

**Record Number:**

**Author, Monographic:** Thomassin, Y.//Jones, H. G.

**Author Role:**

**Title, Monographic:** Étude du rôle de l'horizon de sol organique lors de la fonte printanière au lac Laflamme

**Translated Title:**

**Reprint Status:**

**Edition:**

**Author, Subsidiary:**

**Author Role:**

**Place of Publication:** Québec

**Publisher Name:** INRS-Eau

**Date of Publication:** 1987

**Original Publication Date:** Avril 1987

**Volume Identification:**

**Extent of Work:** 33

**Packaging Method:** pages

**Series Editor:**

**Series Editor Role:**

**Series Title:** INRS-Eau, Rapport de recherche

**Series Volume ID:** 228

**Location/URL:**

**ISBN:** 2-89146-225-4

**Notes:** Rapport annuel 1986-1987

**Abstract:** Raport rédigé pour Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, région de Québec  
10.00\$

**Call Number:** R000228

**Keywords:** rapport/ ok/ dl

Étude du rôle de l'horizon de sol organique lors  
de la fonte printanière au lac Laflamme

Rapport  
présenté à  
Environnement Canada  
Direction des eaux intérieures

Rapport scientifique no 228

par  
Yves Thomassin et H. Gérald Jones

Avril 1987

Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)  
C.P. 7500 - 2700, rue Einstein  
Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4

## 1. INTRODUCTION

Lors de la fonte printanière, la qualité des eaux de surface est principalement influencée par la nature des eaux de fonte et par l'intensité du contact de celles-ci avec les différents horizons de sol. Dans ce contexte, la présente étude vise à caractériser le rôle de l'horizon de sol organique sur certains paramètres jugés particulièrement intéressants.

La méthodologie est basée sur l'utilisation de lysimètres avec et sans horizon organique. Nous croyons que les lysimètres présentent l'avantage de permettre le calcul de bilan par unité de surface et qu'ils apportent une dimension dynamique puisque nous pouvons évaluer le temps de contact relatif des diverses eaux de percolation.

## 2. MÉTHODES

### 2.1 SITE EXPÉRIMENTAL

Le bassin du lac Laflamme est localisé à 80 km au nord de la ville de Québec et se trouve situé à l'intérieur de la Forêt Expérimentale Montmorency (Université Laval). La végétation est dominée par la sapinière à bouleau blanc (*Betula papyriferae* - *Abietetum balsameae*, Jurdant (1968) *in* Grandtner (1979)). Le sol est, généralement, du type de podzol humoferrique orthique (tableau 1) et est recouvert de neige mi-décembre à mi-mai.

### 2.2 INSTRUMENTS

Les eaux de fonte sont collectées à l'aide de deux lysimètres (figure 1). Les eaux de percolation sont, quant à elles, issues de deux lysimètres dans lesquelles a été déposée une couche de sol organique. Le découpage et la mise en place des horizons organiques a été effectués tard à l'automne, tout juste avant l'accumulation des neiges.

### 2.3 ANALYSE EN LABORATOIRE

Les échantillons sont conservés dans des bouteilles de plastique à 4°C et analysés dans les 48 heures. Le pH est mesuré à l'aide d'un pHmètre (Radiometer PHM 26). Les anions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) sont analysés par chromatographie ionique (DIONEX 12S). Les teneurs en cations majeurs ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) sont obtenus par absorption atomique (Varian Techtron AA-575) et les ions mineurs ( $\text{Fe}^+$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ) sont analysés de la même façon sur un autre appareil (Varian, Techtron CRA-90). Finalement, l'ammonium est mesuré par une méthode colorimétrique (TECHNICON-154-71W).

Tableau 1: Propriétés du podzol humoferrique orthique<sup>1</sup>

<u>HORIZON</u>	<u>PROFONDEUR MOYENNE (cm)</u>	<u>pH</u>	<u>MATIÈRE ORGANIQUE (%)</u>	<u>N total (%)</u>
L F H	8,9	3,6	35,3	2,03
A e	8,6	3,6	1,1	0,08
B h f 1	1,3 +	3,8	7,0	0,32

<sup>1</sup> Tiré de Hay et al. (1985)

# FIELD LYSIMETER

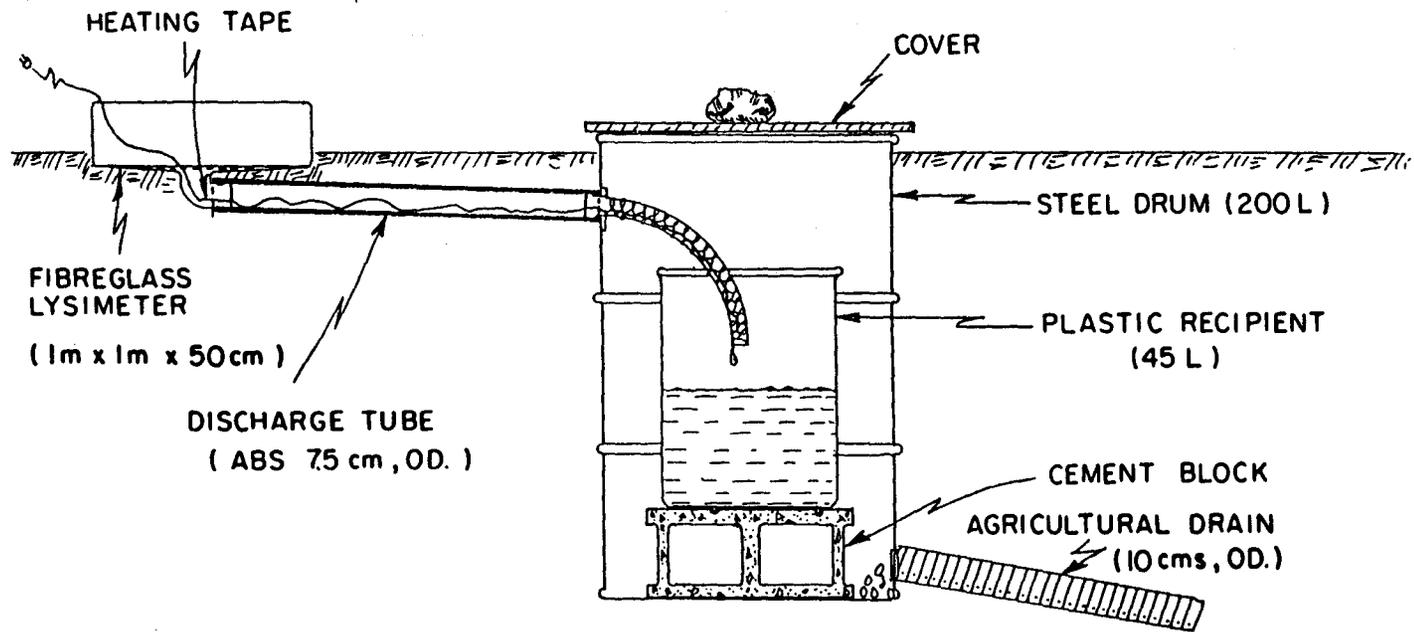


Figure 1

### 3. NITRATE

#### 3.1 RÉSULTATS

La fonte de 1986 s'est produite en deux périodes distinctes. La première s'étend du 30 mars au 8 avril alors que la seconde couvre la période du 18 avril au 2 mai.

