

Le chaulage du sol forestier

Henri Laudelout

Une synthèse récente de Robert [1] sur l'ensemble des problèmes liés à la conservation des sols signale l'importance numérique des flux de protons dans les régions caractérisées à la fois par le développement industriel et des pratiques agricole et sylvicole intensives. D'après cet auteur « la réalisation de bilans des réserves en cations basiques des sols est en cours au niveau européen pour évaluer les risques à long terme ». On trouvera l'expression d'une préoccupation analogue dans l'étude de Federer *et al.* [2].

Ces auteurs, après une évaluation de l'ensemble des données recueillies sur six écosystèmes forestiers du Nord-Est

des Etats-Unis, arrivent à la conclusion que les « fuites » accélérées en calcium que l'on constate aujourd'hui sont dues à la pollution atmosphérique des XIX^e et XX^e siècles. La vitesse de solubilisation des minéraux primaires est trop lente pour couvrir les pertes en calcium. D'après ces auteurs, trois remèdes existent à cet égard pour diminuer le risque d'une dégradation lente, mais certaine, des écosystèmes forestiers : a) réduire la pollution atmosphérique au niveau qu'elle avait au milieu du siècle dernier ; b) diminuer considérablement l'intensité de l'exploitation forestière ; c) procéder au chaulage, mais au niveau que requiert la nature des sols, du climat, de la végétation et de la pollution atmosphé-

rique acide, sans toutefois polluer l'environnement ou compromettre l'équilibre des éléments minéraux du sol forestier.

Il semble bien démontré que la pollution acide atmosphérique a eu des effets cumulatifs sur le pH du sol depuis le milieu du siècle dernier [3]. La mesure du pH est devenue une technique de routine dans les laboratoires d'analyse des sols depuis une bonne soixantaine d'années. C'est ainsi qu'en Suède, Hallbacken et Tamm [4] ont constaté une diminution du pH de l'ordre d'une demi-unité sous épicéa de 1927 à 1983, dans une étude prenant en compte les modifications de pH dues au vieillissement du peuplement. Une étude américaine récente [5] sur le dépérissement de *Picea rubens* démontre que la chimie des sols forestiers a été effectivement modifiée au cours des récentes décennies. Une dizaine d'observations sur l'évolution du pH après des laps de temps allant de 20 à 50 ans [3] présente des résultats très concordants, et démontre le fait que les sols les plus sensibles à l'acidification ne sont pas ceux qui étaient les plus acides au départ.

La nécessité du chaulage

Compte tenu, d'une part d'une pollution acide d'origine industrielle qui semble inéluctable, d'autre part d'une intensification des pratiques sylvicoles et aussi d'une pollution d'origine



Photo 1. La méthode de choix pour l'étude des cycles biogéochimiques dans les écosystèmes forestiers est celle du bassin versant sur un substrat très peu perméable. Elle est utilisée dans divers pays, mais la première et la plus ancienne mise en œuvre de cette méthode est celle du Hubbard Brook Forest Laboratory dans le New Hampshire.

Photo 1. The most suitable method for studying biogeochemical cycles in forest ecosystems is that of the catchment area covering a fairly impermeable substrate. It is used in various countries, the oldest example being the Hubbard Brook Forest Laboratory in New Hampshire.

H. Laudelout : Centre de Recherches Forestières de l'UCL, Louvain-la-Neuve, B-6460 Chimay, Belgique.

« agricole » due aux élevages industriels avec émission ammoniacale, on ne voit pas comment on pourra se soustraire à la nécessité d'un chaulage du sol forestier. Il est donc indispensable d'examiner les résultats obtenus au cours de ces dernières années sur les effets utiles ou nuisibles de cette pratique. En effet, une question se pose : le remède que représentent le chaulage et la fertilisation ne sera-t-il pas pire que le mal et ne serait-il pas préférable d'orienter la gestion vers une sylviculture douce, minimisant les intrants en engrais minéraux ou amendements ou même les supprimant complètement. Ce n'est pas chose simple que de répondre objectivement à ces questions ; la raison étant que le mécanisme du fonctionnement de l'écosystème forestier est compliqué et très loin d'être bien connu. En outre, même si la description du fonctionnement d'un écosystème forestier est imparfaite, elle n'est utilisable qu'à condition de procéder à l'indispensable régionalisation des paramètres qui y figurent. C'est le cas notamment de la pollution nitrique accompagnant le chaulage, laquelle peut être négligeable ou catastrophique suivant les conditions locales.

