

Apports acides et cycle des cations dans des pessières du Nord-Est. Intérêt de bilans saisonniers*

M. BONNEAU
E. DAMBRINE
C. NYS
J. RANGER

RÉSUMÉ

Les sources de protons et les flux de cations ont été étudiés dans deux futaies d'épicéa, à Monthermé (Ardennes primaires) et à Aubure (Vosges granitiques). A partir des flux d'éléments en solution, des bilans annuels du calcium, du magnésium, du potassium ont été établis. Les vitesses d'altération des silicates encore non altérés du sol (réserves totales de cations) établies pour Monthermé sont appliquées à Aubure. On en déduit pour Aubure, bien que la vitesse d'altération soit probablement surestimée dans ce cas, que le complexe absorbant, pourtant très fortement désaturé, perd encore à l'heure actuelle du calcium et du magnésium. Un partage du bilan annuel des cations entre la saison de repos végétatif (automne et hiver) et la période de croissance montre que les apports externes, qui ont tendance à être drainés en hiver, contribuent efficacement au fonctionnement du peuplement forestier pendant la saison de végétation.

MOTS-CLÉS : épicéa - apport acide - cations - cycle biogéochimique - altération.

ACIDIC DEPOSITION AND SEASONAL CATION CYCLE

Proton sources and cation fluxes were studied in two Norway spruce stands in northeastern France. The calcium, magnesium and potassium balance was established from the data of element fluxes in the soil solution (Tab. I, Fig. 1). The weathering rate of the unaltered soil silicates (total cation reserves) was determined in the Ardennes site, and applied to the Vosges site.

For the Vosges site, in spite of a likely overestimated weathering rate, the results show that the soil exchangeable capacity, although strongly desaturated, still loses calcium and magnesium (Tab. III).

Seasonal balances for the non-growing season (autumn and winter) and for the vegetation season show that external inputs seem to have a tendency to be washed down during the winter period, but contribute efficiently to the functioning of the forest ecosystem during the vegetation season (Tab. II and IV).

KEY-WORDS : *norway spruce - acidic deposition - cations - biogeochemical cycle - weathering.*

* Article présenté lors de la journée d'hommage à Ph. DUCHAUFOR à Nancy le 28 avril 1989.

INTRODUCTION

On peut estimer que les écosystèmes forestiers correspondant à des peuplements naturels ou établis depuis longtemps (plusieurs décennies) dans une station donnée sont à l'équilibre en ce qui concerne les éléments nutritifs majeurs. Les éléments nutritifs apportés par l'atmosphère sous forme de pluie, de dépôts secs et occultes (gaz, poussières, brouillard, rosée), ou libérés par altération des minéraux et fragments de roche contenus dans le sol ou situés au contact de ses horizons inférieurs, équilibrent les pertes subies par le sol : évacuation d'éléments dans les eaux de drainage à la base du sol et éléments immobilisés dans la biomasse ligneuse pérenne. La chute du feuillage mort (litière) n'intervient pas si la décomposition se fait au même rythme que son apport puisque les éléments qu'il apporte ont été auparavant prélevés dans le sol.

Ceci signifie que le pool des éléments échangeables et assimilables du sol et des éléments dissous dans les solutions du sol, à partir duquel se fait l'alimentation minérale des arbres, est en état à peu près stationnaire, subissant seulement des fluctuations légères en fonction des saisons et de l'âge des peuplements. Cet équilibre moyen signifie que, au fil du temps, le bilan entre apports externes et altération du sol d'une part, et immobilisation dans la partie aérienne et les grosses racines d'autre part, a déterminé un équilibre à peu près stable entre composition des solutions drainantes et répartition des ions sur le complexe absorbant.

On peut imaginer que toute modification dans les apports ou dans la consommation entraîne une rupture d'équilibre qui se traduit par une évolution du taux de saturation des colloïdes. Si cette modification se fait dans le sens d'un appauvrissement, elle peut être sans conséquence sensible sur le peuplement dans le cas où le pool des éléments échangeables était important. Dans des sols très pauvres, au contraire, on peut penser qu'elle conduit rapidement à des carences nutritives, et il apparaît important, à l'heure actuelle, de se préoccuper de plus en plus attentivement de la pérennité de la fertilité des écosystèmes forestiers (déficit croissant de la production par rapport à la consommation en Europe, intérêt environnemental de maintenir une fixation élevée de CO_2 par les écosystèmes forestiers). Ces évolutions de l'équilibre initial peuvent être consécutives à un changement de sylviculture (espèce cultivée, longueur de la révolution, exportation plus ou moins complète de la biomasse produite) ou à une modification des conditions extérieures, sous l'influence notamment de la pollution atmosphérique.

Effectivement, on observe, depuis 1983, dans de nombreux peuplements d'épicéa ou de sapin des Vosges et des Ardennes, des jaunissements intenses de feuillage correspondant à de très faibles taux de magnésium et de calcium dans les aiguilles (LANDMANN *et al.*, 1987).

On a pu vérifier expérimentalement que ces jaunissements s'atténuent fortement après une fertilisation magnésienne et/ou calcique (NYS, 1989 ; BONNEAU *et al.*, sous presse). Les essences et la sylviculture n'ayant pas changé depuis plusieurs décennies dans ces peuplements, on peut soupçonner que l'agent principal de ces déséquilibres nutritifs est l'augmentation d'acidité réelle (protons) ou potentielle (NH_4^+ surtout) apportée aux écosystèmes par les dépôts atmosphériques par suite de l'accroissement des émissions de polluants primaires (SO_2 , NO_x , ClH_2 , NH_3).

Pour expliquer les mécanismes qui ont pu aboutir aux désordres physiologiques constatés, les études de la dynamique des éléments dans les écosystèmes sont particulièrement efficaces. Elles ont pour caractéristique de prendre en considération et de quantifier le plus précisément possible les flux d'éléments entre le milieu extérieur (atmosphère, roche-mère) et l'écosystème, et à l'intérieur de l'écosystème lui-même. De telles études ont été menées entre 1979 et 1983 dans une pessière des Ardennes (NYS, 1987) et depuis 1986 dans une pessière des Vosges (PROBST et DAMBRINE, 1988), toutes deux atteintes de jaunissements intenses. Nous avons utilisé les données de ces deux études pour essayer de :

- préciser le mode d'action des apports acides ;
- estimer si le pool des éléments échangeables et assimilables est stable ou non ;
- préciser le rôle des apports atmosphériques d'éléments nutritifs dans l'alimentation minérale actuelle des peuplements.

Sachant que le jaunissement des feuillages dénote surtout des problèmes de nutrition cationique, nous avons concentré notre attention sur la dynamique des trois éléments Ca, Mg et K, sans chercher, du moins dans cet article, à étudier un bilan cationique complet, ni à aborder le problème important du cycle de l'azote et de son équilibre avec les éléments ci-dessus, qui fera l'objet d'un autre article.

Afin d'apporter les réponses les plus réalistes possible à ces questions, notamment à la troisième, nous avons jugé intéressant de scinder, pour le peuplement ardennais, les bilans globaux annuels en bilans partiels, l'un correspondant à la saison de végétation, l'autre à la période de repos végétatif.

I. DÉMARCHES GÉNÉRALES

Le fonctionnement d'un écosystème forestier peut être schématisé dans ses grandes lignes par la figure 1 qui indique les principaux compartiments de la minéralomasse et les principaux flux d'éléments. A partir de ce schéma, on peut calculer soit les flux, soit la variation de minéralomasse d'un compartiment puisque cette dernière est la somme algébrique des flux qui y entrent ou qui en sortent. Les minéralomasses des compartiments sont, pour un élément donné, chiffrées en kg ou kg.eq.ha⁻¹ et les flux en kg ou kg.eq.ha⁻¹ an⁻¹.

En ce qui concerne les objectifs exposés ci-dessus, nous utiliserons cette méthode générale pour déterminer le flux de protons d'origine externe ou interne auquel est soumis le sol, pour établir le bilan global des cations qui nous intéressent (Ca, Mg, K), ainsi que l'évolution du compartiment "éléments nutritifs adsorbés sur les colloïdes" (éléments échangeables).

