

Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen

Journal forestier suisse

149. Jahrgang

Januar 1998

Nummer 1

Dépôts atmosphériques d'azote et charges critiques: résultats d'une expérience d'addition dans la vallée d'Alptal (SZ)

Par Patrick Schleppi, Nathalie Muller et Jürg B. Bucher

Keywords: Atmospheric nitrogen deposition; critical loads; nitrogen saturation; nitrate leaching; NITREX project; Alptal (Canton of Schwyz, Switzerland). FDK 114.2: 425: (494.11)

1. Introduction

L'azote est un élément nutritif indispensable à la croissance des plantes. Ce principe valable en agriculture l'est aussi, bien qu'à un niveau différent, pour des écosystèmes peu intensivement voire non cultivés tels que forêts, alpages ou zones humides. L'azote peut toutefois aussi avoir des effets négatifs sur la végétation: déséquilibres avec d'autres nutriments, sensibilité accrue aux facteurs de stress (biotiques et abiotiques), enracinement réduit, modification de la concurrence entre espèces (*Fangmeier et al.*, 1994). L'azote présent sous forme de nitrate peut en outre être lessivé du sol vers les eaux d'infiltration ou de ruissellement. Un tel excès d'azote en tant qu'élément nutritif est appelé *eutrophisation*. Un autre effet de l'azote découle de ses formes chimiques et de leurs réactions: il s'agit de la contribution des dépôts d'ammonium et du lessivage de nitrate à l'acidification des sols et des eaux. Nous ne retiendrons ici toutefois que les problèmes spécifiquement liés à l'azote en tant qu'élément nutritif, donc à l'eutrophisation.

Ces dernières décennies, les dépôts atmosphériques d'azote ont nettement augmenté avant de se stabiliser. Ces dépôts trouvent leur origine dans la pollution de l'air: tous les processus de combustion (trafic, chauffages, industries) sont responsables d'émissions sous forme d'oxydes d'azote alors que l'élevage d'animaux s'accompagne d'émissions d'azote ammoniacal. Après avoir été transporté par les courants atmosphériques et en partie modifié chimiquement, l'azote se redépose, en particulier sous forme de nitrate et d'ammonium dans les précipitations. En fonction des quantités

déposées sur les différents écosystèmes, il existe donc un risque d'eutrophisation par l'azote.

Le cycle de l'azote d'un écosystème très productif est déjà intensif; un niveau donné de dépôts y aura nécessairement moins d'effets que sur un écosystème normalement pauvre. Il existe donc des différences de sensibilité entre écosystèmes. Pour estimer les risques d'eutrophisation, on définit alors pour chaque type d'écosystème une *charge critique* en azote (Blaser, Bucher, 1997): c'est la charge qui peut être supportée sans que des effets trop importants n'apparaissent. Ce concept avait d'abord été introduit pour les dépôts acides. Il a ensuite été adapté à l'azote en tant qu'élément eutrophisant et est maintenant largement utilisées comme base de discussion pour les conventions internationales visant à diminuer la pollution atmosphérique (Achermann, 1997).

Dans des écosystèmes normalement très pauvres en azote tels que tourbières et landes, c'est la concurrence entre espèces végétales qui est considérée comme phénomène critique. Certaines espèces végétales (dites nitrophiles) utilisent mieux l'azote que d'autres. Elles ont ainsi tendance à s'imposer face aux espèces typiques des milieux pauvres. Cette modification de la concurrence met en péril la biodiversité de l'écosystème. C'est cette menace qui a conduit à la définition des *charges critiques empiriques* (Kurz, Rihm, 1997). En Suisse, des charges critiques de 5 à 10 kg N ha⁻¹ an⁻¹ ont par exemple été assignées aux tourbières hautes.

En forêt, des plantes herbacées, des mousses et des lichens sont aussi menacés par la pollution azotée. Il existe donc aussi des charges critiques empiriques pour différents types de forêts. Par exemple de 15 à 20 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour les forêts de conifères sur sols acides.

L'autre phénomène critique pour les forêts est le lessivage de nitrate, qui est considéré comme un symptôme d'eutrophisation. La présence de nitrate dans les eaux est en soi indésirable: elle peut entraîner une eutrophisation des écosystèmes aquatiques et constitue, dans l'eau potable, un problème de santé publique. Or le risque de lessivage de nitrate est nettement plus important en forêt que dans les écosystèmes naturels ou semi-naturels non forestiers (van Breemen, van Dijk, 1988). Des mesures dans un grand nombre de forêts européennes ont en effet montré que des dépôts de plus 9 kg N ha⁻¹ an⁻¹ peuvent entraîner des pertes significatives de nitrate (Dise, Wright, 1995). Au dessus de 25 kg, ce phénomène est généralisé. Il y a donc une certaine relation entre les apports d'azote et les pertes de nitrate. Le lessivage de nitrate semble agir comme un trop-plein: quand une forêt reçoit plus d'azote que sa végétation et les microorganismes de son sol n'en absorbent, l'excès finit par être lessivé. Ainsi a été définie la saturation en azote d'un écosystème forestier (Ågren, Bosatta, 1988; Aber et al., 1989).

