site une surface d'échantillonnage carrée de 100 m<sup>2</sup>, délimitée par des points fixes (fig. 2.4-1). Les échantillons mixtes, cités ci-après, ont été prélevés selon un quadrillage régulier, à l'aide d'une tarière à carotte en acier dur de 3 cm de diamètre intérieur:

- Jusqu'au site 52, on a prélevé sur toutes les surfaces cultivées un échantillon mixte constitué de 50 carottes prélevées depuis la surface du terrain jusqu'à 20 cm de profondeur. Pour déterminer la répétabilité caractéristique des sites, on a extrait, à partir du site 53 et au-delà, des échantillons mixtes constitués de 25 carottes prélevées 4 fois sur toutes les surfaces non cultivées (fig. 2.4-1).
- Sur toutes les surfaces non cultivées, des échantillons mixtes ont été prélevés 4 fois depuis la surface du terrain jusqu'à 5 cm de profondeur. Selon la densité du sol, on a procédé à deux ou trois prélèvements sur les 4x25 surfaces partielles.

25 prélèvements sur une surface de 100 m<sup>2</sup> semblent suffisants pour obtenir un échantillon mixte représentatif. Selon FEDERER et al. (1989), 20 à 30 échantillons par are permettent d'obtenir une moyenne représentative de la plupart des propriétés chimiques des sols.

On a également prélevé à chaque fois un échantillon mixte destiné à l'analyse des polluants organiques. Tout contact avec des matières plastiques a été

soigneusement évité.

Pour déterminer la densité apparente de la terre fine, on a prélevé à chaque fois 4 échantillons de sol non perturbés, sur toutes les surfaces d'échantillonnage, à l'aide d'une sonde cylindrique de 5 cm de diamètre intérieur, depuis la surface du terrain jusqu'à 20 cm de profondeur.

Les échantillons mixtes doivent être prélevés périodiquement (tous les 5 ans) et sont destinés à l'observation à long terme des teneurs des sols en polluants.

## 2.5 Préparation et banque d'échantillons

Pour l'analyse des polluants minéraux, les échantillons de sols ont été préparés et archivés conformément aux directives élaborées à cet effet (OFEFP/FAC, 1987).

Les échantillons ont été emballés dans des sachets en matière plastique et acheminés au laboratoire au plus tard deux jours après leur prélèvement. Ils ont été séchés dans un four à 40 °C, broyés sur une planche de bois à l'aide d'un pied en aluminium actionné hydrauliquement et filtrés à travers un tamis en matière plastique de 2 mm de maille.

Les échantillons ont été répartis par quantité d'un litre (env. 1,2 kg), puis conditionnés dans des bocaux hermétiques, fermés par des couvercles vissés et archivés dans un local sombre et sec.

Pour l'analyse des polluants organiques, les échantillons ont été préparés et archivés conformément aux instructions figurant en annexe 1 des directives (OFEFP/FAC, 1987).

## 2.6 Analyses

La plupart des analyses de laboratoire ont été effectuées à la FAC. Le mercure et la capacité d'échange cationique (CEC) ont été analysés par l'AGROLAB AG (Ebikon), les oxydes de fer et d'aluminium par le FNP (Birmensdorf).

### 2.6.1 Méthodes d'analyses et expression des résultats

#### Analyse des polluants

Le programme d'analyse se limite aux "teneurs totales" en Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr, Co, Hg et F définies dans les "directives pour le prélèvement d'échantillons de sols et l'analyse de substances polluantes" (OFEFP/FAC, 1987). L'Osol recommande l'utilisation d'acide azotique 2 M ( $\text{HNO}_3$ ) pour déterminer la "teneur totale" en métaux lourds et un rapport de poids de 1:10 entre l'échantillon et la solution d'extraction. Les résultats sont exprimés en mg/kg (ppm) de sol séché à l'air.

Pour les **analyses des métaux lourds**, 10 g d'échantillon de laboratoire sont chauffés dans un flacon d'Erlenmeyer de 500 ml, recouvert d'un verre de montre, avec 100 ml de  $\text{HNO}_3$  2 M (138.5 ml de  $\text{HNO}_3$  à 65 % dilué dans 1000 ml) pendant 2 heures dans de l'eau bouillante; l'échantillon est ensuite filtré dans un filtre à plis (Schleicher & Schüll 602 1/2 eh). Les teneurs en Pb, Cu, Zn, Ni et Cr sont déterminées par spectrométrie d'absorption atomique avec flammes; les teneurs en Cd et Co par spectrométrie d'absorption atomique électrothermique avec compensation par l'effet Zeeman et le mercure par spectrométrie d'absorption atomique avec vapeur froide et compensation avec une lampe au deutérium.

Pour les **analyses du fluor**, on fait fondre sur un brûleur électrique 0.5 g d'échantillon de laboratoire dans une coupe en nickel avec 20 pastilles de NaOH (env. 4 g). Après refroidissement, on ajoute de l'eau distillée et on laisse reposer jusqu'à dissolution. La solution est alors rincée quantitativement avec de l'eau dans un flacon de 200 ml contenant 25 ml d'acide citrique 1.5 M. Le flacon est rempli d'eau jusqu'à la marque, le fluor est dosé à l'aide d'une électrode sensible au fluor.

### **Analyse des caractéristiques pédologiques**

Les caractéristiques pédologiques ont été déterminées, à l'exception de la densité apparente, conformément au manuel élaboré par la FAC pour les analyses de sols (FAC 1989), dont voici un bref aperçu:

**pH en solution  $\text{H}_2\text{O}$  et 0.01 M  $\text{CaCl}_2$** : la suspension est obtenue à partir d'un rapport de mélange sol/diluant de 1:2.5. Les mesures sont effectuées à l'aide d'une électrode en verre étalonnée. Les résultats sont exprimés en pH avec une décimale.

**Calcaire ( $\text{CaCO}_3$ )**: après un test positif à l'acide chlorhydrique à 10 %, le calcaire total est déterminé à l'aide de l'appareil de Passon. Expression pondérale en % avec une décimale.

**Carbone organique (C org.)**: déterminé à l'aide d'un carmographe et expression pondérale en % avec une décimale. Le facteur de conversion pour l'humus ou la matière organique est de 1.72.

**Granulométrie (argile, silt, sable)**: détermination dans un cylindre de sédimentation avec pipette. Expression pondérale en % entier.

**Oxydes de fer et d'aluminium**: extraction des oxydes amorphes dans une solution d'oxalate de pH 3, dans une pièce sombre, à température ambiante et mesure avec un spectromètre ICP-AES. Résultats exprimés en mg/kg (ppm) sans décimale.

**Capacité d'échange cationique (CEC)**: pour déterminer la CEC potentielle, l'échantillon de terre est saturé, par percolation, avec une solution  $\text{BaCl}_2$  tamponnée (pH 8.1). Le barium est alors échangé, par une nouvelle percolation, avec

une solution de  $\text{NH}_4\text{Cl}_2$  (pH 8) et mesuré dans le produit élué par spectrométrie d'absorption atomique. La CEC effective n'a été mesurée que dans des échantillons de sol dont les  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  étaient inférieurs à 6.8. Le barium échangé est déterminé dans le produit élué après un prétraitement avec des solutions non saturées.  $\text{mmol/z}/100$  g de sol correspond à l'unité employée autrefois  $\text{mval}/100$  g de sol.

**Phosphates solubles dans  $\text{CO}_2$ :** extraction avec de l'eau saturée de  $\text{CO}_2$ , couleur tournant au "bleu molybdène" et mesure par photométrie. Résultats exprimés par un indice ( $\text{TZ } 1 = 0.156 \mu\text{g PO}_4\text{-P}$  pour 1 g de sol).

**Densité apparente de la terre fine:** des échantillons de  $100 \text{ cm}^3$  (prélevés cinq fois) ou  $1000 \text{ cm}^3$  (prélevés trois fois) à l'aide d'un cylindre sont séchés dans un four à  $105 \text{ }^\circ\text{C}$  jusqu'à obtention d'un poids constant; leur poids est alors déterminé après déduction du poids du cylindre. Le contenu du cylindre est filtré sur un tamis de 2 mm de largeur de maille. La partie résiduelle supérieure à 2 mm est pesée (= poids de pierre) et divisée par la densité réelle moyenne de la masse de sol solide de 2.65 (= volume de pierre). Le volume du cylindre moins le volume de pierre, divisé par le poids de terre fine correspond à la densité apparente de la terre fine, après séchage au four, exprimée en  $\text{g}/\text{cm}^3$  ou  $\text{kg}/\text{dm}^3$ .

## 2.6.2 Qualité des analyses

L'interprétation des résultats obtenus en laboratoire dépend dans une large mesure de la qualité des analyses. Les critères de qualité sont la répétabilité, la reproductibilité et la justesse des résultats (OFFICE FEDERAL DE LA SANTE 1989). Les données citées dans le présent rapport concernent uniquement les polluants puisque nous ne disposons pas de données qualitatives relatives aux caractéristiques pédologiques.

### Répétabilité

On entend par "répétabilité" la possibilité de reproduire des résultats dans un même laboratoire. La répétabilité concrétise le niveau de corrélation entre les résultats obtenus sur un même matériau, dans le même laboratoire, selon la même méthode, avec le même appareil et par le même opérateur, dans un intervalle de temps réduit. La répétabilité est exprimée par un coefficient de variation statistique; nous parlerons, dans le cas présent, d'écart standard relatif ou de coefficient de variation.

Les conditions de la répétabilité ont été respectées pour l'extraction et la méthode de mesure, mais pas du point de vue de l'opérateur et de l'intervalle de temps. Le tableau 2.6-1 énumère les extractions et les méthodes de mesure employées, les limites de détermination et les valeurs indicatives stipulées par l'Osol.

Tab. 2.6-1 : Extractions et méthodes de mesure avec mention des limites de détermination et des valeurs indicatives Oso1

Elément	Extraction	Méthode	Limite de détermination (mg/kg) <sup>1)</sup>	Valeur indicative Oso1 (mg/kg)
Pb	2 M HNO <sub>3</sub>	FAAS	10.0	50
Cu	2 M HNO <sub>3</sub>	FAAS	2.5	50
Cd	2 M HNO <sub>3</sub>	GAAS	0.01	0.8
Zn	2 M HNO <sub>3</sub>	FAAS	4.0	200
Ni	2 M HNO <sub>3</sub>	FAAS	5.0	50
Cr	2 M HNO <sub>3</sub>	FAAS	5.5	75
Co	2 M HNO <sub>3</sub>	GAAS	0.1	25
Hg	2 M HNO <sub>3</sub>	CV-AAS	0.005	0.8
F	NaOH	ISE	20.0	400

1) Limite de détermination = standard le plus bas x facteur de dilution  
 FAAS spectrométrie d'absorption atomique avec flammes  
 GAAS spectrométrie d'absorption atomique électrothermique avec compensation par l'effet Zeeman  
 CV-AAS spectrométrie d'absorption atomique avec vapeur froide, compensation avec une lampe au deutérium  
 ISE électrode sensible au fluor

Tab. 2.6-2 : Résultats de la répétabilité (teneurs totales)

Elément	VI (mg/kg)	Echantillon de référence <sup>1)</sup>				Véritables analyses répétées <sup>2)</sup>		
		n	m (mg/kg)	s (mg/kg)	CV (%)	n	CV < 10 % (%)	CV < 5 % (%)
Pb	50	30	19.3	2.3	11.9	131	80	57
Cu	50	30	15.0	0.4	2.7	157	92	78
Cd	0.8	30	0.31	0.02	7.8	159	62	33
Zn	200	30	51.2	1.8	3.5	158	95	81
Ni	50	30	20.4	1.1	5.4	148	83	70
Cr	75	30	22.8	1.4	6.1	148	89	65
Co	25	30	4.7	0.6	11.9	158	65	36
Hg	0.8	10	0.09	0.004	4.3	97	85	64
F	400	55	344.0	15.0	4.4	117	86	60

1) Echantillon de référence (T7): échantillon de terre finement broyée provenant de différents sols ( $\phi < 0.2$  mm); pH (H<sub>2</sub>O) 6.2; C org. 3.6 %; argile 21 %  
 2) Véritables analyses répétées = répétition de l'extraction et du relevé de mesures pour la série d'échantillons suivante

La répétabilité des quelque 1'350 échantillons analysés a été évaluée à partir d'un échantillon de référence associé à chaque série d'échantillons et à partir d'analyses répétées (répétition de l'extraction et du procédé de mesure lors de la série d'échantillons suivante) pour environ 10 % de tous les échantillons. Les données figurent au tableau 2.6-2 et illustrent l'écart des résultats obtenus pour l'échantillon de référence ainsi que le pourcentage des analyses

répétées caractérisées par des coefficients de variation inférieurs à 10 %, voire 5 %.

Les coefficients de variation de la répétabilité sont pour la plupart des échantillons compris entre 5 % et 15 % et augmentent dans l'ordre suivant: Zn, Cu < Ni, Cr < Hg, F < Pb << Co, Cd.

### Reproductibilité

On entend par "reproductibilité" la possibilité de reproduire des résultats entre divers laboratoires. La reproductibilité concrétise le niveau de corrélation entre des résultats obtenus sur un même matériau, selon la même méthode, dans différents laboratoires, avec différents appareils et opérateurs. Nous parlerons dans ce cas d'écart standard relatif ou de coefficient de variation.

Pour évaluer la reproductibilité, nous avons utilisé les résultats des essais interlaboratoires Osol effectués en 1989 (FAC 1989a), tableaux 2.6-3 et 2.6-4. Nous rappellerons que seule la méthode d'extraction est identique, la méthode de mesure n'était pas imposée. La publication DESAULES et al. (1992) fournit un aperçu plus complet de la reproductibilité des essais interlaboratoires qui repose néanmoins sur des valeurs statistiques robustes.

Tab. 2.6-3 : Résultats de la reproductibilité (teneurs totales)

Elément	Echantillon de référence (T7) <sup>1)</sup>				Fourchette des 9 échantillons d'essais interlaboratoires (T1-T9) <sup>2)</sup>						
	VI (mg/kg)	n	m (mg/kg)	s (mg/kg)	CV (%)	m			CV (%)		
						min	-	max	min	-	max
Pb	50	45	19.9	5.67	28.5	10.4	-	137.6	17 (20)	-	(44) 54
Cu	50	45	15.6	2.21	14.2	4.5	-	753.3	13 (14)	-	(21) 118
Cd	0.8	41	0.41	0.37	89.7	0.24	-	2.57	20 (53)	-	(140) 147
Zn	200	45	50.9	7.84	15.4	32.9	-	1046.0	11 (13)	-	(23) 23
Ni	50	43	22.0	4.01	18.3	13.7	-	37.1	18 (19)	-	(24) 26
Cr	75	41	19.8	6.39	32.2	12.0	-	29.8	30 (32)	-	(39) 39
Co	25	37	7.49	4.72	63.1	5.5	-	12.9	49 (51)	-	(69) 94
Hg	0.8	19	0.11	0.05	46.2	0.07	-	0.26	26 (36)	-	(108) 283
F	400	23	356.0	124.5	35.0	238.0	-	726.0	31 (33)	-	(45) 51
Mo	5.0	16	4.8	11.48	241.6	3.0	-	4.88	184 (195)	-	(245) 246
Tl	1.0	14	5.11	10.93	213.8	2.99	-	5.39	173 (195)	-	(214) 236

1) Echantillon de référence (T7): échantillon de terre finement broyée provenant de différents sols ( $\phi < 0.2$  mm); pH (H<sub>2</sub>O) 6.2; C org. 3.6 %; argile 21 %

2) Valeurs extrêmes avec les valeurs les plus proches, inférieures ou supérieures, entre parenthèses

En règle générale, l'écart est spécifique à chaque élément et augmente avec la diminution de la concentration (tableau 2.6-1). Les écarts de reproductibilité, exprimés en coefficients de variation, sont compris pour la plupart des échan-

tillons entre 15 et 120 % (Mo et Tl: plus de 190 %) et augmentent dans l'ordre suivant: Zn, Cu < Ni < Cr, Pb < F < Co < Hg, Cd << Tl, Mo.

La reproductibilité des résultats proches des valeurs indicatives (tableau 2.6-4) est particulièrement importante pour la mise en application de l'Osol. Les évaluations reposent sur des interpolations ou extrapolations graphiques des résultats de 9 échantillons d'essais interlaboratoires.

Tab. 2.6-4 : Reproductibilité au niveau des valeurs indicatives Osol (teneurs totales)

Elément	VI (mg/kg)	n	CV (%)	s (mg/kg)	Valeur indicative $\pm$ s (mg/kg)		
Pb	50	45	25	12.5	37	-	63
Cu	50	45	15	7.5	42	-	58
Cd	0.8	41	55	0.44	0.36	-	1.24
Zn	200	45	15	30.0	170	-	230
Ni	50	43	20	10.0	40	-	60
Cr	75	41	35	26.3	49	-	101
Co	25	37	50	12.5	13	-	38
Hg	0.8	19	50	0.4	0.4	-	1.2
F	400	23	35	140.0	260	-	540
Mo	5.0	16	240				
Tl	1.0	14	220				

### Justesse

On entend par "justesse" le niveau de corrélation entre le résultat observé et la vraie valeur ou valeur conventionnelle. La détermination de "vraies" valeurs dans des échantillons de sol pour lesquels aucune extraction totale n'a eu lieu, n'est possible que d'une manière approximative pour les raisons suivantes: hétérogénéité des échantillons, matrice d'échantillons complexe et conditions de fixation inconnues et variables dans les échantillons.

C'est la raison pour laquelle on se réfère à des valeurs de consigne. Les valeurs médianes de l'essai interlaboratoire Osol '89 (FAC 1989a) sont comparées aux résultats des laboratoires qui ont effectué les analyses nécessaires au présent rapport (tableau 2.6-5).

Les écarts par rapport aux valeurs de consigne sont approximativement compris entre 0 et 30 %. Les résultats obtenus pour le Cu et le Zn sont systématiquement trop élevés, alors que ceux relevés pour le Pb, le Cd et le Co sont systématiquement trop bas.

Tab. 2.6-5 : Estimation de la justesse partant de valeurs de consigne (teneurs totales)

Elément	Echantillon de référence (T7) <sup>1)</sup>				Niveau d'écart des 9 échantillons d'essais interlaboratoires <sup>2)</sup> (T1-T9)			
	n	Valeur de consigne (médiane) (mg/kg)	Valeur de laboratoire (m, n = 2) (mg/kg)	Ecart (%)				
Pb	45	19.4	16.6	- 14.4	-5	(-6)	-	(-18) -32
Cu	45	16.0	17.3	+ 8.1	+6	(+8)	-	(+13) +24
Cd	42	0.28	0.24	- 14.3	-7	(-8)	-	(-18) -42
Zn	45	49.2	50.4	+ 2.4	0	(+2)	-	(+5) +7
Ni	43	21.0	21.4	+ 1.9	-6	(-2)	-	(+6) +11
Cr	41	21.0	23.0	+ 9.5	-73	(-8)	-	(+10) +17
Co	37	6.30	4.61	- 26.8	-12	(-20)	-	(-28) -31
Hg	19	0.10	0.09	- 10.0	-30	(-10)	-	(+8) +9
F	23	334.0	385.0	+ 15.3	-28	(+5)	-	(+18) +19

1) Echantillon de référence (T7): échantillon de terre finement broyée provenant de différents sols (< 0.2 mm); pH (H<sub>2</sub>O) 6.2; C org. 3.6 %; argile 21 %

2) Valeurs extrêmes avec les valeurs les plus proches, inférieures ou supérieures, entre parenthèses

## 2.7 Banque de données et évaluation

La banque de données du NABO (Oracle) contient toutes les données concernant les sites, les échantillonnages et les analyses (fig. 2.1-1) telles qu'elles figurent pour chaque site dans le "questionnaire pour l'analyse des polluants dans le sol" (OFEFP/FAC, 1987, annexe II). Oracle permet d'intégrer également des données provenant d'autres sources, cantonales par exemple, à condition qu'elles aient été obtenues conformément au questionnaire susmentionné. Les données sur les apports annuels de polluants d'origine agricole et atmosphérique ont été sauvegardées sur une autre banque de données (Excel).

Toute interprétation, intéressante sur le plan écologique, des données sur les polluants présents dans les sols suppose la mise en commun de nombreuses informations complémentaires sur le site, les méthodes de prélèvement et d'analyse que seule une banque de données relationnelle permet de mettre en oeuvre. Les données ont été évaluées à l'aide de différents programmes informatiques par calcul de tables, statistiques et représentations graphiques.

L'évaluation et l'interprétation reposent sur les résultats obtenus pour les 102 sites, ou cas isolés, regroupés en annexe B. Les résultats sont répertoriés à partir de critères influant sur les polluants, tels que l'occupation des sols et la composition de la roche-mère, puis évalués à partir de critères de vraisemblance spécifiques aux sites (chap. 3). Face à la diversité des critères pris en compte pour la sélection des sites (chap. 2.2), il a été la plupart du temps impossible de constituer des groupes de sites suffisamment importants et homo-

gènes susceptibles d'être statistiquement représentatifs. Seules les corrélations, indépendantes des sites, entre les caractéristiques pédologiques et les polluants ont pu être retenues.

Les données mentionnées au chapitre 3 (teneurs des sols en polluants) ont été analysées pour l'ensemble des 102 sites et les résultats ont été comparés aux valeurs indicatives de l'Osol. En revanche, les chapitres suivants (4, 5, 6 et 7) consacrés à la variabilité spatiale, la charge des sites, les fluctuations temporelles et les apports de polluants dans les sols n'ont été analysés qu'à titre indicatif.

### 3 LES TENEURS DES SOLS EN POLLUANTS

L'état actuel des connaissances sur les teneurs en polluants relevées dans les sols en Suisse et leur observation à long terme, à l'étranger comme à l'intérieur de nos frontières a été traité dans l'introduction, chapitre 1.3. Le présent chapitre se propose de présenter les résultats obtenus pour les 102 sites du NABO.

#### 3.1 Explications et représentation

La figure 2.2-1 illustre l'emplacement géographique des 102 sites classés par types d'exploitation. Les données propres à chaque site et les données de laboratoire figurent en annexe B. La clé des sites, annexe C, permet de rechercher et de classer les sites selon divers critères. Les explications et légendes des annexes B et C figurent à l'annexe A. L'annexe D fournit des renseignements sur la coordination des sites avec d'autres analyses.

Qu'entendons-nous par échantillons prélevés en "sous-sol" et dans la "couche supérieure"?

- couche supérieure: échantillons prélevés dans les 20 cm supérieurs à partir de la surface du sol y compris d'éventuelles couches d'humus.
- sous-sol: échantillons provenant des horizons BC ou C, en dehors des phénomènes de transferts d'éléments, sans profondeurs fixes.

Les teneurs sont représentées par les figures 3.x-1 à 3.x-3, uniquement pour les valeurs allant jusqu'au double de la valeur indicative de l'Osol; les valeurs allant au-delà figurent en annexe B.

Dans les tableaux 3.x-1 et 3.11-1, la fourchette des valeurs fréquentes correspond aux valeurs fréquentes arrondies et représentant 80 % de toutes les valeurs approchant la médiane.

Abréviations utilisées pour les catégories d'exploitation et de roches (figures 3.x-4 et 3.x-5):

**Types d'exploitation:**

- GI pâturage intensif:  $\geq 4$  fois par an
- GE pâturage extensif:  $< 4$  fois par an
- AKO cultures en milieu ouvert
- AKW prairies artificielles
- SK cultures spécialisées: viticulture, arboriculture fruitière et culture maraîchère, y compris 2 parcs
- WN forêt de conifères (dominants)
- WL forêt de feuillus (dominants)
- SS zones protégées

**Catégories de roches:**

- KS roches cristallines 'acides' (claires): granites, quartzites, etc.
- KB roches cristallines 'basiques' (sombres): serpentines, amphibolites
- SX autres roches sédimentaires: gypse
- ST roches argileuses: argile d'Opalinus, etc.
- SS grès: molasse, flysch, etc.
- SM marne: schistes lustrés, etc.
- SK roches carbonatées: calcaires et dolomites
- SB conglomérats/brèches: poudingues (Nagelfluh), etc.
- LU roches meubles silteuses: loess, loess d'altération
- LT roches meubles limoneuses: argile lacustre, etc.
- LS roches meubles sableuses: colluvions, alluvions, etc.
- LM roches meubles mélangées: moraine de surface, alluvions, etc.
- LL roches meubles argileuses: moraine de fond, argiles colluviales, argiles lacustres
- LB roches meubles blocs/cailloux: éboulis de pentes, graviers
- TO tourbe: marais

**Légendes des symboles des diagrammes:**

- valeur aberrante extrême vers le haut  
(valeur extrême supérieure = 100 % de toutes les valeurs)
- \* valeur aberrante vers le haut
-  valeur la plus proche de 1.5 fois l'écart interquartile en partant du quartile supérieur
- quartile supérieur = 75 % de toutes les valeurs
- médiane = 50 % de toutes les valeurs
- quartile inférieur = 25 % de toutes les valeurs
- valeur la plus proche de 1.5 fois l'écart interquartile en partant du quartile inférieur (ici, également identique à la valeur extrême inférieure)
- + représentation de valeurs individuelles si  $n < 7$

Les corrélations selon PEARSON, tableaux 3.x-2 et tableau 3.11-3, servent d'indice pour le rapport linéaire qui augmente par rapport à 1. Les seuils de signification sont définis comme suit:

- \* significatif, probabilité d'erreur  $\leq 5 \%$
- \*\* très significatif, probabilité d'erreur  $\leq 1 \%$
- \*\*\* extrêmement significatif, probabilité d'erreur  $\leq 0.1 \%$

Les chapitres 3.2 à 3.10 ont pour objectif de présenter un rapide commentaire des différents tableaux et figures. Le chapitre 3.11 est conçu comme une synthèse comparative des 9 éléments analysés.

### 3.2 Plomb (Pb)

En règle générale, les teneurs en Pb relevées dans les couches supérieures dépassent celles des sous-sols (fig. 3.2-1), notamment sur certains sites forestiers éloignés des agglomérations (83,88) et des sites en milieu ouvert d'agriculture extensive (32,52,75,89); il s'agit également des deux parcs de centre-ville (61,97) et surtout du versant sud des Alpes (90,91,92,94,95,96,97). On notera deux exceptions (85,102) sur des sites alluviaux jeunes et partiellement encore actifs (85).

La comparaison des teneurs relevées dans les couches supérieures exprimées en mg/kg et mg/l (fig. 3.2-2) met en évidence l'influence de la densité apparente. Les sites caractérisés par une densité apparente supérieure à  $1 \text{ kg/dm}^3$  ont des teneurs, exprimées en mg/l, nettement supérieures (ex: 61). On relève en revanche le phénomène inverse pour les haut-marais et marais de transition (84,89), les sites caractérisés par d'épaisses couches d'humus (45,88,92) et les sites de pâturages (52) dont les densités apparentes sont nettement inférieures à  $1 \text{ kg/dm}^3$ .

Des échantillons ont également été prélevés à 0-5 cm sur des sites non cultivés. Par rapport aux échantillons prélevés à 0-20 cm, leurs teneurs sont souvent sensiblement moins élevées à ce qui était prévu (fig. 3.2-3). Les augmentations très nettes se limitent à des sites fortement acides (18,19,22,40,42,83), principalement en milieu forestier du Plateau et sur des sites des Alpes éloignés des agglomérations (50,92). A noter les rapports inversés (32,61,70,73,75,100) qui pourraient s'expliquer davantage par des dilutions dues à des processus naturels de mélange de sol (activités des lombrics par exemple) que par des transferts de Pb, étant donné que les sites caractérisés par les pH les plus bas relevés dans les échantillons peu profonds (0-5 cm) présentent en général des teneurs supérieures.

Les teneurs fréquentes en Pb ne subissent pratiquement aucune influence du type d'exploitation (fig. 3.2-4 et tableau 3.2-1). L'effet d'interception supposé exister sur les sites forestiers, avec pour corollaire des teneurs en Pb élevées, n'est pas décelable à travers les données exprimées en volume (mg/l).

Il est également difficile de différencier les teneurs en Pb à partir de la roche-mère (fig. 3.2-5). Les teneurs relevées en sous-sols, protégés de toute contamination, sont pour la plupart nettement inférieures à  $30 \text{ mg/kg}$  (tableau 3.2-1); à l'exception d'un site de milieu urbain (61) et d'un jeune sol alluvial encore actif (85).

Fig. 3.2-1: Teneurs en Pb en mg/kg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm (colonne de gauche) et en sous-sols (colonne de droite)

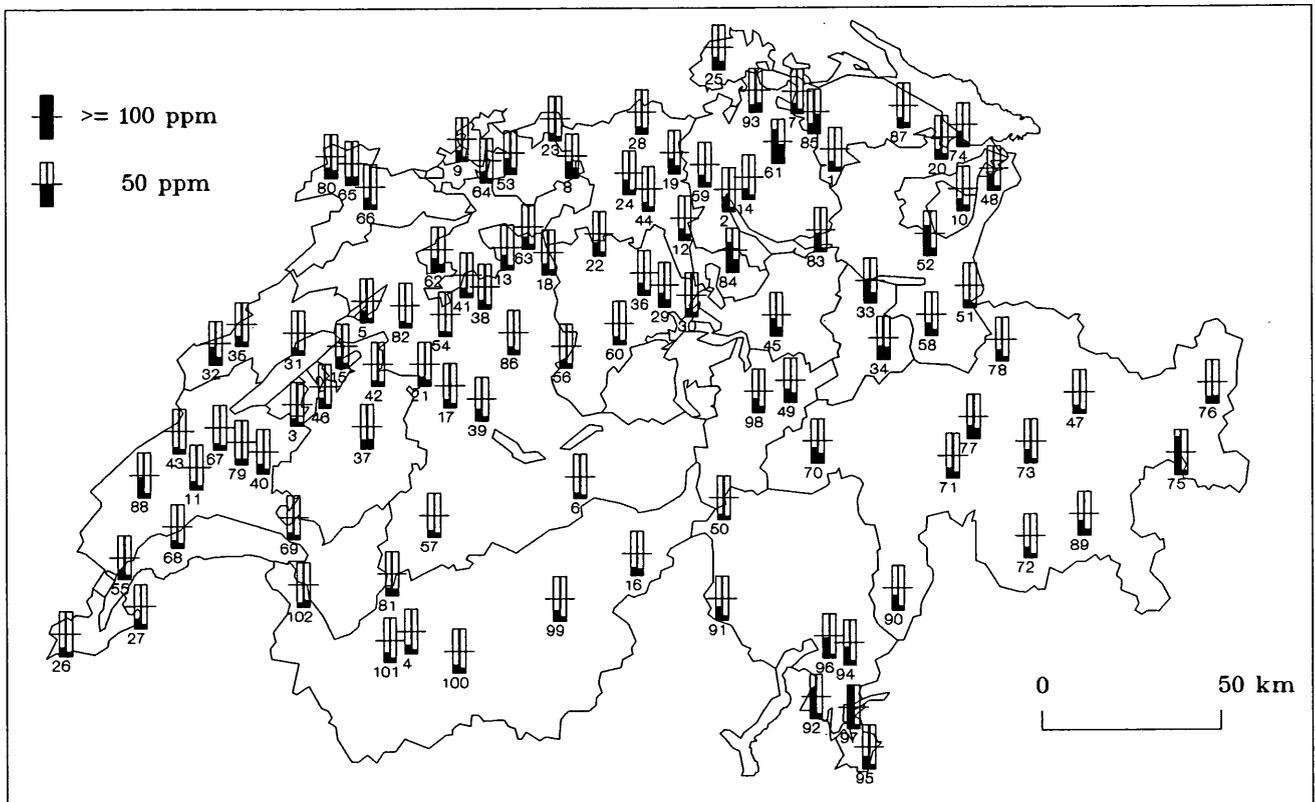


Fig. 3.2-2: Teneurs en Pb relevées dans les couches supérieures 0-20 cm exprimées en mg/kg (colonne de gauche) et en mg/l (colonne de droite)

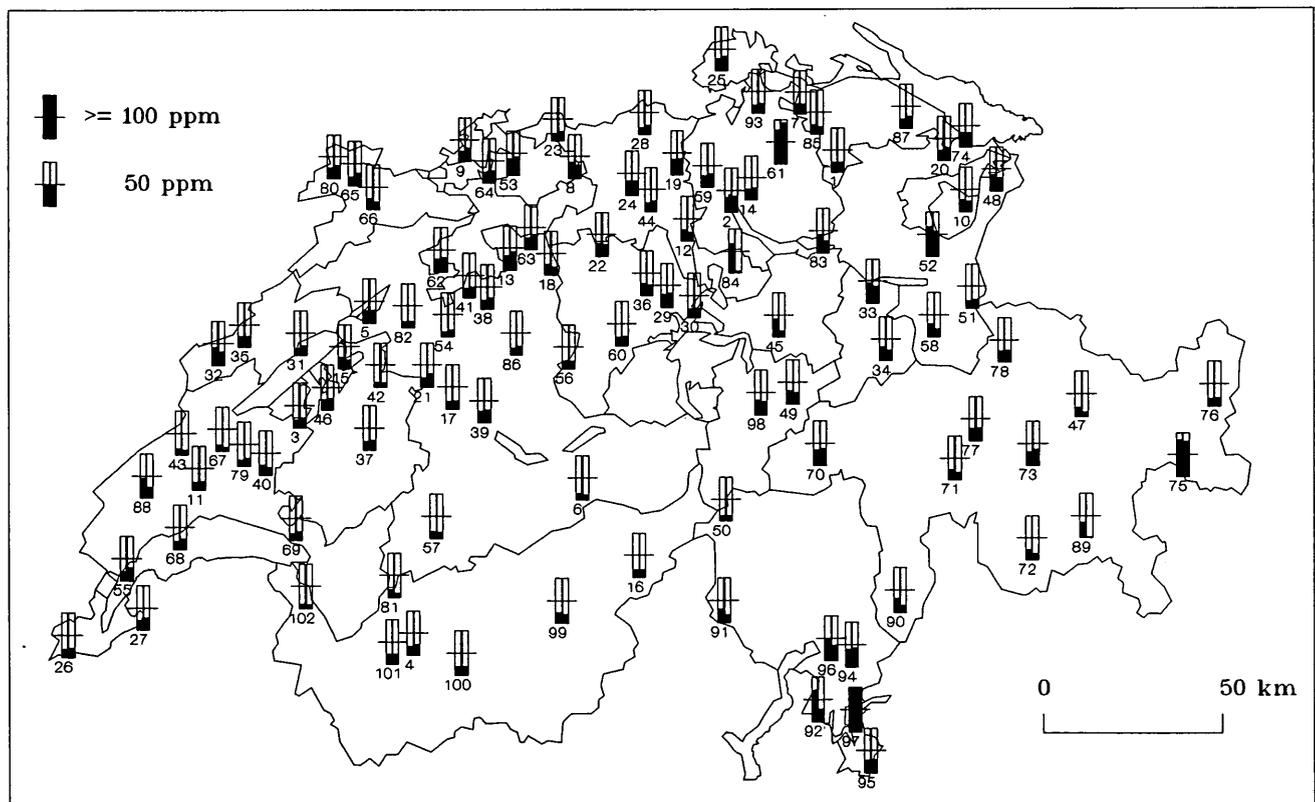
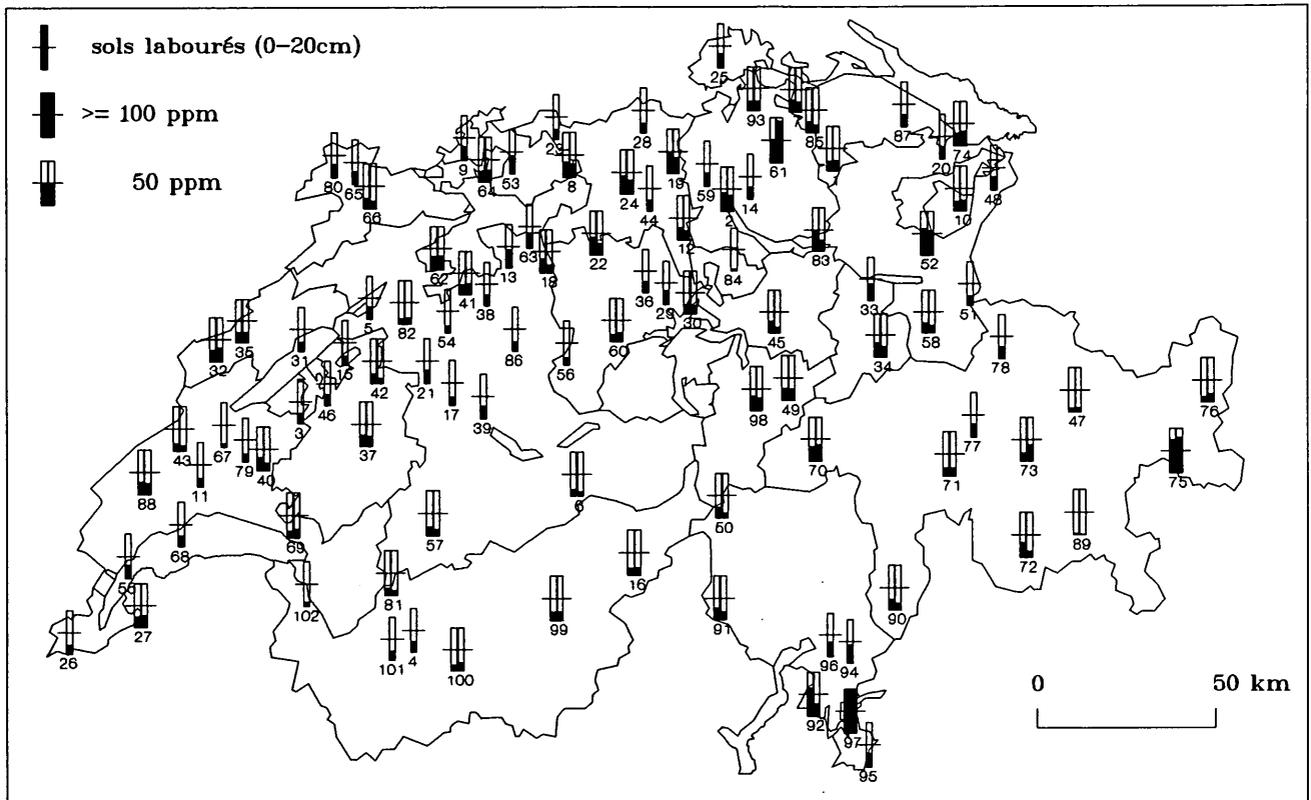


Fig. 3.2-3 : Teneurs en Pb exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm (colonne de gauche) et à 0-20 cm (colonne de droite)



Les corrélations des teneurs en Pb avec différentes caractéristiques pédologiques (tableau 3.2-2) sont générales et plutôt faibles, notamment dans les sous-sols. Elles témoignent du degré de fixation entre les différentes caractéristiques pédologiques et le plomb. Dans le cas de la corrélation négative avec le pH dans la couche supérieure, il s'agit d'une corrélation 'fictive' résultant d'une augmentation des teneurs en humus dans la couche supérieure en fonction du pH.

On dénombre pour le plomb au total 6 dépassements de la valeur indicative, l'un des sites (97) présentant même une teneur de 133 mg/kg, c'est-à-dire plus du double de la valeur indicative (tableau 3.2-1). Les dépassements les plus marqués sont relevés dans les deux parcs situés en centre-ville (61,97), mais également sur les sites hors agglomération, au-delà de la canopée (52,75). Exprimés en mg/l, les dépassements enregistrés pour le site forestier (92) et le haut-marais (84) disparaissent; avec des teneurs en humus de plus de 15 %, les valeurs indicatives stipulées par l'Osol ne sont pas applicables à ces sites. Il reste donc 4 dépassements de la valeur indicative fixée pour le plomb si l'on se réfère à l'Osol.

Fig. 3.2-4: Teneurs en Pb exprimées en mg/kg (plage de gauche) et en mg/l (plage de droite) relevées dans les couches supérieures 0-20 cm et classées par types d'exploitation

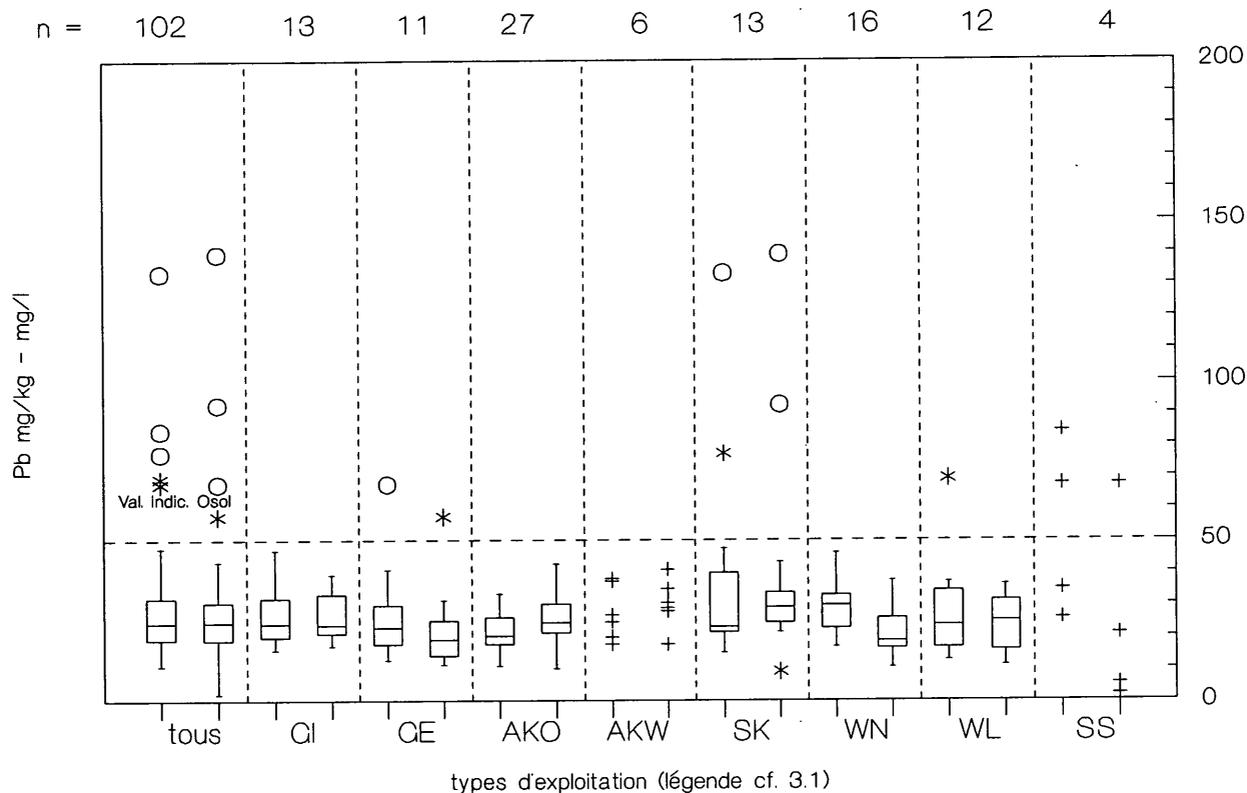
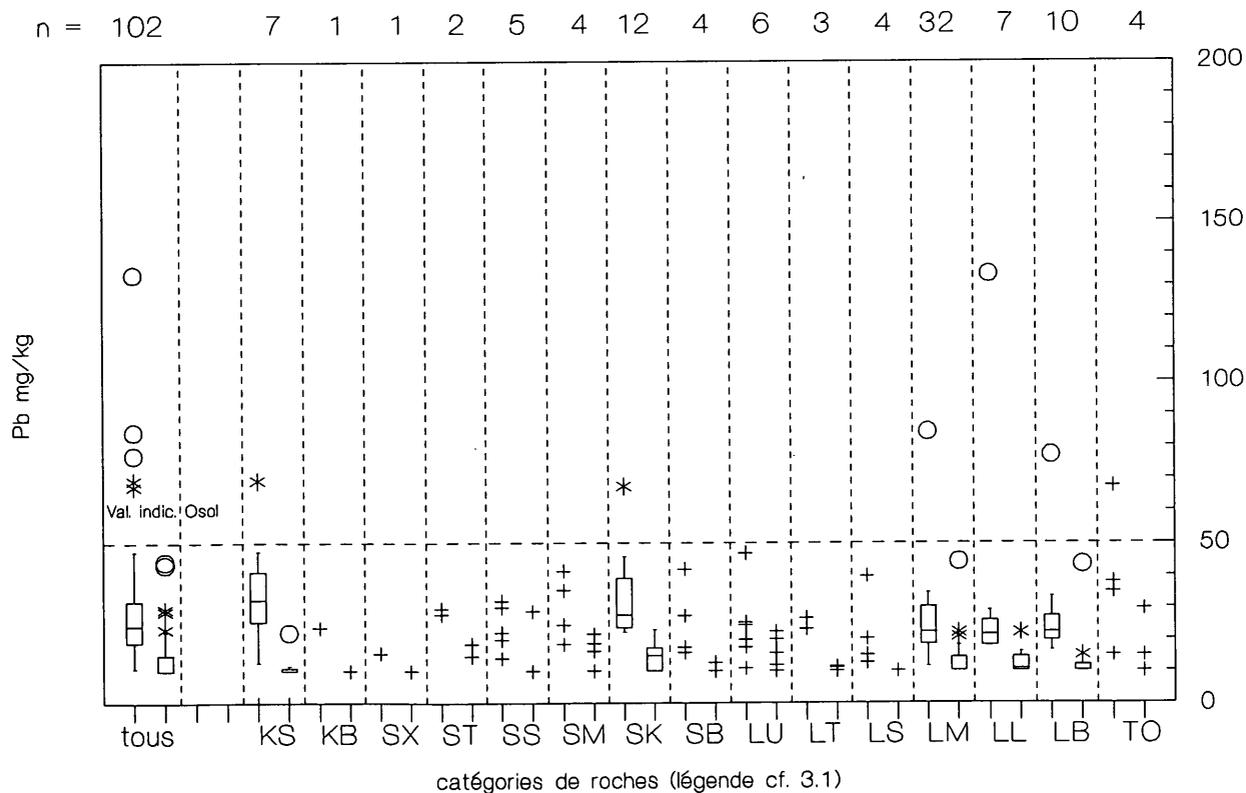


Fig. 3.2-5: Teneurs en Pb exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure 0-20 cm (plage de gauche) et en sous-sol (plage de droite) et classées par catégories de roches



Tab. 3.2-1 : Compilation des teneurs en Pb exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative

Sites	Echantillons n	Fourchette des val. fréquentes mg/kg	Médiane mg/kg	Val. min. mg/kg	Val. max. mg/kg	Dépassements de la valeur indicative
<u>Couches supérieures</u>	102	16 - 38	24.1	10.7	133.4	6
Occupation:						
pâturage intensif	13	18 - 35	24.0	15.8	46.8	0
pâturage extensif	11	14 - 41	22.7	12.6	67.5	1
cultures	27	16 - 28	20.1	10.7	33.4	0
prairies artific.	6	20 - 37	25.6	17.5	38.0	0
cult.spécialisées	13	18 - 77	23.0	15.0	133	2
forêt de conif.	16	20 - 41	29.8	16.7	47.0	0
forêt de feuil.	12	14 - 37	23.4	12.6	69.2	1
zones protégées	4	-	51.3	25.8	84.4	2
<u>Sous-sols</u>	102	10 - 19	10.0	10.0	44.3	0
Roches: 1)						
K acides	7	10 - 12	10.0	10.0	22.0	0
K basiques	1	-	10.0	-	-	0
conglomérats	4	-	10.0	10.0	12.7	0
roches carbonat.	12	10 - 19	14.8	10.0	23.0	0
marne	4	-	17.4	16.2	21.5	0
grès	5	-	10.0	10.0	28.7	0
argile	2	-	16.5	14.6	18.4	0
autres sédiments	1	-	10.0	-	-	0
L blocs	10	10 - 15	10.0	10.0	43.4	0
L limon	7	10 - 13	10.4	10.0	22.0	0
L mixtes	32	10 - 21	10.1	10.0	44.3	0
L sable	4	-	10.0	10.0	10.0	0
L argile	3	-	11.0	10.0	11.4	0
L silt	6	10 - 20	13.7	10.0	22.3	0
tourbe	4	-	11.4	10.0	29.5	0
Valeur indicative Osol: 50 mg/kg						
1) K = roches cristallines, L = roches meubles						

Tab. 3.2-2 : Corrélation des teneurs en Pb avec différentes caractéristiques pédologiques

Caractérist.	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org.	argile %	ox. de Fe	ox. de Al	indice P	CEC effect.	échant. n
<u>Couches sup.</u> 0-20 cm	-0.26 ***	0.33 ***	0.10 **	0.14 ***	0.19 ***	-0.03	0.21 ***	653 - 778
<u>Sous-sols</u> > 20 cm	0.01	0.08	0.14 **	0.16 ***	0.03	0.09 *	0.05	268 - 482

### 3.3 Cuivre (Cu)

Plus l'exploitation agricole est ancienne et intensive, plus les teneurs en cuivre dans les couches supérieures sont élevées par rapport aux teneurs des sous-sols (ex: 5,46,55,59,64,96,101). On remarquera que dans les pâturages extensifs (50,71,72,100) et en forêts (ex: 76,91,93,99), la tendance est inversée (fig. 3.3-1 et tab. 3.3-1).

Les sites très humiques présentent des densités apparentes inférieures à  $1 \text{ kg/dm}^3$ , avec pour corollaire la baisse des teneurs en Cu exprimées en mg/l. Exemple: dans le marais de type anmoor (48), caractérisé par une teneur en C org. de 16.5 % et une densité apparente de  $0.6 \text{ kg/dm}^3$ , les teneurs diminuent de 47.7 mg/kg à 28.6 mg/l. En revanche, les teneurs relevées sur le site de vignobles (55), caractérisé par une densité apparente de  $1.5 \text{ kg/dm}^3$ , augmentent de 223 mg/kg à 335 mg/l. Les sites dont les densités apparentes sont supérieures à  $1 \text{ kg/dm}^3$  et les teneurs en Cu légèrement inférieures à la valeur indicative, présentent des teneurs exprimées en mg/l nettement supérieures à la valeur indicative (64,77,97).

Les teneurs en Cu, exprimées en mg/l, relevées à 0-5 cm ne présentent pas de différence importante par rapport aux teneurs relevées à 0-20 cm (fig. 3.3-3). Les teneurs en cuivre supposées plus élevées pour les échantillons prélevés plus en surface (0-5 cm) ne sont confirmées que sur le site d'arboriculture fruitière (64) et les sites de pâturage intensif (30,74) caractérisés par des apports de cuivre plus élevés dus aux produits phytosanitaires ou à l'épandage de lisier de porc. On relève des teneurs en Cu inférieures dans les échantillons prélevés à 0-5 cm par rapport à ceux prélevés à 0-20 cm essentiellement sur les sites de culture extensive (12,47,52,70,71,76,91,99,100) et dans les deux parcs (61,97) de centre-ville. Dans la mesure où les polluants pénètrent dans le sol depuis la surface, cette situation semble de prime abord peu vraisemblable. Comme pour le plomb, elle s'explique davantage par un phénomène de dilution dus à des brassages naturels de terre, sous l'action notamment des lombrics, que par des migrations verticales de Cu. Sur le site forestier 91, la teneur en Cu est moins élevée dans l'échantillon prélevé à 0-5 cm que dans l'échantillon prélevé à 0-20 cm, ce qui n'est pas le cas du plomb. Ce phénomène apparemment contradictoire s'explique par le fait que, dans le cas du plomb, l'apport atmosphérique prédomine sur l'effet de dilution, contrairement au cuivre.

Les teneurs fréquentes en Cu peuvent être facilement réparties en fonction de l'occupation des sols. Les cultures spécialisées, en premier les sols de vignoble (5,55,96,101), présentent les teneurs les plus élevées. On constate parfois des teneurs supérieures dans les sols d'arboriculture fruitière (4,20,64) et de maraîchage (51,59,67,94). Viennent ensuite les sols de cultures et de pâturage intensif. On relève des teneurs plus basses dans les sols de pâturage extensif et notamment sous forêt (fig. 3.3-4 et tab. 3.3-1).