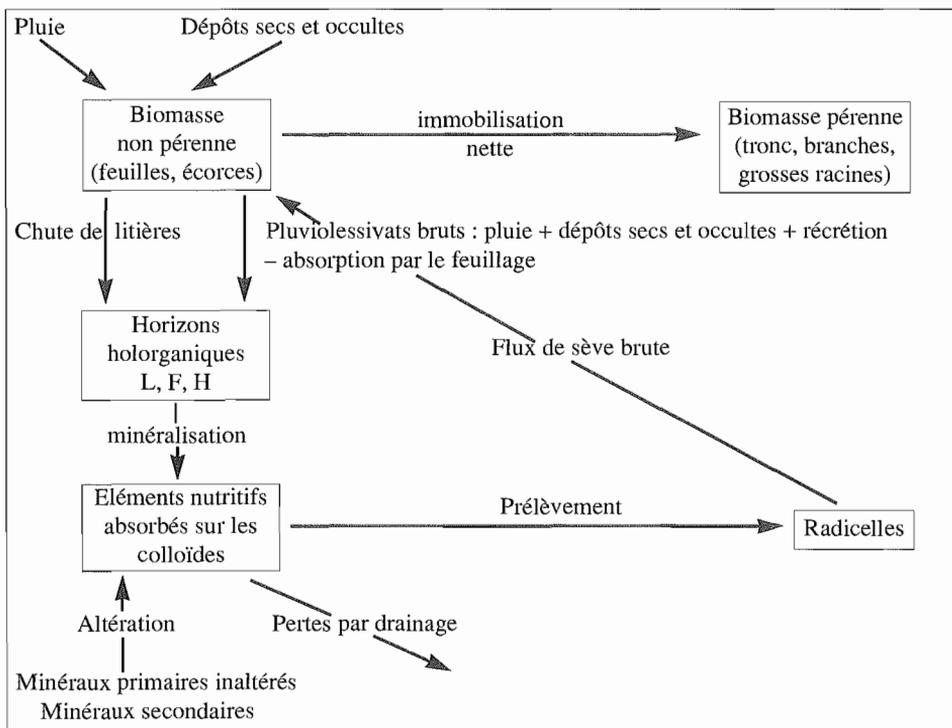
D'une manière générale, on désignera par :

- Ap : les apports,
- PL : le flux d'éléments apporté par les pluies,
- DS : le flux des dépôts secs ou occultes,
- PLL : le flux d'éléments dans les pluviollessivats bruts,

- L : la minéralomasse des couches hologaniques (accumulation à la surface du sol des chutes de litière successives),
- R : le retour global d'éléments au sol par les parties aériennes, qui se décompose en :
 - RS : retour sous forme solide par les feuilles et les rameaux et branches mortes, et
 - RL : la récrétion, c'est-à-dire le flux d'éléments passant de l'intérieur des feuilles à leur surface externe, puis entraînés par les eaux de pluviollessivage,
- M : le flux d'éléments minéralisés au niveau des couches hologaniques,
- P : le prélèvement par les racines,
- I : l'immobilisation nette annuelle (transferts internes déduits) d'éléments dans la biomasse pérenne ligneuse,
- D : le flux d'éléments dans les eaux de drainage à la base du sol,
- Alt : le flux d'éléments fournis aux solutions du sol par altération des minéraux de réserve,
- SE : le stock d'éléments échangeables (minéralomasse du compartiment "éléments nutritifs adsorbés sur les colloïdes"),
- ST : le stock des éléments totaux du sol (éléments échangeables et minéraux de réserve).

Figure 1 : Représentation schématique des compartiments et flux des bioéléments dans un écosystème forestier.

Diagrammatic representation of the components and the bioelement fluxes in a forest ecosystem.



1. Les sources de protons

Elles sont calculées suivant Van BREEMEN *et al.* (1984).

a) Sources externes

Il s'agit des protons contenus dans les pluies H^+ (PL) et de ceux apportés par les dépôts secs et occultes H^+ (DS). Si la première source est relativement facile à évaluer directement à partir du pH des eaux de pluie ou par titration, il n'en est pas de même pour la seconde. En effet, les protons déposés sur le feuillage ou présents dans la pluie qui ruisselle ne sont pas intégralement retrouvés dans les pluvolessivats car ils peuvent s'échanger contre des cations alcalins ou alcalino-terreux au niveau des stomates. Cet échange est un des moteurs principaux de la récrétion. On sous-estimerait donc le flux de protons si l'on considérait que le flux dans les pluvolessivats H^+ (PLL) est la somme H^+ (PL) + H^+ (DS). Nous avons donc évalué l'apport externe de protons comme la somme du flux de protons dans les pluvolessivats et de la récrétion des cations alcalins et alcalino-terreux et du manganèse (celui-ci intervenant toutefois assez peu).

$$H^+ (Ap) = H^+ (PLL) + Ca^{++} (RL) + Mg^{++} (RL) + K^+ (RL) + Mn^{++} (RL)$$

Ceci conduit toutefois à intégrer dans le flux de protons une partie du flux de NH_4^+ puisque ce cation provoque une récrétion au même titre que H^+ . Cette surestimation sera corrigée dans le calcul des sources de protons liées au cycle de l'azote.

b) Sources internes

Lors du prélèvement de cations par les racines, il y a libération de H^+ qui sont reconsumés en partie lors de la minéralisation des litières. C'est l'inverse pour le prélèvement et la minéralisation des anions. L'élaboration de la biomasse ligneuse pérenne correspond à un déficit d'anions et de cations restitués par les litières par rapport à ceux qui sont absorbés et donc, globalement, à la libération d'une quantité de protons égale à la différence entre cations et anions retenus dans les parties pérennes. Toutefois, le prélèvement et la rétention d'azote ne doivent pas intervenir dans ce calcul puisque le cycle de l'azote externe (apport, drainage) ou interne (minéralisation, prélèvement, rétention) donne lieu à une évaluation globale indépendante.

$$H^+ (I) = (\sum \text{cations} - NH_4) I - (\sum \text{anions} - NO_3) I$$

Le flux de protons qui correspond aux acides organiques libérés par les litières s'annule progressivement au fur et à mesure que les eaux gravitaires traversent le sol. Ces acides organiques ont totalement disparu à la partie inférieure des sols étudiés et n'ont donc pas à être pris en considération dans le calcul d'un flux de protons à l'échelle de l'ensemble du sol. Il en serait évidemment autrement si l'on travaillait horizon par horizon, ou s'il y avait drainage d'acides organiques à la base du sol (sols fortement podzolisés).

c) Cycle de l'azote

D'après Van BREEMEN *et al.* (1984), les sources de protons liées au cycle de l'azote sont égales à :

$$H^+ (N) = (\text{sorties de } NO_3^- - \text{entrées de } NO_3^-) - (\text{sorties de } NH_4^+ - \text{entrées de } NH_4^+).$$

Il s'agit des entrées totales dans l'écosystème, à partir du milieu extérieur, dépôts par la pluie et dépôts secs inclus (la fixation de N atmosphérique dans l'humus par les micro-

organismes, d'ailleurs faible, ne fait pas intervenir de protons et la formule globale tient compte d'une éventuelle dénitrification). Pour tenir compte du fait que la source de protons liée à la récrétion de cations a inclus un échange NH_4^+ - cations au niveau des feuillages et tenir compte en même temps des dépôts secs et occultes, il faut prendre les entrées de NH_4^+ et NO_3^- au niveau des pluiolessivats et non au niveau des pluies. Les sorties sont celles qui sont mesurées dans les eaux de drainage à la base du sol.