Si le lessivage de nitrate est causé par la saturation en azote et que celle-ci provient des dépôts atmosphériques, alors il faut limiter la pollution atmosphérique pour protéger la qualité des eaux. Un écosystème ne devrait pas recevoir plus

d'azote que ce qu'il peut en accumuler (à long terme) ou exporter (sans causer d'autre pollution ou eutrophisation). Cette limite est la *charge critique selon bilan*.

Simple en théorie, cette notion de charge critique reste difficile à quantifier et donc à appliquer:

- elle dépend de nombreux facteurs naturels (sol, climat, végétation) et humains (mode d'exploitation) dont les effets sont souvent difficiles à quantifier;
- elle est définie à long terme alors que nombre de processus varient dans le temps;
- elle est censée s'appliquer à moyenne et grande échelle alors que nombre de processus varient à petite échelle.

Bien qu'on l'oppose à la charge critique empirique, la charge critique selon bilan est en fait elle-même aussi basée sur des estimations très empiriques. Les études de type épidémiologique ne permettent que rarement de démontrer des relations de cause à effet. A côté de ces observations simples mais à grande échelle, il est donc nécessaire de mieux cerner les mécanismes de régulation du cycle de l'azote. Cela nécessite des expérimentations ciblées et intensives, mais forcément réduites à un plus petit nombre de sites. Or, depuis que *Skeffington* et *Wilson* (1988) ont écrit que les connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes étaient insuffisantes pour définir une charge critique en azote, de notables progrès ont été accomplis. Entre autres grâce au projet européen NITREX.

2. Le projet NITREX

2.1 Concept expérimental

Le projet NITREX comprend huit sites sur lesquels les dépôts d'azote sont manipulés expérimentalement (*Wright, Rasmussen, 1997*). Par leur niveau

Tableau 1. Les sites et manipulations du projet NITREX (kg N ha⁻¹ an⁻¹).

site	pays	végétation	dépôts N	manipulations
Sogndal	Norvège	arbustes (bouleau, genévrier, saule)	3	+7
Gårdsjön	Suède	épicéas	11	+40
Aber	Pays-de-Galles	épicéas de Sitka	15	+34 et +73
Alptal	Suisse	épicéas (et sapins)	17	+30
Klosterhede	Danemark	épicéas	19	+35
Solling	Allemagne	épicéas	37	-24
Speuld	Pays-Bas	sapins de Douglas	48	-44
Ysselsteyn	Pays-Bas	pins sylvestres	59	-55

de pollution, ces sites représentent bien la variabilité existant en Europe (tableau 1). Là où les dépôts d'azote sont modérés, des suppléments sont apportés. Sur les sites déjà pollués, une diminution des dépôts est produite en couvrant le sol par un toit transparent et en irriguant au-dessous avec de l'eau moins polluée que les précipitations locales. Les effets de ces additions ou soustractions sur le sol, la végétation et les eaux sont étudiés.

2.2 Quelques résultats

Dans leur ensemble, les expériences NITREX ont montré qu'une modification des dépôts se répercute rapidement sur les éléments en solution dans le sol (Tietema *et al.*, 1995). En conséquence, la composition de l'eau d'infiltration

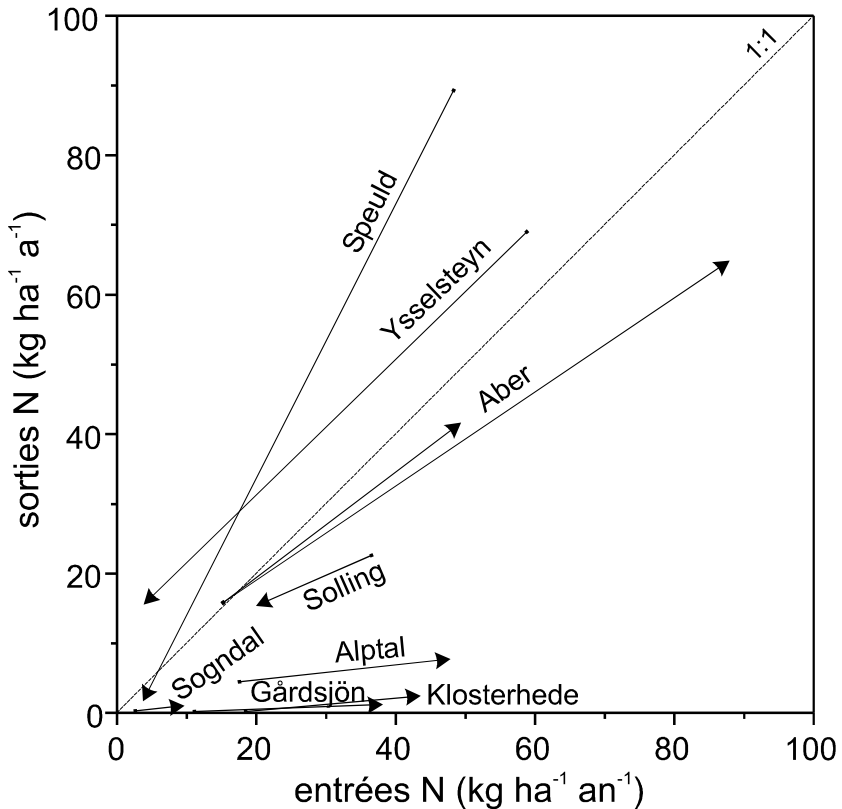


Figure 1. Bilans d'azote minéral des sites NITREX: pertes par lessivage en fonction des dépôts atmosphériques et d'une manipulation expérimentale de ces dépôts (modifié d'après Bredemeier *et al.*, 1997).

tion ou de ruissellement change dès la première année de traitement. Les répercussions sur la végétation sont nettement plus lentes. Les teneurs en éléments nutritifs sont progressivement modifiées dans les tissus végétaux. Mais les effets sur la croissance des arbres restent faibles, voire non mesurables même après 3 ou 4 ans de traitement.

