

Apport de la lysimétrie sans tension pour l'étude des transferts de Cu et Cd dans les sols forestiers faiblement pollués

C. KELLER (1)

J.-C. VEDY (1)

RÉSUMÉ

On étudie, au moyen de la lysimétrie sans tension, le cycle biogéochimique de deux métaux lourds (Cu et Cd) dans deux écosystèmes forestiers acidophiles de Suisse romande faiblement pollués.

La lysimétrie englobe un ensemble de techniques de prélèvement de la solution du sol in situ, dont le choix dépend des contraintes liées à l'objectif de l'étude et aux conditions de l'expérimentation. Ces contraintes sont d'ordres multiples : limitation des contaminations, prise en compte de tous les constituants du sol, maintien des caractéristiques analytiques de la solution du sol, définition du volume drainé et de la nature de l'eau prélevée, facilité d'utilisation, fiabilité et représentativité des résultats.

Un lysimètre ouvert sans tension et de petite taille, constitué de matériaux inertes du point de vue physico-chimique, a été choisi après l'étude critique de ces différentes contraintes.

Les résultats obtenus pour Cu et Cd dans un alocrisol (RPF) et un podzol soulignent les limites et l'intérêt de cette technique. Malgré une approche seulement partielle des bilans, il est possible d'énoncer quelques points significatifs.

– Les apports et les transferts de Cu et Cd sous forme liquide restent très faibles en regard des stocks totaux de ces métaux dans l'ensemble des deux profils. Par contre, si l'on considère seulement la couche humifère, les apports atteignent respectivement 6,6% et 0,7% des stocks de Cd et Cu à Saint-Cierges, et 1% pour Cd et moins de 0,1% pour Cu grâce à l'épaisseur plus importante des horizons OL-OM/A à Champex.

– On note également la similitude de comportement de CU et Cd avec les éléments majeurs, malgré des gammes de concentrations différentes : dans l'alocrisol, le cuivre semble s'immobiliser dans le mull (OL-OF/OH et A) ; dans le podzol, on observe une immobilisation de Cu et Cd dans l'horizon holorganique et dans le BPs. Par contre, dans les deux sols, les variations temporelles de ces deux éléments sont soit liées à des "flux polluants" fonction des conditions météorologiques (cas du cadmium), soit liées aux cycles saisonniers propres aux écosystèmes (cas du cuivre). Pour le cadmium dans le podzol, il est possible de suivre le transfert de l'élément le long du profil au cours des épisodes pluvieux successifs.

MOTS-CLÉS : cuivre - cadmium - sols forestiers - lysimétrie sans tension.

TENSION-FREE LYSIMETERS AND HEAVY METALS TRANSFER IN FORESTED ECOSYSTEMS SUBMITTED TO A LOW POLLUTION INPUT

A tension-free lysimeter is described and its potential for the study of the biogeochemical cycle of two heavy metals (Cu and Cd) is shown.

Two acidophilic forested ecosystems located in Switzerland (a spruce stand and a mixed coniferous stand lying on an "alocrisol" (dystric cambisol, FAO) and a podzol (orthic podzol, FAO respectively) and submitted to a low pollution input, are compared.

(1) E.P.F.L., IATE-Pédologie, Ecublens, CH-1015 Lausanne (Suisse).

A large variety of techniques is available for lysimetric studies. The final choice depends on the purpose of the study and the experimental conditions. The limiting factors are in our case : low contamination risks ; no physico-chemical change in soil solution composition ; possible determination of the drained soil volume ; possible determination of water origin ; easy use ; representativity and reliability of the results.

The results obtained by tension-free lysimeters, for Cu and Cd in both soils, highlight the potential and the limitations of this technique. But despite a partial approach of the fluxes, we can draw some conclusions :

– the input to the soil and the fluxes are low compared to the stocks measured in the whole profiles, but if they are compared to the humic layer they represent 6,6% (Cd) and 0.7% (Cu) of the total stocks of Cd and Cu of the alocrisol, and 1% (Cd) and less than 0.1% (Cu) of the stocks of the podzol because of the thickness of the OL-OM/A horizon ;

– the general vertical behaviours of Cu and Cd are quite similar to those of the major elements despite a different concentration range, and it is mostly a function of the type of soil ;

– but the temporal variations in Cu and Cd concentrations are mostly due to successive polluted inputs (cadmium) or to the seasonal cycles of the ecosystems (copper). In the podzol, the Cd pollution front can be followed throughout the profile, along with the successive rainy events.

KEY-WORDS : *copper - cadmium - forest soils - tension-free lysimeter.*

I. INTRODUCTION

L'analyse des concentrations d'un élément dans les fractions les plus mobiles de la solution du sol permet de déterminer si cet élément est : (1) retenu par les constituants matriciels ; (2) immobilisé par voie biologique, ou, au contraire, (3) mobilisé par altération des constituants minéraux et/ou (4) par biodégradation des matières organiques. Si les quantités augmentent entre deux horizons superposés, les processus 3 et 4 prédominent ; dans le cas contraire, ce sont les processus 1 et 2 qui l'emportent. Par simplification terminologique, on appellera "immobilisation" l'ensemble des processus 1 et 2, "mobilisation" l'ensemble des processus 3 et 4. La mesure des flux permet donc d'appréhender quantitativement le fonctionnement actuel des écosystèmes sol-végétation.

La détermination des flux nécessite la prise en compte des concentrations ainsi que des volumes d'eau percolés, du volume de sol drainé et des stocks. Les mesures doivent être menées en continu. Cette approche semi-quantitative permet d'appréhender le cycle biogéochimique des éléments minéraux.

Si les cycles biogéochimiques des éléments majeurs dans les écosystèmes forestiers ont été bien étudiés (VEDY, 1973 ; ELLENBERG *et al.*, 1987 ; NYS, 1987 ; MATZNER, 1988), on possède moins d'information sur ceux des métaux lourds en milieu faiblement pollué (SCHULTZ, 1987) : les très faibles concentrations mises en jeu (parfois moins de 1 ppb) rendent l'analyse complexe et posent constamment le problème des risques de contamination.

Moyennant certaines précautions d'analyse et d'interprétation, il est cependant possible d'aborder le cycle biogéochimique des métaux lourds par des mesures de terrain impliquant des systèmes de récolte des retombées atmosphériques et des dispositifs lysimétriques de prélèvement de la solution du sol limitant les contaminations.

Dans cet article, nous essayons de quantifier, à l'aide de systèmes lysimétriques sans tension adaptés à la mesure de métaux lourds (JUCHLER, 1988), la dynamique du cadmium et du cuivre dans deux écosystèmes forestiers acidophiles de Suisse romande.

II. PRÉSENTATION DES STATIONS

Deux stations forestières sont étudiées ; – la station de Saint-Cierges (canton de Vaud), pessière (*Picea abies*) à alocrisol (sol brun acide, CPCS (1967) ; dystric cambisol, FAO (1982)) ; – la station de Champex (canton du Valais), forêt résineuse mélangée (*Picea abies*, *Larix decidua*, *Pinus cembra* et *Abies alba*) à podzol meuble (podzol, CPCS (1967) ; orthic podzol, FAO (1982)).

La station "alocrisol" (alt. 840 m) présente une pente faible (7%) orientée SW ; le sol est formé à partir d'un mélange de matériaux molassiques et morainiques de texture sablo-limoneuse (Plateau vaudois) ; la pluviométrie moyenne annuelle sur le Plateau est de l'ordre de 1100 mm/an.

