



CAHIER DE L'ENVIRONNEMENT N° 384

Air



Les polluants atmosphériques azotés en Suisse

**Rapport de la
Commission fédérale
de l'hygiène de l'air**



**Office fédéral de
l'environnement,
des forêts et
du paysage
OFEFP**

**CAHIER DE
L'ENVIRONNEMENT
N° 384**

Air

**Les polluants
atmosphériques
azotés en Suisse**

**Rapport de la
Commission fédérale
de l'hygiène de l'air**

**Publié par l'Office fédéral
de l'environnement, des forêts
et du paysage OFEFP
Berne, 2005**

Éditeur

Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP)

L'OFEFP est un office du Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC)

Auteur

Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA)

Référence

CFHA, 2005: Les polluants atmosphériques azotés en Suisse. Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA). Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP, Ed.), Cahier de l'environnement n° 384, Berne. 174 p.

Contact

Peter Straehl, secrétariat de la commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA), OFEFP, Division protection de l'air et RNI, 3003 Berne, tél. +41 (0)31 322 99 84

Graphisme, mise en page

METEOTEST, Fabrikstrasse 14, 3012 Berne

Photos couverture

Markus Senn, OFEFP/Docuphot

Commande

Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Documentation

CH-3003 Berne

Fax + 41 (0)31 324 02 16

E-mail: docu@buwal.admin.ch

Internet: www.buwalshop.ch

Numéro de commande et prix

SRU-384-F / CHF 25.– (TVA comprise)

© OFEFP 2005

Table des matières

Abstracts	5
Avant-propos	7
Condensé	9
Introduction	13
1. Vue d'ensemble du cycle de l'azote	15
2. Charge atmosphérique en composés azotés	21
2.1. Émissions	21
2.2. Les aérosols azotés en tant que composante des poussières en suspension	28
2.3. Concentrations de polluants atmosphériques	34
2.4. Dépôts de polluants atmosphériques	43
2.5. Modélisation des dépôts atmosphériques en Europe	47
2.6. Contribution des dépôts azotés et soufrés à l'acidification du sol	51
3. Effets des composés azotés réactifs	53
3.1. Effets sur les écosystèmes sensibles	53
3.1.1. <i>Écosystèmes forestiers</i>	54
3.1.2. <i>Pelouses mi-sèches</i>	78
3.1.3. <i>Molinaies</i>	81
3.1.4. <i>Landes alpines à buissons nains</i>	82
3.1.5. <i>Pelouses alpines</i>	83
3.1.6. <i>Bas-marais</i>	84
3.1.7. <i>Hauts-marais</i>	85
3.1.8. <i>Écosystèmes aquatiques</i>	89
3.2. Effets sur la santé humaine	91
3.2.1. <i>Dioxyde d'azote</i>	92
3.2.2. <i>Monoxyde d'azote</i>	102
3.2.3. <i>Poussières en suspension et composés azotés</i>	103
3.2.4. <i>Ozone</i>	105
3.3. Effets sur les matériaux	107
4. Critères d'évaluation	111
4.1. Charges critiques pour les écosystèmes	111
4.2. Valeurs limites d'immission	119
4.3. Directives de l'OSM sur la qualité de l'air	121

5. Évaluation du risque	123
5.1. Évaluation écologique	123
5.2. Évaluation de l'atteinte à la santé	127
5.3. Matériaux	129
6. Mesures envisageables pour réduire la charge d'azote	131
6.1. Nécessité d'agir	131
6.2. Situation juridique	138
6.3. Mesures de réduction des émissions envisageables	140
7. Conclusion et recommandations	147
8. Bibliographie par chapitre	155

Abstracts

Mots-clés:

Composés azotés, polluants, émission, dépôts, charges critiques, effets, écosystèmes, santé

Les polluants atmosphériques azotés, tels que les oxydes d'azote provenant de la combustion des carburants et des combustibles ainsi que l'ammoniac issu de l'agriculture, renforcent le cycle de l'azote, affectant ainsi de diverses manières l'environnement et la santé de l'homme. Le présent rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) met en évidence les liens existant entre les émissions de polluants azotés et les effets sur différents récepteurs (l'homme, les écosystèmes et les matériaux). Les effets démontrés – eutrophisation, acidification, effets directs des oxydes d'azote, des poussières fines et de l'ozone – et les risques qui y sont associés indiquent que la charge en polluants est trop élevée. En maints endroits, les valeurs limites pour les dépôts de polluants (charges critiques, critical loads) fixées sur la base des effets constatés, ainsi que les valeurs limites pour les concentrations de polluants, sont nettement dépassées. Ces dépassements pourraient être supprimés en diminuant de moitié environ les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac par rapport à leur niveau de 2000. Les réductions importantes des émissions, qui s'avèrent nécessaires, pourront uniquement être atteintes à moyen terme, et ce en mettant en œuvre toute une série de mesures individuelles dans différents domaines (transports, agriculture, industrie et artisanat). Une application cohérente de la technique la plus performante s'avère ici d'une importance capitale. Les approches techniques doivent néanmoins être complétées par des mesures structurelles, des instruments d'incitation économique ainsi qu'une utilisation plus efficace des sources d'énergie – mesures considérées comme importantes pour atteindre les objectifs écologiques et sanitaires visés.

Stichwörter:

Stickstoffhaltige Luftschadstoffe, Emissionen, Deposition, Critical Loads, Auswirkungen, Ökosysteme, Gesundheit

Stickstoffhaltige Luftschadstoffe wie die Stickoxide aus der Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen und Ammoniak aus der Landwirtschaft intensivieren den Stickstoffkreislauf in der Natur und haben so vielfältige Auswirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit. Im Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL) werden die Beziehungen zwischen den Emissionen der stickstoffhaltigen Luftschadstoffe und den Auswirkungen auf verschiedenste Rezeptoren (Menschen, Ökosysteme, Materialien) aufgezeigt. Die nachgewiesenen Auswirkungen - Eutrophierung, Versauerung, Direktwirkungen von Stickoxiden, Feinstaub und Ozon - und die damit verbundenen Risiken zeigen, dass die Belastungen zu hoch sind. Von den Wirkungen abgeleitete Schadstoffeintragungsgrenzen (Critical Loads) und Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen werden vielerorts deutlich überschritten. Diese Überschreitungen können abgebaut werden, wenn die Emissionen der Stickoxide und jene von Ammoniak gegenüber dem Stand von 2000 etwa halbiert werden. Die erforderlichen hohen Emissionsminderungen können nur mittelfristig und mit einem Paket von zahlreichen Einzelmassnahmen in den Bereichen Verkehr, Landwirtschaft sowie Industrie und Gewerbe erreicht werden. Der konsequenten Anwendung des Stands der Technik zur Emissionsbegrenzung kommt ein hoher Stellenwert zu. In Ergänzung zu den technischen Ansätzen werden aber auch strukturelle Massnahmen, ökonomische Lenkungsinstrumente und eine Steigerung der Effizienz bei der Nutzung von Energieressour-

cen als wichtig eingestuft, um die ökologischen Ziele und jene für den Schutz der menschlichen Gesundheit erreichen zu können.

Parole chiave:
Inquinanti atmo-
sferici azotati,
Emissioni,
Deposito,
Carichi critici,
Ripercussioni,
Ecosistemi,
Salute dell'uomo

Gli inquinanti atmosferici azotati, quali gli ossidi di azoto generati dal consumo di combustibili e carburanti e l'ammoniaca proveniente dall'agricoltura, intensificano il ciclo dell'azoto nella natura e si ripercuotono quindi in vari modi sull'ambiente e sulla salute dell'uomo. Il rapporto redatto dalla Commissione federale per l'igiene dell'aria (EKL) illustra il legame esistente tra le emissioni di inquinanti atmosferici azotati e le ripercussioni sui diversi ricettori (uomo, ecosistemi, materiali). Le ripercussioni documentate eutrofizzazione, acidificazione, effetti diretti causati da ossidi di azoto, polveri fini e ozono e i conseguenti rischi mostrano che il tasso di inquinamento rilevato è eccessivo. Stabiliti in seguito alle ripercussioni registrate, i valori limite di depositi (carichi critici) e i valori limite delle concentrazioni d'inquinanti sono chiaramente superati in molti luoghi. Tali immissioni eccessive possono essere ridotte diminuendo di circa la metà le emissioni di ossidi di azoto e di ammoniaca rispetto ai livelli del 2000. Il forte calo auspicato può essere ottenuto soltanto a medio termine e con l'adozione di un insieme di singole misure in vari settori (trasporti, agricoltura, industria ed artigianato). Un ruolo determinante per la limitazione delle emissioni è svolto dall'applicazione coerente dello stato della tecnica. Tuttavia, per realizzare gli obiettivi ecologici e di protezione della salute umana sono considerati importanti, a complemento delle soluzioni di carattere tecnico, anche l'adozione di misure strutturali, il ricorso a strumenti d'incentivazione economica e l'utilizzazione più efficiente delle risorse energetiche.

Key words:
Air pollutants
containing nitro-
gen,
Emissions,
Deposition,
Critical loads,
Effects,
Ecosystems,
Human health

Air pollutants containing nitrogen such as nitrogen oxides arising from the combustion of heating and motor fuels, as well as ammonia from agriculture, intensify the circulation of nitrogen in the environment, leading to multiple effects on the habitat and human health. In the status report of the Federal Commission for Air Hygiene (EKL), the relationship between the emissions of air pollutants containing nitrogen and their effects on various receptors (humans, ecosystems, materials) is described. The demonstrated risks resulting primarily from the direct effects of nitrogen oxides, fine particles and ground-level ozone, and also from indirect effects such as eutrophication and acidification, clearly show that exposure levels are too high. The threshold values for pollutant deposition (critical loads) and for pollutant concentration derived from such effects are substantially exceeded at many sites. To counteract this, the emissions of nitrogen oxides and ammonia would have to be lowered to about half the levels existing in 2000. This large reduction can only be achieved in the middle term by applying a package of selective measures in the areas of traffic, agriculture, industry and the trades. In reducing the level of emissions, it is essential to consistently apply the best available abatement techniques. To achieve the ecological objectives and those relating to human health, it is important that in addition to these, structural measures, procedures involving economic incentives and steps to raise the efficiency of energy systems be adopted.

Avant-propos

Le comportement de notre société en matière de consommation et de mobilité, ainsi que de nombreux procédés de production de l'industrie et de l'artisanat, entraînent des rejets de quantités importantes de polluants azotés (oxydes d'azote, ammoniac) dans l'atmosphère, générés par la combustion des carburants et des combustibles ainsi que par l'élevage d'animaux de rente. Les polluants azotés et leurs produits de transformation, tels que les aérosols secondaires et l'ozone, induisent de nombreux effets directs et indirects sur l'homme, la végétation, les écosystèmes et les matériaux. Ils sont transportés par l'air sur des distances plus ou moins grandes et se déposent à des endroits où on ne s'attend en principe pas à les trouver et où ils affectent des écosystèmes proches de l'état naturel, tels que les forêts, les prairies riches en espèces et les hauts-marais, qui ont besoin d'un environnement pauvre en azote pour se développer.

Cette situation n'est pas inéluctable: il existe en effet de nombreuses possibilités de réduire les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac. Le présent rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) tente de mettre en évidence, sous une forme compréhensible, les relations complexes existant entre les émissions de polluants atmosphériques et les effets constatés. Il présente ensuite une évaluation des risques qui sert de base à la détermination des actions nécessaires et à l'évaluation des différentes mesures requises pour parvenir à des flux de substances qui ne présentent aucun danger pour l'environnement et la santé. Vu l'ampleur des mesures nécessaires, la CFHA recommande d'utiliser systématiquement les possibilités existantes pour réduire les émissions d'oxydes azote et d'ammoniac. Il s'agit notamment d'appliquer les techniques les plus performantes en matière de limitation des émissions dans les domaines des transports, de l'agriculture ainsi que de l'industrie et de l'artisanat, mais aussi de créer des conditions cadres plus appropriées (amélioration des infrastructures, incitations économiques) afin d'encourager les actions écologiques.

J'aimerais remercier ici les experts ayant participé à l'élaboration du présent rapport, ainsi que tous les membres de la commission, pour leur excellente collaboration. La CFHA a adopté ce rapport lors de sa séance du 13 mai 2004.

Commission fédérale
de l'hygiène de l'air (CFHA)

Ursula Ackermann-Liebrich
Présidente

Condensé

Les polluants atmosphériques azotés, tels que les oxydes d'azote (NO_x) provenant des processus de combustion et l'ammoniac (NH_3) issu de l'agriculture, sont étroitement liés au cycle de l'azote dans la nature. Des émissions élevées de ces deux polluants renforcent le taux d'échanges de l'azote, induisant ainsi de nombreux problèmes environnementaux ainsi que des effets néfastes sur la santé humaine.

Les oxydes d'azote ont non seulement des effets directs sur la santé humaine et la végétation, mais aussi des effets indirects sur ces deux récepteurs, qui sont induits par l'ozone proche du sol, qu'ils contribuent à former. Les oxydes d'azote et l'ammoniac sont impliqués dans la formation d'aérosols secondaires, l'une des composantes des poussières fines ayant des effets nocifs marqués sur l'homme. Ils contribuent par ailleurs à la dégradation de la pierre des ouvrages de construction par le biais de la formation d'aérosols qui se déposent ensuite à la surface des édifices.

En Suisse, en 2000, les transports ont constitué la principale source d'émissions d'oxydes d'azote (58 %), les émissions d'ammoniac provenant principalement de l'agriculture (93 %). Au total, 77 200 tonnes d'azote (NO_x et NH_3 exprimés sous forme N: $\text{NO}_x\text{-N}$ et $\text{NH}_3\text{-N}$) ont été émises, dont 59% par l'agriculture, 27 % par les transports, 11 % par le groupe de sources industrie et artisanat et 3% par les ménages. Les émissions d'oxydes d'azote se sont très fortement accrues de 1950 à 1985, passant de 10 000 à 54 000 tonnes de $\text{NO}_x\text{-N}$, le principal responsable étant le trafic routier. Elles ont ensuite diminué d'environ 40% entre 1985 et 2000, pour atteindre 33 200 tonnes. On peut s'attendre, d'ici à 2020, à un nouveau recul découlant des mesures techniques supplémentaires visant à limiter les émissions à la source. Les émissions d'ammoniac ont à peu près doublé depuis le début du XX^e siècle jusqu'aux alentours de 1980. Une baisse de 54 300 à 44 000 tonnes de $\text{NH}_3\text{-N}$, soit 19 %, a été enregistrée entre 1990 et 2000; elle est avant tout imputable au recul des effectifs d'animaux de rente. Depuis lors, on n'observe plus de grande variation.

La surveillance des concentrations de polluants atmosphériques en Suisse révèle une diminution de la charge en oxydes d'azote en concordance avec le recul des émissions calculé. Ce n'est que depuis 2000 qu'un grand nombre de stations mesurent les concentrations d'ammoniac en Suisse. La seule série de mesures disponible pour une période relativement longue indique que ces concentrations n'ont pas changées de manière significative entre 1993 et 2003. Toutefois, les concentrations d'ammoniac présentant une variation spatiale importante, il n'est pas possible d'en tirer une tendance pour l'ensemble du territoire. Une chose est néanmoins frappante: les charges d'ammonium mesurées dans la pluie à différentes sites n'ont pas non plus baissé depuis 1985. Les mesures disponibles des immissions d'ammoniac et d'ammonium ne laissent pas apparaître une baisse des concentrations correspondant à la diminution des émissions calculées pour la période de 1990 à 2000.

Une fois émis, les oxydes d'azote et l'ammoniac sont transportés sur des distances plus ou moins grandes et transformés, avant de se déposer sous forme sèche ou humide dans des écosystèmes proches de l'état naturel à une distance plus ou moins grande des sources d'émission. Ce phénomène a pour conséquence une surfertilisation (eutrophisation) et une acidification de ces systèmes, avec de multiples effets à long terme sur leur végétation et leur faune (biodiversité), leur structure et leur fonction. Les écosystèmes sensibles sont notamment les forêts, les prairies naturelles et les prairies sèches riches en espèces, les hauts-marais, les bas-marais, les landes et les eaux stagnantes pauvres en nutriments.

Si l'on évalue la charge environnementale d'oxydes d'azote, d'ammoniac et de leurs produits de transformation en Suisse sur la base des critères nationaux et internationaux définis en fonction des effets induits par ces polluants (valeurs limites d'immission de l'ordonnance sur la protection de l'air, charges critiques ("critical loads") et niveaux critiques ("critical levels") de la CEE-ONU), on observe qu'elle est sans conteste trop élevée. Ainsi, par exemple, la charge d'azote est excessive dans plus de 90 % des aires forestières et sur environ 55 % de la surface des autres écosystèmes sensibles proches de l'état naturel. Actuellement, les composés azotés sont aussi principalement responsables des dépôts ayant une action acidifiante (dépôts acides). En moyenne suisse, environ deux tiers des apports d'azote proviennent de composés azotés sous forme réduite, qui ont pour origine des émissions d'ammoniac. Les valeurs limites d'immission du dioxyde d'azote et des poussières fines (PM10) sont dépassées dans les villes, les agglomérations et le long des routes à fort trafic, celles des PM10 parfois aussi dans les régions rurales. La charge d'ozone est surtout trop élevée sur un territoire relativement étendu pendant les mois d'été.

Les dépassements des valeurs limites définies en fonction des effets induits ne pourront être supprimés qu'en diminuant de moitié environ les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac par rapport à leur niveau de 2000. Cette réduction importante des émissions, qui s'avère nécessaire, ne peut être réalisée qu'à moyen terme, et ce en mettant en œuvre toute une série de mesures individuelles dans différents domaines. Du point de vue de la protection de l'air, il s'agit en priorité d'appliquer systématiquement les techniques les plus performantes.

Dans l'agriculture en particulier, il y a lieu de combler le retard dans l'application des techniques actuelles en matière de réduction des émissions d'ammoniac. Bien que les techniques à faible taux d'émission soient connues pour l'utilisation des engrais de ferme issus de l'exploitation d'animaux de rente, tant en ce qui concerne les systèmes de stabulation que pour le stockage et l'épandage de lisier, elles ne sont pas encore suffisamment mises en œuvre dans la pratique. Les techniques à faible taux d'émission pourront néanmoins s'imposer si l'on crée des incitations et des programmes d'encouragement adéquats, notamment par une révision des paiements directs écologiques intégrant le critère de protection de l'air dans les prestations écologiques requises.

Dans le domaine des transports, il subsiste toujours un potentiel en matière de réduction technique des émissions. Il faut toutefois veiller à ce que les résultats atteints jusqu'ici (p. ex. la réduction des émissions des véhicules à moteur à essence par des pots catalytiques à trois voies régulés) ne soient pas compromis par l'encouragement de l'utilisation de technologies induisant un profil d'émissions moins bon. En conséquence, les moteurs diesel doivent être équipés non seulement de systèmes pour réduire les émissions de particules fines respirables, mais aussi d'un système pour réduire les oxydes d'azote (DeNO_x) afin d'atteindre un niveau d'émission de NO_x qui ne dépasse pas celui des véhicules à moteur à essence les plus performants.

Dans le domaine de l'industrie et de l'artisanat, ce sont surtout les grandes installations dont les émissions peuvent être davantage réduites grâce aux techniques récentes. Il est possible d'équiper notamment les moteurs stationnaires et les fours à ciment de systèmes DeNO_x , afin d'abaisser encore les émissions d'oxydes d'azote.

En complément aux approches techniques visant à réduire les émissions, il faut veiller à ce que le développement des infrastructures ne se fasse pas dans une optique induisant ou privilégiant une augmentation continue du trafic privé et poids lourds. Le transfert du trafic poids lourds de la route au rail est encore trop peu pratiqué et l'attractivité des transports publics dans les agglomérations semble encore souvent insuffisante pour contrer la tendance à l'augmentation du trafic motorisé privé.

Par ailleurs, en complément aux approches techniques visant à réduire les émissions, on peut s'attendre à ce que la mise en œuvre d'instruments économiques axés sur des objectifs de réduction (p. ex. taxes d'incitation, différenciation de l'imposition) ait un effet incitatif important en faveur d'actions écologiques, permettant notamment une utilisation plus efficace des sources d'énergie. Dans ce domaine, le potentiel n'est pas encore épuisé.

Enfin, une constatation s'impose: chacun de nous peut contribuer, par son comportement en matière de consommation et de mobilité, à limiter le renforcement du cycle de l'azote.

Introduction

Le présent rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) vise en premier lieu à mettre en évidence les effets multiples d'une charge excessive d'azote sur l'environnement et la santé humaine. La CFHA est consciente qu'elle étudie là une problématique complexe dont de nombreux aspects sont étroitement liés et dont le profane ne voit souvent pas immédiatement les implications, d'autant que les effets résultant d'une charge excessive chronique sur une période prolongée se manifestent dans de nombreux compartiments de l'écosystème.

Sous ses différentes formes chimiques, l'azote est impliqué dans de nombreux problèmes environnementaux. Les composés azotés, qui sont émis dans l'atmosphère par les activités de l'homme et transportés sur des distances plus ou moins grandes, contribuent à l'acidification et à l'eutrophisation des sols, des nappes phréatiques et des eaux de surface. Cet apport en substances azotées, qui entraîne notamment un lessivage des nitrates et de l'aluminium dans les nappes phréatiques, affecte les fonctions, la vitalité, la diversité biologique ainsi que la qualité d'un grand nombre d'écosystèmes sensibles. Les composés azotés jouent également un rôle important dans la formation de l'ozone proche du sol et d'autres agents photooxydants qui se forment en concentrations élevées, principalement pendant les périodes de smog estival. Ces polluants induits ont des effets néfastes sur la végétation et la santé humaine. Les composés azotés contribuent en outre à la formation d'aérosols secondaires, une composante des poussières fines respirables.

Parallèlement aux effets, le rapport examine les principales causes responsables des émissions d'oxydes d'azote – générées lors de processus de combustion – et des émissions d'ammoniac – issues de l'élevage d'animaux de rente. Les actions nécessaires et les possibilités de réduction des émissions dans ces deux domaines sont analysées et énumérées. Le rapport est basé sur l'état des connaissances à mi-2004.

Enfin, la CFHA, en tant que commission consultative du DETEC, formule des recommandations concernant l'élaboration de la politique de protection de l'air en vue de réduire les émissions de composés azotés qui polluent l'environnement.