Dans les expériences hollandaises et allemande, la diminution des dépôts a permis de réduire fortement les pertes de nitrate par lessivage. Sur ces sites, au départ clairement saturés, l'ensemble du cycle de l'azote a ainsi pu être ralenti. La situation nutritive des arbres s'est un peu rééquilibrée, l'excès d'azote par rapport au potassium et au magnésium s'étant atténué (*Boxmann et al.*, 1995).

Sur les sites où une augmentation des dépôts a été simulée, les résultats ont été divergeants. Alors que presque tout l'azote ajouté a été retenu dans le sol des sites nordiques, il a été très fortement lessivé, sous forme de nitrate, sur le site gallois (*figure 1*). *Emmett et al.*, (1997) expliquent cette réaction par le fait que leur écosystème était déjà saturé au début des expérimentations. Malgré des dépôts modérés, il se caractérise en effet par l'intensité du cycle interne de l'azote, en particulier par une forte production de nitrate dans le sol. Cela est probablement dû à l'histoire du site, qui était un pâturage avant d'être labouré et planté d'épicéas de Sitka. On y mesure en particulier un faible rapport carbone/azote dans la matière organique du sol. En conséquence, cet humus riche libère de l'azote lors de ses transformations. A l'opposé, les sites nordiques ont une matière organique moins riche en azote (rapport C/N plus élevé) et la formation d'humus y est consommatrice d'azote minéral.

Bien que la matière organique du sol ne se transforme que lentement, les quantités présentes sont si importantes que l'humification et la minéralisation ont un impact décisif sur le cycle de l'azote. *Gundersen et al.* (1997) définissent ainsi un «statut N» de l'écosystème, indice tenant compte du rapport C/N et de la minéralisation de la matière organique du sol ainsi que des teneurs en azote des aiguilles et des litières. Ce statut exerce donc un effet tampon et explique pourquoi, à niveau de pollution égal, les pertes de nitrates peuvent différer entre écosystèmes.

Le calcul des charges critiques en azote pour les sites NITREX (*Reynolds et al.*, 1997) a montré une assez bonne relation entre dépassement de ces charges critiques et pertes de nitrate. Les estimations nécessaires se sont toutefois révélées délicates. Un facteur essentiel est l'exportation d'azote par l'exploitation des forêts. Or les estimations basées sur les rendements actuels ne coïncident pas avec la productivité possible à long terme, en particulier à cause d'une probable limitation par le phosphore. La capacité d'accumulation dans la matière organique du sol dépend aussi fortement de l'échelle de temps considérée. Les mesures de dénitrification effectuées ne correspondent en outre pas aux prévisions des modèles disponibles.

3. L'expérience NITREX d'Alptal

L'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (FNP) de Birmensdorf est responsable du projet NITREX suisse. Y sont aussi associés l'Institut d'écologie terrestre de l'Ecole polytechnique fédérale de Zurich (EPFZ), l'Institut de biologie végétale et microbiologie de l'Université de Zurich et l'Institut Paul Scherrer (PSI) de Villigen.

3.1 Site

Les expériences sont conduites dans la vallée d'Alptal, canton de Schwytz, à une altitude de 1200 m. Le site est exposé à l'ouest avec une pente d'environ 20%. Des sols gleyiques recouvrent un sous-sol de flysch. Le climat est frais et humide (en moyenne 2300 mm de précipitations annuelles). L'épicéa (*Picea abies*) est la principale essence, accompagnée par quelques sapins (*Abies alba*). Les arbres ont jusqu'à 250 ans d'âge. Le peuplement est peu dense: son indice de surface foliaire (surface d'aiguilles par unité de surface du sol) est de 3,8 (mesure corrigée selon *Gower et Norman*, 1991). Cela autorise un bon développement des espèces du sous-bois. Les sols et la végétation sont répartis en fonction de la topographie: les arbres se trouvent plutôt sur les bosses au sol plus acide, alors que les dépressions portent une végétation herbacée indiquant un sol mouillé et moins acide (*Schleppi et al.*, 1997).

Les dépôts bruts d'azote sur le site sont de $12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, à peu près également répartis entre le nitrate (NO_3^-) et l'ammonium (NH_4^+). Compte tenu des dépôts secs (*Fischer-Riedmann*, 1995), l'écosystème reçoit environ $17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

3.2 Bassins expérimentaux

Deux petits bassins versants (environ 1500 m^2) ont été créés dans la forêt en creusant des tranchées. D'une profondeur de 80 cm environ, ces tranchées écartent l'eau en provenance de l'amont. D'autres, en aval, collectent l'eau provenant du bassin versant vers une station de mesure. Grâce au sous-sol très peu perméable, ce dispositif permet de quantifier le ruissellement et d'obtenir des échantillons représentatifs pour l'analyse chimique (*Schleppi et al.*, 1997).