Fig. 3.3-1: Teneurs en Cu en mg/kg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm (colonne de gauche) et en sous-sols (colonne de droite)

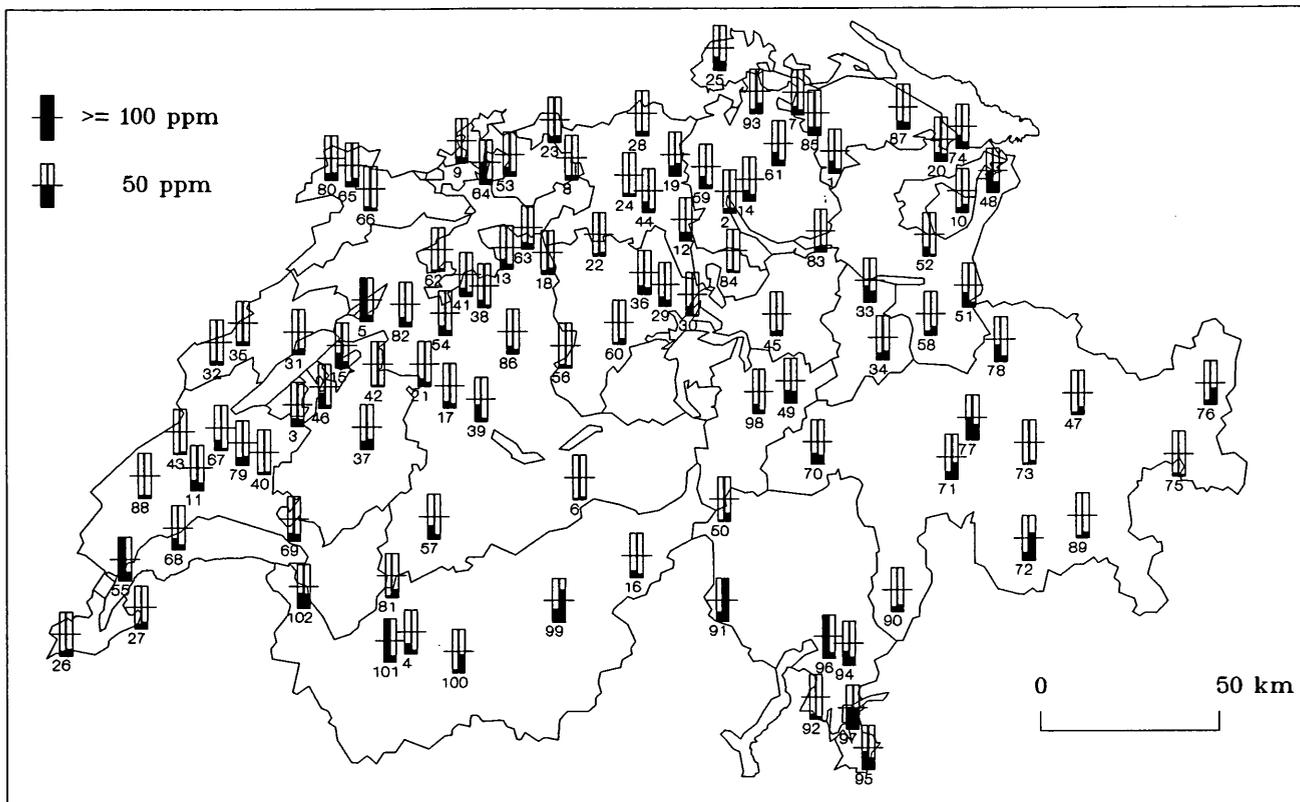


Fig. 3.3-2: Teneurs en Cu relevées dans les couches supérieures 0-20 cm exprimées en mg/kg (colonne de gauche) et en mg/l (colonne de droite)

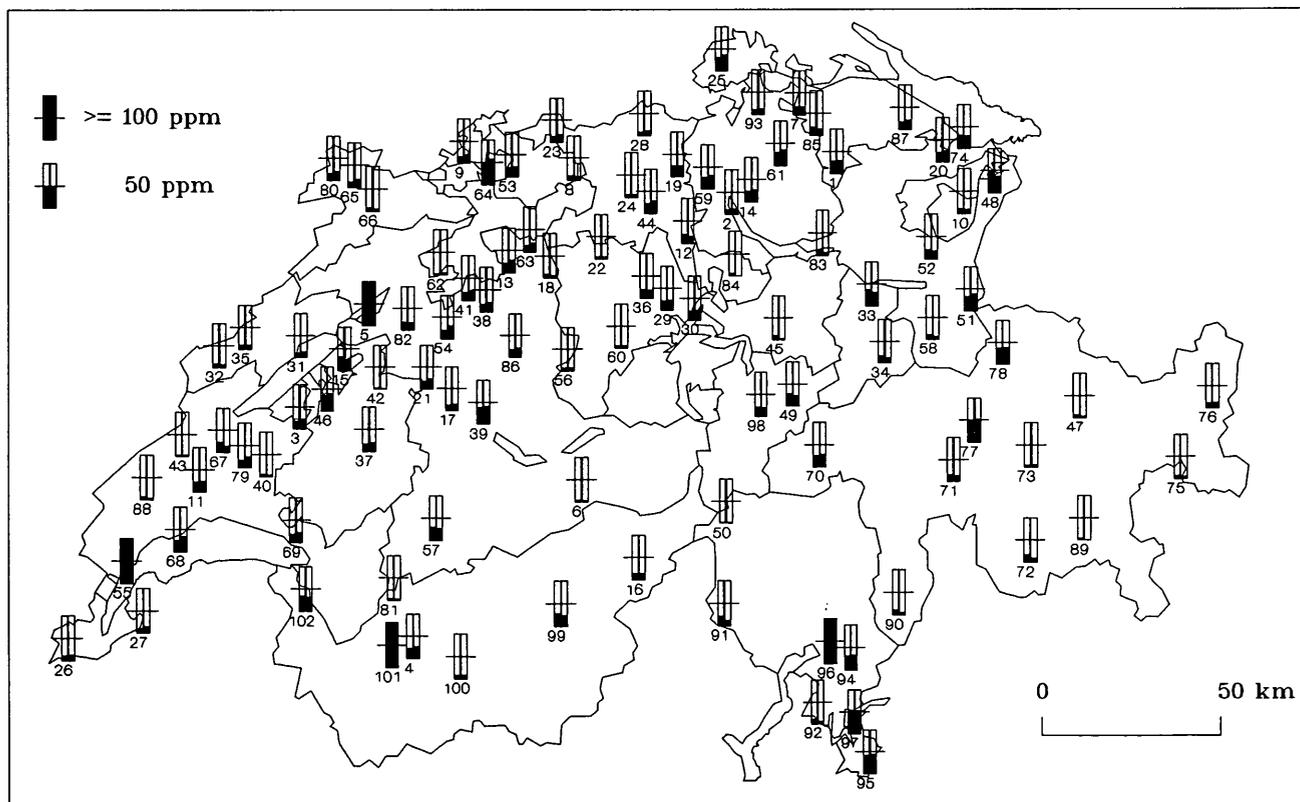
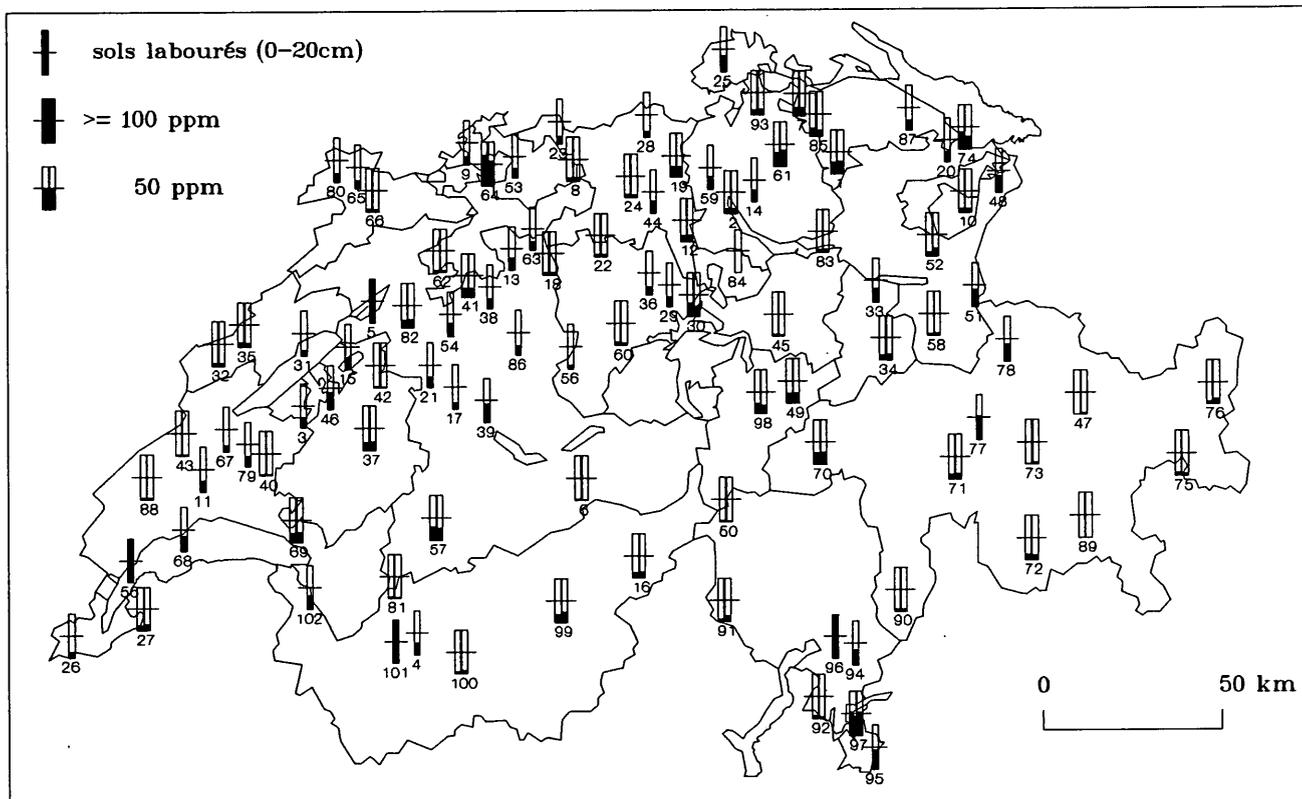


Fig. 3.3-3 : Teneurs en Cu exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm (colonne de gauche) et à 0-20 cm (colonne de droite)



Il est plus difficile de classer les teneurs en Cu à partir de la roche-mère (fig. 3.3-5 et tab. 3.3-1). Les teneurs plus élevées relevées dans les couches supérieures (64,78) sont dues à des apports d'origine anthropique. On relève des teneurs moins importantes dans les couches supérieures; elles sont le résultat de transferts d'origine pédogène (72,91). Cela peut s'expliquer également par l'influence de couches superficielles et de modifications géologiques en profondeur (71,72,99). Les schistes lustrés (71,76,77,99) et les roches cristallines basiques (72) ont tendance à être fortement chargés en Cu.

On relève de faibles corrélations entre les teneurs en Cu et les différentes caractéristiques pédologiques (tab. 3.3-2). Les corrélations négatives entre le carbone organique, connu pour être un support de sorption, et le Cu sont difficilement explicables. La corrélation positive avec le phosphate soluble indique la présence d'un apport de Cu par des engrais de ferme. En revanche, il semble impossible d'expliquer pourquoi la corrélation est plus marquée en sous-sol.

On compte 6 dépassements de la valeur indicative dans les couches supérieures (tab. 3.3-1); 5 proviennent de cultures spécialisées; le site localisé dans un parc (97) avec 51 mg/kg et le site de cultures avec 50.1 mg/kg se situent néanmoins dans la variabilité analytique de la valeur indicative. Ce sont les 4 sites de vignobles qui présentent les teneurs les plus élevées: 860 mg/kg (96), 465 mg/kg (101), 350 mg/kg (5) et 223 mg/kg (55).

Fig. 3.3-4: Teneurs en Cu exprimées en mg/kg (plage de gauche) et en mg/l (plage de droite) relevées dans les couches supérieures 0-20 cm et classées par types d'exploitation

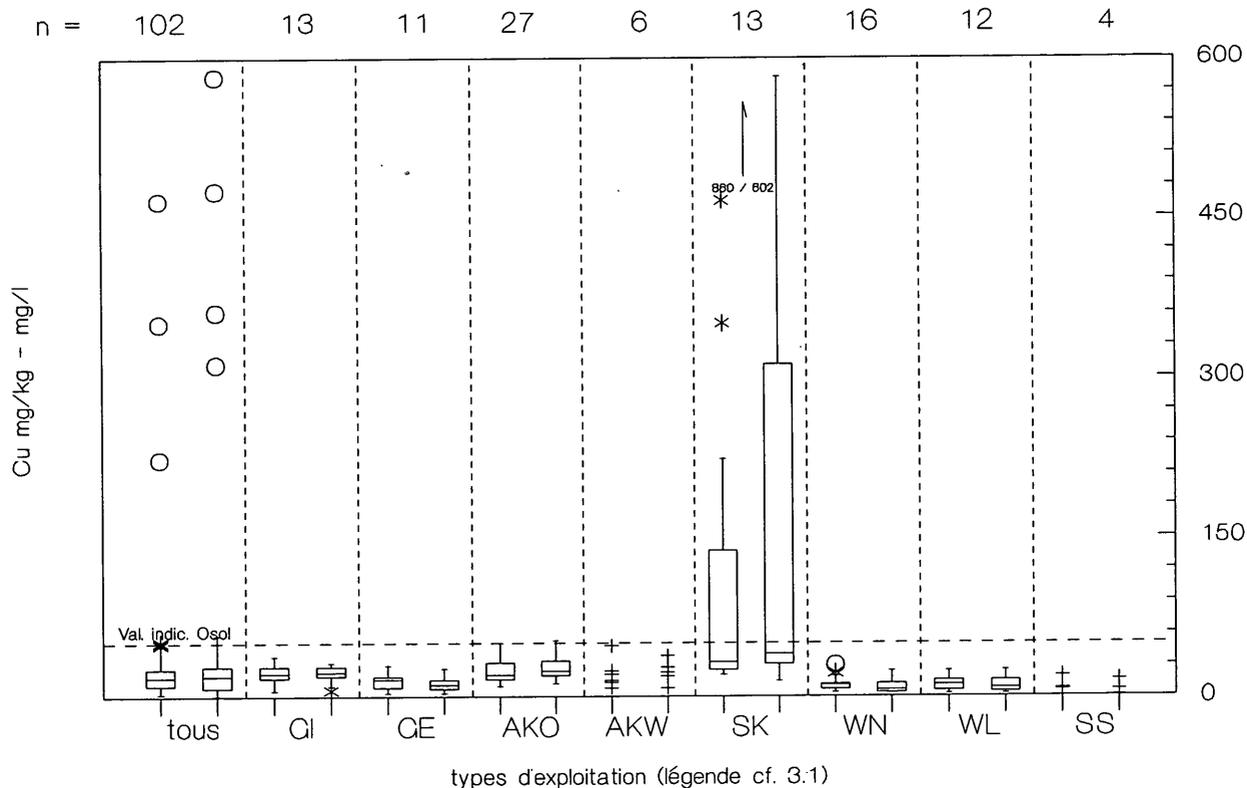
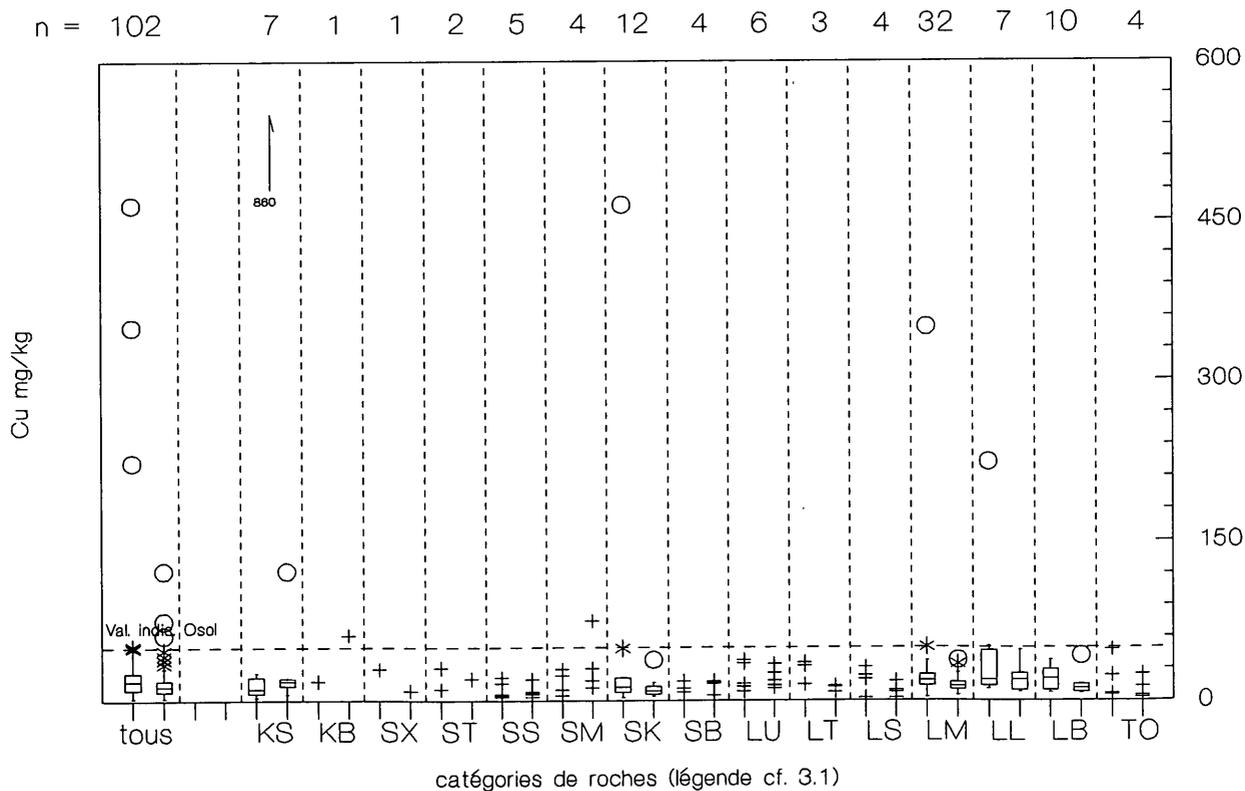


Fig. 3.3-5: Teneurs en Cu exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure 0-20 cm (plage de gauche) et en sous-sol (plage de droite) classées par catégories de roches



Tab. 3.3-1 : Compilation des teneurs en Cu exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative

Sites	Echantillons n	Fourchette des val. fréquentes mg/kg	Médiane mg/kg	Val. min. mg/kg	Val. max. mg/kg	Dépassements de la valeur indicative
<u>Couches supérieures</u>	102	6 - 35	17.9	2.6	860	6
Occupation:						
pâturage intensif	13	9 - 31	21.4	5.3	38.0	0
pâturage extensif	11	4 - 21	16.4	2.9	29.4	0
cultures	27	13 - 37	20.1	9.4	50.1	1
prairies artific.	6	13 - 24	17.9	7.9	47.7	0
cult.spécialisées	13	23 - 465	33.4	20.4	860	5
forêt de conif.	16	5 - 19	10.6	3.9	29.3	0
forêt de feuil.	12	3 - 20	10.7	2.6	23.8	0
zones protégées	4	-	7.0	5.8	19.4	0
<u>Sous-sols</u>	102	6 - 25	12.9	2.5	122	3
Roches: 1)						
K acides	7	13 - 21	18.3	5.9	122.4	1
K basiques	1	-	61.3	-	-	1
conglomérats	4	-	16.6	5.2	18.2	0
roches carbonat.	12	6 - 17	9.3	4.1	38.1	0
marne	4	-	20.6	12.2	74.8	1
grès	5	-	7.2	3.7	19.9	0
argile	2	-	20.4	20.2	20.6	0
autres sédiments	1	-	9.3	-	-	0
L blocs	10	7 - 16	11.3	6.6	42.0	0
L limon	7	11 - 28	21.1	8.8	47.4	0
L mixtes	32	8 - 22	13.2	4.6	37.7	0
L sable	4	-	8.9	2.5	18.1	0
L argile	3	-	13.0	8.1	13.7	0
L silt	6	14 - 26	16.6	11.7	33.9	0
tourbe	4	-	13.3	3.1	24.8	0
Valeur indicative Osol: 50 mg/kg						
1) K = roches cristallines, L = roches meubles						

Tab. 3.3-2 : Corrélation des teneurs en Cu avec différentes caractéristiques pédologiques

Caractérist.	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org.	argile %	ox. de Fe	ox. de Al	indice P	CEC effect.	échant. n
<u>Couches sup.</u> 0-20 cm	0.12 ***	-0.09 **	-0.15 ***	-0.10 **	0.20 ***	0.22 ***	-0.06	654 - 779
<u>Sous-sols</u> > 20 cm	0.11 **	-0.04	-0.06	-0.04	0.13 **	0.56 ***	-0.06	268 - 482

### 3.4 Cadmium (Cd)

En règle générale, les teneurs en Cd relevées dans les couches supérieures sont plus élevées que celles du sous-sol (fig. 3.4-1). Sur certains sites, les teneurs du sous-sol sont parfois sensiblement supérieures aux teneurs des couches supérieures, indépendamment de l'emplacement géographique; il s'agit de sites sous forêts (18,22,27,43,62,76,81,93), de pâturages (6,71) et de cultures (9,21,65,80,95,102).

La prise en compte des différentes densités apparentes entraîne une modification des teneurs exprimées en mg/l (fig. 3.4-2), contrairement aux teneurs en Cd exprimées en mg/kg. Sur certains sites (8,66,84,88), les teneurs volumiques descendent en-dessous de la valeur indicative ou augmentent en conséquence (53,64).

Les teneurs en Cd exprimées en volume, relevées à une profondeur de 0-5 cm sur des sites non cultivés, sont certes souvent, mais pas toujours, sensiblement supérieures aux teneurs relevées à 0-20 cm (fig. 3.4-3). Les rapports inversés (1,27,32,47,60,62,64,69,70,73,74) indiquent soit que les apports de Cd d'origine anthropique sont moins importants que les exportations, soit une prépondérance de la dilution relative par mélange naturel de terre.

Sur les sites de cultures spécialisées et de pâturage intensif, les teneurs fréquentes en Cd sont sensiblement supérieures (fig. 3.4-4). Ce sont les sites des forêts de conifères qui présentent les teneurs les plus basses; ils sont nettement distancés par les sites de forêts de feuillus. Ce phénomène peut s'expliquer par la plus grande mobilité du cadmium dans les sols particulièrement acides sous forêts de conifères. Les valeurs aberrantes proviennent en général de sites localisés sur des sols calcaires.

Sur les sites calcaires, dans le Jura notamment, les teneurs en Cd sont nettement plus élevées (fig. 3.4-5). Les teneurs considérablement élevées dans les couches supérieures situées sur des roches calcaires par rapport aux teneurs du sous-sol semblent être le résultat d'une accumulation résiduelle (par lessivage du calcaire) et non d'une contamination par le cadmium.

Les corrélations des teneurs en Cd avec les différentes caractéristiques pédologiques (tab. 3.4-2) sont positives, notamment pour la teneur en argile et la CEC effective.

On compte 5 dépassements de la valeur indicative dans les couches supérieures (tab. 3.4-1). Les sites concernés se situent tous dans le Jura, sur des roches calcaires. Pour le site forestier (88), il ne semble pas possible de se référer à la valeur indicative de l'Osol puisque la teneur en humus dépasse les 15 %.

Fig. 3.4-1: Teneurs en Cd en mg/kg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm (colonne de gauche) et en sous-sols (colonne de droite)

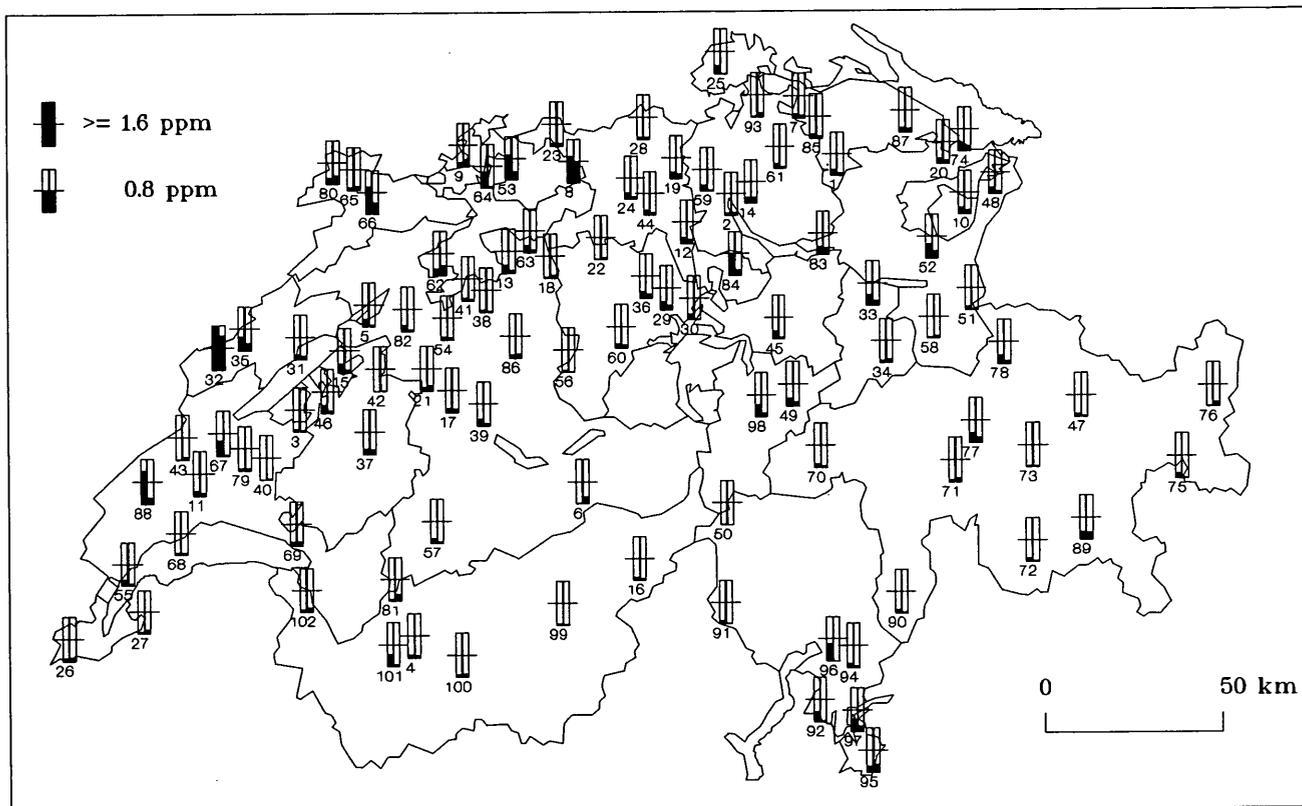


Fig. 3.4-2: Teneurs en Cd relevées dans les couches supérieures 0-20 cm exprimées en mg/kg (colonne de gauche) et en mg/l (colonne de droite)

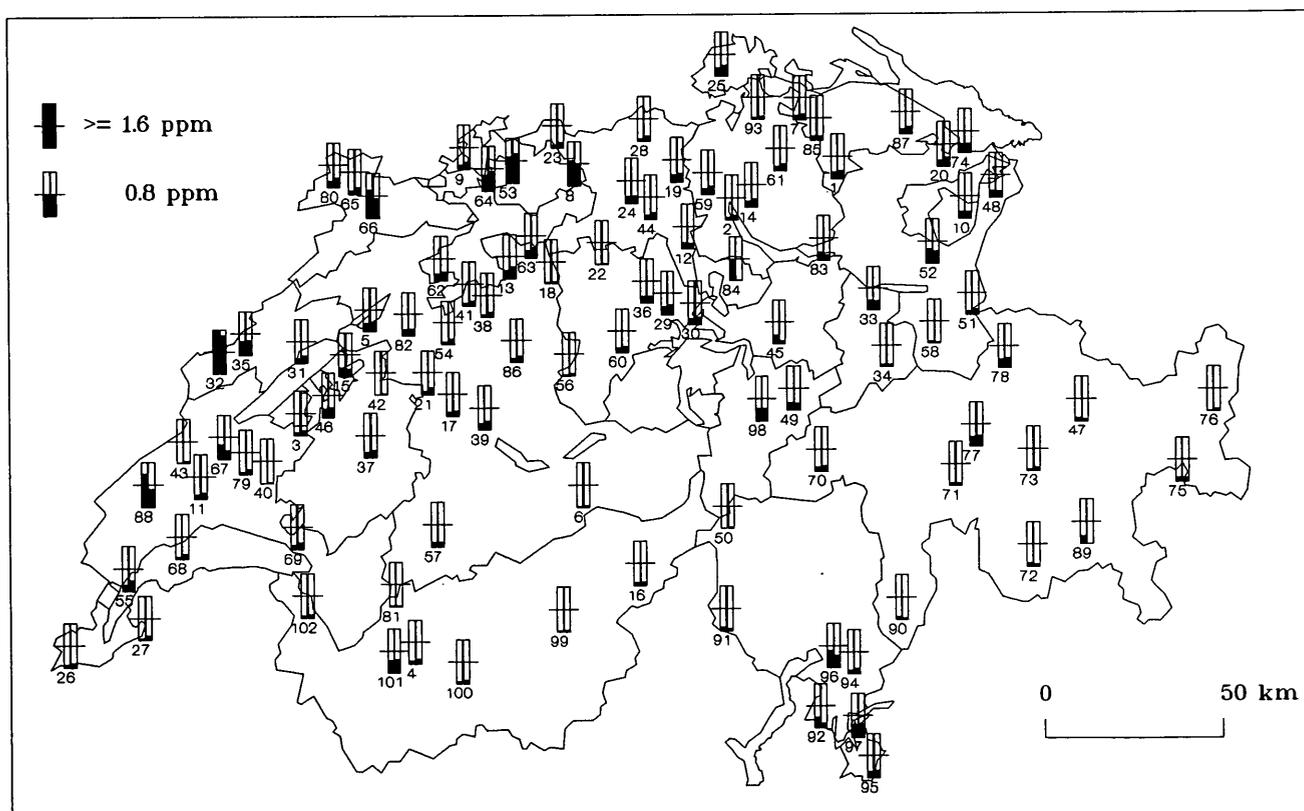


Fig. 3.4-3: Teneurs en Cd exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm (colonne de gauche) et à 0-20 cm (colonne de droite)

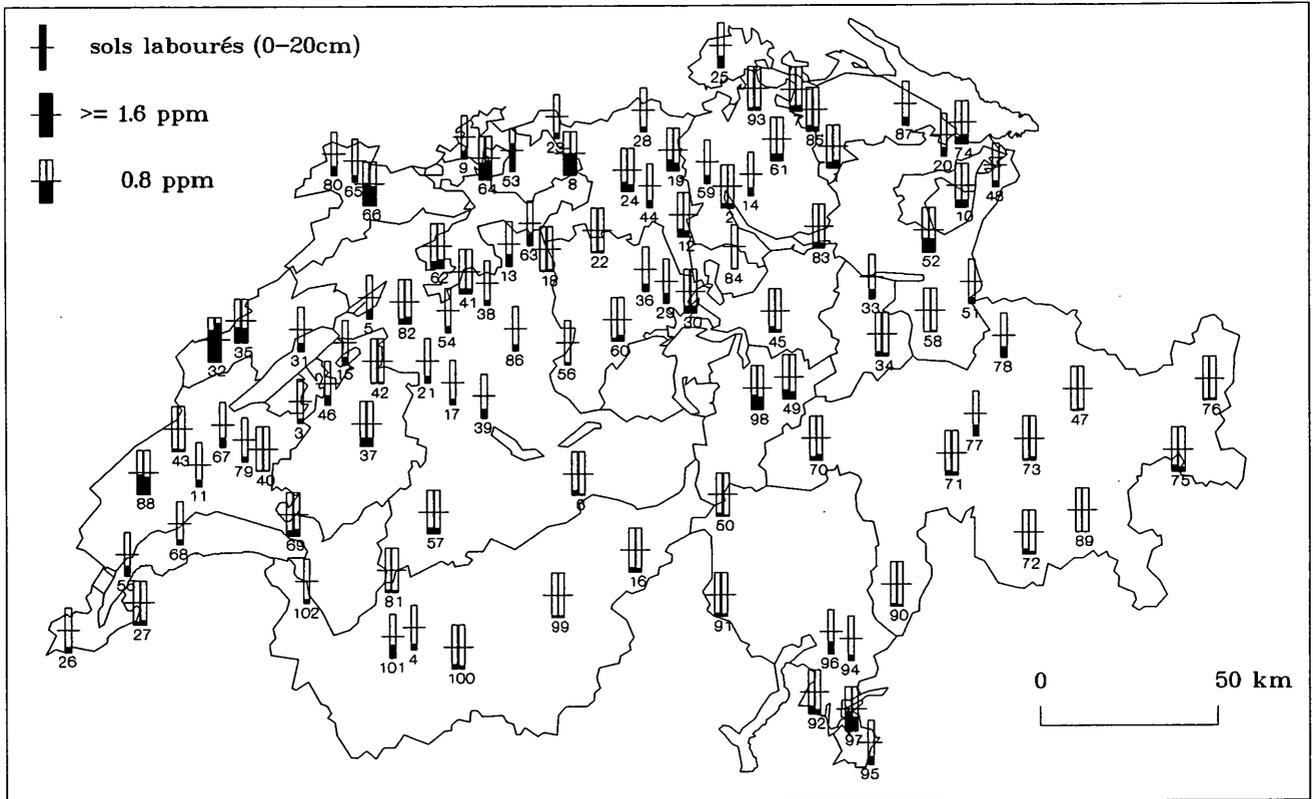


Fig. 3.4-4: Teneurs en Cd exprimées en mg/kg (plage de gauche) et en mg/l (plage de droite) relevées dans les couches supérieures 0-20 cm et classées par types d'exploitation

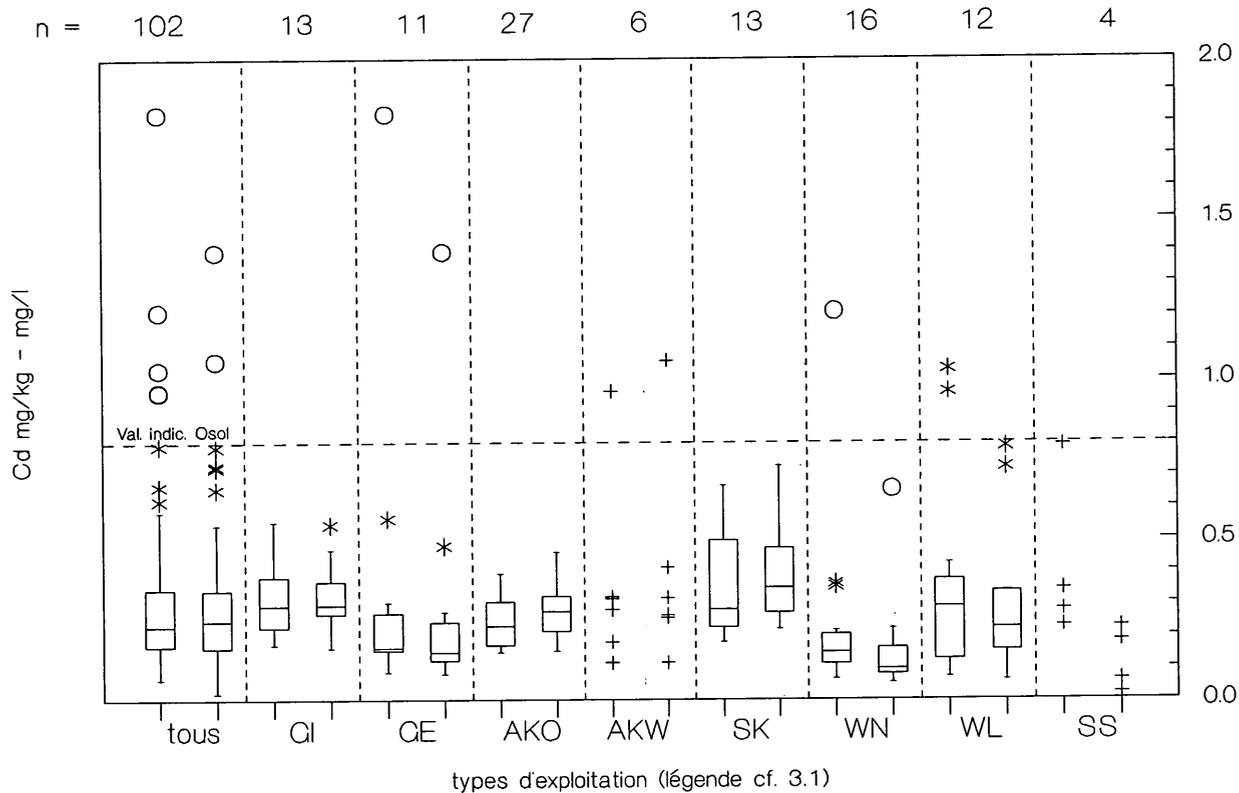
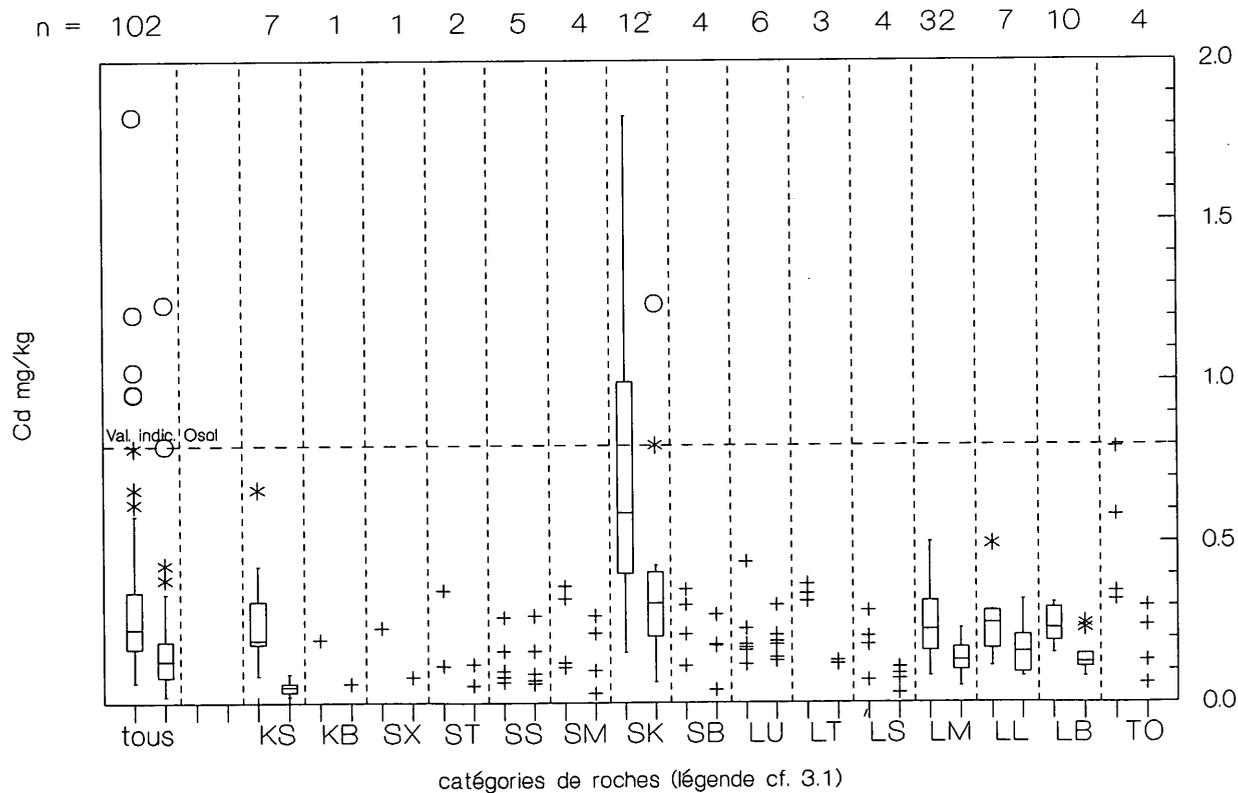


Fig. 3.4-5: Teneurs en Cd exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure 0-20 cm (plage de gauche) et en sous-sol (plage de droite) et classées par catégories de roches



Tab. 3.4-1 : Compilation des teneurs en Cd exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative

Sites	Echantillons n	Fourchette des val. fréquentes mg/kg	Médiane mg/kg	Val. min. mg/kg	Val. max. mg/kg	Dépassements de la valeur indicative
<u>Couches supérieures</u>	102	0.11 - 0.49	0.23	0.06	1.83	5
Occupation:						
pâturage intensif	13	0.20 - 0.50	0.29	0.17	0.55	0
pâturage extensif	11	0.10 - 0.56	0.16	0.08	1.83	1
cultures	27	0.16 - 0.36	0.23	0.15	0.39	0
prairies artific.	6	0.18 - 0.32	0.30	0.11	0.96	1
cult.spécialisées	13	0.20 - 0.62	0.28	0.18	0.66	0
forêt de conif.	16	0.08 - 0.35	0.15	0.06	1.21	1
forêt de feuil.	12	0.09 - 0.96	0.29	0.07	1.03	2
zones protégées	4	-	0.31	0.23	0.79	0
<u>Sous-sols</u>	102	0.05 - 0.24	0.13	0.02	1.24	2
Roches: 1)						
K acides	7	0.03 - 0.07	0.05	0.02	0.09	0
K basiques	1	-	0.06	-	-	0
conglomérats	4	-	0.18	0.04	0.27	0
roches carbonat.	12	0.09 - 0.80	0.31	0.06	1.24	2
marne	4	-	0.15	0.03	0.27	0
grès	5	-	0.09	0.06	0.27	0
argile	2	-	0.09	0.05	0.12	0
autres sédiments	1	-	0.08	-	-	0
L blocs	10	0.11 - 0.23	0.12	0.08	0.24	0
L limon	7	0.10 - 0.23	0.17	0.08	0.32	0
L mixtes	32	0.06 - 0.20	0.13	0.05	0.23	0
L sable	4	-	0.08	0.03	0.11	0
L argile	3	-	0.13	0.12	0.13	0
L silt	6	0.14 - 0.21	0.18	0.13	0.30	0
tourbe	4	-	0.13	0.06	0.30	0
1) Valeur indicative Osol: 0.8 mg/kg 1) K = roches cristallines, L = roches meubles						

Tab. 3.4-2 : Corrélation des teneurs en Cd avec différentes caractéristiques pédologiques

Caractérist.	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org.	argile %	ox. de Fe	ox. de Al	indice P	CEC effect.	échant. n
<u>Couches sup.</u> 0-20 cm	0.25 ***	0.21 ***	0.39 ***	0.15 ***	0.31 ***	0.04	0.48 ***	654 - 779
<u>Sous-sols</u> > 20 cm	0.23 ***	0.06	0.24 ***	0.15 ***	0.11 **	0.08	0.18 **	268 - 482

### 3.5 Zinc (Zn)

Dans la majorité des cas, les teneurs en Zn relevées dans les couches supérieures sont légèrement plus élevées que les teneurs des sous-sols (fig. 3.5-1). On relève des rapports inversés indépendamment de la situation géographique et géologique sur certains sites sous forêts (47,62,76,81,90,91,93), sites de pâturages (6,34) et de cultures (21,79,80,102).

Par rapport aux teneurs exprimées en mg/kg, les teneurs volumiques en Zn fluctuent selon les densités apparentes correspondantes (fig. 3.5-2).

La comparaison des teneurs volumiques des échantillons prélevés à 0-5 cm et à 0-20 cm n'indique aucune augmentation significative des teneurs relevées dans les échantillons plus en surface; on constate même pour 5 sites (18,27,32,64,76) une évolution contraire (fig. 3.5-3).

Les teneurs fréquentes en Zn sont supérieures sur les sites de pâturage intensif et de cultures spécialisées (fig. 3.5-4). Les valeurs aberrantes ascendantes relevées dans des sols de cultures concernent les deux sites de culture biologique (86,87). Les exploitations spécialisées dans l'agriculture biologique couvrent leurs besoins en engrais, comme les exploitations de pâturage, avec des engrais de ferme essentiellement.

Les teneurs en Zn ne peuvent être classées à partir de la roche-mère (fig. 3.5-5). A l'exception d'un seul site sur un grès du flysch (34), les teneurs du sous-sol sont nettement inférieures à 100 mg/kg, c'est-à-dire à la moitié de la valeur indicative. Cela confirme le peu d'impact de la roche-mère sur la charge des sols en zinc.

Les corrélations des teneurs en Zn avec les différentes caractéristiques pédologiques (tab. 3.5-2) sont faibles et uniquement positives pour les couches supérieures. Les corrélations négatives avec le carbone organique et la CEC effective en sous-sols s'expliquent difficilement.

On ne compte aucun dépassement de la valeur indicative de 200 mg/kg (tab. 3.5-1). La teneur maximale de 145 mg/kg relevée dans une couche supérieure a été mesurée dans un parc situé en milieu urbain (97).

Fig. 3.5-1: Teneurs en Zn en mg/kg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm (colonne de gauche) et en sous-sols (colonne de droite)

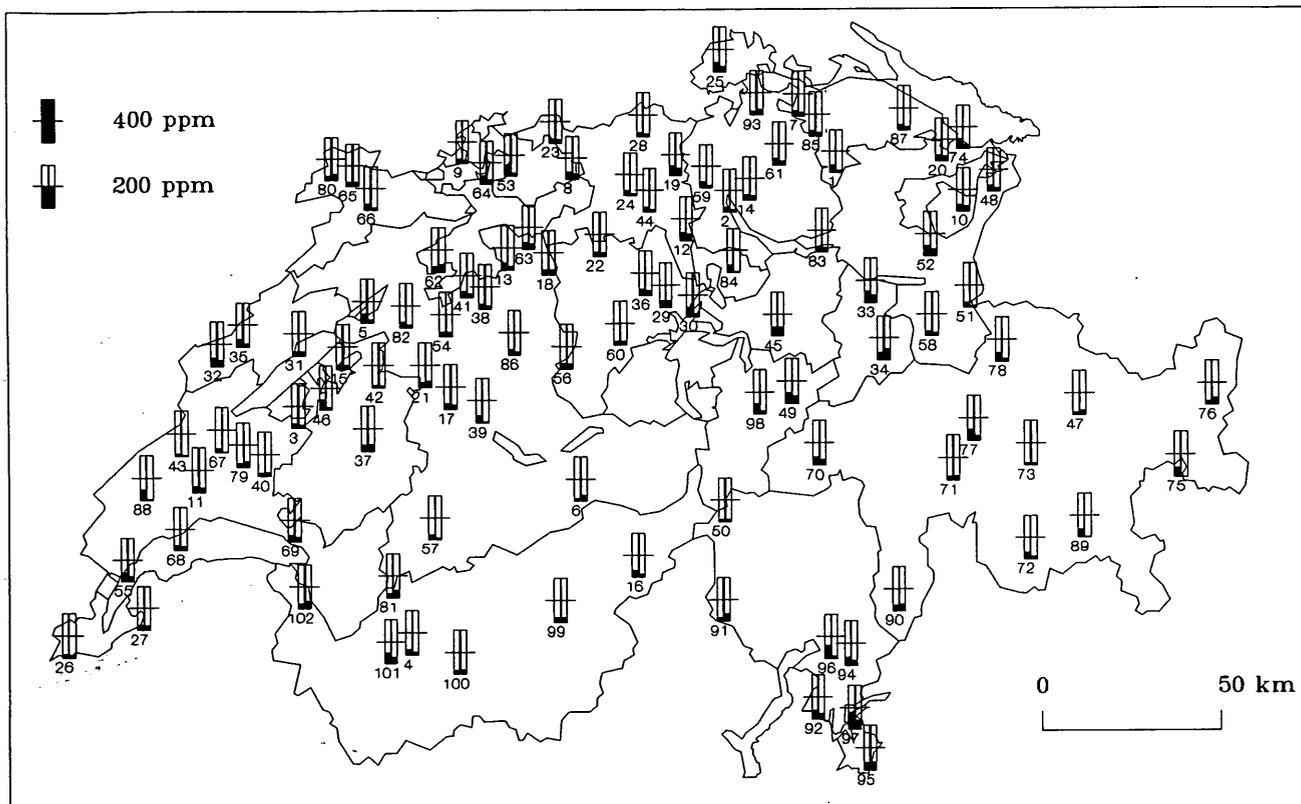


Fig. 3.5-2: Teneurs en Zn relevées dans les couches supérieures 0-20 cm exprimées en mg/kg (colonne de gauche) et en mg/l (colonne de droite)

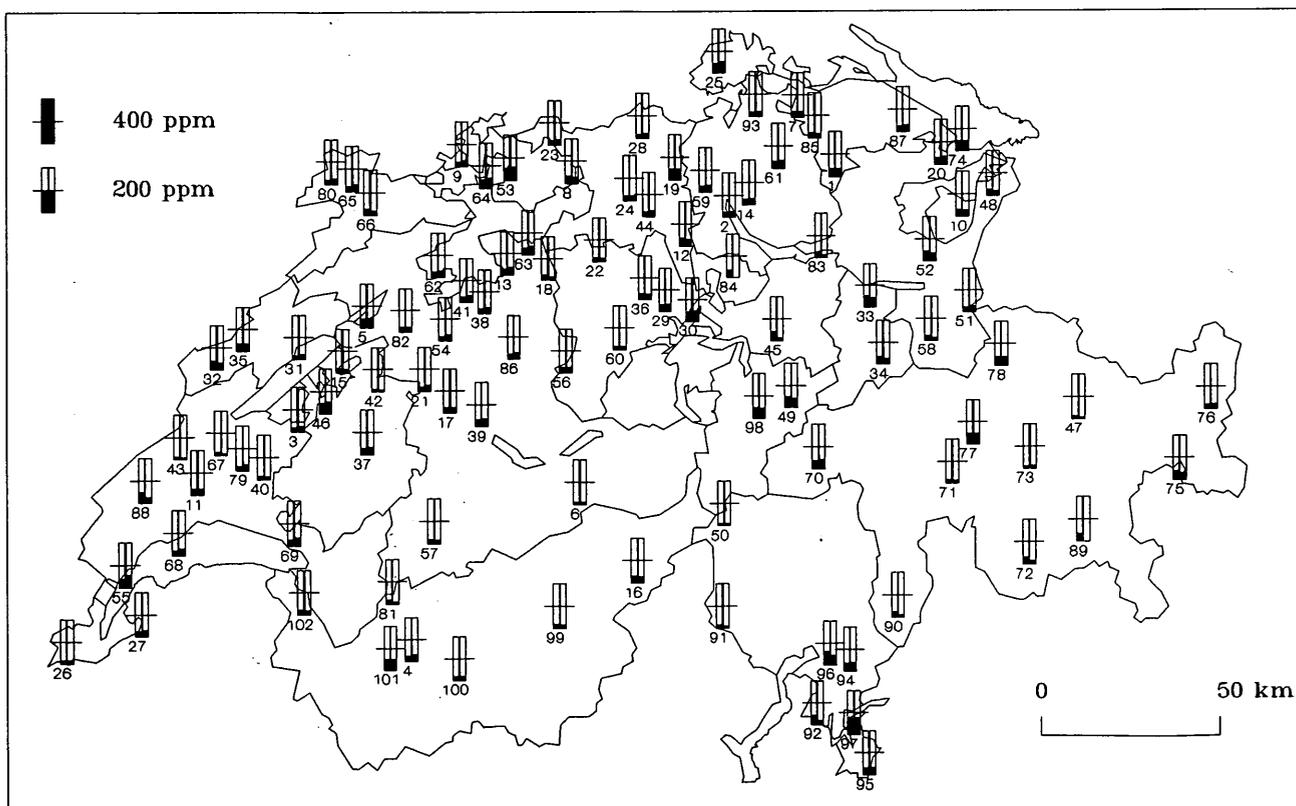


Fig. 3.5-3: Teneurs en Zn exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm (colonne de gauche) et à 0-20 cm (colonne de droite)

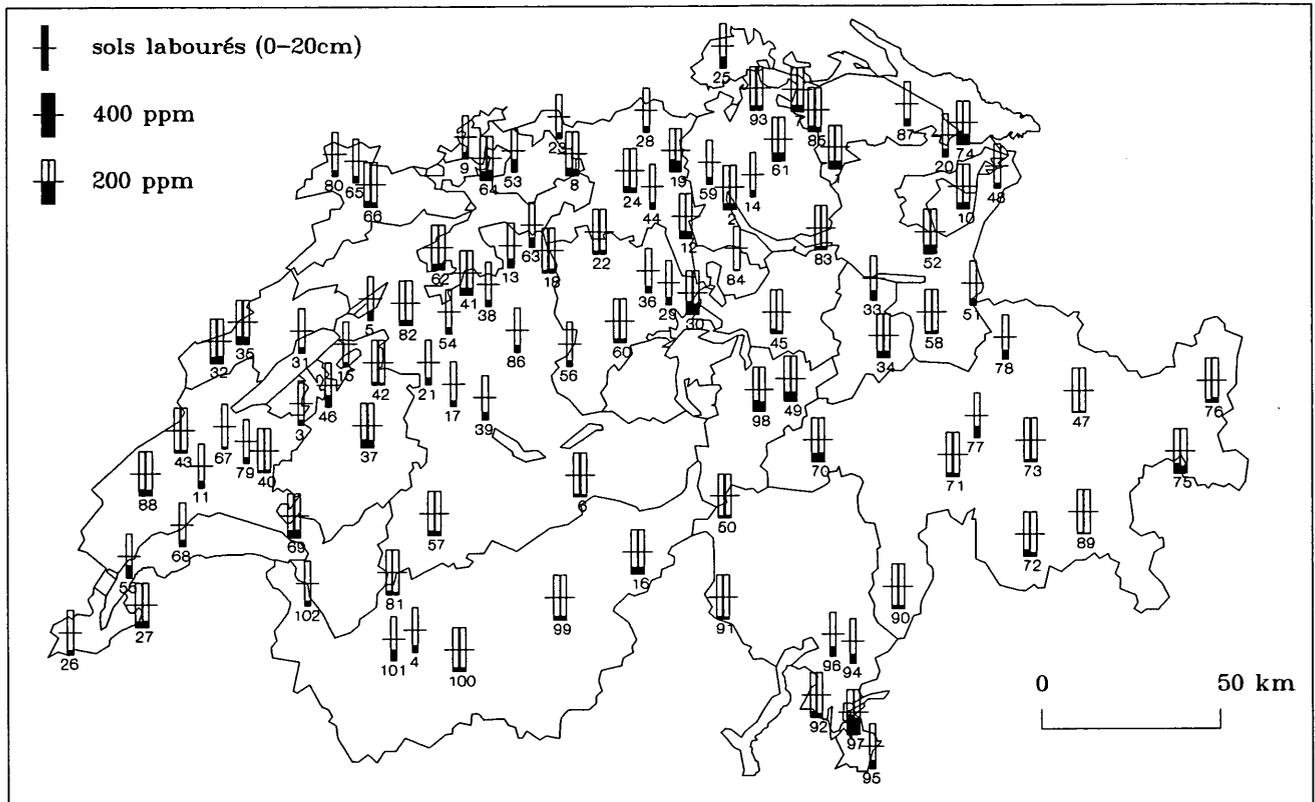


Fig. 3.5-4: Teneurs en Zn exprimées en mg/kg (plage de gauche) et en mg/l (plage de droite) relevées dans les couches supérieures 0-20 cm et classées par types d'exploitation

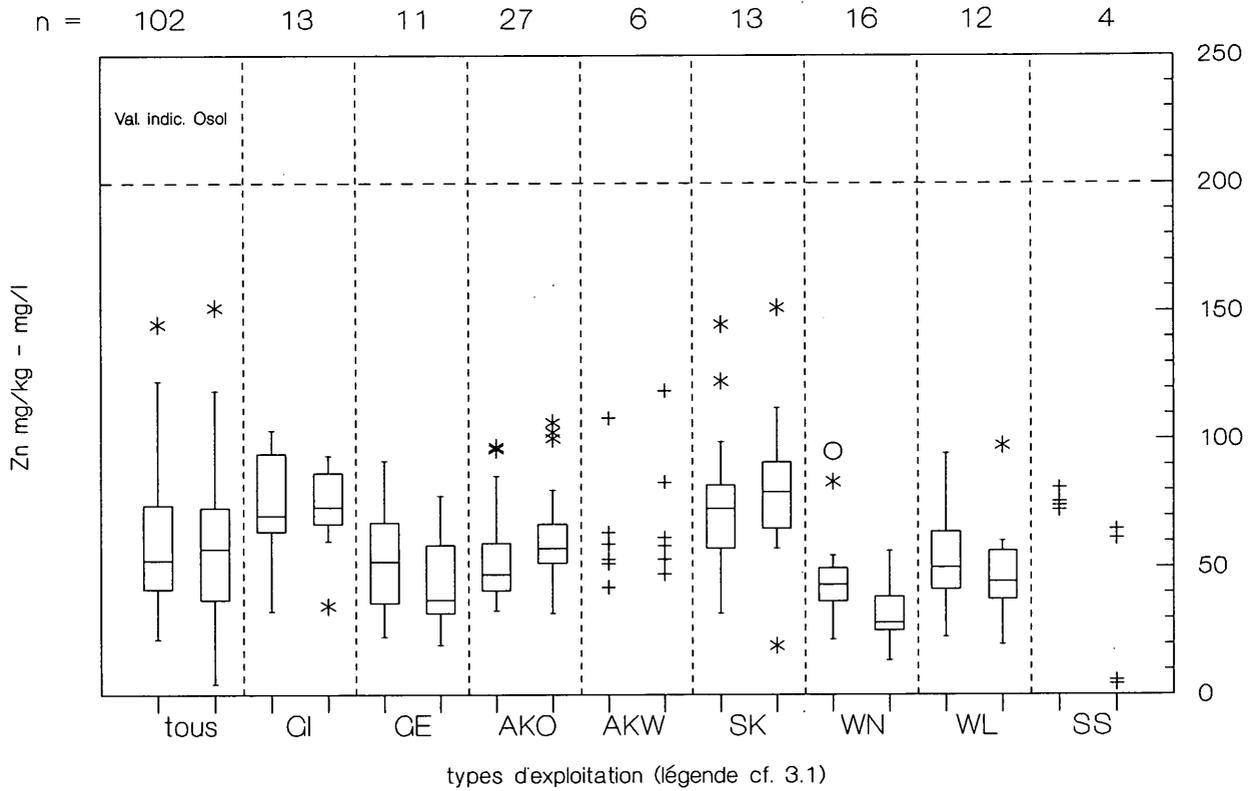
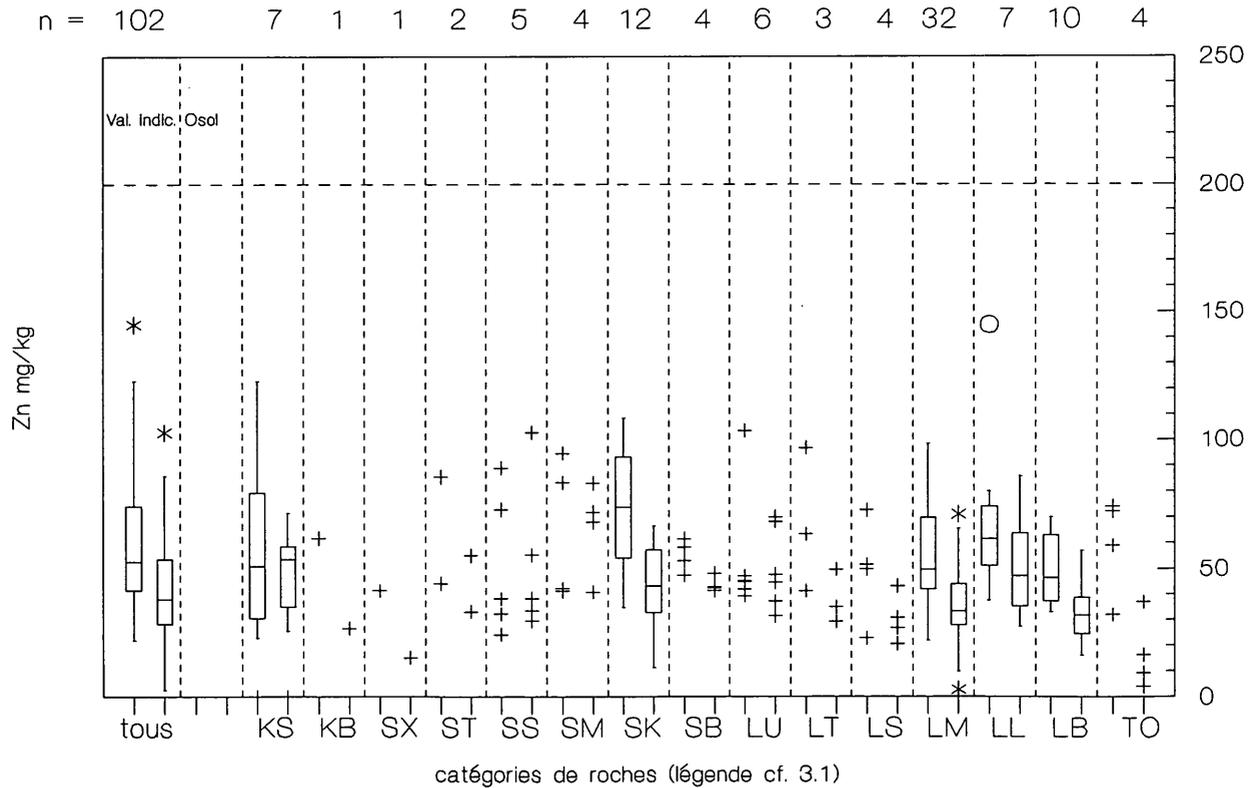


Fig. 3.5-5: Teneurs en Zn exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure 0-20 cm (plage de gauche) et en sous-sol (plage de droite) et classées par catégories de roches



Tab. 3.5-1 : Compilation des teneurs en Zn exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative

Sites	Echantillons n	Fourchette des val. fréquentes mg/kg	Médiane mg/kg	Val. min. mg/kg	Val. max. mg/kg	Dépassements de la valeur indicative
<u>Couches supérieures</u>	102	35 - 89	52.6	21.7	145	0
Occupation:						
pâturage intensif	13	57 - 98	70.1	32.6	103	0
pâturage extensif	11	24 - 79	52.1	22.7	91.4	0
cultures	27	39 - 77	47.1	32.9	96.8	0
prairies artific.	6	51 - 64	56.0	42.1	108	0
cult.spécialisées	13	48 - 123	72.7	31.9	145	0
forêt de conif.	16	32 - 55	43.1	21.7	95.1	0
forêt de feuil.	12	23 - 84	49.8	22.6	94.5	0
zones protégées	4	-	74.8	72.3	80.9	0
<u>Sous-sols</u>	102	20 - 62	37.8	2.7	103	0
Roches: 1)						
K acides	7	26 - 61	53.7	25.5	71.7	0
K basiques	1	-	26.6	-	-	0
conglomérats	4	-	42.6	41.4	48.1	0
roches carbonat.	12	18 - 62	43.2	11.3	66.5	0
marne	4	-	70.8	40.7	83.0	0
grès	5	-	38.3	29.4	103	0
argile	2	-	44.1	33.0	55.1	0
autres sédiments	1	-	15.0	-	-	0
L blocs	10	20 - 44	31.7	15.9	57.2	0
L limon	7	41 - 72	48.2	29.7	85.7	0
L mixtes	32	19 - 62	33.2	2.7	71.0	0
L sable	4	-	28.7	20.5	43.1	0
L argile	3	-	34.8	29.2	49.6	0
L silt	6	37 - 68	46.2	31.4	70.1	0
tourbe	4	-	16.3	4.0	36.9	0
Valeur indicative Osol: 200 mg/kg						
1) K = roches cristallines, L = roches meubles						

Tab. 3.5-2 : Corrélation des teneurs en Zn avec différentes caractéristiques pédologiques

Caractérist.	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org.	argile %	ox. de Fe	ox. de Al	indice P	CEC effect.	échant. n
<u>Couches sup.</u> 0-20 cm	0.28 ***	0.03	0.28 ***	0.26 ***	0.10 **	0.32 ***	0.37 ***	654 - 779
<u>Sous-sols</u> > 20 cm	0.09 *	-0.27 ***	0.39 ***	0.17 ***	0.14 **	0.16 ***	-0.23 ***	268 - 482

### 3.6 Nickel (Ni)

Les sites caractérisés par des teneurs en Ni plus élevées dans les sous-sols que dans les couches supérieures sont très nombreux et ne sont, apparemment, pas liés à l'emplacement géographique (fig. 3.6-1). Certains indices permettent de conclure à une accumulation en sous-sol du Ni en raison de la facile altération des roches riches en nickel (STICHER 1978).