La station "podzol" (alt. 1650 m) présente, à l'inverse de la précédente, une pente forte (68%) orientée NW ; le sol s'est développé à partir d'éboulis de nature granitique (bordure orientale du Massif du Mont-Blanc) ; la texture de la terre fine est sableuse, mais on note un pourcentage supérieur à 40% de blocs et cailloux ; la pluviométrie moyenne annuelle est de l'ordre de 950 mm/an.

Les caractéristiques de ces deux sols sont présentées dans le tableau I.

III. DISPOSITIFS ET PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX

A) ANALYSE DES CONTRAINTES

Le sol contient différents types d'eaux plus ou moins fortement retenues par la matrice (eaux gravitaires à écoulement rapide et lent, eau capillaire et eau de constitution) ; seules les eaux à un potentiel capillaire inférieur à 1 bar peuvent être prélevées sur le terrain par lysimétrie (REEVE et DOERING, 1965). La solution du sol, au sens lysimétrique du terme, représente donc la partie la plus mobile de l'eau du sol.

Les contraintes générales à l'étude des transferts et redistributions d'éléments minéraux dans des écosystèmes sol-végétation forestière sont les suivantes :

1. La nécessité de prendre en compte tous les constituants du sol, les racines des végétaux et le sol rhizosphérique qui leur est associé, sans modifier le sol en place. De telles contraintes, ajoutées aux inconvénients inhérents à ce type de technique (KOHNKE et DREIBELBIS, 1940) excluent l'usage de lysimètres fermés, les formes "macro" sortant du domaine de faisabilité technique et économique, les formes "micro" excluant les racines de la strate arborescente. Les lysimètres ouverts apparaissent donc comme les mieux adaptés.

2. L'obligation de ne pas modifier les caractéristiques analytiques de la solution du sol. Les dispositifs sous tension qui impliquent l'utilisation de céramiques ou matériaux apparentés présentent toujours une porosité plus ou moins fine et sélective (exclusion de fractions particulières, colloïdales, et même de la matière organique (RASMUSSEN *et al.*, 1986) pouvant induire des colmatages (ZIMMERMANN *et al.*, 1978 ; TALSMA *et al.*, 1979) et une certaine capacité d'échange (WAGNER, 1962 ; WOLFF, 1967 ; GROVER et LAMBORN, 1970 ; HANSEN et HARRIS, 1975 ;

Tableau I a) et b) : Caractéristiques générales des sols étudiés
General characteristics of the soils studied

a) **Alocrisol de Saint-Cierges**

Horizon	Prof. en cm	pH		C %	N %	C/N	Granulométrie %***		
		eau	KCl				S	L	A
OL-OF	2 - 0	4,1	3,4	45	1,64	27	–	–	–
OH	0 - 1	3,7	2,9	17	0,51	33	56	29	15
A	1 - 20	4,1	3,5	2,1	0,15	14	58	28	15
Sal	20 - 60	4,5	3,8	0,4	0,05	8	57	28	15
SalM	60 - 90	5,0	3,7	0,2	0,04	5	60	24	16
M-g	90 - 120	5,2	3,7	0,1	0,03	3	67	21	13

Complexe adsorbant au pH du sol en meq/100 g								
Horizon	Na	K	Ca	Mg	S*	Al	T**	100 S/T
OL-OF	0,44	1,52	20,56	2,52	28,7	–	33,3	86
OH	0,12	0,19	2,58	0,57	3,6	–	10,9	32
A	0,12	0,03	0,50	0,14	0,8	3,1	6,9	11
Sal	0,12	0,05	0,57	0,14	0,9	2,2	5,3	16
SalM	0,11	0,07	2,72	0,90	3,8	2,9	7,1	54
M-g	0,10	0,07	3,23	1,09	4,5	–	6,8	67

b) **Podzol de Champex**

Horizon	Prof. en cm	pH		C %	N %	C/N	Granulométrie %***			
		eau	KCl				terre fine %	S	L	A
OL-OM	20 - 0	3,8	2,7	42,3	1,42	30	–	–	–	–
A	0 - 1	3,6	2,6	25,5	1,38	18	–	22	62	15
E	1 - 35	3,9	3,0	0,5	0,04	–	90	70	26	4
BPh	35 - 40	4,6	3,9	2,6	0,19	14	82	85	12	4
BPs	40 - 65	5,1	4,5	0,6	0,04	–	66	76	20	3
C	65 - 90	5,1	4,6	0,4	0,03	–	63	80	18	2

Complexe adsorbant au pH du sol en meq/100 g								
Horizon	Na	K	Ca	Mg	S*	Al	T**	100 S/T
OL-OM	1,02	1,63	19,76	2,39	24,8	5,6	30,4	81
A	1,05	0,63	2,08	0,81	4,6	16,6	21,1	22
E	0,22	0,03	0,25	0,07	0,6	4,1	4,7	12
BPh	0,19	0,04	0,68	0,14	1,1	6,2	7,2	15
BPs	0,26	0,04	0,28	0,06	0,6	0,9	1,5	43
C	0,25	0,02	0,29	0,07	0,6	0,5	1,1	58

*S = somme des cations basiques – **T = capacité d'échange cationique

***granulométrie : S = sables (50-2000µm) ; L = limons (2-50µm) ; A = argiles (< 2 µm).

*S = sum of basic cations – **T = cationic exchange capacity

***granulometry : S = sand (50-2000µm) ; L = silt (2-50 µm) ; A = clay (< 2 µm).

HAINES *et al.*, 1982 ; RASMUSSEN *et al.*, 1986) qui modifient de façon notable la composition de la solution du sol. Les bougies poreuses en téflon présentent des contaminations (liées à leur manufacture) difficiles à éliminer à cause de leur caractère hydrophobe allié à des tailles de pores variables (CREASEY et DREISS, 1988). A ces problèmes de contamination s'ajoutent des ruptures fréquentes du lien capillaire en rapport avec la taille élevée (70 μm) des pores (RASMUSSEN *et al.*, 1986).

Les pollutions et/ou rétentions minérales et/ou organiques sont ainsi systématiques et variables dans le temps (DEBYLE *et al.*, 1988), ce qui représente un handicap insurmontable pour l'étude des traces (NEARY et TOMASSINI, 1984 ; CREASEY et DREISS, 1988). L'usage de lysimètres pouvant s'affranchir de tels matériaux représente donc la seule alternative.

3. L'utilité de connaître le volume de sol drainé pour pouvoir établir les bilans de matière. Les lysimètres fermés sont particulièrement bien adaptés à ce type d'approche, mais ont été écartés pour les raisons évoquées ci-dessus. Les lysimètres avec tension (bougies, plaques...) ne permettent pas de rapporter la quantité d'eau drainée à un volume de sol défini, car trop de paramètres liés au dispositif, à son mode d'utilisation et aux caractéristiques du sol interviennent (KLUTE *et al.*, 1964 ; VAN DER PLOEG et BEESE, 1977 ; WARRICK et AMOOZEGARFARD, 1977 ; STARR, 1985). Ils ne permettent pas non plus de rendre compte des mouvements d'eau, car l'échantillonnage se fait ponctuellement (BARBEE et BROWN, 1986). Les lysimètres ouverts sans tension permettent la collecte en continu des eaux gravitaires. Le volume drainé peut être approché si l'on considère le lysimètre sans tension comme un collecteur passif (JORDAN, 1966).