Quand le chaulage est-il nécessaire ?

La question : ce sol forestier est-il trop acide ? est très généralement reformulée en disant : son pH est-il trop bas ? Si la signification pratique d'une mesure de pH d'un sol agricole ou horticole est assez bien établie, il n'en va pas de même pour un sol forestier. La raison en est que la mesure du pH d'une suspension de sol dans de l'eau distillée perd son sens physico-chimique lorsque la concentration en sels de la suspension devient très faible. On sait que l'on y remédie en mesurant le pH d'une suspension de sol dans une solution saline assez concentrée. La mesure possède alors un sens physico-chimique parfaitement défini mais son sens écologique devient douteux. Il faut donc manipuler les résultats des mesures de pH de sols forestiers avec une certaine prudence. Une solution partielle à ce problème a consisté à utiliser une solution diluée



Photo 2. Les études sur les bassins versants forestiers sont idéalement associées à celles des eaux superficielles des lacs alimentés par les effluents du bassin versant tel le *Mirror Lake*, un lac oligotrophe très susceptible aux effets de la pollution acide étudiée sur le *Hubbard Brook*.

Photo 2. Ideally, research into forest catchment areas is combined with that into the surface water of lakes fed by effluents of the catchment area, as is the case for *Mirror Lake*, an oligotrophic lake highly sensitive to the effects of the acid pollution studied at *Hubbard Brook*.

d'un sel : le chlorure de calcium 0,01M pour la mise en suspension du sol. C'est évidemment un progrès considérable par rapport à l'eau distillée. En outre, la variabilité spatiale du pH du sol forestier est très grande. C'est ainsi que la mesure du pH de mètre en mètre dans un essai de chaulage sous chênaié-charmaie dont le pH « moyen » était de 5,4 a donné sur une surface de cinq ares seulement des valeurs allant de 4,8 jusqu'à 6,7.

Il est difficile de séparer, en cas de chaulage, la correction de l'acidité *sensu stricto*, la neutralisation de toxicité induite par l'aluminium, et les carences en certains éléments indispensables, notamment le calcium et surtout le magnésium.

Origine de l'acidité du sol forestier

Abstraction faite de la pollution atmosphérique déjà mentionnée, il est inévitable que sous un climat humide, qu'il soit tempéré ou équatorial, le sol s'acidifie : les mécanismes en sont sim-

ples : la biomasse du sol, microbienne ou racinaire, respire et donc produit de l'acide carbonique, dont la production soutenue interagit sans répit avec le pouvoir neutralisant du sol. En outre, la solution qui circule dans le sol forestier est le plus souvent très diluée, et va contribuer à déplacer les cations de la surface des colloïdes du sol par un mécanisme d'hydrolyse d'échange. En se dissociant, l'eau va donner des ions H^+ et des ions OH^- en quantités égales. Les ions H^+ réagissent avec les colloïdes argileux en déplaçant les ions calcium, magnésium, potassium ou sodium qui se trouvent à leur surface, en raison de leur charge positive et de la charge négative des colloïdes argileux. Ces ions vont être entraînés par l'eau, soit vers la nappe, soit par ruissellement hypodermique vers l'effluent. Ce mouvement des charges positives est lié à un mouvement simultané des charges négatives portées par des anions : sulfate, nitrate ou bicarbonate. Si les anions « vecteurs » des pertes en cations dans les sols agricoles sont essentiellement des nitrates, dans les sols forestiers, ce seront les bicarbonates si les sols sont relative-

Summary

Liming forest soils

H. Laudelout

Liming forest soils has recently come to the fore since it is now known that losses of basic cations from forest ecosystems exceeded the inputs or the rate of solubilization of calcium or magnesium-bearing soil minerals. The latter has been attributed to an increase in atmospheric acid pollution over the last 150 years. Clearly, the sustainability of forest ecosystems requires a solution be found which minimizes losses and/or increases inputs.

The effects of liming a forest soil may be examined from various standpoints: changes in the physical, chemical and biological properties of the soil; the negative impact of liming, especially after the clear-cutting of conifers, through nitrate pollution due to increased mineralization and nitrification; or the effect of liming on tree growth.