Sur certains sites (9,13,25,27,31,46,54,55,63,65,68,69,79), les teneurs en Ni exprimées en volume sont nettement supérieures aux teneurs en mg/kg (fig. 3.6-2).

Seuls deux sites (57,85) présentent des teneurs sensiblement plus élevées à 0-5 cm qu'à 0-20 cm (fig. 3.6-3). Sinon, les rapports sont inversés et pour certains sites (69,72,74,76,99) nettement inversés.

Pour les sites d'agriculture intensive, souvent moins acides que les sites d'agriculture extensive, les teneurs en Ni des couches supérieures sont généralement plus élevées (fig. 3.6-4). Les teneurs supérieures à la valeur indicative sont liées à la composition minérale de la roche.

La répartition des teneurs en fonction des roches ne permet pas de reconnaître dans un premier temps de véritables dépendances (fig. 3.6-5). Les sites extrêmement chargés en Ni et localisés sur des roches cristallines basiques ne peuvent être considérés comme représentatifs puisque la seule teneur relevée en sous-sol, 674 mg/kg (72), ne peut servir de référence. Une analyse plus approfondie permet cependant de constater que les sites caractérisés par des teneurs en Ni élevées sont principalement compris dans les bassins versants des glaciers du Rhône (46,55,69,99), du Rhin (25,48,72) et de l'Inn (76) qui charrient des roches cristallines basiques riches en nickel du Valais et des Grisons (CELARDIN et al. 1989 et VOGEL et al. 1989). En revanche, les teneurs en Ni relevées dans les bassins versants des glaciers de l'Aar et de la Reuss, caractérisés par des roches cristallines essentiellement acides, sont inférieures. Il semble également que les sites extrêmement argileux (25,46) présentent des teneurs élevées en Ni.

Les corrélations des teneurs en Ni avec les différentes caractéristiques pédologiques (tab. 3.6-2) sont toutes très faibles. On relèvera les corrélations positives avec l'oxyde de fer et la teneur en argile pour lesquels les roches cristallines basiques constituent d'importantes sources, au même titre que pour le Ni. La corrélation négative avec le carbone organique renvoie à un effet de dilution par la matière organique. La corrélation positive avec le pH des couches supérieures indique une baisse de la mobilité du nickel proportionnelle à l'augmentation du pH.

Fig. 3.6-1: Teneurs en Ni en mg/kg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm (colonne de gauche) et en sous-sols (colonne de droite)

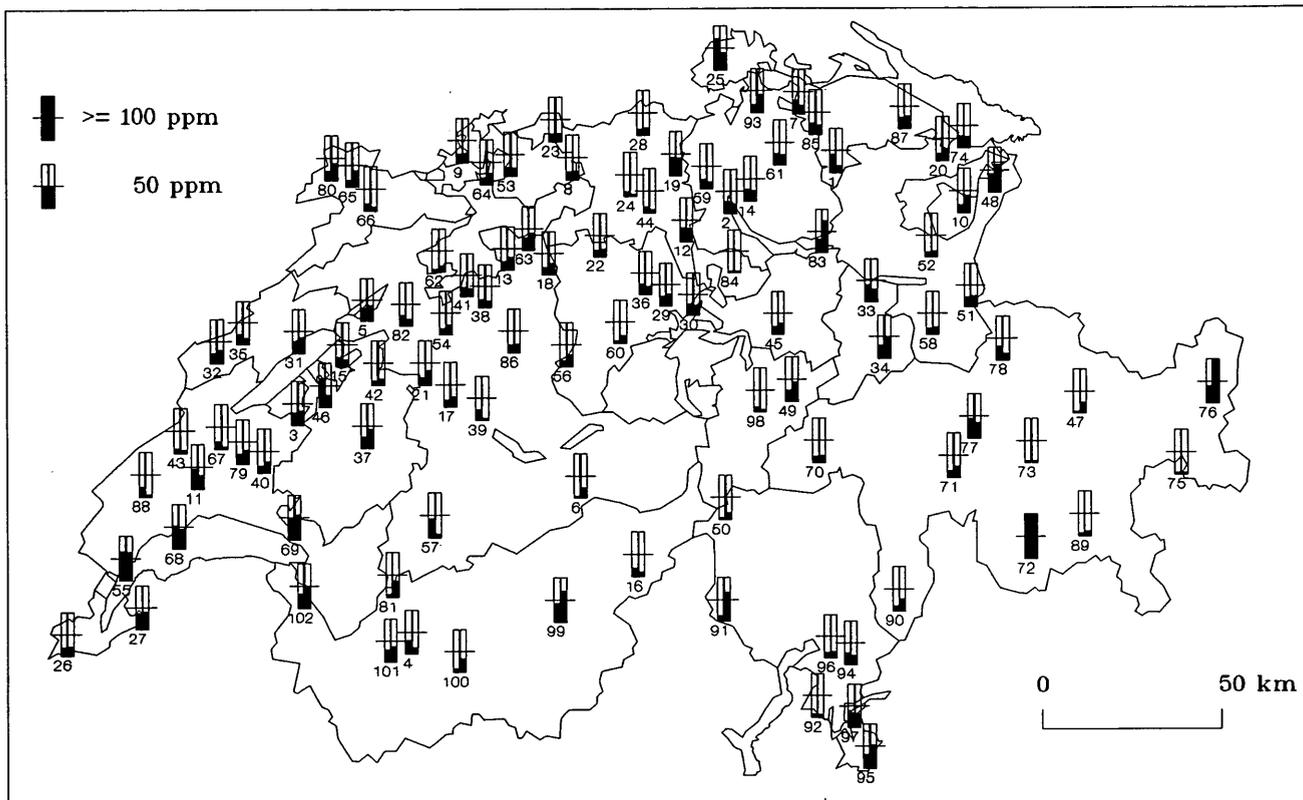


Fig. 3.6-2: Teneurs en Ni relevées dans les couches supérieures 0-20 cm exprimées en mg/kg (colonne de gauche) et en mg/l (colonne de droite)

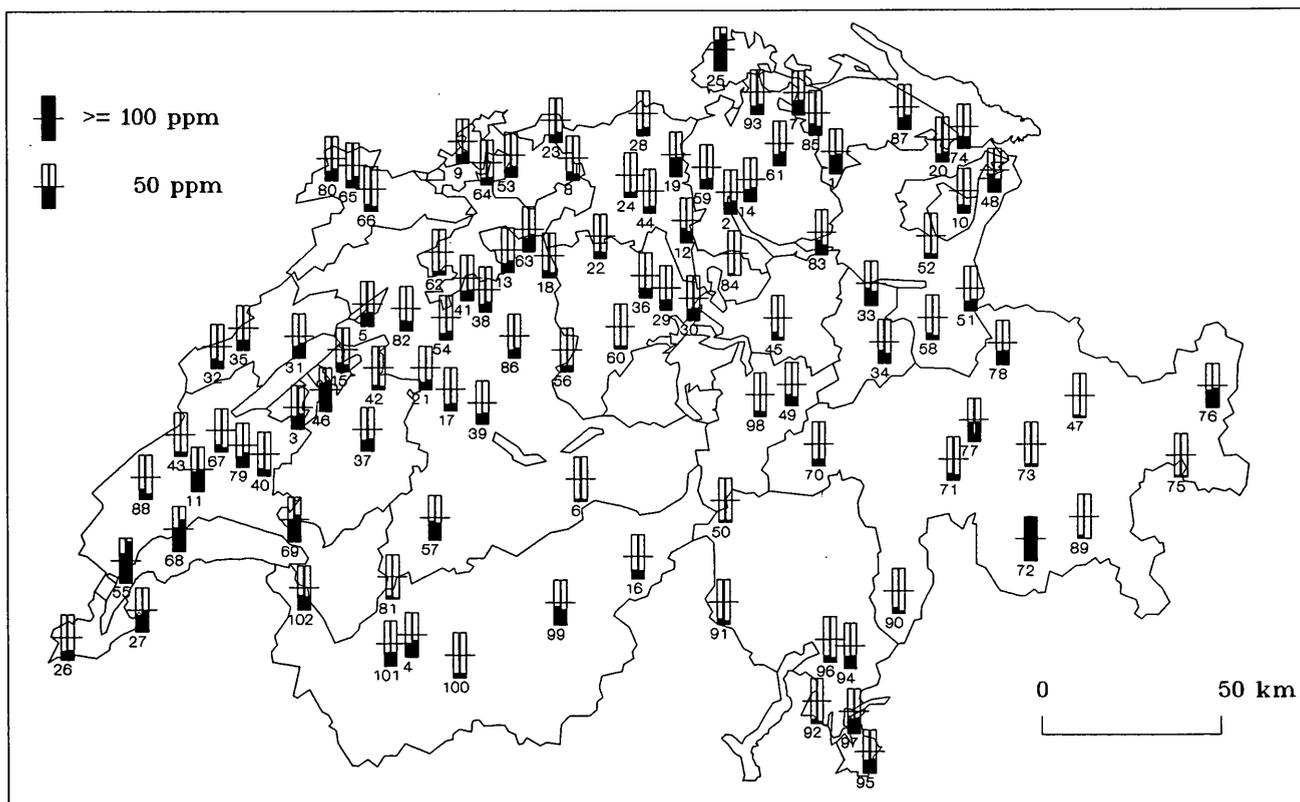
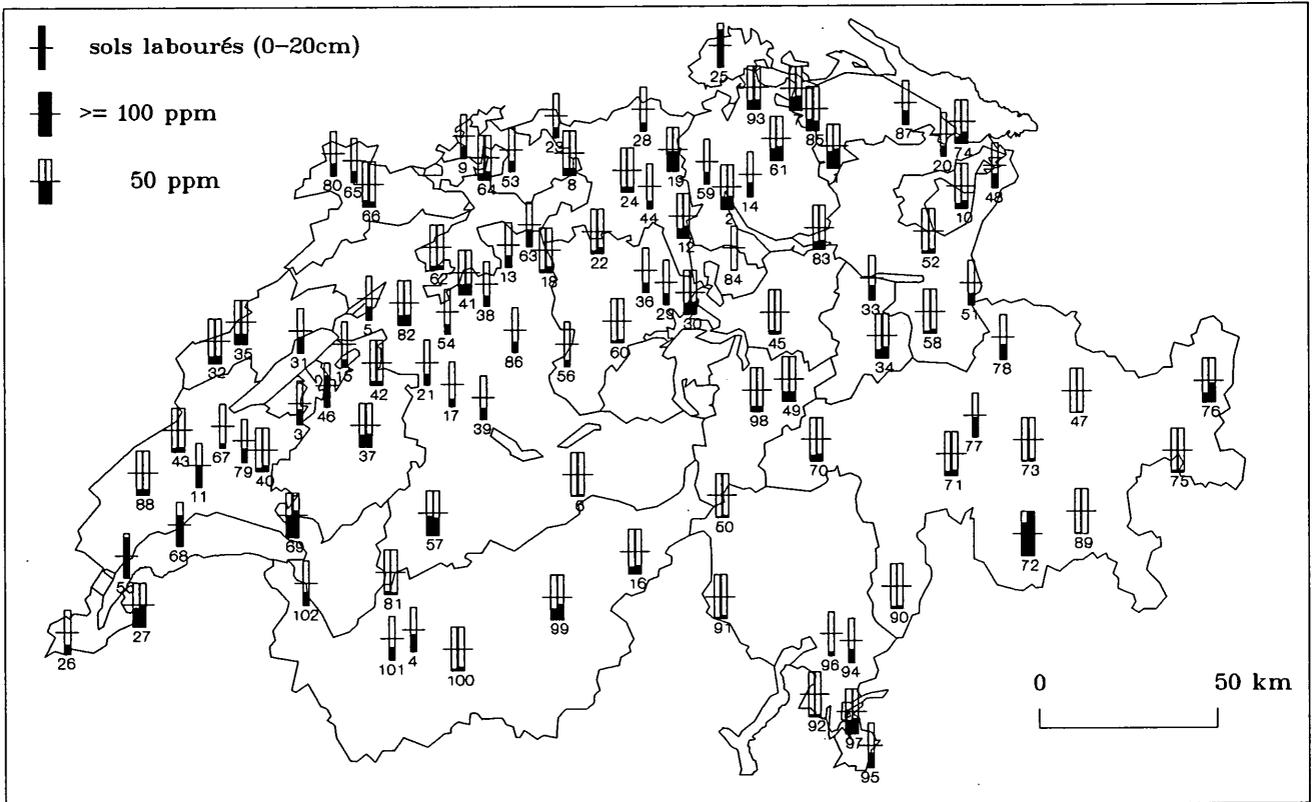


Fig. 3.6-3: Teneurs en Ni exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm (colonne de gauche) et à 0-20 cm (colonne de droite)



On compte huit dépassements de la valeur indicative en sous-sols pour cinq dépassements dans les couches supérieures, ce qui peut être un signe d'accumulation du nickel d'origine pédogène ou géogène (tab. 3.6-1). Les cinq couches supérieures présentent également des teneurs élevées en sous-sol, ce qui confirme la corrélation des teneurs en Ni avec la roche-mère.

Fig. 3.6-4: Teneurs en Ni exprimées en mg/kg (plage de gauche) et en mg/l (plage de droite) relevées dans les couches supérieures 0-20 cm classées par types d'exploitation

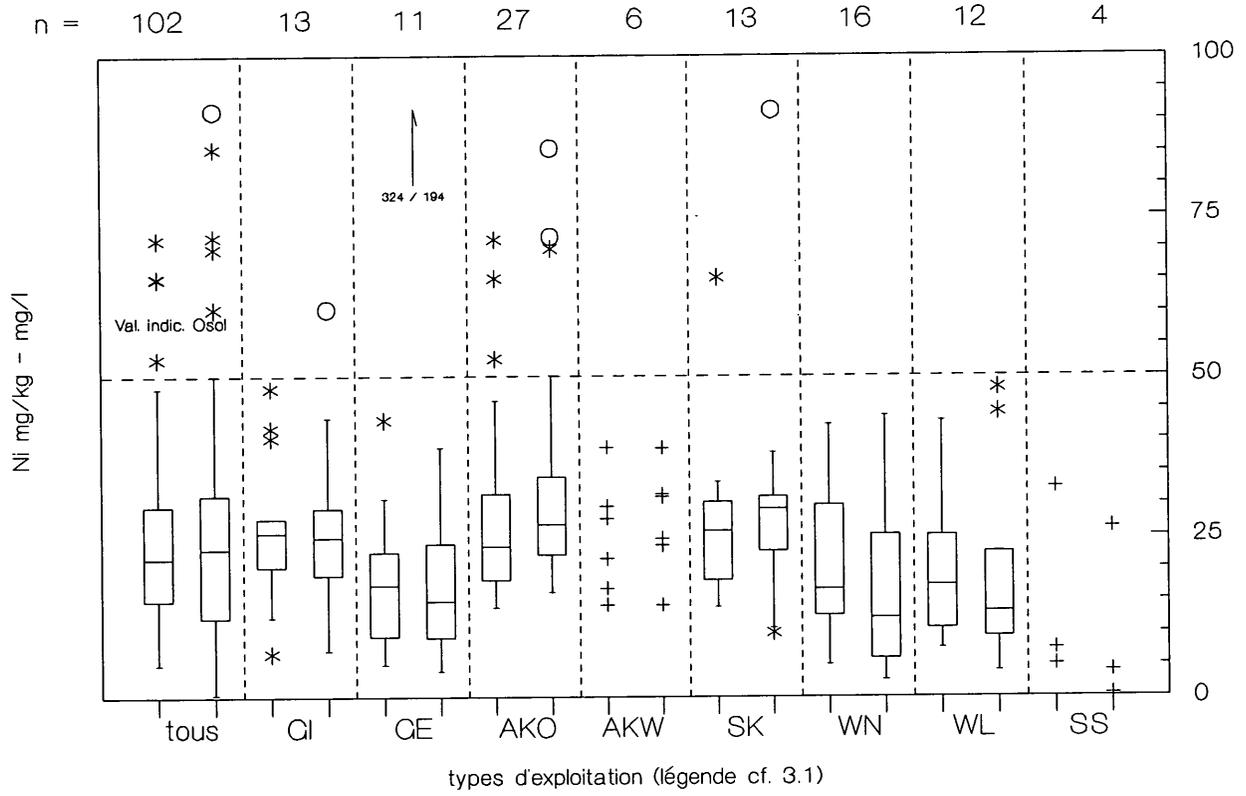
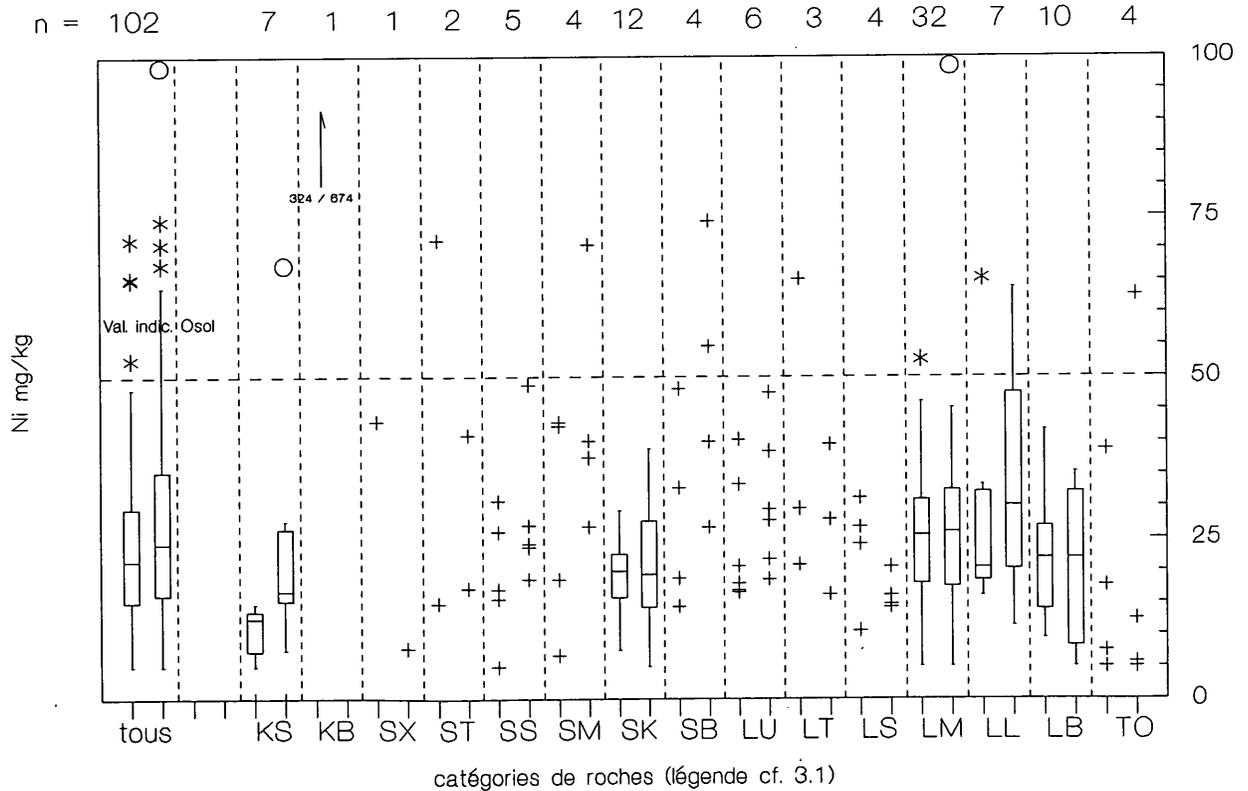


Fig. 3.6-5: Teneurs en Ni exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure, 0-20 cm (plage de gauche) et en sous-sol (plage de droite) et classées par catégories de roches



Tab. 3.6-1 : Compilation des teneurs en Ni exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative

Sites	Echantillons n	Fourchette des val. fréquentes mg/kg	Médiane mg/kg	Val. min. mg/kg	Val. max. mg/kg	Dépassements de la valeur indicative
<u>Couches supérieures</u>	102	6 - 40	21.6	5.0	324	5
Occupation:						
pâturage intensif	13	12 - 42	25.5	6.7	48.1	0
pâturage extensif	11	5 - 43	18.7	5.0	32.4	1
cultures	27	16 - 46	23.4	13.9	71.3	3
prairies artific.	6	17 - 30	24.6	14.3	38.8	0
cult.spécialisées	13	15 - 33	25.8	14.0	65.3	1
forêt de conif.	16	7 - 33	16.8	5.0	42.3	0
forêt de feuill.	12	10 - 38	17.3	7.5	42.9	0
zones protégées	4	-	6.2	5.0	32.5	0
<u>Sous-sols</u>	102	8 - 43	24.6	5.0	674	8
Roches: 1)						
K acides	7	15 - 28	16.7	7.5	67.4	1
K basiques	1	-	67.4	-	-	1
conglomérats	4	-	47.4	26.7	74.3	2
roches carbonat.	12	9 - 36	19.3	5.0	38.9	0
marne	4	-	39.5	26.8	70.6	1
grès	5	-	24.1	18.6	48.8	0
argile	2	-	29.1	17.2	41.0	0
autres sédiments	1	-	7.8	-	-	0
L blocs	10	7 - 33	22.0	5.0	35.3	0
L limon	7	23 - 53	32.7	17.5	63.9	2
L mixtes	32	8 - 43	24.6	5.0	98.4	1
L sable	4	-	15.4	14.2	20.5	0
L argile	3	-	28.0	16.2	39.5	0
L silt	6	22 - 39	28.6	18.6	47.6	0
tourbe	4	-	12.4	5.0	62.7	0
1) Valeur indicative Osol: 50 mg/kg 1) K = roches cristallines, L = roches meubles						

Tab. 3.6-2 : Corrélation des teneurs en Ni avec différentes caractéristiques pédologiques

Caractérist.	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org.	argile %	ox. de Fe	ox. de Al	indice P	CEC effect.	échant. n
<u>Couches sup.</u> 0-20 cm	0.14 ***	-0.11 **	0.16 ***	0.19 ***	-0.04	-0.06	-0.00	654 - 779
<u>Sous-sols</u> > 20 cm	-0.01	-0.08	0.11 **	0.08 *	-0.01	0.01	-0.06	268 - 482

### 3.7 Chrome (Cr)

La majorité des couches supérieures présentent des teneurs en Cr supérieures aux teneurs des couches de sous-sol (fig. 3.7-1). Contrairement au Ni, les minéraux contenant du Cr s'altèrent moins facilement, ce qui favorise une accumulation relative de Cr dans la couche supérieure (STICHER 1978).

Par rapport aux teneurs exprimées en mg/kg, les teneurs volumiques en Cr relevées dans les couches supérieures fluctuent selon les densités apparentes correspondantes (fig. 3.7-2) et sont très proches, à l'exception des sites 8,9, 21,32,34,55,63,67,68,72,79,83,88,90,91,92.

On ne relève pas de différences notables entre les teneurs volumiques en Cr enregistrées à 0-20 cm et à 0-5 cm sur les sites non cultivés (fig. 3.7-3). Seuls 6 sites (49,57,60,85,97,98) présentent des teneurs en Cr nettement plus élevées à 0-5 cm. Les cas inverses sont plus fréquents et notamment sur 2 sites (72,76).

La répartition des teneurs en Cr relevées dans les couches supérieures en fonction de l'occupation des sols (fig. 3.7-4) est semblable à celle du nickel. Les sites d'agriculture intensive ont tendance à présenter des teneurs légèrement supérieures.

Comme pour le nickel, la teneur en Cr sur une roche cristalline basique (72), égale à 534 mg/kg dans la couche supérieure et à 332 mg/kg en sous-sol, est extrêmement élevée par rapport à l'ensemble des autres sites. Seules les teneurs relevées en sous-sol sur un gneiss à biotite et éventuellement à amphibolite (91) dépassent la valeur indicative. En général, les teneurs ne reflètent pas la composition des roches en présence (fig. 3.7-5). Il ne semble pas y avoir de répartition spatiale des teneurs en Cr calquée sur les bassins versants des glaciers aussi évidente que pour le nickel.

Les corrélations des teneurs en Cr avec les différentes caractéristiques pédologiques (tab. 3.7-2) sont identiques au nickel. On notera néanmoins une liaison avec l'oxyde de fer légèrement plus prononcée et la corrélation avec l'oxyde d'aluminium qui est certes très faible, mais positive et extrêmement significative.

On relève un seul dépassement, au niveau de la couche supérieure, de la valeur indicative, en l'occurrence au site 72 (tab. 3.7-1). Ce dépassement est lié à la roche, comme le confirme la teneur relevée en sous-sol.

Fig. 3.2-1: Teneurs en Cr en mg/kg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm (colonne de gauche) et en sous-sols (colonne de droite)

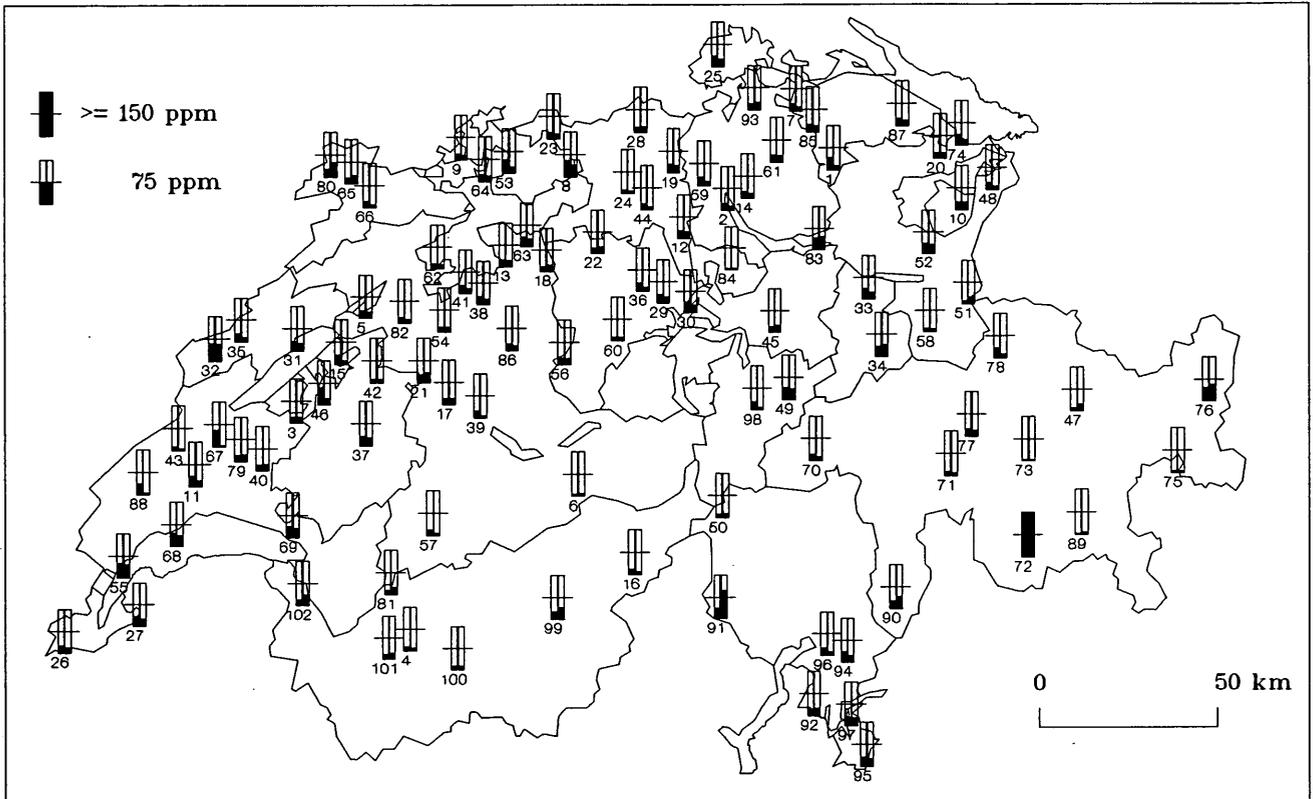


Fig. 3.7-2: Teneurs en Cr relevées dans les couches supérieures 0-20 cm exprimées en mg/kg (colonne de gauche) et en mg/l (colonne de droite)

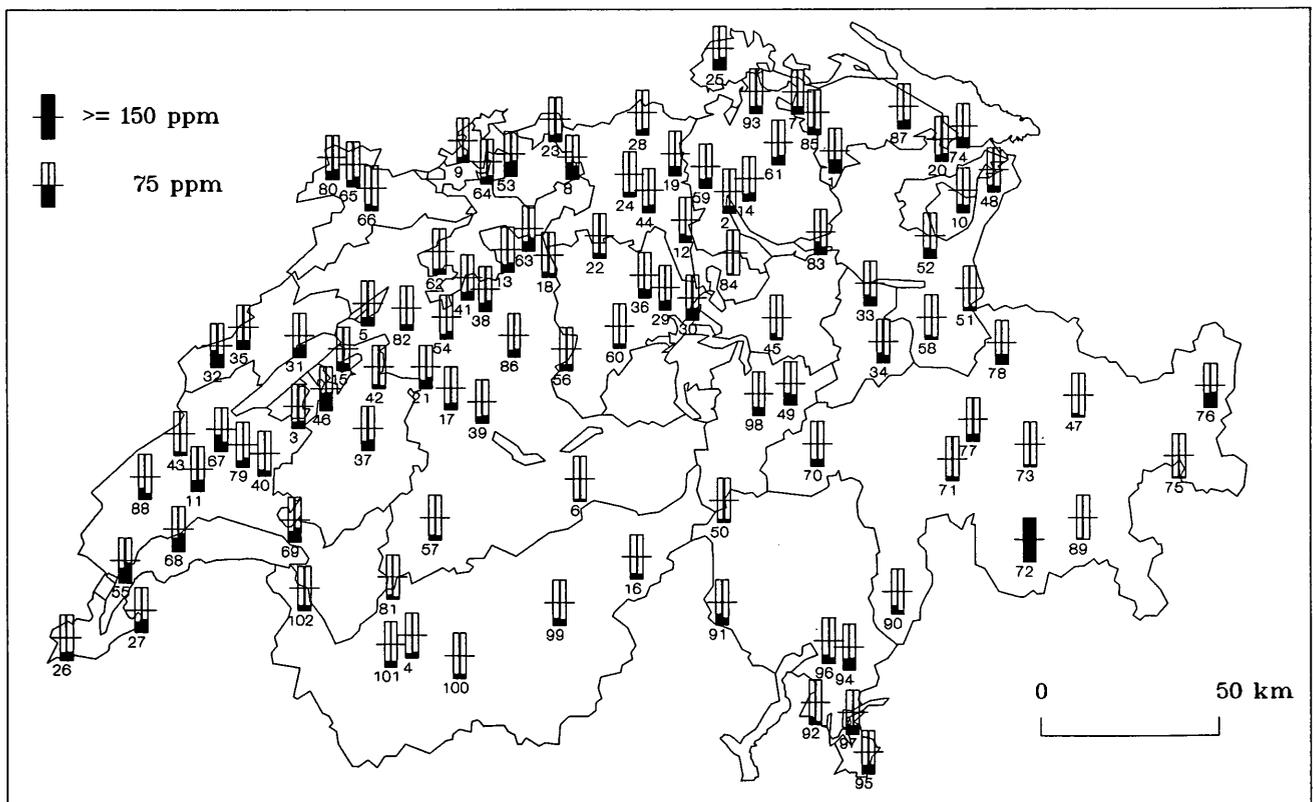


Fig. 3.7-3: Teneurs en Cr exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm (colonne de gauche) et à 0-20 cm (colonne de droite)

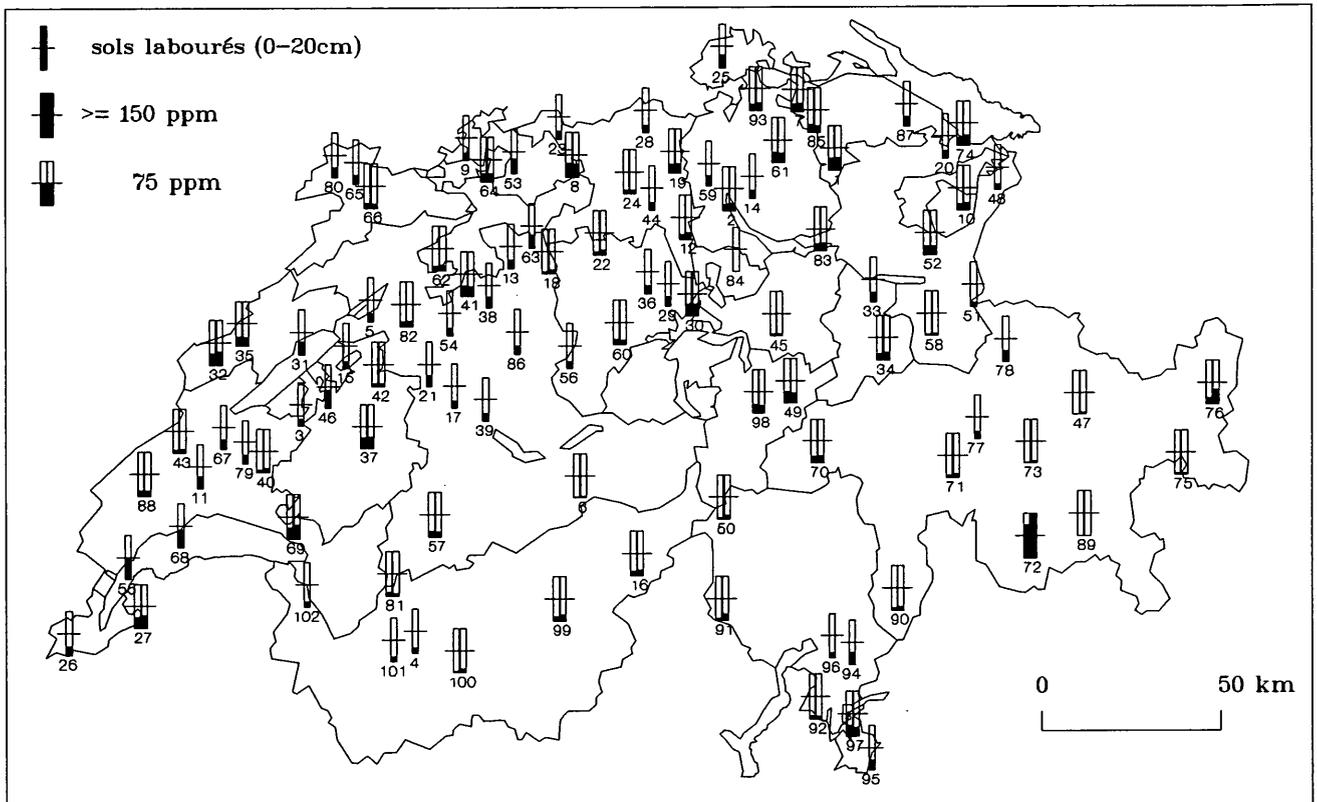


Fig. 3.7-4: Teneurs en Cr exprimées en mg/kg (plage de gauche) et en mg/l (plage de droite) relevées dans les couches supérieures 0-20 cm classées par types d'exploitation

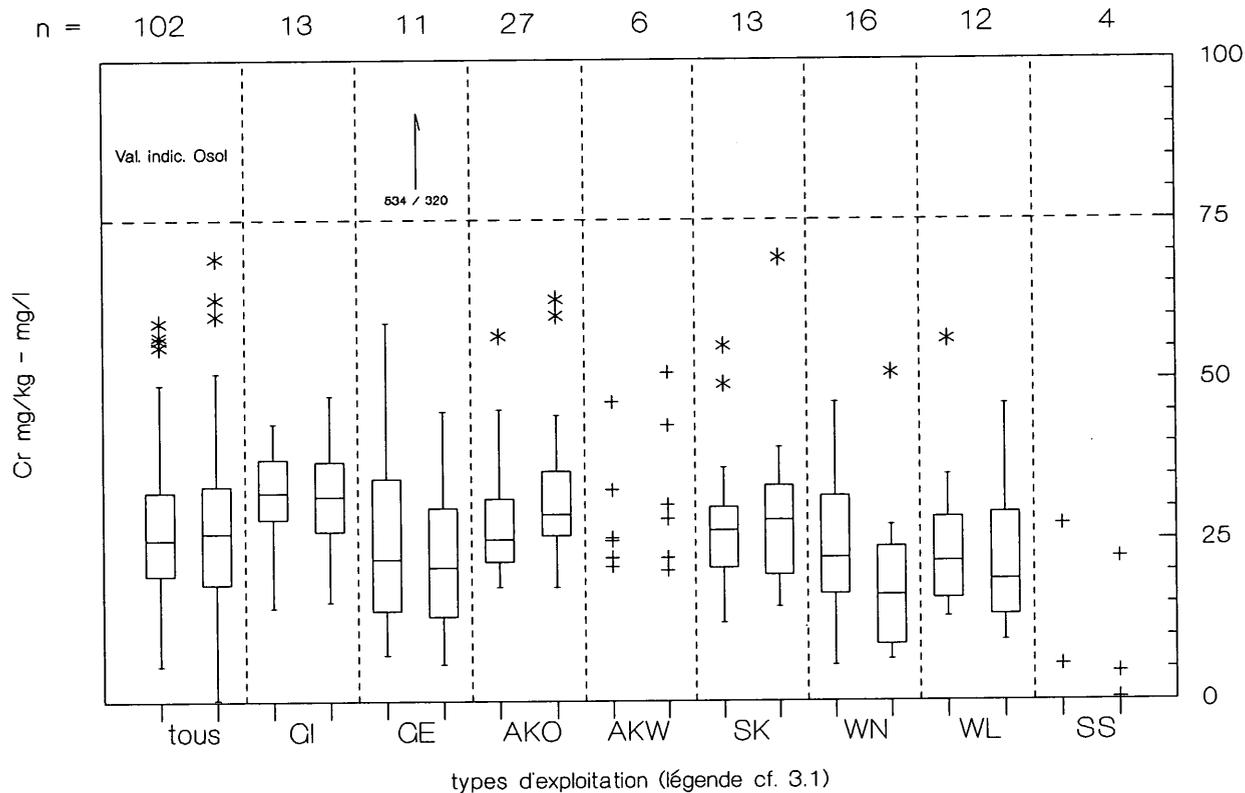
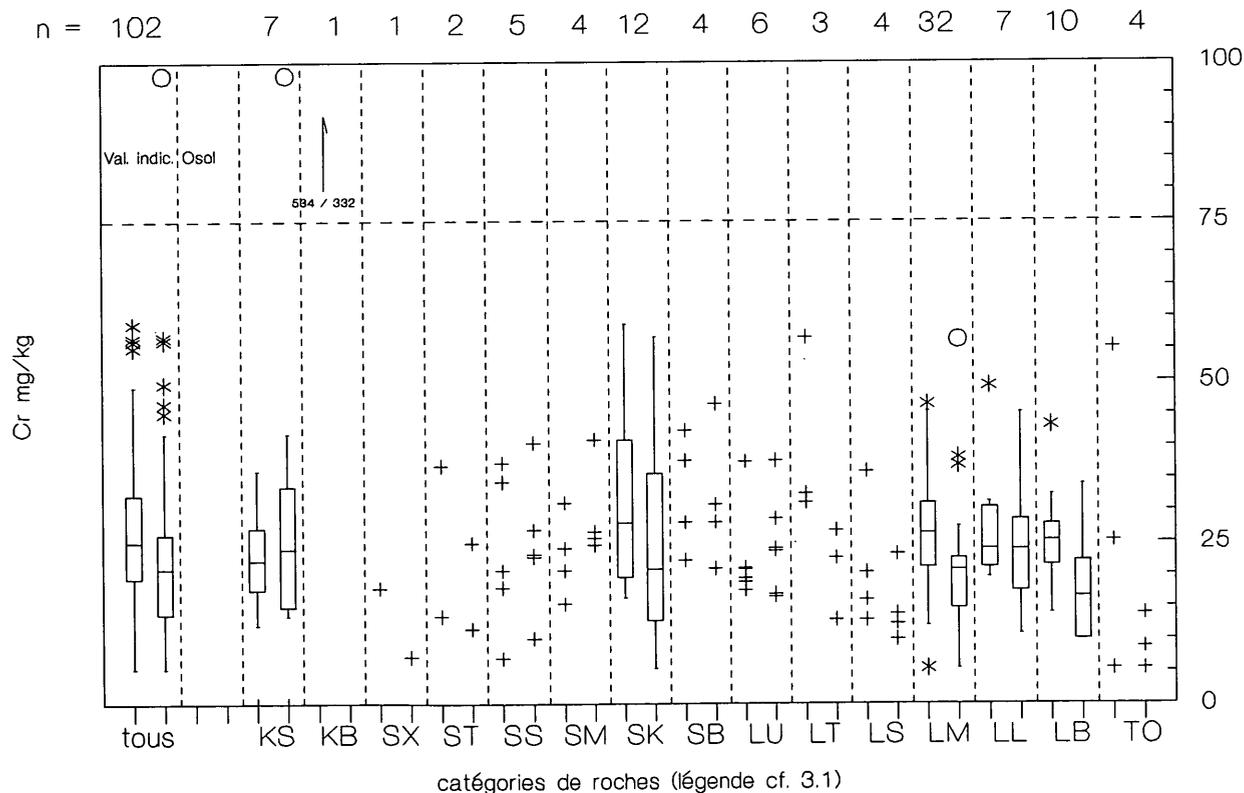


Fig. 3.7-5: Teneurs en Cr exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure, 0-20 cm (plage de gauche) et en sous-sol (plage de droite) et classées par catégories de roches



Tab. 3.7-1 : Compilation des teneurs en Cr exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative

Sites	Echantillons n	Fourchette des val. fréquentes mg/kg	Médiane mg/kg	Val. min. mg/kg	Val. max. mg/kg	Dépassements de la valeur indicative
<u>Couches supérieures</u>	102	13 - 38	25.2	5.5	534	1
Occupation:						
pâturage intensif	13	20 - 41	32.4	14.4	43.2	0
pâturage extensif	11	13 - 59	26.2	7.1	534	1
cultures	27	20 - 36	25.1	17.6	56.9	0
prairies artific.	6	22 - 33	25.1	20.8	46.5	0
cult.spécialisées	13	16 - 49	26.5	12.1	55.3	0
forêt de conif.	16	14 - 36	22.2	5.52	46.4	0
forêt de feuil.	12	14 - 35	21.6	13.0	56.3	0
zones protégées	4	-	5.5	5.5	27.4	0
<u>Sous-sols</u>	102	10 - 37	21.0	5.5	332	2
Roches: 1)						
K acides	7	15 - 42	24.0	13.6	98	1
K basiques	1	-	332	-	-	1
conglomérats	4	-	29.6	20.9	46.6	0
roches carbonat.	12	9 - 50	20.9	5.5	57.0	0
marne	4	-	26.2	24.6	41.0	0
grès	5	-	23.1	10.1	40.5	0
argile	2	-	18.3	11.6	24.9	0
autres sédiments	1	-	7.3	-	-	0
L blocs	10	10 - 25	16.5	10.0	34.1	0
L limon	7	20 - 29	26.7	15.5	45.1	0
L mixtes	32	10 - 28	20.3	5.5	56.5	0
L sable	4	-	13.1	10.0	23.2	0
L argile	3	-	22.6	13.0	26.9	0
L silt	6	17 - 29	23.9	16.6	37.8	0
tourbe	4	-	8.8	5.5	13.9	0
Valeur indicative Osol: 75 mg/kg						
1) K = roches cristallines, L = roches meubles						

Tab. 3.7-2 : Corrélation des teneurs en Cr avec différentes caractéristiques pédologiques

Caractérist.	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org.	argile %	ox. de Fe	ox. de Al	indice P	CEC effect.	échant. n
<u>Couches sup.</u> 0-20 cm	0.08 **	-0.04	0.14 ***	0.30 ***	0.09 **	-0.05	0.01	654 - 779
<u>Sous-sols</u> > 20 cm	-0.06	-0.08	0.10 **	0.21 ***	0.12 **	-0.01	-0.09	268 - 482

### 3.8 Cobalt (Co)

En règle générale, on ne relève pas de différences notables entre les teneurs en Co des couches supérieures et du sous-sol (fig. 3.8-1). Les sites caractérisés par des couches supérieures aux teneurs nettement plus élevées (1,8,25,39,46,48, 57,77,78,94) sont à peu près aussi nombreux que les sites caractérisés par des teneurs supérieures en sous-sol (34,37,45,47,50,65,71,90,91,93, 99,102).

Par rapport aux teneurs exprimées en mg/kg, les teneurs volumiques en Co des couches supérieures fluctuent selon les densités apparentes correspondantes (fig. 3.8-2); elles sont pratiquement identiques, à l'exception des sites 25, 55,65,72.

On constate qu'aucun site non cultivé ne présente des teneurs relevées à 0-5 cm nettement supérieures à celles enregistrées à 0-20 cm. La tendance inverse prédomine, mais n'est vraiment très prononcée que pour le site 76.

Comme pour le nickel et le chrome, le cobalt présente des teneurs légèrement plus élevées dans les couches supérieures de culture intensive (fig. 3.8-4). Les deux teneurs extrêmes (25,72) sont liées à la roche.

La répartition par catégories de roches ne permet pas de reconnaître un lien étroit entre les teneurs en Co et la composition de la roche (fig. 3.8-5). Comme pour le nickel et le chrome, les teneurs extrêmes concernent des sites localisés sur des gneiss à biotite, éventuellement à amphibolite (91), argile d'Opalinus (25) et essentiellement sur des roches serpentines (72).

Les corrélations des teneurs en Co avec les différentes caractéristiques pédologiques (tab. 3.8-2) sont approximativement semblables aux corrélations relevées pour le nickel; elles présentent la fixation linéaire la plus évidente avec la teneur en argile.

Le seul dépassement de la teneur indicative fixée pour le Co est lié à la composition de la roche (tab. 3.8-1) et concerne le site 72 localisé sur une roche cristalline basique.