4. La nécessité de définir le "type d'eau" collecté. Les appareils avec tension permettent de prélever de la solution du sol à des potentiels de succion plus élevés que les lysimètres sans tension, mais leur interprétation reste aléatoire (SEVERSON et GRIGAL, 1976 ; DAVID et GERTNER, 1986). Les lysimètres sans tension ne récoltent qu'une partie des eaux percolant au travers du profil. RADULOVICH et SOLLINS (1987) ont ainsi obtenu, avec des lysimètres sans tension, des "rendements de prélèvement" (*collection efficiency*) de 17% (voire < 10% pour RUSSEL et EWEL, 1985). (Remarque : le "rendement de prélèvement" est calculé à partir du volume récolté divisé par le volume percolant, lui-même évalué par calcul du bilan hydrique.)

5. La possibilité d'accorder aux résultats ponctuellement acquis une certaine fiabilité spatiale. L'hétérogénéité de la composition de la solution de sol sous forêt est en effet telle (RADULOVICH et SOLLINS, 1987) qu'il convient, sur une même station, d'au moins tripler, pour une profondeur donnée, les dispositifs de prélèvement. Cette multiplication des dispositifs de prélèvement implique qu'ils soient légers, faciles à mettre en place, peu perturbateurs de l'environnement et simples d'utilisation. Un dispositif lourd (lysimètre fermé) ne permettrait pas la multiplication des répétitions.

Les contraintes particulières à l'étude des transferts et redistributions de métaux traces dans les écosystèmes "alocrisol" et "podzol" choisis s'ajoutent aux conditions générales précédemment évoquées :

1. Les matériaux constitutifs des lysimètres et de leurs accessoires doivent être exempts de métaux lourds. Aucun effet de surface (adsorption) n'est admissible, les concentrations attendues devant se situer au niveau du ppb. Leur durée de vie doit être suffisante puisque l'expérience doit se poursuivre durant plusieurs années.

2. La station "podzol" présente des contraintes majeures : la forte pente rend probable l'existence de migrations latérales ; l'abondance de blocs et de cailloux entraîne, outre un accroissement des difficultés techniques lors de la phase de mise en place des lysimètres, une accentuation de la disparité spatiale de la morphologie et notamment de l'épaisseur des horizons ; enfin, une couverture neigeuse persistant pendant au moins cinq mois de l'année limite les interventions sur le terrain et la régularité de fonctionnement des dispositifs lysimétriques. Les dispositifs devant être identiques dans les deux stations, c'est donc la station la plus "complexe" qui devient déterminante dans le choix.

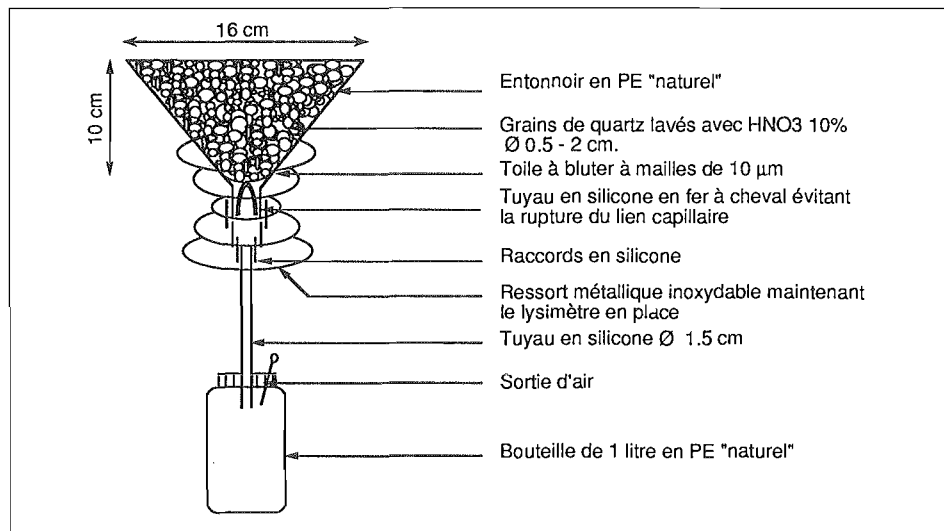
Toutes ces contraintes générales et particulières conditionnent le choix des caractéristiques de base du lysimètre : lysimètre sans tension, ouvert, de petite taille, inerte du point de vue physico-chimique, exploitable dans des sols très caillouteux et demandant peu de maintenance.

B) DESCRIPTION DES DISPOSITIFS DE PRÉLÈVEMENT DES EAUX GRAVITAIRES (figure 1)

Cette étude de la solution du sol s'inscrit dans le cadre d'un programme plus vaste axé sur les flux de métaux lourds dans deux écosystèmes sol-végétation de Suisse romande. Différents dispositifs permettent notamment de mesurer les dépositions sèches et humides arrivant au sol en faisant la part des apports par la pluie, les écoulements le long des troncs, les pluviollessivages des strates arborescente, arbustive, herbacée, et les retombées de litière. Nous ne présentons ici que la partie "lysométrique".

Figure 1 : Schéma du système lysimétrique sans tension utilisé pour le prélèvement de la solution du sol.

Diagram of the tension-free lysimeter used as soil solution sampler.



Le lysimètre est constitué d'un entonnoir en polyéthylène (PE) "naturel" (= sans additif susceptible d'induire des contaminations) rempli de cailloux de quartz de taille comprise entre 0,5 et 2 cm de diamètre. La figure 1 décrit en détail le dispositif lysimétrique. Tous les matériaux constitutifs sont nettoyés à l'acide nitrique 10% et rincés à l'eau distillée. Les parties hors de terre (tuyaux et bouteilles) sont protégées de la lumière par du papier d'aluminium.

C) PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL ET MÉTHODES ANALYTIQUES

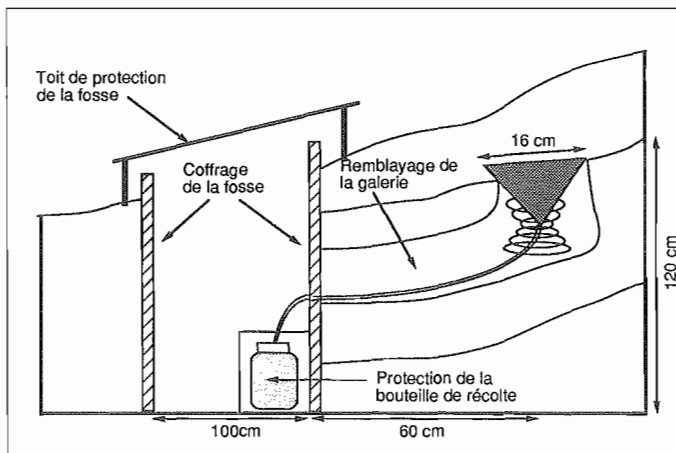
1. Plan d'installation et technique de mise en place (figure 2)

Les lysimètres sont placés sous et dans les horizons OL-OF/OH, A, Sal, SalM et M-g de l'alocrisol ainsi que sous et dans les horizons OL-OM-A, E, BPh/BPs, BPs et C du podzol.

Ils sont positionnés sur des plans verticaux différents afin d'éviter les interceptions réciproques. On effectue quatre répétitions par horizon pour l'alocrisol et deux pour le podzol (ceci à cause de la topographie du site, des difficultés de mise en place des lysimètres et des dimensions excessives de la fosse).

La mise en place se fait dans des galeries latérales creusées à partir d'une fosse perpendiculaire à la pente. Le lysimètre est positionné à 40-50 cm du front de taille. Afin d'améliorer le contact sol-quartz, les rebords du lysimètre sont légèrement enfoncés dans le plafond de la galerie (RADULOVICH et SOLLINS, 1987). Celui-ci est entaillé pour ouvrir les pores, fermés lors du creusement de la galerie (BARBEE et BROWN, 1986). La galerie est remblayée avec la terre d'origine, le front de taille consolidé par un étayage en bois et la fosse protégée par un toit en fibre de verre.