Comme on peut le constater à la figure 1, les concentrations en nitrates des eaux de fonte sont plus fortes dans la première période que dans la deuxième. Ce phénomène d'éluion est bien connu (Johannesen et Henriksen, 1978).

On peut, par ailleurs, noter que les teneurs en nitrates des eaux de percolation sont généralement plus faibles que celles des eaux de fonte (figure 2). Si l'on effectue des moyennes pondérées sur les deux lysimètres témoins et les deux lysimètres "pédologiques", on obtient, pour la première période des concentrations de 35,83 et 25,58  $\mu\text{eq L}^{-1}$ , respectivement (tableau 2). Pour la période suivante, les résultats correspondant sont de 19,03 et 8,69  $\mu\text{eq L}^{-1}$ .

En valeur relative, on observe donc que les eaux de percolation contiennent, en moyenne, 28,6% et 54,3% moins de nitrates que les eaux de fonte pour la première et la seconde période, respectivement. Toutefois, en valeur absolue la différence de teneurs entre les deux traitements est la même pour les deux périodes, soit d'environ 10  $\mu\text{eq L}^{-1}$ .

Finalement, on note qu'à la toute fin de la fonte les concentrations des eaux de percolation sont sensiblement identiques à celles des eaux de fonte. On peut supposer qu'à cette époque, les phénomènes d'apport de nitrates (par exemple, la nitrification consécutive à la décomposition) sont égaux aux phénomènes de pertes.

#### 3.2 DISCUSSION

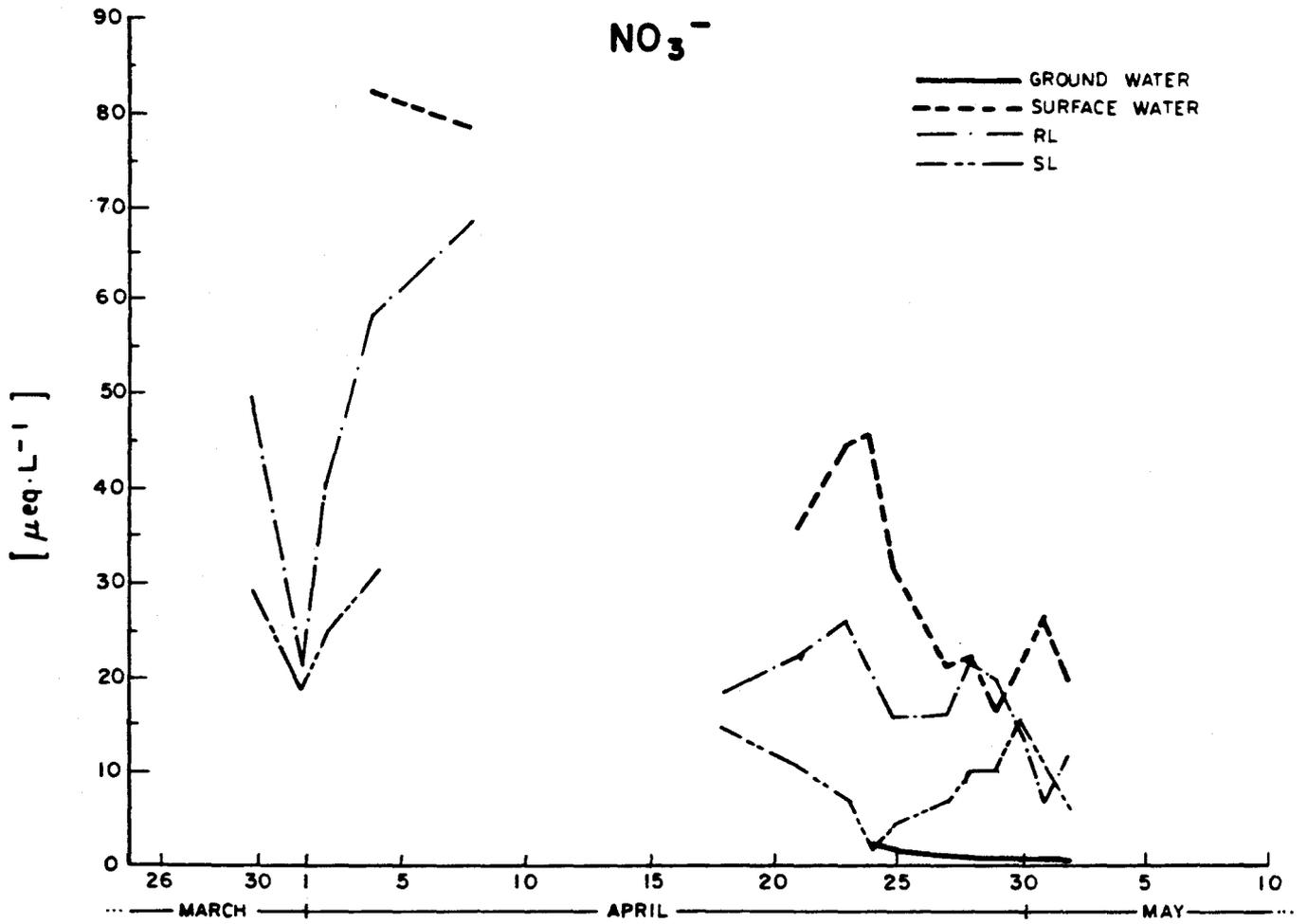
Les baisses observées peuvent être dues à des causes abiotiques ou, plus probablement, biotiques.

Tableau 2: Concentrations en nitrates

PÉRIODE	LYSIMÈTRES	VOLUME (L.)	[ $\mu\text{eq L}^{-1}$ ]	
30/03 - 08/04	L 2 T	62,8	35,84	35,83*
	L 3 T	87,7	35,82	
	L 1 S	116,6	27,10	25,58*
	L 2 S	96,0	23,72	
18/04 - 02/05	L 2 T	301,8	18,40	19,03*
	L 3 T	297,1	19,67	
	L 1 S	322,0	9,24	8,69*
	L 2 S	427,7	8,29	

\* Concentrations moyennes pondérées

Figure 2



### 3.2.1 Causes abiotiques

La sorption sur des colloïdes organiques chargés positivement (Stednick, 1984) est un phénomène pouvant expliquer partiellement le comportement des anions (Singh, 1984). Toutefois, les fortes concentrations de sulfates observées rendent cette hypothèse douteuse. En effet, grâce à leur charge double, les sulfates peuvent déloger relativement facilement les nitrates qui pourraient avoir été adsorbés.