1. Vue d'ensemble du cycle de l'azote

L'azote (N) joue un rôle majeur dans le métabolisme de tous les êtres vivants. La combustion des carburants et des combustibles fossiles ainsi que l'agriculture renforcent le taux d'échanges naturel de l'azote. Ce processus a pour effet de libérer des composés azotés réactifs qui parviennent dans les eaux (nitrates) et dans l'atmosphère (oxydes d'azote, ammoniac, peroxyde d'azote) pour atteindre finalement, par le biais de différentes voies de dissémination et de déposition, les écosystèmes sensibles qui ont besoin de milieux pauvres en azote pour se développer. Le cycle de l'azote est intensifié non seulement à l'échelle planétaire mais aussi dans notre pays. Une diminution de la charge de ce cycle implique en premier lieu des changements dans le domaine de la production des denrées alimentaires d'origine animale ainsi qu'une modification du comportement alimentaire et de l'utilisation des carburants et des combustibles fossiles.

L'azote joue un rôle majeur dans le métabolisme des êtres vivants.

L'azote (N) joue un rôle central dans le métabolisme de tous les êtres vivants. Les plantes fournissent à l'homme et aux animaux les composés azotés (protéines, acides aminés) dont ils ont besoin. Toutefois, dans de nombreux écosystèmes, la croissance des plantes est limitée par l'azote disponible et, bien que l'atmosphère contienne des quantités importantes d'azote moléculaire (N_2), la plupart des plantes ne peuvent l'utiliser car elles ont besoin d'azote réactif sous forme d'ammonium (NH_4^+) ou de nitrate (NO_3^-). Dans les écosystèmes naturels ou semi-naturels, ces deux composés azotés sont fournis par la décomposition (minéralisation) de la biomasse morte, dont une partie se fixe dans le sol, une autre étant absorbée par les plantes et incorporée dans des composés organiques. Lorsque la fixation et la libération de l'azote coïncident et s'effectuent dans les mêmes proportions, un équilibre s'établit et l'azote se meut dans un cycle sans que l'écosystème ne subisse des pertes importantes.

Le taux d'échanges de l'azote est intensifié dans l'agriculture.

Dans l'agriculture, le taux d'échanges naturel de l'azote est intensifiée du fait de l'apport supplémentaire d'azote nécessaire pour assurer une productivité élevée des cultures garantissant l'approvisionnement de la population. Cet apport s'effectue d'une part par le biais de la culture de plantes qui vivent en symbiose avec des bactéries et sont, de ce fait, capables de fixer l'azote par un processus biologique et de transférer ainsi de l'azote moléculaire (N_2) de l'atmosphère à d'autres plantes utiles. Il s'agit principalement des légumineuses (papilionacées), famille à laquelle appartiennent des plantes cultivées importantes, telles que le trèfle, le soja, le haricot ou le petit pois. À l'échelle planétaire, quelque 40 Tg d'azote (1 téragramme (Tg) d'azote correspond à un million de tonnes d'azote) sont fixés actuellement par cette voie, en plus des 100 Tg d'azote (valeur estimée) que la nature produit sans influence de l'homme (Galloway et al., 1995). L'apport en azote provient d'autre part des engrais azotés minéraux fabriqués industriellement à partir de N_2 , que l'on utilise dans l'agriculture. Depuis 1960, leur utilisation a fortement augmenté dans le monde, dépassant en 1997 les 90 Tg d'azote (fig. 1). Bien que l'effondrement de l'Union soviétique ait entraîné une diminution passa-

gère dans les années 90, on s'attend encore à une progression de l'utilisation d'engrais au niveau mondial en raison de l'évolution démographique, surtout si la consommation de viande s'accroît. En Suisse, la tendance à l'utilisation d'engrais minéraux a accusé un recul dans les années 90, jusqu'en 1997; depuis, on observe à nouveau une légère augmentation.

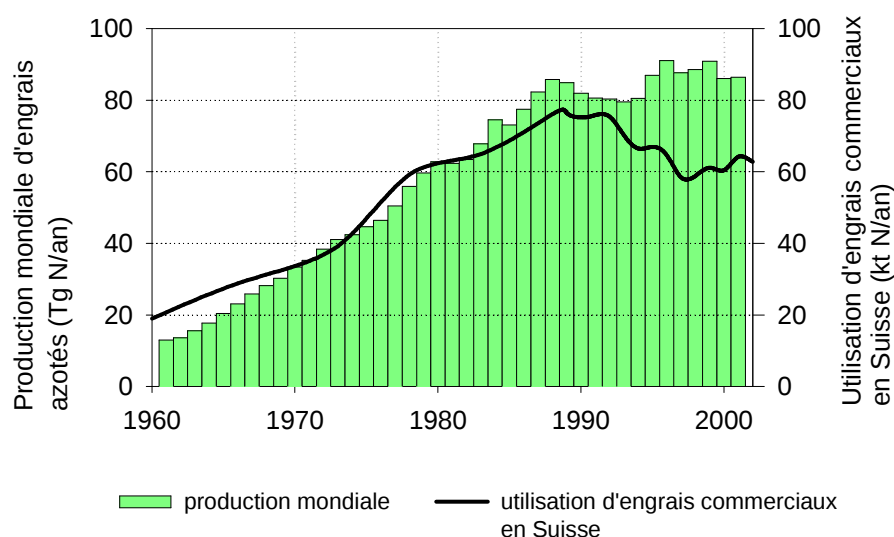


Fig. 1 Évolution de la production mondiale d'engrais azotés dans le monde (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, FAO 2000 et des engrais commerciaux disponibles en Suisse (USP 2001).

Le renforcement du cycle de l'azote entraîne une augmentation des pertes d'azote.

Si l'on compare avec d'autres secteurs, c'est aujourd'hui de loin dans l'agriculture, en particulier dans la production de denrées alimentaires, que sont transformées les plus grandes quantités d'azote. Tout l'azote ne reste pas dans les systèmes de production agricole intensive; une partie est perdue et se retrouve finalement de manière directe ou indirecte dans l'atmosphère sous forme de N_2 ou de protoxyde d'azote (N_2O), les étapes intermédiaires étant notamment l'émission d'ammoniac (NH_3) ou le lessivage des nitrates (NO_3^-) dans les nappes phréatiques. Ces pertes augmentent avec le renforcement du cycle de l'azote, du fait de la difficulté à contrôler l'interaction entre l'offre et la demande dans le temps et dans l'espace. Aussi, dans les conditions actuelles, en moyenne mondiale, seuls quelque 60 % de l'azote provenant des engrais et de la fixation biologique se retrouvent dans des produits végétaux (Van der Hoek, 1998); les 40 % restants se perdent dans l'environnement.

L'azote est utilisé de manière plus efficace dans la production végétale que dans la production animale.

Deux tiers des produits végétaux sont utilisés en tant que fourrage dans la production animale et restent donc dans le système. Toutefois, dans la production animale, l'efficacité d'utilisation de l'azote n'est pas aussi grande que dans la production végétale. Au plan mondial, 10 % seulement de l'azote contenu dans le fourrage est incorporé dans les produits animaux (Van der Hoek 1998), la proportion pour la Suisse se situant à 15 % (Schmid et al. 2000). L'azote restant est excrété par les animaux et peut être utilisé sous forme d'engrais de ferme pour la produc-

tion de végétaux. Si la quantité d'azote ainsi obtenue correspond aux besoins en matière d'engrais, le bilan de l'azote de la production animale est amélioré par le biais de ce recyclage, surtout là où les effectifs de bétail sont adaptés à la surface disponible. Le stockage et l'épandage de ces engrais de ferme sont toutefois susceptibles d'entraîner des pertes potentiellement importantes d'ammoniac et d'autres composés azotés, qui peuvent être réduites par des mesures techniques (Menzi et al. 1997).

Les oxydes d'azote se forment lors de la combustion des agents énergétiques fossiles.

Les processus de combustion constituent une source supplémentaire d'azote réactif. La combustion d'agents énergétiques fossiles dans les moteurs automobiles et les installations de chauffage donne lieu à la formation d'azote sous une forme oxydée, notamment d'oxydes d'azote (NO , NO_2), qui sont directement émis dans l'atmosphère. En 1990, les activités humaines à l'échelle mondiale ont libéré dans l'atmosphère quelque 30 Tg d'azote sous forme d'oxydes d'azote (Olivier et al., 1998), dont environ 45 kt en Suisse (chiffre pour l'année 1995, OFEFP 1995). Après un bref séjour dans l'atmosphère, les oxydes d'azote retournent à la biosphère sous forme de dépôts secs ou, sous forme de nitrates, avec les précipitations de pluie ou de neige. De l'azote supplémentaire est introduit dans les écosystèmes par ces différentes voies de déposition.

Flux d'azote en Suisse (fig. 2)

En Suisse, environ 160 kt d'azote sont introduites chaque année dans l'agriculture, dont 65 kt proviennent d'engrais commerciaux (y compris 5 kt issues des boues d'épuration), 35 kt des dépôts, 35 kt de la fixation biologique, 25 kt des fourrages importés et environ 1 kt des engrais naturels, tels que le compost et la tourbe (voir Schmid et al. 2000). Environ 6% de l'azote contenu dans les engrais commerciaux est perdu, étant libéré sous forme d'ammoniac ou d'oxydes d'azote. La plus grande partie de l'azote de la production végétale est utilisée pour l'alimentation animale; une faible partie correspondant à 10 kt passe directement dans les denrées alimentaires destinées à l'homme. Ce flux d'azote est plus faible que celui issu de la production animale.

Les émissions d'ammoniac et le lessivage des nitrates représentent les pertes d'azote les plus importantes dans l'agriculture.

Il est possible de calculer l'excrétion de substances nutritives par les animaux de rente sur la base de la structure d'âge et du type d'utilisation des animaux (Menzi et al. 1997). L'excrétion des vaches laitières est calculée en fonction de la production laitière. L'azote excrété par les animaux de rente est réparti en lisier, fumier et excrétion dans les pâturages. Globalement, les animaux de rente excrètent environ 140 kt d'azote par an en Suisse, dont près de 70 % se retrouvent dans les grandes cultures et la production du fourrage, le reste se perdant en grande partie dans l'atmosphère sous forme d'ammoniac (NH_3) et de protoxyde d'azote (N_2O) (Schmid et al. 2000). Dans le cadre de l'utilisation des engrais de ferme en production végétale, 1 kt d'azote passe en outre dans l'atmosphère en tant qu'ammoniac et 40 kt dans les nappes phréatiques et les eaux de surface, principalement sous forme de nitrate. Cet apport dans les eaux correspond à une perte d'environ 20 % de l'azote des déjections animales et des engrais commerciaux. Près de la moitié de l'azote

est transformée en N_2 et N_2O et libérée dans l'atmosphère avant d'atteindre les océans.

L'homme excrète l'azote contenu dans les aliments, qui passe alors généralement dans les eaux par le biais des eaux usées. En Suisse, les stations d'épuration en retiennent environ 30 %, le reste parvient dans les eaux principalement sous forme de nitrate (OFEFP 1996).

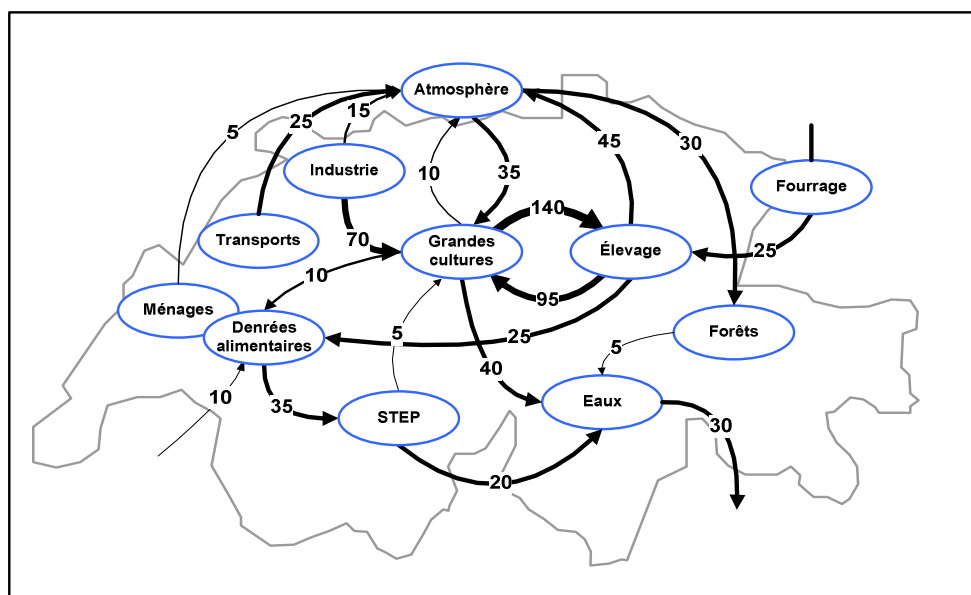


Fig. 2 Flux de l'azote réactif (sans le N_2) au milieu des années 90 (1994/95). Les valeurs sont indiquées en kt d'azote par an et arrondies à 5 kt (OFEFP 1995, OFEFP 1996, Schmid et al. 2000, cf. tableau 4, chap. 2.4).

Composés azotés ayant une incidence importante sur l'environnement

Dans l'environnement, les composés azotés existent sous différentes formes (tab. 1). Les principales sources de composés azotés réactifs sont, pour les composés sous forme réduite, l'élevage et la production d'engrais et, pour les composés sous forme oxydée, l'utilisation de carburants de combustibles (y compris les substances biogènes, qui libèrent aussi des NO_x). La plupart des composés azotés réactifs, tels que le NO_2 et le NH_3 , ne séjournent que peu de temps dans l'atmosphère; ils retombent au bout de quelques heures ou de quelques jours sous forme de dépôts humides ou secs.

De nombreux composés azotés ont une incidence importante sur l'environnement.

Formule	Nom	Forme	Source
NH ₃	ammoniac	gazeuse	dégradation des composés organiques (p. ex. urine et excréments); processus industriels; eaux usées domestiques; transports
NH ₄ ⁺	ammonium	aérosol, en phase aqueuse	réaction acide-base dans l'atmosphère
NO	monoxyde d'azote	gazeuse	processus de combustion; organismes vivant dans le sol
NO ₂	dioxyde d'azote	gazeuse	oxydation du NO
N ₂ O ₅	pentoxyde de diazote	gazeuse	se forme dans l'atmosphère
PAN	peroxyacétyl-nitrate	gazeuse	se forme dans l'atmosphère
HNO ₂	acide nitreux	gazeuse	se forme dans l'atmosphère
HNO ₃	acide nitrique	gazeuse	se forme dans l'atmosphère
NO ₃ ⁻	nitrate	aérosol, en phase aqueuse	oxydation des composés organiques azotés et de l'ammonium dans le sol et dans les eaux, ainsi que des oxydes d'azote dans l'atmosphère
N ₂ O	protoxyde d'azote	gazeuse	microorganismes (p. ex. dénitrification dans le sol et les engrais de ferme); transports

Tab. 1 Formes et sources des principaux composés azotés réactifs dans l'environnement (BUWAL 1994, OFEFP 1996, modifié).

On utilise souvent les notions de NO_x et de NO_y pour les composés oxydés. Les NO_x correspondent à la somme du NO et du NO₂, alors qu'on entend par NO_y la somme de tous les composés oxydés réactifs (N₂O excepté). On désigne par NH_y la somme des composés réduits (NH₃ + NH₄⁺).

La charge du cycle de l'azote peut être diminuée.

Sous ses différentes formes, l'azote se meut dans un cycle dont le flux est principalement lié à la production de denrées alimentaires d'origine animale et à l'utilisation de carburants et de combustibles fossiles. Le système global de l'alimentation étant un système ouvert, des quantités importantes d'azote se perdent dans l'environnement. Selon un bilan de l'azote effectué pour l'Allemagne, il s'avère que 81 % de ces pertes sont imputables à l'agriculture et 19 % à la gestion des déchets et des eaux usées (Isermann 2002). L'élevage produit la plus grande part des émissions; viennent ensuite le lessivage de l'azote et la volatilisation de l'azote lors de l'exploitation des surfaces agricoles. Aussi, une diminution de la charge du cycle de l'azote implique en premier lieu des changements dans le domaine de la production des denrées alimentaires d'origine animale, au niveau du comportement alimentaire et en matière de mobilité, ainsi qu'une utilisation plus efficace des ressources énergétiques.

2. Charge atmosphérique en composés azotés

2.1. Émissions

Les oxydes d'azote (NO_x) et l'ammoniac (NH_3) sont des polluants azotés importants du point de vue de la qualité de l'air. Quatre groupes de sources – les transports, l'industrie et l'artisanat, les ménages, ainsi que l'agriculture et la sylviculture – contribuent dans des proportions différentes aux émissions totales de ces polluants en Suisse. En 2000, les transports constituaient la principale source d'oxydes d'azote (58 %) et l'agriculture la principale source d'ammoniac (93 %). Les émissions totales se sont élevées à 77 200 tonnes d'azote (NO_x et NH_3 exprimés sous forme N: $\text{NO}_x\text{-N}$ et $\text{NH}_3\text{-N}$), dont 59 % étaient imputables à l'agriculture, 27 % aux transports, 11 % au groupe de source industrie et artisanat et 3 % aux ménages.

Les oxydes d'azote (NO_x) et l'ammoniac (NH_3) sont des polluants azotés importants en ce qui concerne la qualité de l'air.

Les **oxydes d'azote** sont principalement émis lors de la combustion de carburants et de combustibles fossiles. Les principales sources sont les transports (de personnes, de marchandises, trafic aérien), le secteur non-routier (engins de chantier et machines agricoles et forestières), les installations de chauffage ainsi que certains procédés du groupe source industrie et artisanat. Les surfaces agricoles amendées libèrent aussi des oxydes d'azote. Les NO_x sont principalement émis sous forme de gaz – le monoxyde d'azote (NO) et dioxyde d'azote (NO_2). Le NO est rapidement transformé en NO_2 dans l'atmosphère, raison pour laquelle les émissions sont généralement indiquées en tant que somme de NO et de NO_2 .

En 2000, les émissions totales des groupes de sources transports, industrie et artisanat, ménages, ainsi qu'agriculture et sylviculture se sont élevées à 33 200 tonnes d'azote sous forme d'oxydes d'azote (fig. 3), la quote-part des transports étant la plus importante (58 %).

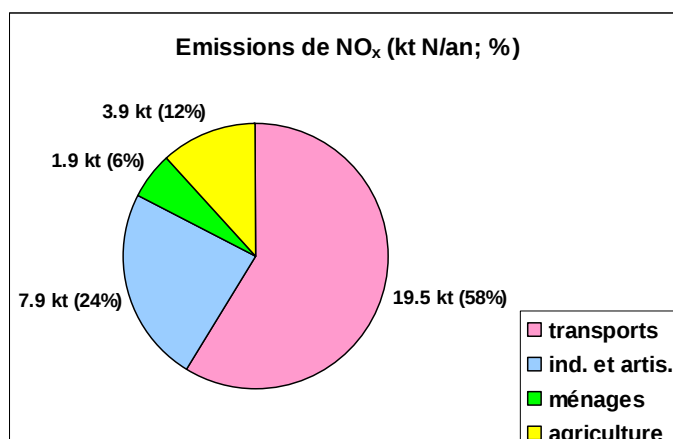


Fig. 3 Émissions d'oxydes d'azote (en kilotonnes d'azote par an et en pour-cent) des groupes de sources transports, industrie et artisanat, ménages, ainsi qu'agriculture et sylviculture en 2000 (OFEFP 2005).

Les émissions d'**ammoniac** (NH₃) proviennent avant tout de l'élevage d'animaux de rente. Le NH₃ est libéré lors de la garde d'animaux de rente dans les étables ainsi que lors du stockage et de l'épandage des engrais de ferme. L'utilisation d'engrais minéraux azotés génère toutefois aussi des émissions d'ammoniac. La figure 4 présente la répartition des émissions d'ammoniac entre les différents groupes de sources – transports, industrie et artisanat, ménages, ainsi qu'agriculture et sylviculture –, qui se sont élevées au total à 44 000 tonnes d'azote en 2000 sur l'ensemble du territoire. La quote-part la plus importante est imputable à l'agriculture (93 %).

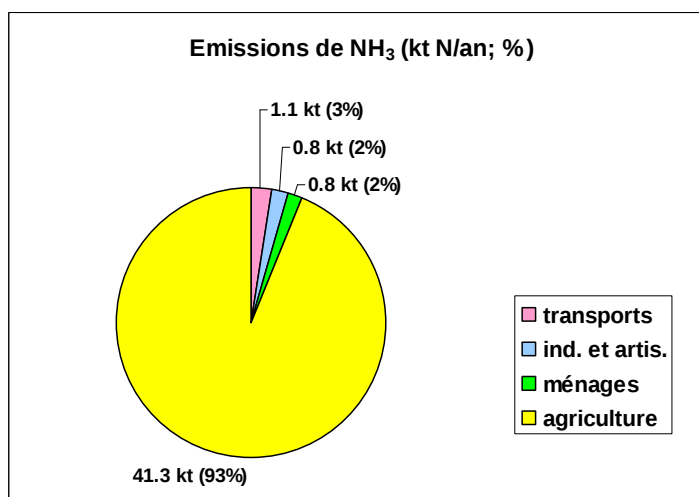


Fig. 4 Émissions d'ammoniac (en kilotonnes d'azote par an et en pour-cent) des groupes de sources transports, industrie et artisanat, ménages, ainsi qu'agriculture et sylviculture en 2000 (HESA et OFEFP 2005).

S'agissant des effets des apports excessifs d'azote dans les écosystèmes sensibles, les **émissions totales d'azote**, soit la somme des émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac, jouent un rôle important (voir aussi les chapitres 3 et 5). La figure 5 présente les quotes-parts des différents groupes de sources par rapport aux émissions totales, qui se sont élevées à 77 200 tonnes d'azote en 2000 sur l'ensemble du territoire.

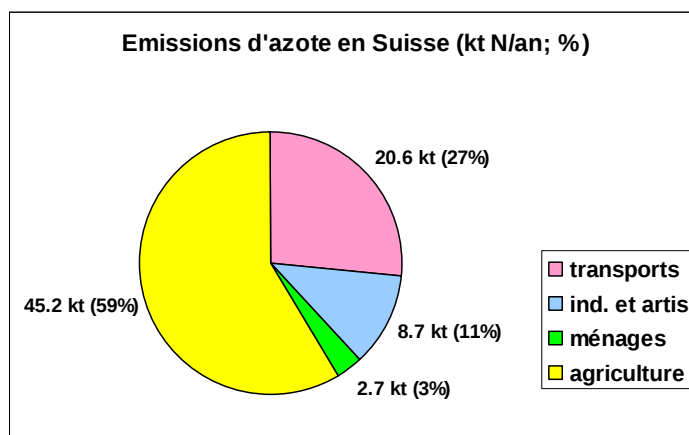


Fig. 5 Émissions totales d'azote ($\text{NO}_x\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$, en kilotonnes d'azote par an et en pour-cent) des groupes de sources transports, industrie et artisanat, ménages, ainsi qu'agriculture et sylviculture en Suisse en 2000 (OFEFP et HESA 2005).