Fig. 3.8-1: Teneurs en Co en mg/kg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm (colonne de gauche) et en sous-sols (colonne de droite)

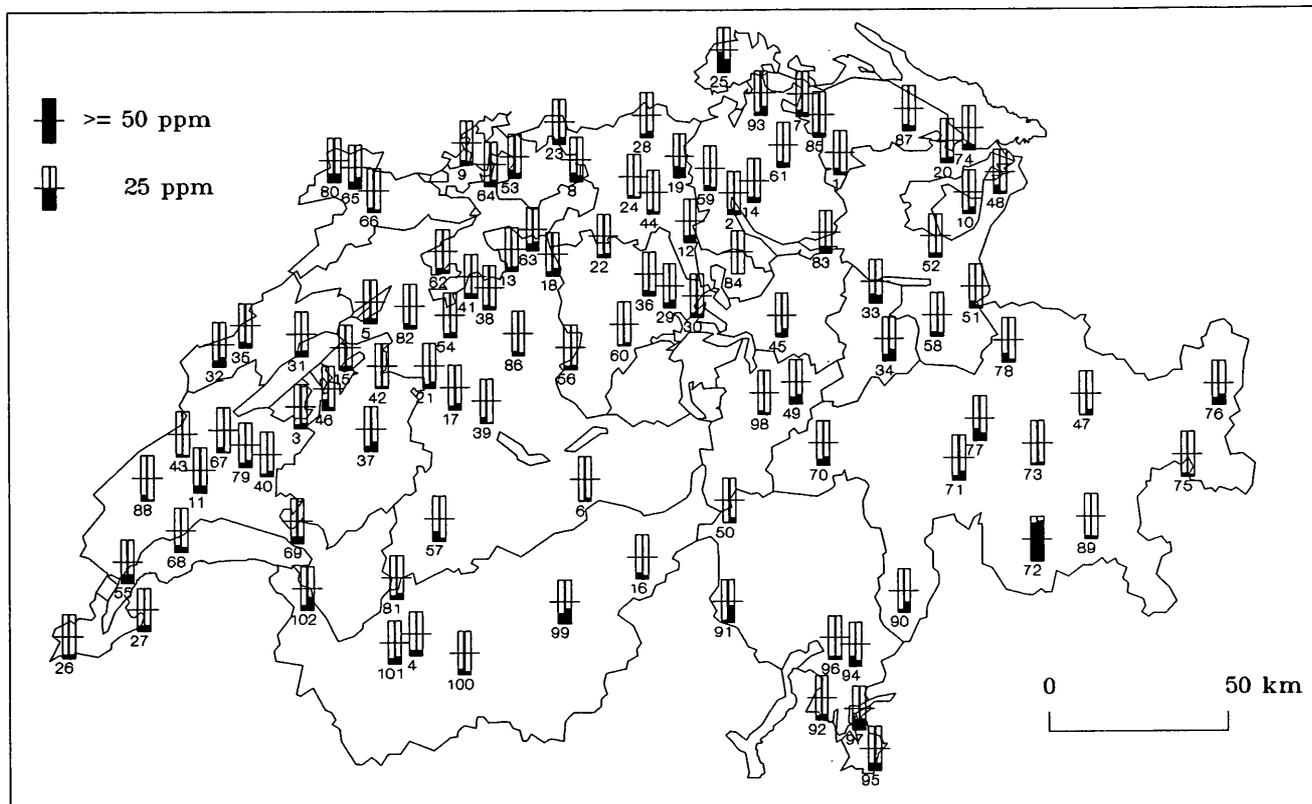


Fig. 3.8-2: Teneurs en Co relevées dans les couches supérieures 0-20 cm exprimées en mg/kg (colonne de gauche) et en mg/l (colonne de droite)

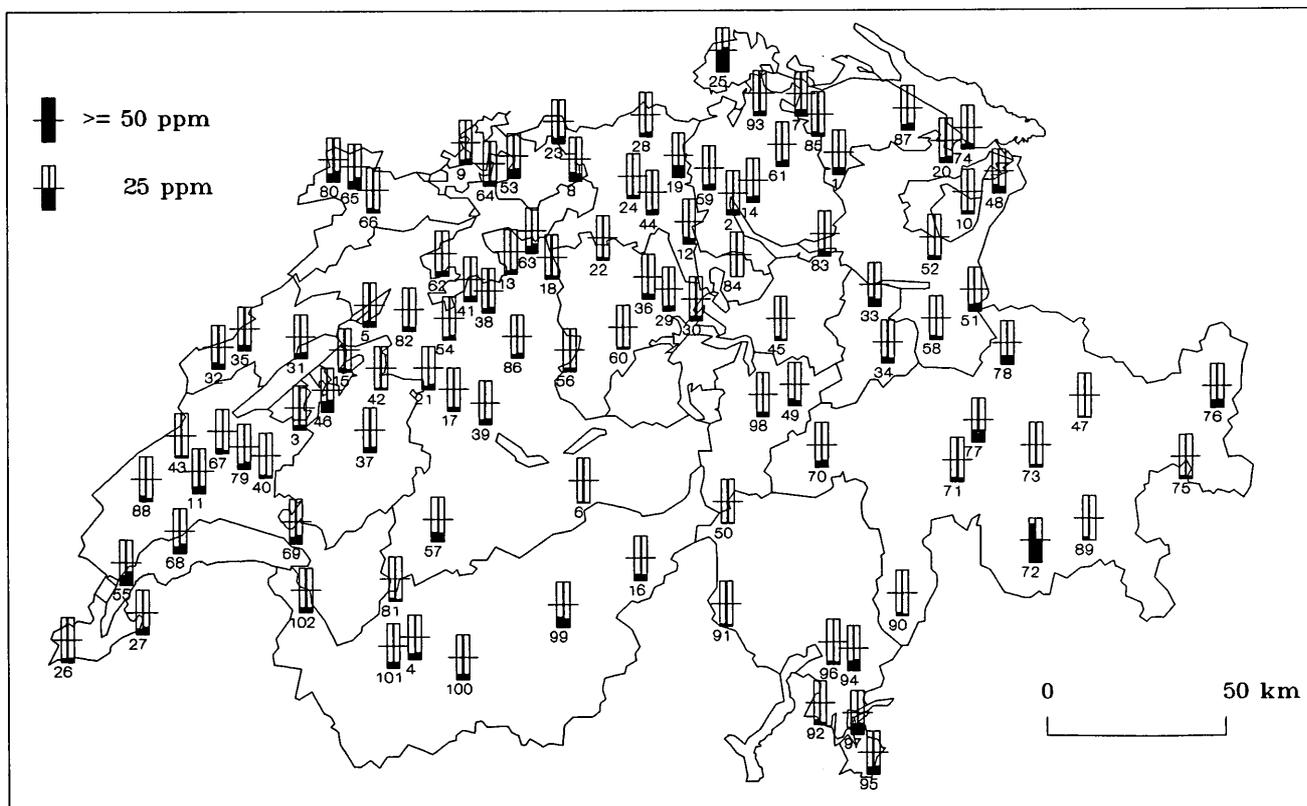


Fig. 3.8-3: Teneurs en Co exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm (colonne de gauche) et à 0-20 cm (colonne de droite)

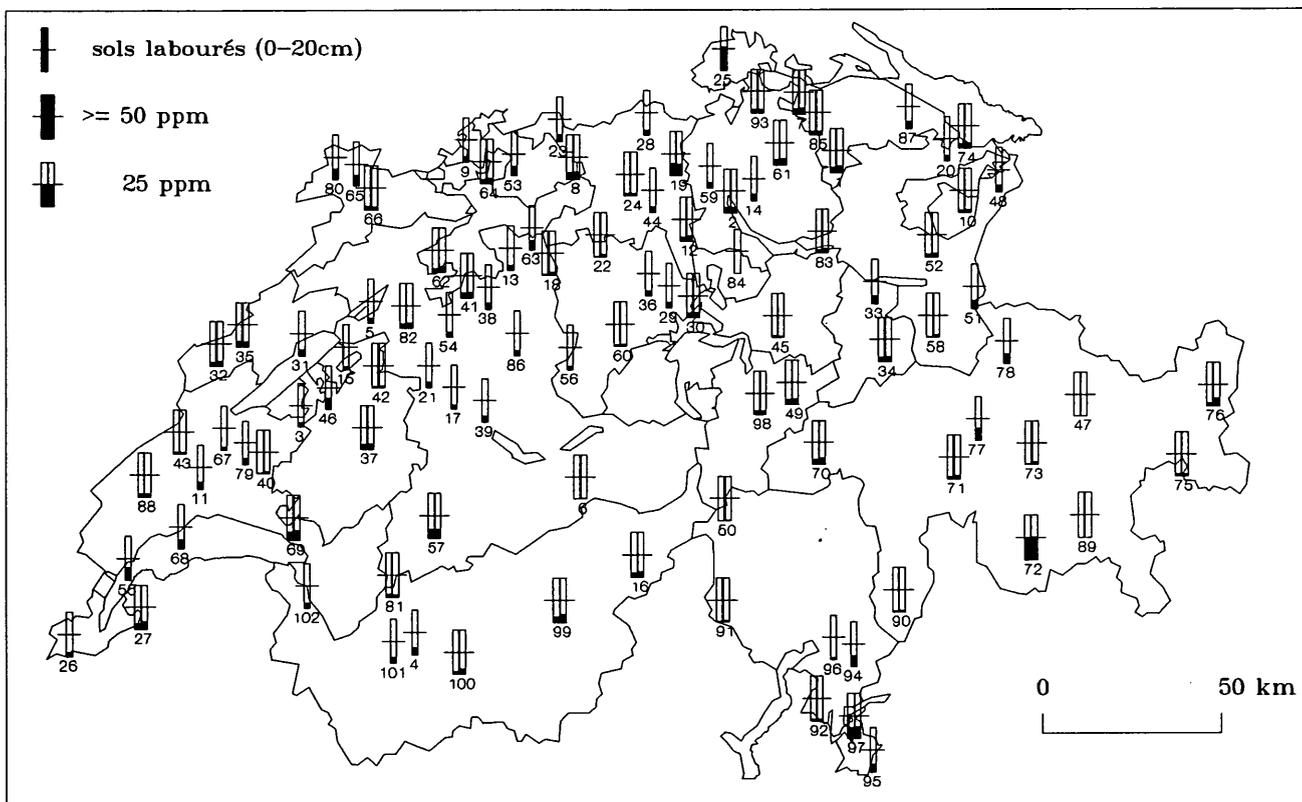


Fig. 3.8-4: Teneurs en Co exprimées en mg/kg (plage de gauche) et en mg/l (plage de droite) relevées dans les couches supérieures 0-20 cm et classées par types d'exploitation

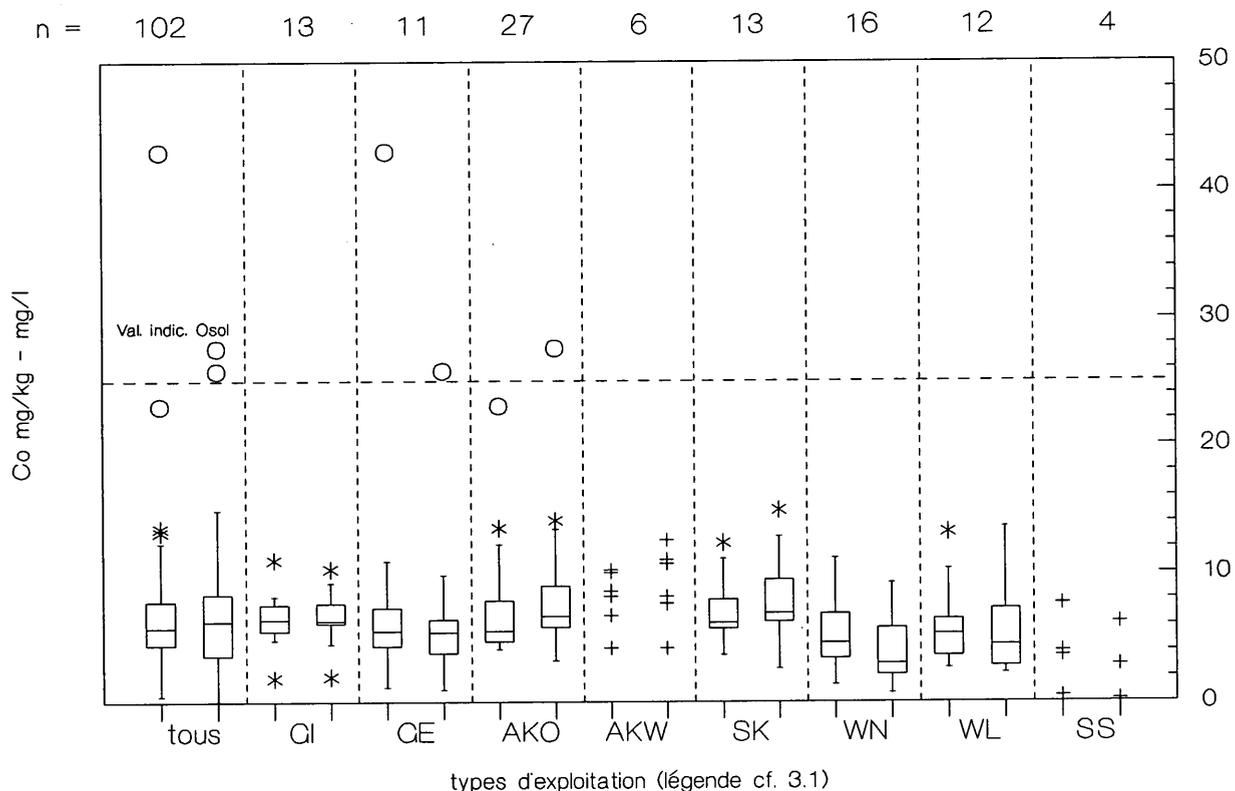
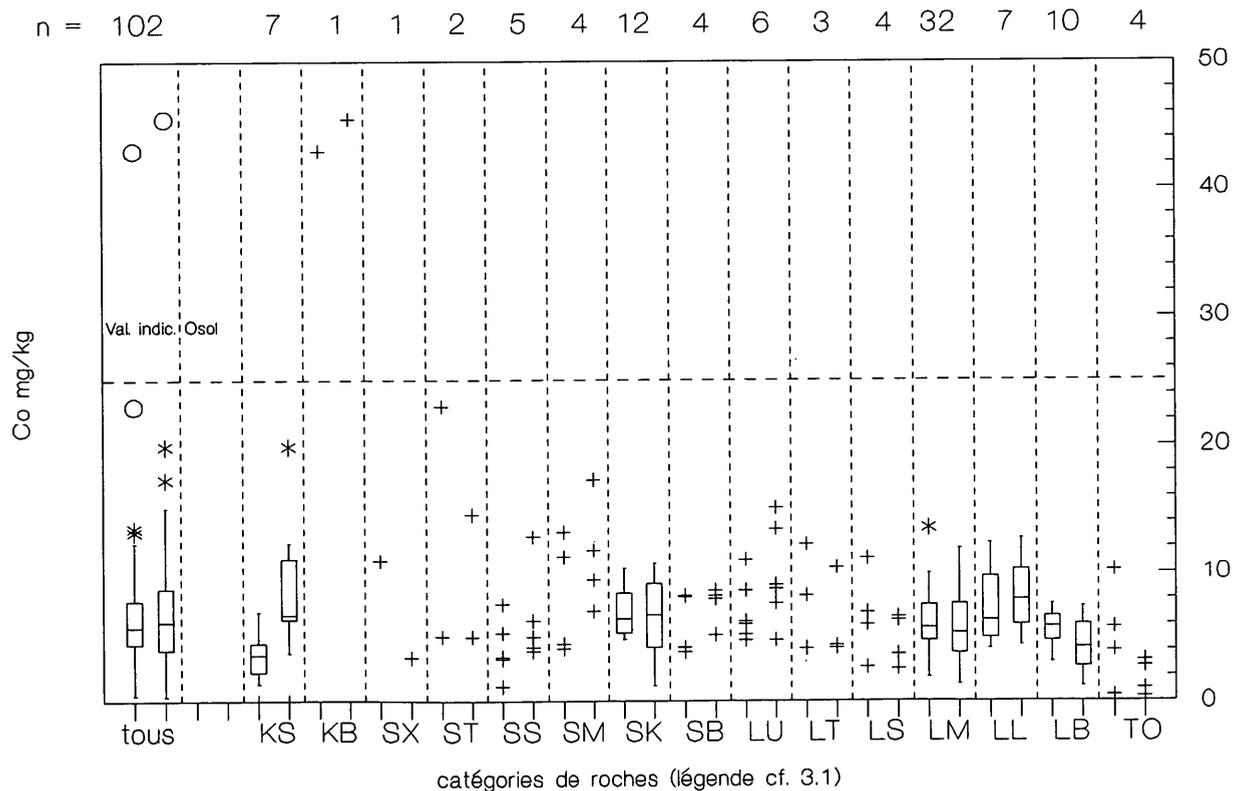


Fig. 3.8-5: Teneurs en Co exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure, 0-20 cm (plage de gauche) et en sous-sol (plage de droite) et classées par catégories de roches



Tab. 3.8-1 : Compilation des teneurs en Co exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative

Sites	Echantillons n	Fourchette des val. fréquentes mg/kg	Médiane mg/kg	Val. min. mg/kg	Val. max. mg/kg	Dépassements de la valeur indicative
<u>Couches supérieures</u>	102	3 - 10	5.7	0.45	43.0	1
Occupation:						
pâturage intensif	13	5 - 8	6.4	1.8	11.0	0
pâturage extensif	11	2 - 11	5.5	1.2	43.0	1
cultures	27	4 - 10	5.5	4.1	23.0	0
prairies artific.	6	7 - 10	8.3	4.2	10.2	0
cult.spécialisées	13	5 - 11	6.1	3.6	12.3	0
forêt de conif.	16	3 - 8	4.6	1.3	11.1	0
forêt de feuil.	12	3 - 10	5.3	2.6	13.2	0
zones protégées	4	-	3.8	0.45	7.6	0
<u>Sous-sols</u>	102	3 - 10	6.1	0.34	45.5	1
Roches: 1)						
K acides	7	6 - 12	6.7	3.7	19.9	0
K basiques	1	-	45.5	-	-	1
conglomérats	4	-	8.0	5.1	8.6	0
roches carbonat.	12	3 - 10	6.7	1.2	10.7	0
marne	4	-	10.5	7.0	17.3	0
grès	5	-	5.0	3.9	12.8	0
argile	2	-	9.8	5.0	14.5	0
autres sédiments	1	-	3.4	-	-	0
L blocs	10	2 - 6	4.2	1.2	7.3	0
L limon	7	7 - 10	8.7	4.9	12.7	0
L mixtes	32	3 - 9	5.2	1.3	11.9	0
L sable	4	-	5.0	2.5	6.5	0
L argile	3	-	4.3	4.1	10.4	0
L silt	6	8 - 13	8.9	4.8	15.1	0
tourbe	4	-	1.7	0.3	3.2	0
1) Valeur indicative Osol: 25 mg/kg						
1) K = roches cristallines, L = roches meubles						

Tab. 3.8-2 : Corrélation des teneurs en Co avec différentes caractéristiques pédologiques

Caractérist.	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org.	argile %	ox. de Fe	ox. de Al	indice P	CEC effect.	échant. n
<u>Couches sup.</u> 0-20 cm	0.11 **	-0.09 **	0.26 ***	0.11 **	-0.03	-0.07 *	0.01	654 - 779
<u>Sous-sols</u> > 20 cm	0.02	-0.21 ***	0.28 ***	0.12 **	0.06	-0.04	-0.15 **	268 - 482

### 3.9 Mercure (Hg)

Les teneurs en Hg des couches supérieures dépassent fréquemment celles des couches de sous-sols (fig. 3.9-1), à l'exception de treize sites (32,45,48,49,65,67,74,76,77,81,84,85,89).

Les différences entre les teneurs en Hg exprimées en volume et les teneurs exprimées en mg/kg sont en général très faibles (fig. 3.9-2). Il résulte des baisses de concentration des couches supérieures riches en humus avec des densités apparentes peu élevées sur les sites 45,84,88,89.

Sur les sites non cultivés, la comparaison des teneurs volumiques en Hg ne montre pas de très grande différence entre les couches de 0-20 cm et 0-5 cm (fig. 3.9-3); seul le site forestier 42 présente des teneurs en Hg nettement plus élevées à 0-5 cm.

Les teneurs en Hg relevées dans les couches supérieures n'indiquent pas de lien direct avec les différents types d'exploitation (fig. 3.9-4). Les teneurs élevées exprimées en volume concernent avant tout des sites caractérisés par des apports d'origine anthropique très marqués (9,61,97,101), mais également une prairie isolée du Jura (32).

La répartition des teneurs en Hg à partir de la roche-mère ne semble pertinente que pour les sous-sols organiques des sites tourbeux (fig. 3.9-5). Les teneurs des marais bas (48,67) sont supérieures à celles des hauts marais et des marais de transition (84,89). On relève des teneurs élevées caractéristiques de la roche dans le sous-sol d'un site calcaire (32) et d'un site de "flysch" sur des schistes marneux et argileux (45).

Les corrélations des teneurs en Hg avec différentes caractéristiques pédologiques (tab. 3.9-2) sont très nettes pour le C. organique et la CEC effective, ce qui confirme l'affinité du mercure pour la tourbe.

On ne relève aucun dépassement de la valeur indicative dans les couches supérieures (tab. 3.9-1). Les trois dépassements enregistrés en sous-sols et liés à la composition de la roche-mère, proviennent de teneurs d'origine naturelle.

Fig. 3.9-1: Teneurs en Hg en mg/kg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm (colonne de gauche) et en sous-sols (colonne de droite)

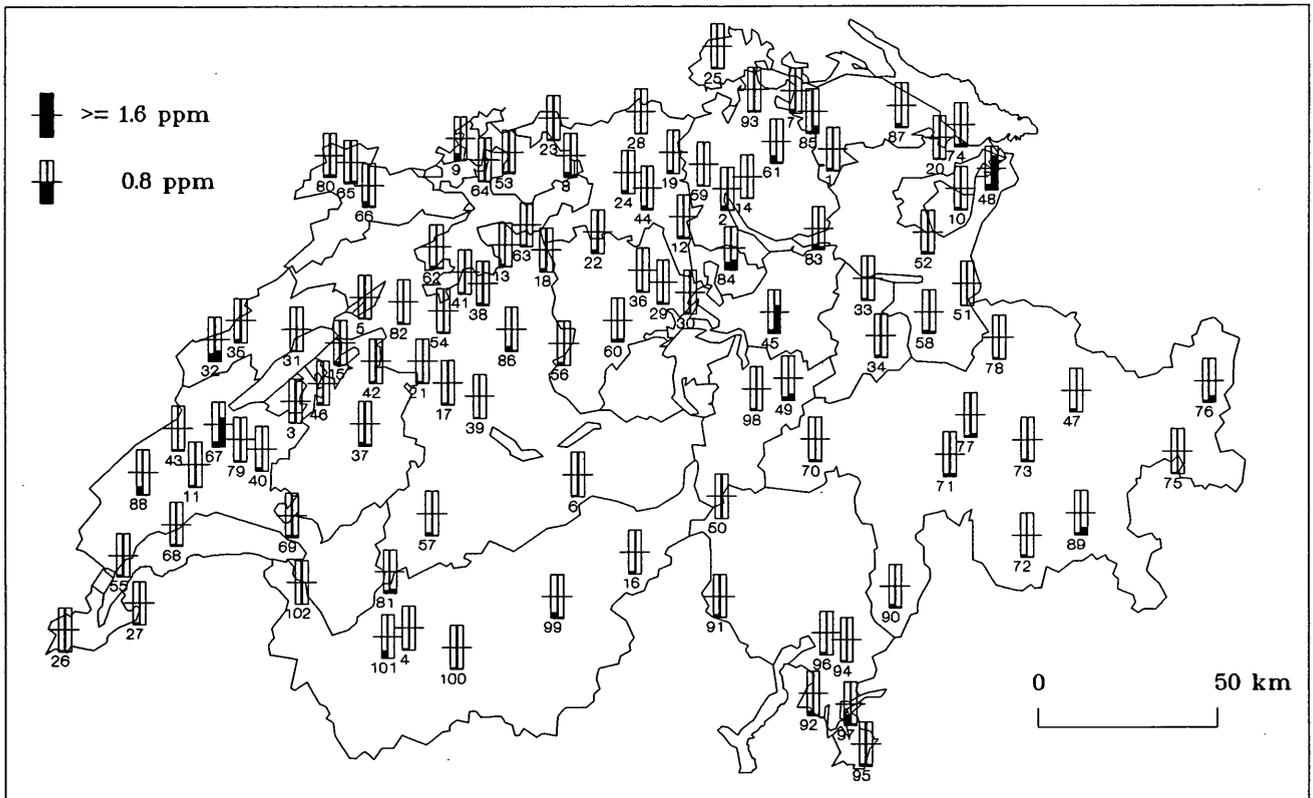


Fig. 3.9-2: Teneurs en Hg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm exprimées en mg/kg (colonne de gauche) et en mg/l (colonne de droite)

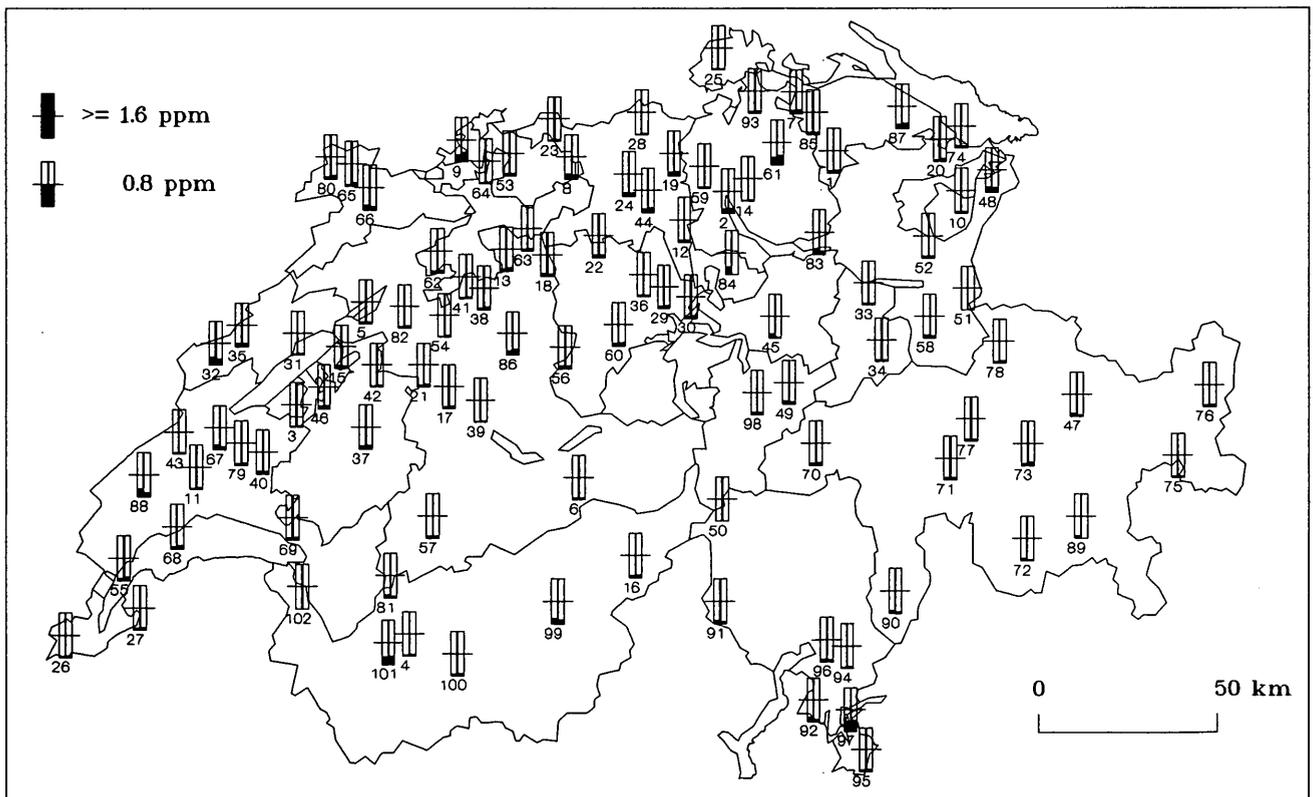


Fig. 3.9-3: Teneurs en Hg exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm (colonne de gauche) et à 0-20 cm (colonne de droite)

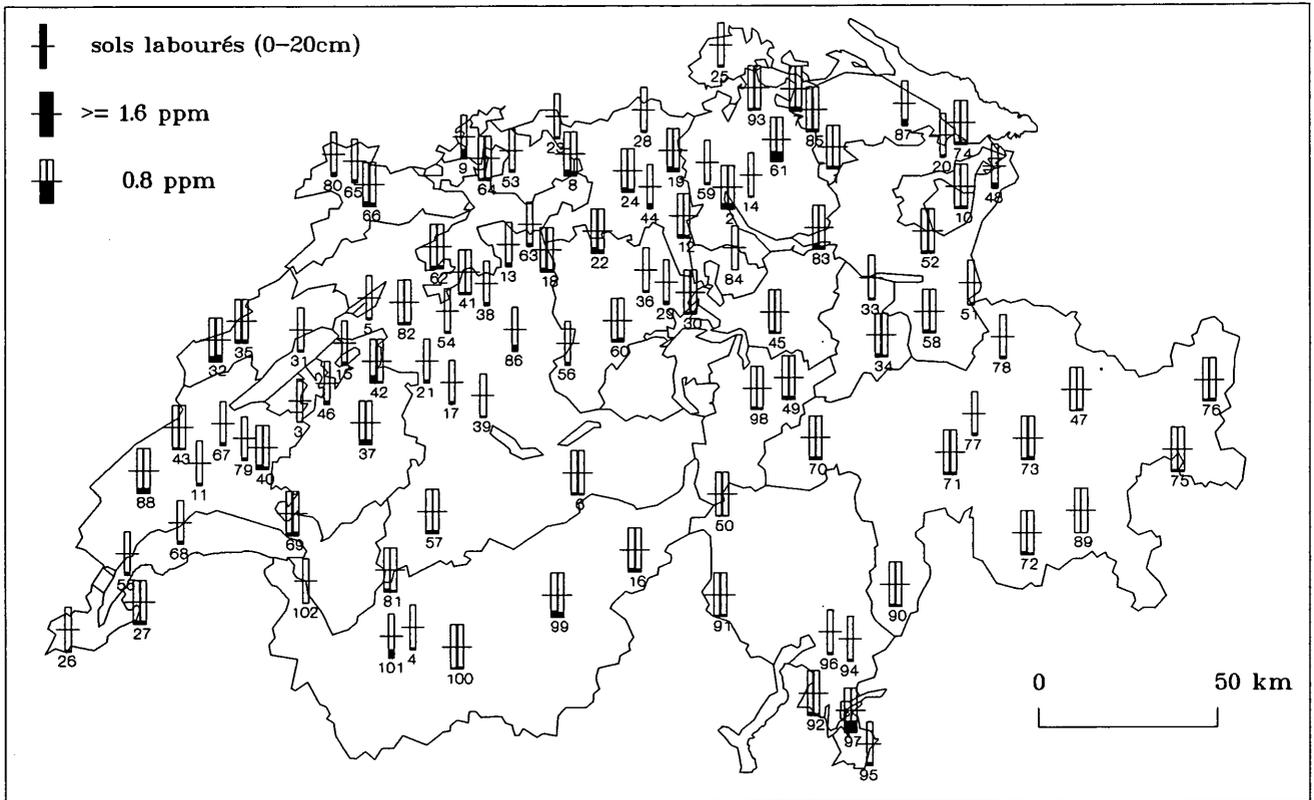


Fig. 3.9-4 : Teneurs en Hg exprimées en mg/kg (plage de gauche) et en mg/l (plage de droite) relevées dans les couches supérieures 0-20 cm et classées par types d'exploitation

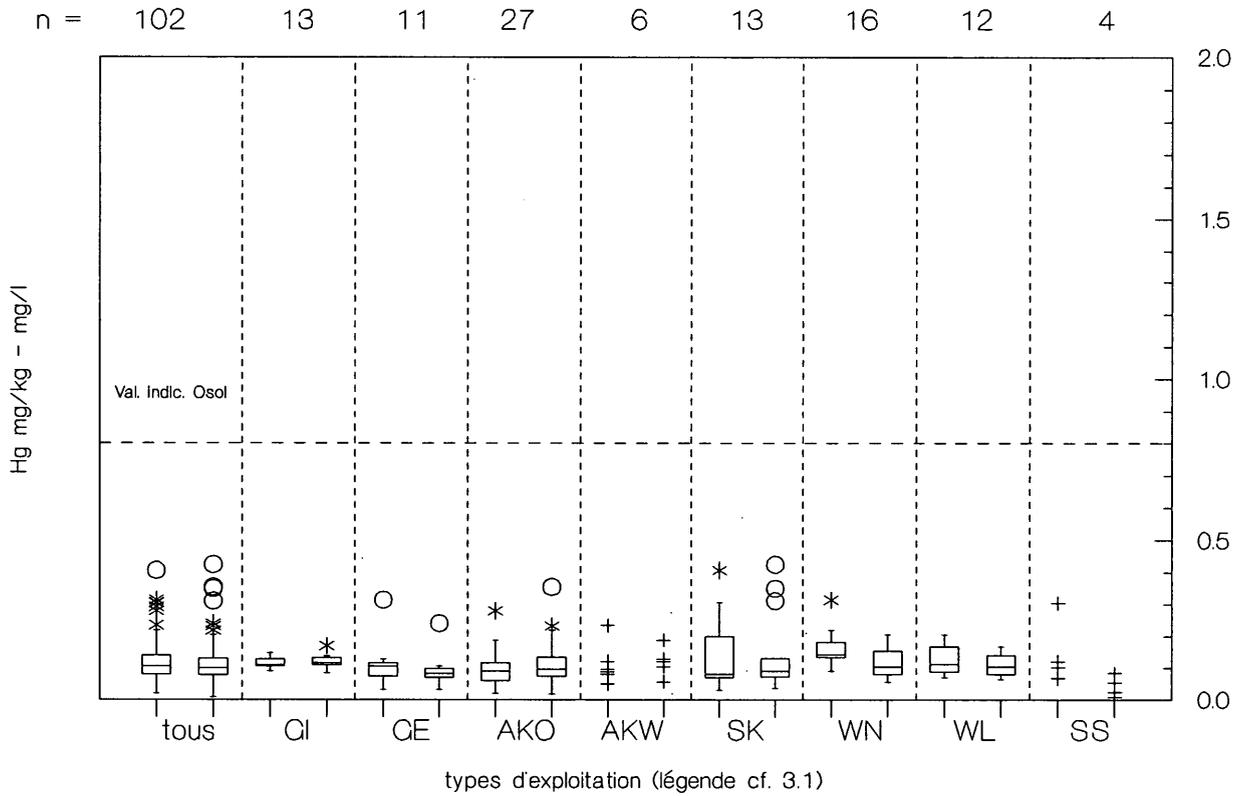
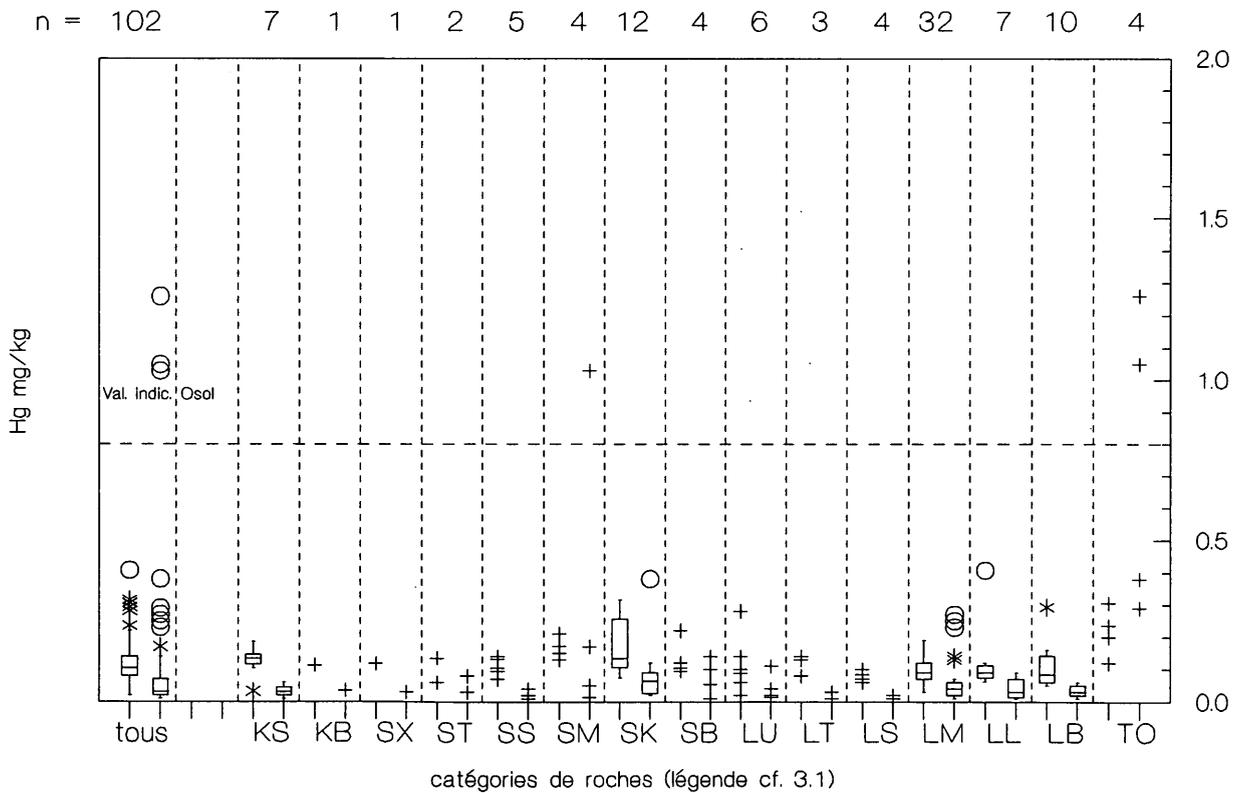


Fig. 3.9-5 : Teneurs en Hg exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure, 0-20 cm (plage de gauche) et en sous-sol (plage de droite) et classées par catégories de roches



Tab. 3.9-1 : Compilation des teneurs en Hg exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative

Sites	Echantillons n	Fourchette des val. fréquentes mg/kg	Médiane mg/kg	Val. min. mg/kg	Val. max. mg/kg	Dépassements de la valeur indicative
<u>Couches supérieures</u>	102	0.06 - 0.19	0.10	0.02	0.41	0
Occupation:						
pâturage intensif	13	0.10 - 0.14	0.11	0.09	0.15	0
pâturage extensif	11	0.06 - 0.13	0.10	0.03	0.31	0
cultures	27	0.06 - 0.16	0.09	0.02	0.28	0
prairies artific.	6	0.08 - 0.12	0.09	0.05	0.23	0
cult.spécialisées	13	0.06 - 0.31	0.08	0.03	0.41	0
forêt de conif.	16	0.13 - 0.21	0.14	0.09	0.31	0
forêt de feuil.	12	0.07 - 0.20	0.11	0.07	0.20	0
zones protégées	4	-	0.11	0.07	0.30	0
<u>Sous-sols</u>	102	0.01 - 0.12	0.03	0.01	1.26	3
Roches: 1)						
K acides	7	0.01 - 0.05	0.03	0.01	0.06	0
K basiques	1	-	0.03	-	-	0
conglomérats	4	-	0.08	0.01	0.14	0
roches carbonat.	12	0.02 - 0.12	0.06	0.02	0.38	0
marne	4	-	0.11	0.01	1.03	1
grès	5	-	0.02	0.01	0.04	0
argile	2	-	0.05	0.03	0.08	0
autres sédiments	1	-	0.03	-	-	0
L blocs	10	0.01 - 0.05	0.03	0.01	0.06	0
L limon	7	0.02 - 0.07	0.03	0.01	0.09	0
L mixtes	32	0.01 - 0.14	0.04	0.01	0.27	0
L sable	4	-	0.01	0.01	0.02	0
L argile	3	-	0.03	0.01	0.03	0
L silt	6	0.02 - 0.04	0.02	0.01	0.11	0
tourbe	4	-	0.33	0.01	1.26	2
1) Valeur indicative Osol: 0.8 mg/kg						
1) K = roches cristallines, L = roches meubles						

Tab. 3.9-2 : Corrélation des teneurs en Hg avec différentes caractéristiques pédologiques

Caractérist.	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org.	argile %	ox. de Fe	ox. de Al	indice P	CEC effect.	échant. n
<u>Couches sup.</u> 0-20 cm	-0.25 ***	0.44 ***	0.17 ***	0.06 *	0.17 ***	0.03	0.44 ***	654 - 779
<u>Sous-sols</u> > 20 cm	-0.07	0.55 ***	0.22 ***	0.23 ***	0.06	0.08	0.54 ***	268 - 482

### 3.10 Fluor (F)

Les teneurs en F relevées dans les couches supérieures et en sous-sols sont très variables (fig. 3.10-1). Seuls 22 sites sur 102 se distinguent par des teneurs nettement plus élevées dans les couches supérieures qu'en sous-sol.

Par rapport aux teneurs exprimées en mg/kg, les teneurs volumiques en F relevées dans les couches supérieures fluctuent selon les densités apparentes correspondantes (fig. 3.10-2). Les teneurs en F étant relativement élevées, les différences en valeurs absolues sont parfois considérables.

Seuls 4 sites forestiers (45,66,81,85) présentent des teneurs volumiques en F à 0-5 cm nettement supérieures à celles relevées à 0-20 cm (fig. 3.10-3). Les rapports inversés sont majoritaires et fortement marqués sur de nombreux sites.

La répartition des teneurs en fonction de l'exploitation montre que les couches supérieures de pâturage extensif et de cultures spécialisées présentent des teneurs en F légèrement supérieures. Les teneurs sous forêts de conifères sont inférieures (fig. 3.10-4). Les teneurs particulièrement élevées sont liées à la composition de la roche.

En général, on relève des teneurs en F légèrement plus élevées sur les sites de roches carbonatées, notamment sur les roches à dolomites (73,75) (fig. 3.10-5). Les sites localisés sur des roches micacées (71,100) et notamment sur gypse (57) présentent des teneurs extrêmes en sous-sol.

Les corrélations avec les différentes caractéristiques pédologiques (tab. 3.10-2) confirment les affinités des teneurs en F pour les pH élevés, les milieux carbonatés et l'argile souvent riche en micas.

Les nombreux dépassements de la valeur indicative dans les couches supérieures (tab. 3.10-1) ne permettent pas de déduire la présence d'éventuelles sources de contamination d'origine anthropique dans la mesure où le nombre encore plus élevé de dépassements de la valeur indicative en sous-sols indique que les teneurs en F sont d'origine naturelle et qu'elles reflètent la composition minérale de la roche.

Fig. 3.10-1: Teneurs en F en mg/kg relevées dans les couches supérieures 0-20 cm (colonne de gauche) et en sous-sols (colonne de droite)

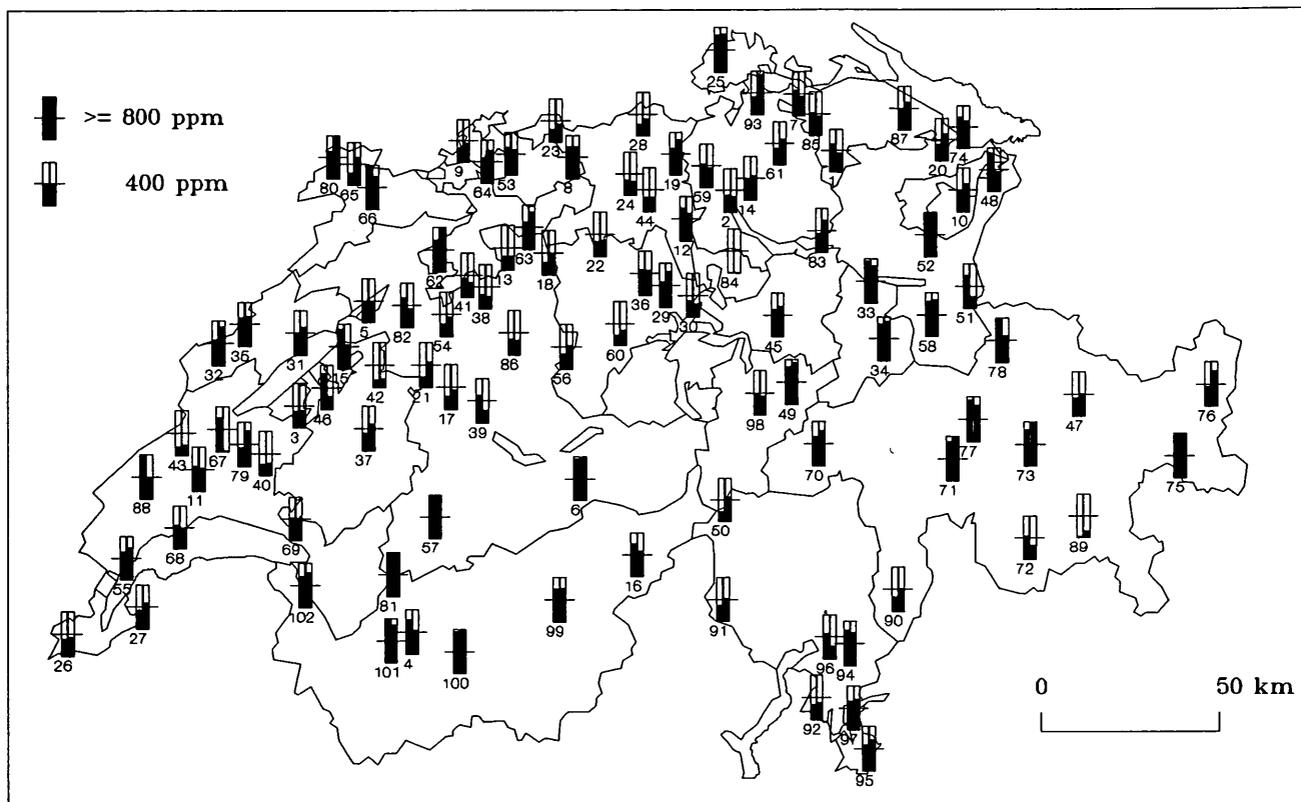


Fig. 3.10-2: Teneurs en F relevées dans les couches supérieures 0-20 cm exprimées en mg/kg (colonne de gauche) et en mg/l (colonne de droite)

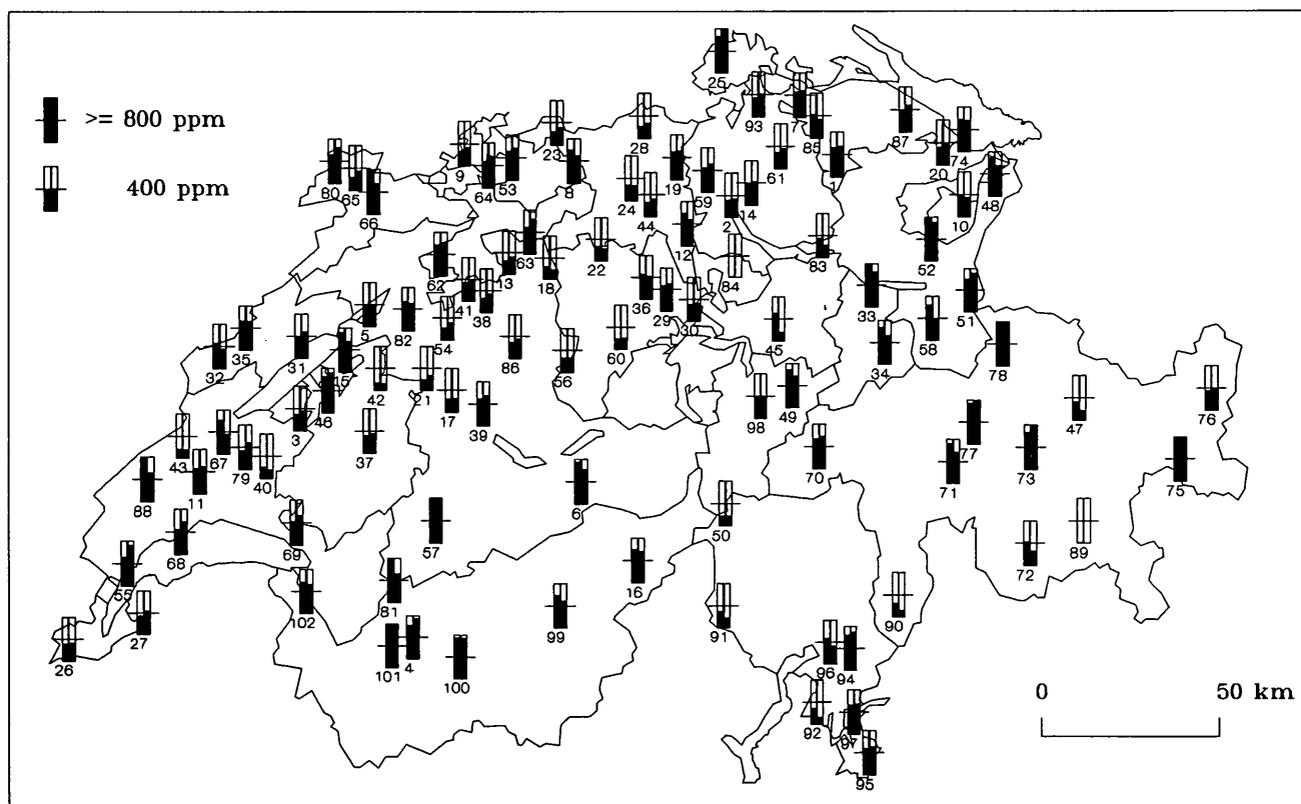


Fig. 3.10-3: Teneurs en F exprimées en mg/l - comparaison des relevés effectués à 0-5 cm (colonne de gauche) et à 0-20 cm (colonne de droite)

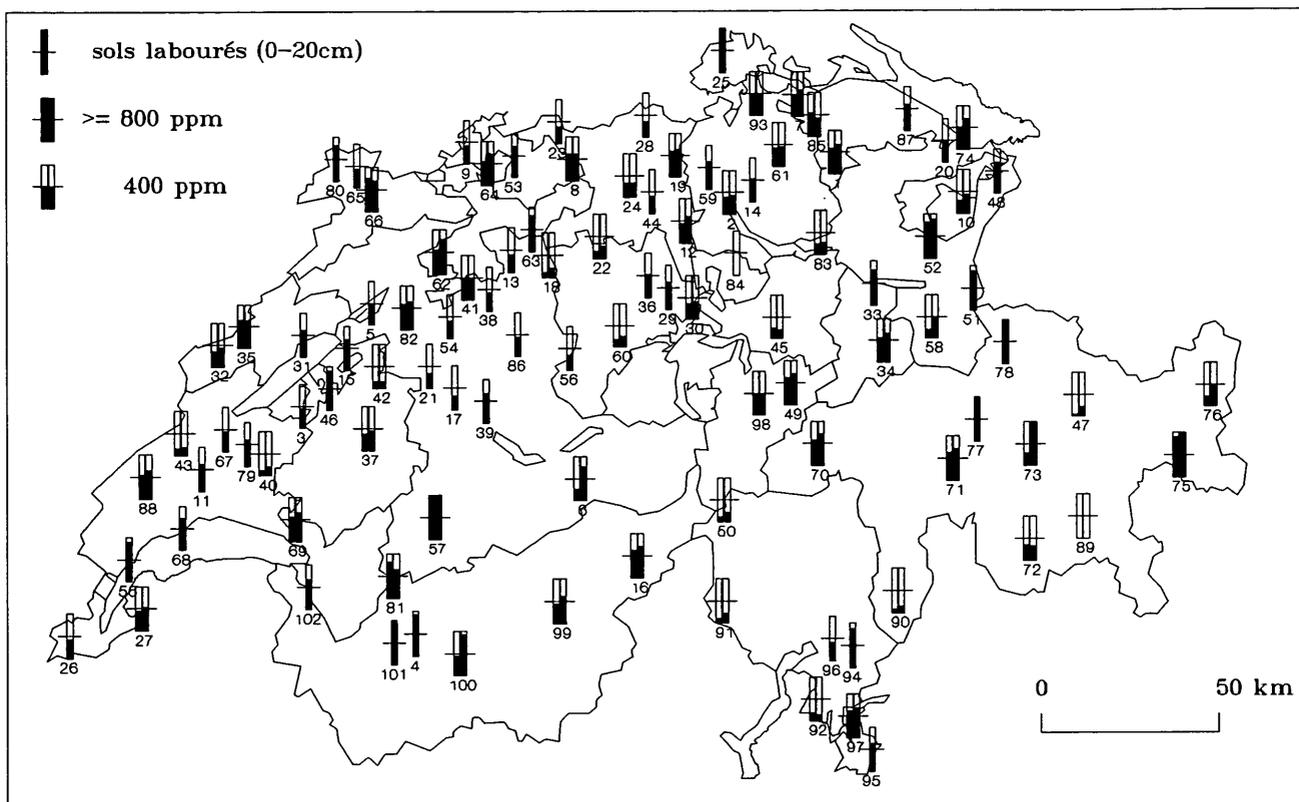


Fig. 3.10-4: Teneurs en F exprimées en mg/kg (plage de gauche) et en mg/l (plage de droite) relevées dans les couches supérieures 0-20 cm et classées par types d'exploitation

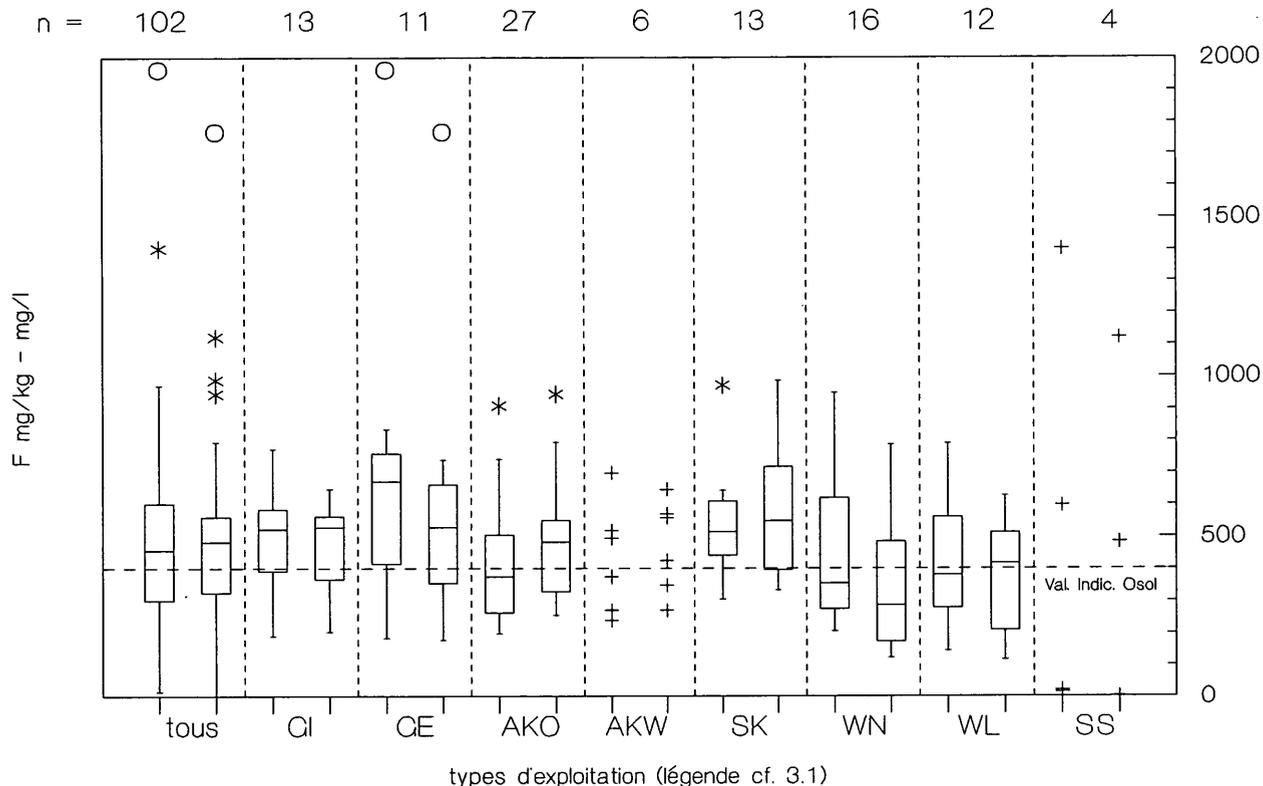
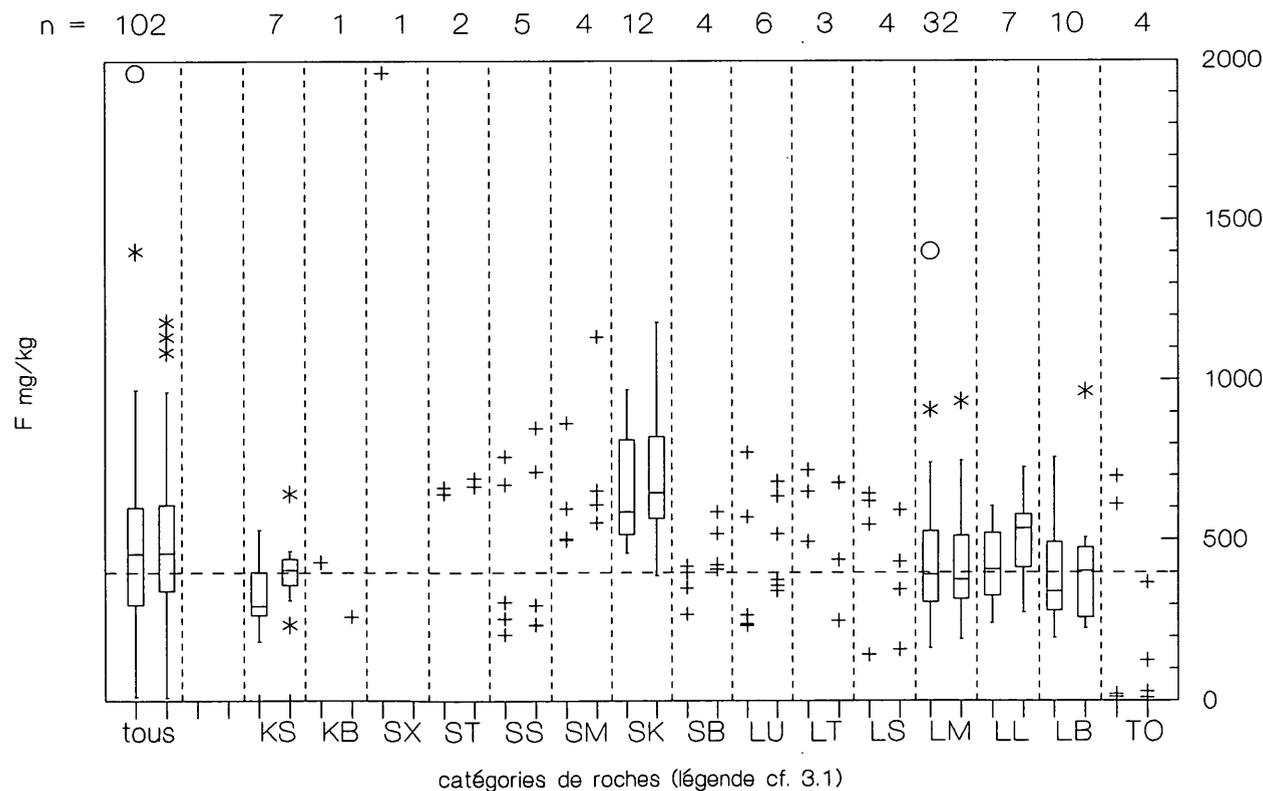


Fig. 3.10-5: Teneurs en F exprimées en mg/kg, relevées dans la couche supérieure, 0-20 cm (plage de gauche) et en sous-sol (plage de droite) et classées par catégories de roches



Tab. 3.10-1: Compilation des teneurs en F exprimées en mg/kg et nombre de dépassements de la valeur indicative

Sites	Echantillons n	Fourchette des val. fréquentes mg/kg	Médiane mg/kg	Val. min. mg/kg	Val. max. mg/kg	Dépassements de la valeur indicative
<u>Couches supérieures</u>	102	234 - 715	457	13	1962	57
Occupation:						
pâturage intensif	13	307 - 679	522	190	773	9
pâturage extensif	11	344 - 835	672	183	1962	8
cultures	27	240 - 663	375	197	907	12
prairies artific.	6	271 - 518	435	238	698	3
cult.spécialisées	13	318 - 644	514	305	971	10
forêt de conif.	16	256 - 656	355	206	948	7
forêt de feuil.	12	163 - 601	380	143	790	6
zones protégées	4		309	13	1402	2
<u>Sous-sols</u>	102	250 - 695	465	10	3046	62
Roches: 1)						
K acides	7	314 - 465	408	237	642	5
K basiques	1	-	262	-	-	0
conglomérats	4	-	471	409	585	4
roches carbonat.	12	473 - 1088	646	390	1181	11
marne	4	-	630	552	1135	4
grès	5	-	298	236	850	2
argile	2	-	678	666	691	2
autres sédiments	1	-	3046	-	-	1
L blocs	10	259 - 507	403	226	965	5
L limon	7	357 - 588	558	275	726	5
L mixtes	32	259 - 657	398	193	2420	16
L sable	4	-	390	160	593	2
L argile	3	-	438	250	678	2
L silt	6	360 - 636	448	343	682	3
tourbe	4	-	78	10	368	0
Valeur indicative Osol: 400 mg/kg						
1) K = roches cristallines, L = roches meubles						

Tab. 3.10-2 : Corrélation des teneurs en F avec différentes caractéristiques pédologiques

Caractérist.	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org.	argile %	ox. de Fe	ox. de Al	indice P	CEC effect.	échant. n
<u>Couches sup.</u> 0-20 cm	0.36 ***	-0.20 ***	0.38 ***	0.19 ***	-0.02	-0.12 **	0.10 **	654 - 779
<u>Sous-sols</u> > 20 cm	0.26 ***	-0.17 ***	0.16 **	0.01	-0.07	-0.05	-0.16	268 - 482

### 3.11 Synthèse

Le tableau 3.11-1 regroupe les teneurs fréquentes relevées sur les 102 sites du NABO.

Tab. 3.11-1 : Teneurs fréquentes en métaux lourds et en fluor

Elément	Valeur indicative Osol mg/kg	Fourchette des valeurs fréquentes (80 %)	
		Couches supérieures mg/kg	Sous-sols mg/kg
Plomb (Pb)	50	16 - (24) - 38	10 - (10) - 19
Cuivre (Cu)	50	6 - (18) - 35	6 - (13) - 25
Cadmium (Cd)	0.8	0.11 - (0.23) - 0.49	0.05 - (0.13) - 0.24
Zinc (Zn)	200	35 - (53) - 89	20 - (38) - 62
Nickel (Ni)	50	6 - (22) - 40	8 - (25) - 43
Chrome (Cr)	75	13 - (25) - 38	10 - (21) - 37
Cobalt (Co)	25	3 - (5.7) - 10	3 - (6.1) - 10
Mercure (Hg)	0.8	0.06 - (0.10) - 0.19	0.01 - (0.03) - 0.12
Fluor (F)	400	234 - (457) - 715	250 - (465) - 695

( ) médiane  
Couche supérieure = 0-20 cm  
Sous-sol: horizon C ou BC

Conformément aux objectifs du NABO (chap. 1.2), les dépassements de la valeur indicative, sont peu nombreux (tableau 3.11-2).