### 3.2.2 Causes biotiques

#### 3.2.2.1 Prise en charge par la végétation

Étant donné les caractéristiques intrinsèques du protocole expérimental (utilisation de lysimètres), les diminutions de teneurs en nitrates observées ne peuvent être attribuées à la végétation arbustive ou arborescente. Par contre, le tapis de mousses et les plantes herbacées qui recouvrent le sol peuvent être partiellement responsables de la baisse notée. En effet, la couverture nivale crée un microclimat qui permet aux petites plantes de se développer même en hiver (Kimball et Salisbury, 1974; Merriam et al., 1983).

#### 3.2.2.2 Activité des microorganismes

Le couverture neigeuse permet au sol de maintenir une température de 0° à 2°C même lorsque la température de l'air est très basse (Tajchman et Minton, 1986). Les microorganismes peuvent donc développer une certaine activité lors de l'hiver et du printemps (Merriam et al., 1983; Bird et al., 1987).

Deux phénomènes biotiques retiennent ici notre attention: la dénitrification et l'immobilisation.

##### 3.2.2.2.1 Dénitrification

La couverture neigeuse est un isolant plus ou moins perméable qui permet au gaz produit dans le sol de s'échapper dans l'atmosphère (Cameron et Metcalf, 1986).

Dans le Wisconsin, Goodroad et Keeney (1984) ont observé que les taux d'émissions de  $N_2O$  sous une forêt de conifères était aussi élevés lors de la fonte printanière que lors du reste de l'année, et cela malgré que la température du sol était près de zéro.

Cependant, la forêt de type boréal est généralement considérée peu propice à la dénitrification (Bowden, 1986). Toutefois, l'importance du phénomène a peut-être été jusqu'à maintenant sous-estimée. En effet, au printemps les eaux de percolation transportent des quantités appréciables de  $N_2$  et/ou  $N_2O$  qui ne s'échapperont vers l'atmosphère que lorsqu'elles auront atteint un ruisseau (Bowden et Bormann, 1986).

#### 3.2.2.2 Immobilisation

Dans la forêt boréale, il existe de fortes concentrations d'azote dans les sols. Cependant, la grande majorité de celui-ci est sous forme organique, inexploitable par les microorganismes et les plantes.

Dans ce contexte, on peut facilement imaginer que l'apport d'azote inorganique favorisera l'immobilisation par les micro-organismes. Les nitrates peuvent, en effet, être immobilisés de façon importante par ceux-ci (Gosz et White, 1986).

### 3.3 CONCLUSION

La perte de nitrates sur le bassin lors de la fonte printanière a été observée en plusieurs endroits. Toutefois, dans la grande majorité des études effectuées sur le sujet, les auteurs supposent des phénomènes explicatifs mais les preuves démontrant qu'un processus donné est réellement le responsable n'existent pas. Ainsi les chercheurs parlent d'utilisation biologique (Cadle et al., 1984), de prise en charge par les associations mycorhiziennes (Hemond et Eshelman, 1984), d'immobilisation par les micro-organismes (Knight et Fahey, 1985), de prise en charge par la végétation (Hendershot et al., 1986) et même de dénitrification (Thompson et al., 1987).

Suite à notre première saison d'expérimentation avec des lysimètres, nous croyons que l'immobilisation par les microorganismes et, dans une moindre mesure, la dénitrification sont des phénomènes qui peuvent expliquer, en partie, la dynamique des nitrates au printemps. L'importance des microorganismes par rapport à la végétation est, sans doute, grande au début de la fonte et va en s'amenuisant avec le temps (Cameron et Metcalf, 1986). Lorsque l'on considère le phénomène bien caractéristique de l'élution des ions, on comprend que le rôle des microorganismes est éminemment primordial.

#### 4. AMMONIUM

L'ion ammonium retient rarement l'attention des chercheurs oeuvrant dans le domaine des débits acides. Cependant, dans le cas du bassin du lac Laflamme où l'on observe des concentrations en nitrates fort élevées dans un ruisseau hypodermique, l'étude des concentrations d'ammonium est indispensable. En effet, la nitrification dans le ruisseau même ou dans le sol organique lors du passage du "return flow" sont des processus pouvant expliquer les teneurs en nitrates observés.

##### 4.1 RÉSULTATS

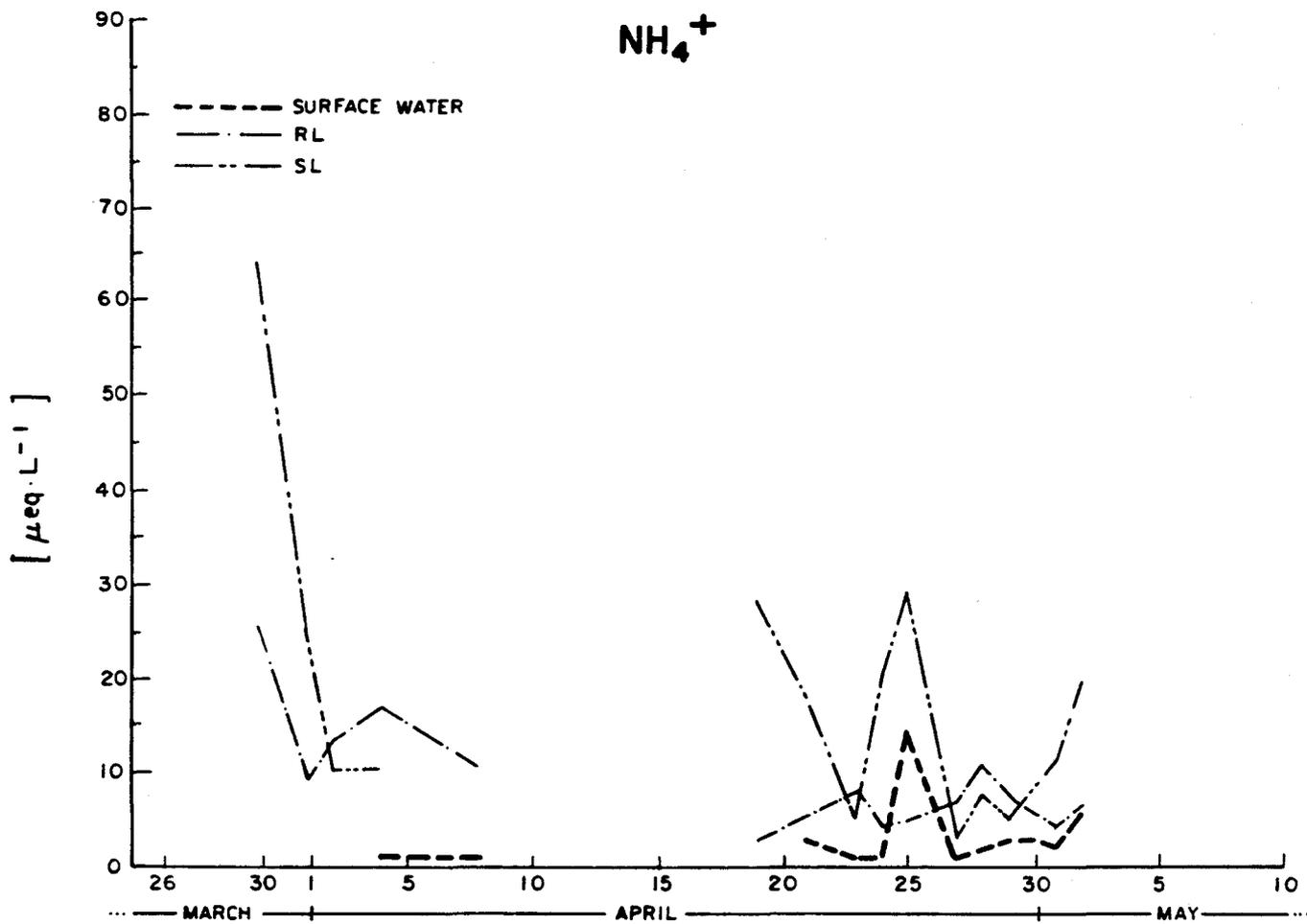
Les concentrations en ammonium des eaux de percolation sont généralement plus grandes que celles des eaux de fonte (figure 3). On peut remarquer que les teneurs du percolat sont surtout fortes au début de chacune des deux périodes de fonte. Par la suite, les concentrations des diverses eaux sont sensiblement identiques. Toutefois, à la toute fin, on observe une augmentation des concentrations dans les eaux de percolation qui est en accord avec les résultats obtenus pour les nitrates.