Les émissions d'azote provenant de l'ammoniac sont plus importantes que celles des oxydes d'azote.

Si l'on considère les émissions totales d'azote ($\text{NO}_x\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$), l'agriculture est le groupe de source ayant la quote-part la plus importante (59 %), soit environ 2,2 fois plus que les transports. En 2000, les quatre groupes de sources ont libéré au total 77 200 tonnes d'azote dans l'air, dont 33 200 tonnes sous forme d'oxydes d'azote et 44 000 sous forme d'ammoniac.

Les systèmes d'information géographique (GIS) permettent d'attribuer les taux d'émission dans l'espace et de les représenter sur une carte. On combine à cet effet de nombreux ensembles de données spatiales, telles que les données de superficie, les réseaux routiers digitalisés et les comptages de trafic, ainsi que les comptages géocodés d'entreprises et d'animaux de rente. Les profils d'activité spatiale sont ensuite multipliés par les facteurs d'émission spécifiques de l'activité et des polluants, tels que les facteurs d'émission spécifiques des différentes espèces animales. Les cartes qui en résultent (fig. 6 et 7) révèlent que, conformément aux groupes de sources dominants, les émissions de NO_x suivent surtout les axes d'habitation et de circulation, alors que les émissions les plus élevées de NH_3 se manifestent dans les régions d'élevage intensif d'animaux de rente (Suisse orientale et centrale, certaines parties des cantons de Berne et de Fribourg).

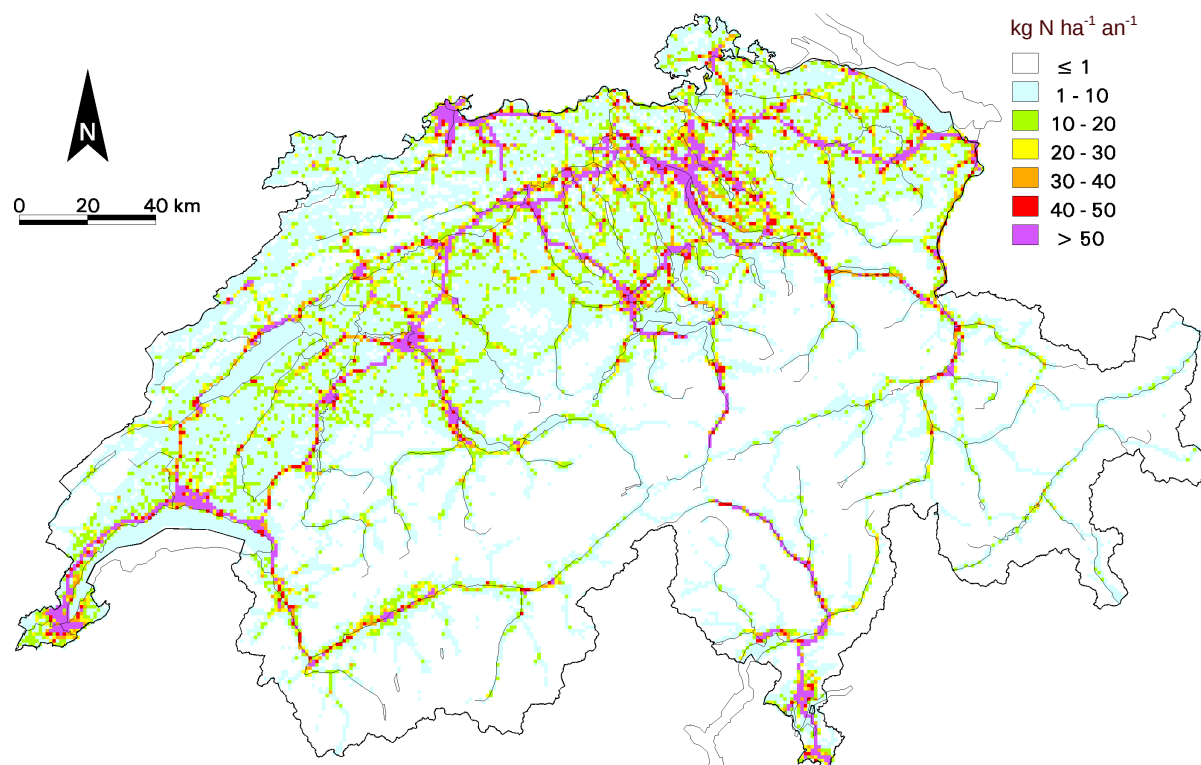


Fig. 6 Cadastre des émissions d'oxydes d'azote en Suisse, année de référence 2000. Représentation sur une grille de 1x1 km (SAEFL 2004).

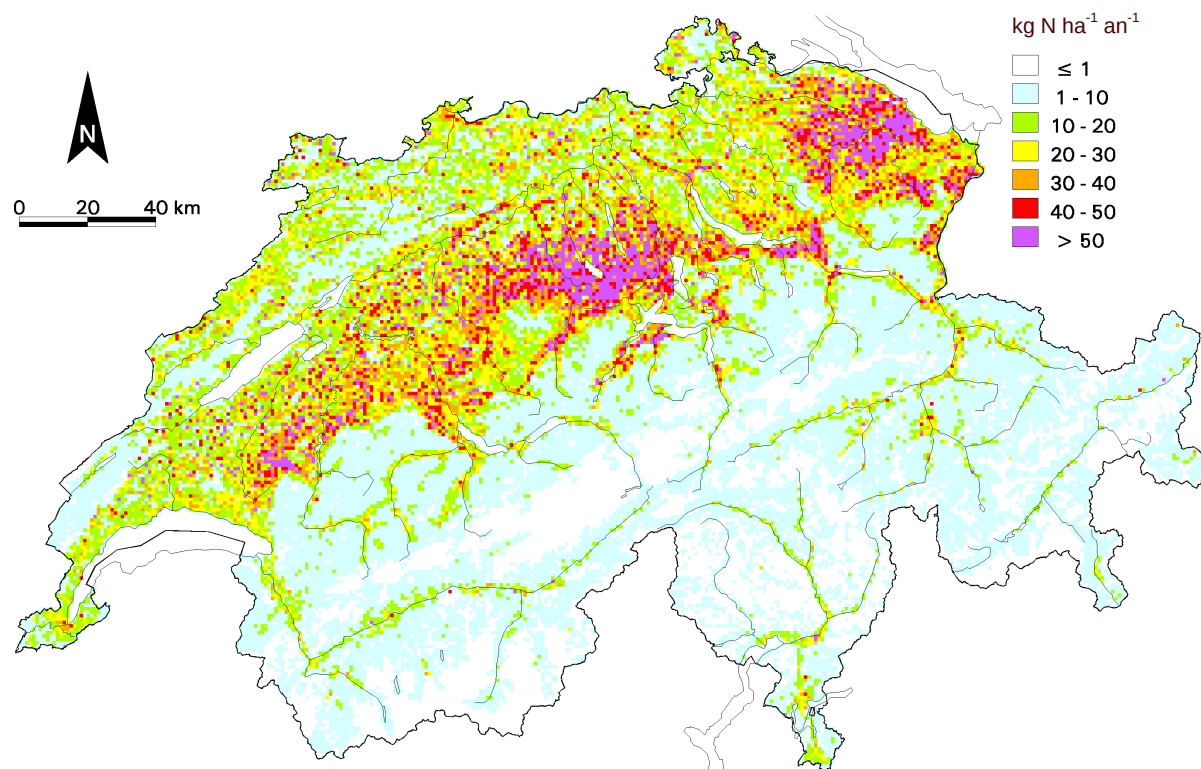


Fig. 7 Cadastre des émissions d'ammoniac en Suisse, année de référence 2000. Représentation sur une grille de 1x1 km (SAEFL 1996, avec compléments).

La figure 8 présente l'évolution des émissions d'oxydes d'azote, qui ont accusé une augmentation rapide à partir de 1950, passant de 10 à 54 kt d'azote par an, cette hausse étant principalement due au trafic routier. Depuis 1985, on observe un net recul qui se poursuivra vraisemblablement jusqu'en 2020 en raison des mesures techniques mises en œuvre pour réduire les émissions à la source. Actuellement, le niveau des émissions dépasse toutefois encore d'environ 60 % celui de 1960.

Pour les émissions d'ammoniac, on ne dispose jusqu'ici d'aucune quantification historique tenant compte des changements intervenus au niveau des techniques de production et du rendement des animaux de rente. L'évolution des effectifs des animaux de rente ne permet pas, à elle seule, de tirer directement des conclusions sur les quantités d'engrais de ferme produites dans les exploitations et sur leur évolution, ainsi que sur les émissions d'ammoniac qui en résultent. S'agissant de l'évolution des effectifs des animaux de rente, les éléments suivants peuvent être relevés. Les effectifs de bovins ont à peu près doublé entre la deuxième moitié du XIX^e siècle et 1980, pour atteindre un peu plus de 2 millions de bêtes, puis ont enregistré un recul d'environ 22 % entre 1980 et 2000. L'augmentation des effectifs bovins s'est néanmoins aussi accompagnée d'une augmentation de rendement. La production moyenne de lait par vache est aujourd'hui nettement supérieure. Les effectifs de porcs ont plus que quadruplé entre 1900 et la période allant de 1970 à 1983, atteignant quelque 2,2 millions de bêtes; depuis 1983, ils ont diminué d'environ 30 %. Les effectifs de volaille ont à peu près triplé entre 1918 et 2000 pour atteindre environ 7 millions de bêtes. Au vu de cette évolution et compte tenu de l'augmentation des rendements et des changements intervenus dans les techniques de production, on peut émettre l'hypothèse qu'au début du XX^e siècle, le niveau des émissions d'ammoniac était plus de deux fois inférieur à celui que nous connaissons aujourd'hui.

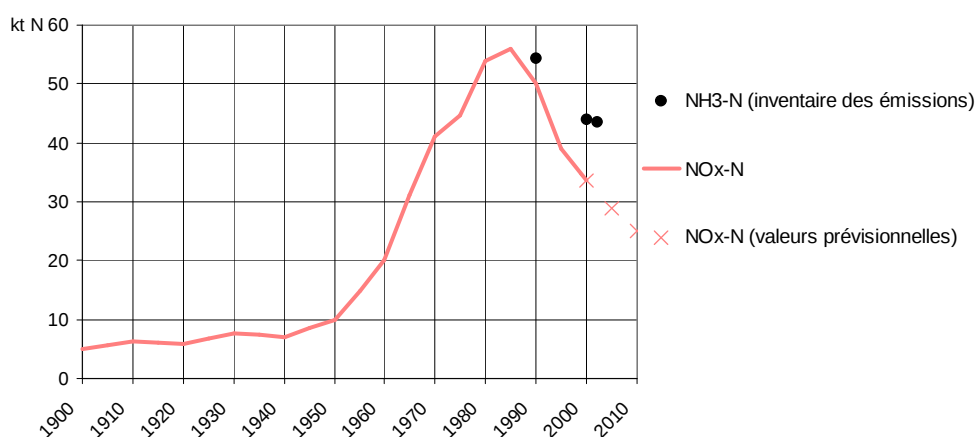


Fig. 8 Émissions d'oxydes d'azote en Suisse de 1900 à 2010 et émissions d'ammoniac de 1990 à 2002 en kt d'azote par an (OFEFP 1995; pour les NO_x, également OFEFP 2000 et OFEFP 2005 et, pour le NH₃, HESA 2005).

Il est aussi intéressant de comparer les émissions au plan européen. Toutefois, comme les oxydes d'azote sont principalement émis dans des zones d'habitation ou à forte circulation, mais que les données concernant ces zones ne sont pas disponibles pour tous les pays, ni directement comparables dans certains cas, on utilise les émissions par habitant pour établir cette comparaison (fig. 9). La figure 9 montre qu'en 2000, les émissions de la Suisse et de l'Allemagne étaient plus faibles que celles des autres pays européens. Ce résultat est en grande partie dû au fait que la démarche visant à réduire les émissions est comparable dans ces deux pays, qui ont, dès les années 80, accordé une grande importance à l'utilisation de techniques modernes afin de réduire les émissions des installations (p. ex. ordonnance sur la protection de l'air en Suisse, directives techniques pour la protection de l'air en Allemagne). À cela s'ajoute le fait qu'en Suisse, l'électricité n'est pas produite dans des centrales électriques utilisant des combustibles fossiles et que, s'agissant du trafic motorisé, des technologies à faible taux d'émission (pot catalytique pour les voitures de tourisme) ont été adoptées relativement rapidement.

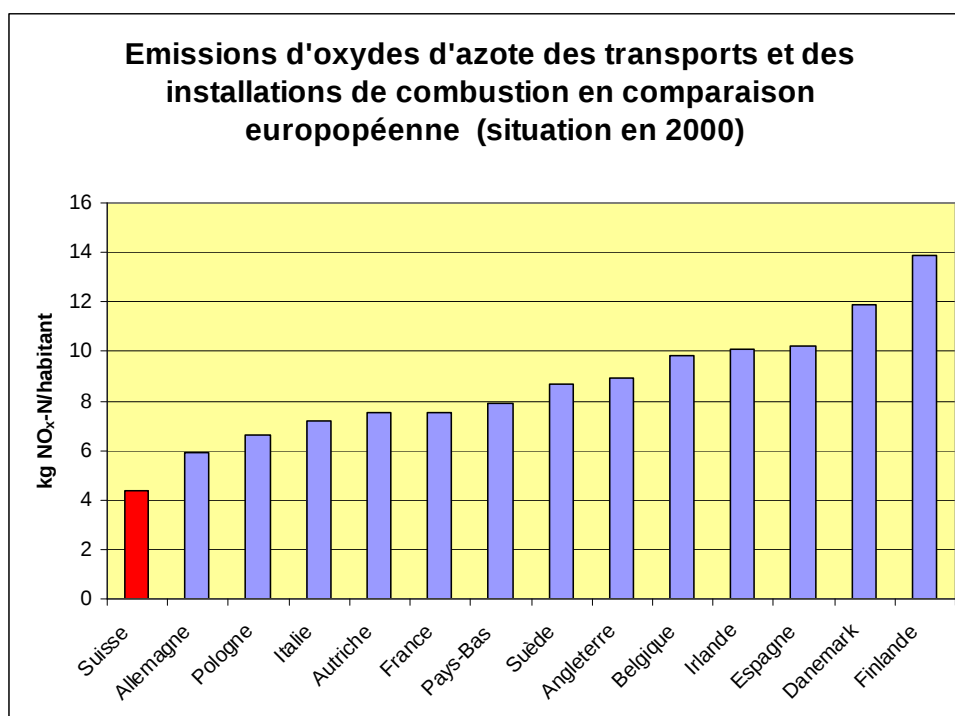


Fig. 9 Émissions d'oxydes d'azote (en kilogrammes de NO_x-N par habitant) des groupes de sources transports, industrie et artisanat, ménages en comparaison européenne pour l'année 2000 (EMEP 2003, Eurostat 2004, OFS 2004).

Les émissions d'ammoniac étant principalement produites dans le contexte de l'élevage d'animaux de rente, lors de l'exploitation des engrais de ferme, une comparaison des émissions par hectare de surface agricole peut donner une indication de l'intensité moyenne des flux d'émission (fig. 10). La figure 10 montre qu'en 2000, en comparaison européenne, la Suisse figure parmi les pays ayant les émis-

sions moyennes d'ammoniac les plus élevées par hectare de surface agricole. Pour effectuer cette comparaison, pour les deux pays alpins que sont la Suisse et l'Autriche, les pâturages d'estivage ont été pris en compte à raison de 25 % dans la surface agricole, les animaux de rente séjournant environ 3 mois par année sur les alpages. Comme tous les pays ne sont pas en mesure de différencier leurs émissions d'ammoniac agricoles et non agricoles et que les données disponibles indiquent que la quote-part liée à l'agriculture se situe entre 93 et 98%, on a imputé à l'agriculture 95 % des émissions totales de chaque pays. S'agissant de la Suisse, on a utilisé les données du nouvel inventaire des émissions de l'HESA (HESA 2005).

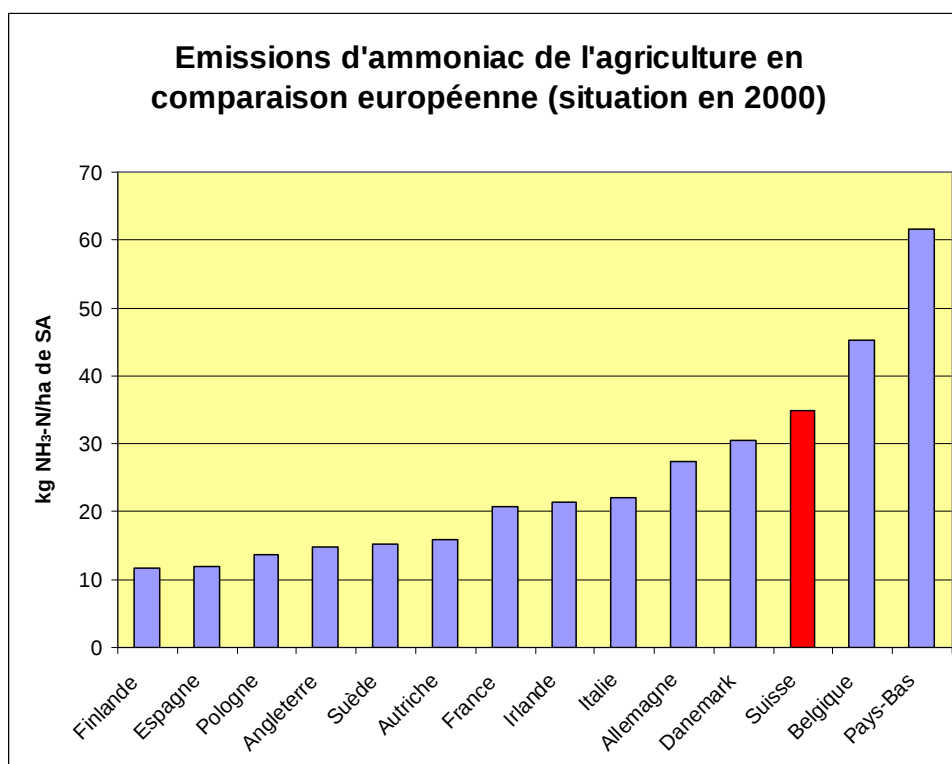


Fig. 10 Émissions d'ammoniac de l'agriculture (en kilogrammes de NH₃-N par hectare de surface agricole) en comparaison européenne pour l'année 2000 (EMEP 2003, Eurostat 2004, OFS 2004, HESA 2005).

2.2. Les aérosols azotés en tant que composante des poussières en suspension

Une fois émis, les polluants azotés sont transportés dans l'atmosphère sur des distances plus ou moins grandes. Au cours de ce transport, ils contribuent à la formation d'aérosols secondaires, des particules de très petite taille qui sont une des composantes des poussières fines respirables. Les aérosols sont formés par le biais d'une cascade de processus de transformation complexes. La durée de séjour des particules dans l'atmosphère dépend beaucoup de leur taille.

Les aérosols azotés sont une des composantes des poussières en suspension, qui sont notamment mesurées en tant que PM10 (poussières fines ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 10 μm). Les poussières fines peuvent être subdivisées en particules primaires et secondaires (OFEFP 1999).

Les particules primaires se forment au cours de processus de combustion, par frottement mécanique (p. ex. pneus sur la chaussée, plaquettes de freins) et lorsque la poussière se soulève (resuspension).

Les particules secondaires (aérosols) se forment dans l'atmosphère par conversion gaz-particule. Leurs principaux précurseurs sont le dioxyde d'azote (NO_2), l'ammoniac (NH_3), le dioxyde de soufre (SO_2) et certains gaz organiques (COV). Ils donnent naissance à différents sels constitués principalement de nitrate, d'ammonium et de sulfate (fig. 11). Lorsque l'aérosol vieillit, sa composition en sels se modifie.

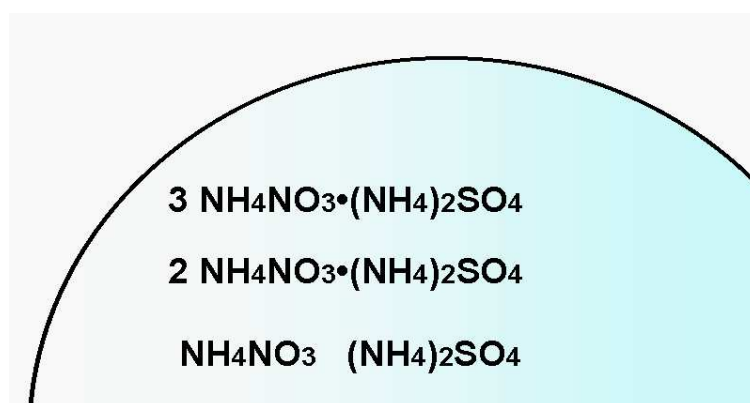


Fig. 11 Les sels contenus dans les poussières fines (fraction des PM10) sont principalement composés d'ammonium, de nitrate et de sulfate. Les proportions se modifient au cours du temps, et l'on retrouve finalement du nitrate d'ammonium et du sulfate d'ammonium, ainsi que leurs sels multiples.

La composition chimique des particules primaires et secondaires reflète le profil des émissions régionales et suprarégionales et les processus de transformation qu'ont subies les substances émises. Le tableau 2 présente les principaux constituants des PM₁₀ ainsi que leur provenance. En Suisse, la pollution par les PM₁₀ est due pour moitié aux particules primaires et pour moitié aux particules secondaires (OFEFP 1999).

Composition des particules	Provenance / précurseurs
Particules primaires (env. 50 %)	
suie (carbone élémentaire (EC) et carbone organique primaire (OC))	processus de combustion
matériel géologique / sol	construction, agriculture, trafic, vent
métaux lourds	combustion, production
particules formées par abrasion	sollicitation mécanique
matériel biologique	spores de champignons, fragments de végétaux
Particules secondaires (env. 50 %)	
sulfate	dioxyde de soufre
nitrate	oxydes d'azote
ammonium	ammoniac
carbone organique (OC)	COV

Tab. 2 Principales composantes des PM₁₀ ainsi que leur provenance ou leurs précurseurs.

Les aérosols sont formés par le biais d'une cascade de processus de transformation complexes (fig. 12). Les polluants gazeux émis et les particules très fines forment d'abord des aérosols primaires, dont la durée de vie est relativement courte et dont la grandeur et la composition chimique se modifient au cours du transport, par coagulation, condensation hétérogène, fixation sur des gouttes de pluie et formation de nuages, pour donner finalement naissance, au bout de quelques heures ou de plusieurs jours, à un aérosol (secondaire) mixte altéré. De par leurs propriétés hygroscopiques, les aérosols secondaires se comportent comme des noyaux de condensation; ils favorisent la condensation de l'eau, initialisent la formation de nuages et sont ensuite lessivés avec les précipitations. Finalement, les particules se déposent sous forme sèche ou humide sur le sol ou sur la végétation.