2. Dépôts secs et récrétion

Dès l'évaluation des sources de protons, on se heurte donc au problème de l'évaluation de la récrétion de cations. La différence des flux de cations alcalins et alcalino-terreux entre les pluiolessivats et les pluies est la somme du lessivage des dépôts secs et occultes et de la récrétion. L'estimation de ces deux facteurs de la différence PLL - PL revient à celle de deux coefficients d et r tels que pour un cation donné C^+ :

$$\text{C}^+ (\text{DS}) = d [\text{C}^+ (\text{PLL}) - \text{C}^+ (\text{PL})]$$

$$\text{C}^+ (\text{RL}) = r [\text{C}^+ (\text{PLL}) - \text{C}^+ (\text{PL})]$$

Les coefficients d et r varient bien entendu suivant le cation considéré.

3. Apports totaux

Pour chaque cation alcalin et alcalino-terreux considéré, l'apport total Ap est :

$$\text{Ap} = \text{PL} + d (\text{PLL} - \text{PL})$$

4. Altération

Sur l'ensemble du sol enraciné, on détermine les quantités de calcium, magnésium et potassium totaux, ST, auxquelles on applique un coefficient d'altération annuelle a :

$$\text{Alt} = a \times \text{ST}$$

Le choix du coefficient a est évidemment difficile et il n'existe aucune méthode expérimentale, hormis celle des bilans à l'échelle des bassins versants qui ne peut que nous donner des indications car, d'une part elle postule l'invariance de la saturation du complexe absorbant alors que nous cherchons à mettre en évidence ses variations, et d'autre part elle détermine un coefficient "global" pour le sol et les arènes sous-jacentes alors que c'est l'altération au sein du sol seulement qui nous est nécessaire. Le choix des coefficients a pour Ca, Mg et K sera exposé dans le paragraphe "Matériel et Méthodes" ci-après.

5. Variation globale annuelle (bilan) du stock d'éléments totaux

Le bilan annuel ΔST pour le sol est la somme des gains et des pertes :

$$\Delta\text{ST} = \text{Ap} - \text{D} - \text{P} + \text{R}$$

a) Prélèvement

On peut écrire : $\text{P} = \text{I} + \text{R} + \Delta\text{fe} + \Delta\text{rac}$,

formule qui exprime le fait que tout élément prélevé ne peut que revenir au sol ou rester immobilisé dans la biomasse ligneuse pérenne ou participer à un accroissement du feuillage Δfe et des racelles Δrac . La quantité Δfe est toujours nulle pour un peuplement à feuillage caduque. Δfe pour un peuplement à feuillage persistant et Δrac sont positifs dans les peuplements juvéniles, négatifs dans les peuplements séniles, nuls dans

les peuplements adultes, cas que nous considérons ici. Admettant que dans les peuplements étudiés $\Delta fe = \Delta rac = 0$, nous pouvons écrire : $P = I + R$.

b) Bilans des éléments totaux

Dans ces conditions, nous pouvons écrire : $\Delta ST = Ap - D - I$.

6. Variations globales (bilans) annuelles ou saisonnières du pool des éléments échangeables

Lorsque l'on considère l'évolution du stock des éléments adsorbés sur les colloïdes dans les horizons hémi-organiques et minéraux, le point de vue devient légèrement différent et il faut se reporter à la figure 1. Quelle que soit la période considérée, année ou fraction d'année, on peut écrire que le bilan du complexe absorbant ΔSE est :

$$\Delta SE = Ap + M + RL + Alt - P - D.$$

Comme la variation annuelle de minéralomasse des horizons holorganiques est la somme algébrique des retours sous forme solide et de la minéralisation, on peut écrire : $M = RS - \Delta L$. Si on travaille à l'échelle annuelle, et si les couches holorganiques sont en état stationnaire, $\Delta L = 0$. C'est le cas que nous avons adopté pour la pessière des Ardennes, étudiée pendant une période où le peuplement était adulte et où aucun problème de santé n'a conduit à une chute exceptionnelle de litière. Pour des couches holorganiques en voie de décroissance ΔL est négatif : c'est ce que nous avons estimé être le cas pour la pessière d'Aubure qui, en 1982-83, avant la période d'étude, avait subi des pertes d'aiguilles importantes, conduisant à une augmentation des couches holorganiques dont la minéralisation actuelle surpasse certainement le retour par les litières.

$$\text{Donc : } \Delta SE = Ap + RS + RL - \Delta L + Alt - P - D \quad (1)$$

Comme, à l'échelle annuelle, $P - RS - RL = I$, on peut, pour un an, écrire :

$$\Delta SE = Ap + Alt - I - \Delta L - D \quad (2)$$

A l'échelle saisonnière, il faudra évaluer les valeurs saisonnières de Ap , M , RL , Alt , P et D et appliquer la formule (1).

7. Estimation saisonnière des flux d'apport, de minéralisation, d'altération, de prélèvement et de drainage

Nous avons, un peu arbitrairement – mais c'était la seule manière d'opérer à partir des données de NYS (1987) – pour la pessière ardennaise, assimilé période de végétation à l'ensemble du printemps et de l'été et la période de repos végétatif à l'ensemble de l'automne + hiver. Pour la pessière des Vosges, nous n'avons pas encore les données nécessaires à l'élaboration de bilans saisonniers.

Les analyses mensuelles des eaux de pluie, de pluiolessivage et de drainage permettent de déterminer sans difficulté les flux correspondants pour les deux périodes considérées. La minéralisation saisonnière a été mesurée à partir des flux recueillis sur des plaques lysimétriques disposées sous les couches holorganiques, à la partie supérieure de l'horizon A_1 (profondeur 0).

M = flux à profondeur 0 - PLL.

Le prélèvement annuel a été calculé à partir de : $P \text{ annuel} = I + R$.

Il a été réparti entre les deux périodes considérées en admettant que pendant la période de repos végétatif, le prélèvement n'a pour fonction que de remplacer une partie des cations alcalins et alcalino-terreux perdus par les feuillages du fait de la récréation.

$$P \text{ hors végétation} = 0,5 \times (\text{RL hors végétation}).$$

La récréation saisonnière est elle-même estimée par la même méthode que la récréation annuelle à partir de la différence des flux saisonniers PLL et PL :

$$\text{RL hors végétation} = (\text{PLL} - \text{PL}) \text{ hors végétation} \times r$$

$$\text{RL végétation} = (\text{PLL} - \text{PL}) \text{ végétation} \times r.$$

Le prélèvement pendant la saison de végétation a été calculé par :

$$P \text{ végétation} = P \text{ annuel} - P \text{ hors végétation}.$$

La répartition du flux annuel d'altération a été faite suivant des proportions entre les deux périodes de l'année égales à celles fournies par les plaques lysimétriques pour la minéralisation des couches holorganiques ; ceci revient à estimer que l'altération réagit de la même manière que la minéralisation aux variations de température et d'humidité.

$$\frac{\text{Alt végétation}}{\text{Alt annuelle}} = \frac{M \text{ végétation}}{M \text{ annuelle}} = 1 - \frac{\text{Alt hors végétation}}{\text{Alt annuelle}}$$

8. Répartition du prélèvement en saison de végétation entre les différentes sources d'éléments

Il nous a semblé intéressant, pour juger de l'effet des apports extérieurs sur la vie des peuplements, de considérer non seulement l'apport de protons qui est, s'il est excessif, nuisible, mais celui de Ca, Mg et K, éléments utiles qui sont apportés en même temps que les protons. Notamment, on peut se demander dans quelle mesure ces apports participent au prélèvement pendant la saison de végétation, période essentielle du prélèvement annuel.

Les solutions du sol peuvent être considérées comme un compartiment alimenté par les apports externes, la minéralisation des couches holorganiques, les flux de récréation, d'altération et de désaturation éventuelle du complexe absorbant, et qui s'appauvrit par les flux de drainage et de prélèvement. On peut considérer ainsi que les différentes sources qui alimentent les solutions du sol se confondent au sein de ces solutions et donc que le prélèvement, qui en émane, provient des différentes sources en proportion de leurs contributions à l'alimentation des solutions du sol. Toutefois, nous ne considérerons que le prélèvement diminué de la part qui sert à remplacer la récréation, part que l'on peut considérer comme un prélèvement parasite.