Une première approche consiste à comparer les teneurs en polluants aux teneurs indicatives stipulées par l'Osol qui ne s'appliquent néanmoins qu'à des échantillons mixtes prélevés dans les 20 cm supérieurs de sols minéraux caractérisés par des teneurs en humus allant jusqu'à 15 % (8.7 % C org.) (Osol 1986). On constate pour 10 sites (15,45,47,48,67,84,88,89,90,92) que les teneurs en humus relevées dans les couches supérieures dépassent les 15 % (fig. 3.11-1). De ce fait, les teneurs en Pb enregistrées sur les sites 92 et 84 au même titre que les teneurs en Cd et F relevées respectivement sur les sites 88 (Cd) et 15,45,48,67, 88 (F) ne peuvent être évaluées par rapport aux valeurs stipulées dans l'Osol.

Seul le Cu présente des dépassements de la valeur indicative étroitement liés à l'occupation des sols. Sur les sites de vignobles (5,55,96,101), la valeur indicative est en règle générale dépassée plusieurs fois. Les autres dépassements sont principalement liés à la roche. A noter le nombre important des dépassements multiples de la valeur indicative fixée pour le fluor. Il suffit néanmoins d'observer les teneurs enregistrées en sous-sols pour constater qu'elles proviennent en grande partie de la roche-mère riche en mica et en fluorine (CaF<sub>2</sub>). On établit la même relation entre le Ni, Cr, Co et la roche cristalline basique, le Cd et quelques roches calcaires ainsi que pour le mercure et la tourbe.

Tab. 3.11-2 : Compilation des dépassements des valeurs indicatives

Sites	n	Pb [50]	Cu [50]	Cd [0.8]	Zn [200]	Ni [50]	Cr [75]	Co [25]	Hg [0.8]	F [400]
<u>Couches supérieures</u>		6/4	6	5/4	0	5	1	1	0	57/52/7
Occupation:										
pâturage intensif	13	0	0	0	0	0	0	0	0	9
pâturage extensif	11	1	0	1	0	1	1	1	0	8/8/2
cultures	27	0	1	0	0	3	0	0	0	12/11/1
prairies artific.	6	0	0	1	0	0	0	0	0	3/2
cult.spécialisées	13	2	5/5/4	0	0	1	0	0	0	10/9/1
forêt de conif.	16	0	0	1/1	0	0	0	0	0	7/4/1
forêt de feuil.	12	1/1	0	2	0	0	0	0	0	6/6/1
zones protégées	4	2/1	0	0	0	0	0	0	0	2/2/1
<u>Sous-sols</u>		0	3	2	0	8/8/1	2/2/1	1	3/1	62/62/9
Roches: 1)										
K acides	7	0	1	0	0	1	1	0		5
K basiques	1	0	1	0	0	1/1/1	1/1/1	1		0
conglomérats	4	0	0	0	0	2	0	0		4
roches carbonat.	12	0	0	2	0	0	0	0		11/11/3
marne	4	0	1	0	0	1	0	0	1	4/4/1
grès	5	0	0	0	0	0	0	0		2/2/1
argile	2	0	0	0	0	0	0	0		2
autres sédiments	1	0	0	0	0	0	0	0		1/1/1
L blocs	10	0	0	0	0	0	0	0		5/5/1
L limon	7	0	0	0	0	2	0	0		5
L mixtes	32	0	0	0	0	1	0	0		16/16/2
L sable	4	0	0	0	0	0	0	0		2
L argile	3	0	0	0	0	0	0	0		2
L silt	6	0	0	0	0	0	0	0		3
tourbe	4	0	0	0	0	0	0	0	2	0
[ ] Valeurs indicatives Osol en mg/kg										
1) K = roches cristallines, L = roches meubles										
x/y/z: x toutes, y uniquement avec une teneur en humus allant jusqu'à 15 % (8.7 % de C org), z plus du double de la valeur indicative										

Les valeurs indicatives de l'Osol sont exprimées en g/t ou mg/kg de terre fine, c'est-à-dire en poids. Dans la mesure où les sols peuvent présenter dans les cas extrêmes des densités apparentes comprises entre 0.1 kg/dm<sup>3</sup> (sols tourbeux) et 1.7 kg/dm<sup>3</sup> (sols sableux), cela reviendrait à comparer les teneurs en polluants de sols caractérisés par des différences de volume pouvant aller de 1 à 17, ce qui ne correspond pas aux objectifs de cette étude. La teneur en humus étant le facteur le plus influant au niveau de la densité apparente, les valeurs indicatives de l'Osol ne s'appliquent qu'à des sols minéraux caractérisés par des teneurs en humus inférieures ou égales à 15 %.

Fig. 3.11-1: Teneur en humus dans les couches supérieures (0-20cm)

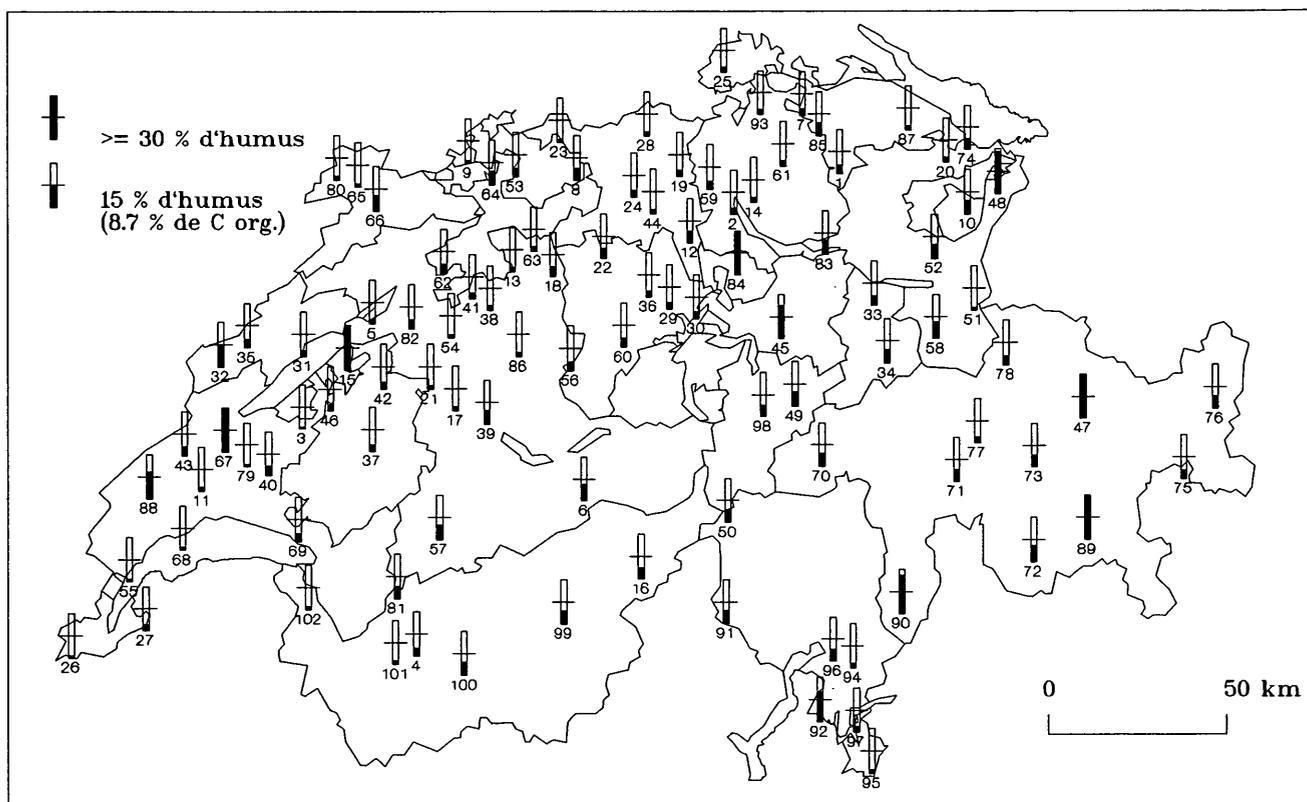


Fig. 3.11-2: Rapport entre la densité apparente et la teneur en humus dans les couches supérieures (0-20cm)

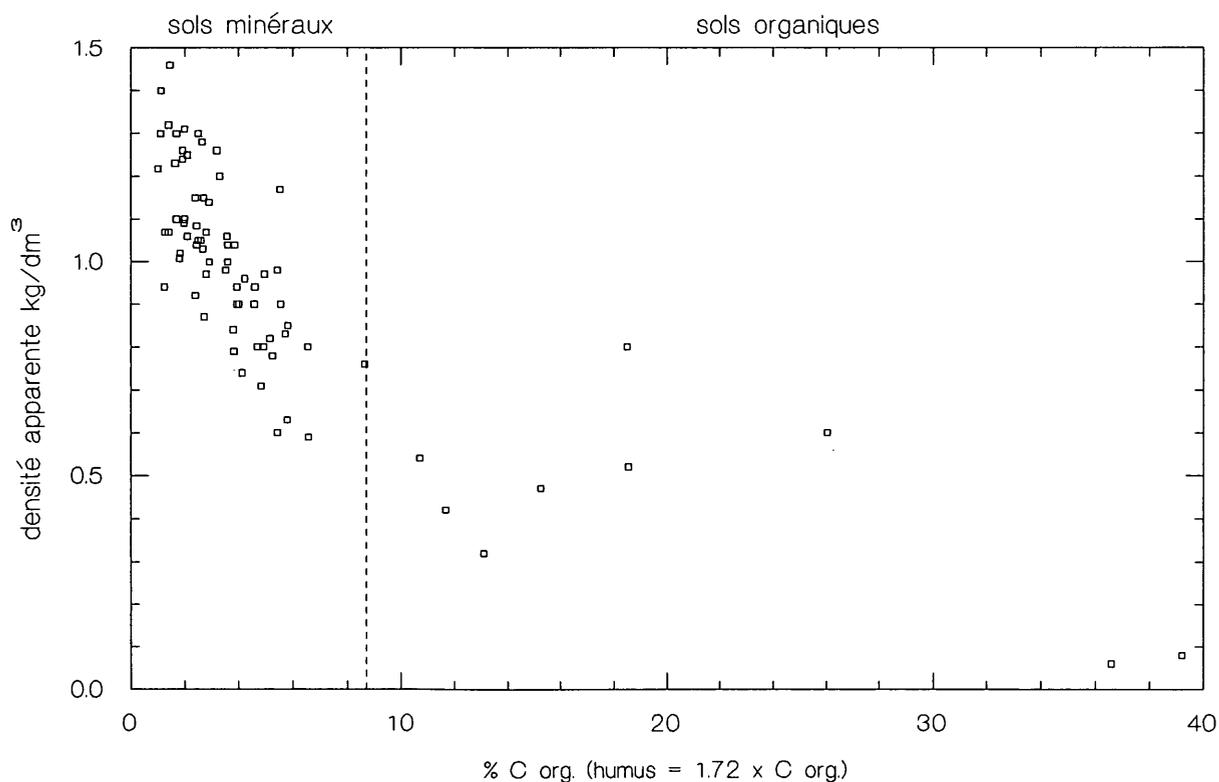
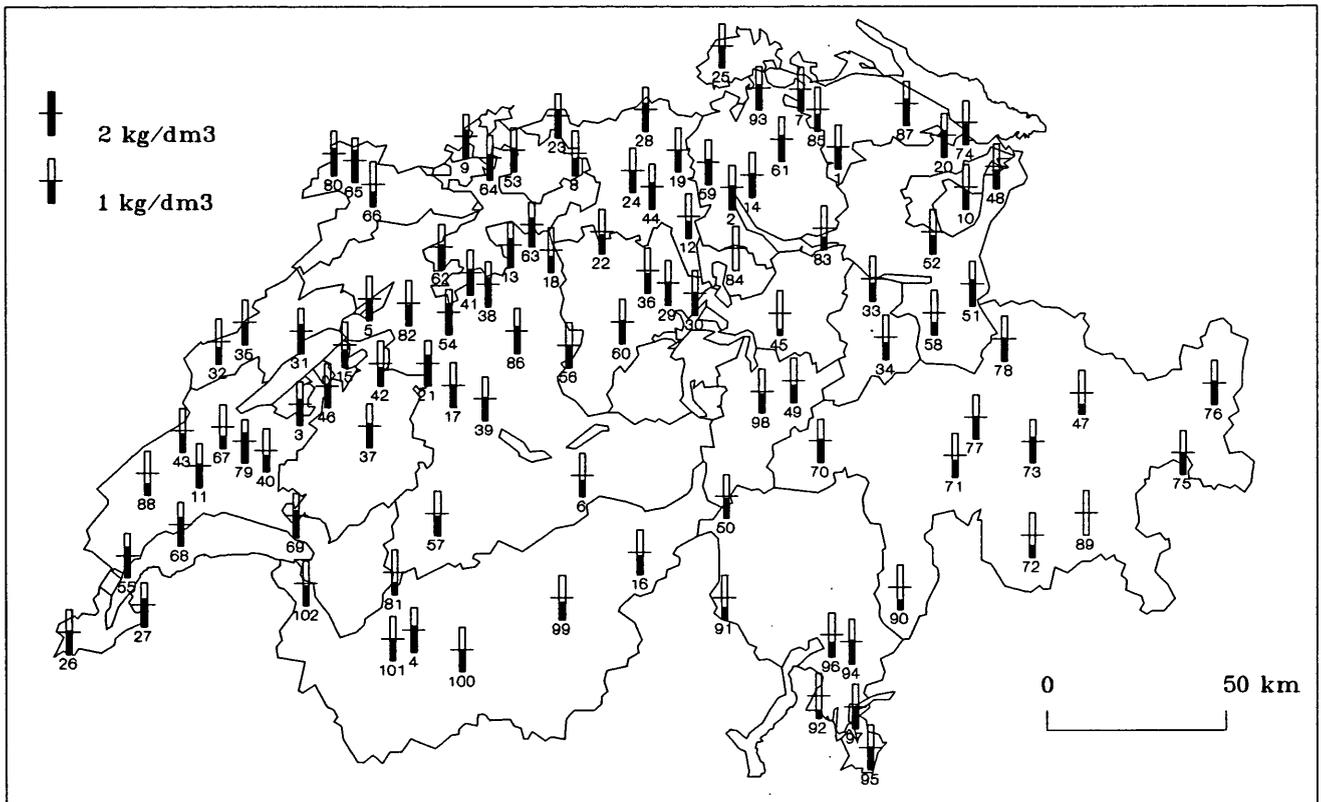


Fig. 3.11-3 : Densité apparente dans les couches supérieures (0-20cm)



La fig. 3.11-2 montre néanmoins que les densités apparentes des couches supérieures de sols minéraux peuvent fluctuer jusqu'à 2.5 fois et engendrer des différences volumiques par unité de poids proportionnelles.

Pour comparer les apports de polluants depuis la surface du sol, il est indispensable de se référer aux données exprimées en volume dès lors que les densités apparentes des sols diffèrent les unes des autres. Contrairement aux teneurs exprimées en poids, les teneurs volumiques fluctuent selon les densités apparentes correspondantes (fig. 3.11-3). En données relatives, les différences sont semblables pour toutes les teneurs exprimées par rapport à la même densité apparente; en revanche, en données absolues, les différences sont plus importantes dans le cas de teneurs supérieures.

Il résulte de la profondeur d'échantillonnage de 0-20 cm prescrite par l'Osol une forte dilution des apports de polluants depuis la surface du sol. C'est la raison pour laquelle on a également prélevé des échantillons, sur les sites non cultivés, à 0-5 cm dans l'objectif d'avoir une connaissance plus précise des apports diffus de polluants d'origine atmosphérique. L'hypothèse selon laquelle les teneurs volumiques sont plus élevées dans les échantillons prélevés à 0-5 cm que celles des échantillons prélevés à 0-20 cm n'est pas confirmée. Elles sont même souvent inférieures et spécifiques à chaque élément, comme l'illustre la figure 3.11-4. Cela s'explique par la variation analytique inhérente à la

répétabilité des analyses (chap. 2.6.2), par des processus de dilution provenant de brassages naturels de la terre dus aux lombrics et aux passages du bétail, à l'érosion et au transport vertical spécifique des polluants dans le sol. Même si les teneurs supposées plus élevées à 0-5 cm qu'à 0-20 cm, en raison des apports de polluants par la surface du sol, ne sont pas confirmées pour chaque site, il ressort de la figure 3.11-4 que les éléments transportés notamment dans l'atmosphère tels que le Pb, le Cd, le Zn et le Hg ont néanmoins tendance à présenter des teneurs plus élevées dans la couche supérieure de 0-5 cm. La majorité des teneurs se situent nettement au-dessus de la diagonale.

Les valeurs indicatives relatives à des échantillons de sols séchés à 40 °C (Osol) qui, comme l'indique la figure 3.11-5, présentent des réserves en eau variables selon la teneur en humus, ne constituent pas une base de référence absolue pour la reproductibilité des teneurs. Dans les sols minéraux, la distorsion peut aller jusqu'à 6 %.

En raison des restrictions susmentionnées concernant les possibilités d'évaluation et de reproductibilité des contaminations d'origine anthropique par rapport aux valeurs indicatives de l'Osol, nous proposons d'analyser au chapitre 5 la contamination effective par des polluants d'origine anthropique en prenant pour référence la teneur supposée d'origine naturelle relevée sur des sites sélectionnés à cet effet.

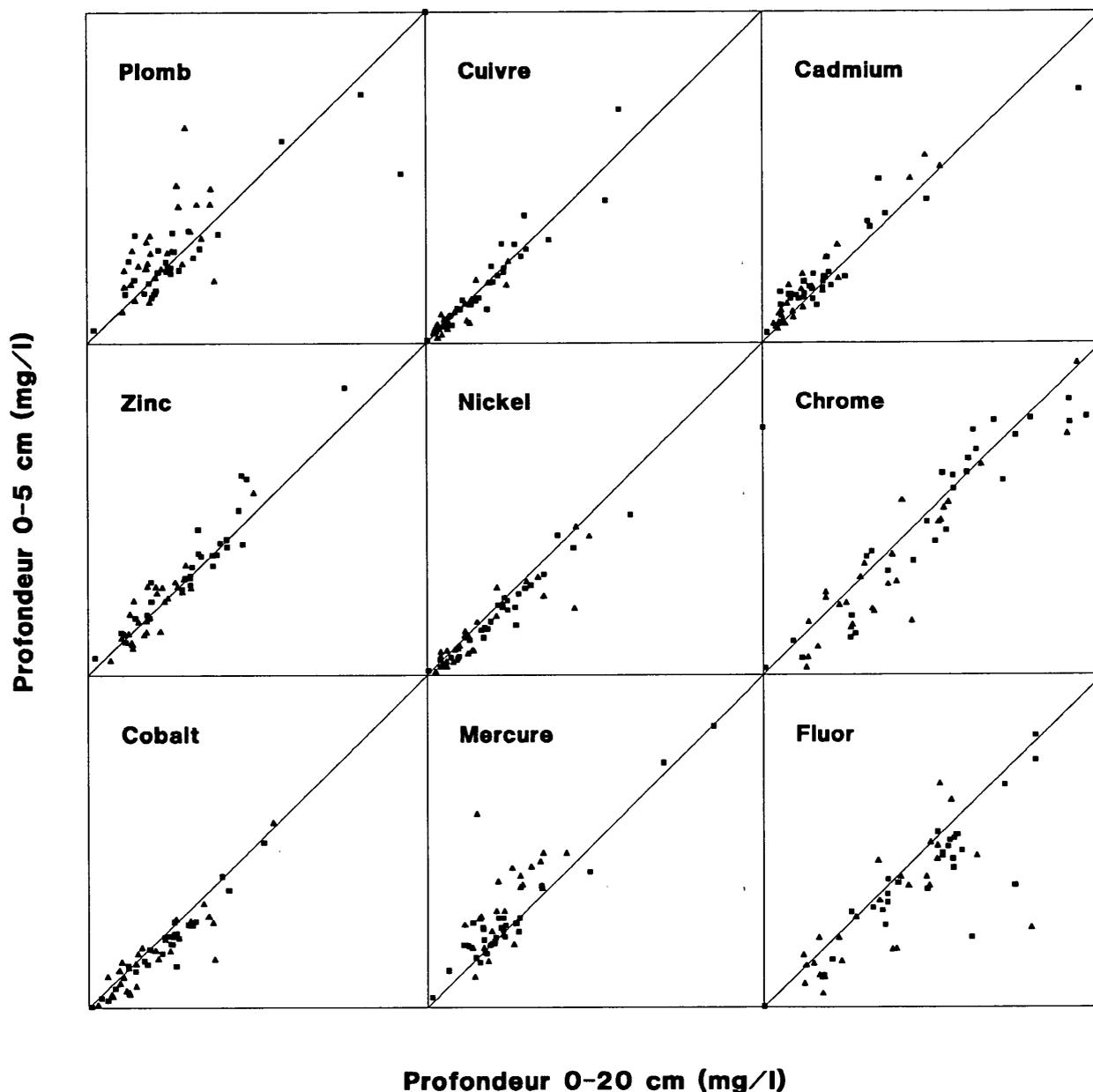
La matrice de corrélation regroupant tous les échantillons de sol, tableau 3.11-3, a pour objectif de montrer s'il existe un rapport linéaire entre les nombreux résultats obtenus en laboratoire.

Il résulte des coefficients de corrélation supérieurs à 0.3 les classements suivants:

- entre les polluants: Ni/Cr >> Pb/Zn > Ni/Co > Cr/Co > Cd/Zn >> Pb/Hg > Pb/Cd > Cd/Hg.
- entre les polluants et les caractéristiques pédologiques: Hg/C org. > Hg/CEC > Cd/CEC > Zn/P sol. = Cd/argile > Pb/C org. = Zn/argile.

La comparaison avec les coefficients de corrélation des couches supérieures et des couches de sous-sols (tableau 3.x-2) met en évidence des différences qui s'expliquent par de nombreuses caractéristiques spécifiques aux horizons (ex: teneur en humus) et par des processus liés à la formation des sols (ex: migration d'argile).

Fig. 3.11-4: Comparaison des teneurs en polluants relevées à 0-5 cm et 0-20 cm, exprimées en volume



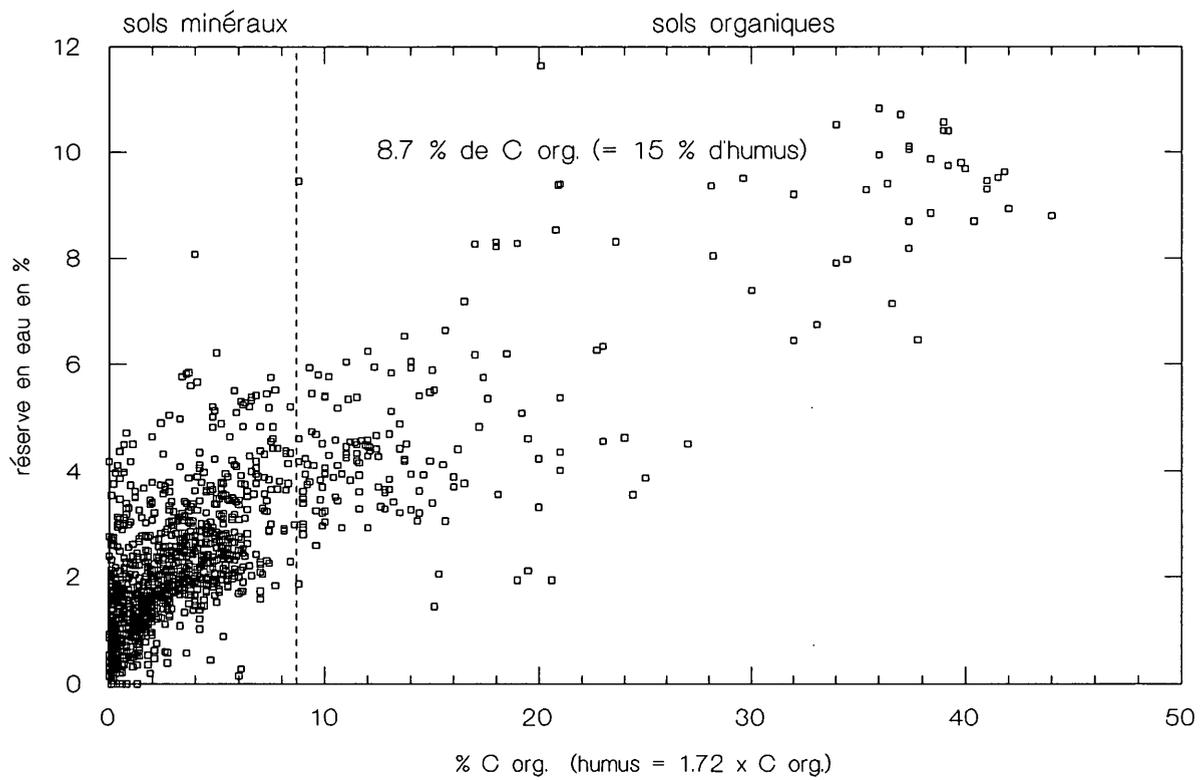
Nombre de sites dont la teneur en polluants à 0-5 cm est sup. à la teneur à 0-20 cm										
(n)	Pb	Cu	Cd	Zn	Ni	Cr	Co	Hg	F	
tous (56)	34	29	42	34	12	18	11	41	12	
▲ forêts (28)	13	13	21	18	4	11	3	18	5	
■ milieu ouvert (28)	21	16	21	16	8	7	8	23	7	

Tab. 3.11-3 Matrice de corrélation de tous les échantillons ( n = 800 - 1261 )

Caractéristiques pédologiques																
Polluants																
	Pb	Cu	Cd	Zn	Ni	Cr	Co	Hg	F	pH CaCl <sub>2</sub>	C org.	argile	ox. de Fe	ox. de Al	P sol.	CEC pot.
Pb		0.05 *	0.38 ***	0.56 ***	-0.07 **	n.s.	0.06 *	0.44 ***	n.s.	-0.30 ***	0.34 ***	0.17 ***	0.26 ***	0.17 ***	0.12 ***	0.19 ***
Cu			0.08 ***	0.27 ***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.08 **	0.09 ***	-0.06 *	-0.11 ***	-0.07 **	0.17 ***	0.24 ***	n.s.
Cd				0.48 ***	-0.06 *	0.08 **	n.s.	0.31 ***	0.13 ***	0.12 ***	0.22 ***	0.36 ***	0.23 ***	0.25 ***	0.12 ***	0.38 ***
Zn					0.08 **	0.13 ***	0.20 ***	0.20 ***	0.21 ***	0.09 ***	n.s.	0.34 ***	0.31 ***	0.14 ***	0.36 ***	0.19 ***
Ni						0.86 ***	0.53 ***	-0.05 *	n.s.	0.10 ***	-0.12 ***	0.12 ***	0.10 ***	n.s.	-0.07 *	n.s.
Cr							0.49 ***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.13 ***	0.27 ***	0.10 ***	n.s.	n.s.
Co								n.s.	0.10 ***	0.10 ***	-0.13 ***	0.25 ***	0.08 **	n.s.	-0.08 **	n.s.
Hg									-0.08 **	-0.23 ***	0.52 ***	0.24 ***	0.20 ***	0.14 ***	0.11 ***	0.51 ***
F										0.32 ***	-0.20 ***	0.25 ***	0.09 ***	-0.06 *	-0.12 ***	n.s.

n.s. = non significatif

Fig. 3.11-5: Rapport entre la réserve en eau et la teneur en humus dans des échantillons de sols séchés à 40 °C



## 4 VARIABILITE SPATIALE DES TENEURS DES SOLS EN POLLUANTS

Les sols sont constitués de mélanges de matières hétérogènes caractérisés par des concentrations dont la variabilité dans l'espace s'étend du mm au km. Les processus de formation et de contamination des sols mettent néanmoins en évidence un modèle de répartition spatiale des éléments qui les composent calqué sur les horizons pédologiques, les unités pédogéographiques ou les secteurs de contamination.

### 4.1 Variabilité latérale

#### 4.1.1 Variabilité locale

AICHBERGER et al. (1985) ont analysé la variabilité des teneurs en métaux lourds sur trois surfaces cultivées de différentes superficies (tab. 4.1-1).

Tab. 4.1-1 : Coefficients de variation des teneurs en métaux lourds en % pour trois surfaces cultivées de différentes superficies

Elément	Superficie		
	1 m <sup>2</sup>	100 m <sup>2</sup>	10 000 m <sup>2</sup>
Pb	2.9	4.4	14.6
Cu	3.3	3.8	17.0
Cd	6.1	14.3	35.4
Zn	2.7	6.1	17.2
Ni	1.3	2.3	14.7
Cr	8.8	9.3	34.4

Profondeur: 0-20 cm Source: AICHBERGER et al. 1985

Dans le cadre du NABO, une première expérience a porté sur l'évaluation de la variabilité des teneurs en métaux lourds relevées en trois endroits d'une surface de 100 m<sup>2</sup> (tab. 4.1-2). C'est à partir de ces résultats que l'on a choisi la surface d'observation de 100 m<sup>2</sup>. La variabilité des teneurs est pour la plupart des cas inférieure à 10 %. Elle offre néanmoins la possibilité d'effectuer des échantillonnages périodiques sans entraîner de trop grandes perturbations au niveau de la surface observée. Les données statistiques ayant permis de déterminer la variabilité des surfaces échantillonnées figurent en annexe E/1.

Tab. 4.1-2 : Coefficients de variation des teneurs en métaux lourds en %, sur une surface de 100 m<sup>2</sup>, en trois sites différents (n = 5).

Elément	Occupation		
	Champ	Prairie permanente	Forêt
Pb	3.5	2.5	18.1
Cu	1.5	1.3	2.8
Cd	e.d. LD	9.4	e.d. LD
Zn	1.7	0.7	2.3
Ni	2.0	1.1	4.2

Profondeur: 0-20 cm e.d. LD = en-dessous de la limite de détection

#### 4.1.2 Variabilité régionale

La représentation cartographique des teneurs en métaux lourds des 102 sites du NABO (chap. 3) met en évidence des interactions régionales dont l'origine pourrait être essentiellement géologique. Il n'est néanmoins pas possible de conclure à une répartition homogène des polluants à l'échelle d'une région. VOGEL et al. (1989) ont tenté d'expliquer la variabilité régionale des teneurs en Pb, Cu, Cd, Zn et Ni à proximité de 41 sites du NABO essentiellement localisés sur le Plateau. Au total, 194 sites supplémentaires ont été définis. Dans un périmètre allant jusqu'à environ 3 km autour des sites du NABO, 3 à 6 autres sites ont été échantillonnés, partant de différentes catégories d'occupation des sols, de roches et d'exposition aux dépôts atmosphériques. Nous nous proposons d'analyser ci-après les résultats obtenus pour quatre groupes de sites représentatifs du Plateau.

Les sites du groupe de Langenthal (fig. 4.1-1) sont compris dans les moyennes collines molassiques dominées par une formation glaciaire partielle (unité physiographique K). La topographie de cette région est légèrement vallonnée. Les sols sont dans leur intégralité sans squelette; il s'agit plus ou moins de sols bruns pseudogleifiés, voire de sols bruns lessivés sur une moraine rissienne décarbonatée, compacte et riche en silt et en limon provenant du glacier du Rhône et de l'Aar. L'exposition aux dépôts atmosphériques est sous toute vraisemblance caractéristique du Plateau. Le secteur d'agglomération et industriel ne présente pas de sources d'émissions particulières.

La variabilité régionale des teneurs en Pb relevées dans les couches supérieures de forêts n'indique pas d'effet d'interception spécifique par rapport aux sites de milieu ouvert. Les teneurs en Cu des couches supérieures sont particulièrement peu élevées sous forêts de conifères et nettement plus élevées en milieu ouvert. On remarque des teneurs en Cd légèrement plus élevées dans les couches supérieures du site forestier 18.1 dans une combe à l'abri des vents dominants et en milieu ouvert. Les teneurs en Zn sont également plus élevées en milieu ouvert. Les teneurs en Ni sont stables et plus élevées dans les couches de sous-sols. Les teneurs des sous-sols varient peu à l'échelle régionale, ce qui reflète l'uniformité de la roche-mère.

Fig. 4.1-1: Teneurs en polluants relevées sur les sites de Langenthal (BE)

Numéro du site	18.0	18.1	18.2	18.3	18.4
Distance par rapport au site NABO	0 m	493 m	1213 m	1371 m	1289 m
Occupation	conifères	conifères	feuillus	prairie	cultures
Roche	moraine (Riss)	moraine (Riss)	moraine (Riss)	moraine (Riss)	moraine (Riss)
pH (H <sub>2</sub> O)					
Couche supérieure	4.0	3.9	5.1	5.9	6.3
Sous-sol	5.2	4.7	5.9	6.2	6.4
Couche supérieure = 0-20 cm			Sous-sol = horizon BC ou C		

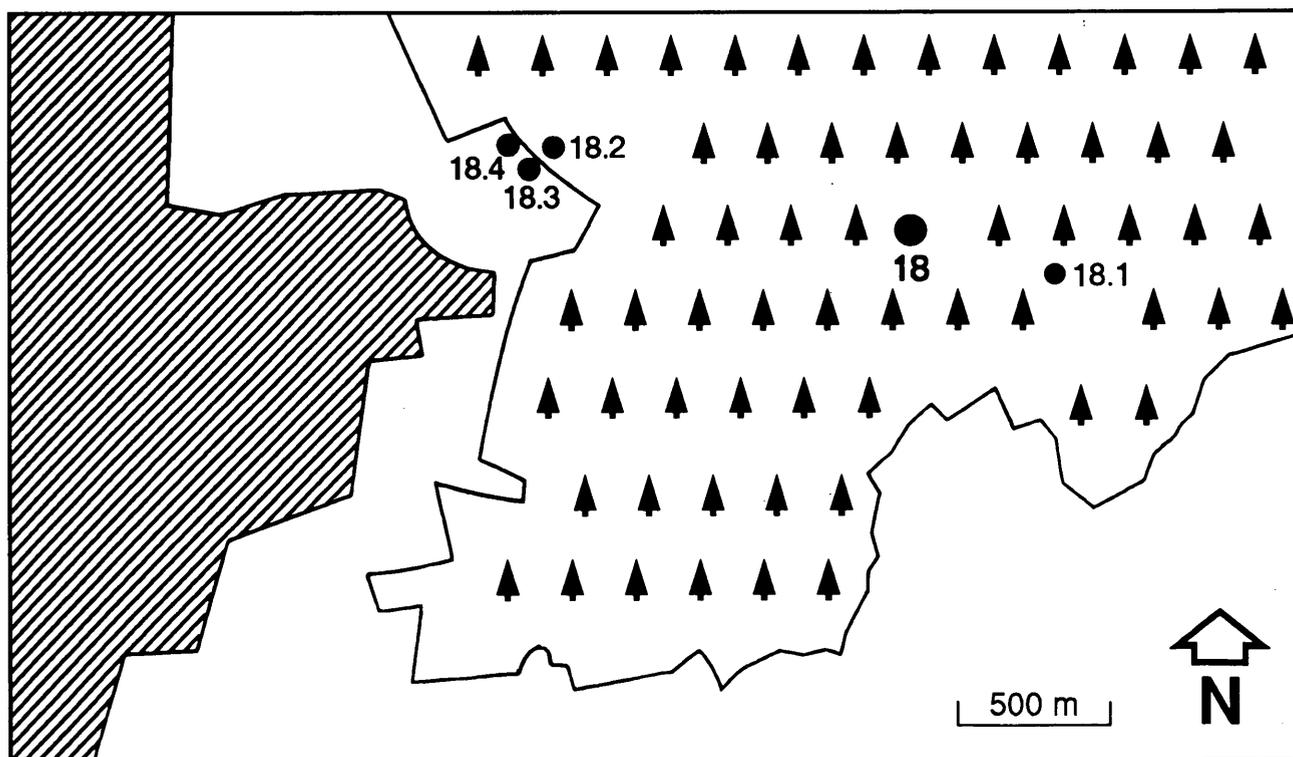
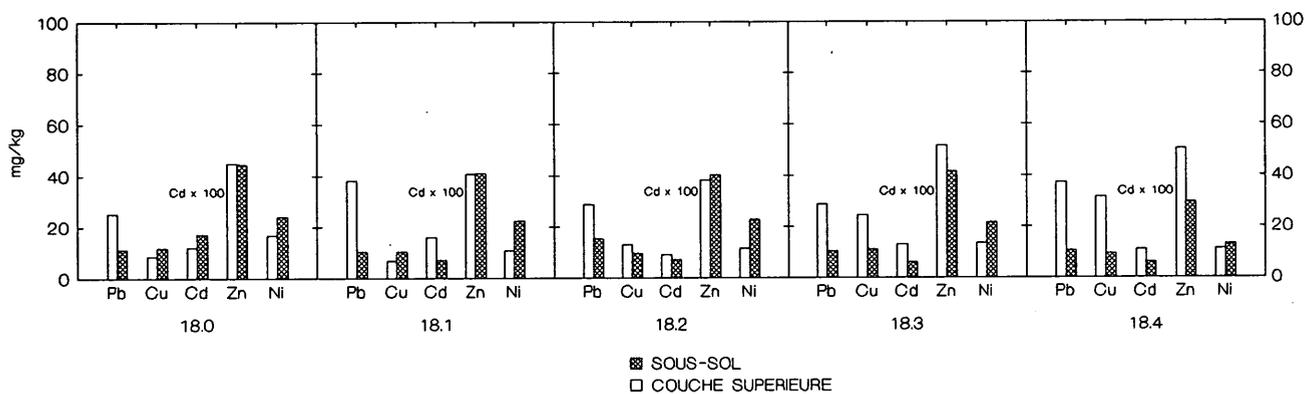
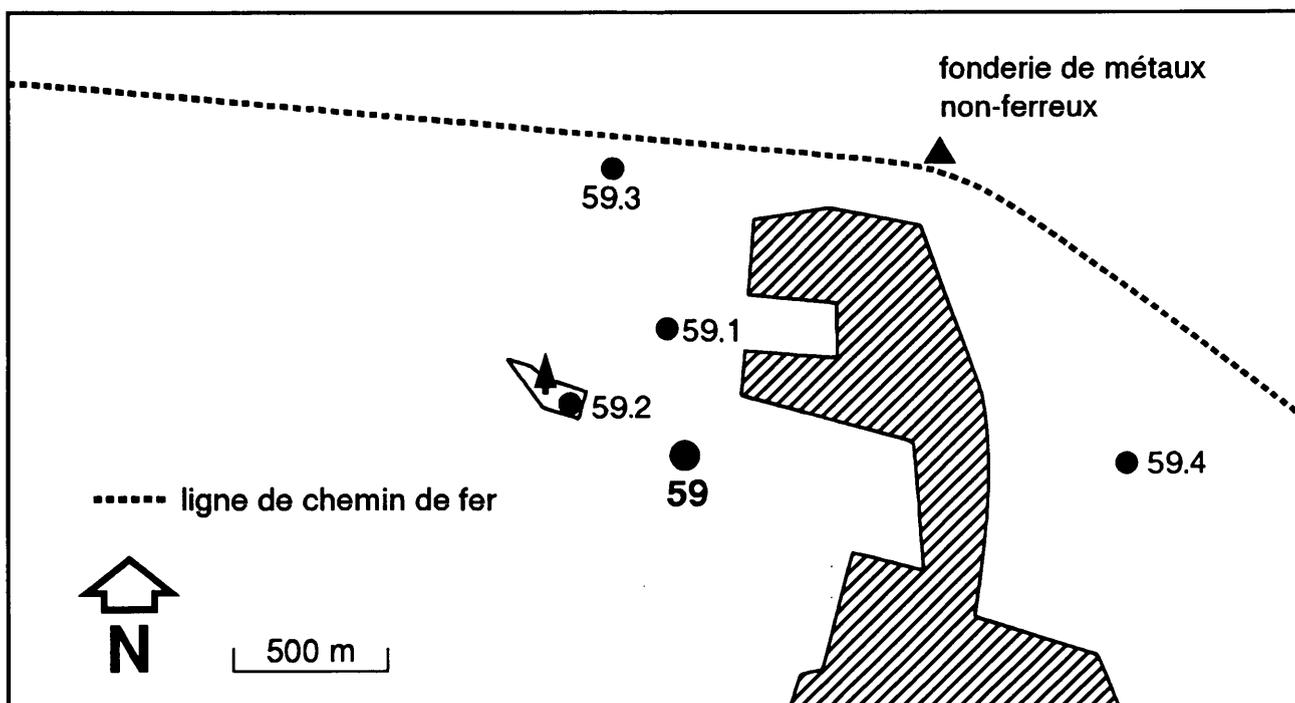
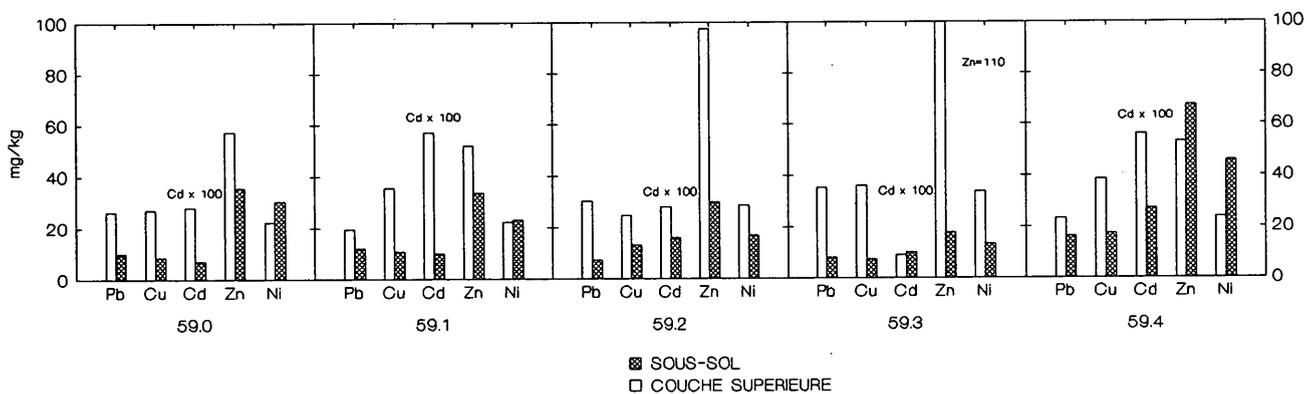


Fig. 4.1-2: Teneurs en polluants relevées sur les sites de Dällikon (ZH)

Numéro du site	59.0	59.1	59.2	59.3	18.4
Distance par rapport au site NABO	0 m	432 m	444 m	963 m	1425 m
Occupation	maraîchage	cultures	feuillus	maraîchage	cultures
Roche	alluvions gr. fins	alluvions graviers	alluvions graviers	alluvions graviers	alluvions graviers
pH (H <sub>2</sub> O)					
Couche supérieure	7.2	7.3	6.2	6.8	7.3
Sous-sol	8.0	8.0	7.4	7.1	7.8
Couche supérieure = 0-20 cm		Sous-sol = horizon BC ou C			



Les sites du groupe de Dällikon (fig. 4.1-2) se situent sur un sol de vallée alluviale de collines de moraine légèrement ondulées (unité physiographique G). Les sols présentent différentes profondeurs et se composent de sols à gleys profonds (59), de sols bruns calcaires et de fluvisols allant de sites à grains fins, détremés à des sites secs très pierreux. L'exposition aux dépôts atmosphériques est déterminée par la vallée de la Furt très industrielle où se trouve notamment une fonderie de métaux lourds non ferreux.

On ne relève pratiquement aucune variabilité régionale des teneurs en Pb. Il en va de même des teneurs en Cu qui ne traduisent pas la présence de charge plus élevée pouvant provenir des cultures maraîchères. En revanche, les teneurs en Cd relevées dans les couches supérieures des sites de cultures sont supérieures; au même titre que les teneurs en Zn dans les couches supérieures du site 59.2, et notamment du site 59.3. Celui-ci se situe directement dans la direction des vents d'est venant de la fonderie. En ce qui concerne le site forestier 59.2, on suppose la présence d'un effet d'interception. Ces deux sites présentent également des teneurs en Ni supérieures à celles du sous-sol. Les teneurs du sous-sol du site 59.4 sont supérieures à celles des autres sites et, dans le cas du Zn, elles dépassent même les teneurs relevées dans les couches supérieures. Cela peut s'expliquer par l'échantillonnage qui a été effectué à 40-60 cm, c'est-à-dire à une profondeur moins importante.

Les sites du groupe d'Oensingen (fig. 4.1-3) se situent dans les plaines du bas Plateau (unité physiographique F). Les roches-mères sont des graviers de terrasses supérieures de l'Aar et des alluvions argileux plus récents de la Dünneren provenant du Jura. C'est ce qui explique la présence de sols d'une part non pierreux, composés de pseudogleys et de sols bruns profonds et, d'autre part, de sols bruns calcaires pierreux, moyennement profonds, à acides sous forêt. L'exposition aux dépôts atmosphériques est plus importante en raison de la proximité d'une autoroute et d'une fonderie.

On ne relève qu'une faible variabilité régionale des teneurs en Pb et aucune influence de l'autoroute distante de seulement 40 m du site 63.2. En revanche, la charge est légèrement plus élevée dans la couche supérieure du site sous forêt de conifères (63.3). Les teneurs en Cu des couches supérieures sont moins élevées sous forêts qu'en milieu ouvert. Il en va de même des teneurs en Cd. On constate avec surprise que la teneur en Cd du site de cultures (63.2) est plus élevée en sous-sol que dans la couche supérieure. C'est également le cas du Zn sur le site 63.0. Cela s'explique par la présence d'alluvions à grains fins avec des teneurs en métaux lourds légèrement plus élevées et variables à la verticale. Comme pour le Cu et le Cd, le Zn présente des teneurs supérieures en milieu ouvert. Les teneurs en Ni des couches de sous-sols dépassent en forêt, mais également sur le site de cultures 63.0, les teneurs relevées dans les couches supérieures. La variabilité régionale des teneurs de sous-sol tend vers des charges de Cd, Zn et Ni supérieures dans les sols d'alluvions fins à celles des sols sur graviers.

Fig. 4.1-3: Teneurs en polluants relevées sur les sites d' Oensingen (SO)

Numéro du site	63.0	63.1	63.2	63.3	63.4
Distance par rapport au site NABO	0 m	485 m	646 m	1813 m	1786 m
Occupation	cultures	cultures	cultures	conifères	feuillus
Roche	alluvions gr. fins	alluvions gr. fins	alluvions gr. fins	alluvions graviers	alluvions graviers
pH (H <sub>2</sub> O)					
Couche supérieure	6.1	7.2	6.7	4.3	5.4
Sous-sol	7.8	7.6	7.6	5.8	4.9
Couche supérieure = 0-20 cm			Sous-sol = horizon BC ou C		

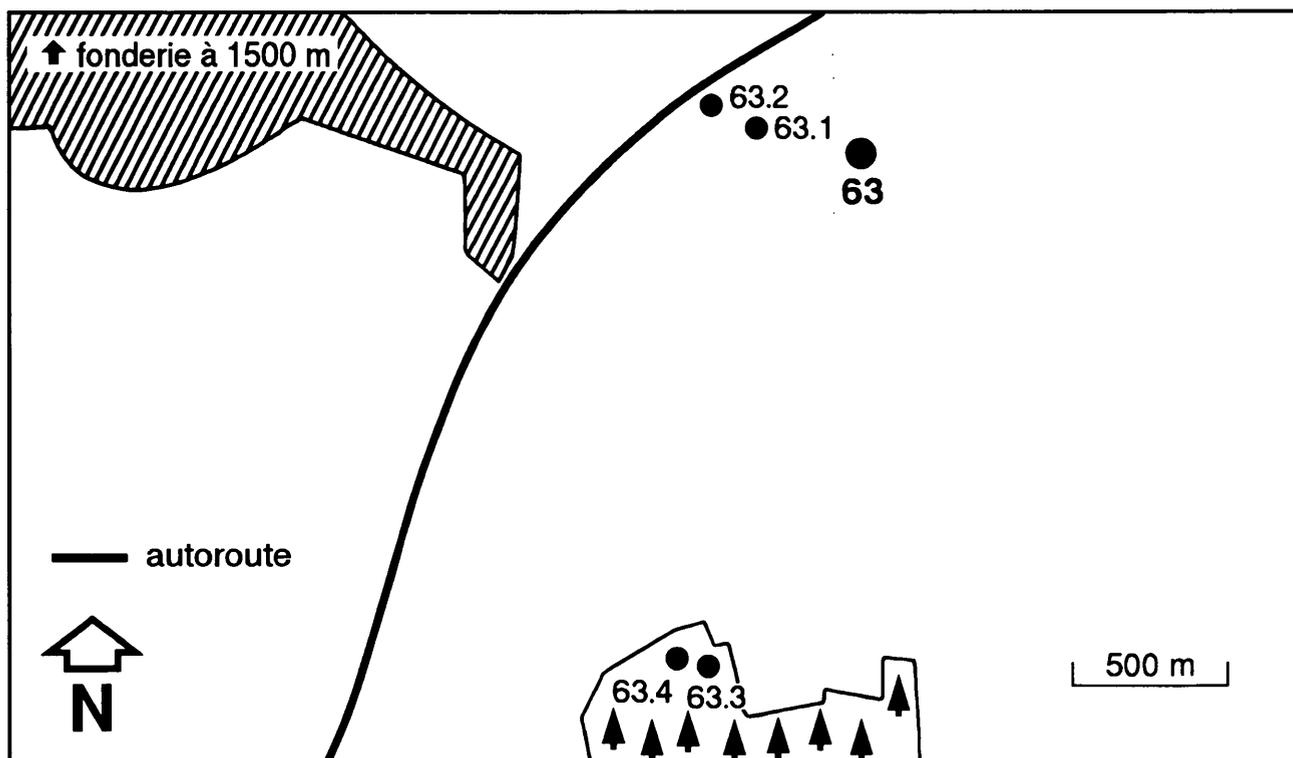
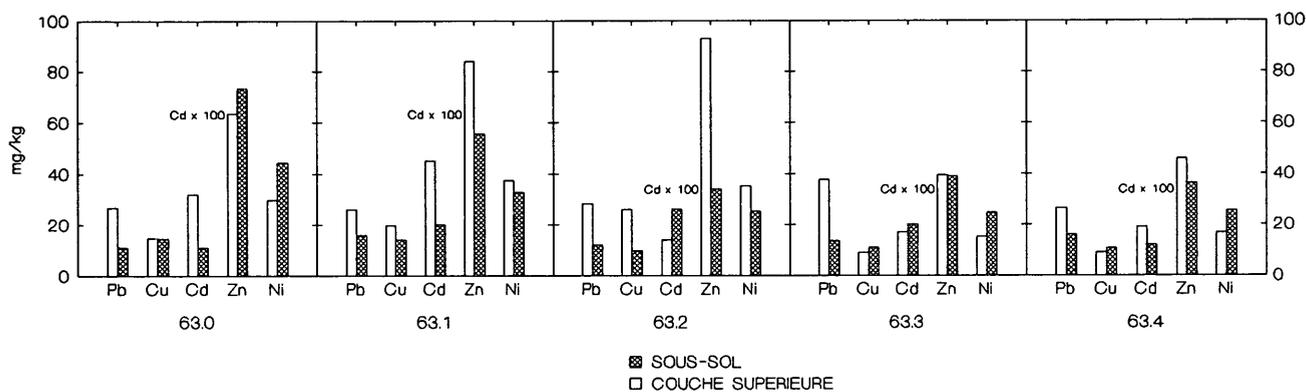
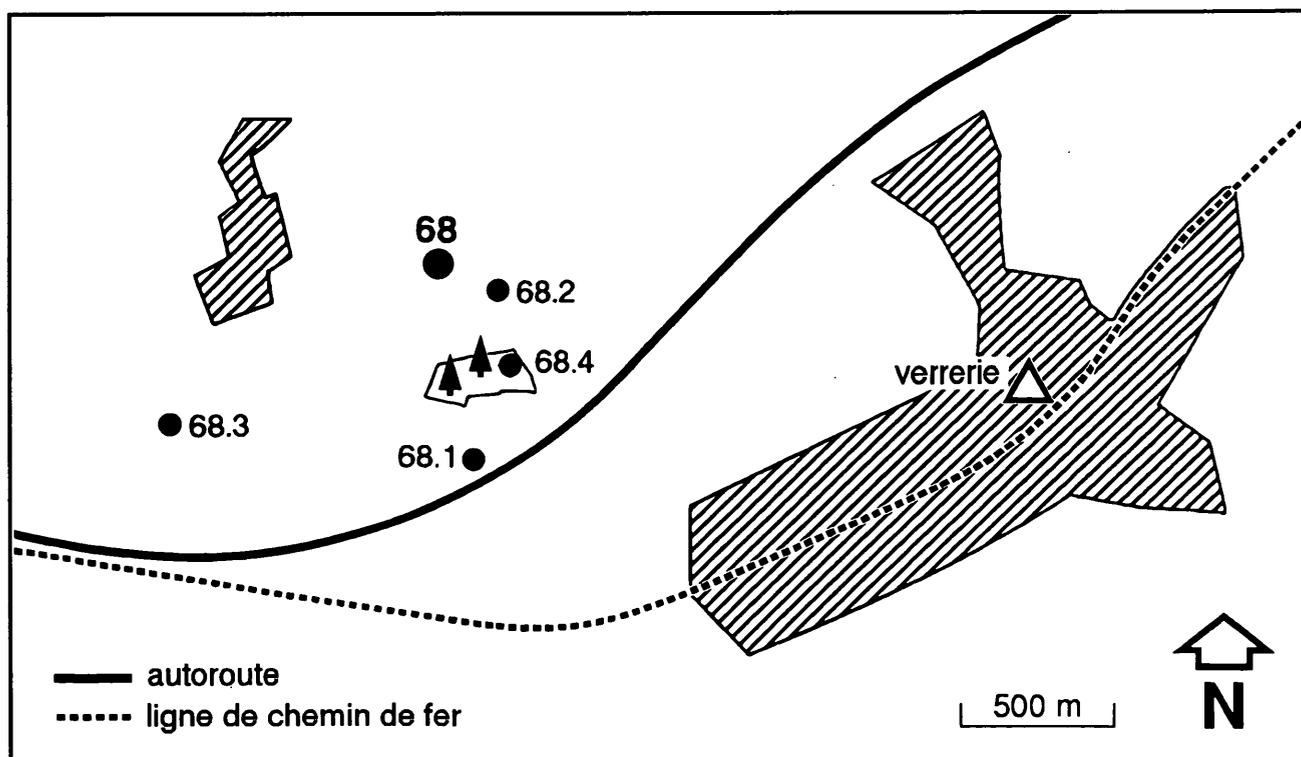
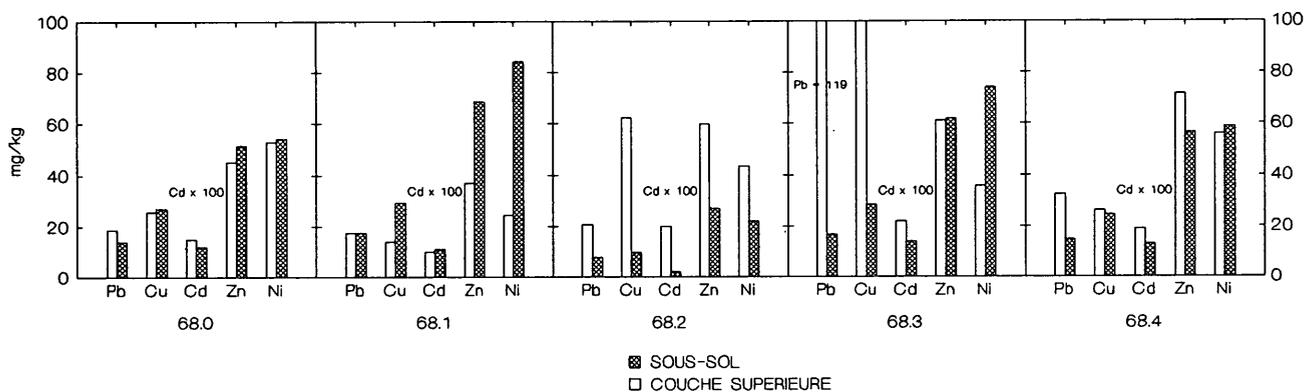


Fig. 4.1-4: Teneurs en polluants relevées sur les sites d' Etoy (VD)

Numéro du site	68.0	68.1	68.2	68.3	68.4
Distance par rapport au site NABO	0 m	666 m	188 m	1051 m	405 m
Occupation	cultures	cultures	maraîchage	maraîchage	feuillus
Roche	moraine	moraine	moraine	moraine	moraine
pH (H <sub>2</sub> O) Couche supérieure Sous-sol	6.3 7.0	6.7 7.4	7.0 7.6	6.0 7.6	6.8 7.6
Couche supérieure = 0-20 cm		Sous-sol = horizon BC ou C			



Les sites du groupe d'Etoy (fig. 4.1-4) se situent dans une région de basses collines molassiques partiellement recouvertes de moraines (unité physiographique H). Le terrain est légèrement ondulé. Il s'agit de sols bruns profonds, limoneux et faiblement caillouteux, en partie compacts et drainés. L'exposition est déterminée par la densité de population du Plateau et la proximité d'une autoroute et d'une verrerie.