Figure 2 :
Dispositif de prélèvement de la solution du sol *in situ*.
In situ sampling device.



2. Suivi de l'expérimentation et méthodes analytiques

La période d'étude présentée ici s'étend de début juillet 1987 à octobre 1988, soit une période de 16 mois. Pour une meilleure compréhension, les bilans ne sont calculés que sur une période d'un an (du 29/9/87 au 5/10/88).

Tous les écoulements sont récoltés : l'espace entre deux récoltes est défini par l'importance des épisodes pluvieux précédant la collecte. Aucun conservateur n'est utilisé sur le terrain (directement dans les flacons) afin de limiter les risques de contamination par les produits usuels de conservation.

Les solutions sont récoltées quand l'écoulement gravitaire dans le sol est terminé. Les volumes sont mesurés, les solutions filtrées à 0,45 μm et acidifiées (HNO_3 0,1%). Les métaux lourds totaux (Cu et Cd) sont dosés par absorption atomique sans flamme (PERKIN ELMER, four à graphite HGA 600).

L'analyse des métaux totaux dans les sols a été effectuée selon la méthode à l'eau régale décrite par COTTENIE *et al.* (1982).

IV. RÉSULTATS

A) PROFILS VERTICAUX DE CONCENTRATION (tableau II et figure 3)

Les concentrations moyennes (29/9/87 - 5/10/88) annuelles de Cu et Cd ont été calculées pour les différents horizons des deux sols étudiés (tableau II). D'autre part, les profils verticaux de Cu et Cd ont été représentés pour quelques épisodes pluvieux (figure 3). Pour ces derniers, chaque point représente la moyenne de 1 à 4 échantillons selon l'horizon et l'événement considéré.

Les concentrations moyennes de Cu sont comprises entre 1,5 et 5 ppb dans les deux profils étudiés, tandis que les concentrations moyennes de Cd dépassent à peine 2 ppb (tableau II). Dans l'alocrisol, les concentrations en cuivre sont constantes ; dans le podzol, elles sont maximales sous l'horizon BPh et diminuent fortement sous l'horizon BPs. Le cadmium présente, dans le podzol, un comportement semblable au cuivre.

Tableau II : Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$) en métaux lourds dans les solutions de sol au cours de la période du 29/9/87 au 5/10/88.

Heavy metals mean concentrations in soil solutions, from 9/29/87 to 10/5/88.

a) Alocrisol	Nombre épisodes	Cuivre $\mu\text{g/l}$		Cadmium $\mu\text{g/l}$	
		moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
OL-OF/OH	21	3,9	1,1	0,8	0,4
A	7	3,5	2,6	1,2	0,9
Sal	2	3,9	–	1,1	–

b) Podzol	Nombre épisodes	Cuivre $\mu\text{g/l}$		Cadmium $\mu\text{g/l}$	
		moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
OL-OM/A	13	3,3	1,9	1,6	2,4
E	13	3,8	2,3	2,1	2,3
BPh	9	4,9	2,6	1,8	1,9
BPs	4	1,5	0,6	0,7	0,8

Note : Les concentrations moyennes sont pondérées par les volumes collectés.

Les profils verticaux (figure 3) font apparaître de grandes variations de concentrations et de comportement dans l'alocrisol (en ce qui concerne la variabilité autour de la moyenne de chaque point, se reporter au paragraphe B) : entre les horizons de litière et la base de l'horizon A, les concentrations en Cu fluctuent largement sur une fourchette de 10 ppb et le passage d'un horizon à l'autre exprime le plus couramment la prédomi-

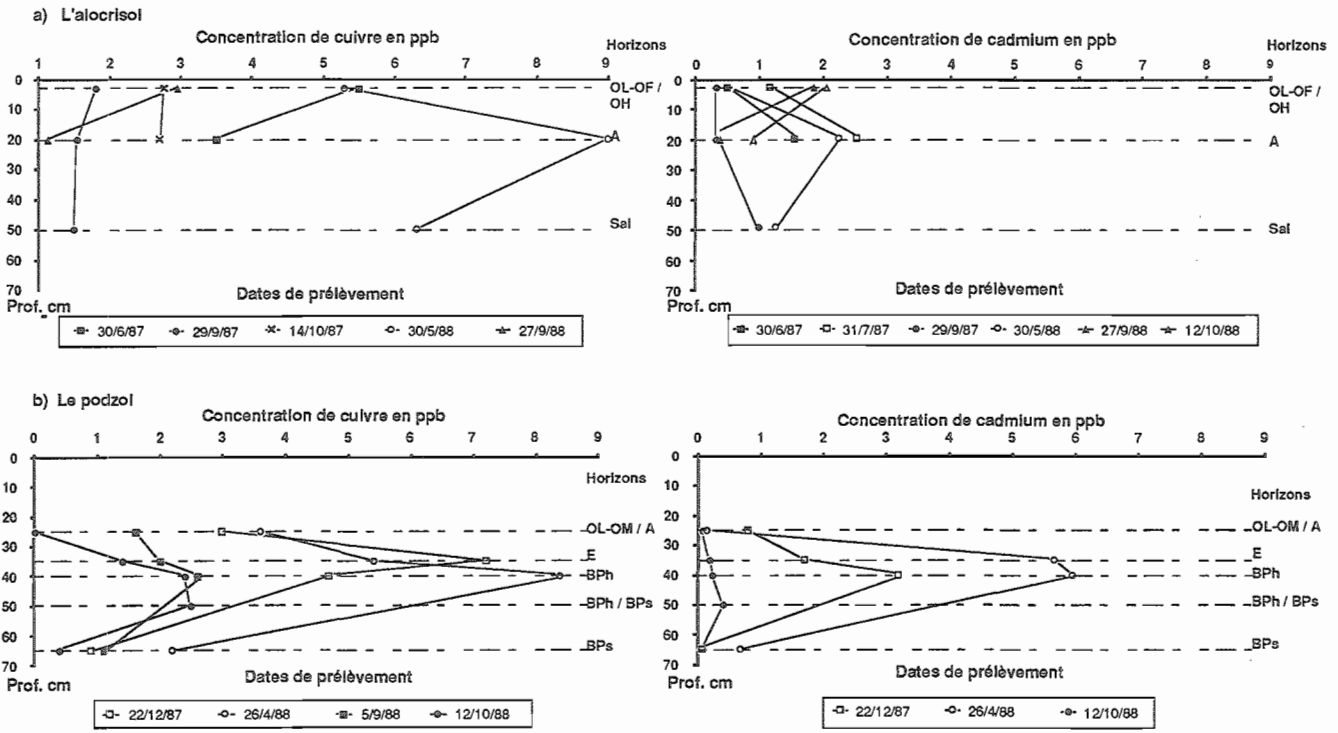
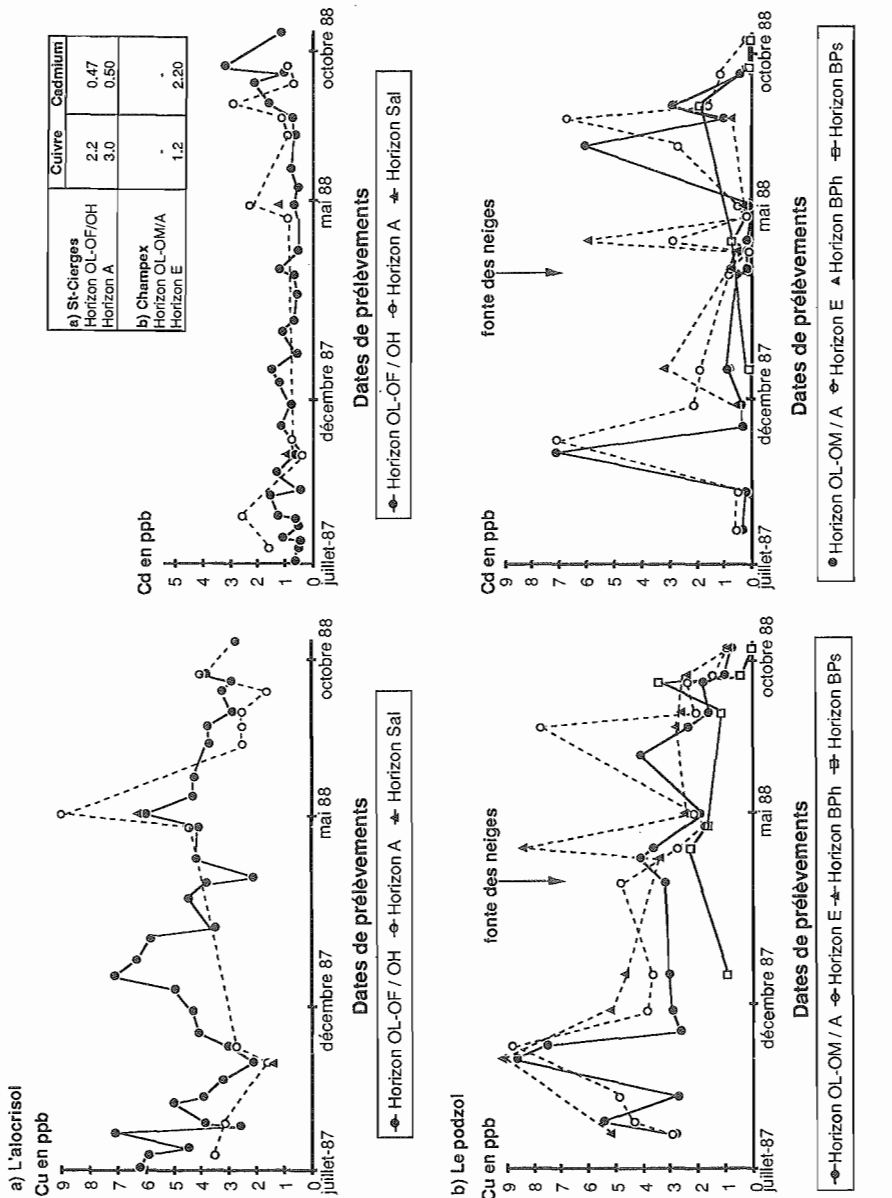