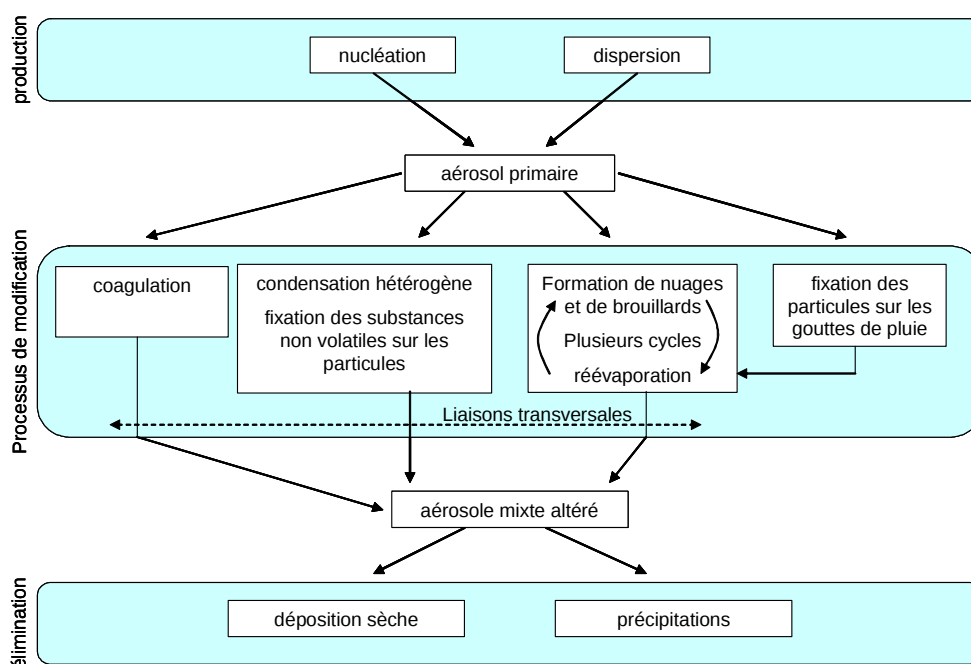


Fig. 12 Représentation schématisée de certains processus importants de transformation des particules dans l'atmosphère (d'après Roedel 1994).

Les aérosols contenant des sels déterminent donc des processus importants dans l'atmosphère. Ils ont une influence sur le cycle de l'eau, sur le bilan radiatif, ainsi que sur le transport à grande distance et les dépôts de composés azotés et d'autres polluants.

Les composés azotés jouent un rôle capital dans l'évolution des aérosols. Une partie de l'ammoniac se dépose déjà, à proximité de la source d'émission, à la surface des aérosols ou sur la végétation et s'accumule dans les vapeurs et les gouttes d'eau des nuages (fig. 13). La vitesse de dépôt de l'ammoniac est très élevée. Le temps de séjour du NH_3 dans l'atmosphère est donc très court, de l'ordre de quelques minutes à quelques heures. Le transport horizontal du NH_3 ne dépasse pas quelques centaines ou quelques milliers de mètres, alors que ses produits de réaction (sels d'ammonium) peuvent parcourir des distances importantes avant de retomber sous forme humide ou sèche à la surface de la terre.

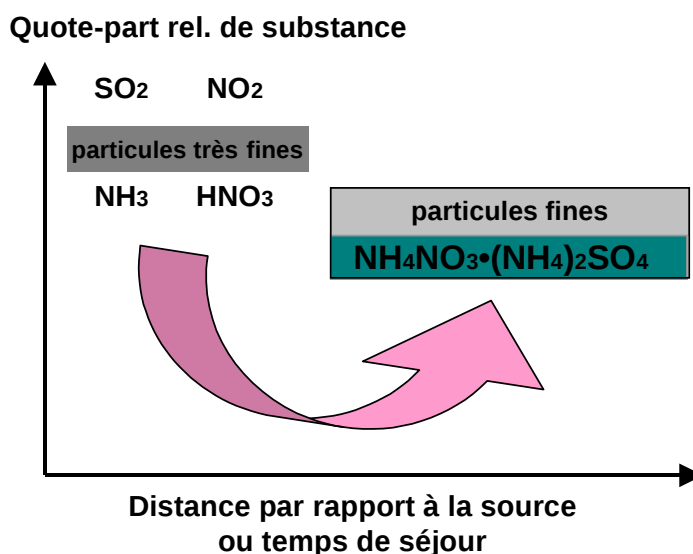


Fig. 13 Les polluants atmosphériques réactifs (NH_3 , SO_2 , NO_2 , HNO_3) se concentrent rapidement, à proximité des sources d'émission, à la surface des aérosols primaires (particules très fines) et dans la phase aqueuse de l'atmosphère – la vapeur, le brouillard et les nuages – où ils se transforment en des formes chimiques plus stables. Une fois la phase aqueuse évaporée, il reste des particules fines dont le diamètre est inférieure à 5 à 10 μm . Ces particules fines restent plus longtemps en suspension dans l'air et peuvent donc être transportées sur des distances beaucoup plus grandes que les gaz sources réactifs.

L'ammoniac alcalinise la phase aqueuse des surfaces limitrophes créant ainsi les conditions permettant l'absorption de gaz acides (fig. 14). Le SO_2 ne peut être lié en grandes quantités que si la réserve alcaline est suffisante. Dans ces conditions, il est aussi rapidement oxydé en acide sulfurique (H_2SO_4) (Behra 1989). L'absorption du NO_2 est également favorisée en milieu alcalin, de même que l'oxydation en acide nitrique (HNO_3) dans la phase aqueuse (Blanchard 2003). L'acide nitrique (HNO_3) formé par l'oxydation du NO_2 dans la phase gazeuse est aussi aisément absorbé dans la phase aqueuse.

Les deux acides, HNO_3 et H_2SO_4 , qui se sont ainsi formés et concentrés dans la phase acide forment des sels d'ammonium, notamment du NH_4NO_3 , du NH_4HSO_4 , du $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ et des sels mixtes. Ces derniers présentent une plus grande stabilité à l'humidité et à la chaleur que les sels purs. Des essais réalisés sur des aérosols ont montré que le NH_4NO_3 se décompose moins rapidement dans des conditions environnementales réelles que ne l'indiquent les prédictions tirées d'essais en laboratoire. Les processus qui se déroulent dans la phase aqueuse de l'atmosphère (à la surface des aérosols, dans la vapeur, le brouillard et les nuages) modifient non seulement la composition chimique des aérosols mais aussi leur masse. L'augmentation de la masse des aérosols se traduit notamment par une opacification de l'air.

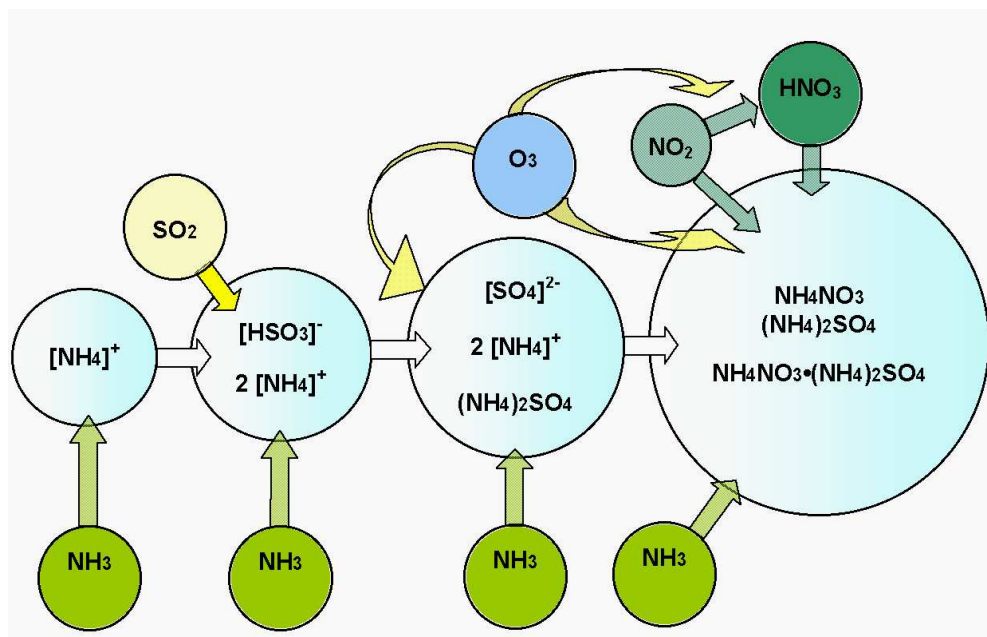


Fig. 14 L'ammoniac joue un rôle clé lors de la formation de sels dans les aérosols. Le NH_3 assure l'absorption du dioxyde de soufre (SO_2) et son oxydation en sulfate. Il participe également à la fixation de l'acide nitrique (HNO_3). Les sels formés – nitrate d'ammonium, sulfate d'ammonium et leurs sels multiples ($\text{NH}_4\text{NO}_3 \cdot (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) – modifient la charge, les propriétés et la masse des aérosols.

La durée de séjour des particules dans l'atmosphère dépend en grande partie de leur taille (fig. 15). Les particules très grandes ou très petites ont une durée de vie courte ne dépassant pas quelques heures. Les particules très fines, de par leur grande mobilité par diffusion, peuvent s'agréger rapidement pour former des particules ayant une durée de vie plus longue. En revanche, les très grandes particules sédimentent rapidement en raison de leur masse. Toutefois, dans le domaine des PM_{10} (diamètre aérodynamique des particules de 0,1 à 10 μm), les processus de sédimentation ne sont pas très efficaces, de sorte que, selon la stratification des masses d'air, la durée de séjour de ces particules peut atteindre quelques semaines, ce qui favorise leur transport à grande distance. La plupart de ces particules retombent sous forme de dépôts humides ou secs.

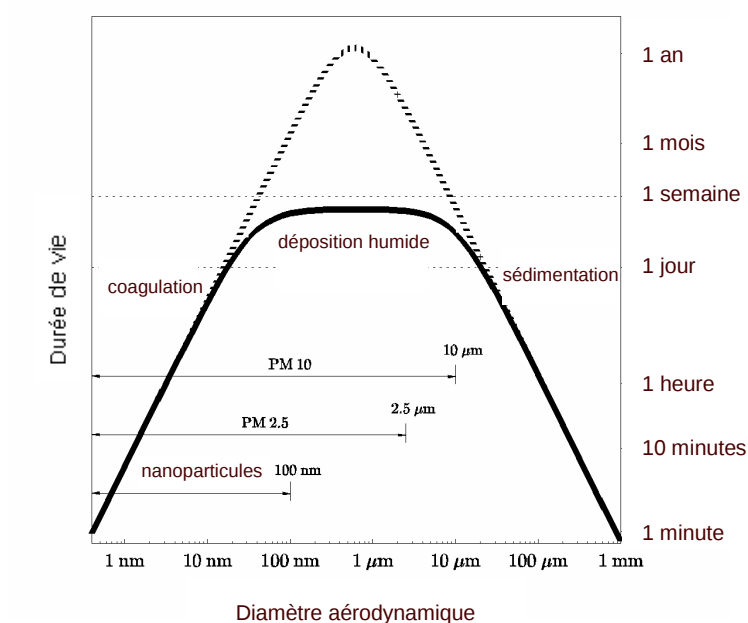


Fig. 15 Durée de vie des particules dans la troposphère en fonction de leur diamètre aérodynamique (diamètre qu'une particule sphérique ayant une densité de 1 g/cm^3 devrait avoir pour présenter la même vitesse de sédimentation qu'une particule de forme et de densité différentes).
 ----- troposphère supérieure
 _____ troposphère inférieure

2.3. Concentrations de polluants atmosphériques

La surveillance des concentrations de polluants en Suisse révèle une diminution de la charge en oxydes d'azote et en poussières en suspension depuis le milieu des années 80, qui concorde bien avec la baisse des émissions calculées. On trouve encore des immissions excessives, surtout le long des routes à fort trafic ainsi que dans les villes et les agglomérations. En revanche, on n'observe aucune diminution de la charge d'ammonium et de nitrates, qui est mesurée dans l'eau de pluie depuis 1985, ni de l'ammoniac gazeux, pour lequel on ne dispose toutefois que de séries de mesures sur une période plus courte.

Les émissions de polluants dans l'atmosphère entraînent une augmentation des concentrations de ces polluants dans l'air, qui se traduit finalement par des dépôts accrus (cf. chapitre 2.4). La concentration des polluants atmosphériques est généralement exprimée en microgrammes de polluant par mètre cube d'air. Le terme d'« immission » est un terme générique désignant la concentration de polluants dans l'air et les dépôts. Nous examinerons ci-après l'évolution des concentrations des polluants azotés importants au cours du temps ainsi que leur distribution spatiale.

Les concentrations d'oxydes d'azote diminuent depuis 1990.

Le réseau national d'observation des polluants atmosphériques (NABEL) et les stations cantonales mesurent depuis de nombreuses années les concentrations de NO_2 et de NO_x . Depuis 1990, on observe une tendance à la baisse des moyennes annuelles (fig. 16 et 17), qui semble toutefois s'être inversée au cours des deux années 2002 et 2003. Il faut néanmoins tenir compte du fait que, du point de vue météorologique, l'année 2003 a été exceptionnellement chaude et ensoleillée, ainsi qu'une période d'inversion thermique prolongée durant l'hiver, ce qui a eu une incidence sur la charge en polluants atmosphériques.

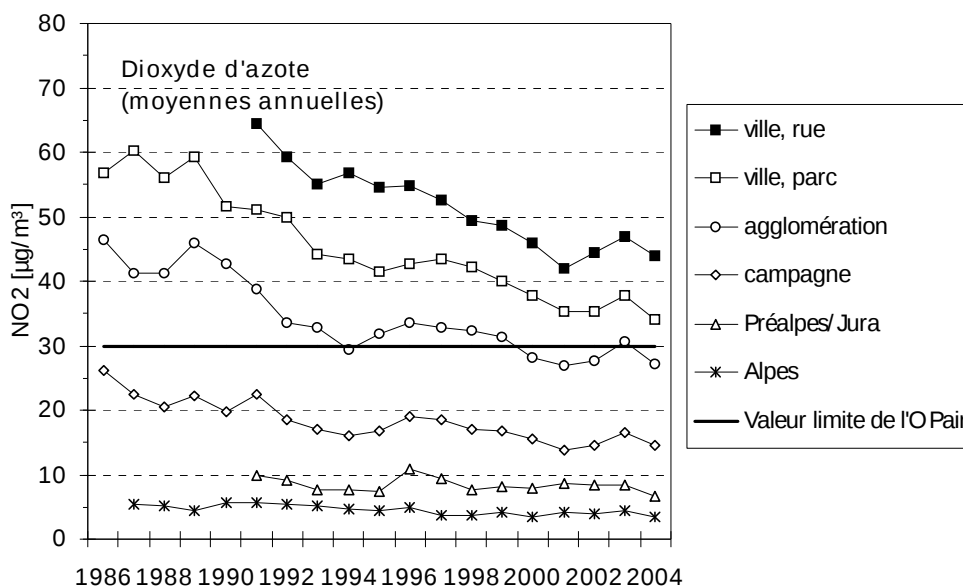


Fig. 16 Concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) mesurées à différents types de stations, moyennes annuelles pour la période de 1981 à 2004. OPair = ordonnance sur la protection de l'air (OFEFP 2005).

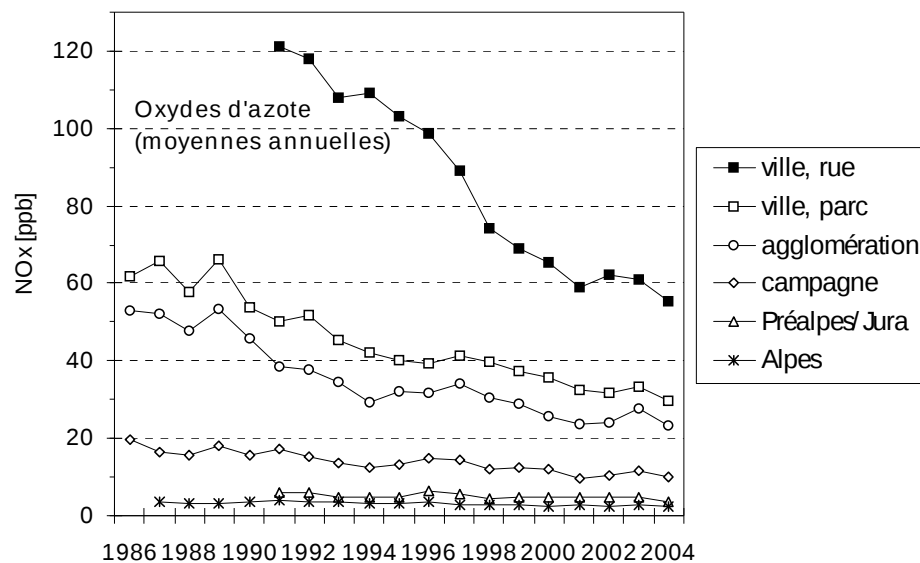


Fig. 17 Concentrations d'oxydes d'azote (NO_x) mesurées à différents types de stations, moyennes annuelles pour la période de 1981 à 2004 (OFEFP 2005).

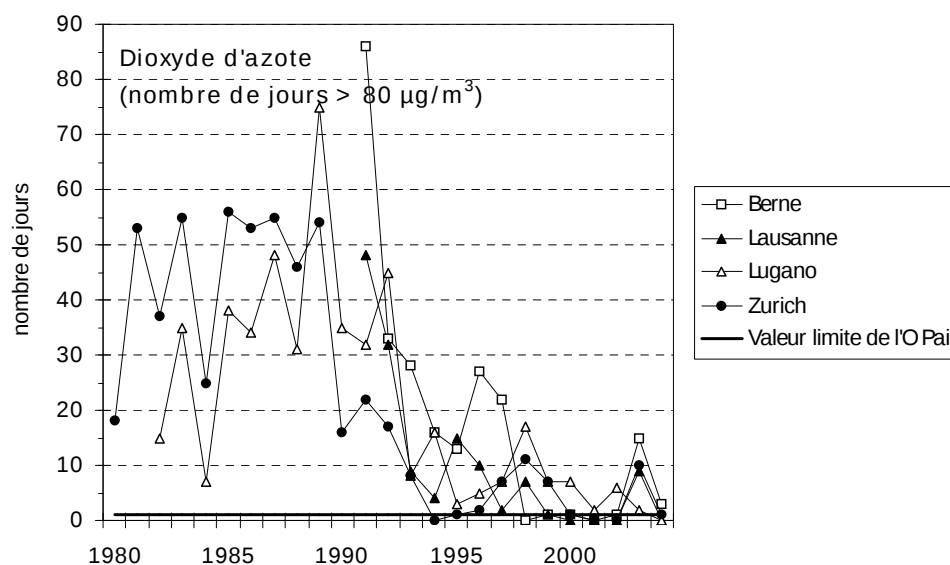


Fig. 18 Nombre de jours où la concentration de dioxyde d'azote (NO_2) mesurée à des stations situées en ville a dépassé $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la période de 1980 à 2004 (OFEFP 2005).

La tendance observée pour les pics de courte durée est similaire à celle des moyennes annuelles: le nombre de dépassements de la moyenne journalière de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (valeur limite d'immission de courte durée fixée par l'ordonnance sur la protection de l'air) a nettement diminué depuis 1990 (fig. 18).

Le réseau NABEL mesure également, depuis avril 1993, les composés azotés gazeux et les composés azotés des aérosols (fig. 19). La mesure comprend, d'une part, la somme de l'ammoniac gazeux et de l'ammonium particulaire ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$),

et, d'autre part, la somme de l'acide nitrique gazeux et du nitrate particulaire ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$).

On n'observe aucune diminution des composés azotés gazeux, ni des composés azotés des aérosols depuis 1994.

Aucune tendance significative ne se dessine pour les six premières années de mesures effectuées à Payerne. Les valeurs mesurées pour les composés réduits ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) sont à peu près 4 fois supérieures à celles des composés oxydés ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$, exprimées en μg de N/m^3). En 2000, la mesure a été déplacée à la station de Rigi-Seebodenalp, qui correspond à un emplacement de mesure en retrait. À cet endroit, le rapport entre les composés réduits et les composés oxydés est plus faible (d'un facteur 2,2), du fait de la durée de vie différente des diverses substances. L'ammoniac (NH_3) en particulier se dépose rapidement, d'où les valeurs plus basses mesurées à Rigi-Seebodenalp, station sise à une distance importante des sources d'émission. En 2004, les mesures à Payerne ont été reprises. Comparées avec la période 1994-1999 les valeurs se trouvent à un niveau semblable.

La mesure correspondant à une somme, l'interprétation des valeurs mesurées s'avère relativement difficile. Aussi, en 1993 et en 1995, des contrôles ponctuels visant à déterminer les différents composés ont été réalisés à Payerne. Ces contrôles ont montré que le NO_3^- particulaire était l'élément dominant parmi les composés oxydés (88%, exprimé en μg de N/m^3), alors que le NH_3 gazeux contribuait à raison de 55 % à la somme des composés réduits.

Parallèlement au réseau NABEL, le canton de Zurich exploite également deux stations de mesures, l'une depuis 1993 sur le Bachtel et l'autre depuis 1996 à Wallisellen, où les composants des aérosols et des gaz sont mesurés séparément (Thöni et al. 2001). Les concentrations d'acide nitrique, d'ammonium et de nitrate varient d'une année à l'autre. Toutefois, ces séries de mesures ne mettent en évidence aucune tendance sensible à la baisse ou à la hausse.