On relève une teneur en Pb sensiblement supérieure dans la couche supérieure d'un site sous forêt de feuillus (68.4); on peut penser à un éventuel effet d'interception. En revanche, il est impossible d'expliquer la charge en Pb nettement plus élevée sur un seul site d'arboriculture fruitière (68.3). La distance de 30 m seulement entre le site 68.1 et l'autoroute n'a pas d'effet sur les teneurs en Pb. La variabilité des teneurs en Zn et Ni est évidente. La variabilité des cinq métaux lourds dans les couches de sous-sol peut s'expliquer par la présence de sols de composition minérale hétérogène et par l'altération chimique peu évoluée de la moraine würmienne du glacier du Rhône.

Les exemples cités prouvent que les différences telles que l'occupation des sols, la roche-mère, le sol lui-même et l'exposition ont un plus large impact sur la variabilité régionale des teneurs en polluants que la distance entre les sites. Dans certains cas, la variabilité peut être aisément justifiée; dans d'autres cas, elle ne s'explique pas. Une distance de plus de 30 m entre le site et les routes semble exclure une influence sur les teneurs en Pb. De la même manière, seuls quelques cas isolés confirment l'effet d'interception des forêts. En revanche, il est incontestable que les teneurs en Cd, Zn et Cu sont plus élevées en milieu ouvert qu'en forêts, ce qui s'explique par les apports d'origine agricole (chap. 6.1). L'impact des produits phytosanitaires à base de cuivre est confirmé en arboriculture fruitière, mais pas en culture maraîchère; il convient néanmoins de préciser que le nombre de sites échantillonnés est trop réduit pour porter un jugement définitif. La géologie exerce une influence notable sur la variabilité régionale des teneurs, comme le reflète la composition minérale des sols qui correspond de près à celle de la roche-mère.

## 4.2 Variabilité verticale

La variabilité verticale et le schéma de répartition des substances minérales dans les sols reposent sur les facteurs suivants (FLEIGE et al. 1987, RUPPERT 1991):

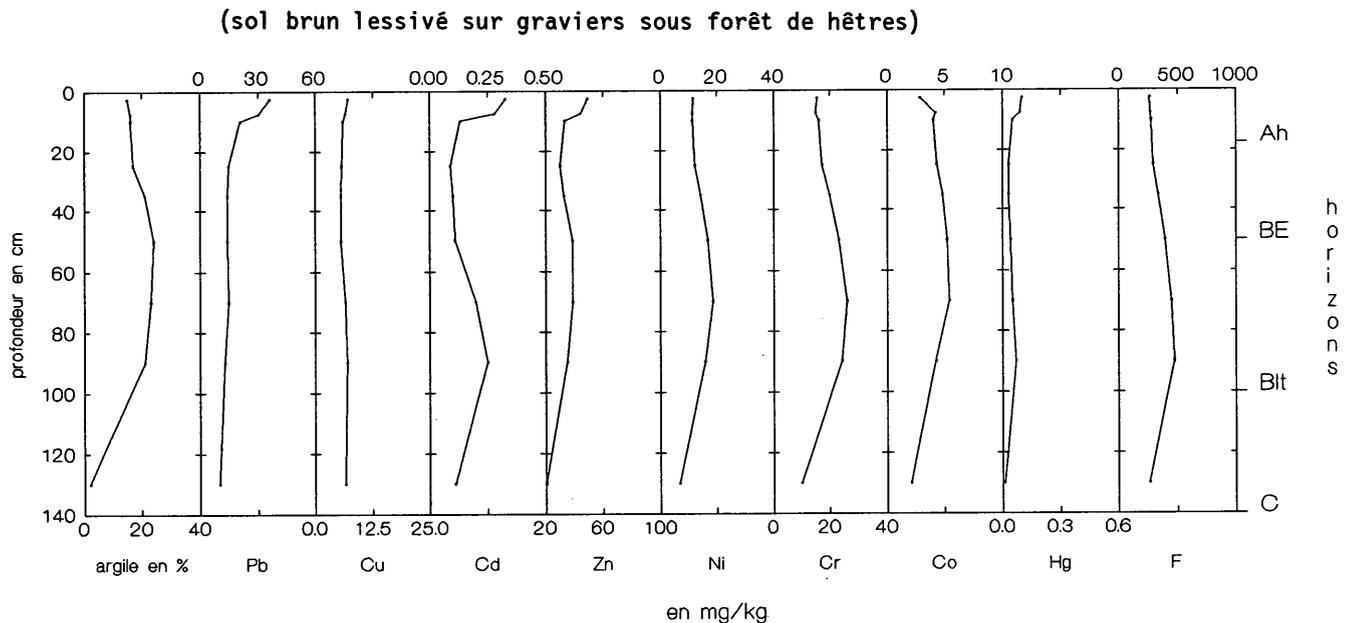
- Composition chimique et répartition des roches-mères. Les couches superficielles géologiques et les discontinuités lithologiques dans le profil génèrent des différences des teneurs en éléments chimiques.
- Processus de transfert et de mélange d'origine pédogène et biologique, notamment migration d'argile, d'humus et de sesquioxydes (podzolisation), solution carbonatée, formation d'humus, bioturbation (activité des lombrics, etc.) et érosion.

- Apports de substances liés aux activités humaines et à l'exploitation agricole des sols. Les polluants s'infiltrent dans les sols depuis la surface. Les labours et autres pratiques culturales entraînent un phénomène de mélange et de dilution des teneurs en substances.

Nous proposons ci-après une présentation et analyse de l'évolution de différents profils verticaux de teneurs en substances soigneusement sélectionnés. A noter que les teneurs sont exprimées en poids et que leurs modifications dues à différentes densités apparentes n'ont pas été retenues (chap. 3 et 5.2). La légende concernant les symboles des horizons figure en annexe A.

Le site 24 met en évidence une augmentation des teneurs en Pb, Cu, Cd, Zn et Hg dans l'horizon Ah contrairement aux Cr, Ni et F le rapport des concentrations atmosphère/sol est plus important (fig. 4.2-1). La migration d'argile avec accumulation dans l'horizon BIt se produit également plus ou moins pour les autres éléments, à l'exception du Pb. Les teneurs en Pb sont, en sous-sol, à peine supérieures à la limite de détermination et sont, de ce fait, insuffisantes pour en déduire la présence de transferts.

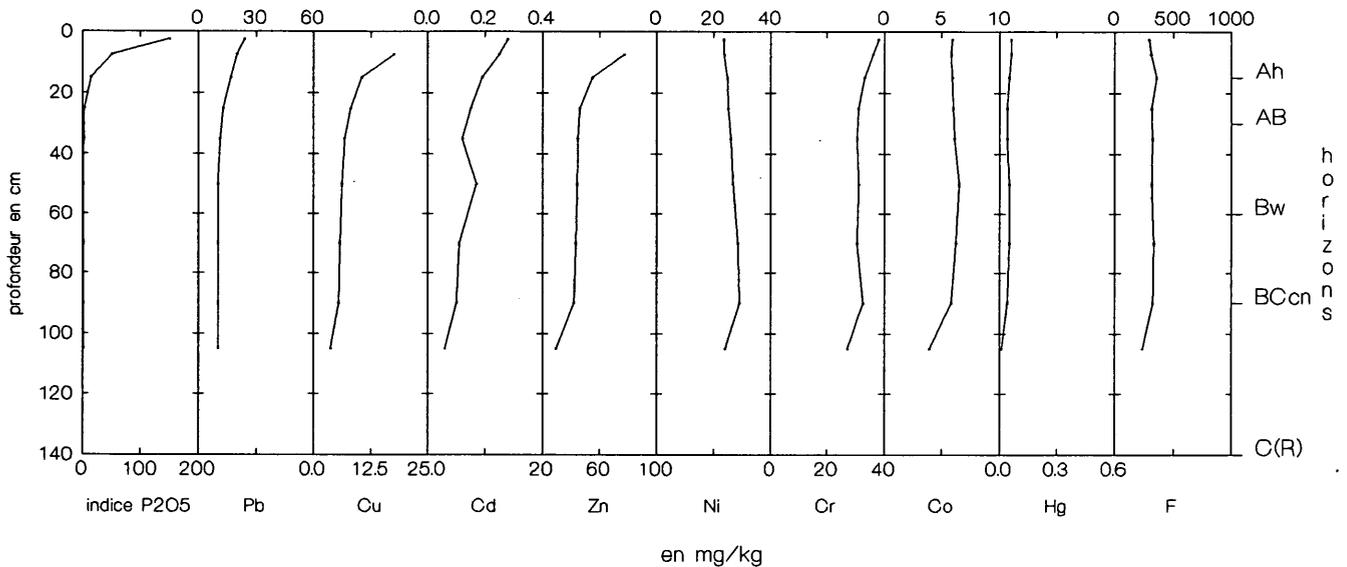
Fig. 4.2-1 : Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 24



Le site 30 est un exemple d'agriculture basée sur l'élevage intensif et la production porcine avec, pour corollaire, une importante production d'engrais de ferme (fig. 4.2-2). Il en résulte une teneur en phosphates particulièrement élevée dans la couche supérieure, mais également en Cu et Zn, substances rajoutées à l'alimentation des porcs (chap. 6.1). L'augmentation du Pb et du Cd est supposée d'origine atmosphérique. L'évolution du Cr s'explique difficilement. Dans les horizons d'altération (Bw, BCcn), l'évolution de toutes les teneurs est remarquablement identique. La teneur diminue dans le grès molassique, non altéré chimiquement. Cela confirme le fait que l'altération des minéraux génère une importante libération des différents éléments.

Fig. 4.2-2 : Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 30

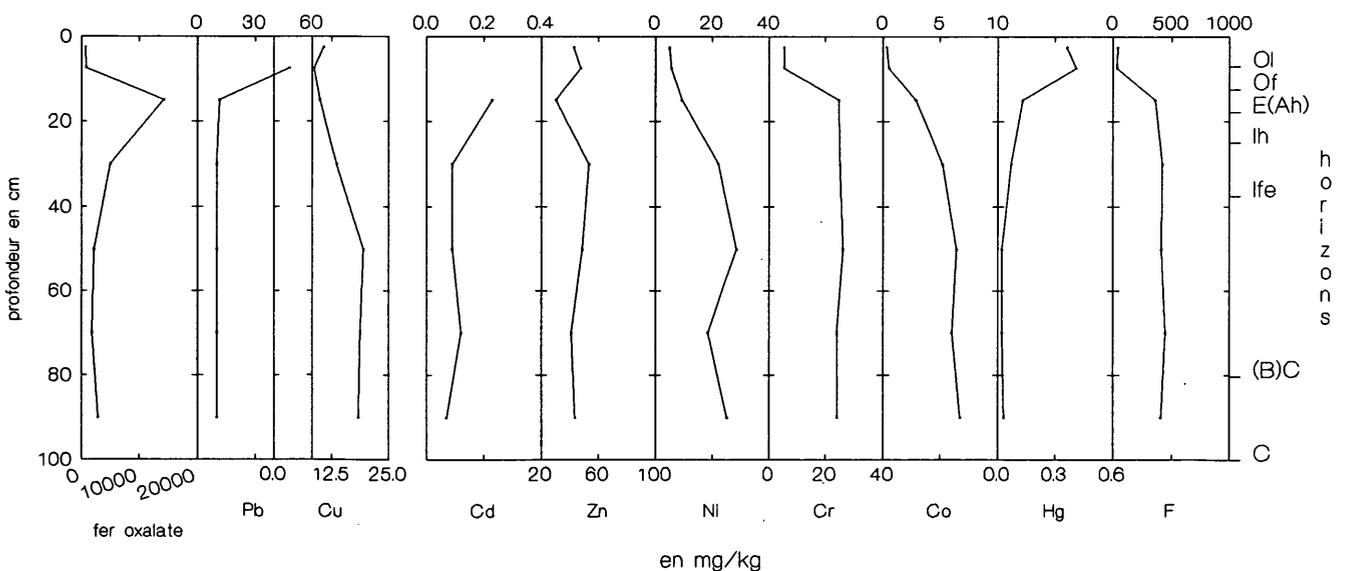
(sol brun acide sur grès molassique sous prairie permanente)



Le site 47 est caractérisé par un processus de podzolisation, c'est-à-dire un transfert d'humus, d'oxydes de fer et d'aluminium dans le sous-sol (fig. 4.2-3). D'où le transfert d'autres éléments adhérant à ces substances. L'exemple précédent est peu représentatif étant donné que l'échantillonnage n'a pas été effectué par horizon mais en fonction de profondeurs fixes. Le zinc illustre le mieux l'évolution de la podzolisation due à une baisse de la teneur dans l'horizon E et à une accumulation dans l'horizon I.

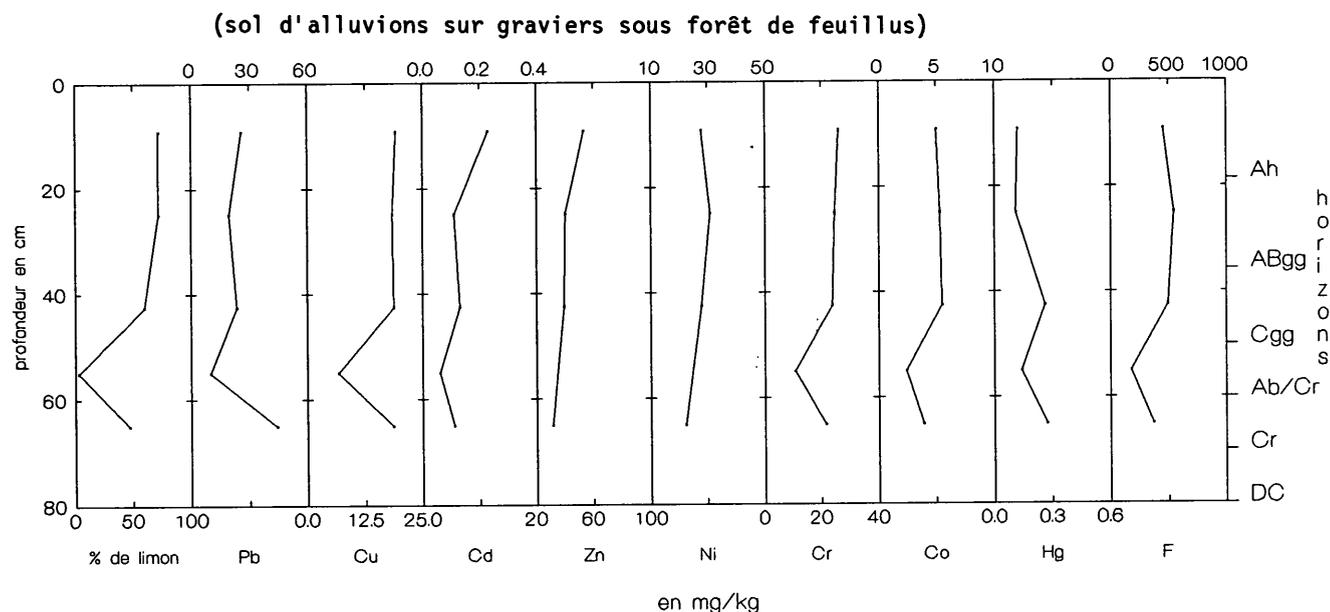
Fig. 4.2-3 : Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 47

(podzol humo-ferrugineux sur gneiss sous forêt de conifères)



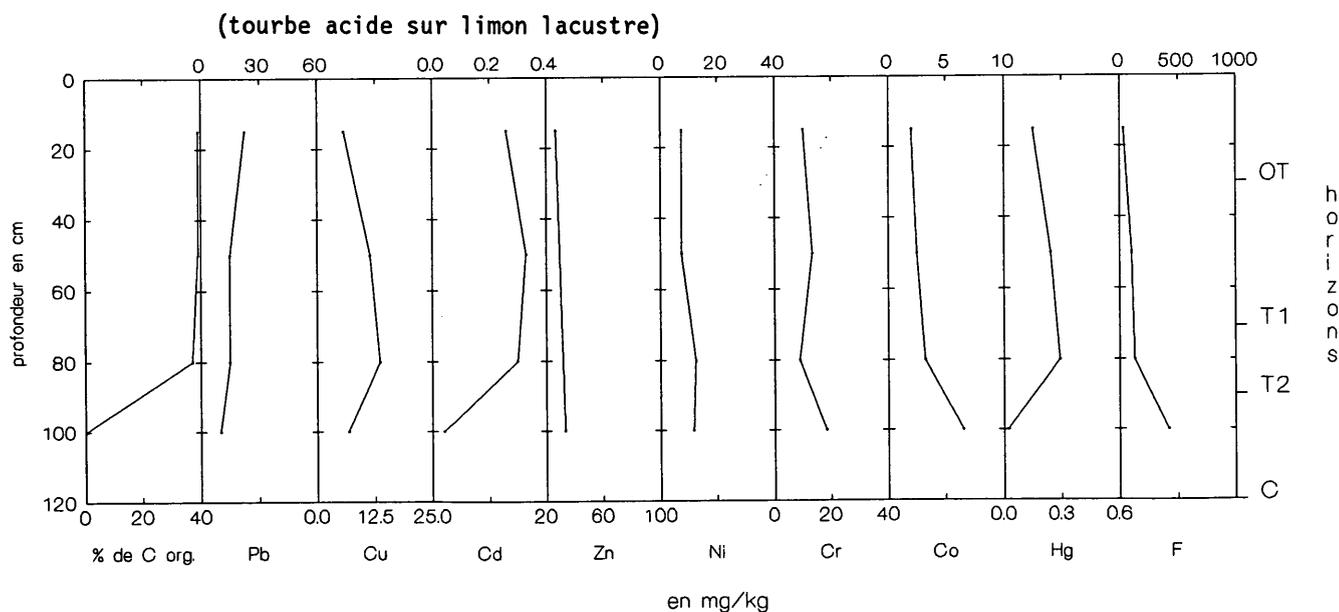
Le site 85 est représentatif des modifications intervenues au niveau des teneurs à la suite d'une discontinuité de la roche-mère (fig. 4.2-4). Les sols alluvionnaires sont périodiquement recouverts par des dépôts provenant d'inondations et se caractérisent souvent par une succession irrégulière de fractions de matériaux de différentes granulométries. La nette différence enregistrée au niveau de la teneur en limon se répercute sur la concentration en polluants.

Fig. 4.2-4 : Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 85



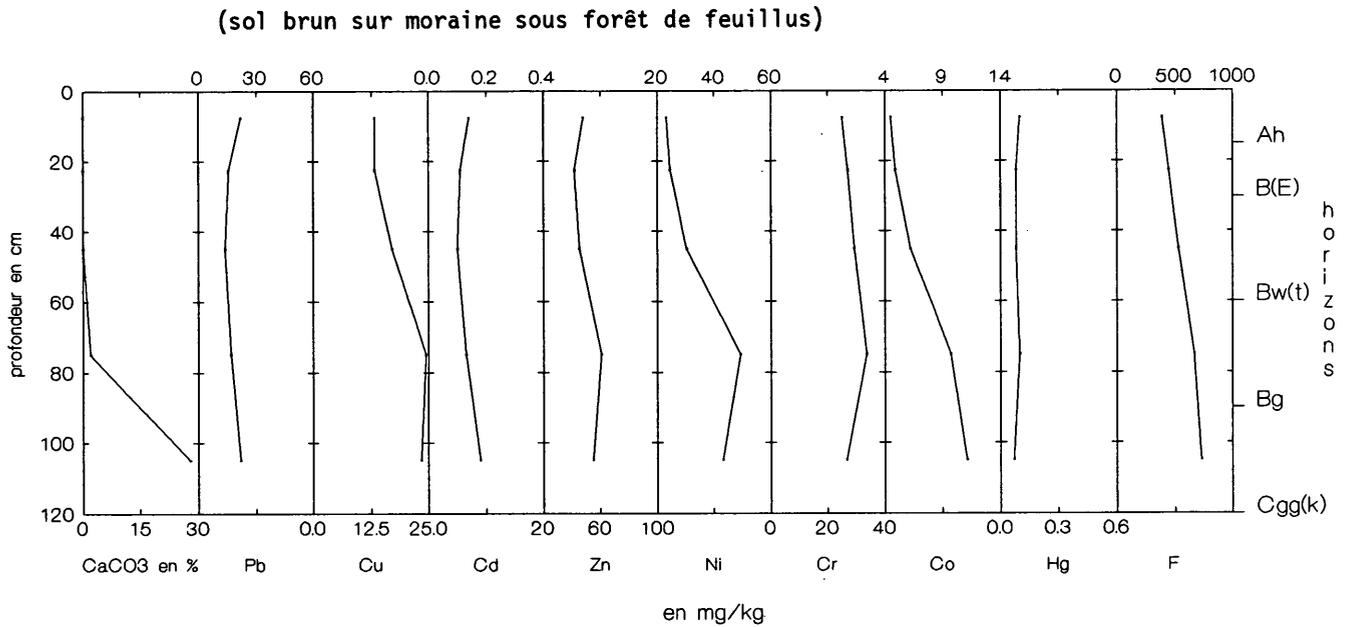
Le site 89 est un marais de transition (fig. 4.2-5). Exprimées en poids, les teneurs enregistrées dans les horizons tourbeux organiques diffèrent considérablement de celles du sous-sol minéral.

Fig. 4.2-5 : Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 89



Le site 93 présente en sous-sol des horizons d'accumulation (Bg, Cgg(k)) qui arrêtent les transferts verticaux de substances et favorisent les phénomènes d'accumulation (fig. 4.2-6).

Fig. 4.2-6 : Profils verticaux des teneurs en substances relevées sur le site 93



A l'instar des divers exemples susmentionnés, il semble que la composition de la roche-mère est en général plus déterminante au niveau de la répartition verticale des teneurs que les transferts de matériaux corrélatifs de la formation des sols (RUPPERT 1990). Les données exprimées en poids ne permettent pas d'évaluer correctement les apports de substances provenant des activités humaines lorsque les densités apparentes sont fortement contrastées comme c'est souvent le cas entre les couches de sous-sols et les couches supérieures (cf. chapitre suivant).

## 5 LA CHARGE DES SOLS EN POLLUANTS D'ORIGINE ANTHROPIQUE

Conformément à l'Osol, la charge des sols en polluants doit être évaluée à partir des valeurs indicatives, lorsqu'elles existent. Ces valeurs ne peuvent servir de référence pour l'évaluation des charges en substances supposées liées aux activités humaines (**anthropiques**) que dans une certaine mesure étant donné que les sols renferment naturellement des substances inorganiques présentes dans des concentrations très différentes (chap. 3). Les teneurs en substances d'origine naturelle (**géogène**) sont fonction des teneurs liées à la formation des roches (**lithogénétique**) et à leurs modifications dues aux phénomènes qui président à la formation et à l'évolution des sols (**pédogène**) (RUPPERT 1991).

### 5.1 Méthodes et procédés mis en oeuvre

Trois approches méthodiques permettent de distinguer les charges en polluants d'origine anthropique des charges naturelles. Ces méthodes se subdivisent en de nombreux autres procédés qui présentent divers avantages et inconvénients:

#### Extractions sélectives

Il est supposé que la part de polluants d'origine anthropique est moins fixée au sol que la part d'origine géogène et donc plus facilement soluble (FILIPINSKI et al. 1987). Néanmoins, selon le moyen d'extraction mis en oeuvre et l'élément considéré, diverses parts peuvent être extraites. Par ailleurs, la solubilité des polluants inorganiques dépend considérablement des caractéristiques pédologiques, en premier lieu du pH. Il est donc difficile de distinguer avec précision les teneurs d'origine anthropique des teneurs d'origine géogène.

#### Comparaisons standard

Les valeurs indicatives stipulées par l'Osol sont des normes de référence légales. Il existe néanmoins d'autres valeurs standard plus différenciées et, par conséquent, plus proches de la réalité qui partent de la comparaison avec des sites pour lesquels toute influence anthropique est exclue. Se posent alors deux questions fondamentales: le site de référence est-il réellement exempt de toute influence anthropique et dans quelle mesure ce site peut-il être comparé au site faisant l'objet des analyses?

Plus appropriée est la comparaison avec des sols homologues mais supposés non pollués (ex: RITTER et al. 1983, EDELMAN et al. 1986). Les analyses de polluants contenus dans des sols éloignés des processus de civilisation (chap. 3 et p.ex: BERISH et al. 1986) indiquent cependant qu'il n'existe pratiquement plus aucun sol qui ne soit pas contaminé par des polluants d'origine anthropique, notamment en ce qui concerne les éléments atmosphériques comme le Pb, Cu, Cd, Zn, Hg, etc.

(STUMM 1984), essentiellement véhiculés dans l'atmosphère. La comparaison avec des sols fossiles enfouis, c'est-à-dire avec des sols de référence non contaminés, (SCHERELIS 1989) n'est envisageable qu'à partir du moment où tout apport ultérieur de substances est exclu.

Partant de la certitude qu'il n'existe plus aucun sol qui ne soit pas contaminé par des polluants d'origine anthropique, les analyses tendent désormais vers une classification à partir de la composition de la roche-mère (p.ex: HINDEL et al. 1990), des fractions granulométriques (p.ex: LICHTFUSS 1989) ou de l'occupation des sols (VOGEL et al. 1989, MEYER 1991) afin de définir des teneurs dites "normales" ou fréquentes. Ces procédés conduisent à des valeurs seuil relatives à tel facteur ou à telle région. Ces valeurs sont plus différenciées que les valeurs indicatives, générales, stipulées par l'Osol; elles ne sont néanmoins pas en mesure de définir précisément les caractéristiques propres à chaque site.

Les procédés partant d'indicateurs de contamination ou de comparaisons standard normalisées (p.ex: MÜLLER et al. 1987) présentent le même inconvénient lorsque les analyses portent sur des éléments difficilement altérables et mobilisables, exempts de toute contamination anthropique (lithium, rubidium, titane par exemple) ou sur des minéraux lourds (zirconium par exemple). Les comparaisons standard ne sont pertinentes qu'à partir du moment où les rapports entre les substances normalisées sont constants.

Les couches d'humus forestier peuvent servir d'indicateur de la contamination relative d'origine anthropique (ANGHERN-BETTINAZZI 1989, RUPPERT 1991a), à condition toutefois qu'il s'agisse des mêmes types d'humus, de même âge et que les sols minéraux sous-jacents soient de même composition.

D'autres procédés tendent vers une approche de la contamination d'origine anthropique uniquement à partir de données spécifiques aux sites faisant l'objet des analyses. Il s'agit par exemple de la comparaison des teneurs relevées en sous-sols et dans les couches supérieures (chap. 5.2). La comparaison par horizons des teneurs relevées au niveau du squelette et de la terre fine (HINDEL et al. 1989) n'est possible que dans des sols caractérisés par une pierrosité et une terre fine de même composition et dans lesquels il n'y a eu ni altération sélective ni transferts de substances.

### **Bilans de profil**

Au contraire des méthodes précédemment évoquées, les bilans de substances effectués sur des profils de sols entiers permettent la prise en compte, même partielle, des variations d'origine pédogène. La méthode la plus évoluée à l'heure actuelle est certainement la méthode présentée par RUPPERT (1991) fondée sur les informations suivantes considérant le profil dans son intégralité: teneurs totales effectives de la terre fine, épaisseur des horizons, densité sèche du sol total, part de la pierrosité en poids, teneur en matière organique, teneurs d'origine naturelle relevées dans les sous-sols et classées par roches-mères (RUPPERT 1987) ou à partir de reconstitutions de profils.

## 5.2 Quelques exemples d'évaluation - bilan

Les données relevées sur les sites du NABO ne permettent pas d'appliquer tous les procédés d'évaluation de la contamination d'origine anthropique que nous venons de citer. Nous avons retenu deux exemples représentatifs et en avons analysé les résultats partant soit d'un procédé d'évaluation susmentionné, soit d'autres valeurs d'estimation (indiquées entre parenthèses). Les charges d'origine anthropique significatives, c'est-à-dire supérieures au double de la variation analytique de la répétabilité (chap. 2.6.2) figurent en gras.

Le premier exemple concerne un sol brun acide sur un grès molassique, sous une prairie permanente dans les environs d'Ebikon (site n° 30). Le tableau 5.2-1 reprend les résultats obtenus avec trois procédés de comparaison standard et six variantes possibles (a-f). L'évaluation par rapport aux valeurs indicatives et la comparaison avec les teneurs fréquentes n'indiquent aucune contamination d'origine anthropique. La comparaison des teneurs relevées dans la couche supérieure à celles du sous-sol indique, pour ce site, une contamination d'origine anthropique qui est semblable pour les six variantes.

Le tableau 5.2-2 contient les résultats obtenus avec le procédé du bilan de profil. La part minérale du profil du sol sur le site 30 est particulièrement homogène. Elle provient de la composition uniforme de la roche-mère et reflétée par la répartition en profondeur de la granulométrie et des teneurs en métaux lourds dans l'horizon B (cf. fig. 4.2-2 et annexe B). C'est la raison pour laquelle les teneurs relevées dans l'horizon BC<sub>cn</sub> peuvent être considérées comme d'origine naturelle, également pour les horizons de sols sus-jacents. La comparaison de la contamination par horizon relevée dans la terre fine et exprimée en mg/kg, à une profondeur de 0-20 cm, correspond à la comparaison des teneurs exprimées en volume, relevées dans le sous-sol et dans la couche supérieure, les valeurs de référence étant semblables.

Le second exemple est un podzol humo-ferrugineux sur gneiss sous une forêt de conifères près de Davos (site n° 47). Les résultats des différentes comparaisons standard figurent au tableau 5.2-3. L'évaluation en référence aux valeurs indicatives est négative pour les trois éléments. Il en va de même de la comparaison avec les valeurs fréquentes concernant la couche supérieure. On relève néanmoins une charge en Cu, faible mais significative, dans le sous-sol. En ce qui concerne les estimations par rapport aux variantes exprimées en poids (a,c,d,e), la comparaison des teneurs relevées dans la couche supérieure avec celles du sous-sol permet de constater une contamination d'origine anthropique uniquement pour le plomb, aucune pour les estimations par rapport aux variantes exprimées en volume (b,f). La densité apparente de la couche d'humus est, comparée au sous-sol minéral, très faible.

Le bilan du profil du site 47 figure au tableau 5.2-4. Le profil de sol est caractérisé par une composition minérale très hétérogène (fig. 4.2-3 et annexe B) et par des déplacements de substances d'origine pédogène. C'est ce qui explique les incertitudes quant à la détermination des teneurs d'origine natu-

relle. Pour le Pb, la teneur relevée dans l'horizon (B)C et pour le Cu, la teneur relevée dans l'horizon Of ont été retenues comme des teneurs d'origine naturelle pour les horizons sus-jacents. Dans le cas du Zn, on distingue clairement un transfert de l'horizon E vers l'horizon I. D'où la possibilité de déterminer pour les horizons organiques sus-jacents une teneur d'origine naturelle

Tab. 5.2-1 : Estimation selon différents procédés de comparaison standard de la charge d'origine anthropique en Pb, Cu et Zn relevée sur le site en milieu ouvert n° 30

<b>Données de départ:</b>	Pb	Cu	Zn	Unité
- valeurs mesurées				
couche supérieure (0 - 20 cm)	20	21	89	mg/kg
sous-sol	(8)	4	29	mg/kg
- valeur indicative de l'Osol	50	50	200	mg/kg
- médiane des teneurs fréquentes (MEYER 1991)				
couche supérieure (agriculture)	23	24	62	mg/kg
sous-sol	14	14	41	mg/kg
- répétabilité (tab. 2.6-2)	(± 15)	(±10)	(±10)	%
- densité apparente				
couche supérieure	1.1	1.1	1.1	kg/dm <sup>3</sup>
sous-sol	(1.5)	(1.5)	(1.5)	kg/dm <sup>3</sup>
- réserve en eau (sol séché à 40 °C)				
couche supérieure	2	2	2	%G
sous-sol	0	0	0	%G
- matière organique				
couche supérieure	5	5	5	%G
sous-sol	0.2	0.2	0.2	%G
- squelette (>2mm)				
couche supérieure	(2)	(2)	(2)	%G
sous-sol	(4)	(4)	(4)	%G
<b>Procédés d'évaluation:</b>	Pb	Cu	Zn	Unité
1 évaluation par rapport à la valeur indicative (couche supérieure)	<b>-30</b>	<b>-29</b>	<b>-111</b>	mg/kg
2 comparaison avec les teneurs fréquentes				
couche supérieure	-3	-3	<b>+27</b>	mg/kg
sous-sol	<b>-6</b>	<b>-10</b>	<b>-12</b>	mg/kg
3 comparaison couche supérieure/sous-sol selon différents paramètres:				
a) poids	<b>+12.0</b>	<b>+17.0</b>	<b>+60.0</b>	mg/kg
b) volume	<b>+10.0</b>	<b>+17.1</b>	<b>+54.4</b>	mg/l
c) teneur en matière sèche	<b>+12.4</b>	<b>+17.4</b>	<b>+61.8</b>	mg/kg
d) teneur en terre fine minérale	<b>+13.0</b>	<b>+18.1</b>	<b>+64.7</b>	mg/kg
e) sol total (y compris squelette)	<b>+11.9</b>	<b>+16.8</b>	<b>+59.3</b>	mg/kg
f) b,c,e	<b>+10.5</b>	<b>+17.2</b>	<b>+56.1</b>	mg/l
<b>en gras</b> = modification significative par rapport à la valeur de référence, correspond au double de la répétabilité				
( ) = estimations				

à partir de la moyenne des horizons E et I obtenue graphiquement. On ne relève aucune corrélation entre la charge de la terre fine mise en évidence par le bilan de profil et la variante correspondante (d) de la comparaison couche supérieure/sous-sol (tab. 5.2-3). Cela s'explique par l'écart important entre les valeurs de référence.

Tab. 5.2-2 : Estimation de la charge d'origine anthropique relevée sur le site en milieu ouvert n° 30, à partir du bilan du profil (selon RUPPERT 1991)

<b>Données de départ:</b>								
Horizon*	Epaisseur (cm)	Densité app. (kg/dm <sup>3</sup> )	Mat. org. (%)	Squelette (%)	Sol total (t/ha)	Squelette (t/ha)	Subst. org. (t/ha)	Terre fine minérale (t/ha)
Ah	15	1.2	5	2	1800	36	90	1674
AB	15	1.2	2.5	2	1800	36	45	1719
Bw	30	1.3	1	2.5	3900	98	39	3763
Total:					7500	170	174	7156
<b>Teneurs supposées d'origine naturelle:</b>						Pb	Cu	Zn
Ah, AB, Bw = BCcn*						(mg/kg)		
						10	6	42
<b>Bilans de profil:</b>								
Horizon*	Terre fine totale (mg/kg)	Terre fine minérale (mg/kg)	Quantité: totale naturelle anthropique			Terre fine anthropique (mg/kg)		
<b>Plomb (Pb)</b>								
Ah	20	21.0	35154	16740	18414	<b>10.2</b>		
AB	13	13.3	22863	17190	5673	<b>3.2</b>		
Bw	10	10.1	38006	37630	376	0.1		
Total:			96023	71560	<b>24463</b>			
<b>Cuivre (Cu)</b>								
Ah	18	18.9	31639	10044	21595	<b>12.0</b>		
AB	8	8.2	14096	10314	3782	<b>2.1</b>		
Bw	6	6.1	22954	22578	376	0.1		
Total:			68689	42936	<b>25753</b>			
<b>Zinc (Zn)</b>								
Ah	77	81.0	135594	70308	65286	<b>36.3</b>		
AB	46	47.2	81137	72198	8939	5.0		
Bw	44	44.4	166325	158046	8279	2.1		
Total:			383056	200368	<b>82504</b>			
<b>en gras:</b> cf. tableau 5.2-1				* légende cf. annexe A				

Si l'on prend pour référence l'évaluation par rapport aux valeurs indicatives et la comparaison avec les teneurs fréquentes, on constate que les deux sites ne sont pas, ou pratiquement pas, contaminés, bien que l'on ait délibérément choisi deux exemples différents. Seuls les procédés faisant intervenir les valeurs "sous-sol" et "teneurs d'origine naturelle" exprimées en volume mettent en évidence des contaminations d'origine anthropique parfois très nettes. Il ressort des teneurs totales d'origine anthropique des bilans de profil que le site en milieu ouvert 30, situé sur le Plateau, présente une contamination par les trois éléments nettement plus importante que le site alpin sous forêt 47.

Tab. 5.2-3 : Estimation selon différents procédés de comparaison standard de la charge d'origine anthropique en Pb, Cu et Zn relevée sur le site forestier n° 47

<b>Données de départ:</b>	Pb	Cu	Zn	Unité
- valeurs mesurées				
couche supérieure (0 - 20 cm)	20	7	26	mg/kg
sous-sol	(8)	18	43	mg/kg
- valeur indicative de l'Osol	50	50	200	mg/kg
- médiane des teneurs fréquentes (MEYER 1991)				
couche supérieure (forêt)	21	12	47	mg/kg
sous-sol	14	14	41	mg/kg
- répétabilité (Tab. 2.6-2)	(± 15)	(±10)	(±10)	%
- densité apparente				
couche supérieure	0.5	0.5	0.5	kg/dm <sup>3</sup>
sous-sol	(1.4)	(1.4)	(1.4)	kg/dm <sup>3</sup>
- réserve en eau (sol séché à 40 °C)				
couche supérieure	4	4	4	%
sous-sol	1	1	1	%
- matière organique				
couche supérieure	33	33	33	%G
sous-sol	0.5	0.5	0.5	%G
- squelette (>2mm)				
couche supérieure	(0)	(0)	(0)	%G
sous-sol	(25)	(25)	(25)	%G
<b>Procédés d'évaluation:</b>	Pb	Cu	Zn	Unité
1 évaluation par rapport à la valeur indicative (couche supérieure)	<b>-30</b>	<b>-43</b>	<b>-174</b>	mg/kg
2 comparaison avec les teneurs fréquentes				
couche supérieure	-1	-5	-21	mg/kg
sous-sol	-6	+4	+2	mg/kg
3 comparaison couche supérieure/sous-sol selon différents paramètres:				
a) poids	<b>+12.0</b>	<b>-11.0</b>	<b>-17.0</b>	mg/kg
b) volume	-1.2	<b>-21.7</b>	<b>-47.2</b>	mg/l
c) teneur en matière sèche	<b>+12.7</b>	<b>-10.9</b>	<b>-16.3</b>	mg/kg
d) teneur en terre fine minérale	<b>+21.8</b>	<b>-7.7</b>	<b>-4.4</b>	mg/kg
e) sol total (y compris squelette)	<b>+10.0</b>	<b>-15.5</b>	<b>-8.4</b>	mg/kg
f) b,c,e	<b>-3.7</b>	<b>-28.3</b>	<b>-62.5</b>	mg/l
<b>en gras</b> = modification significative par rapport à la valeur de référence, correspond au double de la répétabilité				
( ) = estimations				

Tab. 5.2-4 : Estimation de la charge d'origine anthropique relevée sur le site forestier n° 47, à partir du bilan du profil (selon RUPPERT 1991)

<b>Données de départ:</b>								
Horizon*	Epaisseur (cm)	Densité app. (kg/dm <sup>3</sup> )	Mat. org. (%)	Squelette (%)	Sol total (t/ha)	Squelette (t/ha)	Subst. org. (t/ha)	Terre fine minérale (t/ha)
O1	8	0.2	70	0	160	0	112	48
Of	4	(0.4)	(65)	0	160	0	104	56
E(Ah)	5	(0.5)	10	(5)	250	12.5	25	213
Ih	7	(0.6)	2.5	(10)	420	42	10	368
Ife	13	0.6	2	(20)	780	156	16	608
(B)C	43	(1.0)	0.5	(25)	4300	1075	21	3204
Total:					6070	1285	288	4497
<b>Teneurs supposées d'origine naturelle:</b>					Pb	Cu	Zn	
O1, Of, E(Ah), Ih = Ife = (B)C					(8)	(mg/kg)		
O1 = Of						8		
O1, Of = moyenne graphique des horizons E et I							43	
<b>Bilans de profil:</b>								
Horizon*	Terre fine totale (mg/kg)	Terre fine minérale (mg/kg)	Quantité: totale	naturelle	anthropique	Terre fine anthropique (mg/kg)		
				(g/ha)				
<b>Plomb (Pb)</b>								
O1	62	207	9920	384	9536	<b>60</b>		
Of	45	129	7200	448	6752	<b>42</b>		
E(Ah)	12	13	2856	1704	1152	<b>5</b>		
Ih	10	10	3780	2944	836	<b>2</b>		
Ife	(8)	8.2	4992	4864	128	0.2		
(B)C	(8)	8.0	25800	25800	0	0		
Total:			54548	36144	18404			
<b>Cuivre (Cu)</b>								
O1	11	37	1760	384	1376	<b>9</b>		
Of	8	23	1280	448	832	<b>5</b>		
E(Ah)	10	11	2380	2380	0	0		
Ih	12	12	4536	4536	0	0		
Ife	14	14	8736	8736	0	0		
(B)C	19	19	61275	61275	0	0		
Total:			79967	77759	2208			
<b>Zinc (Zn)</b>								
O1	43	143	6880	2064	4816	<b>30</b>		
Of	47	134	7520	2408	5112	<b>32</b>		
E(Ah)	30	33	7140	7140	0	0		
Ih	53	54	20034	20034	0	0		
Ife	52	53	32448	32448	0	0		
(B)C	42	42	134450	134450	0	0		
Total:			209472	199544	9928			
en gras: cf. tableau 5.2-3      ( ) = estimation      * légende cf. annexe A								

Si pour le site 30, tous les procédés mis en oeuvre fournissent des résultats compris dans un même ordre de grandeur, il n'en va pas de même du site 47 où les différences sont importantes. Se pose alors la question de savoir quelle est la méthode la mieux "appropriée" pour l'estimation de la contamination d'un site. En ce qui concerne la couche supérieure, la comparaison avec des paramètres exprimés en poids entre la couche supérieure et le sous-sol semble être la solution la plus simple dans le cas du site 30. En ce qui concerne le site 47 pour lequel les divers procédés mis en oeuvre fournissent des résultats très différents, il est indispensable de procéder à une analyse approfondie et objective de la méthode retenue.

La nécessité de partir de données comparables entre elles concerne également l'estimation des charges en polluants d'origine anthropique. Les erreurs résultant de teneurs en matière organique différentes et de leur incidence sur la densité apparente et la réserve en eau ont été traitées au chapitre 4.11. A noter au niveau du site forestier 47 l'impact particulièrement important de la couche d'humus, mais également celui de la pierrosité. D'où la nécessité de ramener préalablement à la même grandeur de référence - exprimée en volume de préférence - les échantillons caractérisés par des densités apparentes, des teneurs en matière organique, une pierrosité et des réserves en eau (très) différentes et de ne comparer les teneurs en polluants qu'après cette conversion.

Les procédés d'évaluation illustrés par les divers exemples que nous venons d'évoquer, permettent de dégager deux sources d'erreur (éventuellement décisives) qui n'ont pas été prises en compte. L'hypothèse selon laquelle on ne peut déceler de polluants d'origine naturelle dans la matière organique est erronée. Lorsque le site observé ne présente pas de sols de comparaison riches en humus et supposés non contaminés par des polluants d'origine anthropique - ce qui est confirmé en règle générale -, il est impossible de déterminer pour la matière organique des teneurs d'origine naturelle propres au site. On ne peut se contenter de démontrer la présence de teneurs de base d'origine naturelle à partir de profils de sols, sans référence au site observé, (p.ex: SCHERELIS 1989 et RUPPERT 1991) dans la mesure où, à l'instar des végétaux, l'humus présente des teneurs en substances très variables. De plus, les analyses des métaux lourds n'ont été effectuées que dans des extractions de  $\text{HNO}_3$  2 M (chap. 2.6) qui ne permettent de déterminer que 60 à 80 % des teneurs totales effectives (OFEFP/FAC 1987). D'où une marge d'erreur pouvant aller jusqu'à 20 % et la nécessité de travailler à partir de teneurs totales absolues (RUPPERT 1991).

La connaissance des teneurs en polluants d'origine anthropique sera d'autant plus précise que l'on définira des données comparatives adéquates, dans le meilleur des cas des teneurs d'origine naturelle. Quels que soient les moyens et le soin avec lesquels les teneurs d'origine naturelle sont définies, elles n'en restent pas moins des teneurs approximatives dans la mesure où elles reposent toujours sur des suppositions. La charge en polluants d'origine anthropique ne pourra jamais être définie d'une manière précise et absolue. C'est la raison pour laquelle il n'existe pas de méthodes d'évaluation "exactes" mais uniquement "adéquates" étayées par des critères pédologiques.

## 6 APPORTS DE POLLUANTS DANS LES SOLS

Les polluants pénètrent dans les sols essentiellement par deux voies d'apport qui sont les produits auxiliaires utilisés dans l'agriculture et les dépôts atmosphériques. On entend par produits agricoles auxiliaires les engrais et les produits phytosanitaires. Si les apports d'origine agricole pénètrent dans les sols d'une manière plus ciblée, les apports d'origine atmosphérique sont diffus. Les études effectuées à ce jour traitent principalement des apports diffus de polluants observés sur des sites forestiers. Pour référence nous citerons les analyses effectuées sur plusieurs années dans la région de Solling en Allemagne (p.ex: MAYER et al. 1980). Pour la Suisse, on retiendra les analyses de surfaces d'observation permanente de sites forestiers réalisées dans le canton de Zurich (p.ex: HERTZ et al. 1988) et dans le cadre du programme national de recherche 14 (p.ex: KLÖTI et al. 1991). Pour les parcelles agricoles, nous citerons les travaux dus à RONNEAU (1985) et von STEIGER et al. (1990). RONNEAU (1985) a comparé les apports des engrais minéraux avec les apports d'origine atmosphérique en Belgique. Dans le Bünztal inférieur, dans le canton d'Argovie, von STEIGER et al. (1990) ont analysé à la fois les apports d'origine atmosphérique et les charges en produits auxiliaires sur la base de trois exploitations agricoles.

### 6.1 Apports d'origine agricole

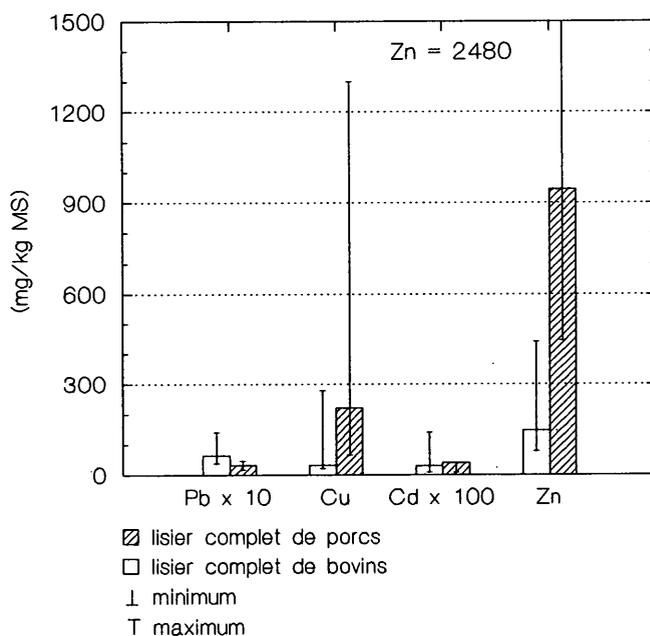
Les engrais de ferme, engrais à base de déchets, engrais minéraux et produits phytosanitaires peuvent renfermer des métaux lourds présents sous forme de nutriments, de substances actives ou d'impuretés. L'un des objectifs de notre travail a été d'évaluer les apports de métaux lourds provenant des produits agricoles auxiliaires sur les différents sites du NABO. Dans la mesure où l'exploitation agricole des sols varie considérablement dans l'espace et dans le temps, des protocoles d'exploitation annuels ont été rédigés par les exploitants des parcelles concernées. Ces protocoles contiennent des données sur les catégories et les quantités d'engrais et de produits phytosanitaires utilisés. A noter qu'aucun engrais dérivé de déchets n'a été utilisé. Pour 37 parcelles agricoles du NABO, on disposait des quantités exactes de produits auxiliaires employés, ce qui a permis de calculer les charges propres à quelques métaux lourds. En revanche, les données sur les apports de produits auxiliaires, notamment les engrais de ferme, étaient peu précises. Les données disponibles étaient insuffisantes pour vérifier les quantités de produits effectivement épandues. Ce qui peut déjà engendrer d'importantes erreurs d'évaluation. Par ailleurs, les données concernant les teneurs en polluants dans les produits auxiliaires agricoles sont encore trop insuffisantes. Il a parfois fallu recourir à des résultats provenant d'estimations individuelles. Malgré les nombreuses sources d'erreurs et d'importantes distorsions, la répartition par type d'exploitation des charges en polluants relevées sur les 37 parcelles permet d'évaluer la vraisemblance des résultats.

### 6.1.1 Teneurs en polluants dans les produits agricoles auxiliaires

#### Engrais de ferme

Les teneurs en métaux lourds relevées dans les engrais de ferme proviennent de MENZI (1991) et d'une publication de l'Office de la protection des eaux (Amt für Gewässerschutz) du canton de Zurich (GSPONER 1990). Les teneurs enregistrées dans les lisiers analysés varient considérablement. Ainsi, la teneur en cuivre la plus basse relevée dans du lisier complet de bovins correspond à environ 60 % de la médiane de 33 mg/kg MS, alors que la valeur la plus élevée correspond à environ huit fois la médiane. Les teneurs en métaux lourds retenues et leurs niveaux de fluctuation figurent au tableau 1 de l'annexe E/2. Le calcul des charges a été effectué à partir des médianes. Dans le cas des analyses des engrais de ferme, l'arsenic, le sélénium, le thallium, le vanadium et le fluor n'ont pas été déterminés et n'ont donc pas été intégrés aux calculs. La fig. 6.1-1 représente les teneurs relevées pour certains métaux lourds dans du lisier complet de bovins et de porcs.

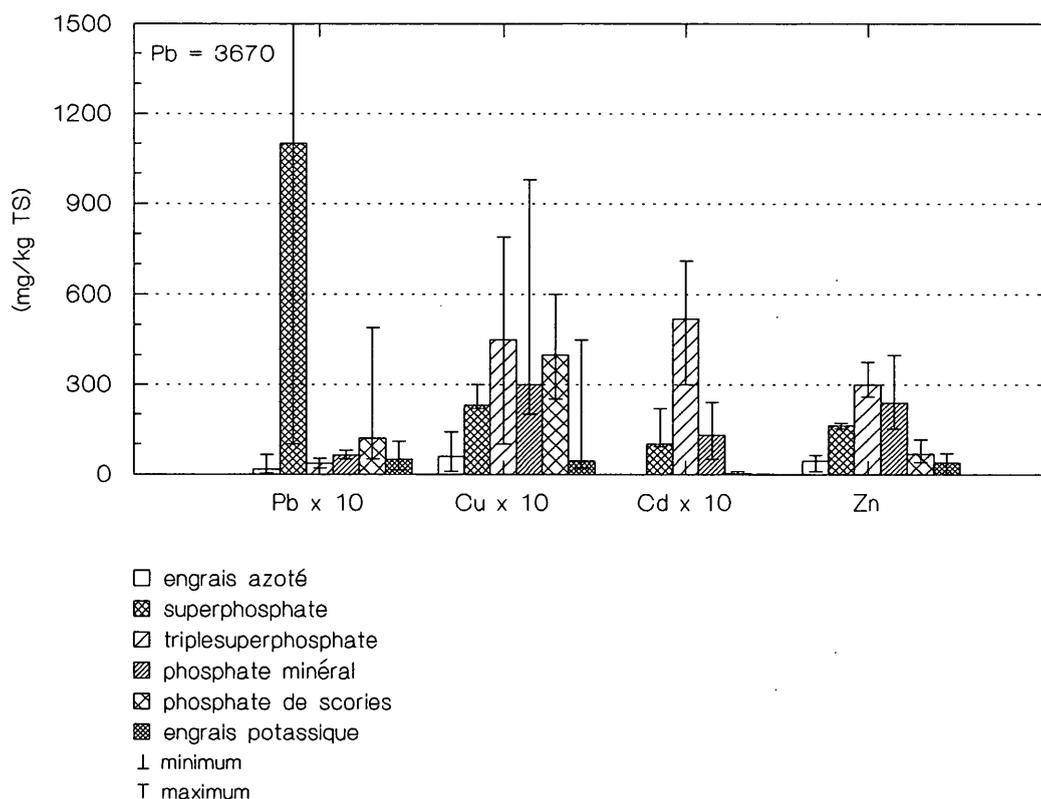
Fig. 6.1-1 Teneurs en métaux lourds relevées dans des lisiers complets de bovins et de porcs



#### Engrais minéraux

Les analyses effectuées sur les engrais minéraux ont reposé sur les teneurs en métaux lourds relevées par GSPONER (1990) et l'OFEFP (1991b). Alors que GSPONER (1990) a procédé à une double détermination d'engrais minéraux souvent employés, les analyses de l'OFEFP ont porté sur plusieurs échantillons du même type d'engrais. Il s'agit donc, dans le cas des teneurs de l'OFEFP, de la médiane des résultats de plusieurs analyses. Les teneurs en métaux lourds relevées dans les engrais minéraux figurent en annexe E/2, tableau 2. La fig. 6.1-2 représente les teneurs en métaux lourds relevées dans certains engrais minéraux.

Fig. 6.1-2 Teneurs en métaux lourds relevées dans des engrais minéraux



La comparaison des résultats des deux études (GSPONER 1990 et OFEFP 1991b) a mis en évidence d'importantes différences entre les teneurs en zinc relevées dans les engrais azotés et potassiques (ex: nitrate d'ammoniaque : <1 ou 56 mg/kg Zn). En revanche, comparé aux apports par les engrais de ferme, l'apport de zinc par les engrais minéraux est dans les deux cas dérisoire. Lorsque nous disposons pour une catégorie d'engrais de données provenant des deux études, nous avons utilisé les résultats de l'OFEFP (1991b), dans la mesure où ceux-ci ont été obtenus à partir de plusieurs échantillons simples.

### Produits phytosanitaires

Il ressort de l'étude réalisée par BOSSHARDT (1991) que parmi les produits phytosanitaires, seuls le cuivre et le zinc utilisés comme substances actives dans les fongicides ont une part importante dans la contamination des sols. Les teneurs en Pb et en Cd, présents sous forme d'impuretés, sont négligeables. Elles occasionnent des charges annuelles inférieures à 25 g/ha de Pb et 0.5 g/ha de Cd. Les apports de fluor qui entre dans la composition de certains agents actifs, sont également dérisoires. Les produits phytosanitaires employés de nos jours ne contiennent pratiquement plus de mercure, utilisé autrefois comme produit de traitement des semences. On le trouve uniquement dans certains mastics destinés au traitement des arbres.

Les teneurs en cuivre des fongicides agricoles proviennent du catalogue des produits phytosanitaires (PFLANZENSCHUTZMITTEL 1990). Parmi les fongicides à base de zinc, on évalue les teneurs dans les substances actives comme suit (RÜEGG 1992):

Mancozeb	2.5 % Zn
Propineb	22.6 % Zn
Zineb	23.7 % Zn

### 6.1.2 Charges en produits agricoles auxiliaires et niveaux d'amendement

Les charges annuelles en produits agricoles auxiliaires ont été déterminées pour 37 parcelles du NABO à partir des protocoles rédigés par les exploitants pour des périodes allant de 2 à 7 ans. Les exploitations du NABO présentait des formes d'exploitation très différentes et ont donc été réparties comme suit:

Av : cultures sans bétail	4
Ar : cultures et production laitière	12
Ars : cultures, production laitière et porcine	4
Gr : pâturage et production laitière	4
Grs : pâturage, production laitière et porcine	5
Gem : culture maraîchère	2
KOb : production de fruits à pépins	2
SOB : production de fruits à noyaux	1
Reb : viticulture	3
<b>Total</b>	<b>37</b>

Il suffit de comparer les charges moyennes en azote (N), phosphate ( $P_2O_5$ ) et potasse ( $K_2O$ ), fig. 6.1-3, pour constater que les niveaux d'amendement varient considérablement au sein, mais également entre les divers types d'exploitation.