Figure 3 : Profils verticaux des concentrations de cuivre et de cadmium pour quelques événements pluvieux.
Vertical profiles of Cu and Cd concentrations in the soils studied for a few rainy events

Figure 4 : Evolution saisonnière des concentrations de cuivre et de cadmium (en ppb) dans les eaux gravitaires de l'alocrisol et du podzol.
 Encart : écart-type moyen (en ppb) pour chaque épisode pluvieux calculé à partir de la moyenne des variances individuelles.

Seasonal variations of Cu and Cd concentrations (ppb) in gravitational waters of the alocrisol and the podzol.

Mean standard deviation (in ppb) for each rainy event, calculated from the mean of the individual variances.



nance des processus d'immobilisation. Dans le podzol, par contre, bien que les concentrations en Cu et Cd fluctuent encore beaucoup, le schéma évolutif reste le même durant toute l'année, l'horizon spodique constituant une barrière plus active au transfert des micropolluants par la voie gravitaire que les horizons A et E. Il n'y a pas, sur la base des mesures effectuées, de véritable loi saisonnière de fonctionnement vertical similaire à celle existant pour les éléments majeurs (VEDY, 1973 ; BONNE, 1981), mais, d'après les mesures de concentration effectuées, les horizons immobilisant le cuivre et le cadmium sont les mêmes que ceux immobilisant les éléments majeurs (en particulier Fe et Al dans le podzol).

B) EVOLUTION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS DE CUIVRE ET DE CADMIUM (tableau III et figures 4 et 5)

L'évolution temporelle (figure 4) confirme qu'il n'y a pas, pour l'alocrisol, de dynamique saisonnière spécifique à l'écosystème. Les concentrations en cadmium sont, sous les horizons holorganiques, monotones et comprises, pour l'année étudiée, entre 0,5 et 3 ppb ; elles semblent correspondre à l'arrivée de flux polluants plus en rapport avec des critères météorologiques qu'avec des critères liés au cycle biogéochimique. En effet, les concentrations en cadmium des solutions de sol sont bien corrélées à celles des pluiolessivats (eux-mêmes corrélés aux apports par la pluie) (tableau III).

Tableau III : Corrélation entre les concentrations en Cu et Cd des eaux gravitaires récoltées sous les horizons OL-OF/OH de l'alocrisol et OF-OM/A du podzol, et les concentrations mesurées dans les pluiolessivats de la strate herbacée (apports au sol).

Correlation between Cu and Cd concentrations measured into the gravitational waters collected from the OL-OF/OH horizon of the alocrisol and the OL-OM/A horizon of the podzol, and the concentrations of throughfalls collected under the herbaceous layer.

	Cuivre		Cadmium	
	Coeff. r	signif.	coeff. r	signif.
Saint-Cierges / alocrisol	0,223	–	0,705	***
Champex / podzol	–0,240	–	0,920	***

Signification : *** : $2\alpha = 0,001$ – Ccoefficient significatif à 99,9%

En valeur absolue, les concentrations en cuivre sont plus fluctuantes. Elles sont comprises, sous les horizons holorganiques, entre 2 et 8 ppb. La réponse de l'horizon OL-OF/OH aux apports par les pluiolessivats est plus nuancée que pour le cadmium (il n'y a pas de corrélation significative avec les concentrations en cuivre des pluiolessivats) et semble être partiellement contrôlée par des facteurs biologiques puisque l'on observe avec ces concentrations une corrélation négative avec la température et le pH, facteurs susceptibles d'influencer l'activité biologique du sol et la mise en solution des métaux (KELLER, 1991).

Dans le podzol, les fluctuations saisonnières des concentrations en Cu et Cd sont plus importantes, mais peuvent être expliquées de la même manière que pour Saint-Cierges. Pour le cadmium, il est intéressant de noter que les signaux correspondant à des "flux" de pollution se transmettent intégralement de la base de l'horizon holorganique à celle de l'horizon E, puis diminuent sous les horizons spodiques (épisodes de septembre 1987

et de juillet 1988), dans un laps de temps de 3 à 4 mois.

Nota. – Pour plus de clarté, les écarts-types ont été calculés à partir de la moyenne des variances et sont présentés en encart sur la figure 4. Ils définissent la variabilité moyenne pour chaque point. Ils mettent en évidence, pour un même épisode pluvieux, une grande variabilité des concentrations autour de la moyenne quels que soient les métaux et les solutions considérés. Mais l'amplitude de ces variations est elle-même variable d'un épisode pluvieux à l'autre. A titre d'illustration, les variations saisonnières des concentrations moyennes en Cu et Cd et leur écart-type sont présentés sur les figures 5a et 5b pour les solutions récoltées sous l'horizon OL-OF/OH de l'alocrisol de Saint-Cierges.