Fortunately, with respect to the latter, liming experiments have been set up in Germany and Scandinavia over the last decade and allow conclusions to be drawn on the lack of or even negative, effect of liming on the growth of spruce or pine. The reason for this may be found in the decrease of the fine root system of conifers after liming. This is probably due to an improvement of nutritional level after liming, which decreases the formation of the rootmat, the development of which is generally connected with a low or very low soil fertility level. This is also generally true for mycorrhizae which might also be reduced by liming, even though this has not been conclusively demonstrated. The change in the root system caused by improvement of the nutritional level in the his-

tic horizons is probably the cause of a temporary slowing of tree growth. Liming caused no significant reaction in microbial biomass and activity during the first few years following application. This contrasted with the frequent observation of increased nitrate production after clear-cutting and liming a stand of spruce. This is most likely to be the major environmental nuisance caused by liming and therefore deserves very careful consideration before undertaking large-scale operations on productive soils. The long-term effects on the structure of histic horizons under conifers would seem to be corroborated by the increased activity of soil microfauna.

Cahiers Agricultures 1992 ; 1 : 264-9.

ment eutrophes, et les sulfates si les sols sont acides et soumis à la pollution atmosphérique. Le chlorure accompagne le sodium à la sortie de l'écosystème comme il l'a fait à l'entrée en Europe du Nord-Ouest où son origine est surtout marine.

La seconde réaction des ions H^+ avec les colloïdes argileux consiste en une attaque purement chimique des argiles, avec libération d'ions aluminium. Ce comportement particulier des ions H^+ avec un échangeur d'ions minéral a été étudié du point de vue de son mécanisme et de sa cinétique par Eckman et Laudelout [6], de l'effet de l'adsorption des ions H^+ sur leurs effets catalytiques par Delvaux et Laudelout [7] et de leur rôle dans les réactions d'échange ionique à la surface des argiles par Gilbert et Laudelout [8].

La libération des ions aluminium à partir du réseau cristallin des argiles aura un double effet : tout d'abord induire une acidité permanente dans le sol, car l'ion aluminium entouré de sa

garniture de molécules d'eau peut libérer des ions H^+ et se comporter comme un acide ; ensuite induire dans le sol forestier des phénomènes de toxicité pour les plantes.

Ce phénomène de toxicité par l'aluminium est général et existe sous tous les climats humides chauds ou froids. Lorsque les forêts qui couvraient le Nord-Ouest de l'Europe ont été défrichées, les agriculteurs, du Néolithique au Moyen Age, y ont été confrontés et l'ont progressivement résolu par le marnage, le chaulage et surtout, dès que l'élevage s'est développé, par l'emploi de fumier qui forme des complexes avec l'aluminium et en diminue ainsi sa toxicité. Mais les molécules organiques sont biodégradables et le travail de préparation d'un amendement organique actif est à recommencer perpétuellement. C'est ce qui s'est fait jusqu'à ce que s'établisse la généralisation des amendements neutralisants, depuis la marne, jusqu'aux scories, écumes de sucrerie, etc. On pourrait croire que cette expérience est

immédiatement transposable au milieu forestier et que la toxicité aluminique y est toujours neutralisée par les molécules organiques que la pluie lessive de la litière vers les couches plus profondes du sol. Il n'en est malheureusement pas toujours ainsi et l'analyse de la solution du sol forestier par des méthodes fines, tant au point de vue chimique qu'au point de vue des calculs des équilibres thermodynamiques, démontre qu'une certaine quantité d'aluminium toxique est toujours présente, sauf si le pH est suffisamment élevé.

L'acidité introduite dans le sol par la respiration de la biomasse racinaire ou microbienne, les pluies acides, l'oxydation biologique de l'ammonium produit par la minéralisation de la matière organique du sol ou apporté par la pollution atmosphérique, réagit donc avec les aluminosilicates du sol et en extrait l'aluminium. Ce processus constitue le mécanisme de l'effet tampon minéral du sol forestier dont le pH est stabilisé au niveau qu'impose l'alumi-