Fig. 6.1-3 Niveaux d'amendement des exploitations du NABO

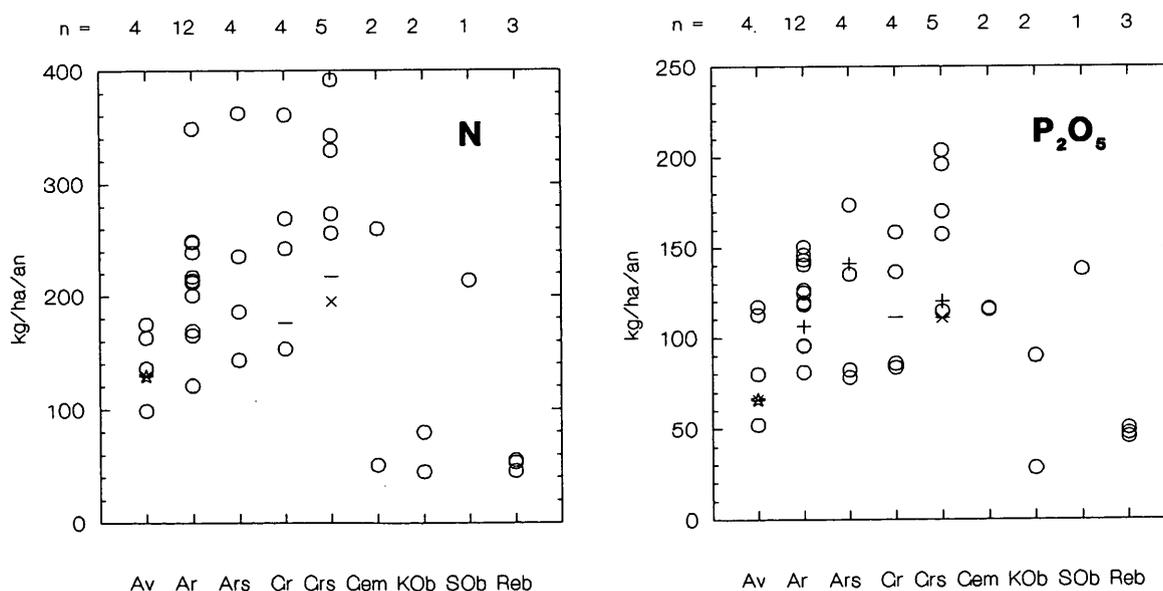
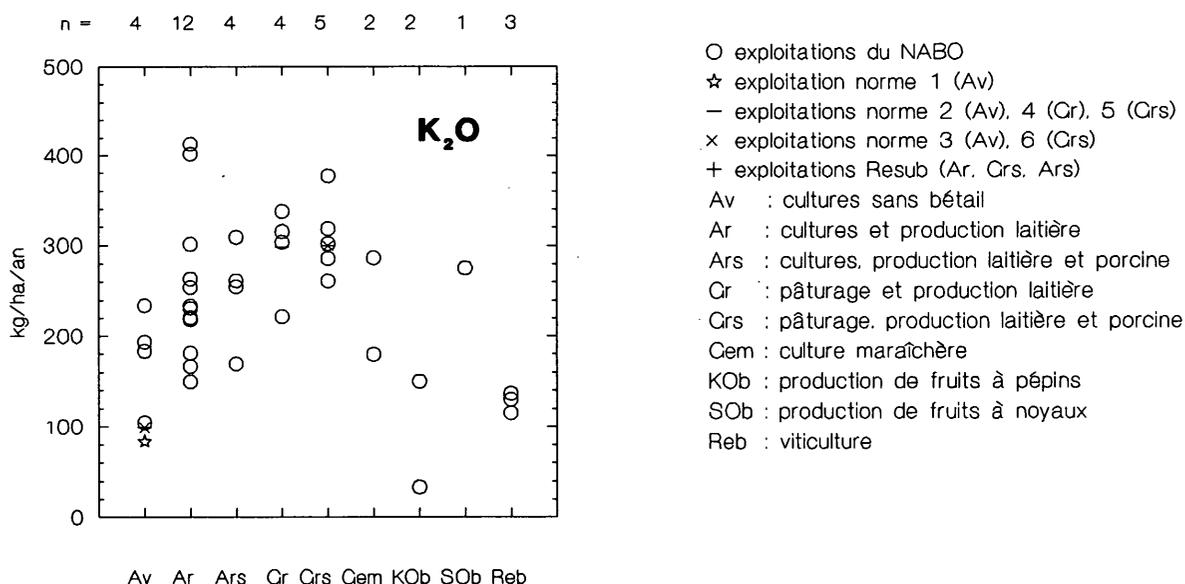


Fig. 6.1-3 suite

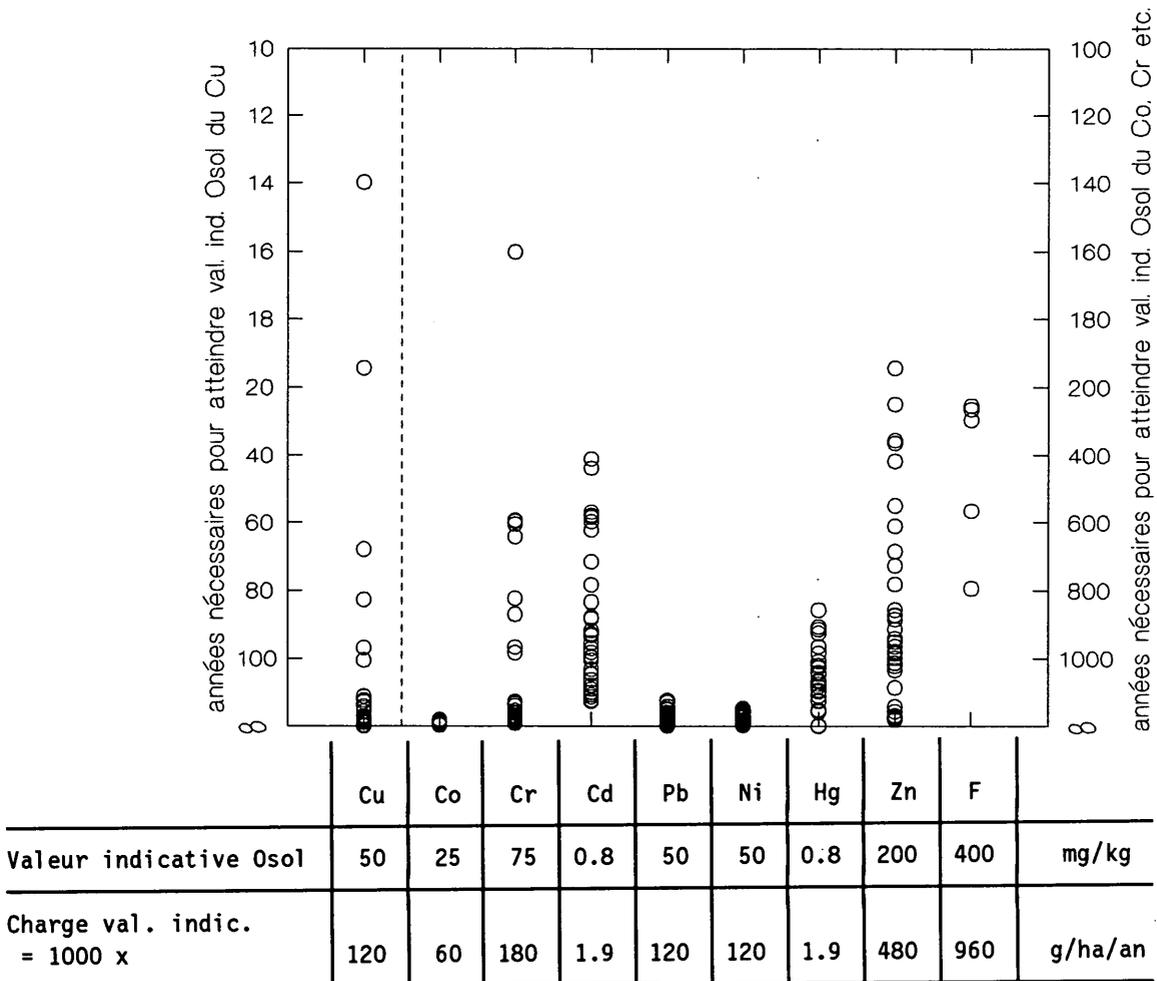


Six plans d'amendement théoriques, partant d'amendements de référence, ont été élaborés conformément à WALTHER et al. (1987) afin d'établir une comparaison avec les exploitations des sites du NABO. Trois exploitations de l'étude Resub (STEIGER et al. 1990), situées dans le Bünztal inférieur, y ont été intégrées. Les plans d'amendement et les caractéristiques des exploitations Resub figurent en annexe E/2.

### 6.1.3 Apports de polluants d'origine agricole - bilan

Les charges en produits agricoles auxiliaires enregistrées au fil des années ont été multipliées par les teneurs en métaux lourds correspondantes et ont permis de calculer les apports annuels moyens. Afin de déterminer quels sont les polluants qui contribuent le plus à la contamination des sols, on a comparé les charges relevées sur les 37 parcelles aux valeurs indicatives de l'Osol. La figure 6.1-4 établit les apports de polluants nécessaires chaque année pour atteindre les teneurs stipulées par l'Osol. Le fluor n'a été analysé que dans une petite partie des engrais minéraux. Les apports ont pu être déterminés pour 5 exploitations qui utilisent des engrais minéraux dont les teneurs en fluor sont connues. On a également repris des charges calculées pour le Pb, le Cd, le Cu et le Zn dans le cadre du travail de von STEIGER et al. (1990). On a retenu dans les plans d'amendement (normes 1-6) les mêmes métaux lourds que pour les parcelles du NABO.

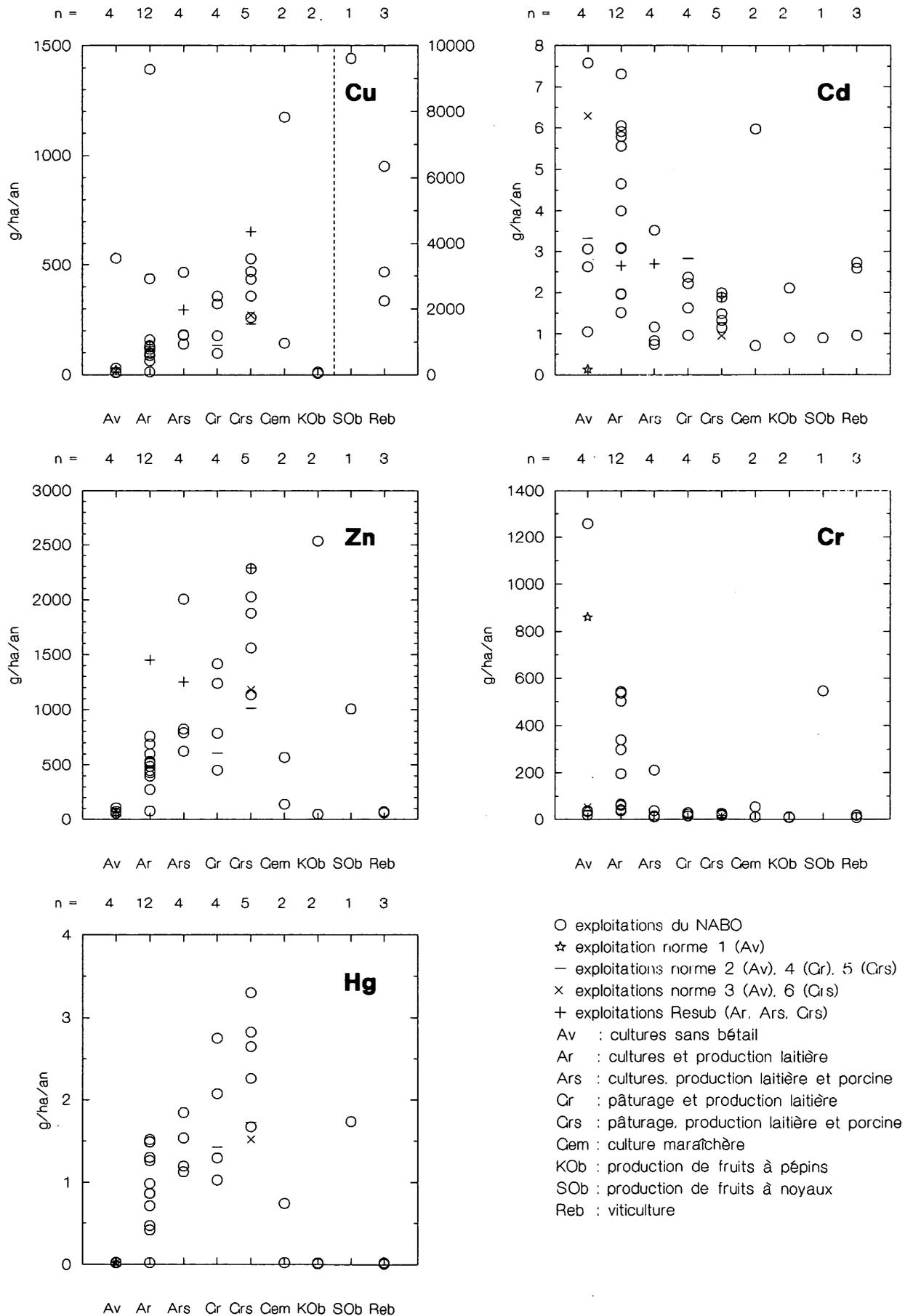
Fig. 6.1-4 : Durée nécessaire pour atteindre une charge en polluants d'origine agricole égale aux doses mentionnées par les valeurs indicatives de l'Osol



partant d'une couche de 0-20 cm, d'une densité apparente de  $1.2 \text{ kg/dm}^3$  de terre fine et d'une teneur de base = 0

Il ressort de la fig. 6.1-4 que les apports de Pb, Ni et Co provenant des produits agricoles auxiliaires sont négligeables. Les différences et écarts entre les autres charges relevées sur les exploitations du NABO sont néanmoins considérables et dépendent largement du type d'exploitation. C'est la raison pour laquelle les charges en Cu, Cd, Zn, Cr et Hg ont été regroupées par types d'exploitation, comme l'illustre la figure 6.1-5. Afin de comparer les charges en métaux lourds relevées sur les exploitations du NABO, on se réfère aux données relatives aux exploitations Resub et aux 6 plans d'amendement (annexe E/2). Les apports totaux des différentes exploitations figurent en annexe E/4.

Fig. 6.1-5 : Apports de métaux lourds d'origine agricole selon les types d'exploitation



## Cuivre

Les charges locales élevées allant jusqu'à 10 kg de Cu par ha et par an proviennent de l'emploi de fongicides dans les cultures fruitières et en viticulture. La charge de 9.6 kg/ha de Cu enregistrée sur l'exploitation de fruits à noyaux dépasse nettement la fourchette des valeurs fréquentes comprise en Suisse entre 1.5 et 4.5 kg/ha. En viticulture, l'emploi de produits à base de cuivre n'est autorisé que pour les traitements effectués après la floraison et ne doit pas dépasser 5 kg de cuivre pur par hectare et par an (RÜEGG 1992). Dans le cas des exploitations mixtes, le cuivre passe dans le sol par l'intermédiaire des produits fourragers et des fongicides à base de cuivre. Sur les exploitations dont le cheptel est supérieur à 4 places de porcs à l'engrais (PPE) par hectare, l'apport provient essentiellement de fourrages concentrés. Parmi les teneurs en Cu élevées, 80 à 100 % du Cu provient de l'alimentation donnée aux porcs. Si l'on utilisait des produits fourragers à faible teneur en cuivre, conformément aux recommandations de la Station fédérale de recherche agronomique sur la production animale (Grangeneuve), les apports de cuivre seraient 3 à 4 fois moins élevés (RICHNER et al. 1989).

L'exploitation "cultures sans bétail" et les deux exploitations "cultures avec production laitière" qui se distinguent nettement des autres, ainsi qu'une exploitation spécialisée dans la culture maraîchère emploient des fongicides à base de cuivre pour les cultures des pommes de terre et des betteraves ou utilisent des engrais minéraux enrichis en cuivre (Suplesan 1). Par rapport aux prélèvements, presque toutes les exploitations enregistrent un excédent de Cu. Le rendement à l'hectare d'une prairie intensive (125 dt de MS de foin contiennent 150 g de Cu, RICHNER et al. 1989) a servi de mesure de référence.

## Cadmium

On relève d'importants apports de cadmium pour les types d'exploitation "cultures sans bétail", "cultures avec production laitière" ainsi que pour une exploitation maraîchère. Ces exploitations couvrent une large part de leurs besoins en nutriments au moyen d'engrais minéraux. Les teneurs en cadmium varient néanmoins considérablement. Les plans d'amendement, normes 2 et 3, du type d'exploitation "cultures sans bétail" mettent en évidence l'influence considérable du choix de l'engrais. L'apport de cadmium, norme 2, correspond à peine à la moitié de l'apport, norme 3. L'exploitation, norme 1, qui couvre ses besoins en phosphore exclusivement à partir de phosphates de scories, se distingue par la charge en cadmium la moins élevée. Autre exemple caractéristique des écarts importants entre les différentes teneurs, les deux exploitations de production maraîchère qui emploient annuellement environ les mêmes quantités de phosphates. Les écarts considérables enregistrés au niveau des apports de cadmium s'expliquent par l'emploi d'engrais minéraux de diverses catégories. Les exploitations sur lesquelles RICHNER et al. (1989) ont enquêté, présentaient pour la majorité d'entre elles un excédent moyen de cadmium de 25 à 100 % du prélèvement à l'hectare d'une prairie (125 dt MS de foin à l'hectare contiennent 1.5 g de Cd).

## Zinc

Le faible apport de Zn enregistré pour les exploitations sans bétail indique que la majorité du zinc provient d'engrais de ferme. Les exploitations d'élevage porcin se distinguent par des charges en moyenne supérieures à celles des exploitations d'élevage bovin. L'alimentation donnée aux porcelets et aux porcs d'engraissement est enrichie en Zn. Une augmentation du nombre de porcs entraîne une augmentation de l'excédent de Zn sur l'exploitation. 2 PPE/ha suffisent pour atteindre un excédent moyen de zinc équivalent à 50 % de la quantité prélevée par une prairie (125 dt MS de foin à l'hectare contiennent 375 g Zn, RICHNER et al. 1989). Dans le cas de l'alimentation donnée aux bovins, les apports de zinc proviennent essentiellement des mélanges de produits minéraux (RICHNER et al. 1989).

## Chrome

Toutes les exploitations caractérisées par d'importantes charges en chrome emploient des engrais minéraux. L'exploitation, norme 1, montre que les charges les plus élevées sont dues à l'utilisation de phosphates de scories. Les exploitations de type "cultures avec production laitière" dont les teneurs s'élèvent à 500 g/ha/an, emploient également des phosphates de scories ou des engrais composés à base de phosphates de scories.

## Mercure

On remarque pour les exploitations de type "cultures sans bétail" que les teneurs en mercure relevées dans les engrais minéraux sont minimales et que leur emploi n'occasionne pas d'apports élevés de mercure. Avec une médiane de 0.75 mg/kg de MS, les lisiers de porcs analysés présentaient une teneur deux fois plus élevée que le lisier complet de bovins (médiane = 0.36 mg/kg de MS). Les exploitations d'élevage porcin présentent donc des apports de mercure supérieurs aux exploitations exclusivement consacrées à la production laitière.

## Fluor

Les engrais minéraux présentent des teneurs en fluor très variables. Ainsi, les engrais exclusivement composés d'azote et de potassium se distinguent par des teneurs très basses (jusqu'à 142 mg/kg de MS, OFEFP 1991b). On relève des teneurs plus élevées dans les engrais calciques (de 1500 à 2080 mg/kg de MS), le fluor se fixant au calcium. La fluorine  $[\text{CaF}_2]$  est la forme du fluor la plus répandue. Dans les phosphates, le fluor est présent sous forme de fluorapatite  $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}]$ . Les superphosphates (16'800-19'200 mg/kg de MS), les triple-superphosphates (12'400-18'400 mg/kg de MS) et les phosphates bruts (1'900-36'500 mg/kg de MS) renferment des quantités supérieures de F. En revanche, on relève dans les phosphates de scories des teneurs en fluor sensiblement égales à celles mesurées dans les engrais calciques. Les teneurs en F contenues dans les engrais

minéraux n'ont été analysées que dans le cadre du projet de la FAC et de l'OFEFP (1991b). D'où l'impossibilité de classer les charges par types d'exploitation. Par rapport aux engrais minéraux, les engrais de ferme présentent des teneurs en fluor moins élevées. Néanmoins, nous ne connaissons pas les teneurs exactes dans les différents engrais de ferme; c'est la raison pour laquelle elles n'ont pas été prises en compte.

Pour les 5 exploitations sélectionnées, les apports de fluor par les engrais minéraux atteignent 4.5 kg de F à l'hectare et par an (fig. 6.1-4). Les trois exploitations caractérisées par les charges les plus élevées utilisent exclusivement des superphosphates. La charge immédiatement inférieure provient d'une exploitation de production laitière qui compense le déficit en phosphore par l'apport d'hyperphosphates. La charge en fluor la plus basse provient d'une exploitation sans bétail utilisant comme engrais phosphaté des phosphates de scories essentiellement.

### Niveaux d'amendement

Il suffit de comparer les apports de nutriments pour le  $P_2O_5$  et le  $K_2O$  pour constater que les exploitations du NABO qui utilisent essentiellement des engrais de ferme, atteignent des niveaux d'amendement nettement supérieurs aux exploitations qui utilisent des engrais minéraux (fig. 6.1-3). On relève également pour les exploitations sans élevage important des apports de potassium de plus de 300 kg de  $K_2O$  et des charges en phosphore de 140 kg de  $P_2O_5$  à l'hectare et par an (fig. 6.1-3). On peut se demander si les quantités d'engrais de ferme épandues n'ont pas été surévaluées. Contrairement aux engrais minéraux, les quantités exactes d'engrais de ferme épandues sont difficilement quantifiables. Sans oublier la possibilité d'erreurs au niveau du facteur de dilution du lisier. De nombreuses exploitations ont indiqué une dilution de 1:1. Une analyse de lisiers provenant d'exploitations classiques faisait état d'une dilution en moyenne nettement plus importante (MENZI 1991). Une surestimation des quantités d'engrais de ferme épandues pourrait également entraîner une surévaluation des charges. Les données dont nous disposons ne permettent pas de vérifier et, éventuellement, de corriger les informations figurant dans les protocoles d'exploitation.

## 6.2 Apports d'origine atmosphérique

Les apports d'origine atmosphérique se composent essentiellement de dépôts par gravitation, d'interception et de dépôts secs de gaz. Les dépôts de gaz n'ont aucune influence sur les métaux lourds. Les dépôts par gravitation comprennent les dépôts humides et secs. On entend par dépôts humides les précipitations - pluie, neige et grêle. Les dépôts secs proviennent de particules qui, en l'absence de précipitations, sont déposées par sédimentation. L'interception est un phénomène de déposition de gouttelettes (brouillard) ou de particules (poussières en suspension) sur diverses surfaces essentiellement végétales. Le flux de masses dû à l'interception dépend de la concentration de particules en suspension dans l'atmosphère, de la vitesse du vent et de la structure superficielle de la végétation.

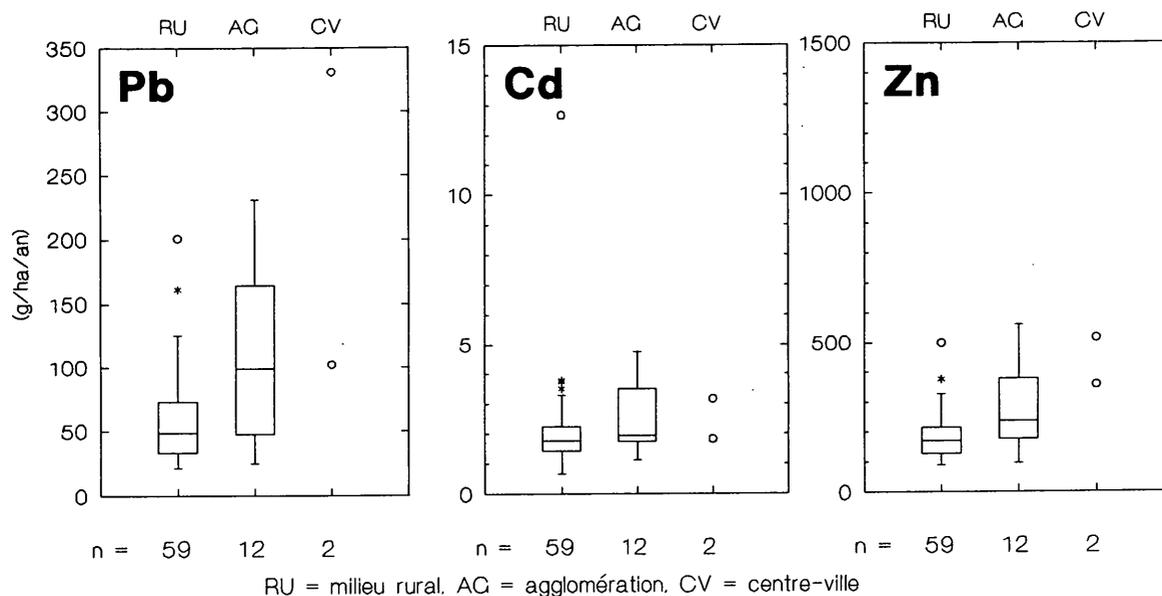
Nous n'avons effectué aucune mesure des dépôts atmosphériques. Les apports de métaux lourds d'origine atmosphérique relevés sur les sites du NABO ont été évalués à partir de mesures déjà existantes. Pour 17 sites du NABO on a pu trouver des données adéquates (cf. annexe E/3). Les dépôts par gravitation et la concentration de poussières en suspension ne permettent pas encore de tirer de conclusion sur l'exposition spécifique au site et sur l'apport effectif dans le sol. Cela a été confirmé par ANGHERN (1990) pour les sites forestiers du canton de Zurich: ainsi, les teneurs en Pb relevées dans la litière correlaient parfois très mal avec les données relatives aux dépôts. Dans le cas des mesures effectuées avec les récepteurs techniques, la surface spécifique à la plante observée, c-à-d. son effet d'interception, qui peut être très différente selon le type de végétation, est ignorée. Néanmoins, les méthodes employées offrent la possibilité d'effectuer des comparaisons entre les différents sites observés.

Pour la majorité des sites du NABO, nous ne disposons pas de données sur les dépôts atmosphériques. Les apports ont donc été évalués à partir de mousses servant de bio-indicateurs (SCHMID-GROB et al. 1991). Ce type d'analyses permet de porter un jugement sur les conditions d'exposition aux dépôts atmosphériques des trois années précédentes. Pour plus de détails sur le "biomonitoring" et les mesures avec les récepteurs techniques, le lecteur se reportera à l'annexe E/3.

### 6.2.1 Estimation des apports en milieu ouvert

Les données obtenues à partir des mesures avec récepteurs techniques et du biomonitoring sur mousses (annexe E/3) ont été converties en charges par hectare et par an. Les dépôts de Pb, Cd et Zn ont pu être évalués pour presque tous les sites du NABO, à l'exception du site 57, sans données, et du site 30 pour lequel manquent les données du Zn et du Pb. La figure 6.2-1 représente les sites en milieu ouvert regroupés en fonction de leur exposition. L'annexe E/3 contient les dépôts relevés pour les différents sites ainsi que des données comparatives provenant de l'étranger.

Fig. 6.2-1 Dépôts atmosphériques de métaux lourds relevés sur des sites en milieu ouvert



Les sites 94 (191 g/ha/an), 95 (195 g/ha/an), 96 (231 g/ha/an) et 97 (329 g/ha/an) du versant sud des Alpes sont caractérisés par des dépôts atmosphériques de **plomb** supérieurs au reste de la Suisse. Parmi le groupe "milieu rural", les sites 3, 11 et 26 se distinguent de la majorité. On notera cependant qu'aucun site ne dépasse la valeur limite d'immission fixée pour le plomb dans l'Ordonnance sur la qualité de l'air [ $100 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour} = 365 \text{ g}/\text{ha}/\text{an}$ ].

Pour le **cadmium**, la valeur limite d'immission a été fixée à  $2 \mu\text{g}/\text{m}^2$  et jour [= 7.3 g/ha/an]. Cette valeur est nettement dépassée sur le site 26. Ce dépassement date de 1990, époque où l'on a relevé une charge en cadmium de 24 g/ha/an qui peut s'expliquer par la présence d'une usine d'incinération des ordures ménagères située dans la direction des vents dominants par rapport au site. Elle se situe néanmoins à 4 km du site du NABO. Ce fort taux de cadmium est confirmé par le monitoring sur mousse. La charge de  $0.74 \mu\text{g}/\text{g}$  de la densité sèche relevée sur un échantillon de mousse prélevé à 2 km environ du site du NABO correspond à l'une des teneurs en cadmium les plus élevées de toute l'étude. Selon SCHMID-GROB et al. (1991), il faut s'attendre à des dépôts annuels moyens de 3.8 g/ha/an de cadmium sur ce site. La charge élevée enregistrée en 1990 est certainement exceptionnelle, aucune accumulation de cadmium n'ayant été relevée dans la couche supérieure. Le site 96 (4.8 g/ha/an) du Tessin, classé parmi les sites urbains (agglomérations), et les sites ruraux 5 (3.5 g/ha/an), 64 (3.8 g/ha/an) et 84 (3.7 g/ha/an) présentent également des dépôts de cadmium élevés.

Les dépôts de **zinc** les plus élevés ont été enregistrés sur des sites urbains du Tessin (94, 95, 96). A noter également les charges particulièrement élevées des centre-villes de Winterthur (61) et de Lugano (92). En milieu rural, les dépôts atmosphériques sont moins élevés, à l'exception des sites 26 (499 g/ha/an) aux environs de Genève, 53 (376 g/ha/an) près de Dornach et 60 (328 g/ha/an) près de Wolhusen. Les dépôts relevés sont néanmoins nettement inférieurs à la valeur

limite d'immission fixée dans l'Ordonnance sur la qualité de l'air à  $400 \mu\text{g}/\text{m}^2$  et par jour [= 1460 g/ha/an].

### 6.2.2 Estimation des apports en milieu forestier

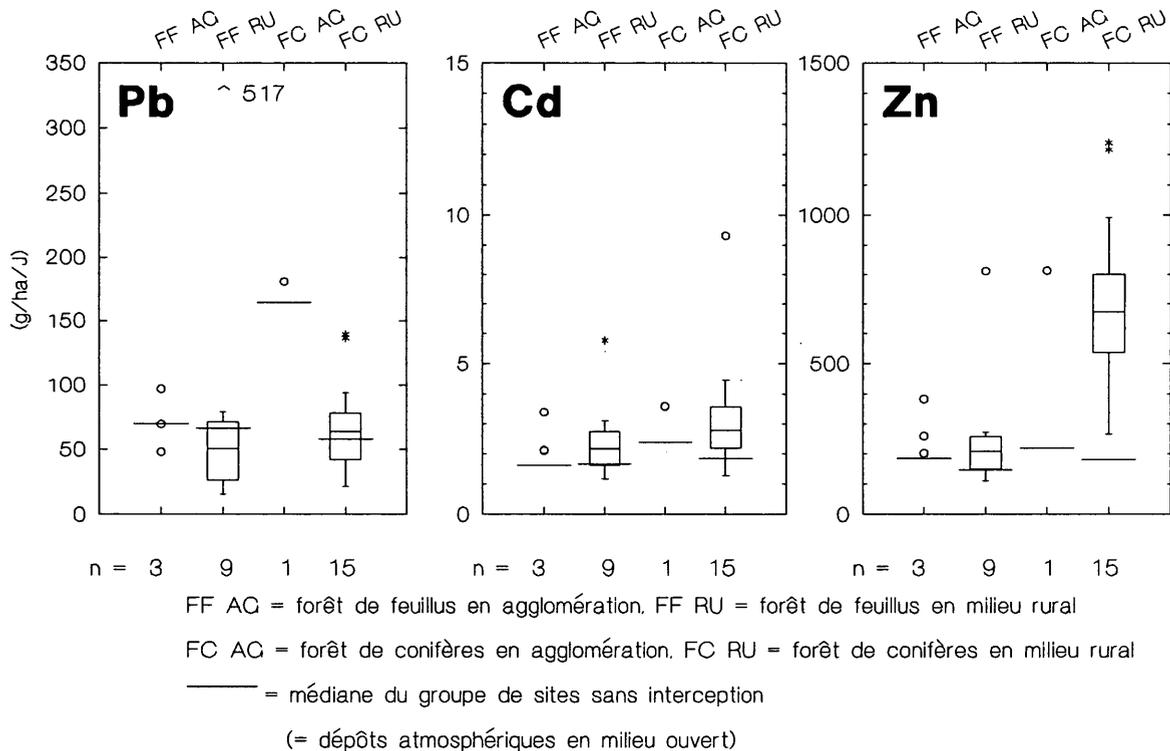
L'effet d'interception intervient essentiellement en milieu forestier. Conséquence de la surface plus importante de la végétation, l'effet d'interception peut représenter une plus large part dans les apports que les dépôts par gravitation. Les apports sont fonction de la vitesse et de l'orientation des vents, de l'emplacement (pente ou butte), de la zone de brouillard, de la concentration de polluants dans le brouillard, dans l'air, de la taille des particules et de la surface spécifique à la végétation observée sur le site. Les données relatives aux vents et au brouillard font défaut et n'entrent donc pas dans l'estimation des apports provenant de l'effet d'interception. D'où le recours aux données de la littérature. Les apports de substances par l'effet d'interception sont confirmés par plusieurs études comparatives des précipitations en milieu ouvert et des précipitations relevées sur des sites forestiers limitrophes. Les résultats figurent en annexe E/3. Partant de ces études, on a défini des facteurs d'évaluation des dépôts de métaux lourds sur les sites forestiers à l'appui des dépôts relevés en milieu ouvert (tab. 6.2-1).

Tab. 6.2-1 : Facteurs d'interception utilisés sur sites forestiers pour comparaison avec les sites en milieu ouvert

Métal	Hêtre	Epicéa
Plomb	1.0	1.1
Cadmium	1.3	1.5
Cuivre	1.4	2.5
Zinc	1.4	3.7

La figure 6.2-2 reproduit les charges en métaux lourds d'origine atmosphérique avec prise en compte de l'effet d'interception. Les estimations de la charge effective d'un site élaborées à partir de cette méthode n'en restent pas moins très approximatives. Ainsi, l'apport à la lisière d'une forêt peut être nettement plus important que celui au coeur même de la forêt.

Fig. 6.2-2 Dépôts atmosphériques et interception de métaux lourds sur des sites forestiers



Pour le plomb, le cadmium et le zinc, les dépôts atmosphériques sont plus élevés sur les sites d'agglomération que sur les sites en milieu rural, même en faisant abstraction de l'effet d'interception. Le site en milieu rural 92, près de Novaggio, caractérisé par un dépôt de plomb exceptionnellement élevé de 517 g/ha/an, dépasse largement les sites d'agglomération. La valeur limite d'immission fixée à 365 g/ha et par an est nettement dépassée. Par rapport aux autres sites, on a relevé des dépôts atmosphériques plus importants sur les sites de forêts de conifères 83 (136 g/ha/an) et 90 (139 g/ha/an) localisés en milieu rural.

Le dépôt de cadmium le plus élevé égal à 9.3 g/ha/an a été mesuré sur le site sous forêt de conifères 99 près de Viège. Comme pour le plomb, on a également enregistré une charge en Cd élevée (5.7 g/ha/an) sur le site sous forêt de feuillus 92, près de Novaggio.

Dans le cas du zinc, la part de l'interception dans les dépôts totaux est très importante (tab. 6.2-1). Les dépôts atmosphériques les plus élevés ont été relevés dans des forêts de conifères du versant sud des Alpes et dans le Valais (90, 91, 99) ainsi que dans une forêt de feuillus de l'agglomération de Zurich (2). Comme pour le plomb et le cadmium, les dépôts de zinc sont également très élevés sur le site 92, près de Novaggio (811 g/ha/an). Cependant, la valeur limite d'immission fixée à 1460 g/ha/an n'est jamais dépassée.

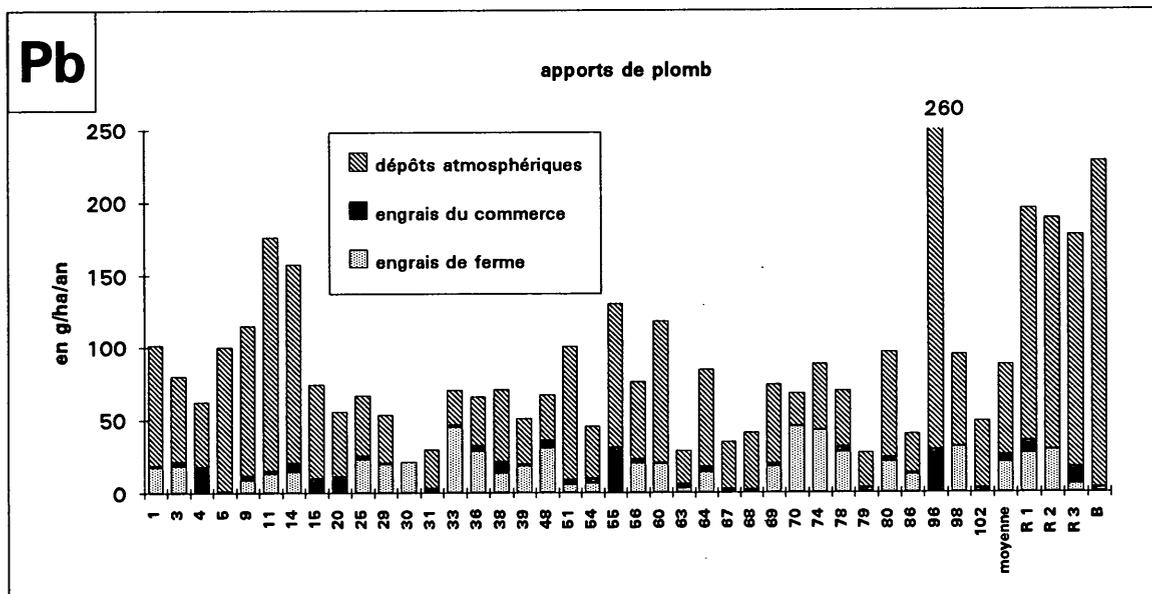
### 6.2.3 Bilan des apports de polluants d'origine atmosphérique

Les apports de polluants d'origine atmosphérique supérieurs sur les sites forestiers sont dus à l'effet d'interception qui y est plus important, notamment pour le zinc. Ainsi, dans les forêts d'épicéas, l'effet d'interception du zinc représente en moyenne 70 % de l'apport total. Les apports de cadmium provenant de l'effet d'interception sont légèrement plus élevés sur les sites forestiers qu'en milieu ouvert. Selon les travaux cités en annexe E/3, les apports de plomb sur sites forestiers ne sont pas plus élevés, ou très peu, qu'en milieu ouvert. Que ce soit pour les sites forestiers ou pour les sites en milieu ouvert, les distorsions à l'intérieur des différents groupes sont nettement plus importantes qu'entre les groupes eux-mêmes. On relève néanmoins des différences entre les sites de milieu rural, urbain et d'agglomération. En conclusion, nous ajouterons que les données disponibles sont encore peu nombreuses et que nombre de charges reposent sur une seule détermination ou peuvent considérablement varier à partir d'une valeur extrême, comme c'est le cas du site 26.

### 6.3 Apports totaux - bilan

Sur 37 parcelles agricoles, on a calculé les apports de polluants à partir du volume de produits agricoles auxiliaires employés. On a ajouté aux apports d'engrais et de produits phytosanitaires, les dépôts atmosphériques relevés sur des sites de référence limitrophes. Les dépôts atmosphériques de plomb, de cadmium et de zinc ont été calculés individuellement pour chaque site. En revanche, pour le cuivre, le chrome, le mercure et le nickel, on ne disposait que de moyennes. L'apport de cuivre évalué à 40 g/ha/an est une moyenne de 4 sites du NABO sur lesquels les dépôts de cuivre ont été mesurés. Les dépôts moyens de mercure évalués à 1.5 g/ha/an proviennent d'une étude du canton de Berne (KIGA 1991). Les dépôts de chrome (5.3 g/ha/an) et de nickel (25 g/ha/an) sont tirés d'une publication de BRECHTEL (1989). Les taux annuels moyens n'ont été repris que pour les moyennes, figure 6.3-1. Les dépôts atmosphériques de chrome d'environ 5 g/ha/an sont dérisoires par rapport aux apports de chrome par les engrais minéraux pouvant aller jusqu'à 1200 g/ha/an; ils ne figurent donc pas sur le graphique.

Fig. 6.3-1 Apports de métaux lourds sur des parcelles agricoles



Légende : 1-102 = sites du NABO

moyenne = moyenne de tous les sites du NABO

R1-R3 = exploitations Resub

B = moyenne des apports sur des sols agricoles de Belgique (RONNEAU 1985)

Fig. 6.3-1 suite

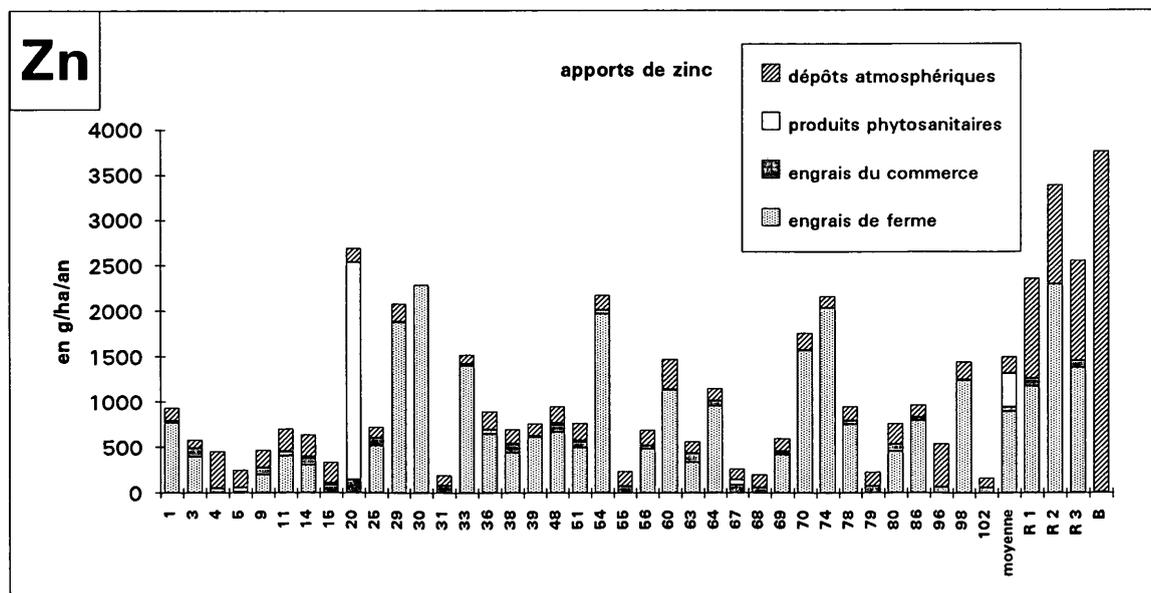
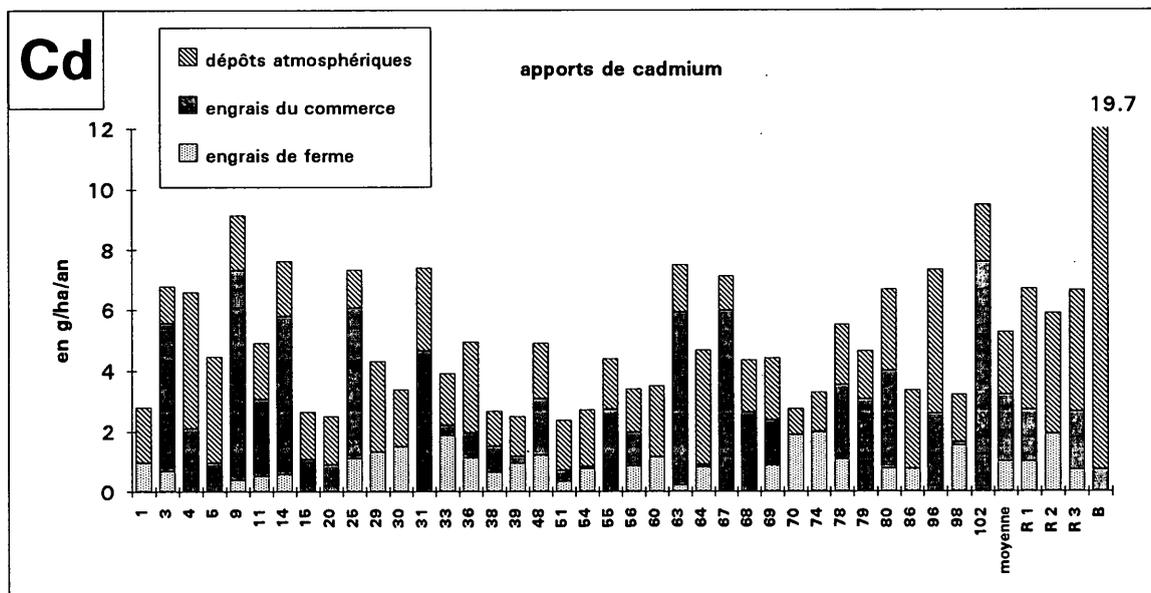
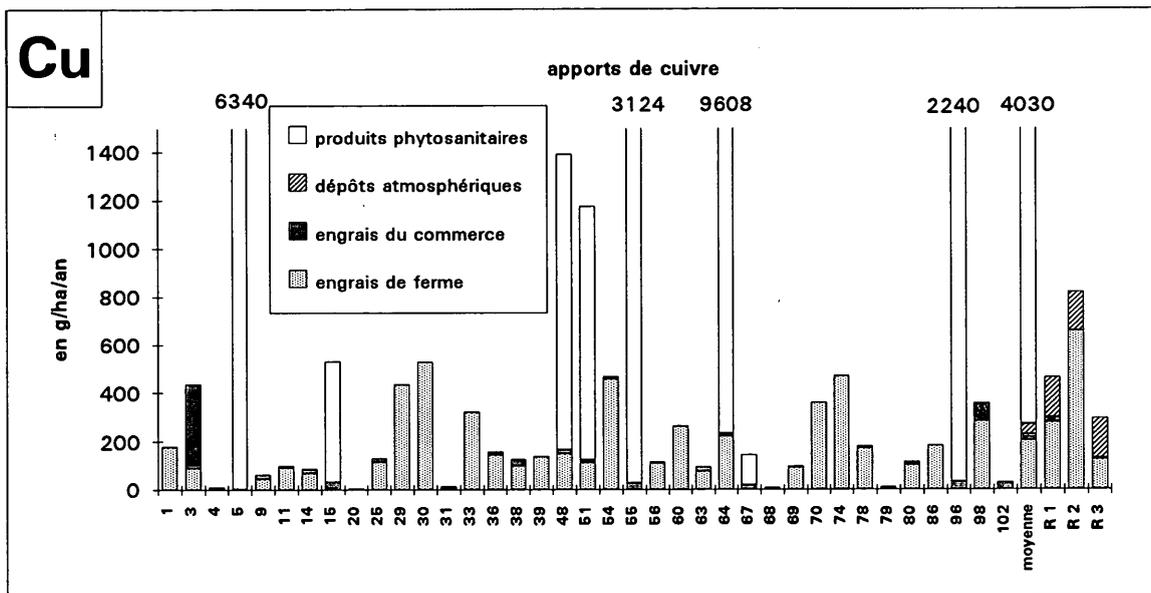
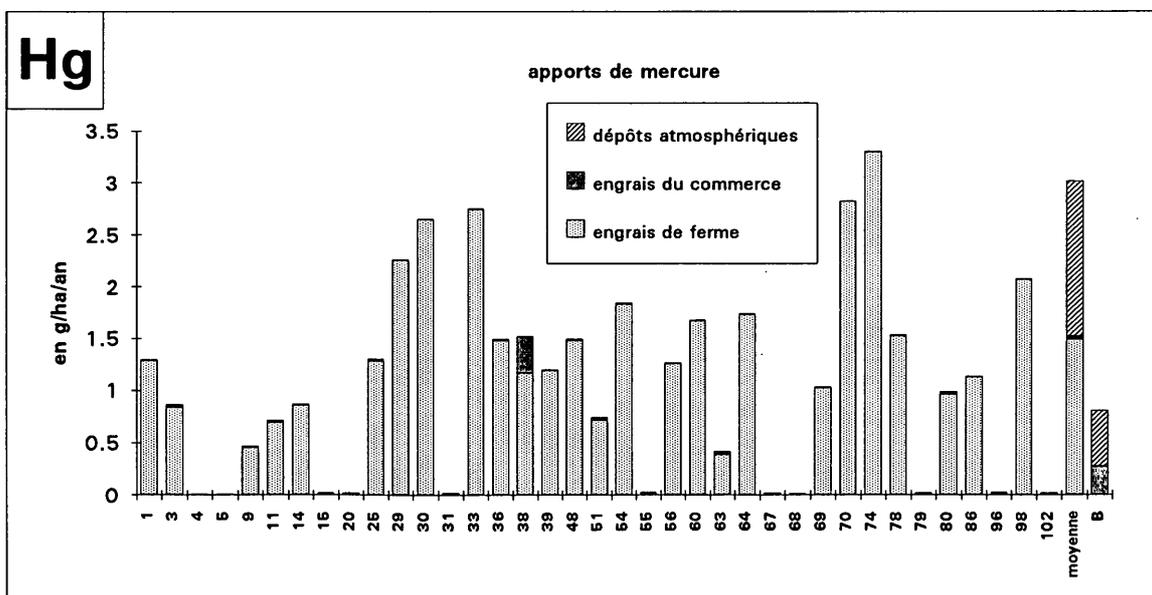
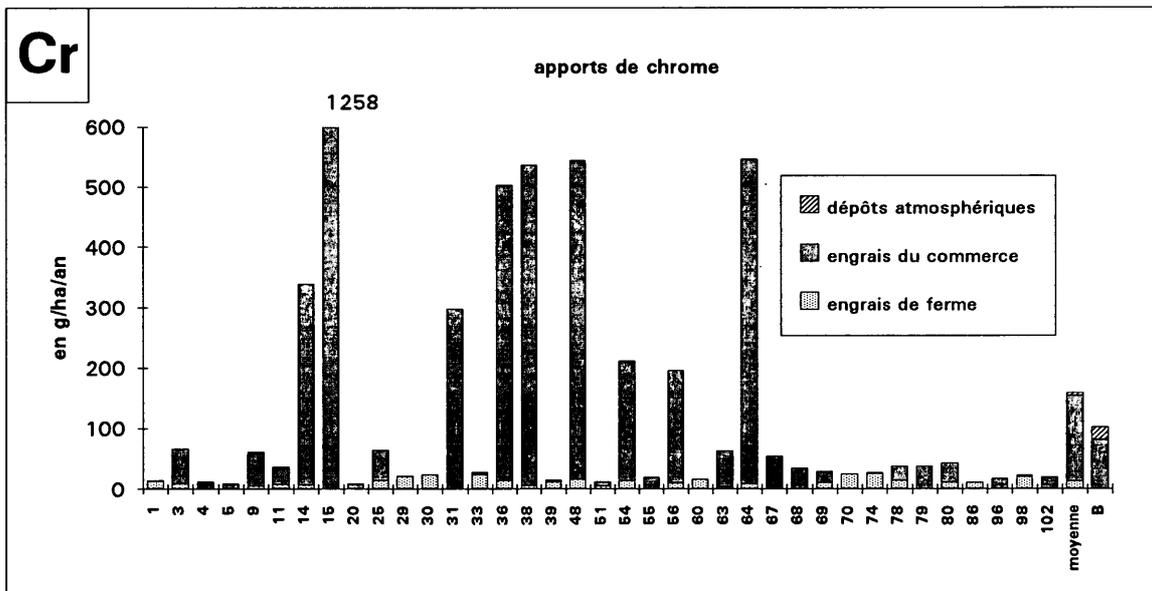
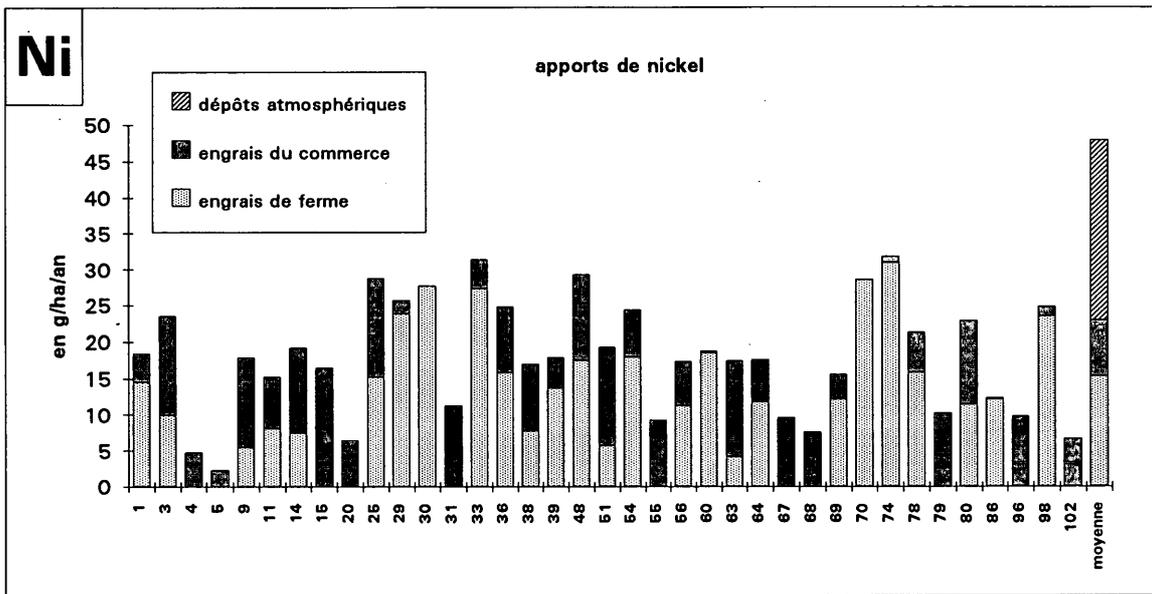


Fig. 6.3-1 suite



La figure 6.3-1 indique que les apports de **plomb** par les produits agricoles auxiliaires sont relativement faibles par rapport aux dépôts atmosphériques. L'important apport de plomb relevé sur le site 96, près de Gudo dans la plaine de Magadino, se distingue de l'ensemble. Dans les régions où les dépôts atmosphériques de plomb sont très faibles, l'essentiel des apports peut provenir des engrais de ferme.

La répartition des apports de **cuivre** entre les produits phytosanitaires, les engrais de ferme, les engrais minéraux et les dépôts atmosphériques indique que la plus grande partie a pénétré dans le sol par l'intermédiaire des produits phytosanitaires à base de cuivre. On emploie parfois encore d'importantes quantités de cuivre en viticulture (5, 55, 96) et arboriculture fruitière (64). Au niveau des cultures de pommes de terre (15, 48) et des cultures maraîchères (51, 67), les charges moyennes sont inférieures étant donné que les quantités de cuivre épandues sont réparties sur toute la période d'assolement. A noter l'apport de cuivre particulièrement important relevé sur l'exploitation 3 et provenant de l'emploi d'engrais minéraux. Cette exploitation utilise un engrais minéral enrichi en cuivre. Les apports de cuivre d'origine atmosphérique sont en revanche très faibles: 40 g/ha/an.

Les principaux apports de **cadmium** proviennent des engrais minéraux, suivis des dépôts atmosphériques et des engrais de ferme. La teneur relevée dans les engrais minéraux peut néanmoins considérablement varier selon l'origine des phosphates (chap. 6.1). RONNEAU (1985) a constaté en Belgique un rapport de 26:1 entre les apports d'origine atmosphérique et les apports provenant des engrais minéraux. Les dépôts d'environ 20 g/ha/an sont nettement supérieurs aux apports moyens de 2.1 g/ha/an relevés au cours des dernières années sur les sites du NABO.