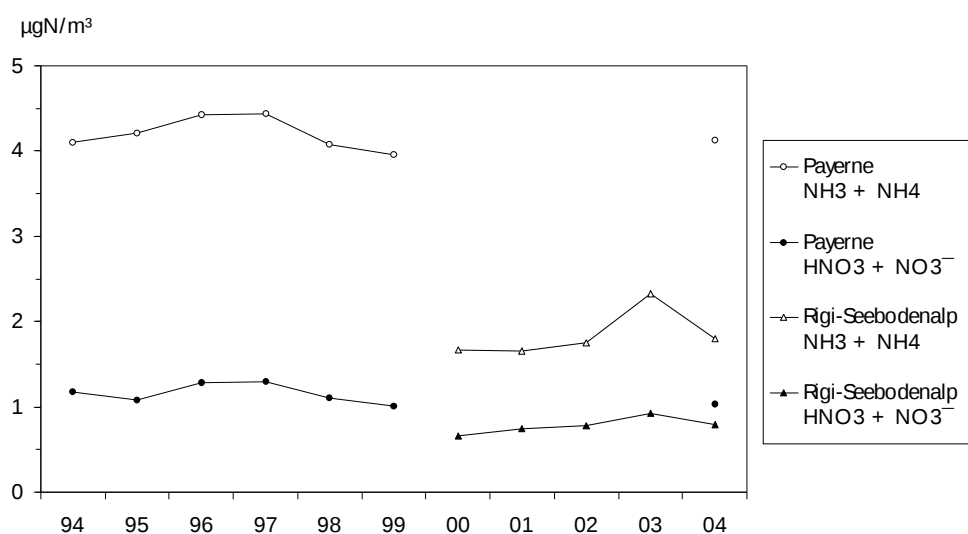


Fig. 19 Composés azotés gazeux et composés azotés des aérosols, moyennes annuelles pour la période de 1994 à 1999 et 2004 (Payerne) et de 2000 à 2004 (Rigi-Seebodenalp) (OFEFP 2005).

Avant 1997, les poussières en suspension étaient mesurées en tant que TSP (TSP = total suspended particles, particules fines en suspension ayant une vitesse de sédimentation < 10 cm/s et un diamètre aérodynamique < 50 μm). Lorsqu'on ne mesure que les particules respirables d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 μm contenues dans les poussières, on parle d'une mesure des PM10 (PM10 = particulate matter < 10 μm , fraction thoracique des poussières en suspension). Les concentrations de PM10 peuvent être dérivées des concentrations de TSP en appliquant une relation connue.

Les concentrations de poussières fines respirables (PM10) ont nettement diminué depuis 1985.

La figure 20 présente les moyennes annuelles de PM10 calculées à partir des valeurs mesurées pour les TSP (avant 1997) ainsi que les valeurs mesurées pour les PM10 (à partir de 1997). La charge en PM10 a diminué de 20 à 50 % au cours de la période de 1985 à 1995. Ce recul pourrait être imputable d'une part à une diminution de la formation de particules secondaires (en particulier de sulfates) et, d'autre part, à la réduction des émissions de particules primaires. La fréquence des situations d'inversion de température, qui étaient moins marquées au cours des hivers plutôt doux des années 90, joue également un rôle important.

Les aérosols secondaires représentent un tiers à plus de la moitié de la charge en PM10 et leur répartition géographique est homogène du fait qu'ils se forment à une certaine distance des sources de polluants précurseurs. Ces aérosols secondaires contiennent du sulfate (SO_4^{2-} , provenant du dioxyde de soufre), du nitrate (NO_3^- , provenant des oxydes d'azote), de l'ammonium (NH_4^+ , provenant de l'ammoniac) et des composés organiques du carbone (OC, provenant des composés organiques volatils). La répartition géographique homogène des poussières fines s'explique également par leur transport à longue distance. Les premières modélisations couvrant l'ensemble de l'Europe indiquent qu'en Suisse, la charge en PM10 imputable au transport à longue distance est d'environ 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

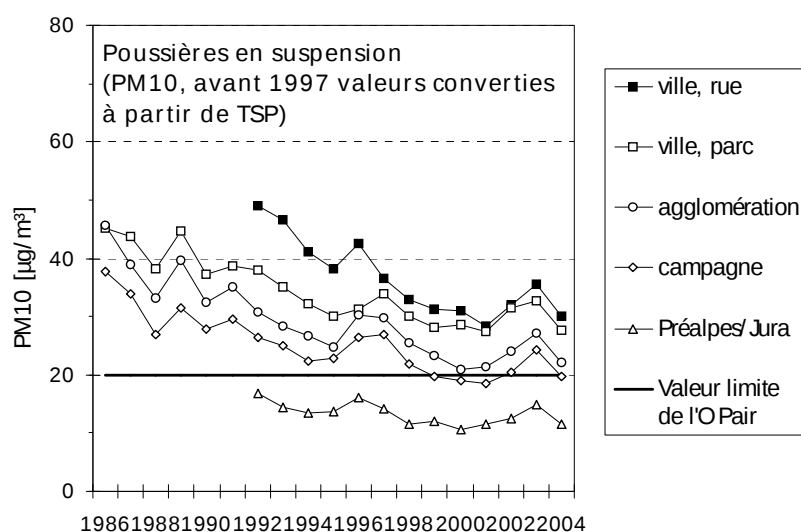


Fig. 20 Concentrations de poussières en suspension (PM10), valeurs moyennes pour la période de 1986 à 2004. Les valeurs indiquées pour les PM10 jusqu'en 1996 sont dérivées des concentrations de TSP (total suspended particles); les valeurs ont été mesurées à partir de 1997 (OFEFP 2005).

Les charges d'ammonium et de nitrates dans l'eau de pluie restent élevées depuis 1985.

Plusieurs stations recensent les composants de l'eau de pluie, tels que l'ammonium (fig. 21) et les nitrates (fig. 22). La quantité qui est introduite dans le sol avec la pluie est appelée charge. Elle est calculée à partir du volume des précipitations et de la concentration du polluant. Ces deux facteurs peuvent varier fortement d'une année à l'autre. Les charges d'ammonium et de nitrates restent invariablement élevées depuis 1985. Au sud de la Suisse, la charge est plusieurs fois supérieure à celle des autres régions du pays, les polluants importés d'Italie jouant probablement un rôle prépondérant.

Ce n'est que depuis 2000 que les concentrations d'ammoniac sont mesurées à 27 stations de la Confédération, des cantons et des observatoires forestiers permanents (Thöni et Seittler 2004). Les valeurs mesurées jusqu'ici indiquent une variation spatiale importante des concentrations d'ammoniac, dépendant en grande partie de la distance par rapport aux sources d'émission. Toutefois, au niveau de chaque station, les concentrations mesurées au cours de la période de quatre ans allant de 2000 à 2003 ne varient pas beaucoup. En 2003, on a enregistré des concentrations plus élevées que les années précédentes dans pratiquement toutes les stations, en raison de l'été chaud et sec que nous avons connu. Une station (Bachtel, canton de Zurich) mesure les concentrations d'ammoniac depuis 1993. Les concentrations n'a n'ont pas changé de manière significative entre 1993 et 2003.

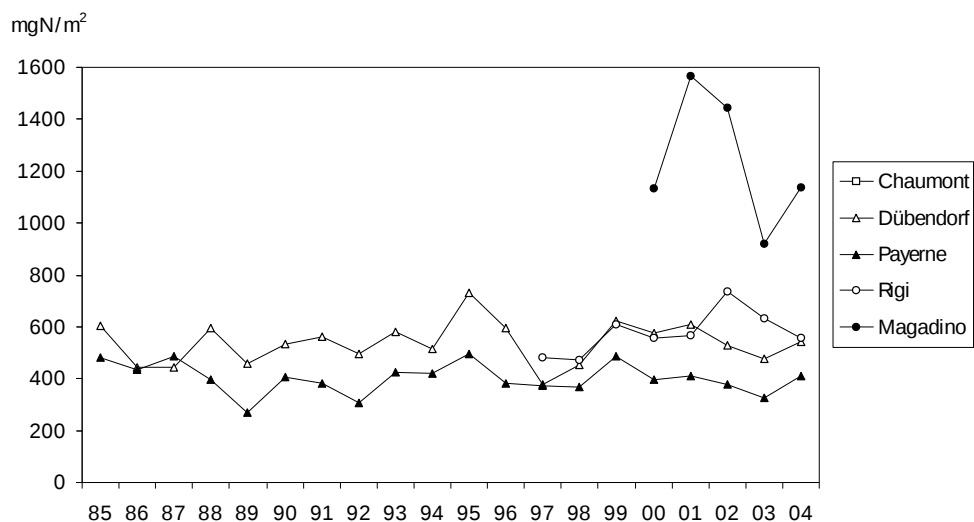


Fig. 21 Charges d'ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) contenues dans l'eau de pluie, moyennes annuelles pour la période de 1985 à 2004 (OFEFP 2005).

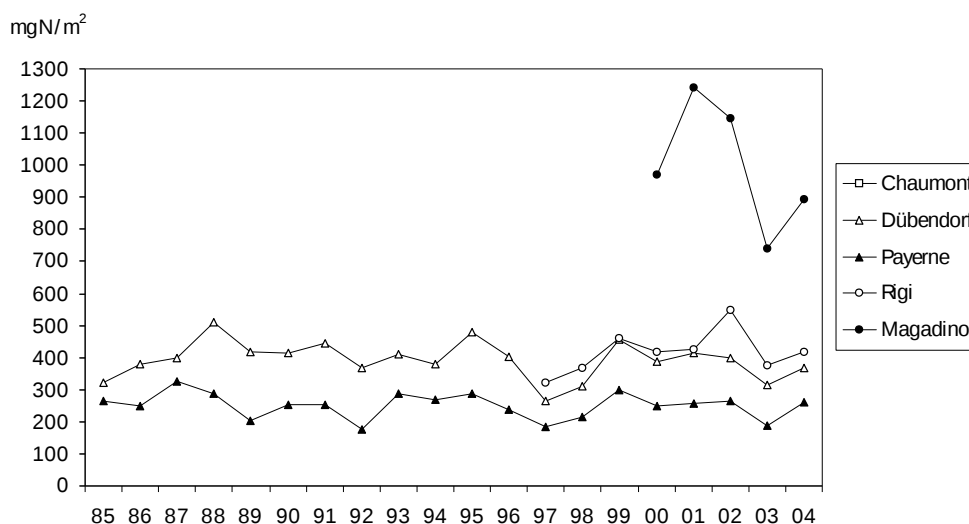


Fig. 22 Charges de nitrates (NO_3^- -N) contenues dans l'eau de pluie, moyennes annuelles pour la période de 1985 à 2004 (OFEFP 2005).

On s'intéresse non seulement à l'évolution temporelle des concentrations de polluants mais aussi à leur distribution spatiale. En principe, les concentrations de polluants primaires diminuent lorsque la distance par rapport à la source augmente, trois mécanismes jouant ici un rôle important:

1. la dilution: la quantité de polluant est répartie, par des effets de turbulence et de diffusion, dans un volume d'air plus grand. Ce processus est surtout déterminé par des facteurs climatiques;
2. la déposition: le polluant est éliminé de l'atmosphère en se déposant sur le sol ou sur la végétation. La vitesse de déposition (V_{dep}) décrit la vitesse à laquelle s'effectue ce processus;
3. la transformation chimique en polluants secondaires: le NO_2 peut notamment participer à des réactions photochimiques (formation d'ozone), au cours desquelles se forme entre autres du HNO_3 . En solution aqueuse dans les gouttelettes de brouillard ou de pluie, il donne naissance à des nitrates (NO_3^-) capables, en conditions sèches, de former avec d'autres substances des particules très petites (PM10 secondaires). Le NH_3 peut se transformer en ammonium (NH_4^+) et être ainsi transporté sur une distance plus grande dans des gouttelettes de brouillard ou dans des particules (cf. chapitre 2.2).

Les concentrations de NO_2 et de NH_3 dans l'air peuvent être calculées à l'aide de modèles statistiques de propagation et représentées sur des cartes (fig. 23 et 24). Une comparaison des résultats de modélisations de la propagation avec les concentrations de gaz mesurées révèle que les calculs sont assez fiables (SAEFL 2004, Thöni et al. 2004). Le NO émis se transformant rapidement en NO_2 , les concentrations les plus élevées se situent à proximité des sources. S'agissant des PM10, la modélisation des immissions est plus difficile à réaliser, les sources et les facteurs d'émission étant moins bien connus que pour le NO_2 et le NH_3 . Les particules secondaires jouent en outre un rôle prépondérant. Il est néanmoins possible de cartographier la concentration des PM10 dans l'air à l'aide d'un modèle empirique (fig. 25).

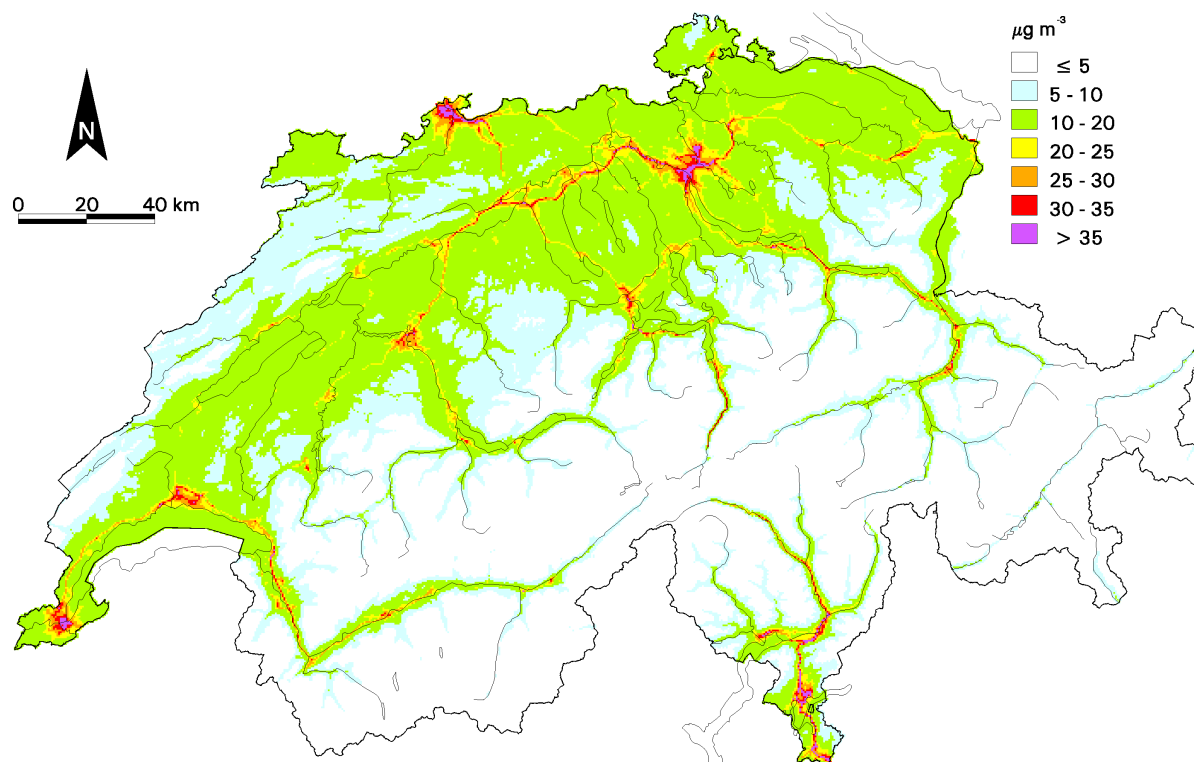


Fig. 23 Modélisation des concentrations de dioxyde d'azote, moyennes annuelles pour l'année 2000. Représentation sur une grille de 1x1 km (SAEFL 2004).

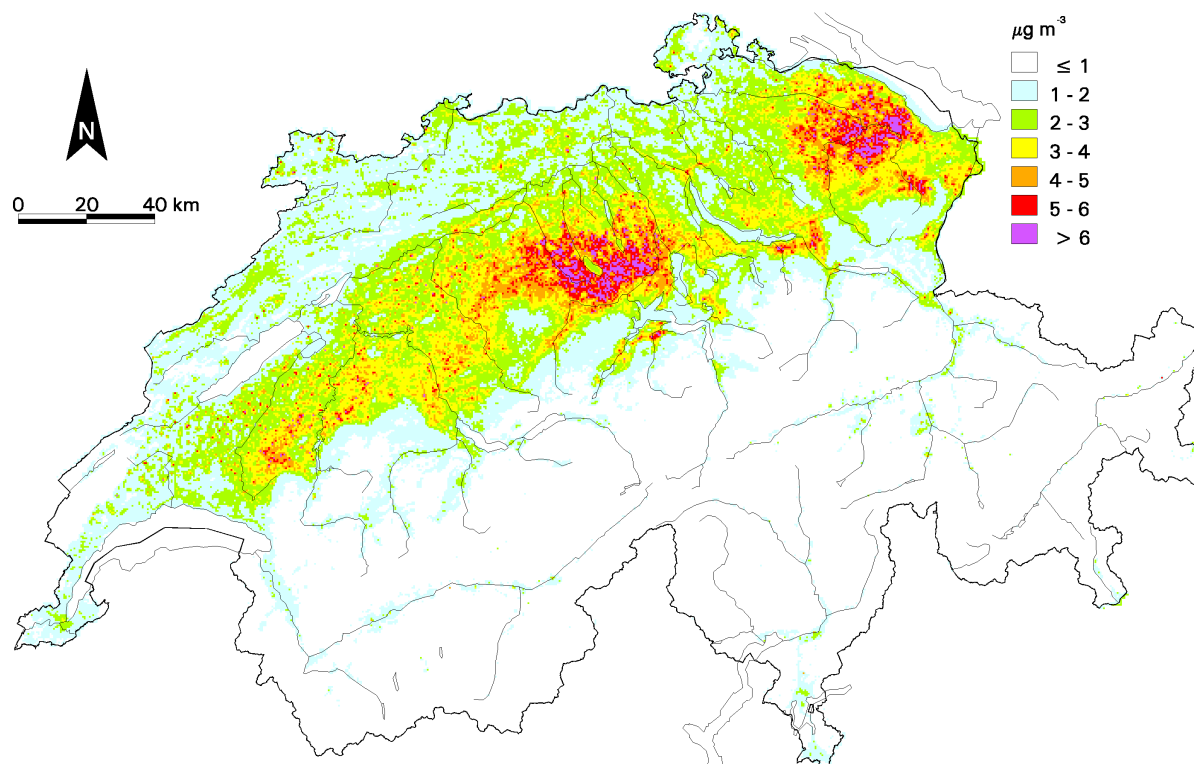


Fig. 24 Modélisation des concentrations d'ammoniac, moyennes annuelles pour l'année 2000. Représentation sur une grille de 0,5x0,5 km (Meteotest 2004).

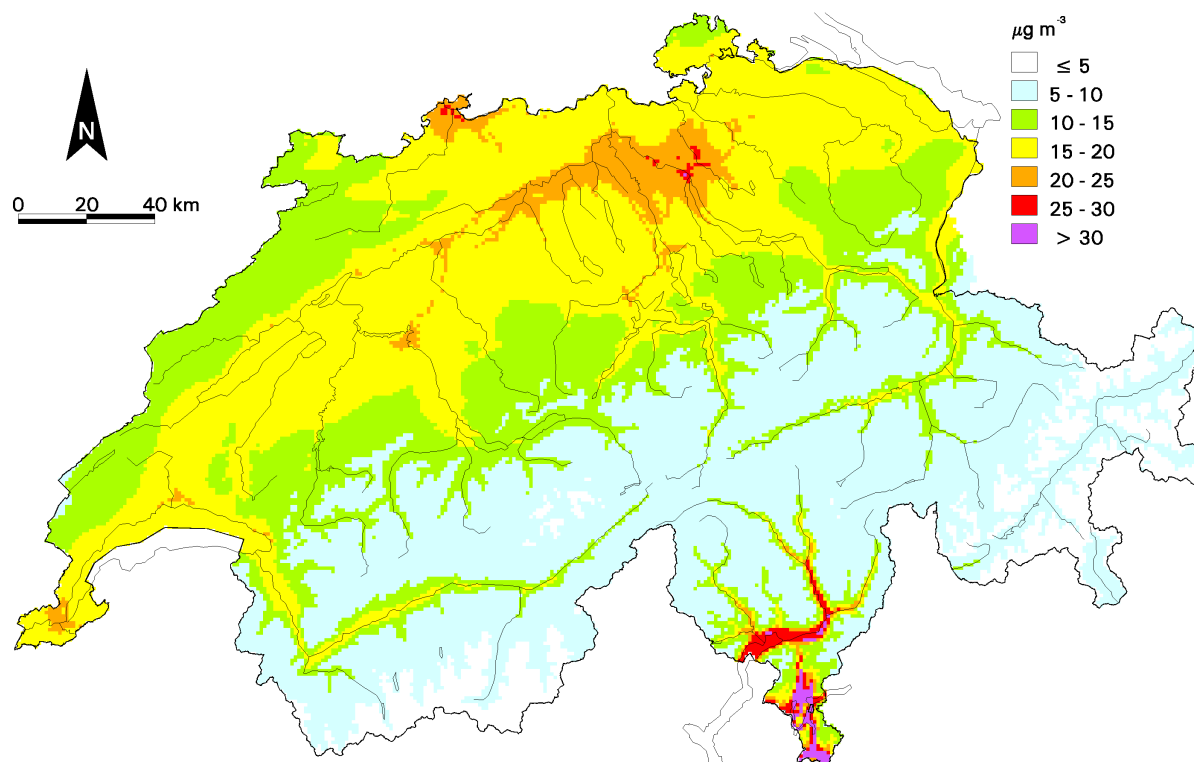


Fig. 25 Modélisation des concentrations de PM10, moyennes annuelles pour l'année 2000. Représentation sur une grille de 0,4x0,4 km (SAEFL 2003).

La carte des concentrations modélisées de NO_2 (fig. 23) met en évidence des valeurs élevées le long des grands axes de circulation ainsi que dans les espaces urbains. Le profil de distribution reflète la provenance du NO_2 (transports ainsi qu'industrie et artisanat).

La carte des concentrations modélisées d'ammoniac (fig. 24) montre que l'on retrouve les charges les plus importantes en Suisse orientale, en Suisse centrale (région du lac de Sempach), ainsi que dans les cantons de Berne et de Fribourg, des régions où les effectifs d'animaux de rente sont importants. Cependant, d'autres régions présentent également des concentrations d'ammoniac qui contribuent de manière importante à l'apport d'azote dans les écosystèmes sensibles (cf. chapitre 2.4).

La carte des concentrations modélisées de PM10 (fig. 25) révèle un contraste ville-campagne moins marqué que pour le NO_2 , par exemple. À cela deux raisons, déjà mentionnées plus haut: tout d'abord, un tiers voire la moitié de la charge en PM10 provient d'aérosols secondaires, qui se forment à partir des polluants précurseurs à une certaine distance des sources. Par ailleurs, les poussières fines sont transportées sur de grandes distances, d'où une répartition plus uniforme. Ces deux phénomènes entraînent une distribution spatiale plus homogène des PM10 sur l'ensemble de la Suisse.

La distribution spatiale des PM_{2,5} est encore plus homogène que celle des PM₁₀. Comme elles se composent principalement d'aérosols secondaires, on retrouve des concentrations similaires sur des étendues importantes, les différences s'équilibrant en outre du fait du transport à grande distance.