Finalement, il est très intéressant de remarquer que les concentrations en ammonium du ruisseau hypodermique sont très faibles (figure 3) alors que les teneurs en nitrates sont très élevées (figure 2).

##### 4.2 DISCUSSION

Avant le début de chacune des fontes, il y a sans doute une forte occupation des sites d'échange cationique par des ions  $\text{NH}_4^+$ , consécutivement à la décomposition de la matière organique. Lorsque les eaux de fonte pénètrent l'horizon de sol organique, les ions  $\text{H}^+$  déplace les ions  $\text{NH}_4^+$ . En effet, les ions  $\text{NH}_4^+$  sont très faiblement retenus sur les sites d'échange et peuvent donc être facilement déplacés (Bohn et al., 1985).

Figure 3



Les eaux de fonte étant très acides au début de la première période, il est normal d'observer de si fortes concentrations dans les eaux de percolation. Dans le cas de la seconde période, les eaux de fonte sont moins acides et l'effet de lessivage des ions  $\text{NH}_4^+$  est évidemment moindre.

Le déplacement des ions  $\text{NH}_4^+$  est donc un processus de neutralisation. Cependant, l'éventuel nitrification des ions ammonium est un phénomène acidifiant.

#### 4.3 CONCLUSION

Les faibles concentrations d'ion ammonium observées dans les eaux souterraines et le ruisseau hypodermique ainsi que les teneurs négligeables en nitrates des eaux de fonte (au moment du "return flow") et des eaux souterraines laissent supposer qu'il y a nitrification dans le système. Cette nitrification a sans doute lieu dans le ruisseau ou dans l'horizon organique du sol (Galloway et al., 1987). En effet, comme les résultats le démontrent, la décomposition de la matière organique produit des ions  $\text{NH}_4^+$  qui sont en partie adsorbés sur les sites d'échange et qui peuvent facilement être déplacés par les ions plus agressifs contenus dans les eaux souterraines (par exemple:  $\text{H}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ). Une fois libérés des sites d'échange, les ions  $\text{NH}_4^+$  sont donc susceptibles à plusieurs processus biotiques dont la nitrification.

## 5. SULFATES

Bien qu'ils soient moins importants que les nitrates dans l'ensemble des précipitations hivernales (Summers et Barrie, 1986), les sulfates sont tout de même très influents dans le processus du choc acide printanier car ils sont relativement peu utilisés par la végétation ou les microorganismes. De plus, les sulfates sont plutôt conservateurs dans le congère, alors que les nitrates sont sujets à des phénomènes biotiques qui affectent à la baisse leurs teneurs (Jones et Deblois, 1986).

### 5.1 RÉSULTATS

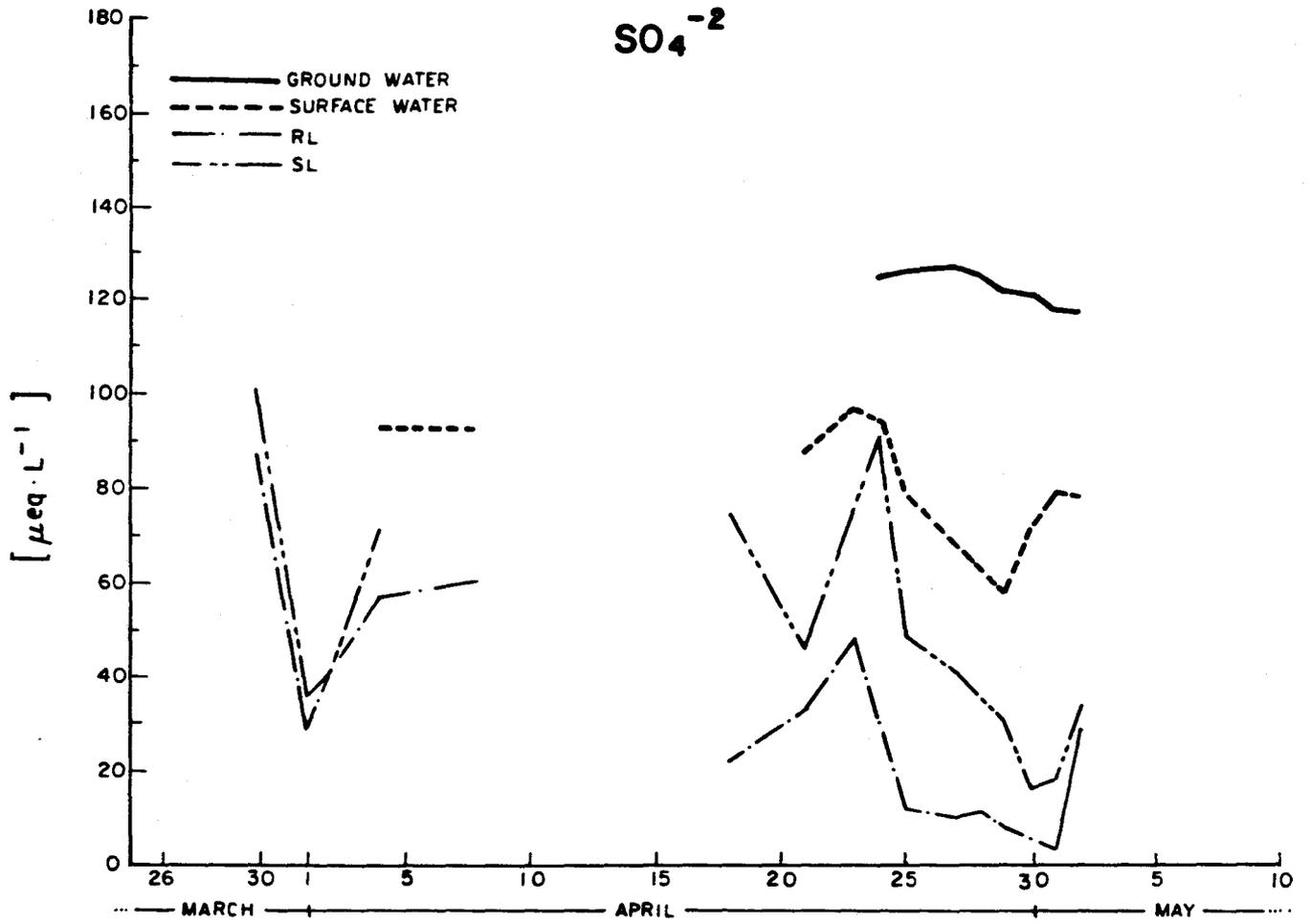
Le phénomène d'éluion des eaux de fonte est une fois de plus évident (figure 4). Par ailleurs, les teneurs en sulfates des eaux de percolation sont toujours supérieures à celles des eaux de fonte et la différence observée est plus importante durant la deuxième période. Quant au ruisseau hypodermique, on y note de très fortes concentrations de  $\text{SO}_4^{2-}$ .