3.3 Addition d'azote

Chacun de ces deux bassins expérimentaux est équipé d'une quarantaine d'aspenseurs rotatifs permettant leur traitement par irrigation. Alors que l'un

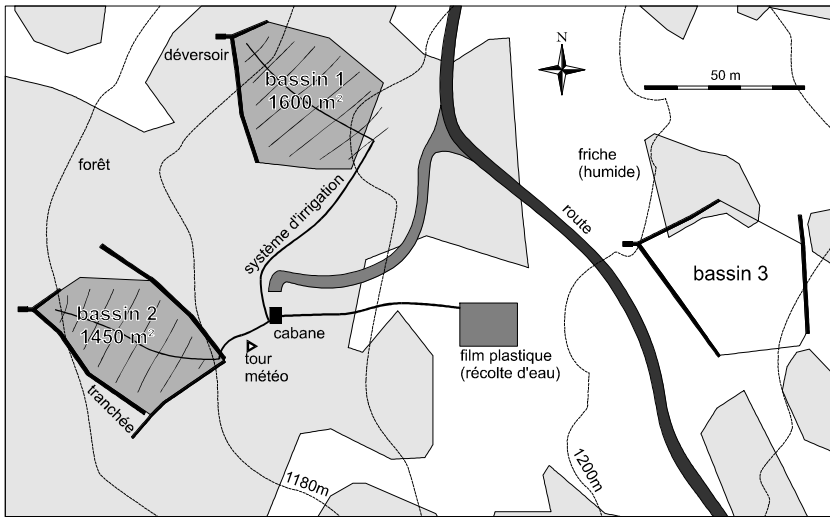


Figure 2. Le dispositif expérimental d'Alptal avec ses deux mini-bassins forestiers (1 et 2) ainsi que le système de récolte d'eau des précipitations et d'irrigation par aspersion, permettant l'addition de nitrate d'ammonium en solution.

sert de témoin et ne reçoit qu'un supplément d'eau, du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) en solution est ajouté à l'autre (figure 2). L'eau pour ce traitement provient d'un film en polyéthylène placé sur le sol en dehors de la forêt. L'aspersion se fait en fonction de l'eau des précipitations ainsi récoltée. Ce système permet des apports réduits mais très fréquents, ce qui simule bien les dépôts d'origine atmosphérique.

A cause du gel, les apports par irrigation n'ont pas lieu en hiver. Ils sont remplacés par des traitements sur la neige à l'aide d'un pulvérisateur à dos.

3.4 Mesures et analyses

Les paramètres météorologiques sont mesurés en continu et les précipitations analysées chaque semaine. Le débit des bassins est enregistré par des déversoirs en V. Ces mesures servent aussi à la commande de l'échantillonnage de l'écoulement, ce qui permet d'obtenir des échantillons hebdomadaires proportionnels aux débits, donc représentatifs. Les mesures ont commencé en mars 1994, soit une année avant le début du traitement, afin de comparer les bassins expérimentaux dans leur état initial (période de *calibration*). Des échantillons de sol et d'aiguilles d'épicéas ont aussi été prélevés et analysés. La croissance des arbres est suivie à l'aide de dendromètres

posés à demeure. Des relevés botaniques de la végétation du sous-bois sont effectués régulièrement. Ces méthodes ainsi que celles des analyses chimiques ont été décrites plus en détail par *Schleppi et al.* (1997).

4. Résultats et discussion

4.1 Végétation

Les analyses d'aiguilles des épicéas laissent apparaître une légère déficience en azote et en phosphore. Les concentrations mesurées sont de 0,9% N et 0,08% P. En comparaison, la plupart des auteurs s'accordent sur des seuils de carence de 1,2 à 1,3% pour l'azote et 0,11 à 0,13% pour le phosphore. Le rapport P/N est en outre à considérer comme faible. Ces carences sont fréquentes en Suisse (*Landolt*, 1997) et le site d'Alptal n'est donc, de ce point de vue, pas exceptionnel. Les autres proportions entre éléments nutritifs sont normales. Les analyses chimiques de l'hiver 1994-95 (situation initiale) ont été comparées à celles de l'hiver 1995-96 (après une saison d'apports azotés). Cette comparaison n'a révélé aucun effet significatif du traitement.

Sur les parties plus élevées du micro-relief, là où se trouvent les arbres, la végétation du sous-bois est dominée par des myrtilles et airelles (*Vaccinium myrtillus* et *V. vitis-iaea*). Son indice nutritif est de 2,2 – indice N selon *Landolt* (1977), sur une échelle de 1 à 5. Dans les combes plus mouillées, les nombreuses espèces herbacées se répartissent en fonction de la lumière. Leur indice N vaut en moyenne 3,1. L'écosystème n'apparaît donc pas comme une entité homogène mais comme une mosaïque d'endroits plutôt pauvres et d'autres plutôt riches.

Après deux ans de traitement, aucun effet n'a été observé sur les arbres ni sur la végétation herbacée. Seules deux espèces de mousses (*Hylocomium splendens*, *Sphagnum nemorum*) semblent réagir à l'apport d'azote par une diminution de croissance et des décolorations des tissus. Ces observations n'ont toutefois pas encore pu être vérifiées quantitativement.