nium. S'il n'en était pas ainsi, les pluies provoqueraient une chute continue du pH du sol, alors qu'en réalité celui-ci se stabilise vers la valeur caractéristique des sols minéraux fortement lessivés soit pH 4,0 à 4,2. Cet effet tampon minéral résulte en une toxicité aluminique plus ou moins grave suivant la quantité d'aluminium qui a été produite. Un sol de chênaie de la Fagne de Chimay (Belgique) a un pH de 5,4 et contient dans sa capacité d'échange des bases 40 % de calcium, magnésium, sodium et potassium. Si le remplacement de ces cations par de l'aluminium continue jusqu'à ce que 10 % ou moins de la capacité d'échange soient occupés par Ca, Mg et K, son pH tombera vers 4,4 et ne descendra plus guère. En revanche, lorsque l'on étudie les entrées d'acide dans un sol forestier sous couvert d'épicéa, l'interception des pollutions atmosphériques acides par la cime des arbres se fait d'une façon très efficace [9], avec des pH des horizons organiques de l'ordre de 3,5. A ce niveau d'acidité, les acides organiques provenant de la décomposition de la litière ne sont plus dissociés et ne contribuent plus au pouvoir tampon du sol.

Les effets du chaulage sur les propriétés du sol

Les effets à court terme du chaulage sur les propriétés physico-chimiques du sol sont souvent qualitativement prévisibles, mais c'est surtout leur aspect quantitatif qui est intéressant. L'application d'un amendement calcaire au sol forestier augmente son pH, mais l'effet obtenu peut être faible. Une expérience d'amendement calcaire sur le sol de la chênaie de Chimay a donné une augmentation de 0,16 unités pH par tonne de calcaire appliqué. Un effet encore moindre avait été constaté sur les sols des hêtraies suédoises [10] où l'augmentation est de 0,09 unités pH par tonne de calcaire appliqué. Il est évident que la quantité de calcium échangeable va augmenter proportionnellement à la dose de calcaire appliqué, ce qui permet une estima-

tion de la valeur neutralisante du calcaire appliqué. En forêt de Chimay, après application de carbonate de calcium en poudre, les deux tiers du calcium de l'amendement appliqué se retrouvent sous forme de Ca échangeable deux ans plus tard, ce qui est probablement un maximum d'efficacité lié à la finesse et à la faible cristallinité du produit.

On pouvait s'attendre à ce que cette augmentation du calcium échangeable aille de pair avec une diminution des autres cations basiques, surtout le magnésium et le potassium. D'après nos expériences, il semble qu'il n'en est rien et que le calcium déplace essentiellement les ions H^+ et les ions Al^{3+} (ou leurs complexes) des sites d'échange à la surface des colloïdes du sol.

En ce qui concerne l'activité et la densité de la biomasse microbienne, les observations de bon nombre d'auteurs sont concordantes pour conclure à la quasi-absence d'un effet sur les propriétés biologiques du sol expérimenté en conditions naturelles [11, 12]. Les observations faites en laboratoire sur des échantillons d'horizons holorganiques acides montrent, en revanche, une stimulation de l'activité biologique après chaulage et parfois addition de glucose comme l'ont montré Mai et Fiedler [13]. Il faut noter une exception récente portant sur des observations faites dans la nature sous un peuplement d'épicéa de 76 ans par von Lützwow, Zelles, Scheunert et Ottow [14]. Ces auteurs ont pu mettre en évidence un effet du chaulage sur la biomasse microbienne des horizons holorganiques grâce à l'observation des variations saisonnières de la population microbienne de ces horizons. Il est intéressant de noter que cette augmentation de la biomasse microbienne allait de pair avec une augmentation du simple au triple de la capacité d'échange des cations de ces horizons.

Les effets à long terme du chaulage sur la structure des horizons humifères forestiers ont été démontrés par plusieurs auteurs : amélioration de la structure, évolution vers un type d'humus « plus doux » ; ces transformations sont probablement liées à l'action de la microfaune [15, 16]. Une étude finlandaise récente de Derome [17] montre sur la base d'un grand nombre d'essais s'étendant sur

une période de plusieurs décennies, que le chaulage favorise l'accumulation d'humus tandis qu'une étude allemande de Marschner et Wilczynski [18] tout aussi récente aboutit à une conclusion inverse.

Il s'agit sans doute de modifications d'un processus global de minéralisation et de synthèse organique dont les composantes sont influencées de façon différente par l'apport de calcaire en fonction des conditions de sol, de climat ou de couverture végétale.