### 5.2 DISCUSSION

Il semble donc que l'horizon organique est une source de  $\text{SO}_4^{2-}$  au printemps. De toute évidence, l'augmentation des teneurs en  $\text{SO}_4^{2-}$  est due à une minéralisation du soufre organique qui dépasse l'immobilisation des sulfates ainsi générés. David et al. (1982) ont d'ailleurs démontré l'importance de cette minéralisation qui a lieu principalement dans les horizons organiques où ils ont observé la plus grande biomasse microbienne et la plus grande activité sulfohydrolase.

Quant aux fortes concentrations rencontrées dans le ruisseau hypodermique, elles sont dues à la remontée de la nappe phréatique, laquelle possède de fortes teneurs en  $\text{SO}_4^{2-}$ .

Figure 4



### 5.3 CONCLUSION

Bien que souvent non-considéré, le rôle de la couche organique semble être relativement important, surtout à la fin de la fonte alors que les teneurs des eaux de percolation diminuent beaucoup moins drastiquement que celles des eaux de fonte. À ce propos, David et al. (1984) (In: Schindler et al., 1986) affirment "sulfate mineralization may exceed the direct contribution of bulk throughfall inputs to the forest floor".

## 6. pH

Le pH est, évidemment, l'un des éléments les plus intéressants dans le cadre d'une étude portant sur les dépôts atmosphériques acides. Son comportement est, toutefois, très complexe car il est influencé par un grand nombre de réactions biotiques et abiotiques (Van Breemen et al., 1984).

### 6.1 RÉSULTATS

La différence de teneurs en ions  $H^+$  des eaux de fonte entre les deux périodes d'étude est importante et indique qu'un phénomène d'éluvion s'est produit (figure 5). On peut, de plus, noter de fortes concentrations à la fin de la période initiale. Cette hausse n'est sans doute, pas entièrement expliquée par la faible pluie (1.9 mm) du 2 avril. En effet, on observe une relation inverse entre les teneurs en ions  $H^+$  et les volumes d'eaux de fonte. Le processus d'expulsion des impuretés à la surface des particules solides lors du gel nocturne est probablement, en partie, responsable de l'augmentation observée. Ce phénomène a déjà été décrit par Colbeck (1981).

Les concentrations en ions  $H^+$  des eaux de percolation diminuent beaucoup moins rapidement que celles des eaux de fonte. En effet, durant la première période de fonte, le sol organique a un rôle neutralisant alors que dans la seconde période il a un impact acidifiant.

On peut, par ailleurs, remarquer que le ruisseau hypodermique est plus acide que les eaux souterraines. L'horizon organique a donc une influence acidifiant lors du phénomène de "return flow".

### 6.2 DISCUSSION

Le grand pouvoir tampon des horizons organiques est une caractéristique bien connue (Federer et Hornbeck, 1985). En effet, quelque soit le pH des eaux de lessivage, la concentration en ions  $H^+$  des percolats varient très peu (Cronan 1980; Bache 1984).

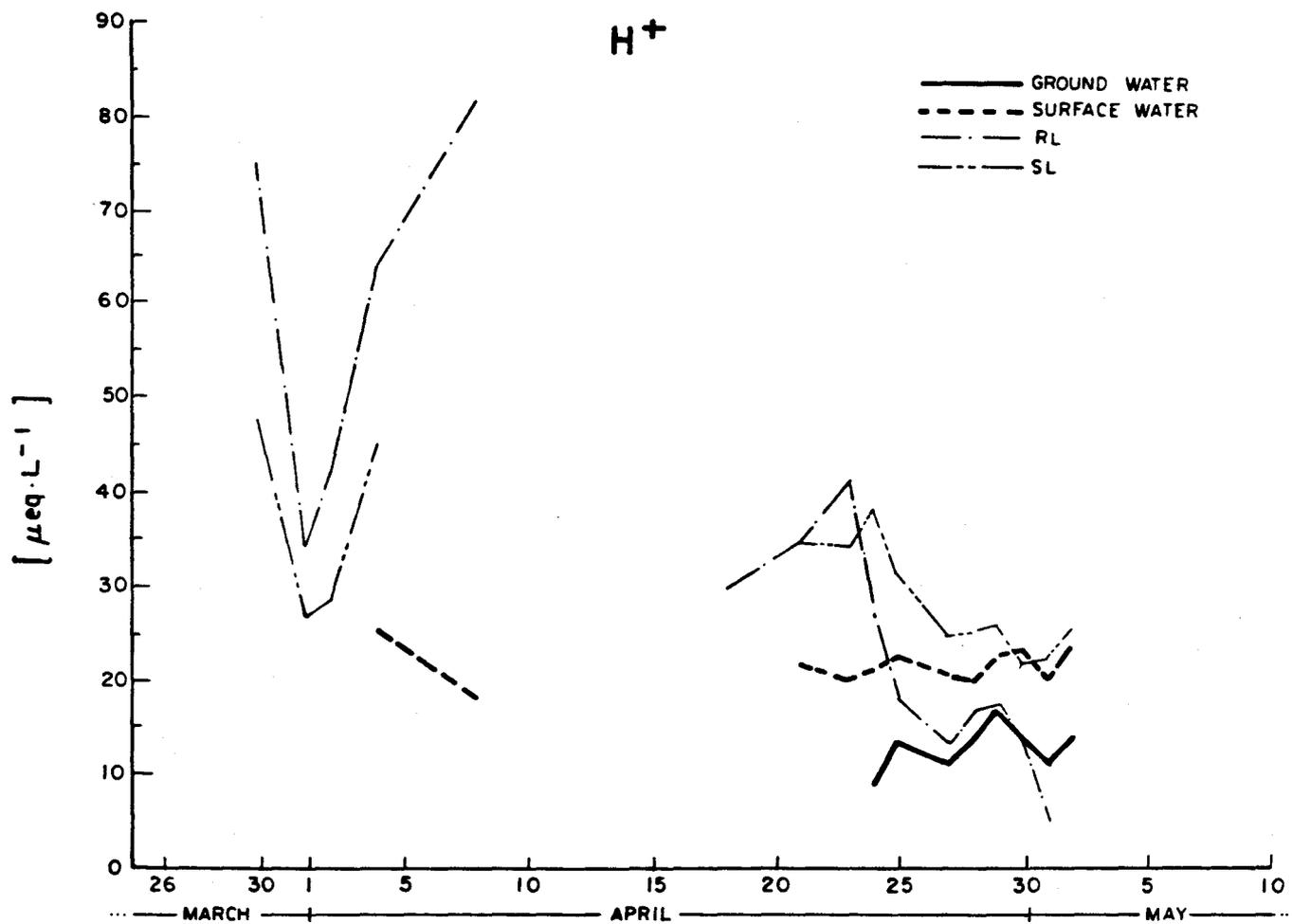
La grande capacité d'échange cationique du sol organique permet à celui-ci de libérer des cations ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Na}^+$ , etc.) et d'adsorber des ions  $\text{H}^+$  lorsque ceux-ci sont très concentrés dans les eaux de fonte. À l'opposé, si celles-ci sont peu acides, il y aura désorption vers la solution des ions  $\text{H}^+$  situés sur les sites d'échange.