La récréation sera, au même titre, éliminée des sources :

Alimentation des solutions du sol (hors récréation) en saison de végétation = (Alt + Ap + M + ΔSE) en saison de végétation

et donc, par exemple :

$$\text{Prélèvement provenant de l'altération} = P \text{ vég.} \times \frac{\text{Alt vég.}}{(\text{Alt} + \text{Ap} + \text{M} + \Delta\text{SE}) \text{ vég.}}$$

Les quantités Alt, Ap, M sont connues, pour la période de végétation, à partir du calcul qui sert à évaluer ΔSE pour la même période.

II. MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. Les deux écosystèmes étudiés

Monthermé : Il s'agit d'une pessière qui avait 50 ans environ au moment où les données ont été recueillies (1978-1983). Elle est décrite en détail dans NYS (1987). Elle est située en forêt domaniale de Château-Regnault, près de Monthermé, en Ardenne primaire, sur phyllades du Revinien, à une altitude de 400 m. Le sol est brun ocreux (légèrement plus évolué que le sol initial sous le peuplement feuillu qui précédait la pessière et qui était brun acide), très faiblement saturé : 0,08 à 0,13 meq de Ca échangeable pour 100 g ; 0,03 à 0,05 meq de Mg ; 0,05 à 0,07 meq de K, soit des taux de saturation au pH 7 de 2,3 à 2,6% dans les horizons A₁ B et B. Le taux de saturation au pH du sol (4,3) est, pour ces mêmes horizons, de 6,5 et 7,5%.

Aubure : La pessière étudiée, âgée de 80 ans, est située sur le versant alsacien des Vosges, à 1000 m d'altitude environ, sur le granite du Brézouard, très siliceux, pauvre en calcium et en magnésium. Le sol, enrichi sans doute par des éléments fins venus d'un affleurement de gneiss voisin, est du type brun acide. Il est, comme celui de Monthermé, fortement désaturé, bien qu'un peu moins pauvre : 0,49 à 0,30 meq de Ca ; 0,10 à 0,15 meq de Mg ; 0,3 meq de K, soit un taux de saturation au pH du sol (3,7 à 4,3) de 8,3 à 4,8% en A₁ (B) et (B).

2. Les données mesurées

a) Les compartiments

– LES SOLS :

Cinq fosses pédologiques ont été décrites et prélevées dans chacun des sites pour les mesures physiques (densité apparente mesurée au "cylindre") et chimiques (détermination des éléments totaux et échangeables).

Les éléments totaux (ST) sont mesurés par la méthode de JEANROY (1974) qui consiste en une fusion alcaline de l'échantillon mélangé au métaborate de strontium ; les éléments sont dosés par spectrophotométrie d'absorption atomique, avec une gamme de référence pluriéléments constituée de roches étalons afin d'éviter les effets "matrice".

Les éléments échangeables (SE) sont mesurés à partir d'une extraction, soit à l'acétate d'ammonium à pH 7 pour les sols de Monthermé, soit par le chlorure d'ammonium pour les sols d'Aubure. Les éléments sont dosés dans les extraits dilués au 1/10^e par spectrophotométrie d'absorption atomique (IL), ou par spectrophotométrie d'émission (ICP JY plus).

Le passage au quantitatif est effectué à partir de la densité apparente des sols. Nous ne retiendrons pour les stocks que Ca, Mg et K qui sont les cations dominants pour l'alimentation des plantes.

– LA BIOMASSE ET LE CONTENU MINÉRAL DES PEUPELEMENTS :

Compte tenu de l'architecture complexe d'un arbre et de la structure des peuplements forestiers, il est nécessaire de procéder par échantillonnage après inventaire des peuplements. L'échantillonnage est effectué par la méthode dite stratifiée proportionnelle par classe de circonférence (SATOO et MADGWICK, 1982). 20 tiges sont prélevées, découpées en compartiments : aiguilles, branches vivantes prélevées en fonction de leur taille et de leur âge, branches mortes, troncs pour lesquels on sépare écorce et bois.

Ces échantillons (dont on pèse le poids sec) servent à établir des lois mathématiques qui relient un paramètre tel le poids sec ou le contenu minéral d'un compartiment à un paramètre dendrométrique simple tel que la circonférence de l'arbre à 1,30 m (C 130). Ces lois ou tarifs permettent de calculer la matière sèche ou le contenu minéral des arbres de chaque dimension, et donc du peuplement. Ce protocole est décrit en détail par RANGER D. *et al.* (1981) et RANGER J. *et al.* (1981).

Le contenu minéral d'un échantillon est déterminé à partir d'une minéralisation par voie humide ($H_2O_2 + HClO_4$), puis dosage par colorimétrie du complexe sulfovanado-molybdique pour P, et par spectrophotométrie d'absorption ou d'émission atomique pour Ca, Mg, K, Na, Mn.

Le contenu minéral des organes pérennes d'un arbre est appelé immobilisation totale. La comparaison des tarifs appliqués à deux inventaires successifs effectués à 5 ans d'intervalle permet d'évaluer la vitesse d'immobilisation annuelle (I) des éléments nutritifs par l'accroissement des peuplements. Concernant la répartition saisonnière de cette immobilisation, on a considéré qu'elle avait lieu en totalité pendant la période de végétation.

b) *Les flux : pluies, pluviollessivats, eaux gravitaires*

Dans les deux pessières, *les flux PL et PLL* ont été mesurés grâce à des pluviomètres situés à l'extérieur du peuplement ou sous le peuplement. Le ruissellement sur les troncs, très peu abondant en pessière, a été seulement estimé. Les flux d'eau gravitaire dans le sol ont été recueillis à différentes profondeurs sur des plaques lysimétriques sans tension, à périodicité d'un mois (Monthermé) ou de deux semaines (Aubure), comme les pluies et les pluviollessivats. Les analyses ont été faites soit par absorption atomique, soit par torche à plasma, après filtration. La concentration en protons est déterminée à partir des pH : comme ceux-ci sont très bas (4 à 4,5), il n'y a pas de bicarbonates, et la teneur des eaux en acides organiques au niveau des pluies, des pluviollessivats et des eaux de drainage à la base du sol est négligeable. Il y a dans chaque écosystème 4 (Monthermé) ou 8 (Aubure) jeux de plaques. Les plus profondes, à 60 cm, donnent le drainage profond. Les flux sont obtenus en multipliant les concentrations par les débits. Les quantités de pluie et de pluviollessivats sont directement mesurées. Les débits d'eau de drainage sont calculés à Monthermé en soustrayant de la quantité de pluviollessivats l'évapotranspiration réelle qui est obtenue par calcul : l'ETP est calculée par la formule de TURC, puis corrigée selon AUSSENAC (1975) pour établir ETR (NYS, 1987). A Aubure, le débit de drainage est calculé à partir des résultats globaux du bassin versant équipé à l'intérieur duquel se trouve la pessière.

Flux d'apports par la litière : Ils sont mesurés en recueillant périodiquement les aiguilles et petits bois tombés sur des bacs de 30 x 50 cm, répartis sous le peuplement.

L'analyse en est faite par minéralisation $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HClO}_4$ et dosage par absorption atomique ou torche à plasma.

Flux de minéralisation : A Monthermé, il a été calculé comme la différence entre le flux des éléments Ca, Mg et K sur les plaques situées au-dessous des couches holorganiques (profondeur 0) et le flux au niveau des pluviollessivats. Ce flux s'est avéré un peu supérieur à l'apport annuel de litière. Jugeant que l'humus est très probablement en état stationnaire dans un peuplement de 50 ans, et estimant que l'apport par les litières a pu être légèrement sous-estimé par le ramassage périodique de celles-ci dans des bacs soumis à la percolation des eaux de pluviollessivage et que le flux d'éléments sur les plaques à profondeur 0 a pu, au contraire, être un peu surestimé du fait de la perturbation apportée par la pose des plaques, nous avons opté pour la solution suivante :

$M = \text{apport annuel par les litières} = 0,5 (\text{flux à } 0 \text{ cm} - \text{PLL} + \text{RS mesuré}).$

La répartition en flux hors saison de végétation et en flux pendant la saison de végétation a été faite sur la base des mesures des différences (flux à 0 cm - PLL), soit 40% hors saison de végétation et 60% pendant la saison de végétation pour Ca et Mg, tandis que pour K, présent majoritairement dans les litières sous forme soluble, ces proportions sont de 70% en automne-hiver et 30% au printemps-été.