Le chaulage du sol forestier et l'environnement

Parmi les effets du chaulage sur l'environnement, celui qui nous semble mériter le plus d'attention est la stimulation de la nitrification et la pollution nitrique des nappes qui s'ensuit.

On sait que la mise à blanc d'un peuplement de résineux s'accompagne d'une minéralisation explosive de la matière organique qui s'est accumulée sous le peuplement au cours de sa vie. Au Pays de Galles [19, 20] cette minéralisation a été mise en évidence après mise à blanc d'épicéa de Sitka. Dans la Fagne de Chimay, Laudelout et Lambert [21] ont démontré le même phénomène après épicéa.

Si l'on ajoute de la chaux après la mise à blanc, la nitrification par oxydation de l'ammonium va se dérouler très rapidement, alors qu'en conditions normales, elle est autofreinée en raison de l'acidité qu'elle produit et qui ralentit la vitesse de la réaction biologique d'oxydation.

La pollution nitrique qui suit le chaulage peut donc être considérable : une perte de l'ordre de 70 kg par hectare et par an d'azote nitrique au Pays de Galles, soit environ 300 kg de nitrate, capables d'amener 6000 m³ d'eau au-delà du seuil de 50 mg de nitrate par litre admis par la CEE.

On ne dispose pas de données sur l'effet quantitatif du chaulage sur ces pertes, mais il est très possible qu'un peuplement de résineux chaulé et mis à blanc va produire une pollution nitrique comparable à celle des cultures les plus polluantes. Les travaux de Schierl et Kreutzer [22] donnent des

résultats encore plus élevés. C'est là un des éléments à prendre en compte dans l'appréciation des résineux comme facteur de dégradation de l'environnement. En revanche, d'autres auteurs [23] considèrent que les risques encourus sont faibles.

Il convient de disposer des valeurs régionales des paramètres utilisables pour modéliser et donc prédire les pollutions nitriques lorsque l'on procède au chaulage indiscriminé des sols forestiers sous résineux.

Conclusion

L'étude des effets du chaulage sur la croissance des arbres forestiers doit prendre en compte le fait que l'amendement calcaire neutralise l'acidité et apporte du calcium. D'autres amendements peuvent, outre la neutralisation et l'apport de Ca, contribuer à la correction d'une déficience, soit en Mg lors de l'utilisation de dolomie, soit en P lors de l'utilisation de scories ou de phosphates broyés.

Si l'on se limite à l'effet du seul amendement calcaire, l'expérience norvégienne, suédoise et finlandaise montre que les effets sur la croissance des résineux sont nuls pour le pin sylves-

tre et légèrement négatifs pour l'épicéa. Des constatations analogues ont été faites en Allemagne par Aldinger [24].

Cette absence d'effet sur la croissance est très probablement en relation avec l'effet très nettement dépressif du chaulage avec ou sans fertilisation sur la densité des racines fines, abondamment constatées par beaucoup d'auteurs [25]. Il faut toutefois considérer qu'un feutrage racinaire superficiel est d'autant plus marqué que le sol forestier est pauvre ; la transition de cet état où l'essentiel des transferts minéraux se fait de la végétation aux couches holorganiques et vice-versa à une situation plus normale où le sol minéral est exploré par le système racinaire demande un certain temps, pendant lequel une dépression de la croissance peut être observée. Il faut noter qu'un travail approfondi de Murach [26] a abouti à des constatations radicalement opposées pour le développement des racines fines de l'épicéa dans le Solling après chaulage.

On peut conclure que si l'application de chaux magnésienne a permis des rétablissements spectaculaires de résineux manifestement affectés de carence magnésienne, ce n'est pas là une raison suffisante pour généraliser la pra-



Photo 4. L'étang d'Ostenne est alimenté par le Rieu d'Ostenne et offre un sujet intéressant d'étude de l'évolution d'une eau eutrophe sous l'effet de la pollution acide.

Photo 4. The *Ostenne* pond is fed by the *Rieu d'Ostenne* and provides an interesting subject for studying the effects of acid pollution on an eutrophic body of water.



Photo 3. Le bassin versant du Rieu d'Ostenne est étudié au Centre des Recherches Forestières de l'UCL, Louvain-la-Neuve à Chimay (Belgique). Il s'agit d'une chênaie qui est devenue hautement susceptible au dépérissement.