Rappelons enfin que l'obtention d'eau gravitaire à la base des horizons profonds est exceptionnelle, en particulier dans l'alocrisol ; les épisodes pluvieux susceptibles d'être drainants à ces profondeurs sont pratiquement inexistantes.

C) LES BILANS DE MATIÈRE

1. Les volumes

La mesure des volumes récoltés est nécessaire au calcul des bilans. Cependant, quelques remarques s'imposent quant à la signification de ces valeurs, en particulier lorsque l'on effectue des moyennes.

En effet, tous les lysimètres ne permettent pas la récolte de solution : les quantités récoltées (0 ml à plus d'un litre) varient suivant la profondeur de l'horizon considéré, l'importance et la nature de l'épisode pluvieux, les caractéristiques du lysimètre lui-même et l'anisotropie du sol. Ainsi, le pourcentage de lysimètres ayant fonctionné au moins une fois s'élève à 56% à Saint-Cierges et 60% à Champex. Ce pourcentage est également fonction du niveau de prélèvement : il est de 100% pour les lysimètres positionnés sous les horizons OL-OF/OH et A de l'alocrisol.

Ces pourcentages globaux sont plus réduits (0 à 50%) si l'on considère les événements pluvieux individuels. Dans ce cas, l'importance (en quantité) de l'épisode pluvieux est primordiale.

Les raisons de ces différences de fonctionnement sont de plusieurs ordres et seront discutées plus loin.

2. Calcul des bilans (tableau IV)

Les bilans ont été calculés compte tenu de l'hypothèse suivante : sachant que l'on peut considérer un lysimètre sans tension comme un collecteur passif (JORDAN, 1966), le volume de sol drainé est égal à la surface du lysimètre multipliée par la hauteur de la colonne de sol située au-dessus de celui-ci. On effectue des bilans globaux en cumulant les quantités percolées par horizon, pour la période d'étude s'étendant du 29/9/87 au 5/10/88 (tableau IV).

Il est possible que ce type de calcul sous-estime les transferts d'éléments, étant donné le faible "rendement de capture" des lysimètres ouverts en général (RADULOVICH et SOLLINS, 1987). Une approche complémentaire des flux passerait par une estimation du bilan hydrique.

La comparaison des stocks et des flux permet de donner une idée de l'importance des apports en regard des quantités déjà présentes dans le sol. Les stocks de Cu et Cd diffè-

rent largement du podzol à l'alocrisol en quantités totales et en répartition verticale (tableau IV).

L'alocrisol est un système qui présente un stock en métaux lourds croissant avec la profondeur : l'horizon Mg (90 à 120 cm) contient plus de Cd et Cu que les horizons qui le surmontent.

Le podzol, à l'inverse, présente un stock maximal de Cu et Cd dans les horizons holorganiques et A ainsi que dans le BP. Quantitativement, les stocks sont moins importants que dans l'alocrisol.

Le calcul des flux annuels fait apparaître le rôle essentiel des horizons holorganiques et organo-minéraux de l'alocrisol dans l'immobilisation de Cd et Cu : les pertes par drainage profond sont minimales dès les premiers centimètres du profil.

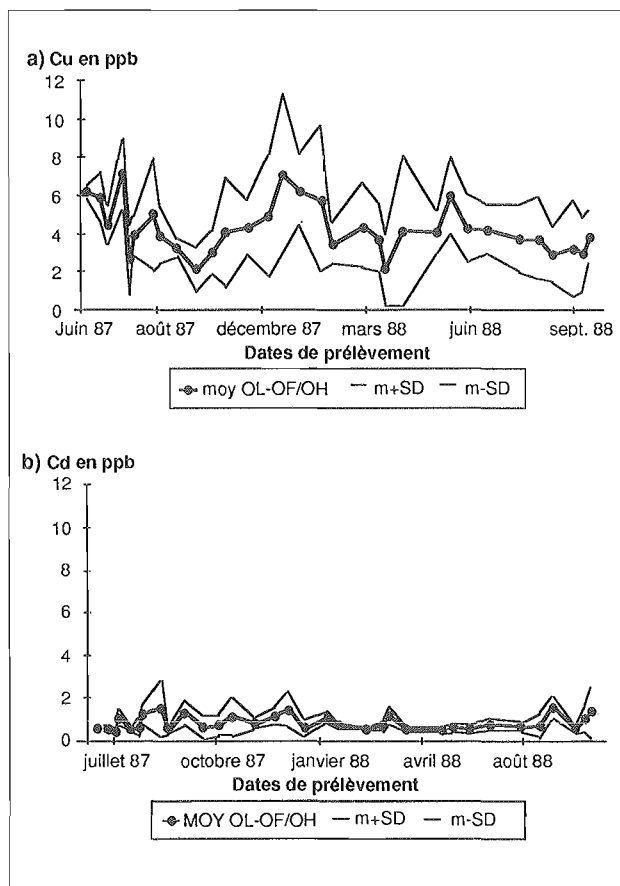
Dans le podzol, on observe une immobilisation partielle de Cd et Cu dans l'horizon holorganique. Il n'en est pas de même de l'horizon E qui, pour le Cd, se comporte de manière inerte alors qu'il joue un certain rôle de filtre pour Cu. L'horizon BPh présente un comportement plus spécifique : les processus de mobilisation y sont intenses et se traduisent par une augmentation des concentrations en Cd et Cu dans la solution du sol.

Malgré des apports annuels en Cd et Cu du même ordre de grandeur, les redistributions internes sont très différentes dans les deux écosystèmes et traduisent la spécificité

Figure 5 :

Evolution saisonnière moyenne (m) et écart-type (SD) des concentrations : a) de cuivre et b) de cadmium dans les eaux gravitaires récoltées sous l'horizon OL-OF/OH de l'alocrisol.

Mean seasonal variations (m) and standard deviation (SD) of : a) Cu et b) Cd concentrations in gravitational waters collected under the OL-OF/OH horizon of the alocrisol.



de fonctionnement du système pédologique. Les flux annuels ne représentent qu'une partie infime du stock de l'ensemble du profil : 1/375 (Cd) et 1/4500 (Cu) pour l'alocrisol, 1/220 (Cd) et 1/3000 (Cu) pour le podzol.

Tableau IV : Comparaison des stocks et des transferts de Cu et Cd dans l'alocrisol et le podzol au cours de la période du 29/9/87 au 5/10/88.

Comparison of Cu and Cd stocks and fluxes in the aloccrisol and the podzol from 10/1/87 to 10/5/88.

a) **Alocrisol**

Horizons	Cu		Cd	
	Stocks (mg)	Export. (µg)	Stocks (mg)	Export. (µg)
Apports au sol OL-OF/OH	245	1637	3,8	252
A	1430	541	16,9	139
Sal	2688	29	31,7	8
SalM	2988	30	42,2	19

b) **Podzol**

Horizons	Cu		Cd	
	Stocks (mg)	Export. (µg)	Stocks (mg)	Export. (µg)
Apports au sol OL-OM/A	1417	1150	26	283
E	154	309	2,8	144
BPh	123	152	2	119
BPs	1040	598	22,8	380
C	693	77	9,2	36

Note : Stocks calculés à partir des concentrations de la matrice rapportées à l'épaisseur de l'horizon et sa densité.

Les quantités calculées (stocks et exportations) sont rapportées à une surface de 1 m² de sol.

The stocks are computed by means of the soil total metal concentrations and each layer thickness and density. Stocks and exportations are computed for a surface of 1 m².

V. DISCUSSION ET CONCLUSION

L'utilisation de lysimètres ouverts et sans tension a permis de mettre en évidence l'intérêt et les limites de ce type de technique pour la mesure des transferts de métaux lourds en système forestier.