Puisque, à Aubure, nous nous sommes bornés à établir un bilan annuel du complexe absorbant, la connaissance de la minéralisation annuelle ne nous était pas nécessaire [voir formule (2)]. Nous nous sommes bornés à déterminer par estimation (voir ci-après) le flux d'éléments correspondant à la variation annuelle des couches holorganiques.

3. Les données estimées

Il s'agit essentiellement du taux d'altération des minéraux de réserve, de la variation de minéralomasse des couches holorganiques à Aubure et des coefficients de répartition de la différence des flux PLL et PL entre récréation et dépôts secs.

a) Taux d'altération

Pour choisir le taux d'altération a pour Ca, Mg et K, nous nous sommes d'abord basés sur les ordres de grandeur trouvés dans la littérature : JOHNSON *et al.*, 1968 ; CLAYTON, 1979 ; DUPRAZ *et al.*, 1986 ; JACKS *et al.*, 1989 ; SVERDRUP et VARFVINGE, 1988 ; FROGNER, 1989. Les valeurs fournies par ces auteurs sont très variables : de 5×10^{-7} à $1,5 \times 10^{-4}$ pour Ca, 5×10^{-7} à 2×10^{-4} pour Mg, 5×10^{-7} à 2×10^{-5} pour K. Dans un deuxième temps, nous avons choisi dans la gamme ci-dessus des valeurs qui tiennent compte de l'état de nutrition réel des épicéas de Monthermé marqués par une très nette carence en magnésium développée à partir de 1985 (NYS, 1989), une très faible nutrition en calcium et, par contre, une excellente nutrition potassique. Le fait que la nutrition en Mg, et probablement aussi en Ca, se soit dégradée dans un passé récent nous incite en effet à penser que le complexe absorbant est en état stationnaire pour K, mais en voie de désaturation pour Ca et Mg. Nous avons donc adopté, pour cette pessière ardennaise, les valeurs :

$a = 2 \times 10^{-4}$ pour Ca ; $a = 5 \times 10^{-5}$ pour Mg ; $a = 6,8 \times 10^{-5}$ pour K.

Ce qui, compte tenu des valeurs trouvées pour le stock d'éléments totaux ST (7500 kg ha⁻¹ de Ca, 16500 kg ha⁻¹ de Mg, 124000 kg ha⁻¹ de K), donne des flux annuels d'altération de :

1,5 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour Ca ; 0,8 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour Mg ; 8,5 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour K.

Un autre type de calcul, qui fournit des valeurs très semblables, peut être effectué en considérant le bilan des éléments minéraux effectué par NYS (1987) dans un taillis sous futaie de chêne jouxtant la pessière étudiée. Ce taillis reçoit un dépôt atmosphérique de protons relativement élevé, mais nettement plus faible que la pessière (28,1 kg de N et 50,3 kg de S contre 48 et 72,1 pour la pessière) en raison de son feuillage caduc qui n'intercepte les polluants qu'une partie de l'année.

Si l'on fait l'hypothèse, vraisemblable, que le sol de ce peuplement ne s'enrichit pas en bases échangeables, c'est-à-dire que le bilan de Ca et Mg est, au mieux, équilibré, on obtient des valeurs maximales d'altération de 0,7 kg pour Ca et 0,64 kg pour Mg.

Or, l'analyse minéralogique semi-quantitative des sols des deux peuplements montre une distribution parfaitement analogue des minéraux, excepté une aluminisation plus prononcée des vermiculites sous la pessière, résultant de l'apport plus élevé de protons, et une teneur légèrement plus faible en chlorite dans l'horizon A₁. Ceci suggère une altération accrue sous la pessière, de sorte que les taux évalués dans le peuplement feuillu représentent des valeurs basses pour le peuplement résineux.

Pour la pessière d'Aubure, nous avons cherché à voir à quelle évolution du complexe absorbant conduisait l'application, soit de taux d'altération identiques à ceux de Monthermé, soit, en tenant compte de la granulométrie plus grossière et de la plus grande vitesse de percolation de l'eau, de taux de 25% plus faibles que ceux de Monthermé, soit :

Hypothèse 1 :

$$a \text{ Ca} = 2 \times 10^{-4} ; \quad a \text{ Mg} = 5 \times 10^{-5} ; \quad a \text{ K} = 6,8 \times 10^{-5}.$$

Hypothèse 2 :

$$a \text{ Ca} = 1,5 \times 10^{-4} ; \quad a \text{ Mg} = 3,7 \times 10^{-5} ; \quad a \text{ K} = 5,1 \times 10^{-5}.$$

Sur la base des réserves totales, évaluées par analyse totale, de 1520 kg de Ca, 11860 kg de Mg et 100640 kg de K, la libération d'éléments par altération annuelle serait de :

Hypothèse 1 :

$$\text{Ca} : 0,30 \text{ kg ha}^{-1} ; \quad \text{Mg} : 0,60 \text{ kg ha}^{-1} ; \quad \text{K} : 6,84 \text{ kg ha}^{-1}.$$

Hypothèse 2 :

$$\text{Ca} : 0,23 \text{ kg ha}^{-1} ; \quad \text{Mg} : 0,44 \text{ kg ha}^{-1} ; \quad \text{K} : 5,13 \text{ kg ha}^{-1}.$$

b) Estimation des coefficients de dépôts secs et de récréation

Nous ne disposons pas, à l'heure actuelle, de procédés capables de conduire à un calcul des coefficients *d* et *r*. On n'a pas trouvé, jusqu'à maintenant, de matière inactive permettant de simuler l'action du feuillage d'un arbre, même de manière approximative, pour le piégeage de particules ou d'aérosols. LOVETT et LINDBERG (1984) ont proposé une méthode statistique basée sur l'analogie d'épisodes individuels de pluies, mais nous n'avons pas encore pu l'appliquer à Aubure, faute d'un nombre suffisant d'épisodes analysés.

Les coefficients d et r ont donc été seulement estimés d'une manière approximative, mais qui nous semble cependant assez proche de la réalité, d'une part sur la base des données expérimentales de la littérature pour des espèces comparables (GODT *et al.*, 1986), d'autre part sur la base des variations saisonnières des différences de flux entre pluviollessivats et pluies (DAMBRINE et PREVOSTO, 1988 ; DAMBRINE et NOUR-RISSON, 1990). Les valeurs retenues ont été :

pour Ca :	pour Mg :	pour K :
$r = 0,2 \quad d = 0,8$	$r = 0,5 \quad d = 0,5$	$r = 0,8 \quad d = 0,2$

c) *Estimation de la variation annuelle ΔL de la minéralomasse L des couches holorganiques*

Rappelons qu'en ce qui concerne Monthermé, nous avons estimé que, pendant la période d'étude, ΔL était nul, c'est-à-dire que les couches holorganiques étaient en état stationnaire.