La majorité des apports de **zinc** proviennent des engrais de ferme. Les charges les plus élevées concernent des exploitations d'élevage porcin, l'alimentation donnée aux porcs et porcelets contenant du zinc (GUIDON, KESSLER, 1991). Comme le prouve l'exploitation 20, on peut rencontrer également d'importants apports de zinc en arboriculture fruitière, par l'emploi de produits phytosanitaires essentiellement. RONNEAU (1985) a calculé un rapport de 34:1 entre les apports atmosphériques et les apports provenant des engrais minéraux. Les dépôts de 3750 g/ha/an relevés en Belgique dépassent nettement les apports moyens mesurés sur les sites du NABO et fixés à 203 g/ha/an.

Aux apports de **nickel** par les engrais s'ajoute une charge provenant des dépôts atmosphériques de l'ordre de 25 g/ha/an. Comparés à la valeur indicative de l'Osol, les apports totaux sont néanmoins peu importants (fig. 6.1-4).

On trouve de très faibles quantités de **chrome** dans les engrais de ferme. Les apports par les engrais minéraux varient considérablement selon la fixation avec le phosphore. Les phosphates de scories sont particulièrement riches en chrome. En revanche, les apports de chrome par les dépôts atmosphériques sont dérisoires: 5 g/ha et par an.

Les engrais minéraux présentent des quantités infimes de **mercure**. La majeure partie du mercure est véhiculée par les engrais de ferme. La même quantité est d'origine atmosphérique. A noter que le lisier de porcs renferme une teneur en mercure sensiblement supérieure au lisier de bovins. La différence par rapport au lisier de bovins est néanmoins nettement inférieure que dans le cas du zinc.

Même si les apports relevés sur les 37 parcelles agricoles diffèrent parfois considérablement selon l'emplacement et le type d'exploitation, on peut néanmoins clairement distinguer les principales sources de métaux lourds. Pour le cuivre et le zinc, moins nettement pour le chrome et le mercure, les apports proviennent essentiellement des produits agricoles auxiliaires. Malgré une généralisation de l'emploi de l'essence sans plomb, les apports de plomb sont encore essentiellement d'origine atmosphérique. Dans le cas du cadmium et du nickel, les voies d'apport doivent être en règle générale définies au cas par cas.

## 7 VARIATIONS TEMPORELLES DES TENEURS DES SOLS EN POLLUANTS

Le sol constitue un réservoir tant pour les nutriments des espèces végétales que pour les polluants. Le temps de séjour des polluants dans le cycle biologique-ment actif des substances est considérablement plus long que dans les animaux, les plantes, les cours d'eau ou même l'air. C'est de cet état de fait qu'est née la volonté d'instaurer une observation à long terme de la contamination du sol. Tel est également l'objectif principal des réseaux d'observation permanente des sols.

### 7.1 Analyses rétrospectives

L'archivage d'échantillons de sol provenant d'essais de champs ou de profils de sols et les échantillonnages successifs de sites connus tentent, depuis le milieu des années 80, de retracer rétrospectivement l'évolution dans le temps des teneurs du sol en polluants.

Le tableau 7.1-1 contient les résultats de cinq analyses effectuées sur les variations temporelles des concentrations de métaux lourds sélectionnés. Ces analyses ont permis de prouver le phénomène de variation temporelle des concentrations de métaux lourds dans le sol, variations en partie documentées statistiquement. On observe des augmentations, des situations inchangées, mais également des baisses de concentration.

Sous forêt, les augmentations des teneurs sont dues aux apports de métaux lourds d'origine atmosphérique. Von ZEZSCHWITZ (1986) distingue différents types d'augmentation à partir de divers effets d'interception au niveau des épicéas et des hêtres, de plusieurs facteurs d'influence du terrain et de la proximité des sources d'émission. En milieu ouvert, les apports diffus de polluants d'origine atmosphérique ne sont pas aussi facilement identifiables qu'en milieu forestier. Il est également parfois difficile de déceler avec précision les apports de cadmium provenant des engrais minéraux phosphatés ou les apports de cuivre provenant des engrais de ferme ou de produits phytosanitaires. Les baisses de concentration s'expliquent soit par le lessivage accru de métaux lourds à la suite d'une acidification des sols, soit par la dilution des métaux lourds due à une augmentation de la matière organique (von ZEZSCHWITZ 1986 et MARTIN et al. 1991). Autre facteur non négligeable, la dilution due aux labours, aux activités des lombrics ou à d'autres processus de brassage et de mélange des sols (chap. 3). L'absence de modification témoigne d'un équilibre entre augmentation et diminution.

L'analyse effectuée par KUHN (1990) (cf. tab. 7.1-1) montre que les résultats dépendent également des méthodes d'investigation mises en oeuvre. L'obtention de résultats parfois contradictoires peut également s'expliquer par le fait qu'à l'origine les analyses rétrospectives n'avaient pas pour objectif de déceler les

Tab. 7.1-1: Résultats des analyses rétrospectives effectuées sur les variations temporelles des teneurs du sol en métaux lourds

Analyse	Période	Caractéristiques des sites et des échantillons	Variation temporelle		
			Augmentation	Diminution	aucune modification
Essais de champs à long terme effectués par la Rothamsted Experimental Station, Harpenden (GB) pour connaître les conséquences de l'amendement sur des parcelles cultivées (JONES et al. 1987 et 1987a)	1846-1980 1856-1980 1876-1984 1882-1982	Champs (secteur semi-rural, profondeur 0-23 cm) -parcelles de contrôle (pas d'amendement) -prairies: (engrais de ferme) -cultures: (engrais phosphatés)	Pb (2 sur 3 essais), Cd (1.9-5.4 g/ha*an), Zn Pb, Cu, Cd (7.2 g/ha*an), Zn Cd (3.1 g/ha*an)		Pb (1 sur 3 essais), Cu, Ni, Cr, Co, Mo, V  Pb, Cu, Zn
Essais de champs à long terme effectués dans 4 stations de recherches agricoles au Danemark pour connaître les conséquences de l'amendement sur des parcelles cultivées (TJELL et al. 1985 et CHRISTENSEN et al. 1989)	1923-1980 1942-1980 1934-1961 1942-1970	Champs (32 parcelles, 260 échantillons, profondeur 0-25 cm)	Pb (11 ou 14 sur 32 parcelles, 0.3 % /an) Cu (17 ou 18 sur 32 parcelles, 1.0 % /an) Zn (7 sur 32 parcelles, 1.0 % /an) Cd (14 ou 22 sur 32 parcelles, 1 µg/kg*an)	Ni (8 ou 13 sur 32 parcelles, 0.5 % /an) Cd (1 sur 32 parcelles)	Pb (18 sur 32 parcel.) Cu (14 sur " " Ni (19 sur " " Zn (25 sur " " Cd (9 sur " "
Comparaison de sols forestiers du nord-ouest de l'Allemagne exposés aux immissions, après la 2è campagne d'échantillonnage (von ZEZSCHWITZ 1986)	1958/70-1982	Forêt (des horizons H, A, E, et B)  Pb (n = 128) Cu (n = 32) Ni (n = 146) Zn (n = 117)	Pb (r = 0.88 <sup>***</sup> ) Cu (r = 0.54 <sup>**</sup> ) Zn (r = 0.82 <sup>***</sup> )		Ni (r = 0.73 <sup>***</sup> )  Zn (pour concentration sup.)

\* significative,

\*\* hautement significative,

\*\*\* extrêmement significative

Tab. 7.1-1: (suite)

Analyse	Période	Caractéristiques des sites et des échantillons	Variation temporelle		
			Augmentation	Diminution	aucune modification
Comparaison de sols de forêts à Möhlin-Wallbach, canton AG, après la 2 <sup>e</sup> campagne d'échantillonnage (KUNH 1990)	1969-1988 (19 ans)	Forêt (61 sites, 100 m <sup>2</sup> , 7 carottes, horizons Ah profondeur 1-5 cm)  - 2 M HNO <sub>3</sub> :  - NH <sub>4</sub> Ac-EDTA :	Cd (5 %) Mo (7 %)  Pb (35 %) Cu (2 %) Ni (41 %) Mo (67 %)	Pb (1 %) Cu (2 %) Ni (20 %) Zn (12 %) Co (23 %)  Cd (17 %) Cr (9 %) Zn (45 %) Co (32 %)	Cr
Comparaison des teneurs totales relevées dans 203 profils de Bavière après la 2 <sup>e</sup> campagne d'échantillonnage (MARTIN et al. 1991)	à partir de 1964 - 1986	Champs - couche sup. min.: (n = 62-65) - sous-sol min.: (n = 73-75) Prairie - couche sup. min.: (n = 41) - sous-sol min.: (n = 49) Forêt - couche organique: (n = 44-45) - couche sup. min.: (n = 95-131) - sous-sol min.: (n = 88-127)	V*, Tl*, Pb, Zn  V, Co, Tl  Pb*, Zn*, V***, Co, Tl Pb  Pb***, Cu**, Zn*, Mo**, Ni, Tl Pb***, Cu**, Tl**, Cd, Zn Pb, Cu	Cr*, Mo*, Cd, Co, Ni  Cr*, Mo**, Zn*, Pb, Cd, Cu, Ni  Cd, Cr, Ni, Mo  Cr**, Mo**, Cd, Cu, Co, Ni, V, Tl  Cd, Cr, Co, V  Cr*, Co**, Ni, V  Zn**, Ni***, Cr*, Co**, Mo**, V**	Cu  Cu Zn  Mo Cd, Tl

fluctuations temporelles opérées au niveau des teneurs en polluants. En revanche, les réseaux d'observation permanente ont toujours poursuivi ce même objectif, comme en attestent les expériences réalisées depuis le milieu des années 80 dans différents pays (chap. 1.3).

## 7.2 Fréquence d'échantillonnage

Le NABO prévoit une fréquence d'échantillonnage de cinq ans. Sur 20 sites, on a déjà effectué une seconde campagne d'échantillonnage et analysé les nouveaux échantillons (chap. 7.3). Des calculs de modélisation établis à partir de charges totales estimatives remettent en question la validité de cette fréquence d'échantillonnage: peut-on prouver une augmentation significative des teneurs du sol en polluants d'origine anthropique pendant cet intervalle relativement court?

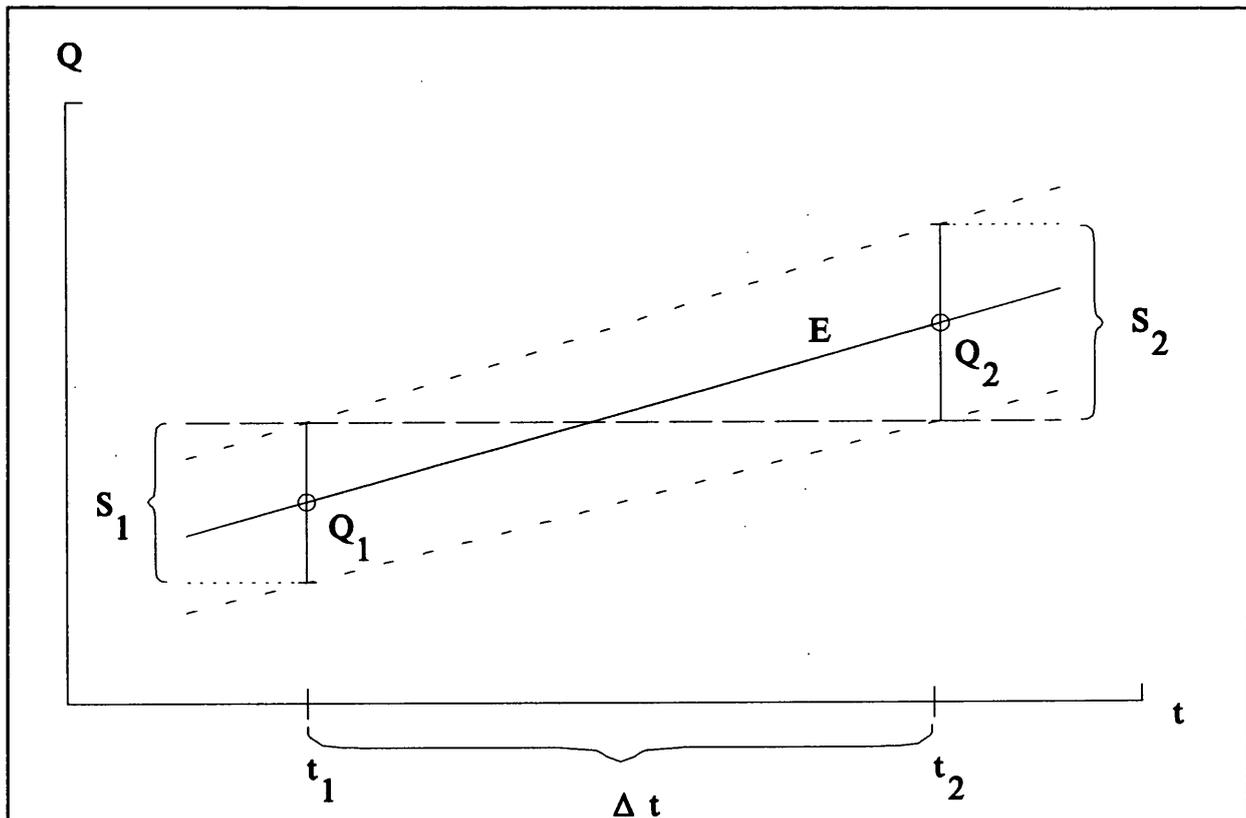
Ces réflexions reposent sur des suppositions ou principes en vertu desquels les apports totaux de polluants d'origine anthropique restent dans la couche de sol de 0-20 cm et qu'aucun phénomène de dilution ne s'y opère (fig. 7.2-1). La seconde supposition s'est néanmoins révélée erronée pour de nombreux sites (chap. 3.11).

Selon les conditions mentionnées à la figure 7.2-1, une période de 107 ans est nécessaire pour supprimer toute possibilité de chevauchement de la variabilité des deux échantillonnages et prouver une augmentation réelle des teneurs dans la couche supérieure de 20 cm. Dans le cas d'une couche de 5 cm uniquement, l'intervalle de temps serait réduit d'un quart, partant des mêmes conditions.

Von STEIGER et al. (1990) citent les intervalles suivants pour une couche arable de 25 cm dans des sols cultivés du Bünztal: 20 à 60 ans pour le plomb, 20 à 80 ans pour le cuivre et 20 à 100 ans pour le zinc. Les auteurs recommandent un rythme d'échantillonnage de 20 ans pour une fluctuation de +/- 10 %.

En présence d'apports annuels de 3.5 g/ha de cadmium et 110 g/ha de plomb, RUPPERT (1991) évalue les fréquences d'échantillonnage à 3 ou 5 ans pour les sites forestiers et 20 à 30 ans pour les sites de champs cultivés, sans parler de répétabilité. Dans la mesure où les récoltes s'accompagnent de prélèvements de substances, il convient de prévoir, notamment pour le cadmium, un intervalle plus long. Lorsque l'on détermine les fréquences d'échantillonnage, il serait également judicieux de prendre en compte la variabilité spatiale des teneurs en substances (RUPPERT 1991 et PAPRITZ et al. 1991).

Fig. 7.2-1 : Détermination des fréquences d'échantillonnage

Légende et hypothèses

t temps

Q teneur :  $Q_1 = 20 \text{ mg/kg}$ S écart :  $\pm 10\%$ E taux d'importation: 100 g/ha/an ou 0.0416 mg/kg/an pour une couche de 20 cm d'une densité apparente de  $1.2 \text{ kg/dm}^3$ FormuleRésultat

$$\Delta t = \frac{(2Q \cdot \frac{S}{100})}{E \cdot (1 - \frac{S}{100})} = \frac{2 \cdot 20 \cdot 0.1}{0.0416 \cdot 0.9} = 106.6 \text{ ans}$$

### 7.3 Modifications à l'issue des cinq ans d'observation

Sont présentées ci-après les modifications des teneurs en 8 substances polluantes relevées sur 20 sites en milieu ouvert échantillonnés pour la première fois en 1985/86, puis une seconde fois en 1990/91, c'est-à-dire cinq ans plus tard. Si ces données ne permettent pas d'asseoir un raisonnement statistique fiable, elles mettent néanmoins en évidence certaines particularités et évolutions. Les échantillons de la première campagne de prélèvements ont été analysés deux fois à cinq ans d'intervalle. La seconde analyse a eu lieu en même temps que celle des échantillons de la seconde campagne de prélèvements; ceci afin de maintenir une variation analytique la plus étroite possible.

Les résultats de la seconde analyse des 20 échantillons de sol de la première campagne de prélèvements sont résumés au tableau 7.3-1. Ils figurent dans leur intégralité en annexe E/6.

Tab. 7.3-1 : Modification, 5 ans après, des teneurs en polluants des échantillons de la première campagne d'échantillonnage

N° d'échan- tillon	Elément								Total: 8 éléments		
	Pb	Cu	Cd	Zn	Ni	Cr	Co	F	+	-	0
	Coeff. de variation (CV)										
	±15 %	±5 %	±15 %	±5 %	±10 %	±10 %	±20 %	±10 %			
3/85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
4/85	-	0	-	0	0	-	-	0	0	4	4
5/85	-	0	0	-	0	0	-	+	1	3	4
9/85	0	0	-	0	0	0	0	0	0	1	7
11/85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
13/85	0	0	0	-	-	0	0	0	0	2	6
14/85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
15/85	-	0	0	0	0	0	-	0	0	2	6
17/86	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0	7
20/86	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0	7
21/86	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0	7
23/86	0	+	-	0	0	0	0	+	2	1	5
25/86	-	0	0	-	0	0	0	+	1	2	5
26/86	0	0	-	0	+	0	0	0	1	1	6
28/86	0	0	-	0	0	0	0	0	0	1	7
29/86	-	0	0	-	0	0	0	+	1	2	5
31/86	-	0	-	0	0	0	-	0	0	3	5
33/86	0	0	-	0	0	0	0	0	0	1	7
36/86	-	0	-	+	0	0	0	+	2	2	4
38/86	0	0	0	0	0	+	0	0	1	0	7
Total: +	0	1	0	1	1	1	0	8	12		
20 -	7	0	8	4	1	1	4	0		25	
échant. 0	13	19	12	15	18	18	16	12			123

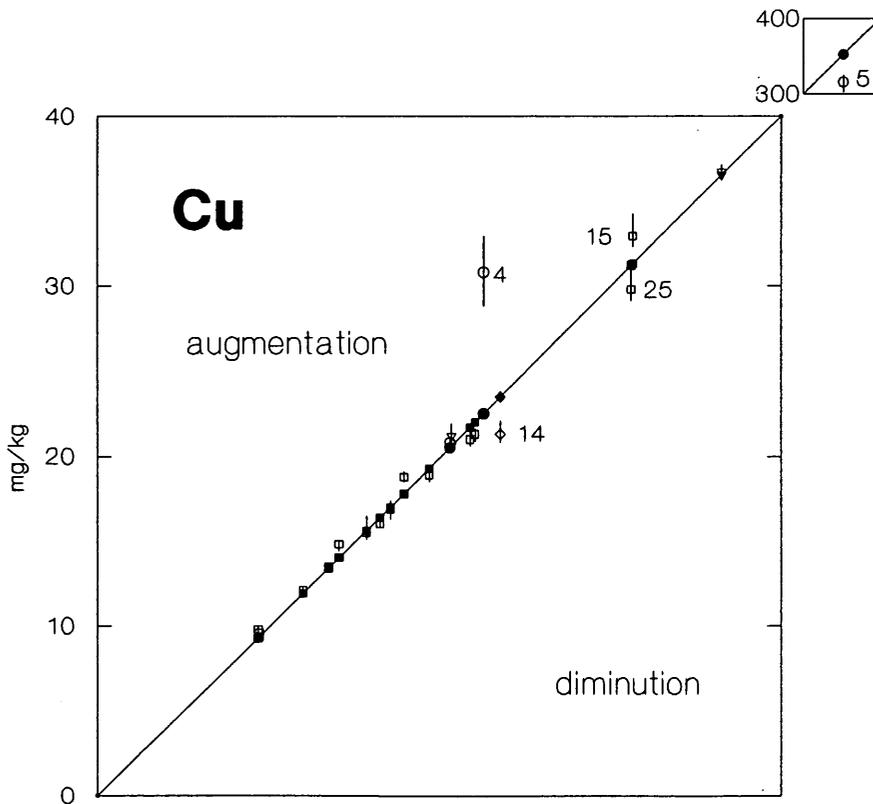
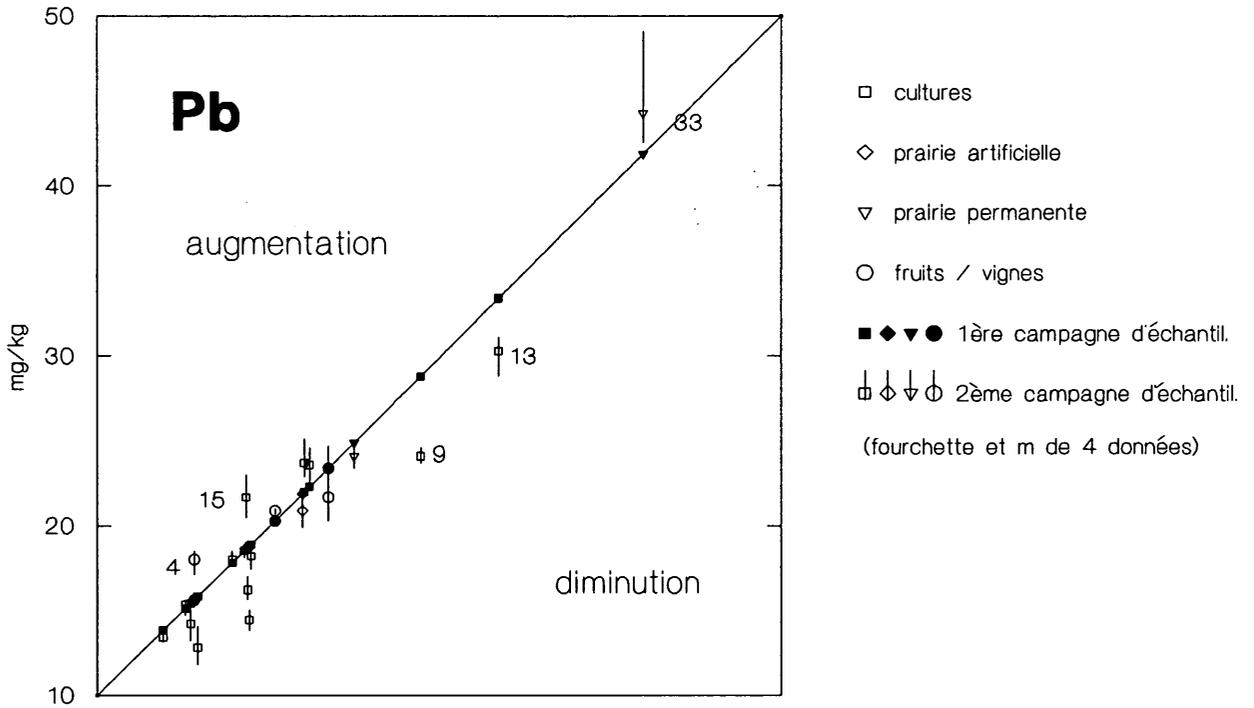
+ = augmentation d'1 fois CV, en gras = 2 fois CV  
 - = diminution d'1 fois CV, en gras = 2 fois CV  
 0 = modification inférieure au CV

Les variations analytiques exprimées par les coefficients de variation sont issues des analyses de répétabilité, chapitre 2.6.2. On constate que les résultats varient relativement peu. Les tendances à la baisse des teneurs en métaux lourds et à l'augmentation des teneurs en fluor ne doivent pas être considérées comme le résultat d'une altération. Il convient également de préciser que les conditions de répétabilité analytique n'ont pas été satisfaites (chap. 2.6.2).

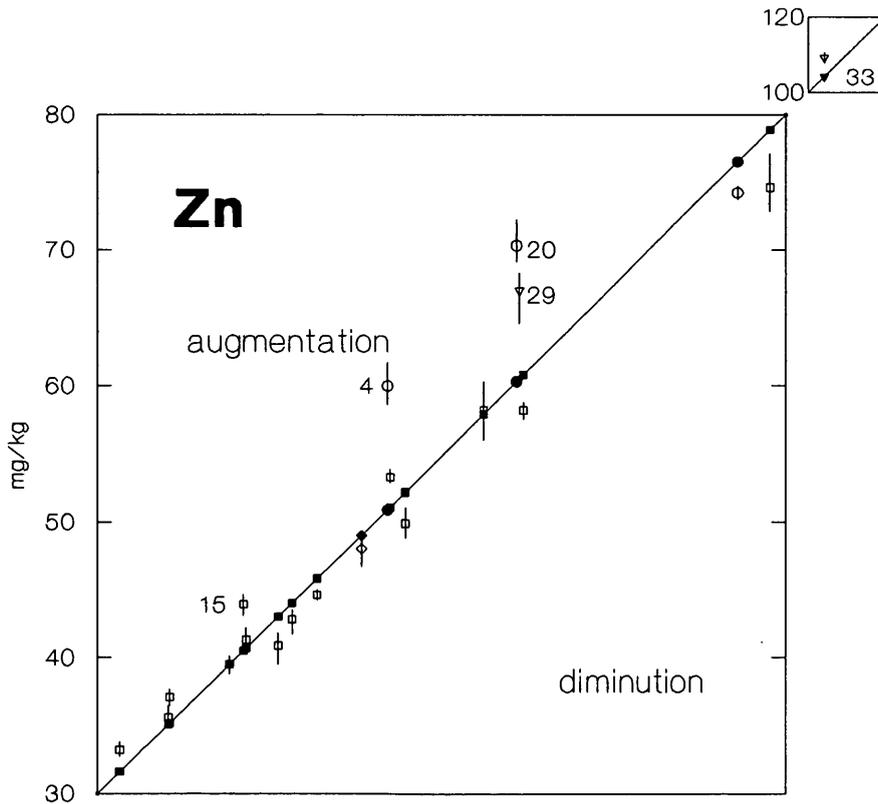
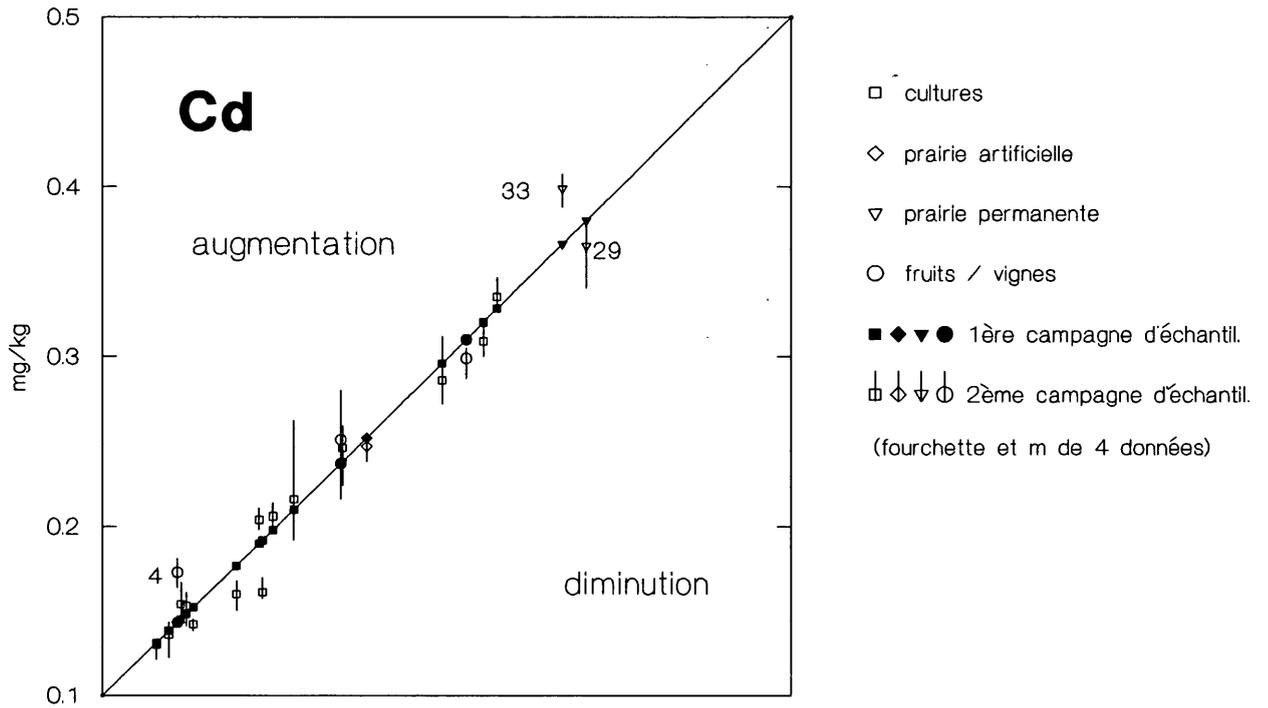
La figure 7.3-1 illustre les modifications des teneurs enregistrées sur 20 sites en milieu ouvert, après une période de 5 ans. Les résultats de la première campagne d'échantillonnage sont représentés sur une diagonale et ceux de la seconde campagne sont reproduits verticalement au-dessus (augmentation) ou au-dessous (diminution). Le premier prélèvement comprend un seul échantillon mixte prélevé à 0-20 cm; le second se compose de quatre échantillons mixtes (chap. 2.4). Leur analyse nous informe sur la répétabilité relative aux surfaces d'échantillonnage de 100 m<sup>2</sup>. Les résultats complets sont consignés en annexe E/5. Il ressort de la figure 7.3-1 que les teneurs relevées sur l'ensemble des sites ont tendance aussi bien à augmenter qu'à diminuer. Les polluants présentent parfois des modifications très nettes au cours des 5 années d'observation. Les augmentations et diminutions maximales s'élevaient respectivement à 37 % et 23 %. En raison du peu de données disponibles, on peut difficilement dire si ces fluctuations dépendent des concentrations ou de l'occupation des sols. Les augmentations peuvent s'expliquer par les apports de polluants d'origine atmosphérique, par l'exploitation agricole ou par des accumulations résiduelles. La baisse des teneurs en polluants peut provenir des phénomènes de dilution résultant de mélanges de terre. Ces brassages sont issus en premier lieu des labours et des activités des lombrics; ils peuvent être également la conséquence du passage d'animaux ou de véhicules (chap. 3). D'autres processus de mélange, tels que l'érosion et les transferts de substances en profondeur ne peuvent avoir, dans un intervalle de 5 ans, qu'une influence secondaire.

Le tableau 7.3-2 contient les résultats de l'ensemble des 20 sites en milieu ouvert ainsi que les niveaux de signification des variations. On relève de nettes modifications sur tous les sites (4 échantillons sur 4). Les sites d'arboriculture fruitière 4 et 20 et le site de cultures 15 illustrent le mieux les phénomènes d'augmentation. L'augmentation du Cu et du Zn sur les sites d'arboriculture fruitière est essentiellement due à l'emploi de produits phytosanitaires (fig. 6.3-1). Les augmentations enregistrées sur le site 15 proviennent avant tout d'accumulations résiduelles issues de la minéralisation de sols organiques. Surprenante est la baisse générale des teneurs relevées sur le site viticole 5, notamment celle du cuivre. Cela s'explique par l'effet de dilution dû aux labours.

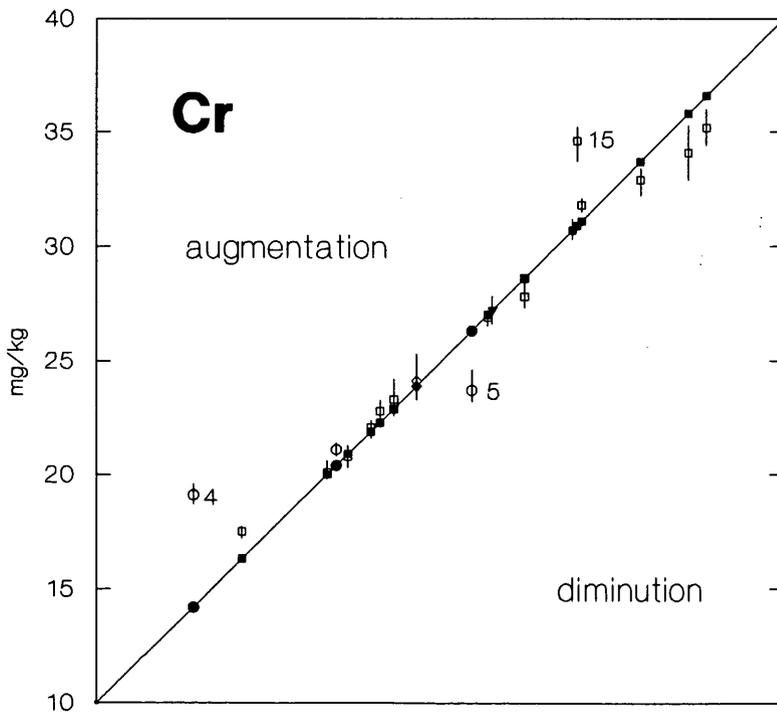
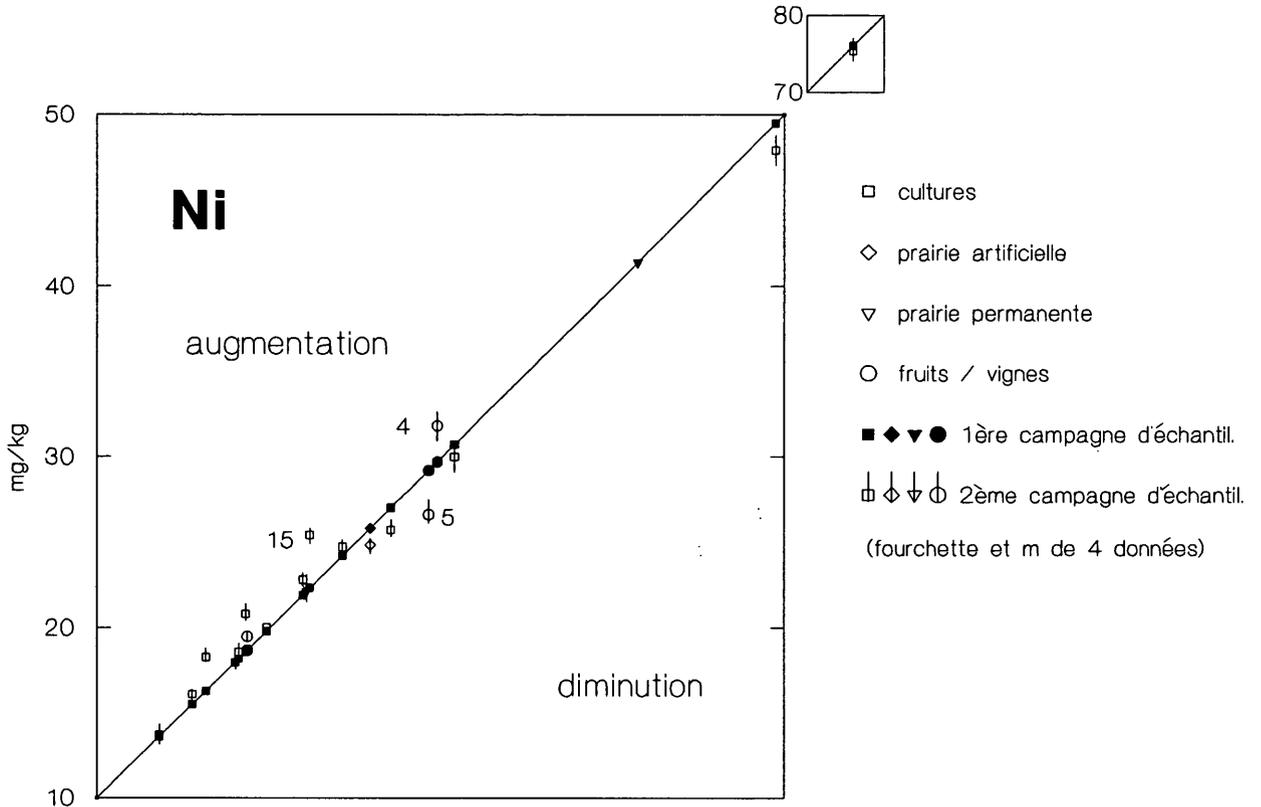
Fig. 7.3-1: Modification, 5 ans après, des teneurs en polluants enregistrées sur 20 sites



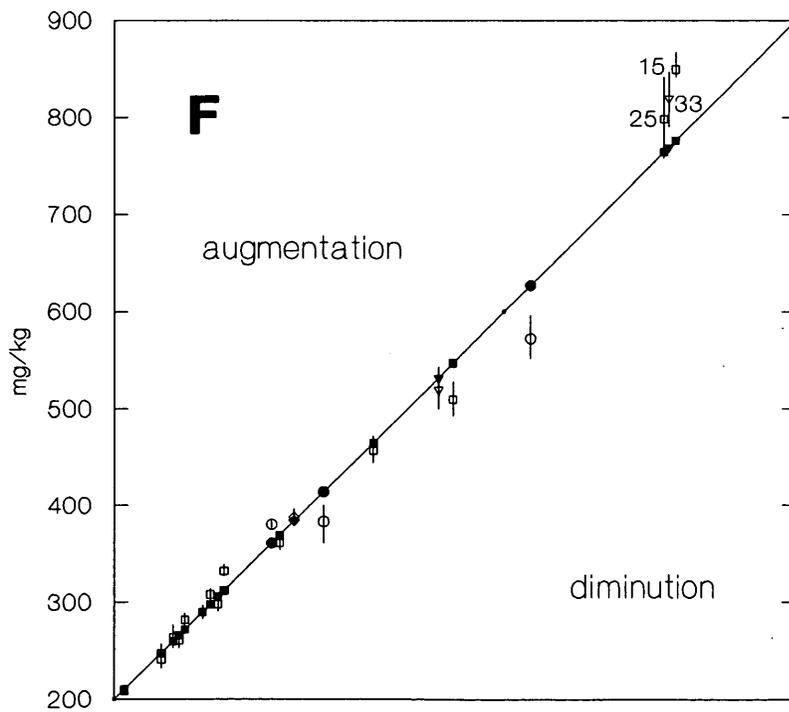
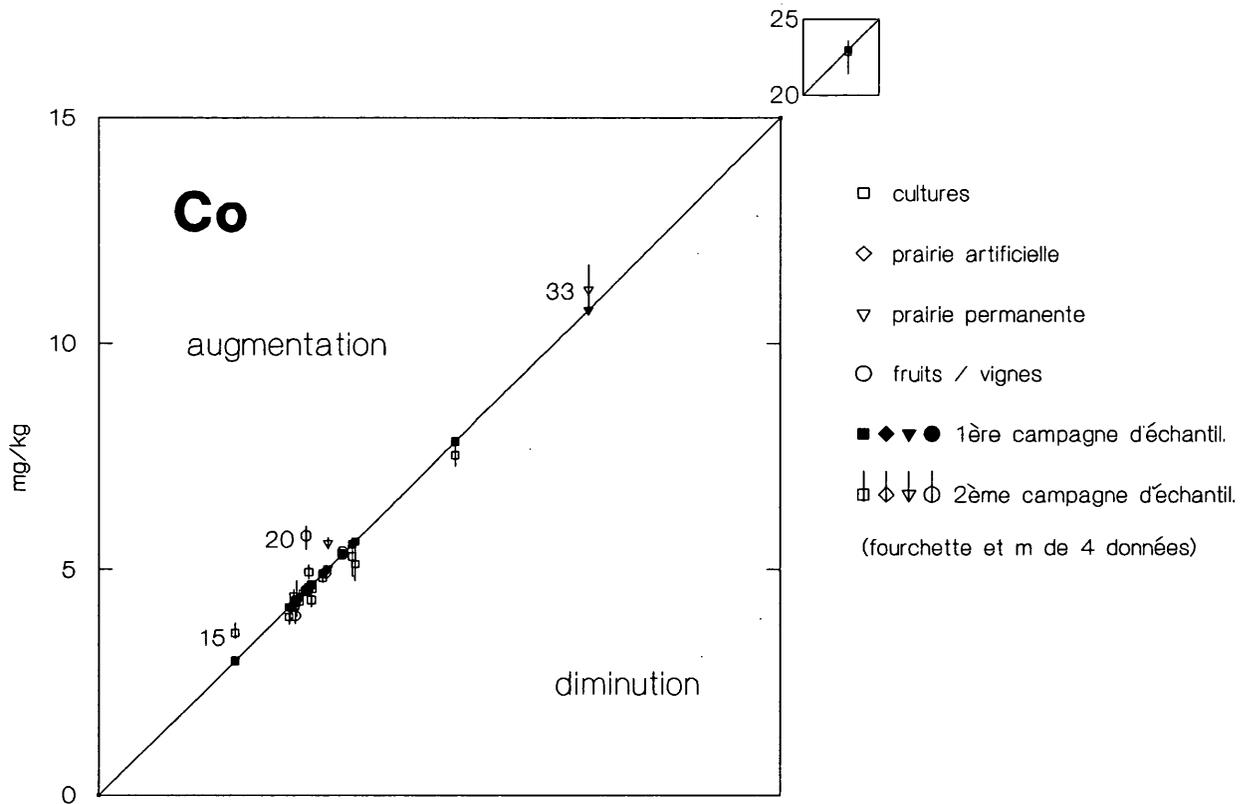
(Fig. 7.3-1: suite)



(Fig. 7.3-1: suite)



(Fig. 7.3-1: suite)



Tab. 7.3-2 : Augmentation ou diminution, après 5 ans, des teneurs en polluants enregistrées sur 20 sites du NABO

N° du site	Occu- pation	Pb	Cu	Cd	Zn	Ni	Cr	Co	F	Total: 8 éléments			
										+	-	+3	-3
3	AKO	-3	+3	-3	+1	-3	-2	-3	+3	3	5	2	4
4	IOI	+3	+3	+3	+3	+3	+3	+2	-3	7	1	6	1
5	IRE	-2	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	0	8	0	7
9	AKO	-3	-2	+3	-3	+3	0	+3	-1	3	4	3	2
11	AKO	0	-3	-2	-3	-3	-3	-3	-2	0	7	0	5
13	AKO	-3	-3	-3	+1	+2	+1	-3	-1	3	5	0	4
14	AKW	-2	-3	-2	-2	-3	0	-2	+1	1	6	0	2
15	AKO	+3	+3	+2	+3	+3	+3	+3	+3	8	0	7	0
17	AKO	-3	+2	-3	+3	+3	+2	-2	+2	5	3	2	2
20	IOI	+3	+3	+2	+3	+3	+3	+3	+3	8	0	7	0
21	AKO	-3	-1	-3	-3	+3	-3	-3	-2	1	7	1	5
23	AKO	+2	+3	+2	+1	+3	+2	-2	-3	6	2	2	1
25	AKO	+3	-3	-2	-3	-1	-3	+2	+2	3	5	1	3
26	AKO	+1	+2	+3	+3	+3	-1	-2	+3	6	2	4	0
28	AKO	-3	+3	+1	+3	+1	+3	+2	-2	6	2	3	1
29	DWI	-3	+3	-1	+3	+2	0	+3	-2	4	3	3	1
31	AKO	-2	+3	+3	+2	-3	-3	-2	-2	3	5	2	2
33	DWI	+3	+2	+3	+3	-1	+3	+2	+3	7	1	5	0
36	AKO	+3	-3	+2	-3	+2	0	-3	-3	3	4	1	4
38	AKO	-3	-3	+2	-3	0	+3	-3	+2	3	4	1	4
Total: 20 sites	+	8	11	11	12	12	9	8	9	80	74	50	48
	-	11	9	9	8	7	7	12	11				
	+3	6	8	5	8	8	6	4	5				
	-3	8	7	5	7	5	5	7	4				
AKO = cultures en milieu ouvert		+ = augmentation					1 = médiane						
AKW = prairie artificielle		- = diminution					2 = 3 échantillons sur 4						
IRE = viticulture		0 = pas de modification					3 = 4 échantillons sur 4						
IOI = arboriculture fruitière intensive													
DWI = prairie permanente													

L'explication selon laquelle les augmentations des teneurs proviendraient des apports totaux (fig. 6.3-1) est souvent réfutée par les processus de dilution, les accumulations de résidus dans le sol, mais également par la précision des mesures. Ainsi, une augmentation de seulement 1 mg/kg (ppm) dans une couche non pierreuse de 20 cm, avec une densité apparente de 1.2 kg/dm<sup>3</sup>, requiert un apport de 2.4 kg/ha. Malgré ces réserves et les calculs de modélisation réalisés à partir de charges totales estimatives, qui remettent en cause la fréquence d'échantillonnage réduite à 5 ans (chap. 7.2), on a relevé sur 16 des 20 sites observés de nettes augmentations des teneurs (4 échantillons sur 4) (tab. 7.3-2).

## 8 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Ce dernier chapitre se propose de répondre à la question suivante: comment satisfaire, et à l'avenir comment (encore) mieux satisfaire, aux deux objectifs du NABO (chap. 1.2), en l'occurrence:

- mesurer et évaluer la charge actuelle du sol en polluants et
- suivre l'évolution dans le temps de cette contamination.

### 8.1 Etat actuel de la charge en polluants

La connaissance, la comparaison et l'évaluation de la contamination des sols par les polluants sont fonction du nombre et du choix des sites, de l'échantillonnage, de la préparation des échantillons, de la qualité des analyses et des critères d'évaluation.

Pour l'heure, les 102 sites du NABO constituent l'armature soigneusement élaborée d'un réseau irrégulier. Dans la mesure où la variabilité spatiale des teneurs en substances et la largeur de mailles sont très importantes, il est impossible de porter un jugement global sur la contamination des sols par les polluants. En revanche, les teneurs peuvent être regroupées selon différents facteurs spécifiques aux sites, tels que la géologie, l'occupation des sols et la localisation par rapport aux sources d'émission afin d'établir un classement régional. Il est plus important de disposer de suffisamment d'informations sur les polluants observés sur les différents sites que de savoir si les sites ont été choisis au hasard ou dans un but précis. C'est sous le titre "Méthodes pour l'enregistrement et le suivi des contaminations des sols" (FAC 1990) qu'est née l'idée d'un programme national d'analyses afin d'étudier les facteurs susceptibles d'expliquer la présence de tel ou tel polluant sur les sites observés. D'autres projets, achevés ou en phase d'élaboration, portent sur la contamination par les métaux lourds provenant de la circulation (OFEFP 1992), sur l'exploitation agricole des sols et la régionalisation des teneurs en métaux lourds et en fluor d'origine géogène.

L'échantillonnage, la préparation et l'analyse des échantillons ont été uniformisés sur la base des connaissances de 1985 (OFEFP/FAC 1987) et garantissent ainsi la reproductibilité des données issues d'observations antérieures. Les résultats dont nous disposons à l'heure actuelle indiquent clairement qu'à l'avenir les analyses devront prendre en compte la densité apparente, la pierrosité et les réserves en eau relevées dans les échantillons pour que les teneurs soient comparables. Un programme interlaboratoire (FAC 1990) mené en collaboration avec l'International Soil-Analytical Exchange (ISE) Programm de l'université agricole de Wageningen aux Pays-Bas doit par ailleurs permettre de documenter et d'améliorer la qualité des analyses. A l'heure actuelle, la reproductibilité analytique des teneurs en Mo et Tl est totalement insuffisante.

Elle doit être également encore améliorée pour d'autres éléments. Seules les données obtenues par les cantons et autres institutions dans le respect des "Directives pour le prélèvement d'échantillons de sols et l'analyse de substances polluantes" (OFEFP/FAC 1987) peuvent être intégrées au NABO. Il suffit de quelques divergences, aussi infimes soient-elles, pour remettre en cause leur reproductibilité. Jusqu'ici aucune donnée externe n'a pu être introduite aux analyses du NABO.

Conformément à l'Osol (1986), la contamination des sols par les polluants doit être évaluée à partir de valeurs indicatives. Ces valeurs s'appliquent uniquement aux sols minéraux caractérisés par une teneur en humus allant jusqu'à 15 %. Ainsi, 7'000 ha de sols organiques affectés à l'agriculture intensive et environ 750'000 ha de sols organiques proches du milieu naturel et couches d'humus (marécages et forêts de conifères) sont exclus de toute possibilité d'évaluation directe à partir des valeurs indicatives. Les valeurs indicatives actuelles ne tiennent pas compte des teneurs d'origine naturelle caractéristiques de la composition de la roche-mère et d'une répartition spatiale différente. C'est la raison pour laquelle ces valeurs ne peuvent être considérées comme une référence absolue pour les teneurs en polluants dues aux activités humaines; en effet, des facteurs naturels peuvent entraîner leur dépassement, comme on l'a constaté pour le fluor, le chrome et le nickel. Il est néanmoins difficile de déterminer avec une certitude absolue les teneurs d'origine naturelle, d'où l'intérêt des valeurs indicatives pour une première approche.

Même s'il ne ressort de cette étude que très peu de dépassements des valeurs indicatives dus aux activités humaines, les bilans des profils de sols indiquent néanmoins que tous les sols sont plus ou moins contaminés, y compris les sols éloignés des processus de civilisation. Les plus fortes contaminations proviennent du plomb, du cuivre et du cadmium. Une large part de la contamination actuelle par les métaux lourds date de périodes antérieures, comme l'attestent les mesures d'émission effectuées de nos jours. Il existe néanmoins encore des sites qui emmagasinent, aujourd'hui, des charges de polluants atmosphériques et/ou agricoles qui, dans moins d'un siècle, se solderont par une augmentation de la contamination correspondant à une fois les teneurs stipulées par les valeurs indicatives. Il s'agit essentiellement d'apports d'origine atmosphérique de plomb et de cadmium, d'apports de cuivre par les produits phytosanitaires, de cuivre et de zinc provenant d'engrais de ferme, de cadmium et, dans une certaine mesure, de chrome provenant des engrais minéraux. Les données sur les apports de polluants d'origine atmosphérique ou agricole ainsi que sur les exportations de substances par les plantes et dans la nappe phréatique sont encore peu nombreuses et incomplètes. Le cadmium est le seul élément pour lequel on dispose de valeurs limites et indicatives complètes sur les apports et les exportations opérés dans le sol. L'absence de valeurs traduit le manque de données fiables. C'est la raison pour laquelle il est souvent pratiquement impossible d'identifier clairement les origines et les causes de certaines contaminations. C'est ce qui justifie entre autres le projet d'analyse des flux de substances polluantes sur des parcelles agricoles (FAC 1990).

## 8.2 Evolution temporelle

Les augmentations ou baisses significatives des teneurs en polluants relevées pendant la période d'observation de 5 ans sur les 20 sites de milieu ouvert justifient à elles seules la nécessité de proroger cette fréquence d'observation quinquennale. Par ailleurs, il convient d'effectuer plusieurs mesures sur une même période pour garantir statistiquement l'évolution temporelle de la contamination des sols.

On a parfois relevé des augmentations des teneurs alors que les charges en polluants telles qu'elles avaient été évaluées ne le laissaient pas présager. Cela signifie que les moyens disponibles actuellement ne permettent pas encore de déterminer avec suffisamment de précision les apports effectifs de polluants et/ou que l'on assiste à des phénomènes d'accumulations résiduelles dues, par exemple, à un appauvrissement de la couche d'humus.

Les diminutions des teneurs en polluants observées pendant l'intervalle de 5 ans sont plus souvent le résultat d'effets de dilution provenant de brassages de sol d'origine anthropique et naturelle que de transferts de polluants. Cette affirmation devrait être néanmoins étayée par des analyses plus approfondies. Dans la mesure où les polluants ne sont pas localisés par strates régulières, mais d'une manière plus ou moins diffuse, les sols ne peuvent être que le reflet incomplet de l'évolution des polluants d'origine anthropique.

Les fluctuations temporelles sont le résultat de processus très complexes. A l'avenir, l'observation permanente devra mettre l'accent sur le comportement des polluants dans le sol si l'on souhaite déceler suffisamment tôt les modifications des teneurs pour les interpréter avec une plus grande précision. A cet égard, les analyses des flux des polluants sont indispensables (FAC 1990). Les estimations actuelles des charges traduisent encore très mal les modifications observées au niveau des teneurs correspondantes. La comptabilisation des teneurs ne semble à l'heure actuelle pas être le meilleur instrument de dépistage précoce de l'évolution des polluants dans le sol.

### 8.3 Conclusion

Cette étude porte sur les analyses totales des polluants inorganiques relevées sur 102 sites rigoureusement sélectionnés. Il s'agit donc d'une première approche et interprétation des immissions destinée à déterminer les apports de polluants dans le sol. Les analyses des teneurs totales ne permettent pas d'évaluer l'absorption de polluants par les plantes, ni de définir des coefficients de transfert (OERTLI 1990). Pour cela, il convient de disposer des teneurs solubles et totales relevées dans les sols et dans les espèces végétales.

Nous tirerons des résultats obtenus les conclusions suivantes:

- 1) Dans les sols minéraux, les dépassements d'origine naturelle des valeurs indicatives fixées pour les teneurs totales sont fréquents pour le fluor. On relève souvent des dépassements des valeurs indicatives fixées pour le nickel et le chrome sur une roche-mère basique (roches vertes). Néanmoins, ces dépassements ne permettent pas toujours de déduire la présence de contaminations liées à des phénomènes anthropiques.
- 2) Ce sont les bilans des profils de sol qui offrent la plus grande précision dans la détermination des contaminations d'origine anthropique. Ces analyses montrent que la Suisse ne compte absolument plus aucun sol qui ne soit pas contaminé, y compris les sols éloignés des processus de civilisation.
- 3) C'est en dehors de sources d'immission spécifiques que l'étendue de la contamination anthropique des sols par les 9 polluants observés est la plus importante, notamment pour le plomb, le cuivre et le cadmium en ordre décroissant.
- 4) On relève déjà pendant la période d'observation de 5 ans des augmentations, mais également des diminutions significatives des teneurs en polluants. L'état actuel des connaissances ne permet pas de déterminer l'importance des facteurs liés aux processus de civilisation dans les augmentations relevées.
- 5) Les teneurs totales observées ne peuvent servir qu'à la détermination des apports de polluants. Elles ne conviennent pas à l'évaluation des effets écotoxiques des teneurs.
- 6) De nos jours, les apports de substances inorganiques ont tendance à diminuer. En revanche, les charges organiques semblent aller croissant.

L'observation de l'environnement ne doit pas se limiter à la mesure de paramètres chimiques, physiques et biologiques, elle doit tendre vers une approche et une évaluation rigoureuses des risques. Dans ce domaine, l'observation des sols n'en est qu'à ses débuts. Un projet d'évaluation des risques de contamination des sols (FAC 1990) a pour objectif d'élargir le corpus des connaissances à ce sujet.

Le réseau national d'observation de sols (NABO) tel qu'il existe actuellement est sectoriel dans la mesure où il se limite, dans un premier temps, à la conta-

---

mination engendrée par 9 éléments chimiques. Il ne porte sur aucun polluant organique et ne comprend aucune analyse physique ou biologique. De nouveaux projets réalisés sous l'égide de la FAC et devant intégrer des échantillons de sols provenant de sites du NABO traitent cependant des polluants organiques dans l'agriculture et de la définition de critères microbiologiques afin d'évaluer la fertilité des sols (FAC 1990). La révision en cours de la Loi sur la protection de l'environnement (LPE 1983) prévoit une extension de la protection des sols contre les contaminations d'ordre physique. Elle se propose de fixer des valeurs indicatives pour d'autres paramètres de contamination des sols. L'extension du NABO devrait également tirer profit des expériences réalisées à l'étranger et au sein des réseaux cantonaux d'observation des sols (KABO). Par ailleurs, le Département fédéral de l'intérieur (DFI) a chargé le groupe de travail "Observation de l'environnement CH-2000" de coordonner les réseaux de mesures déjà existants et de formuler des propositions d'avenir en vue d'une observation ou gestion intégrée de l'environnement en Suisse.



---

## ANNEXES

A	Explications et légendes des annexes B et C .....	4 - 11
B	Données relatives aux sites et données de laboratoire .....	14 - 115
C	Clé des sites .....	118 - 143
D	Coordination des sites .....	146 - 149
E	Compilation des données	
E/1	Données statistiques des échantillons prélevés en surface (0-20 cm) .....	152 - 153
E/2	Apports d'origine agricole .....	154 - 156
E/3	Apports d'origine atmosphérique .....	157 - 163
E/4	Apports totaux et origine .....	164 - 165
E/5	Résultats des analyses des échantillons de la première campagne de prélèvements 1985/86 et de la seconde campagne 1990/91 .....	166 - 169
E/6	Modification des teneurs en polluants sur 20 échantillons de sol à l'issue des 5 ans d'observation .....	170
F	Bibliographie .....	172 - 177