4.2 Pertes de nitrate

Durant l'année précédant l'addition d'azote, les deux bassins expérimentaux ont présenté des concentrations en nitrate très semblables dans leurs eaux d'écoulement (fig. 3). Avec une moyenne de 0,25 mg N l⁻¹, ces concentrations sont largement en dessous des normes valables pour l'eau potable (en Suisse: 40 mg NO₃⁻ l⁻¹, soit 9 mg N l⁻¹). Sur l'année de calibration, 3,8 kg N ha⁻¹ ont abouti dans l'eau de ruissellement sous forme de nitrate. En tant que sources diffuses de nitrate, les forêts contribuent toutefois de manière non

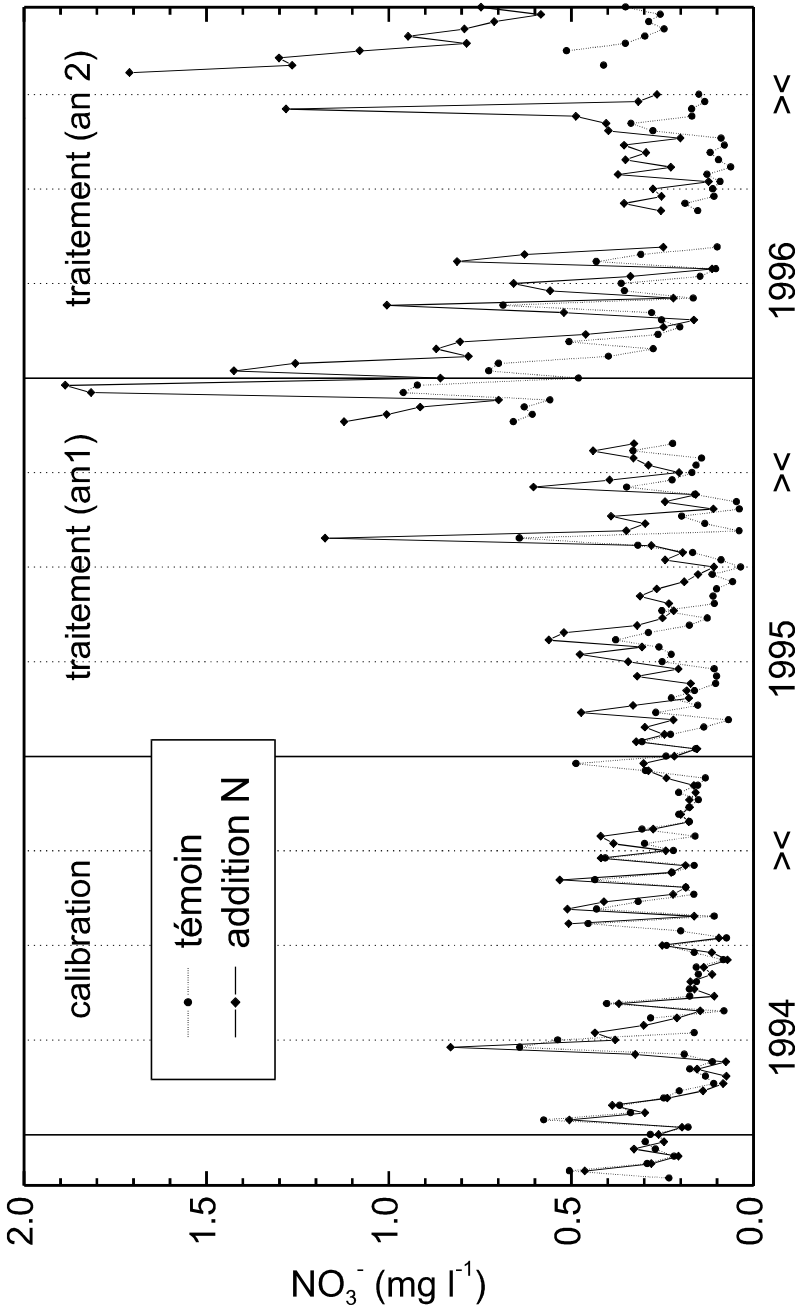


Figure 3. Concentrations en azote nitrique dans les eaux de ruissellement des mini-bassins avant et pendant le traitement du bassin 2 au nitrate d'ammonium ($30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$).