2.4. Dépôts de polluants atmosphériques

En Suisse, les composés azotés réduits (issus de l'ammoniac) représentent, selon les emplacements, 60 à 80 % des dépôts azotés introduits dans les écosystèmes sensibles. Les dépôts azotés sont nettement plus élevés dans les écosystèmes forestiers que dans les écosystèmes à végétation plus basse.

La notion de dépôt ou de déposition désigne un flux de substances de l'atmosphère vers la surface terrestre, rapporté à une surface. Comme il n'existe pas de puits permanents dans l'atmosphère, toute émission de polluants se manifeste tôt ou tard quelque part sous la forme d'un dépôt. Les dépôts azotés sont souvent exprimés en kilogramme d'azote par hectare et par an ($\text{kg N ha}^{-1} \text{an}^{-1}$).

La détermination des apports azotés est une opération exigeante.

La détermination des apports azotés prend du temps et est exigeante du point de vue de la méthodologie à appliquer (BUWAL 1994). Elle est toutefois nécessaire pour la paramétrisation des différents processus de déposition dans les modèles de calcul (p. ex. le modèle par analogie des résistances). Seule la déposition humide, qui s'effectue avec la pluie et la neige, peut être mesurée directement. Pour déterminer la déposition sèche des gaz et des aérosols, il faut effectuer des mesures des concentrations ainsi que des paramètres météorologiques importants et de leurs gradients au-dessus de la surface du sol et de la végétation, mesures qui sont relativement complexes.

Un modèle simplifié de calcul combiné a été développé afin d'évaluer et de cartographier les quantités d'azote atmosphérique déposées dans les écosystèmes (SAEFL 1996, Rihm et Kurz 2001). Il s'agit d'un modèle combiné, dans la mesure où l'on a choisi les voies de déposition des composés azotés les plus importantes et que l'on a calculé ou modélisé séparément les dépôts correspondants (modèle par analogie des résistances pour la déposition sèche), qui ont ensuite été réunis pour obtenir l'apport global.

Les dépôts sous forme humide constituent une voie de déposition importante; ils ont été calculés pour le NO_3^- et le NH_4^+ . À cet effet, on a tout d'abord cartographié les concentrations des substances dans les précipitations en fonction de l'altitude et de la région; ces valeurs ont ensuite été multipliées par le volume des précipitations extrait de l'atlas hydrologique.

Les composés azotés réduits contribuent de manière prépondérante aux dépôts azotés.

Les composés gazeux, dont l'apport a été calculé en multipliant la concentration par la vitesse de sédimentation, jouent un rôle déterminant. Les concentrations des composés azotés gazeux importants ont été déterminées à l'aide de modèles statistiques de diffusion en utilisant des inventaires des émissions ayant une résolution géographique fine (cf. chapitre 2.3.). Les vitesses de déposition (V_{dep}) sont des valeurs spécifiques à la substance et au récepteur, tirées de la littérature et déterminées au cours d'essais relativement exigeants (voir notamment Lövblad et al. 1993). La V_{dep} dépend de plusieurs facteurs, tels que la réactivité du polluant, le type de végétation, l'humidité à la surface de la terre et la vitesse du vent. La V_{dep} du NH_3 est en moyenne huit fois supérieure à celle du NO_2 , raison pour laquelle les

dépôts locaux et régionaux d'ammoniac sont comparativement plus élevés que ceux de NO_2 . Cette observation ressort également du tableau 3, qui présente l'exemple d'une placette forestière située sur le Plateau, ayant une charge élevée. La déposition sèche d'ammoniac correspond ici à plus de la moitié de l'apport total d'azote. Les trois quarts environ de l'apport total proviennent de composés azotés réduits (NH_y).

Paramètres		Unités	Valeurs
Concentrations dans l'air	NH_3	$\mu\text{g m}^{-3}$	3,0
	NO_2	$\mu\text{g m}^{-3}$	14
	NH_4^+ aérosol	$\mu\text{g m}^{-3}$	2,0
	NO_3^- aérosol	$\mu\text{g m}^{-3}$	2,7
	HNO_3	$\mu\text{g m}^{-3}$	0,9
Vitesse de déposition	NH_3	mm s^{-1}	30
	NO_2	mm s^{-1}	4
	aérosol	mm s^{-1}	2
Quotes-parts de déposition	NH_3 dépôts gazeux	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	23,4
	NH_4^+ dépôts humides	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	5,1
	NH_4^+ dépôts secs	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	1,1
	NO_2 dépôts gazeux	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	5,5
	NO_3^- dépôts humides	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	3,7
	NO_3^- dépôts secs	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	0,4
	HNO_3 dépôts gazeux	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	0,9
Dépôts azotés totaux		$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	40,1

Tab. 3 Concentrations modélisées des composés azotés et des dépôts calculés pour une forêt de conifères de la commune de Muri (AG), ayant une charge élevée, coordonnées 670000/235000, altitude 440 m. Moyennes annuelles pour 2000 (Meteotest 2004).

Les composés liés aux aérosols et le HNO_3 contribuent dans une plus faible mesure à la charge totale.

On n'a pas tenu compte des dépôts « occultes » par le biais des gouttelettes de brouillard, qui pourraient représenter plus de 10 % de l'apport total dans des emplacements exposés situés à la limite du brouillard.

La figure 26 présente la distribution spatiale des dépôts azotés en Suisse obtenus par modélisation pour l'année de référence 2000. Les dépôts cartographiés comprennent les apports totaux de composés azotés sous forme oxydée et réduite. Les dépôts les plus élevés (de 30 à 40 et $>40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) se situent sur le Plateau et au sud des Alpes, mais on relève également des valeurs de 20 à 30 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans le Jura et les Préalpes. A titre de comparaison, il y a lieu de signaler que des dépôts de 1 à 3 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sont enregistrés sur des sites peu influencés par les activités humaines (Bobbink et al. 2003).

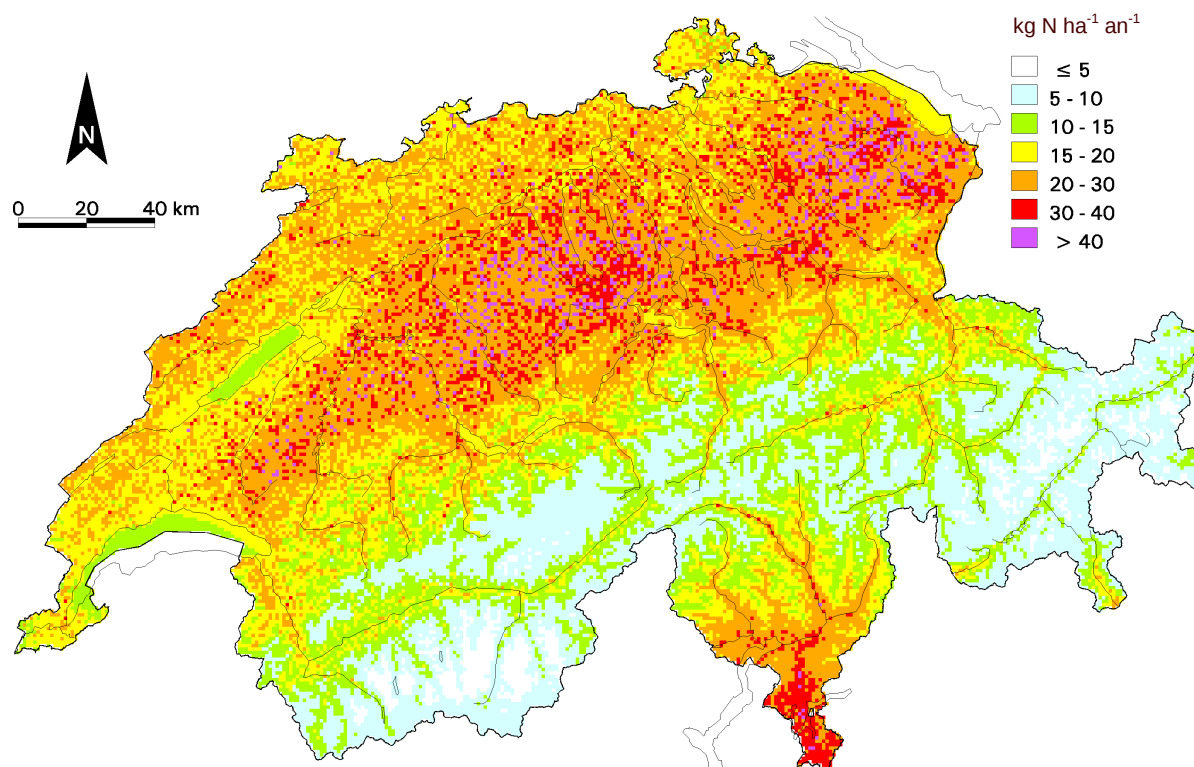


Fig. 26 Modélisation des dépôts azotés (apport total provenant des composés azotés oxydés et réduits), année de référence 2000. Représentation sur une grille de 1x1 km (Rihm et Kurz 2001, Meteotest 2004).

L'apport d'azote est plus important dans les forêts que hors couvert forestier.

Le tableau 4 présente les dépôts d'azote oxydé et réduit (NO_y et NH_y) sur l'ensemble du territoire, répartis en fonction des voies de déposition des différents composés azotés ainsi que des dépôts dans les forêts et hors couvert forestier. Les données indiquent que l'apport d'azote dans une unité de surface de forêt est plus important que dans une surface équivalente hors couvert forestier. En moyenne suisse, les composés azotés réduits (N-NH_y) contribuent à raison d'environ 65 % aux dépôts totaux d'azote.

Récepteurs Composés azotés	Forêts (IFRF 1988) 11 382 km ²	Surface hors couvert forestier 29 761 km ²	Total 41 143 km ²
humides: NH ₄ ⁺	6,9 (6,1)	15,2 (5,1)	22,1 (5,4)
secs: NH ₄ ⁺ aérosol	1,4 (1,2)	1,5 (0,5)	2,9 (0,7)
NH ₃ gazeux	9,8 (8,6)	14,1 (4,7)	23,9 (5,8)
NH_y-N total	18,1 (15,9)	30,8 (10,3)	48,9 (11,9)
humides: NO ₃ ⁻	5,3 (4,7)	11,3 (3,8)	16,6 (4,0)
secs: NO ₃ ⁻ aérosol	0,6 (0,5)	0,6 (0,2)	1,2 (0,3)
NO ₂ gazeux	3,3 (2,9)	3,4 (1,1)	6,7 (1,6)
HNO ₃ gazeux	0,7 (0,6)	1,6 (0,5)	2,3 (0,6)
NO_y-N total	9,8 (8,6)	17,0 (5,7)	26,8 (6,5)
Azote total	27,9 (24,5)	47,8 (16,1)	75,7 (18,4)

Tab. 4 Dépôts totaux de composés azotés en Suisse, calculés avec une résolution de 1x1 km. Moyennes annuelles pour 2000. Unités: kt N an⁻¹ (entre parenthèse: kg N ha⁻¹ an⁻¹).

Une comparaison effectuée à l'aide de déterminations expérimentales relativement complexes des dépôts montre que le modèle simplifié permet une estimation quantitative plausible des dépôts totaux (BUWAL 1994). Si l'on compare avec des mesures plus simples réalisées sur le terrain, par exemple avec les mesures de l'égouttement des couronnes dans des placettes forestières, corrigées à l'aide d'une approche modélisée qui tient compte de l'échange d'azote au niveau de la couronne des arbres ("canopy budget model") afin de permettre une meilleure évaluation de la déposition sèche, les valeurs obtenues par modélisation sont généralement plus élevées que les valeurs mesurées corrigées (Thimonier et al. 2004, Schmitt et al. 2005). Les quotes-parts de déposition humide concordent néanmoins assez bien, les différences résidant surtout au niveau des quotes-parts de déposition sèche. Ces différences s'expliquent toutefois en partie par le fait que les méthodes de mesure utilisées ne permettent d'évaluer la déposition sèche que de manière incomplète et que certains flux d'azote n'ont pas été mesurés (notamment les flux le long du tronc ainsi que les composés azotés organiques). Il arrive cependant aussi qu'à des emplacements proches de la frontière, par exemple au sud des Alpes, les mesures corrigées de l'égouttement de la couronne donnent, pour les dépôts, des valeurs plus élevées que le modèle simplifié. Ces résultats sont probablement dus au fait que ce modèle ne tient pas suffisamment compte de la charge élevée en polluants venant d'Italie du Nord et de la déposition sèche qu'elle engendre, dans laquelle les dépôts d'aérosols contenant de l'azote semblent jouer un rôle important (cf. figure 25).

2.5. Modélisation des dépôts atmosphériques en Europe

Une fois émis, les polluants traversent les frontières. Des modélisations complexes effectuées par l'EMEP ("European Monitoring and Evaluation Programme", programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe) révèlent que 80 à 85 % des émissions suisses d'oxydes d'azote et environ 50 % des émissions d'ammoniac sont exportées. S'agissant des dépôts azotés sur l'ensemble du territoire, environ 80 % des composés azotés oxydés et environ 40% des composés azotés réduits viennent de l'étranger. Les dépôts propres à la Suisse contiennent donc une proportion sensiblement plus élevée de composés azotés réduits.

Une modélisation des transports de polluants atmosphériques sur l'ensemble de l'Europe avec une résolution de 50x50 km (www.emep.int) est réalisée dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU). Les figures 27 et 28 présentent les dépôts de composés azotés réduits et oxydés calculés à l'aide du modèle de l'EMEP dans les pays européens entourant la Suisse, pour l'année 1998. Ces cartes sont en principe comparables à celle de la figure 26 (cf. chapitre 2.4.), mais leur résolution spatiale est beaucoup plus grossière. S'agissant des NH, le Plateau suisse, avec 10 à 20 kg N ha⁻¹ an⁻¹, présente une charge relativement élevée en comparaison européenne; seuls la Bretagne, les Pays-Bas et l'Allemagne du Nord ainsi que la plaine du Pô présentent des dépôts plus élevés. Les dépôts de NO sont en général répartis de manière plus homogène. On remarque des taux très élevés d'émissions, donc aussi de dépôts, dans la plaine du Pô, dans l'ouest de l'Allemagne, aux Pays-Bas, en Belgique et dans l'est de l'Angleterre.

Pour l'interprétation des taux de déposition, il est intéressant de savoir que les dépôts naturels s'élèvent probablement à 2 à 3 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Or, actuellement, on n'observe des valeurs aussi basses que dans des régions très retirées, telles que le nord de la Scandinavie. En d'autres termes, en Suisse, les émissions anthropiques ont pour effet d'augmenter les dépôts azotés d'un facteur 8 en moyenne.

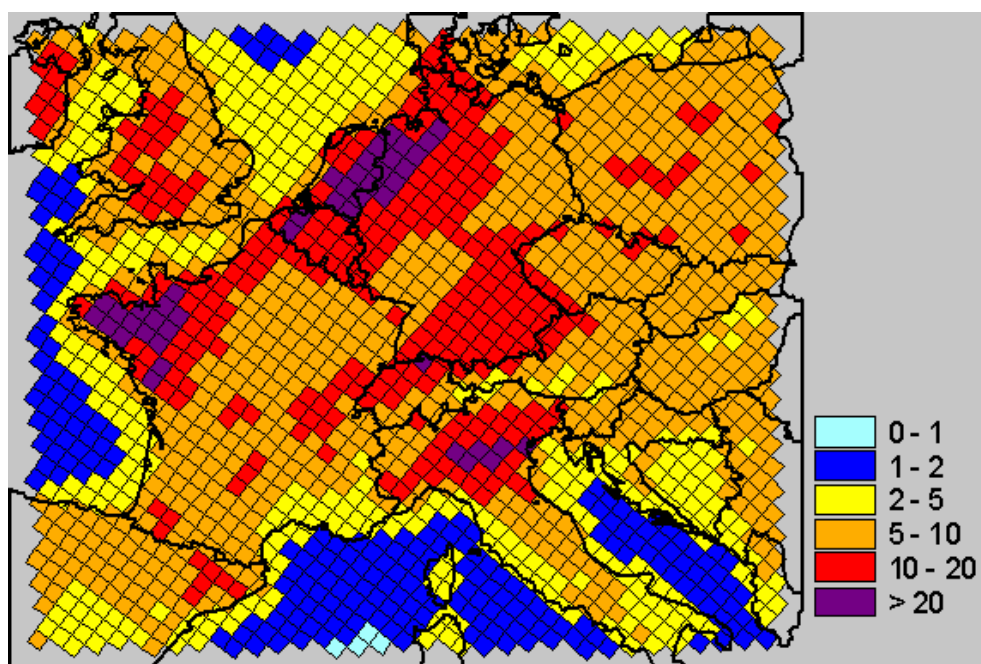


Fig. 27 Dépôts de composés azotés réduits (NH_3) pour l'année 1998, calculés par l'EMEP sur une grille de 50x50 km. Unités: $\text{kg N ha}^{-1} \text{an}^{-1}$.

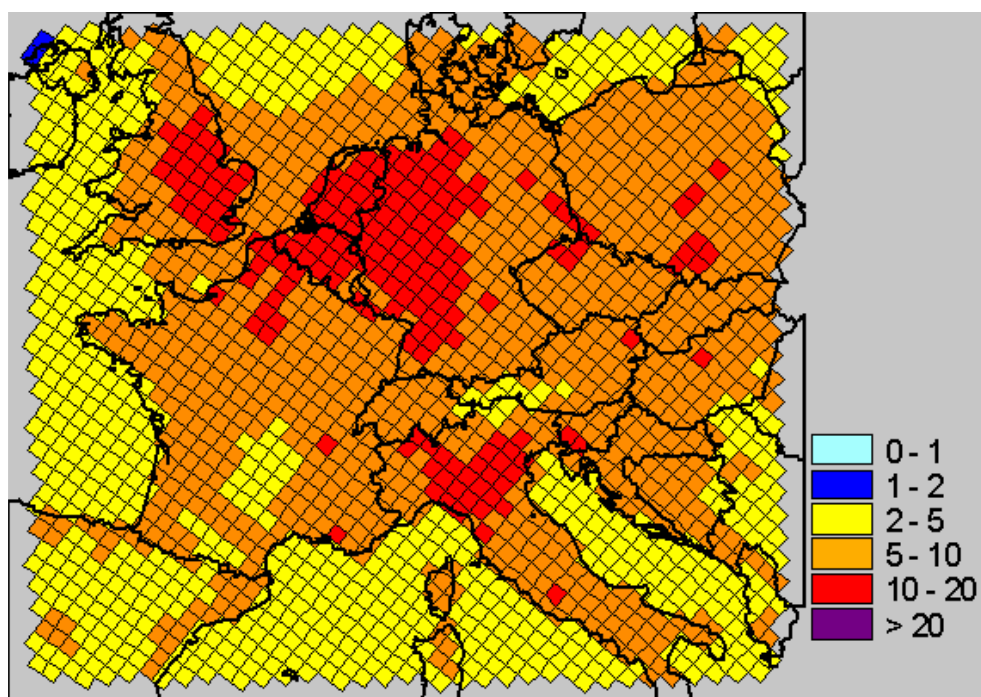


Fig. 28 Dépôts de composés azotés oxydés (NO_x) pour l'année 1998, calculés par l'EMEP sur une grille de 50x50 km. Unités: $\text{kg N ha}^{-1} \text{an}^{-1}$.

L'EMEP calcule également les flux de polluants atmosphériques importés et exportés par les différents pays. Le tableau 5 présente les dépôts pour l'ensemble de la Suisse, calculés sur la base du modèle de l'EMEP, et une comparaison avec les résultats obtenus à l'aide du modèle national ayant une résolution de 1x1 km, ainsi que la quote-part des dépôts importés selon le modèle de l'EMEP. Dans l'atmosphère, les flux transfrontières de substances sont très élevés. Pour les NO_y , le transport à grande distance prédomine, 80 % des NO_y se déposant en Suisse étant importés. Les NH_y sont moins mobiles (voir aussi les chapitres 2.2. et 2.3.): seuls 38 % des NH_y se déposant en Suisse sont importés; 62 % sont donc imputables à des sources situées sur notre territoire. En moyenne suisse, les composés azotés réduits (N-NH_y) contribuent à raison de plus de 60 % aux dépôts totaux d'azote.

Paramètres	$\text{NH}_y\text{-N}$	$\text{NO}_y\text{-N}$	N total
Dépôts, modèle de l'EMEP ayant une résolution de 50x50 km, 1998 (comparaison avec le modèle national ayant une résolution de 1x1 km, 2000)	48,3 kt an ⁻¹ (48,9)	29,1 kt an ⁻¹ (26,8)	77,4 kt an ⁻¹ (75,7)
Importations, exprimées en % des dépôts	38 %	80 %	54 %
Quote-part de la Suisse, exprimée en % des dépôts	62 %	20 %	46 %

Tab. 5 Résultats de la modélisation de l'EMEP concernant les dépôts sur l'ensemble du territoire suisse et l'importation de polluants azotés pour l'année 1998, obtenus à l'aide du modèle eulérien de propagation et de dépôt ayant en résolution de 50x50 km (EMEP 2000), et comparaison avec les dépôts calculés à l'aide du modèle national basé sur une résolution de 1x1 km.

La figure 29 illustre les flux transfrontières d'azote dans l'atmosphère entre la Suisse et les pays voisins. Il s'agit ici d'une représentation graphique du bilan des importations et des exportations d'azote (EMEP 2000).

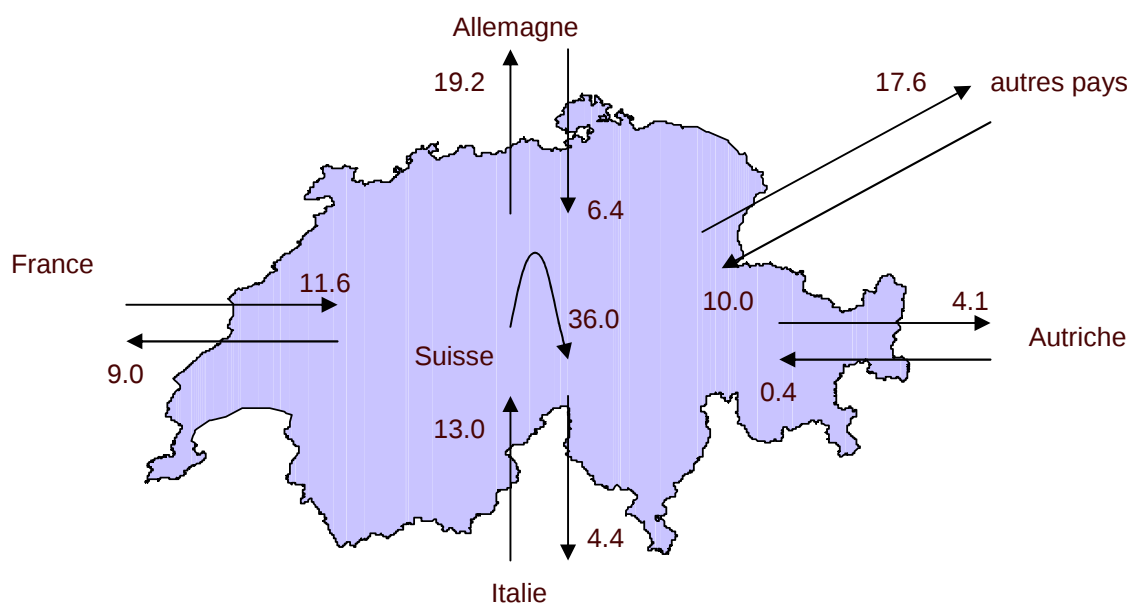


Fig. 29 Flux transfrontières d'azote (NH₃ et NO_x) dans l'atmosphère en 1998 (EMEP 2000). Unités: kt N an⁻¹.