Photo 3. The *Rieu d'Ostenne* catchment area is being studied by the *Centre de Recherches Forestières de l'UCL, Louvain-la-Neuve* in Chimay. The area concerned is an oak plantation which has become highly sensitive to decline.

tique du chaulage du sol forestier. Ceci n'exclut pas un traitement spécifique de la carence magnésienne, moins massif que par application de dolomie, en utilisant, comme cela a été fait en Allemagne, de la kiésérite pour l'effet immédiat et de l'oxyde ou du carbonate pour le traitement à long terme.

Faut-il proscrire le chaulage du sol forestier ? La réponse à cette question peut être trouvée dans un calcul simple appliqué à l'écosystème forestier étudié à la Fagne de Chimay. En raisonnant avec une échelle de temps de l'ordre du siècle, on observe que cet écosystème perd actuellement 16 000 kg de calcium par ha. En ajoutant à ce chiffre les pertes résultant de l'exportation des produits forestiers, on arrive à une perte de 40 à 50 tonnes de calcaire par ha et par siècle. Ce chiffre peut paraître énorme ; il résulte d'une longue série de mesures couvrant quatorze ans et n'est pas unique. On trouvera dans le livre bien connu de Likens *et al.* [27], un tableau comparatif des pertes en calcium d'écosystèmes forestiers dans diverses parties du monde, avec des extrêmes pour les

perdes en calcium par l'effluent allant de 6,9 kg/ha/an en Caroline du Nord à 182 kg/ha/an pour un bassin versant de l'Etat de New York. La vitesse de solubilisation des composés minéraux du calcium dans le sol pourra-t-elle compenser ces pertes ? Il serait difficile de répondre par l'affirmative. Les calculs et mesures [9] de deux écosystèmes forestiers dans les Ardennes et les Vosges amènent à des conclusions identiques [2] : soit on réduit considérablement la pollution acide atmosphérique — ce qui est impraticable —, soit on désintensifie l'exploitation forestière, soit encore on compense avec prudence les pertes que subit l'écosystème, notamment en calcium et en magnésium, de façon à assurer sa durabilité sans conséquence néfaste sur l'environnement. Il est évident que ces types de mesure ne sont pas exclusifs et que la recherche doit s'orienter vers une combinaison optimale des trois modifications. ■

Résumé

Cette note fait le point sur les raisons qui ont motivé un intérêt croissant pour le chaulage du sol forestier, dû essentiellement à la démonstration d'une perte accrue en cations basiques des écosystèmes forestiers suite à la pollution atmosphérique acide d'origine industrielle. Les effets du chaulage sur les propriétés physiques du sol sont passés en revue sous l'angle de l'efficacité d'un apport donné de calcaire. L'ensemble des observations faites sur le sol forestier, en ce qui concerne l'activité et la densité de sa biomasse microbienne, donne des résultats concordants quant à l'importance faible

ou nulle des modifications induites par cette pratique.

En revanche, à long terme, le chaulage a des effets qui semblent favorables sur la structure et la décomposition des horizons organiques sous résineux. Au passif de l'utilisation du chaulage après la mise à blanc de massifs résineux, il faut noter la possibilité réelle d'une pollution nitrrique dont l'importance est déterminée par les conditions du milieu. L'ensemble des observations de longue durée montre un effet nul ou négatif du chaulage sur la croissance des arbres sauf s'il y a correction d'une carence magnésienne éventuelle.