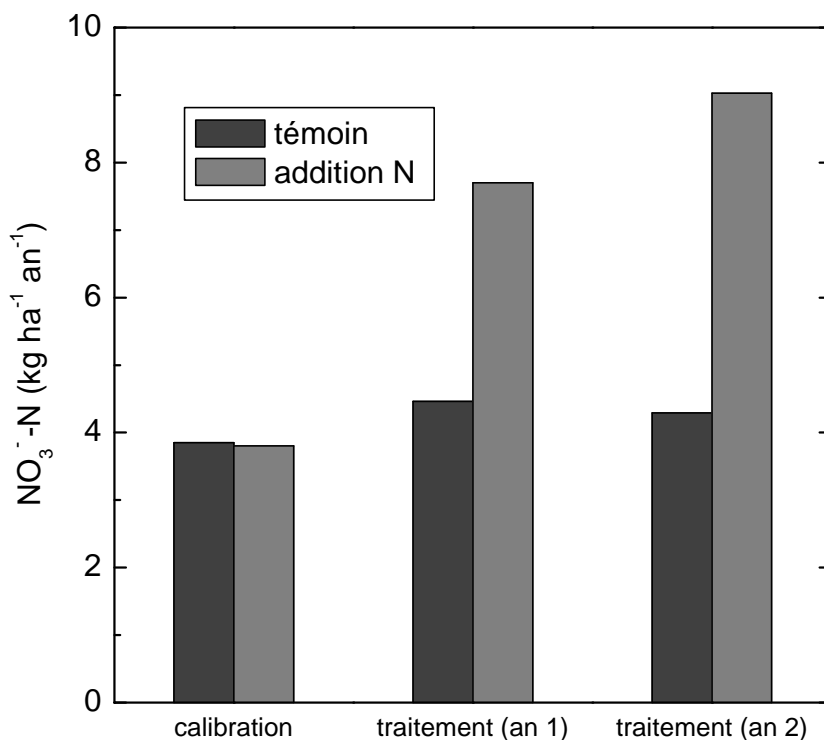


Figure 4. Pertes d'azote nitrique par les eaux de ruissellement des deux mini-bassins pendant l'année de calibration puis pendant les deux premières années de traitement du bassin 2 au nitrate d'ammonium ($30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$).

négligeable à l'eutrophisation des cours d'eau, lacs et mers, dans le cas précis du Rhin et de la Mer du Nord (Braun *et al.*, 1991). Toute augmentation du lessivage de nitrate est donc à considérer comme négative, même si les teneurs restent dans les limites légales.

Des concentrations plus élevées ne sont, en règle générale, observées que lors de faibles débits. La fonte des neiges constitue une exception: concentrations et débits élevés se combinent alors pour aboutir à d'importantes pertes d'azote nitrique.

Suite à l'addition de nitrate d'ammonium, les concentrations de nitrate ont clairement augmenté dans les eaux de la parcelle traitée (figures 3, 4). Par rapport au témoin, les pertes ont ainsi augmenté de $3,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ la première année et de $4,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ la seconde. Cela représente 11, respectivement 16% des 30 kg N ha^{-1} ajoutés.

Les analyses hebdomadaires montrent en outre que les courbes du témoin et du bassin traité ont à peu près la même forme, bien qu'à des niveaux différents. L'addition d'azote semble donc amplifier les effets des dépôts ambiants mais sans les modifier essentiellement. Ceci est certainement un avantage du traitement à petites doses. Une expérience classique de fumure basée sur des apports massifs mais peu fréquents aurait certainement des effets moins représentatifs.

4.3 Saturation et charge critique

D'après la définition d'Aber *et al.* (1989), les concentrations de nitrate mesurées font d'Alptal un écosystème saturé en azote. Elles dépassent les $0,2 \text{ mg N l}^{-1}$ considérés, dans le calcul des charges critiques, comme la limite du déséquilibre nutritionnel pour les conifères. Ceci est évidemment en contradiction avec les faibles teneurs en azote trouvées dans les aiguilles des épicéas. Les concepts de saturation en azote et de charge critique doivent donc, dans le cas précis, être remis en question.

La présence de nitrate dans l'eau d'écoulement dépend du régime de l'eau dans le sol. Or il a été montré, à Alptal, que l'eau ne s'écoule pas de manière régulière à travers la totalité du sol. Au contraire, un flux préférentiel, passant par un petit nombre de pores grossiers, a été observé dans ces sols gleyiques (Flury *et al.*, 1994). En s'écoulant, l'eau de pluie ou de fonte des neiges n'a donc qu'un contact limité avec le sol. Il est ainsi possible que le nitrate des dépôts n'ait simplement pas le temps d'être absorbé par les racines et les microorganismes du sol (l'ammonium, par échange de cations avec l'argile et l'humus, peut être retenu plus rapidement et donc plus complètement). La présence de nitrate dans l'eau de ruissellement n'est donc pas forcément la conséquence d'un excès dans le sol mais peut-être seulement d'un passage direct depuis les précipitations.

Une autre explication nous est fournie par la différence entre les indices nutritifs de la végétation du sous-bois. Il apparaît en effet que les bosses (où croissent les arbres) sont plus pauvres que les petits vallons (où l'eau s'écoule). Les épicéas n'auraient donc pas la possibilité d'absorber le nitrate présent, premièrement parce qu'il s'écoule trop vite, deuxièmement parce qu'il se trouve en partie là où le sol est trop mouillé pour permettre aux racines de s'établir. L'analyse de l'eau d'écoulement a donc l'avantage d'intégrer tous les processus existants à l'intérieur du bassin versant mais elle a l'inconvénient de ne rien révéler de l'hétérogénéité de ces processus.

Ces phénomènes de variabilité temporelle et spatiale ne sont pas encore bien quantifiés et de toute façon trop complexes pour être retenus dans le calcul des charges critiques. Il peut donc y avoir lessivage de nitrate même si la charge critique en azote n'est pas dépassée.

4.4 Autres processus

Des résultats préliminaires montrent que de l'azote organique dissous est présent dans l'eau de ruissellement. Les quantités sont comparables à celles de l'azote nitrique. Ces pertes sont donc conséquentes et méritent de plus amples recherches. Un effet de l'addition de nitrate d'ammonium n'a pas encore pu être démontré.

Le sol d'Alptal étant souvent saturé en eau et donc mal oxygéné, il a été possible d'y mesurer de la dénitrification (*Mohn, Schürmann, 1996*). Sur une période de végétation, ces dégagements d'azote sous forme gazeuse correspondent à environ 2 kg N ha^{-1} . La dénitrification semble augmenter suite aux apports expérimentaux d'azote puisqu'on mesure dans le même temps environ 3 kg N ha^{-1} dans les parcelles traitées.