Le tableau 6 présente les pourcentages d'azote importé et exporté, en Suisse et dans les pays voisins. Chaque pays exporte une partie importante de ses polluants atmosphériques mais en reçoit aussi des pays voisins. Dans les petits pays, comme la Suisse et l'Autriche, la part des importations et des exportations est élevée.

Pays	Exportations, exprimées en pourcentage des émissions dans le pays		Importations, exprimées en pourcentage des dépôts totaux dans le pays	
	NH ₃ -N	NO _x -N	NH ₃ -N	NO _x -N
Suisse	48	84	38	80
Autriche	55	85	60	85
Allemagne	41	71	30	57
France	33	66	14	53
Italie	45	73	10	44

Tab. 6 Bilans d'importation et d'exportation de l'azote. Résultats obtenus à l'aide du modèle de l'EMEP pour la Suisse et les pays voisins (EMEP 2000).

2.6. Contribution des dépôts azotés et soufrés à l'acidification du sol

Selon les calculs de l'EMEP, les dépôts de composés azotés contribuent à raison de 75 % environ à l'effet acidifiant induit par les apports de polluants atmosphériques, la contribution des seuls composés azotés réduits (ammoniac et ammonium) s'élevant à environ 50 %. Dans les années 70 et 80, le soufre jouait un rôle beaucoup plus important.

Les dépôts azotés atmosphériques entraînent non seulement une eutrophisation (surfertilisation) des écosystèmes terrestres sensibles mais contribuent, avec les dépôts soufrés, à l'acidification des sols. L'ampleur de l'effet acidifiant des dépôts azotés et soufrés n'est pas uniquement imputable aux dépôts acides (notamment à l'apport direct de protons de l'acide nitrique et de l'acide sulfurique), mais également aux processus régissant l'absorption et la transformation des composés azotés par la végétation et les microorganismes du sol (de Vries 1994, Gisi et al. 1997, NEGTA 2001).

Les dépôts directs d'acide sous l'effet des précipitations humides correspondent à l'apport de protons de l'acidité excédentaire de la pluie, de la neige et du brouillard (p. ex. acide nitrique, acide sulfurique et hydrogènesulfate d'ammonium). Les aérosols et la déposition sèche d'oxydes d'azote et de dioxyde de soufre, ainsi que leur oxydation subséquente à l'intérieur des plantes ou à la surface de la végétation ou du sol, tout comme la déposition sèche d'acide nitrique, peuvent aussi entraîner des apports de protons.

S'agissant de l'ammoniac, les protons sont générés par le biais de processus qui s'effectuent dans la végétation ou qui sont déclenchés par des microorganismes du sol. L'ammoniac gazeux qui se dépose sur la végétation ou le sol peut être directement absorbé sous forme de NH_3 et se transforme rapidement en ammonium (NH_4^+) en fixant un proton. Le NH_4^+ est métabolisé dans les plantes et transformé en composés organiques porteurs de groupes aminés (R-NH_2), réaction qui libère un proton. Dans le sol, le NH_4^+ est oxydé en nitrate par les microorganismes (nitrification), de sorte que la solution du sol ne contient quasiment plus que des nitrates susceptibles d'être ensuite lessivés dans les eaux souterraines. La nitrification complète de l'ammonium libère deux protons; ce processus a donc également un effet acidifiant. Lorsqu'un taux élevé d'azote induit une croissance accrue dans les écosystèmes proches de l'état naturel, tels que les forêts, le besoin en cations basiques augmente également. Si, en fin de compte, la biomasse formée est retirée de l'écosystème par le biais de la récolte, cette opération correspond à une perte de cations basiques et contribue à l'acidification du sol.

Dans le contexte de l'acidification du sol, les réactions d'échange de cations qui s'effectuent à la surface, chargée négativement, des particules du sol finement dispersées (minéraux d'argile, substances humiques) jouent un rôle important. Lorsque l'acidité du sol augmente, les cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) à la surface de l'échangeur d'ions des particules du sol sont déplacés par des protons,

ce qui augmente leur mobilité et favorise leur lessivage (en même temps que celui des anions mobiles, tels que le nitrate). Le sol perd ainsi des minéraux précieux. Dans les sols basiques ou faiblement acides, les cations basiques constituent la part la plus importante de la couche cationique totale des particules du sol (saturation en bases élevée), alors que, dans des sols très acides, les protons et les ions aluminium dominant (faible saturation en bases). Dans des conditions de forte acidité, on retrouve dans le sol des concentrations croissantes d'aluminium sous forme soluble, qui peuvent atteindre des niveaux toxiques pour les plantes. L'apport complémentaire de cations basiques provenant de la désagrégation des minéraux – processus relativement lent – joue en outre un rôle important en ce qui concerne l'acidité nette.

Ces processus d'acidification du sol sont étroitement corrélés. Selon les caractéristiques du site et le type de végétation, les différentes voies auront une pondération différente dans un écosystème donné. Aussi, pour simplifier les choses, on part généralement du principe que l'effet potentiellement acidifiant d'un atome de soufre correspond à deux protons et celui des dépôts de composés organiques oxydés ou réduits à un proton (NEGAP 2001, CCE 2001). La contribution des dépôts de composés soufrés et azotés à l'acidification, déterminée sur cette base, est présentée dans le tableau 7.

Polluant atmosphérique	Dépôts (kt/an)	Dépôts (éq/an)	Quote-part (pour cent)
Soufre (SO _x -S)	29,8	$1,86 \cdot 10^9$	25 %
Azote oxydé (NO _y -N)	29,1	$2,08 \cdot 10^9$	28 %
Azote réduit (NH _y -N)	48,3	$3,45 \cdot 10^9$	47 %
Total		$7,39 \cdot 10^9$	100 %

Tab. 7 Dépôts soufrés et azotés en Suisse en 1998 selon les données de l'EMEP, exprimés en masse et en équivalents d'acidité (éq) (EMEP 2000).

1 mole de S = 2 éq

1 mole de NO_y-N = 1 éq

1 mole de NH_y-N = 1 éq

L'acidification des sols par l'apport de polluants atmosphériques est principalement imputable aux dépôts azotés.

Selon les chiffres présentés dans le tableau 7, les dépôts de composés azotés contribuent à raison de 75 % environ à l'effet acidifiant induit par les apports de polluants atmosphériques, la contribution des seuls composés azotés réduits (ammoniac et ammonium) s'élevant à environ 50 %. Dans les années 70 et 80, le soufre jouait un rôle beaucoup plus important.

3. Effets des composés azotés réactifs

3.1. Effets sur les écosystèmes sensibles

En Suisse, les dépôts azotés ont augmenté dans des proportions qui mettent en péril nos écosystèmes naturels et proches de l'état naturel.

Dans les *écosystèmes forestiers*, ils ont pour effet d'accélérer la minéralisation de l'azote et la nitrification et, partant, le lessivage des nitrates du sol, entraînant une acidification progressive du sol avec toutes les conséquences négatives qu'elle implique, notamment un appauvrissement en nutriments et une libération d'ions aluminium toxiques. Dans les arbres, la fertilisation unilatérale en azote induit un déséquilibre nutritionnel croissant. Selon les conditions du milieu, l'apport en phosphore, en potassium et en magnésium diminue alors que celui en azote augmente, ce qui peut accroître la sensibilité aux parasites et diminuer la tolérance au stress hydrique (à la sécheresse) et au gel. Alors que l'azote favorise la croissance des parties aériennes aussi longtemps que d'autres nutriments ne constituent pas un facteur limitant, il inhibe la croissance des racines. Ce déséquilibre entre la masse aérienne et celle des racines peut entraîner un risque de sensibilité accrue à la sécheresse. L'azote peut aussi affecter la symbiose entre les champignons mycorhiziens, importants pour l'absorption d'eau et de nutriments ainsi que pour la résistance aux pathogènes, et les plantes hôtes. Il en va de même pour la formation des carpophores de champignons mycorhiziens, la formation du mycélium dans le sol ainsi que la mycorhization des racines.

La croissance des plantes et des espèces de graminées nitrophiles est favorisée par des dépôts accrus d'azote, ce qui peut entraîner un appauvrissement de la diversité végétale. Les biotopes touchés sont notamment la végétation des sols forestiers et les *pelouses mi-sèches riches en espèces* poussant sur des sols calcaires ainsi que les *prairies naturelles riches en espèces* poussant sur des sols neutres ou acides. Des apports élevés d'azote peuvent également affecter les *pelouses subalpines et alpines*. Dans les *landes alpines à buissons nains* particulièrement sensibles, dont la flore est constituée de lichens et de mousses d'une grande diversité, il faut s'attendre à une diminution des lichens, des mousses et des buissons nains à feuillage persistant.

Des apports élevés d'azote transforment les *bas-marais* en une population triviale des hautes herbes composée de populages et de filipendules. Les *hauts-marais* et la macroflore des eaux stagnantes pauvres en nutriments sont particulièrement menacés par les apports élevés d'azote. Dans les hauts-marais, on observe un recul des sphaignes et un envahissement par des mousses. Les plantes insectivores – plantes typiques des marais comme le rossolis – sont remplacées par la linaigrette et l'andromède.

L'azote, élément nutritif important, reste toujours un facteur limitant la croissance dans les écosystèmes naturels et proches de l'état naturel (Tamm 1991). Toutefois, au cours des cinq dernières décennies, les dépôts azotés ont augmenté dans des proportions qui portent atteinte, voire mettent en péril, les écosystèmes sensibles, tels que les forêts proches de l'état naturel, les pelouses mi-sèches riches en espèces sur sol calcaire et les prairies naturelles sur sols neutres ou acides, les pelouses subalpines et alpines, les landes alpines à buissons nains ainsi que les bas et les hauts-marais et les eaux stagnantes (Goulding & Blake 1993; Braun et al. 1996; OFEFP 2002; CEE-ONU 2003; Achermann & Bobbink 2003). Les voies par lesquelles l'azote agit sont multiples et complexes. Il exerce souvent à la fois un effet direct et un effet indirect sur le sol, la flore et la faune. Les modifications induites par la charge d'azote ainsi que les liens entre les effets qui ont pu être mis en évidence dans des écosystèmes sensibles, principalement en Suisse, sont présentés dans les sections qui suivent. Dans le cadre de l'évaluation des charges critiques ("critical loads"), on a choisi les écosystèmes en s'appuyant sur la classification européenne – classification des habitats selon le système EUNIS ("EUNIS Habitat Classification") (Davies & Moss 2002). Les effets de l'ozone, qui a pour précurseur le NO_2 , ainsi que les effets directs du NH_3 , ne sont pas traités ici. Les données et les résultats présentés se fondent sur des publications scientifiques ou des travaux soumis pour publication.

L'analyse statistique des résultats présentés n'est pas discutée individuellement pour chaque étude; tous les résultats sont cependant contrôlés statistiquement et certains graphiques présentent également des informations à ce sujet. La valeur p mentionnée indique la significativité d'une tendance générale (linéaire, quadratique ou logistique) ou d'une différence entre deux groupes. Les astérisques indiquent une différence statistiquement significative par rapport au témoin (lors des essais) ou par rapport à l'année précédente (évolution), avec une probabilité d'erreur de $p < 0,05$ (*), de $p < 0,01$ (**) ou de $p < 0,001$ (***). Des diagrammes de type « boxplot » indiquent la zone correspondant au 50 % des valeurs à l'intérieur du rectangle (soit du 1^{er} au 3^e quartiles), la ligne transversale représentant la médiane. La définition des histogrammes et des valeurs extrêmes (astérisques et cercles) est donnée dans SPSS (2000).

3.1.1. Écosystèmes forestiers (code EUNIS G)

Les effets d'apports excessifs d'azote sur les forêts sont multiples. Ces écosystèmes sont organisés de manière à utiliser l'azote avec une très grande parcimonie, cette substance nutritive n'étant à l'origine présente qu'en quantités très limitées. L'excédent actuel a des conséquences à la fois sur le sol, la végétation herbacée, les arbres et la faune forestière. En Suisse, les apports d'azote dans les forêts peuvent atteindre, selon les emplacements, jusqu'à 40 à 50 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (cf. chapitre 2.4.). Dans 90 % des forêts, ils dépassent les charges critiques (critical loads) fixées par la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), qui se situent dans une fourchette de 10 à 20 kg d'azote par hectare et par an (UNECE 1995; UBA 1996; Rihm 1996; CEE-ONU 2003; Achermann & Bobbink 2003).

L'azote est actuellement surabondant dans les écosystèmes forestiers en Suisse.

3.1.1.1. Sol forestier

Acidification du sol

Les composés azotés (NH_3 , NH_4^+ , HNO_3 , NO_3^-) qui se déposent dans la forêt entraînent une acidification du sol (cf. chapitre 2.6).

Les composés azotés jouent un rôle prépondérant dans l'acidification du sol.

Différentes études ont mis en évidence une acidification progressive des sols dans les forêts d'Europe (Falkengren-Grerup 1987, Berggren 1992, Billett et al. 1990, Fitze et al. 1995). Bien que l'exploitation forestière joue également un rôle dans l'acidification, la contribution des dépôts acides – soit actuellement principalement des dépôts azotés – est très importante (Falkengren-Grerup et al. 1998). Une acidification du sol n'est pas uniquement synonyme d'augmentation de la concentration d'acide (diminution du pH), mais aussi d'appauvrissement en certains nutriments indispensables aux plantes – le calcium, le potassium et le magnésium – que l'on désigne par le terme générique de cations basiques. La proportion de ces cations, ainsi que celle de sodium, sur les échangeurs d'ions du sol – la saturation en bases – constituent une mesure importante du degré d'appauvrissement. Au cours du processus d'acidification du sol, la capacité d'échange d'ions et le pouvoir tampon du sol diminuent. Une étude réalisée en Allemagne révèle une nette diminution de la saturation en bases, qui est passée de 35 à 15 % entre 1966 et 1990 (Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt 1995) (fig. 30). En Suisse, on a également pu mettre en évidence, dans les placettes d'observation permanente, une diminution marquée de la saturation en bases entre 1984/85 et 1996/97, et ce surtout lorsque les dépôts azotés étaient élevés. La baisse était d'environ 25 % pour des dépôts acides $\geq 4 \text{ k} \text{éq ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (IAP 1999).

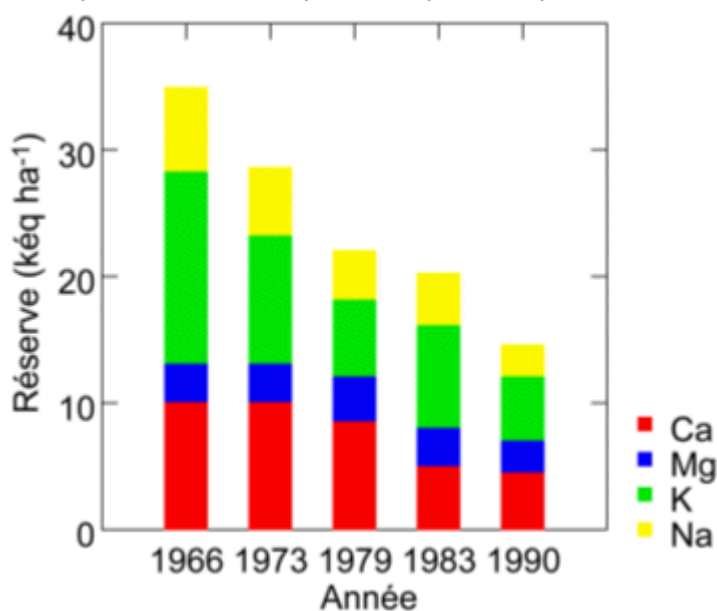


Fig. 30 Évolution des réserves de cations basiques échangeables dans un sol minéral. Forêt d'épicéa dans le Solling (Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt 1995).

Dans les sols des forêts suisses, on observe une nette diminution des réserves de nutriments consécutive à l'acidification du sol par les dépôts azotés.

Alors que l'acidification du sol entraîne une diminution des bases disponibles dans le sol, elle augmente la solubilité du manganèse et de l'aluminium, substance toxique pour les plantes. La concentration en manganèse du feuillage est un indicateur sensible de l'état d'acidification du sol (Ulrich 1995). Dans les placettes d'observation forestière suisses, on a constaté, uniquement pour la période de 1984 à 1999, une augmentation de 66 % de la concentration en manganèse dans les feuillage des hêtres (Flückiger & Braun 1998). Par ailleurs, plus l'acidification augmente, plus le rapport entre les cations basiques et l'aluminium (CB/Al) dans la solution du sol diminue. Différentes études ont montré que ces dernières décennies, ce rapport a fortement diminué dans les sols forestiers, dont certains atteignaient parfois la valeur de 1 - valeur critique pour les plantes (Sverdrup & Warfvinge 1993; UBA 1996) - voire se situaient même périodiquement en dessous de ce chiffre (Blaser et al. 1999, Braun & Flückiger 2005) (fig. 31).

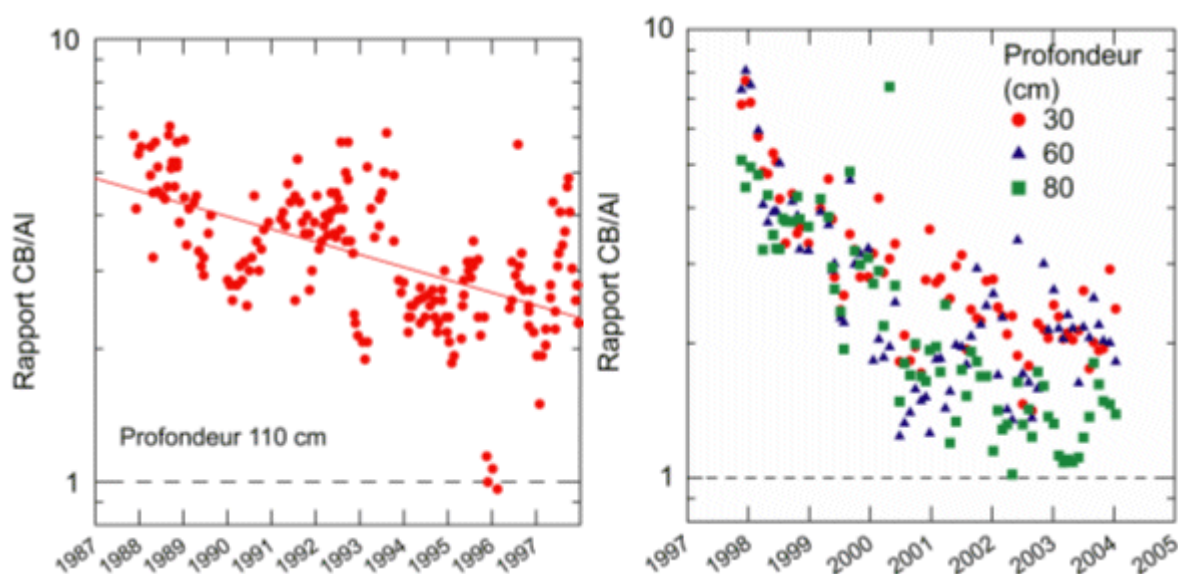


Fig. 31 Évolution du rapport entre les cations basiques et l'aluminium (CB/Al) dans la solution des sols de placettes forestières à Copera au Tessin (à gauche, Blaser et al. 1999) et à Muri en Argovie (à droite, Braun & Flückiger 2003).

Un essai de reboisement en présence d'azote, commencé en 1992, montre que l'acidification du sol augmente en fonction de la fertilisation azotée. Avec l'ajout le plus élevé d'azote ($80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et un apport atmosphérique supplémentaire de 20 kg, le rapport CB/Al se situe déjà, au bout de 9 ans, en dessous de la valeur critique de 1 (IAP 2004) (fig. 32).

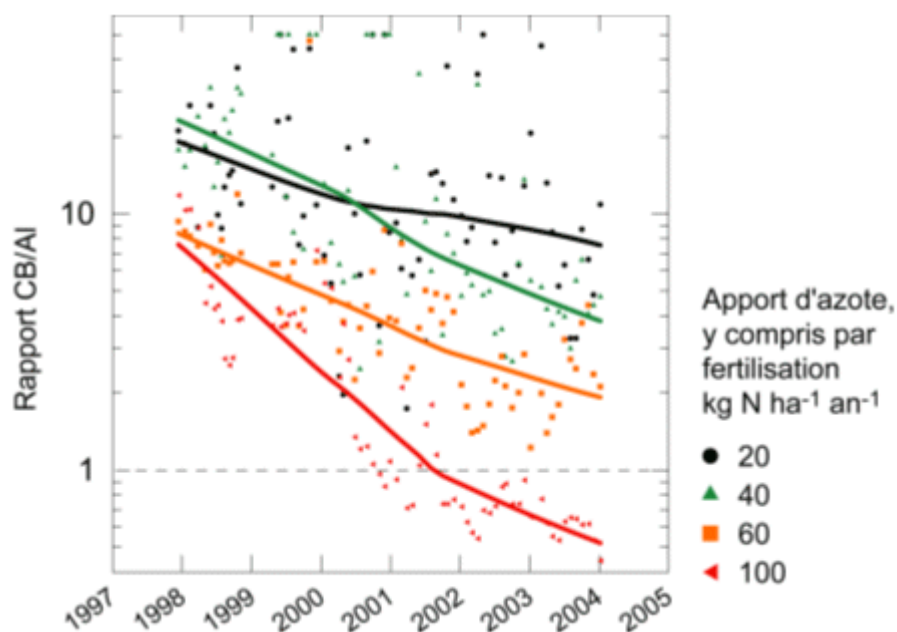


Fig. 32 Évolution du rapport CB/Al en fonction de la fertilisation azotée (NH_4NO_3) ajoutée en complément à l'apport d'azote atmosphérique de $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans la surface de reboisement du Zugerberg (IAP 2004).