La défoliation importante, estimée à 50% par les notateurs forestiers, subie par la pessière d'Aubure en 1982-83 a conduit, à l'époque, à une augmentation des couches holorganiques. Sur la base d'une chute anormale de 4 années d'aiguilles (l'épicéa garde normalement ses aiguilles 8 ans environ), d'une masse annuelle d'aiguilles de 3000 kg ha⁻¹ et d'une composition des aiguilles tombantes de 0,3% de Ca, 0,04% de Mg, 0,3% de K, la minéralomasse des horizons holorganiques a été augmentée de :

36 kg de Ca	4,8 kg de Mg	36 kg de K.
-------------	--------------	-------------

A ces quantités, nous appliquons les coefficients de JENNY (coefficient de décomposition annuelle) tels qu'ils ont pu être estimés grossièrement à partir des données d'un observatoire des sols établi au col du Donon, dans une pessière écologiquement proche de celle d'Aubure et où la minéralomasse des couches holorganiques a été déterminée avec précision. En estimant que ces couches sont en état stationnaire et à partir du flux d'éléments annuels apporté par la litière (3000 kg ha⁻¹ an⁻¹ et composition identique à celle donnée ci-dessus), on détermine des coefficients de JENNY égaux à :

11,8% pour Ca	1,4% pour Mg	13,7% pour K.
---------------	--------------	---------------

Sur ces bases, il reste, cinq ans environ après la chute initiale, une minéralomasse excédentaire de :

$$(1-0,118)^5 \times 36 = 19,2 \text{ kg de Ca}$$

$$(1-0,014)^5 \times 4,8 = 4,5 \text{ kg de Mg}$$

$$(1-0,137)^5 \times 36 = 17,2 \text{ kg de K}$$

dont la minéralisation annuelle aux taux indiqués fournit des flux, c'est-à-dire une variation négative de ΔL de :

$$-(19,2 \times 0,118) = -2,27 \text{ kg de Ca}$$

$$-(4,5 \times 0,014) = -0,06 \text{ kg de Mg}$$

$$-(17,2 \times 0,137) = -2,35 \text{ kg de K.}$$

III. RESULTATS

1. Bilan global des cations

Le tableau I donne l'ensemble des sources de protons qui sont légèrement moins élevées à Aubure qu'à Monthermé. *

A Monthermé, les pertes de cations par drainage sont légèrement inférieures aux apports. A Aubure, elles sont légèrement inférieures en ce qui concerne Ca et notablement supérieures en ce qui concerne K et Mg. Toutefois, pour l'ensemble de ces deux cations, l'excès du drainage sur les apports ne représente que 0,31 kg eq, donc un chiffre très faible par rapport aux sources de protons qui approchent 3 kg eq.

Cela veut dire que, dans ces sols très désaturés, de forts apports acides ne parviennent pas, ou très difficilement, à déplacer les cations basiques.

Tableau I : Source de protons et bilan annuel des cations dans les pessières de Monthermé et d'Aubure.

Proton sources and annual cation balance (input by rain and dry deposition, output by seepage water and immobilization) in the spruce stands of Monthermé and Aubure.

I. SOURCES DE PROTONS						
	Monthermé			Aubure		
Pluie H ⁺	0,23			0,48		
Dépôts secs et occultes H ⁺	1,63			1,28		
Cycle de l'azote	1,19			0,70		
Immobilisation ligneuse	0,80			0,36		
Total kg eq/ha/an	3,85			2,82		
II. APPORTS DE CATIONS ET PERTES PAR DRAINAGE						
kg/ha/an	Monthermé			Aubure		
	K	Ca	Mg	K	Ca	Mg
Apports de cations						
Pluie	3,10	9,40	1,70	1,60	3,50	0,80
Pluivilessivats nets	24,10	13,50	3,00	18,80	9,70	1,50
Dépôts secs et occultes	4,80	10,80	1,50	3,80	7,80	0,75
Apport total	7,90	20,20	3,20	5,40	11,30	1,55
Pertes de cations par						
Drainage	7,00	14,00	2,60	12,70	10,30	3,00
Immobilisation	9,40	11,20	1,80	2,80	5,00	0,50
Bilan apports-pertes kg/ha/an	-8,50	-5,00	-1,20	-10,10	-4,00	-1,95
Bilan kg eq/ha/an	-0,22	-0,25	-0,10	-0,26	-0,20	-0,16
	-0,57			-0,62		

De fait, l'évaluation des puits de protons, que nous n'avons pas rapportée ici, montre que les puits essentiels sont représentés par le drainage des protons, celui de l'aluminium et, dans certains écosystèmes, la rétention, par adsorption ou réduction, des sulfates.

Cependant, le bilan total des cations, qui prend en compte la consommation par immobilisation ligneuse, fait ressortir (tableau I) un bilan assez fortement négatif pour les trois cations basiques biogènes et pour les deux écosystèmes étudiés.

La question se pose donc de savoir si la saturation des complexes absorbants est réellement stable, c'est-à-dire si la libération de cations par les minéraux de réserve est capable de couvrir les pertes de cations.

Tableau II : Pessière de Monthermé. Apports, pertes et bilan du complexe absorbant, en $\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$, par saison : automne (Aut.) + hiver (Hiv.), printemps (Print.) + été (Été).

Monthermé spruce stand. Seasonal inputs (rain, dry deposition, recreation, litter mineralization), outputs (uptake = wood immobilization + recreation + litter fall, seepage water) and cation exchange complex balance $\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$: Autumn (Aut) + Winter (Hiv.), Spring (Print) + Summer (Été).

	K			Ca			Mg		
	Aut + Hiv	Print+ Été	Total	Aut + Hiv	Print+ Été	Total	Aut + Hiv	Print+ Été	Total
APPORTS									
(1) Pluie	1,6	1,5	3,1	3,8	5,6	9,4	0,9	0,8	1,7
Pluiolessivats nets	11,4	12,7	24,1	9,9	3,6	13,5	1,9	1,1	3
(2) Dépôts secs et occultes	2,3	2,5	4,8	7,9	2,9	10,8	0,9	0,6	1,5
(3) Récréation	9,1	10,2	19,3	2,0	0,7	2,7	1	0,5	1,5
(4) Minéralisation des litières	7,7	3,3	11	6,6	10	16,6	1	1,4	2,4
(5) Altération	4,2	4,3	8,5	0,7	0,8	1,5	0,4	0,4	0,8
Total (1 + 2 + 3 + 4 + 5)	24,9	21,8	46,7	21,0	20,0	41	4,2	3,7	7,9
PERTES									
Immobilisation	0	9,4	9,4	0	11,2	11,2	0	1,8	1,8
(6) Prélèvements (Immobilisation + Récréation + Litières)	4,5	35,2	39,7	1	29,5	30,5	0,5	5,2	5,7
(7) Drainage	5,9	1,1	7	12,2	1,8	14	2,3	0,3	2,6
Total (6 + 7)	10,4	36,3	46,7	13,2	31,3	44,5	2,8	5,5	8,3
BILAN	14,5	- 14,5	0	7,8	- 11,3	- 3,5	1,4	- 1,8	- 0,4

2. Part de l'altération et de la désorption dans les pertes de cations

Ecosystème de Monthermé

Pour l'écosystème de Monthermé, nous avons estimé (cf. paragraphe II-3 ci-dessus) que l'altération pouvait fournir $1,5 \text{ kg ha}^{-1}$ de Ca, $0,8 \text{ kg}$ de Mg et $8,5 \text{ kg}$ de K. En comparant ces valeurs aux bilans du tableau I, il apparaît que cette fourniture est insuffisante pour compenser les pertes en Ca et Mg, et donc que le complexe absorbant serait probablement encore en voie de désaturation et perdrait $3,5 \text{ kg}$ de Ca, $0,4 \text{ kg}$ de Mg, tandis qu'il serait équilibré en K.

Ces pertes paraissent faibles, mais, par rapport aux stocks actuels d'éléments échangeables évalués à 371 kg et 96 kg pour Ca et Mg respectivement, elles représentent $0,9\%$ et $0,4\%$, ce qui veut dire qu'en une ou deux révolutions d'arbres ayant une croissance équivalente à la pessière actuelle, ce stock serait totalement épuisé.

Ecosystème d'Aubure

Son cas est un peu plus complexe que celui de Monthermé puisque, outre l'altération des minéraux, il faut prendre en compte un autre phénomène, celui d'une libération temporairement élevée d'éléments par l'humus à la suite des chutes exceptionnelles de litière qui se sont produites au début du dépérissement en 1982-83. A partir du bilan négatif total du sol, établi d'après les apports et les pertes par drainage et immobilisation, la désaturation éventuelle du complexe sera donc estimée comme la différence entre le bilan total et les fournitures par altération des minéraux suivant les deux hypothèses précisées au II.3, et minéralisation exceptionnelle de la litière, cette dernière étant supposée conduire à une augmentation des pertes par drainage.