5. Conclusions

Une augmentation de la pollution azotée, simulée par de faibles mais fréquents apports de nitrate d'ammonium sur une parcelle forestière, a immédiatement produit une augmentation des concentrations en nitrate dans l'eau d'écoulement. Ce lessivage constitue une charge supplémentaire pour les cours d'eau situés en aval. La pollution atmosphérique par l'azote entraîne donc une pollution des eaux.

Après deux ans, l'addition d'azote n'a, par contre, pas encore eu d'effet mesurable sur la végétation herbacée ou sur les arbres. La plus grande partie des apports semble être retenue dans le sol. En l'état actuel des connaissances, il est difficile de prédire pendant combien de temps cette accumulation peut se poursuivre avant d'avoir des conséquences délétères.

En principe, le modèle des charges critiques selon bilan devrait permettre des prévisions à long terme. Parce qu'il est relativement simple et objectif, ce modèle a permis, en Europe, de prendre des décisions politiques efficaces pour le contrôle de la pollution atmosphérique. Malgré cette utilité indiscutable, il faut se garder d'attribuer aux charges critiques en azote une trop grande valeur scientifique. Parce qu'elles doivent être appliquées à l'échelle du continent, elles possèdent de nombreux aspects empiriques. Elles entrent ainsi souvent en contradiction avec les mesures plus détaillées dont on dispose sur des sites où la recherche est intensive. Les comparaisons entre différentes échelles de temps et d'espace se révèlent souvent difficiles.

Les conditions futures du climat et de la pollution ne seront pas comparables au passé ou au présent. Pour cette raison, les modèles empiriques comme celui des charges critiques peuvent se tromper gravement dans leurs prédictions à long terme. Il est donc nécessaire de poursuivre la recherche sur les mécanismes de régulation du cycle de l'azote. Mais seule une approche

intégrant les différentes échelles de temps et d'espace semble à même de produire le résultat escompté: un modèle qui soit fondé dans ses mécanismes et correct dans ses prédictions.

Résumé

Le projet européen NITREX étudie les effets des dépôts azotés sur les forêts de conifères. Le FNP Birmensdorf participe à ce projet sur le site expérimental d'Alptal, dans les Préalpes schwytzoises. Les dépôts d'azote y sont de l'ordre des charges critiques actuellement admises. Des pertes d'azote par lessivage sont mesurées aussi bien sous forme de nitrate que d'azote organique dissous. La végétation du sous-bois indique en outre un milieu plutôt riche. Malgré cela, les épicéas du site montrent une légère carence en azote.

Une parcelle est traitée avec de faibles mais fréquentes doses d'une solution de nitrate d'ammonium. Un niveau de pollution triple est ainsi simulé et comparé au niveau ambiant d'une parcelle témoin. La charge accrue en azote entraîne une augmentation du lessivage de nitrate. Elle n'a par contre, après deux ans de traitement, encore aucun effet sur les arbres ou sur la végétation herbacée.

Ces observations peuvent être interprétées en tenant compte de la dynamique et de l'hétérogénéité de l'écosystème, c'est-à-dire de la variabilité spatio-temporelle des sols et de la végétation.

Zusammenfassung

Atmosphärische Stickstoffeinträge und kritische Belastungsgrenzen: Ergebnisse eines Versuchs mit N-Zugabe im Alptal (SZ)

Im europäischen Projekt NITREX werden die Einwirkungen der Stickstoffbelastung auf Nadelwälder untersucht. Die WSL Birmensdorf nimmt an diesem Projekt teil. Versuchsstandort ist das Alptal im Kanton Schwyz. Die Stickstoffeinträge liegen dort ungefähr bei den heute definierten kritischen Belastungsgrenzen. Aus dem Boden können Stickstoffauswaschungen als Nitrat und in gelöster organischer Form festgestellt werden. Eine ausreichende Versorgung zeigt sich zudem in der Krautschicht. Die Nadelanalysen der Fichten weisen jedoch auf eine Stickstoffmangelernährung hin.

In einer Parzelle wird die Stickstoffbelastung durch Zugabe einer Ammoniumnitrat-Lösung verdreifacht und deren Auswirkungen mit denjenigen einer Kontrollparzelle verglichen. Obwohl sich diese Stickstoffzugabe im Abfluss nachweisen lässt, konnten nach zwei Behandlungsjahren noch keine Auswirkungen auf die Bäume oder auf die Krautschicht festgestellt werden.

Diese Beobachtungen lassen sich unter Berücksichtigung der Dynamik und der Heterogenität im Ökosystem, d.h. der zeitlichen und räumlichen Variabilität im Boden und in der Vegetation, erklären.

Abstract

Atmospheric nitrogen deposition and critical levels: results from an N-addition experiment in the Alptal valley (SZ)

The European NITREX project is investigating the effects of nitrogen deposition on coniferous forests. The WSL in Birmensdorf is a participant in this project. The study site is in the valley of Alptal in the canton of Schwyz. The present rate of nitrogen deposition is there roughly equivalent to the critical level, as currently defined. Nitrogen is leaching from the soil, both as nitrate and as dissolved organic compounds. The herbaceous vegetation also reflects a sufficient nitrogen supply. Chemical analysis of spruce needles, however, demonstrates a nitrogen deficiency.