Une partie de la capacité de neutralisation de l'horizon organique proviendrait, par ailleurs, de la protonation d'anions d'acides organiques faibles en solution ou en phase solide (James et Riha, 1986). Ce phénomène provoque, évidemment, une baisse de la quantité d'ions en solution.

### 6.3 CONCLUSION

Il semble donc que l'influence du sol organique lors de la fonte printanière est très complexe et dépend de la qualité des eaux pénétrant l'horizon. En effet, au début du printemps, le sol organique a un rôle neutralisant et à mesure que la fonte progresse, son influence devient, de plus en plus acidifiante.

Figure 5



## 7. CATIONS MAJEURS

Le pourcentage de saturation en bases c'est-à-dire la proportion des sites d'échange occupés par des cations basiques est un indice de la capacité de neutralisation du milieu.

### 7.1 RÉSULTATS

Les concentrations en potassium, calcium et sodium des eaux de fonte sont généralement du même ordre de grandeur (tableau 3). Les teneurs en magnésium sont, cependant, beaucoup plus faibles.

Dans le cas des eaux de percolation, le calcium et surtout le potassium possèdent des teneurs beaucoup plus importantes que le sodium et le magnésium et sont, donc, de toute évidence les principaux responsables de la capacité de neutralisation notée.

### 7.2 DISCUSSION

Les cations majeurs se trouvant sur les sites d'échange proviennent généralement de la décomposition de la matière organique et du brassage des horizons organique et minéral par la macrofaune. Dans le cas des sols de type podzolique, l'activité de la macrofaune est très limitée et le taux de décomposition de la matière organique est, généralement faible. L'horizon organique de ce genre de sol ne devrait donc pas avoir une grande capacité de neutralisation par échange cationique.

Or, dans le cas du bassin du lac Laflamme, on observe une neutralisation importante des premières eaux de fonte. On peut, à juste titre, supposer que le "return flow" permet une augmentation du pourcentage de saturation en bases d'une bonne partie du bassin puisque les eaux souterraines sont relativement concentrées en cations basiques.

### 7.3 CONCLUSION

La présence de cations majeurs en quantité relativement importante sur les sites d'échange de l'horizon organique explique, sans doute, une bonne partie de la capacité de neutralisation observée au début de la fonte printanière au lac Laflamme.

Tableau 3

Date	Lysimètre	K <sup>+</sup> mg/l	Mg <sup>+2</sup> mg/l	Ca <sup>+2</sup> mg/l	Na <sup>+</sup> mg/l
01 - 04	LS	0.05	0.015	0.19	0.08
	LO	1.53	0.13	0.63	0.25
02 - 04	LS	0.06	0.043	0.29	0.02
	LO	1.94	0.15	0.74	0.21
04 - 04	LS	0.15	0.078	0.46	0.07
	LO	2.69	0.25	1.13	0.31
18 - 04	LS	0.09	0.020	0.17	0.18
	LO	5.04	0.38	1.68	0.22
21 - 04	LS	0.07	0.058	0.16	0.07
	LO	3.09	0.21	1.08	0.23
23 - 04	LS	0.23	0.029	0.22	0.18
	LO	1.45	0.17	0.93	1.09
24 - 04	LS	0.18	0.027	0.19	0.26
	LO	3.22	0.30	1.51	0.34
25 - 04	LS	0.09	0.016	0.13	0.09
	LO	2.00	0.16	0.99	0.26
27 - 04	LS	0.05	0.009	0.08	0.05
	LO	1.18	0.11	0.63	0.31
28 - 04	LS	0.07	0.014	0.13	0.13
	LO	1.03	0.11	0.27	0.42
29 - 04	LS	0.10	0.015	0.16	0.13
	LO	3.26	0.09	0.27	0.16
30 - 04	LS	0.09	0.013	0.14	0.12
	LO	1.40	0.08	0.21	0.12

## 8. ALUMINIUM ET FLUORURES

Dû à des problèmes d'interprétation entre les différentes personnes impliquées dans le processus d'analyse des échantillons, la spéciation de l'aluminium et la détermination des teneurs en fluorures n'ont pas été effectuées. Toutefois, les concentrations en aluminium dissous ont été mesurées au laboratoire.