Le tableau III, qui détaille les calculs correspondants (les chiffres des données cités au II.3 étant arrondis), montre que, dans les deux hypothèses choisies pour l'altération, le complexe absorbant du sol de la pessière d'Aubure se désature progressivement en calcium, magnésium et même potassium. L'hypothèse 1, cependant, était très optimiste puisqu'elle retenait des taux d'altération égaux à ceux du sol de Monthermé dans lequel l'eau percole plus lentement et dans lequel les protons introduits ou produits peuvent donc mieux entrer en réaction avec les minéraux. Ces pertes du complexe absorbant représentent annuellement, pour le calcium $0,5\%$ du stock échangeable (268 kg ha^{-1}), pour le magnésium 2% environ (stock échangeable de 61 kg ha^{-1}) et pour le potassium $0,2\%$ dans l'hypothèse 1 et $0,5\%$ dans l'hypothèse 2 (stock de 523 kg ha^{-1}).

3. Bilan saisonnier du complexe absorbant

Comme indiqué plus haut dans le paragraphe "Méthodes", le bilan annuel du complexe absorbant n'a pu être réparti entre la saison de végétation et la période de repos végétatif que dans la pessière Monthermé. On peut trouver au tableau II les résultats de cette répartition, à partir des méthodes exposées dans le paragraphe II.

Les résultats font nettement apparaître, pour les trois éléments, un bilan positif en automne-hiver et un bilan négatif au printemps-été. Ceci est assez contraire à ce à quoi on pourrait s'attendre a priori puisque les pertes par drainage sont maximales en automne-hiver. Ceci est dû à la minéralisation encore active des litières hors saison de végétation (rappelons que la répartition de la fourniture d'éléments par les horizons holor-

ganiques entre les deux périodes de l'année résulte de mesures et non d'hypothèses), à l'altération vraisemblablement active également au même titre que la minéralisation des débris végétaux et à la quasi-absence de prélèvement. Ce stockage hivernal, repris en été par un prélèvement actif, se fait certainement surtout sous forme de cations adsorbés, et sans doute aussi sous forme d'ions en solution dans l'eau retenue dans la microporosité.

Tableau III : Bilan du complexe absorbant dans la pessière d'Aubure.

Cation exchange complex balance in the Aubure spruce stand (total soil balance + additional litter stock mineralization + weathering).

kg / ha / an	K	Ca	Mg
(1) Bilan du sol (d'après tableau I)	- 10,1	- 4	- 1,95
(2) Minéralisation du stock supplémentaire de litière	2,3	2,3	0,06
(3) Libération par l'altération			
hypothèse 1	6,8	0,3	0,6
hypothèse 2	5,1	0,2	0,44
Bilan du complexe absorbant [(1) - (2) - (3)]			
hypothèse 1	- 1	- 1,4	- 1,29
hypothèse 2	- 2,7	- 1,5	- 1,45

Il est intéressant aussi de constater que le prélèvement de printemps-été se fait pour une part non négligeable à partir des apports atmosphériques (pluie et dépôts secs ou occultes). Si l'on estime que le prélèvement s'opère sans distinction d'origine des éléments disponibles et si on élimine les quantités récrétées en les soustrayant aussi bien des éléments fournis que du prélèvement, en considérant qu'il s'agit d'un cycle interne rapide, on peut dresser le tableau IV qui donne la répartition du prélèvement entre les différentes sources.

Pour Ca et Mg, le prélèvement se répartit approximativement par tiers entre apports, minéralisation et désaturation du complexe absorbant, l'altération étant très minoritaire. Pour K, la désaturation assure la moitié du prélèvement, les apports, la minéralisation et l'altération fournissant un sixième chacun. La différence de répartition par rapport à Ca et Mg vient d'un plus faible apport externe et d'un retour qui se fait beaucoup plus par phase liquide (récréation) que par phase solide (litières). L'altération, plus active, participe beaucoup plus au prélèvement que dans le cas de Ca et Mg.

Tableau IV : Répartition du prélèvement (hors compensation de la récréation) entre les différentes sources de cations (hors récréation) à Monthermé.

Uptake partitioning (excluding recreation compensation) between the different cation sources (excluding recreation) at Monthermé.

	K		Ca		Mg	
	kg	%	kg	%	kg	%
Apports externes	3,8	15	8	28	1,35	29
Minéralisation des litières	3,2	13	9,4	32	1,35	29
Altération	4,1	16	0,8	3	0,4	8
Désaturation du complexe absorbant	13,9	56	10,6	37	1,6	34
Total	25	100	28,8	100	4,7	100

IV. DISCUSSION

Le bilan des cations repose sur les données qui sont recueillies directement par mesure et que l'on peut donc considérer comme relativement fiables (apports par la pluie, drainage, retours par les litières, immobilisation et prélèvement). Le partage du pluviollessivage net entre dépôts secs ou occultes et récréation est pour le moment assez incertain. Des progrès sont incontestablement souhaitables dans ce domaine.

Toutefois, les options que nous avons retenues sont des ordres de grandeur vraisemblables, retenus par d'autres auteurs (LOVETT et LINDBERG, 1984).

La fourniture d'éléments au complexe absorbant par l'altération progressive des minéraux de réserve reste évidemment beaucoup plus hypothétique et on peut dire que les valeurs adoptées ont été un compromis entre les chiffres fournis par la littérature, d'ailleurs très variables, ce qui est normal compte tenu de la diversité des sols, des matériaux et des pédoclimats, et d'autres considérations, notamment l'évolution de l'état de santé des peuplements et le calcul de l'altération dans un peuplement feuillu dont le complexe absorbant est supposé en équilibre. Ceci est vrai pour l'écosystème de Monthermé. Pour Aubure, où nous avons choisi les valeurs d'altération à partir de celles de Monthermé, il est pratiquement certain, étant donné la grande différence de granulométrie des sols, que ces valeurs sont supérieures à la réalité. Par conséquent, les bilans négatifs du complexe absorbant en Ca et Mg qui ont été mis en évidence dans cet écosystème peuvent être tenus comme bien réels et même plutôt sous-estimés.

On peut s'étonner que des sols très désaturés puissent encore perdre des cations. DUPRAZ *et al.* (1986), en étudiant une pessière de Lozère, concluaient que le taux de saturation du sol n'y était pas significativement différent de celui du sol encore non forestier au moment où elle a été plantée. ULRICH (1988) avance que, dans les sols très acidifiés, on ne peut plus attendre de perte de cations. Par contre, HILDEBRAND (1986), à partir des coefficients de Gapon établis expérimentalement pour de nombreux sols allemands, conclut que plus un sol est aluminisé (c'est le cas du sol d'Aubure), plus il perd facilement son calcium et son magnésium. Il ne nous paraît donc pas invraisem-

blable que le sol d'Aubure perde encore, à l'heure actuelle, du calcium et du magnésium (la teneur du sol en ces éléments n'est d'ailleurs pas si basse qu'on pourrait s'y attendre : 0,30 meq/100 g de Ca et 0,15 meq de Mg entre 30 et 50 cm de profondeur). L'évolution de l'état de santé des peuplements marqués par de fortes carences en calcium (0,2% dans les aiguilles de l'année) et en magnésium (0,05%) nous conforte dans l'opinion que le complexe absorbant continue à se désaturer.

La conséquence de cela est évidemment préoccupante car, tant que l'apport acide restera élevé, l'état de santé de ces peuplements très dépérissants a peu de chance de s'améliorer.