In one plot nitrogen deposition is tripled through the application of an ammonium-nitrate solution. The effects of this increased loading are ascertained by way of comparison with a control plot. Although the nitrogen addition increases nitrate leaching, no effects on the vegetation have been found after two years, neither in the trees nor in the herbaceous layer.

These observations can be explained by the dynamic and heterogeneity of the ecosystem (i.e. temporal and spatial variability of the soil and vegetation).

Bibliographie

- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P., Melillo J., 1989: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39: 378-386.
- Achermann, B., 1997: Umsetzung des Konzepts der critical Loads im Rahmen der Genfer Konvention. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (Hrsg.): Säure und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald? Forum für Wissen 1997. S. 13-21.
- Ågren, G.I., Bosatta, E., 1988: Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 54: 185-197.
- Blaser, P., Bucher, J.B., 1997: Das Konzept der kritischen Belastungsgrenzen für Säure- und Stickstoffeinträge. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (Hrsg.): Säure und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald? Forum für Wissen 1997. S. 7-11.
- Boxmann, A.W., van Dam, D., van Dijk, H.F.G., Hogervorst R.F., Koopmans C.J., 1995: Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. *For. Ecol. Manage.* 71: 7-29.
- Braun, M., Frey, M., Hurni, P., Sieber, U., 1991: Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). FAC, Liebefeld und BUWAL, Bern.
- Bredemeier, M., Blanck, K., Xu, Y.-J., Tietema, A., Boxman, A.W., Emmett, B., Moldan, F., Gundersen, P., Schleppi, P., Wright, R.F., 1998: Input-output budgets at the NITREX sites. *For. Ecol. Manage.*, in press.
- Dise, N.B., Wright R.F., 1995: Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.* 71: 153-161.
- Emmett, B.A., Reynolds, B., Silgram, M., Sparks, T., Woods, C., 1998: The consequence of chronic nitrogen additions on N cycling and soil water chemistry in a N saturated Sitka spruce stand. *For. Ecol. Manage.*, in press.
- Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L., Jäger, H.-J., 1994: Effects of atmospheric ammonia on vegetation - a review. *Environ. Pollut.* 86: 43-82.

- Fischer-Riedmann, A.*, 1995: Atmosphärische Konzentration und Deposition von N-haltigen Komponenten im Wald des hydrologischen Einzugsgebietes Erlenbach im Alptal. Diss. ETH Zürich 11035.
- Flury, M., Flühler, H., Jury, W.A., Leuenberger, J.*, 1994: Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resour. Res.* 30: 1945-1954.
- Gower, S.T., Norman, J.M.*, 1991. Rapid estimation of leaf area index in conifer and broad-leaf plantations. *Ecology* 72: 1896-1900.
- Gundersen, P., Emmett, B.A., Kjønaas, O.J., Koopmans, C., Tietema A.*, 1998: Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling: a synthesis of NITREX-data. For. Ecol. Manage., in press.
- Kurz, D., Rihm, B.*, 1997: Modellierung von Säure- und Stickstoffeinträgen: werden kritische Werte überschritten? In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (Hrsg.): Säure und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald? Forum für Wissen 1997. S. 23-36.
- Landolt, E.*, 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts der ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 64, 208 pp.
- Landolt, W.*, 1997: Mangel oder Überfluss. Zur Ernährungssituation von Fichten. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (Hrsg.): Säure und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald? Forum für Wissen 1997. S. 51-58.
- Mohn, J., Schürmann, A.*, 1996: Field measurement of denitrification within the scope of the nitrogen saturation experiments in Alptal (SZ). Unpublished progress report, University of Zurich, 13 pp.
- Reynolds, B., Wilson, E.J., Emmett, B.A.*, 1998: Evaluating critical loads of nutrient nitrogen and acidity for terrestrial systems using ecosystem-scale experiments (NITREX). For. Ecol. Manage., in press.
- Schleppi, P., Müller, N., Feyen, H., Papritz, A., Bucher, J.B., Flühler, H.*, 1998: Nitrogen budgets of two small experimental forested catchments at Alptal, Switzerland. For. Ecol. Manage., in press.
- Skeffington, R.A., Wilson, E.J.*, 1988: Excess nitrogen deposition: issues for consideration. *Environ. Pollut.* 54: 159-184.
- Tietema, A., Wright, R.F., Blanck, K., Boxman, A.W., Bredemeier, M., Emmett, B.A., Gundersen, P., Hultberg, H., Kjønaas, O.J., Moldan, F., Roelofs, J.G.M., Schleppi, P., Stuanes, A.O., van Breemen, N.*, 1995: NITREX: the timing of response of coniferous forest ecosystems to experimentally-changed nitrogen deposition. *Water Air Soil Pollut.* 85: 1623-1628.
- van Breemen, N., van Dijk, H.F.G.*, 1988: Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environ. Pollut.* 54: 249-274.
- Wright, R.F., Rasmussen, L.*, 1998: Introduction to the NITREX and EXMAN projects. For. Ecol. Manage., in press.

Illustrations publiées avec assistance financière de l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (FNP), Birmensdorf.

Auteurs:

Dr. Patrick Schleppi, Dr. Nathalie Müller et Dr. J.B. Bucher, Projet NITREX, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (FNP), CH-8903 Birmensdorf.