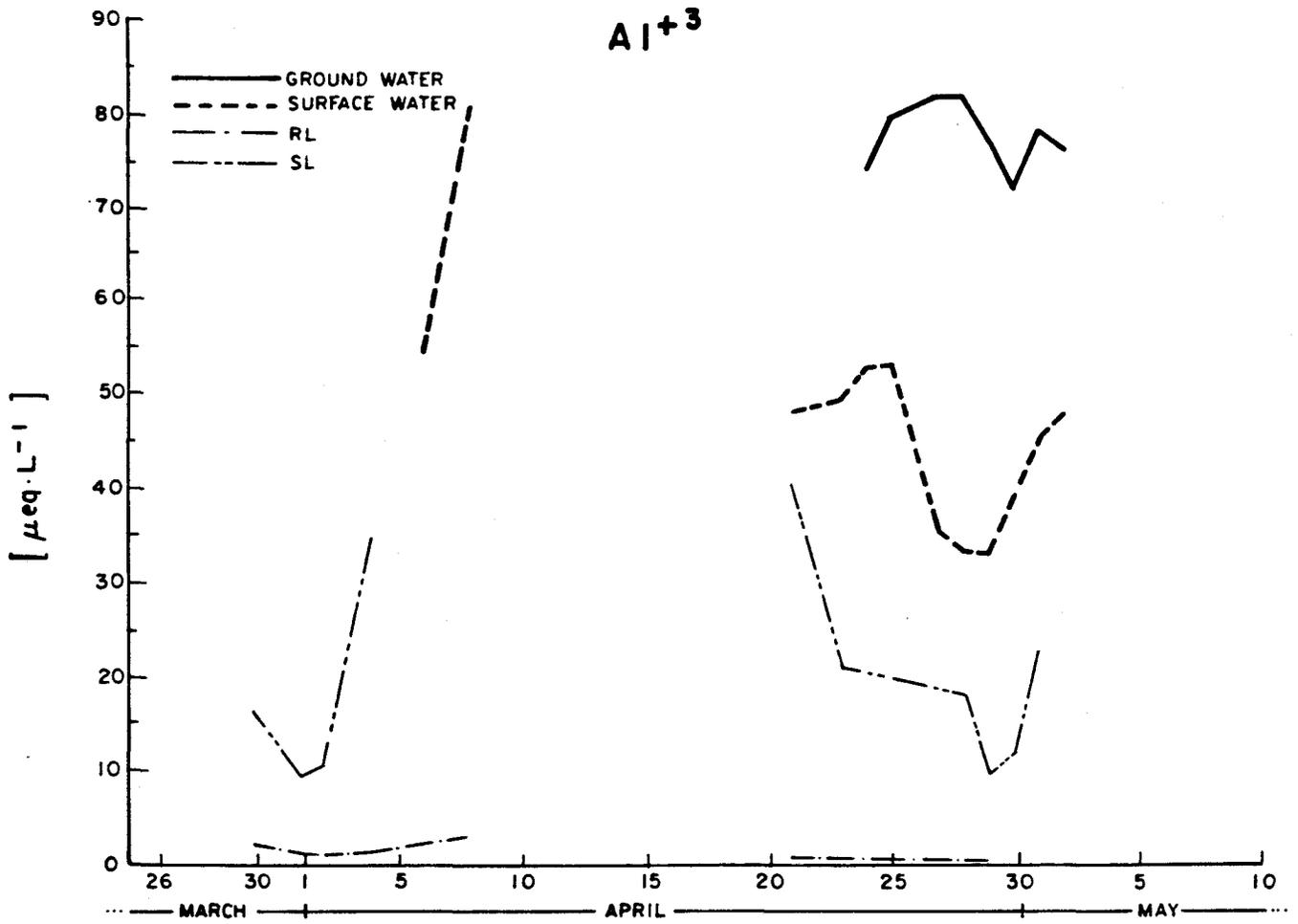
### 8.1 RÉSULTATS

Les concentrations en aluminium dissous des eaux de fonte sont très faibles (figure 6). Le passage à travers le sol organique semble toutefois libéré en solution d'importantes quantités d'aluminium dissous. Les teneurs observées dans les eaux souterraines et dans le ruisseau hypodermique sont, évidemment, beaucoup plus substantielles.

### 8.2 DISCUSSION ET RÉSULTATS

La chimie de l'aluminium étant extrêmement complexe, il est illusoire de tenter d'interpréter le comportement d'une de ses formes en ignorant les autres. L'analyse complète des différentes formes d'aluminium et la détermination des teneurs en fluorures effectuées au printemps 1987 permettront de se pencher, de façon plus complète, sur la dynamique de l'aluminium lors de son passage à travers l'horizon organique.

Figure 6



## 9. MANGANÈSE ET FER

Les teneurs en fer et en manganèse des eaux de fonte demeurent très faibles tout au long du printemps (tableau 4). Les concentrations observées dans les percolats sont beaucoup plus élevées mais elles sont, tout de même, plutôt faibles (généralement  $< 0.2$  mg/l).

La mise en solution d'ions  $Mn^{2+}$  et  $Fe^{3+}$  est, sans doute, attribuable à leur déplacement des sites d'échange par les ions plus fortement agressifs,  $Al^{3+}$  et surtout  $H^+$ .

Tableau 4

Date	Lysimètre	Mn µg/l	Fe µg/l	Al µg/l	Alt* µg/l	pH µg/l	Cond.
01 - 04	LS	60	9	14	--	4.45	21
	LO	73	103	80		4.52	25
02 - 04	LS	17	13	9	--	4.42	28
	LO	90	47	115		4.52	28
04 - 04	LS	27	16	9	--	4.24	33
	LO	147	83	223		4.32	38
18 - 04	LS	9	5	2	--	4.53	16
	LO	305	166	320		4.28	51
21 - 04	LS	29	8	4	--	4.47	19
	LO	143	120	173		4.46	36
23 - 04	LS	13	10	8	--	4.52	18
	LO	130	75	143		4.45	32
24 - 04	LS	19	10	6	--	4.61	15
	LO	193	258	213		4.35	43
25 - 04	LS	11	6	4	--	4.75	10
	LO	115	90	123		4.46	30
27 - 04	LS	5	4	2	--	4.90	8
	LO	63	74	154		4.60	21
28 - 04	LS	6	8	14	--	4.71	13
	LO	65	65	107		4.61	21
29 - 04	LS	6	4	8	--	4.65	12
	LO	57	52	110		4.57	20
30 - 04	LS	6	4	8	--	4.75	11
	LO	52	63	73		4.65	19

\* Des problèmes techniques nous ont empêchés d'analyser les échantillons pour la spéciation d'Aluminium, ces analyses seront faites pendant la fonte de 1987 en avril prochain.

## 10. CONDUCTIVITÉ

La conductivité des eaux de fonte décroît de façon rapide lors du déroulement de la période d'étude. Le phénomène d'élution est, une fois de plus, évident.

Quant aux percolats, leur conductivité demeure beaucoup plus constante et reflète, sans doute, la capacité tampon décrite antérieurement à la section 6.

## 11. CONCLUSION GÉNÉRALE

Comme les résultats obtenus le démontrent, la couche de sol organique joue un rôle important dans la dynamique de plusieurs espèces ioniques. Étant caractérisée par une activité biologique intense, son influence est particulièrement remarquable chez les éléments où l'on observe beaucoup de transformations entre les formes inorganiques et organiques.