Le fait que les pertes de cations par drainage profond ne soient pas très supérieures aux apports externes (tableau I) semblerait montrer que les apports acides ne sont pas responsables de l'appauvrissement progressif du complexe absorbant. Le bilan saisonnier effectué à Monthermé montre qu'en hiver les pertes par drainage sont cependant un peu supérieures aux apports. Le bilan du complexe absorbant reste malgré tout positif en dehors de la saison de végétation. Le bilan négatif assez fort du complexe pour l'ensemble de l'année tient surtout au prélèvement important de l'été. Si on examine de près ce bilan saisonnier, on voit que l'enrichissement d'hiver du complexe absorbant est à peu près égal à la quantité de cations fournis par la minéralisation hivernale des litières et l'altération. Les apports acides n'ont donc apparemment pas comme conséquence une élimination par drainage de ces cations libérés. L'effet de la forte acidité des eaux de pluie à découvert et sous le couvert paraît plutôt être d'empêcher les cations Ca et Mg qu'elles contiennent aussi de se fixer sur les colloïdes du sol par échange avec des protons ou des ions aluminium. Ce rôle, moins spectaculaire peut-être qu'un entraînement par drainage de cations du complexe ou libérés par altération des minéraux ou minéralisation de la matière végétale, n'en est pas moins fort nuisible puisqu'en définitive, malgré un niveau de production modeste des peuplements, le complexe absorbant ne peut assurer le prélèvement correspondant qu'en s'appauvrissant progressivement. Autrement dit, l'acidité des pluies empêche les apports externes de Ca et Mg de contribuer davantage qu'ils ne le font à la production ligneuse.

Par ailleurs, il est certain qu'une altération faible est aussi la cause de la désaturation progressive du complexe absorbant en Ca et Mg. La répartition des jaunissements des peuplements forestiers dans les Vosges, conséquence des carences en ces éléments, montre bien d'ailleurs qu'ils sont localisés sur les roches-mères qui contiennent le moins de minéraux facilement altérables (granites acides, grès).

CONCLUSIONS

L'étude détaillée du cycle des cations dans les deux écosystèmes de Monthermé et d'Aubure qui vient d'être présentée permet de formuler trois conclusions principales :

- Des sols déjà très acidifiés, dont les taux de saturation sont de 5 à 10% seulement, sont susceptibles, s'ils sont soumis à des apports acides ou acidifiants (ammonium), de continuer à perdre des cations alcalins ou alcalino-terreux échangeables à une vitesse annuelle de l'ordre du pour cent, provenant des faibles réserves qui subsistent encore (Ca, Mg notamment).

● Les apports acides semblent nuire essentiellement par le fait que l'équilibre protonations alcalins et alcalino-terreux dans les pluies et dépôts secs interdit une adsorption sur les colloïdes du sol des cations apportés.

● La seule considération des bilans annuels ne permet pas une connaissance correcte de la manière dont fonctionnent les écosystèmes forestiers. Seuls des bilans saisonniers sont capables de mettre en évidence le devenir des apports au sein de l'écosystème et le rôle exact qu'ils y jouent. Ils montrent, en particulier à Monthermé, que l'automne et l'hiver, malgré un fort drainage, sont des saisons où le complexe d'échange s'enrichit du fait de l'absence de prélèvement et que, pendant la saison de végétation, les apports externes participent pour une part importante au prélèvement d'éléments nutritifs par la forêt. Toute réduction des apports externes risque donc aussi de réduire la productivité des peuplements.

Reçu pour publication : Novembre 1989

Accepté pour publication : Mai 1991

BIBLIOGRAPHIE

- AUSSENAC G., 1975. – *Couverts forestiers et facteurs du climat : leurs interactions, conséquences écophysologiques chez quelques résineux*. Thèse Université de Nancy I, 235 p.
- BONNEAU M., LANDMANN G., NYS C., 1991. – Fertilization of declining conifer stands in the Vosges and in the French Ardennes. *Water, Air and Soil Pollution* (sous presse).
- CLAYTON J.L., 1979. – Nutrient supply to soil by rock weathering. *In : Impact of intensive harvesting on forest nutrient cycling*. A. Leaf Ed., School of Forestry, Syracuse NY, 75-96.
- DAMBRINE E., PREVOSTO B., 1988. – *Flux des éléments minéraux dans un écosystème forestier d'altitude soumis à la pollution atmosphérique : relations avec le dépérissement*. Compte rendu CEE DG XII, 42 p.
- DAMBRINE E., NOURRISSON G., 1990. – *Dépôt d'éléments minéraux sur les écosystèmes naturels terrestres* (DEMENT). Rapport scientifique au Ministère de l'Environnement ; résultats relatifs à l'année 1989-1990. INRA-CRF Nancy. Doc. Int. Station Sols Forestiers.
- DUPRAZ C., LELONG F., BONNEAU M., 1986. – Effet des boisements résineux purs sur l'évolution de la fertilité du sol : premiers résultats obtenus sur bassins versants expérimentaux du Mont Lozère (France). *Ann. Sci. Forest.*, **43** (2), 147-164.
- FROGNER T., 1989. – Chemical weathering rates at the rain catchments in Norway. *In : Water rock interaction*. Miles Ed.
- GODT J., SCHMIDT M., MAYER M., 1986. – Process on the canopy of trees : internal and external turnover of elements. *In : Atmospheric pollutants in forest areas*. H.W. Goerge Ed., D. Reidel Publ. Comp., 263-274.
- HILDEBRAND E., 1986. – Zustand und Entwicklung der Austauschigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 105 (1), 60-70.

- JACKS G., ABERG G., HAMILTON J.P., 1989. – Calcium budgets for catchments as interpreted by strontium isotopes. *Nordic Hydrology* (20), 85-96.
- JEANROY E., 1974. – Analyse totale par spectrométrie d'absorption atomique des roches, sols, minerais, ciments, après fusion au métaborate de strontium. *Analysis* 2 (10-11), 703-712.
- JOHNSON N.M., LIKENS G., BORMANN F.H., PIERCE R.S., 1968. – Rate of chemical weathering of silicate mineral in New-Hampshire. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, 32, 531-545.
- LANDMANN G., BONNEAU M., ADRIAN M., 1987. – Le dépérissement du sapin pectiné et de l'épicéa commun dans le massif vosgien est-il en relation avec l'état nutritionnel des peuplements ? *Revue Forestière Française*, vol. XXXIX, n° 1, 5-11.
- LOVETT G.M., LINDBERG S.E., 1984. – Dry deposition and canopy exchange in a mixed oak forest as determined by analysis of throughfall. *Journal of Applied Ecology*, 21, 1013-1027.
- NYS C., 1987. – *Fonctionnement du sol d'un écosystème forestier. Conséquences des enrésinements*. Thèse Doct. ès Sc. Nat., Université de Nancy I, 207 p.
- NYS C., 1989. – Fertilisation, dépérissement et production de l'épicéa commun (*Picea abies*) dans les Ardennes. *Rev. For. Fr.*, XLI, 336-347.
- PROBST A., DAMBRINE E., 1988. – Fonctionnement et bilan hydrique comparés des bassins versants d'Aubure (Vosges) et du Mont Lozère (Massif Central). *Journées de travail DEFORPA, Nancy, 24-26 février 1988*. Ministère de l'Environnement.
- RANGER D., NYS C., RANGER J., 1981. – Etude comparée de deux systèmes feuillu et résineux des Ardennes primaires françaises. II. Biomasse aérienne de la pessière (*Picea abies* Karst.). *Ann. Sci. Forest.*, 38 (3), 377-388.
- RANGER J., NYS C., RANGER D., 1981. – Etude comparée de deux systèmes feuillu et résineux des Ardennes primaires françaises. I. Biomasse aérienne du taillis sous futaie. *Ann. Sci. Forest.*, 38 (2), 259-282.
- SATOO T., MADGWICK HAI, 1982. – *Forest biomass*. Martinus Nijhoff W Junk publishers.
- SVERDRUP H., WARFRINGE P., 1988. – Weathering of primary silicate minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. *Water, Air and Soil Pollution*, 38, 387-408.
- ULRICH B., 1988. – Bodenkundliche Forschung in Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden. *Allgemeine Forstzeitschrift*, n° 43, 1171-1173.
- Van BREEMEN N., DRISCOLL C.T., MULDER J., 1984. – Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature*, 307, 599-604.