Malgré le regroupement sur une surface restreinte de tous les dispositifs lysimétriques (contrainte liée au creusement préalable d'une fosse), on observe, pour un épisode pluvieux donné, une variabilité des résultats au niveau des concentrations et des

volumes récoltés. Celle-ci peut s'interpréter comme la conséquence de l'hétérogénéité spatiale du sol ainsi que celle de l'hétérogénéité quantitative et qualitative des retombées arrivant au niveau du sol (pluivolessivats, écoulements le long des troncs, chute de litière).

On peut regretter ici de ne pas posséder plus de résultats sur les répétitions au niveau des horizons profonds, de l'alocrisol en particulier. Ce manque de données empêche d'appréhender correctement le transfert sol - roche-mère/aquifère. Ceci n'est cependant pas à attribuer à une déficience de fonctionnement des lysimètres puisque des arrosages contrôlés tensiométriquement ont montré que tous les lysimètres fonctionnaient dès que le potentiel de succion était en moyenne inférieur à 100 mbar. Il en résulte que les précipitations durant la période étudiée n'ont jamais été suffisantes pour permettre leur fonctionnement puisqu'une partie des lysimètres n'a jamais (lysimètres à 100 cm) ou très peu (lysimètres à 50 cm) permis la collecte de solution.

Notons que sur la période pour laquelle les bilans ont été calculés, la pluviométrie a été estimée à 1241 mm pour la station de Saint-Cierges (d'après la station météorologique officielle de Thierrens située à 1,5 km de Saint-Cierges). D'après nos calculs (effectués à partir des pluviomètres installés sous le couvert forestier), il est arrivé au sol 191 mm sur le site de Saint-Cierges. Si on prend ce chiffre comme valeur d'infiltration, des calculs par modélisation (modèle utilisé à l'Institut Fédéral de Recherches sur la Forêt, la Neige et le Paysage, Birmensdorf, Suisse) montrent que cette valeur ne permet qu'un drainage très faible, voire nul.

Des variations relatives au cours du temps des volumes collectés entre deux lysimètres sont également mises en évidence. Or, il a été démontré (ARANYOSSI, 1978) que le transfert de l'eau et de ses solutés était largement influencé par l'anisotropie du terrain. Le volume drainé peut ainsi être plus important ou au contraire plus restreint que le volume théorique. Il existe donc des *écoulements préférentiels* influençant à la fois les *quantités* et la *qualité* des solutions récoltées. Ces écoulements, changeant au cours du temps, peuvent expliquer l'arrêt du fonctionnement ou la mise en route soudaine d'un lysimètre ainsi que les variations relatives de volume. Ceci a des conséquences sur la validité des bilans calculés à partir d'une hypothèse d'homogénéité et d'écoulement régulier.

Les principaux inconvénients apparaissent donc liés aux difficultés de définition des volumes de sol drainés et des quantités récoltées. D'autre part, une augmentation du nombre des lysimètres faciliterait l'étude de la variabilité spatiale et améliorerait la représentativité des résultats. En effet, il apparaît que quatre répétitions, nombre supérieur à ce qui est préconisé (RADULOVICH et SOLLINS, 1987) est un nombre minimal. Or, les horizons profonds ne permettaient pas, la plupart du temps, la récolte de solution pour tous les lysimètres à la fois ; dans ce cas, les répétitions n'étaient plus assurées. D'autre part, l'étude de sols très caillouteux et très variables spatialement comme le podzol demanderait, pour atteindre le nombre de 4 (ou plus) répétitions, une installation irréalisable dans les conditions du milieu.

Finalement, les avantages majeurs que nous avons retirés de l'utilisation d'une telle technique sont : une limitation des contaminations, la facilité de mise en place et une maintenance réduite permettant néanmoins le suivi en continu de la composition de la solution du sol. Moyennant quelques hypothèses (écoulement régulier), il est possible de calculer des bilans. La multiplication des points de prélèvements, surtout sous l'horizon OL-OF/OH de l'alocrisol, permet d'évaluer ponctuellement la variabilité spatiale.

Telle qu'elle a été utilisée, cette technique permet ainsi une approche partielle du fonctionnement de deux écosystèmes forestiers faiblement pollués en métaux lourds.

L'étude en parallèle de deux stations à pédogenèse contrastée permet de noter plusieurs points significatifs.

– Les apports et les transferts de Cu et Cd sous forme liquide restent très faibles en regard des stocks totaux de ces métaux dans l'ensemble des deux profils.

Par contre, si l'on considère seulement la couche humifère, les apports ne sont plus négligeables et atteignent respectivement 6,6% et 0,7% des stocks de Cd et Cu à Saint-Cierges, tandis qu'à Champex ils tombent à 1% pour Cd et moins de 0,1% pour Cu grâce à l'épaisseur plus importante des horizons OL-OM/A. Cela donne pour Saint-Cierges des accumulations théoriques de respectivement 3 et 0,5% pour Cd et Cu. Il est également possible de mettre en évidence, dans l'horizon BPs du podzol, une accumulation annuelle de Cd correspondant à 1,5% du stock de cet horizon, soit plus que dans les horizons OL-OM et A (respectivement 0,5 et 0,06% pour Cd et Cu). Dans les deux stations, les accumulations (fixations) sont donc proportionnellement plus importantes pour le cadmium que pour le cuivre, étant donné les stocks plus faibles de Cd. Mais le pourcentage des sorties sous ces horizons par rapport aux apports sous forme liquide est d'environ 50% pour Cd contre 30% pour Cu. Notons ici que si l'on prend en compte les retombées sous forme de litière, les différences entre Cu et Cd sont encore plus accentuées (environ 30% pour Cd et 10% pour Cu). Le cuivre apparaît donc retenu de manière plus efficace dans le sol que le cadmium.

Les apports sont eux-mêmes relativement restreints comparés à ceux mesurés pour des écosystèmes semblables, en Allemagne par exemple (SCHULTZ, 1987), et les concentrations de nos sols en Cu et Cd sont inférieures ou égales aux concentrations moyennes mesurées dans des sols naturels (McLAREN et CRAWFORD, 1973 ; MILLER *et al.*, 1986 ; KABATA-PENDIAS et PENDIAS, 1984 ; SCHULTZ, 1987 ; SINGH *et al.*, 1988).

– Les flux de métaux lourds dans le podzol et dans l'alocrisol semblent dépendre à la fois de phénomènes saisonniers liés aux écosystèmes (surtout le cuivre) et à des apports "polluants" successifs en relation avec les conditions météorologiques (pour le cadmium). Dans le podzol et pour le cadmium, il est possible de donner un temps de transfert approché d'un flux polluant : 3 à 4 mois semblent nécessaires à l'immobilisation de Cd dans le BPs. Dans l'alocrisol, des remobilisations saisonnières de cuivre liées à la minéralisation de la litière semblent également intervenir, masquant partiellement les effets des apports atmosphériques. En effet, les fluctuations observées dans les concentrations du cuivre semblent être corrélées aux variations de température observées dans le même temps (KELLER, 1991).

Les caractéristiques fonctionnelles et génétiques des deux sols étudiés sont déterminantes dans le comportement de Cu et Cd. Malgré des concentrations très faibles, le cuivre et le cadmium ont globalement le même comportement que les éléments majeurs dont la dynamique a déjà bien été étudiée dans ces sols (DUCHAUFOR, 1983) : dans l'alocrisol, le cuivre semble s'immobiliser dans le mull (OL-OF/OH et A) ; en profondeur, les concentrations croissantes de cet élément dans la matrice tendent à masquer le phénomène. Dans le podzol, on observe une immobilisation de Cu et Cd dans l'horizon holorganique et dans le BPs, alors que la mobilisation semble reprendre dans le BPh,

tandis que l'horizon E a un rôle passif. Cependant, le fonctionnement du BPh apparaît plus complexe puisque des phases de mobilisation semblent alterner avec des phases d'immobilisation, en fonction des conditions climatiques et hydriques.