De toute évidence, les pertes de nitrates observées sont imputables à des mécanismes biologiques. Or les microorganismes impliqués sont sensibles au pH et à la concentration en certains éléments toxiques (p.e. aluminium). Puisque des perturbations au niveau de ces paramètres ont déjà été observées dans plusieurs écosystèmes forestiers, on comprendra que la caractérisation des processus responsables (immobilisation et/ou dénitrification) est indispensable pour la prévision de l'impact à moyen et à long terme des dépôts acides.

Dans ce contexte, des fontes simulées en laboratoire jumelées à l'utilisation de  $^{15}\text{N}$  seront bientôt entreprises. Elles permettront, nous l'espérons, de caractériser les mécanismes impliqués et de mieux comprendre certains aspects dynamiques puisque nous pourrons contrôler le débit (et donc le temps de contact) et les concentrations des eaux de fonte.

Cependant, les expériences sur le terrain au moyen de lysimètres doivent se poursuivre car elles sont représentatives des conditions réelles.

## 12. BIBLIOGRAPHIE

- BACHE, B.W. (1984). Soil-water interactions. *Phil. trans. R. Soc. Lond. B.* 305: 393-407.
- BIRD, G.A., D.B. RACHAR et L. CHATARPAUL (1987). Increased skeletonization of leaf litter under snow following timber harvest. *Ecol.* 68(1): 221-223.
- BOHN, H.L., B.L. McNEAL et G.A. O'CONNOR (1985). *Soil Chemistry.* John Wiley 339 pp.
- BOWDEN, W.B. (1986). Gaseous nitrogen emissions from undisturbed terrestrial ecosystems: an assessment of their impact on local and global nitrogen budgets. *Biogeochem.*
- BOWDEN, W.B. et F.H. BORMANN (1986). Transport and loss of nitrous oxide in soil water after forest clean-cutting. *Science* 233: 867-869.
- CADLE, S.H., J.M. DASH et N.E. GROSSNICKLE (1984). Retention and release of chemical species by a Northern Michigan snowpack. *Wat. Air Soil Poll.* 22: 303-319.
- CAMERON, R.E. et R.C. METCALF (1986). Chemistry of the snowpack/ground interface: State-of-the science and proposed research. Workshop on acid deposition monitoring for snowfall and snowpack. Denver, Colorado. 7 pp.
- COLBECK, S.C. (1981). A simulation of the enrichment of atmospheric pollutants in snow-cover runoff. *Wat. Res. Res.* 17(5): 1383-1388.
- CRONAN, S.C. (1980). Controls on leaching from coniferous forest floor microcosms. *Plant Soil* 56: 301-322.

- DAVID, M.B., M.J. MITCHELL et J.P. NAKAS (1982). Organic and inorganic sulfur constituents of a forest soil and their relationship to microbial activity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 847-852.
- DAVID, M.B., M.J. MITCHELL et S.C. SCHINDLER (1984). Dynamics of organic and inorganic sulfur constituents in hardwood forest soils and their relationship to nutrient cycling. In: E.L. Stone (éd.) *Forest soils and treatment impacts*. pp. 221-245.
- FEDERER, C.A. et J.W. HORNBECK (1985). The buffer capacity of forest soils in New England. *Wat. Air Soil. Poll.* 26: 163-173.
- GALLOWAY, J.N., G.R. HENDREY, C.L. SCHOFIELD, N.E. PETERS et A.H. JOHANNES (1987). Processes and causes of lake acidification during spring snowmelt in the West Central Adirondack mountains, New York. *Soumis à Can. J. Fish Aquat. Sci.*
- GOODROAD, L.L. et D.R. KEENEY (1984). Nitrous oxide emission from forest, marsh and prairie ecosystems. *J. Env. Qual.* 13: 448-452.
- GOSZ, J.R. et C.S. WHITE (1986). Seasonal and annual variation in nitrogen mineralisation and nitrification along and elevational gradient in New Mexico. *Biogeoch.*
- GRANDTNER, M.M. (1979) *Écologie des forêts du Québec*. Presses de l'Université Laval. 143 pp.
- HAY, G.W., J.H. JAMES et G.W. VANLOON (1985). Solubilization effects of simulated acid rain on the organic matter of forest soil; preliminary results.
- HEMOND, H.F. et K.N. ESHLEMAN (1984). Neutralization of acid deposition by nitrate retention at Bickford Watershed, Massachusetts. *Wat. Res. Res.* 20(11): 1718-1724.

- HENDSERSHOT, W. F. COURCHESNE, C. LAPIERRE, L. MENDES, S. SAVOIE ET H. LALANDE (1986). Contribution of the surface horizons of podzols to the quality of surface waters during spring snowmelt. Rapport, Environnement Canada, 59 pp.
- JAMES, B.R. et S.J. RIHA (1986). pH buffering in forest soil organic horizons: relevance to acid precipitation. *J. Envir. Qual.* 15: 229-234.
- JOHANNESSEN, M. et A. HENRIKSEN (1978). Chemistry of snow meltwater: change in concentration during melting. *Wat. Res. Res.* 14: 615-619.
- JONASSON, I.R. et W. DYCK (1978). Dissolved gases in snow melt waters. *Chem. Geol.* 21: 15-24.
- JONES, H.G. et C. DEBLOIS (1986). Chemical dynamics of N-containing ionic species in a boreal forest snowcover during the apring melt period. *Hydrological Processes* (in press).
- KIMBALL, S.L. et F.B. SALISBURY (1974). Plant development under snow. *Bot. Gaz.* 135: 147-149.
- KNIGHT, D.H. et T.J. FAHEY (1985). Water and nutrient outflow from contrasting lodge pole pine forests in Wyoming. *Ecol. Monogr.* 55(1): 29-48.
- MERRIAM, G., J. WEGNER et D. CALDWELL (1983). Invertebrate activity under snow in deciduous woods. *Holarctic Ecol.* 6: 89-94.
- SCHINDLER, S.C., M.S. MITCHELL, T.S. SCOTT, R.D. FULLER et C.T. DRISCOLL (1986). Incorporation of <sup>35</sup>S-sulfate into inorganic and organic constituents of two forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 457-462.
- SINGH, B.R. (1984). Sulfate sorption by acid forest soils: 2. Sulfate adsorption isotherms with and without organic matter and oxydes of aluminum and iron. *Soil Sci.* 138(4): 294-297.

STEDNICK, J.D. (1984). Soil solution chemistry in a Southeast Alaska spodosol suggests positively charged organic compounds. *Water, Air and Soil Poll.* 23: 263-269.

SUMMERS, P.W. et L.A. BARRIE (1986). The spatial and temporal variation of the sulfate to nitrate ratio in precipitation in Eastern North America. *Wat., Air and Soil Poll.* 30: 275-283.

THOMPSON, I.P., I.L. BLACKWOOD et T.D. DAVIES (1987). The effect of polluted and leached snow melt waters on the soil bacterial community. Quantitative response. *Env. Poll.* 43: 143-154.

VAN BREEMEN, N., C.T. DRISCOLL et J. MULDER (1984). Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 307: 599-604.