Références

1. Robert M. Le sol, ressource naturelle à préserver pour la production et l'environnement. *Cahiers Agricultures* 1992 ; 1 : 20-34.
2. Federer CA, Hornbeck JW, Tritton LM, Martin CW, Pierce RS. Long-term depletion of calcium and other nutrients in Eastern US Forests. *Environmental Management* 1989 ; 13 : 593-601.
3. Ulrich B. An ecosystem approach to soil acidification. In : Ulrich B, Summer ME, eds. *Soil Acidity*. Springer Verlag, 1991 : 28-79.
4. Hallbacken L, Tamm CO. Changes in soil acidity from 1927 to 1982-1984 in forest area of South-West Sweden. *Scandinav J Forest Res* 1986 ; 1 : 219-32.
5. Joslin JD, Kelly JM, Van Miegrøet H. Soil chemistry and nutrition of North American Spruce-fir stands. Evidence for recent change. *J Environ Qual* 1992 ; 21 : 12-30.
6. Eeckman JP, Laudelout H. Chemical Stability of Hydrogen-Montmorillonite Suspensions. *Kolloid-Zeitschrift* 1961 ; 178 : 99-107.
7. Delvaux L, Laudelout H. Catalyse hétérogène de la décomposition de l'ester diazoacétique en suspension aqueuse d'argile hydrogène. *Journal de Chimie Physique* 1964 ; 92 : 1153-61.
8. Gilbert M, Laudelout H. Exchange properties of hydrogen ions in clays. *Soil Sci* 1965 ; 100 : 157-162.
9. Bonneau M, Dambrinne E, Nys C, Ranger J. Apports acides et cycle des cations dans des peupliers du Nord-Est. Intérêt de bilans saisonniers. *Science du sol* 1991 ; 29 : 125-45.
10. Andersson F, Persson T. Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution. *Report N° 3518 Natl. Swed. Environ. Protection Board*, Stockholm, 1988.
11. Baath E, Berg B, Lohm U, et al. Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. *Pedobiologia* 1980 ; 20 : 85-100.
12. Hyvönen R, Persson T. Effects of acidification liming on feeding groups of nematodes in coniferous forest soils. *Biol Fertil Soils* 1990 ; 9 : 205-10.
13. Mai H, Fiedler HJ. Bodenmikrobiologische Untersuchungen an einem Fichtendüngungsversuch im Rauchschaadgebiet des Erzgebirges. *Zbl Bakt II Abt* 1979 ; 134 : 651-9.
14. von Lützwow M, Zelles T, Scheunert I, Ottow JCG. Seasonal effects of liming, irrigation, and acid precipitation on microbial biomass N in a spruce (*Picea abies* L.) forest soil. *Biol Fertil Soils* 1992 ; 13 : 130-4.
15. Toutain F, Diagne A, Le Tacon F. Possibilités de modification du type d'humus et amélioration de la fertilité des sols à moyen terme en hêtre par apport d'éléments minéraux. *Revue Forestière Française* 1988 ; 40 : 99-107.
16. Mohamed Ahamed D. Influence d'un amendement calcaire et d'une fertilisation sur le fonctionnement d'un écosystème forestier. *DEA de Pédologie INRA*, Nancy, 1989.
17. Derome J. Effects of forest liming on the nutrient status of podzolic soils in Finland. *Water Air and Soil Pollution* 1990 ; 54 : 337-50.
18. Marschner B, Wilczynski AW. The effect of liming on quantity and chemical composition of soil organic matter in a pine forest in Berlin, Germany. *Plant and Soil* 1991 ; 137 : 229-36.
19. Stevens PA, Hornung M. Nitrate leaching from a felled Sitka spruce plantation in Beddgelert Forest, North Wales. *Soil Use and Management* 1988 ; 4 : 3-8.
20. Stevens PA, Adamson JK, Reynolds B, Hornung M. Dissolved inorganic nitrogen concentrations and fluxes in three British Sitka spruce plantations. *Plant and Soil* 1990 ; 128 : 103-8.
21. Laudelout H, Lambert R, Pham ML. Variation saisonnière de la population microbienne du sol. *Rev Ecol et Biol Sol* 1978 ; 15 : 147-58.
22. Schierl R, Kreutzer K. Dolomitische Kalkung eines Fichtenbestandes auf saurer Parabraunerde : Auswirkungen auf Bodenchemie und Vegetation. *Kali Briefe* 1989 ; 19 : 417-23.
23. Matzner E, Meiwes K J. Effects of liming and fertilization on soil chemistry in North German Forest ecosystems. *Water Air and Soil Pollution* 1991 ; 54 : 377-89.
24. Aldinger E. Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald. *Freiburger Boden Abh* 1987 ; 19 : 266 p.
25. Persson H, Ahlstrom K. The effects of forest liming on fertilization on fine-root growth. *Water Air and Soil Pollution* 1991 ; 54 : 365-75.
26. Murach D. Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichte (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. *Göttinger Boden Ber* 1984 ; 77 : 126 p.
27. Likens GE, Bormann FH, Pierce RS, Eaton JS, Johnson NM. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. New York : Springer-Verlag 1977 ; 146 p.