REMERCIEMENTS : Ce travail a été financé par le Fonds National Suisse de la Recherche Scientifique (projet n° 2000-5.231).

Reçu pour publication : Juin 1989

Accepté pour publication : Mars 1991

BIBLIOGRAPHIE

- ARANYOSSY J.-P., 1978. – *Contribution à l'étude des transferts d'eau et de solutés dans la zone non saturée par traçage cationique et isotopique*. Thèse Univ. Paris VI, 132 p.
- BARBEE G.C. & BROWN K.W., 1986. – Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers. *Soil Science*, **141**, n° 2, 149-154.
- BONNE M., 1981. – *Variations saisonnières des éléments en solution dans les eaux de gravité et les eaux capillaires de trois sols acides de Lorraine*. Thèse Univ. Nancy I, 69 p.
- COTTENIE A., VERLOO M., KIEKENS L., VEIGHE G. & CAMERLYNCK R., 1982. – Chemical analysis of plants and soils, Ghent, 63 p.
- C.P.C.S., 1967. – *Classification des sols*, ENSA Grignon, 87 p.
- CREASEY L. & DREISS S.J., 1988. – Porous cup samplers : cleaning procedures and potential sample bias from trace element contamination. *Soil Science*, **145**, n° 2, 93-101.
- DAVID M.B. & GERTNER G.Z., 1986. – Sources of variation in soil solution collected by tension plate lysimeters. *Can. J. For Res.*, **17**, 190-193.
- DEBYLE N.V., HENNES R.W. & HART G.E., 1988. – Evaluation of ceramic cups for determining soil solution chemistry. *Soil Science*, **146**, n° 1, 30-36.
- DUCHAUFOR P., 1983. – *Pédologie*, tome 1 : Pédogenèse et classification, Masson éd., Paris, 491 p.
- F.A.O. - UNESCO, 1982. – Document D : Draft definitions of soil units at high level, Rome, 7 p.
- GROVER B.L. & LAMBORN R.E., 1970. – Preparation of porous ceramic cups to be used for extraction of soil water having low solute concentrations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **34**, 706-708.
- ELLENBERG H., MAYER R. & SCHAUERMANN J., 1986. – *Okosystemforschung Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986*. Ulmer ed., Stuttgart, 507 p.
- HAINES B.L., WAIDE J.B. & TODD R.L., 1982. – Soil solution nutrient concentrations sampled with tension and zero-tension lysimeters : report of discrepancies. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **46**, 658-661.
- HANSEN E.A. & HARRIS A.R., 1975. – Validity of soil-water samples collected with porous ceramic cups. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **39**, 528-536.
- JORDAN C.F., 1966. – A simple, tension-free lysimeter. *Soil Science*, **105**, n° 2, 81-86.
- JUCHLER S.J., 1988. – *Die Böden auf Serpentin in der subalpinen Stufe bei Davos. I. Bodenbildung ; II. Nickel- und Chromdynamik*. Thèse ETHZ n° 8716, 174 p.
- KABATA-PENDIAS A. & PENDIAS H., 1984. – *Trace elements in soil and plants*, Boca Raton, Florida, USA, CRC Press, Inc., 315 p.
- KELLER C., 1991. – *Etude du cycle biogéochimique du cuivre et du cadmium dans deux écosystèmes forestiers (une pessière sur sol brun acide et une forêt mélangée de résineux sur podzol)*. Thèse E.P.F.L. (en cours).

- KLUTE A., WHISLER F.D. & SCOTT E.J., 1964. – Soil water diffusivity and hysteresis data from radial flow pressure cells. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **28**, 160-163.
- KOHNKE H. & DREIBELBIS F.R., 1940. – A survey and discussion of lysimeters and a bibliography on their construction and performance. *Miscellaneous Publication n° 372*, United States, department of agriculture, 1-63.
- McLAREN R.G. & CRAWFORD D.V., 1973. – Studies on soil copper : 1. The fractionation of copper in soils. *J. Soil Sci.*, **24**, 172-181.
- MATZNER E., 1988. – Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, Universität Göttingen, Reihe A, Bd. 40, 217 p.
- MILLER W.P., MARTENS D.C. & ZELAZNY L.W., 1986. – Effect of sequence in extraction of trace metals from soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, **50**, 598-601.
- NEARY A.J. & TOMASSINI F., 1984. – Preparation of alundun/ceramic plate tension lysimeters for soil water collection. *Can. J. Soil Sci.*, **65**, 169-177.
- NYS C., 1987. – *Fonctionnement du sol d'un écosystème forestier. Conséquences des enrésinements*. Thèse d'Etat Univ. Nancy I, 207 p.
- RADULOVICH R. & SOLLINS P., 1987. – Improved performance of zero-tension lysimeters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **51**, 1386-1388.
- RASMUSSEN L., JORGENSEN P. & KRUSE S., 1986. – Soil water samplers in ion balance studies on acidic forest soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **36**, 563-570.
- REEVE R.C. & DOERING E.J., 1965. – Sampling the soil solution for salinity appraisal. *Soil Science*, **99**, n° 5, 339-344.
- RUSSEL A.E. & EWEL J.J., 1985. – Leaching from a tropical Andept during big storms : a comparison of three methods. *Soil Science*, **139**, 181-189.
- SINGH J.P., KARWARSA S.P.S. & SINGH M., 1988. – Distribution and forms of copper, iron, manganese and zinc in calcareous soils of India. *Soil Science*, **146**, n° 5, 359-366.
- SCHULTZ R., 1987. – Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Universität Göttingen, Reihe A, Bd. 32, 217 p.
- SEVERSON R.C. & GRIGAL D.F., 1976. – Soil solution concentrations : effect of extraction time using porous ceramic cups under constant tension. *Water Res. Bull.*, **12**, n° 6, 1161-1170.
- STARR M.R., 1985. – Variation in the quality of tension lysimeter soil water samples from a finnish forest soil. *Soil Science*, **140**, n° 6, 453-461.
- TALSMA T., HALLAM P.M. & MANSELL R.S., 1979. – Evaluation of porous cup soil water extractors : physical factors. *Aust. J. Res.*, **17**, 417-422.
- VAN DER PLOEG R. & BEESE F., 1977. – Model calculations for the extraction of soil water by ceramic cups and plates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **41**, 466-470.
- VEDY J.C., 1973. – Relation entre le cycle biogéochimique des cations et l'humification en milieu acide. Thèse d'Etat, Univ. Nancy I, 116 p.
- WAGNER G.H., 1962. – Use of porous ceramic cups to sample soil water within the profile. *Soil Science*, **94**, 379-386.
- WARRICK A.W. & AMOOZEGARD-FARD A., 1977. – Soil water regimes near porous cup water samplers. *Water Resources Research*, **13**, n° 1, 203-207.
- WOLFF, 1967. – Weathering woodstock granite near Baltimore, Maryland. *Am. J. Soil Sci.*, **265**, 106-117.
- ZIMMERMANN C.F., PRICE M.T. & MONTGOMERY J.R., 1978. – *A comparison of ceramic and teflon in situ samplers for nutrient pore water determinations*. *Estuarine and Coastal Marine Sci.*, **7**, 93-97.