Minéralisation et nitrification

L'azote favorise la minéralisation de l'azote et la nitrification. Dans une étude sur le terrain portant sur 600 forêts de feuillus dans quatre régions géographiques du sud de la Suède ayant des taux de déposition d'azote différents, la minéralisation de l'azote et la nitrification étaient les plus importantes dans la région présentant le taux de déposition d'azote le plus élevé ($17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). On a observé une augmentation de 40 à 80 % du taux de minéralisation et de 20 à 90 % du taux de nitrification ainsi qu'une diminution de 10 à 25 % du rapport C:N par rapport aux régions où l'apport d'azote était de 7 à $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Falkengren-Grerup et al. 1998, Falkengren-Grerup & Diekmann 2003).

Dégradation de la litière

Le rôle de l'azote dans la dégradation de la litière semble dépendre de la concentration en lignine et du stade de dégradation. L'azote favorise la dégradation de la cellulose et la phase initiale de la dégradation de la litière mais inhibe la dégradation de la lignine (Carreiro et al. 2000, Magill & Aber 1998). Dans le cas de litière riche en lignine, comme c'est le cas de la litière des principales essences que l'on trouve chez nous – le hêtre, le chêne et l'épicéa – la réintroduction des nutriments dans le cycle biogéochimique est retardée, ce qui accroît encore l'acidification du sol.

Des concentrations élevées de nitrates ont été mises en évidence dans des eaux d'infiltration des sols forestiers.

Lessivage des nitrates et saturation en azote

Lorsque l'apport d'azote dans un écosystème est supérieur à ce que la végétation est capable d'absorber, l'excès est stocké dans le sol ou lessivé avec les eaux d'infiltration. Le lessivage des nitrates est particulièrement important dans les forêts de conifères où le rapport C:N dans la couche d'humus est faible (Dise et al. 1998, de Vries et al. 2001). Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), des valeurs maximales tolérables pour la perte d'azote par lessivage dans le sol ont été fixées (UNECE 1992). On estime qu'une forêt présente une charge excessive d'azote lorsque plus de 4 à 5 kg N ha⁻¹ an⁻¹ sont lessivés dans les forêts de basse altitude ou plus de 1 à 2 kg N ha⁻¹ an⁻¹ dans les forêts de montagne. De nombreuses études montrent de manière concordante que ces valeurs critiques de lessivage de l'azote sont dépassées si l'apport d'azote est supérieur à 12 à 15 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (fig. 33) (Gundersen et al. 1998; de Vries et al. 2003). Dans 13 des 14 surfaces d'essai de l'Institut de biologie végétale appliquée disséminées à travers la Suisse, ces valeurs critiques pour le lessivage de l'azote sont dépassées, parfois de plus de 500 % (Braun & Flückiger 2005).

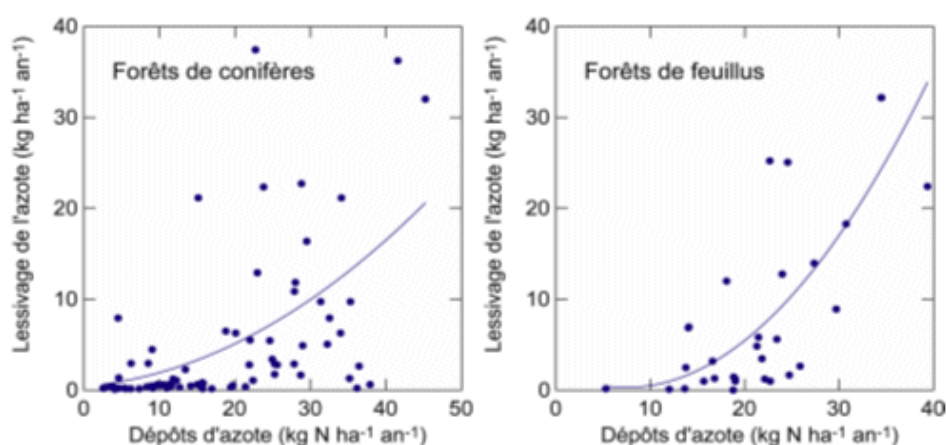


Fig. 33 Lessivage de l'azote dans le sol en fonction de l'apport d'azote dans des forêts de conifères (à gauche) et des forêts de feuillus (à droite) en Europe (selon de Vries et al. 2003).

Dans les stations forestières du Plateau, on mesure périodiquement, dans les eaux d'infiltration situées en dessous de la zone des racines, des concentrations supérieures à l'objectif de qualité de 25 ppm de nitrates (5,7 mg N/l) défini en Suisse pour les eaux souterraines (fig. 34). Certains captages d'eau potable situés sous des forêts en Suisse présentent déjà des concentrations élevées en nitrates (Plattner 1999).

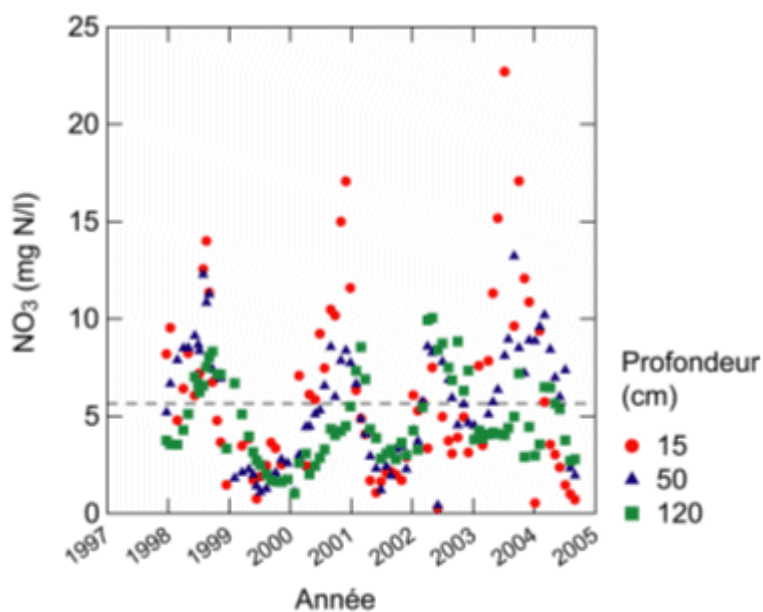


Fig. 34 Concentration de nitrates dans la solution du sol dans une forêt mixte à Frienisberg (canton de Berne) à différentes profondeurs. La ligne discontinue supérieure représente l'objectif de qualité fixé pour les eaux souterraines en Suisse (25 ppm NO_3^-) et la ligne discontinue inférieure la valeur critique pour le lessivage de l'azote selon la CEE-ONU (4-5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{an}^{-1}$, valeur convertie en concentration de nitrate en considérant la quantité d'eaux d'infiltration) (IAP 2004).

Les apports d'azote entraînent une acidification du sol (cf. chapitre 2.6) qui s'accompagne d'une libération d'aluminium, substance toxique pour les plantes. La concentration d'aluminium dans le sol augmente proportionnellement à la concentration de nitrates (IAP 2004) (fig. 35).

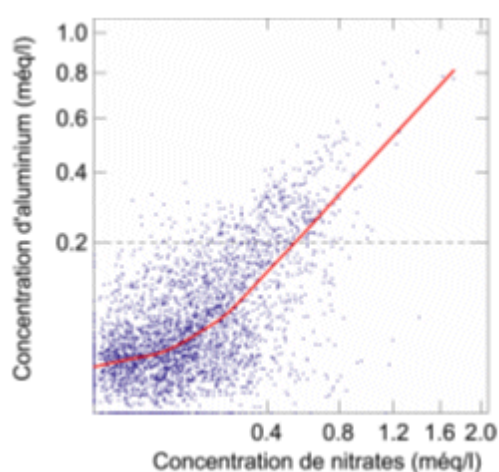


Fig. 35 Relation entre la concentration de nitrates et la concentration d'aluminium dans des échantillons de solution du sol prélevés dans 20 placettes d'observation forestière (IAP 2004). La ligne discontinue correspond à la charge critique d'aluminium selon la CEE-ONU (UBA 1996).

3.1.1.2. Arbres forestiers

Croissance des pousses et des racines

Au cours de ces 40 à 50 dernières années, la croissance des forêts a nettement augmenté dans les régions tempérées d'Europe (Spiecker et al. 1996). On pense que cette progression pourrait être due à des changements dans le mode d'exploitation des forêts, à l'augmentation de la concentration de CO_2 et des températures, ainsi qu'à des dépôts élevés d'azote. Des mesures de l'accroissement du diamètre du tronc et de la croissance des pousses de hêtres et d'épicéas ont mis en évidence une corrélation positive avec les dépôts azotés. Chez les hêtres, on a toutefois observé que cette corrélation était significativement plus faible pour les arbres sous-alimentés en phosphore (limitation par le phosphore), ce qui signifie que la stimulation de la croissance ne persiste que jusqu'à ce qu'un autre élément nutritif ou l'acidification du sol, qui se poursuit en parallèle, deviennent déterminants pour la croissance. Des essais de fertilisation azotée réalisés dans des zones de reboisement (Zugerberg [ZG], Hochwald [SO]) montrent que de faibles adjonctions d'azote stimulent tout d'abord la croissance, cette stimulation cessant ensuite. En revanche, des apports élevés d'azote ($80\text{--}160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) inhibent la croissance (IAP 2004). Cette observation est en accord avec des recherches effectuées dans les forêts boréales norvégiennes, qui ont révélé une nette augmentation de la croissance des épicéas au cours des années 70, dans des forêts présentant une déposition humide d'azote supérieure à $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et, au cours des années 80, dans les forêts où la déposition humide d'azote était de 7 à $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Au cours des années 90, la croissance était même tombée au-dessous des valeurs observées dans les peuplements forestiers présentant des taux de déposition faibles ($<7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) (Nellemann & Thomsen 2001) (fig. 36). S'agissant de l'acidification du sol, on a pu montrer en Suisse que, chez le hêtre, une saturation en bases $\leq 40 \%$ limite déjà la croissance (Braun et al. 1999).

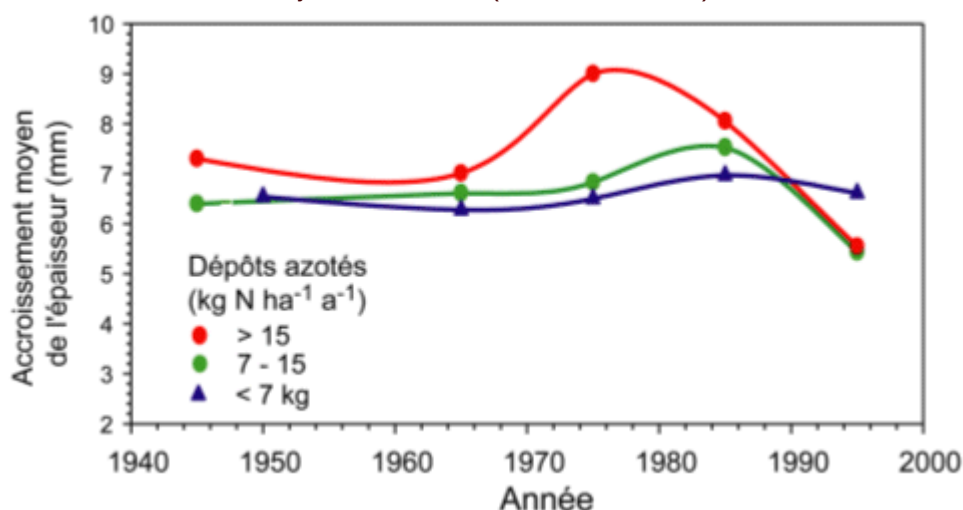


Fig. 36 Accroissement de l'épaisseur des épicéas et dépôts azotés en Norvège. Données provenant de 31 606 carottages (Nellemann & Thomsen 2001).

La stimulation unilatérale des organes aériens par l'azote pose un problème particulier (Van Dijk et al. 1990) (fig. 37): c'est surtout la croissance des parties aériennes qui est favorisée alors que celle des racines, responsables de l'absorption de l'eau et des nutriments, est inhibée (Flückiger & Braun 1998). Lorsque l'apport en azote augmente, les hydrates de carbone sont liés de préférence dans les organes aériens au détriment des racines (Wallenda et al. 1996), ce qui a un effet négatif sur le bilan énergétique des ces dernières. Lorsque ce déséquilibre entre la masse des parties aériennes et celle des racines s'accroît, les risques de sensibilité à la sécheresse, de déséquilibre dans l'apport nutritionnel et de déracinement par le vent augmentent (Matzner & Murach 1995).

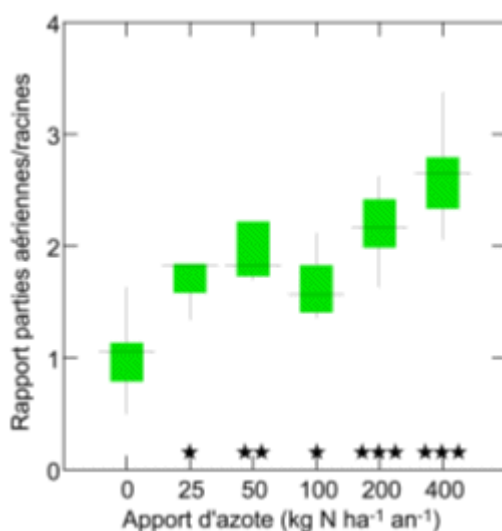


Fig. 37 Rapport entre la biomasse des parties aériennes et celle des racines de jeunes hêtres en fonction d'apports d'azote croissants (Flückiger & Braun 1998).

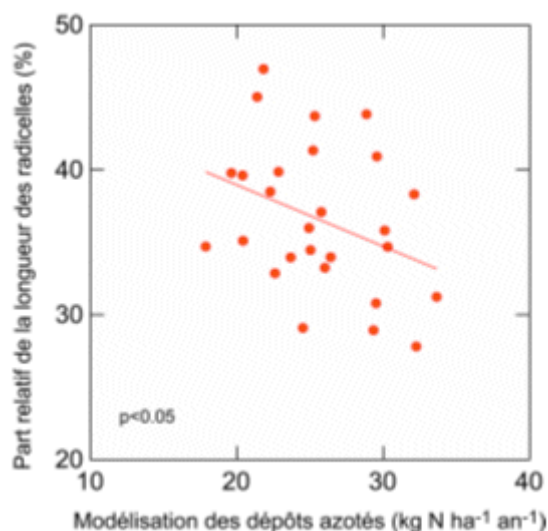


Fig. 38 Part relative de la longueur des radicelles (avec $\varnothing < 0,25$ mm) de jeunes hêtres en fonction des dépôts azotés dans des placettes d'observation forestière (IAP 2004).

Après avoir été absorbés, le NH_4^+ et le NO_3^- sont rapidement incorporés dans des composés organiques. Cette réaction nécessite des hydrates de carbone qui ne sont dès lors plus disponibles pour le bilan énergétique (Wallenda et al. 1996). L'absorption est liée à une dépense énergétique; une charge d'azote induit une augmentation de la respiration des racines fines (Pregitzer et al. 1998) et des champignons mycorhiziens (Ek 1997) qui s'accompagne d'une diminution supplémentaire du taux d'hydrates de carbone dans les racines. Dans des essais de reboisement, un apport de 10 à 20 kg N ha⁻¹ an⁻¹ dans des sols à faible teneur en bases (Möhlhlin [AG], Zugerberg [ZG]), en complément à des dépôts atmosphériques de 12 à 20 kg N ha⁻¹ an⁻¹, a entraîné une nette diminution de la part des radicelles par rapport à la longueur totale des racines. Des essais sur le terrain effectués dans 27 placettes d'observation forestière permanente ont également mis en évidence une nette diminution de la part de la longueur des radicelles des jeunes hêtres en fonction de l'augmentation des dépôts azotés (modélisés) (IAP 2004) (fig. 38).

Des résultats comparables ont été obtenus lors de recherches effectuées dans 31 peuplements d'épicéa en Allemagne: une concentration d'azote (NO_3^- -N, NH_4^+ -N) inférieure à 2 mg par litre de solution du sol était déjà corrélée à une biomasse nettement plus faible des racines fines de jeunes épicéas (Matzner & Murach 1995). Selon la relation déterminée par de Vries et al. (2001) entre l'égouttement des couronnes et la concentration en NO_3^- dans la solution du sol, ceci correspond à un égouttement de $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Il est donc probable que ce phénomène se manifeste à grande échelle en Suisse où les dépôts azotés dans les forêts peuvent atteindre jusqu'à 40 à $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

L'azote stimule la croissance des parties aériennes au détriment de la formation des racinelles et de l'enracinement en profondeur. La probabilité que l'arbre soit renversé par le vent augmente.

Les effets néfastes sur les racines ne sont pas seulement induits par l'azote, mais aussi par l'acidification du sol qui en résulte. La vitalité des racines diminue lorsque l'acidité du sol augmente (IAP 1999). Ce risque est mesuré par le rapport entre les cations basiques et l'aluminium dans la solution du sol (rapport CB/Al, voir plus haut sous « Acidification du sol »). Si ce rapport est inférieur à 1, la croissance est en général freinée (Sverdrup & Warfvinge 1993). C'est surtout la croissance des racines qui est sensible à des concentrations accrues d'aluminium et à une baisse du rapport CB/Al dans la solution du sol (Oleksyn et al. 1996, Matzner & Murach 1995). Dans les placettes d'observation forestière permanente de l'IAP, la part de la longueur des racinelles ($\leq 0,25 \text{ mm } \varnothing$) des jeunes hêtres était diminuée de 17 % dans les sols présentant une saturation en bases $\leq 20 \%$. En revanche la formation des racines adventives augmentait (IAP 2004). Dans les sols pauvres en bases, les racines horizontales des épicéas augmentent au détriment des racines verticales; en d'autres termes, les arbres évitent les profondeurs du sol (Jentschke et al. 2001, Puhe 1994). Les racines se forment principalement dans les couches superficielles du sol (fig. 39 et 40), ce qui rend l'arbre plus susceptible d'être renversé par le vent et plus sensible à la sécheresse. Un tel phénomène a pu être observé lors de la tempête « Lothar »: dans les placettes d'observation forestière permanente de Suisse, 4,8 fois plus de hêtres et 3,6 fois plus d'épicéas ont été renversés sur des sols où la saturation en bases était $\leq 40 \%$ que sur des sols à plus forte teneur en bases (fig. 41 et 42). S'agissant des hêtres, on a en outre mis en évidence une corrélation élevée entre le renversement par le vent et une concentration accrue d'azote dans le feuillage (Braun et al. 2003).

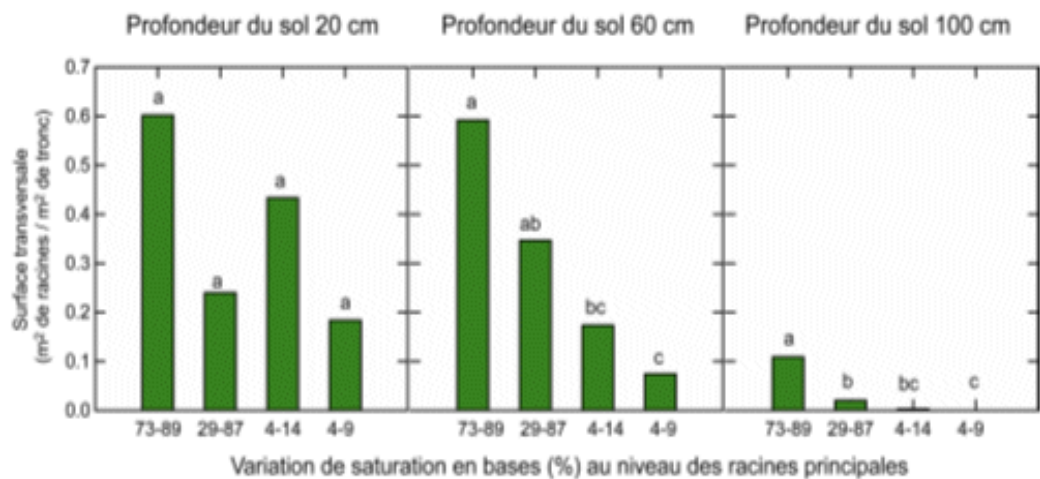


Fig. 39 Surface transversale des racines grossières verticales dans quatre peuplements d'épicéa vieux de 40 ans pour différents pourcentages de saturation en bases du sol (Jentschke et al. 2001). Pour une même profondeur de sol, les barres portant la même lettre ne se différencient pas de manière significative.

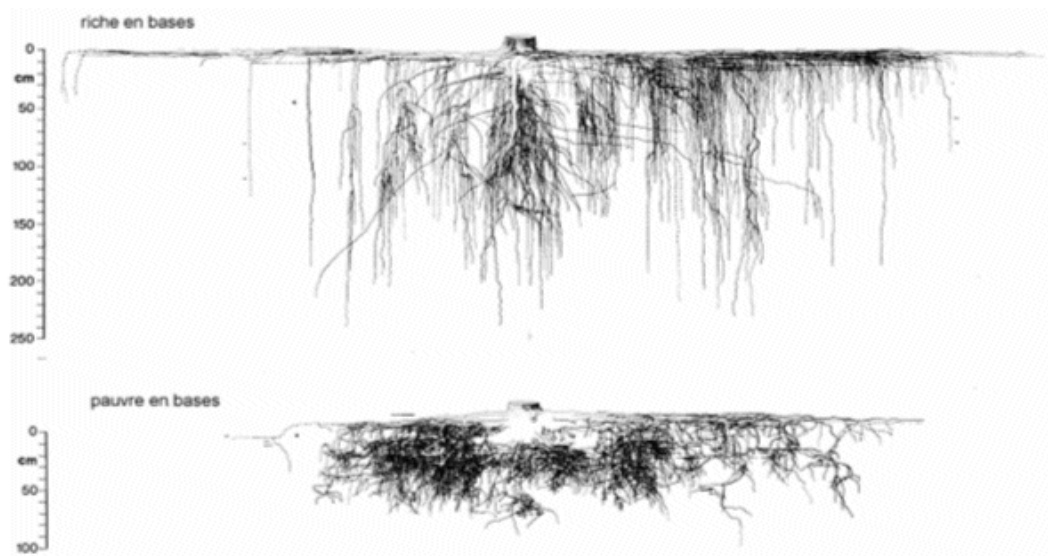


Fig. 40 Répartition des racines d'épicéa dans un sol riche en bases (en haut, saturation en bases de 64 %) et dans un sol pauvre en bases (en bas, saturation en bases de 5 %) (Puhe 1994).



Fig. 41 Arbres renversés par la tempête Lothar dans la placette d'observation forestière de Frienisberg (BE), une placette présentant une acidification importante du sol avec de fortes concentrations de nitrates dans la solution du sol (Photo IAP).

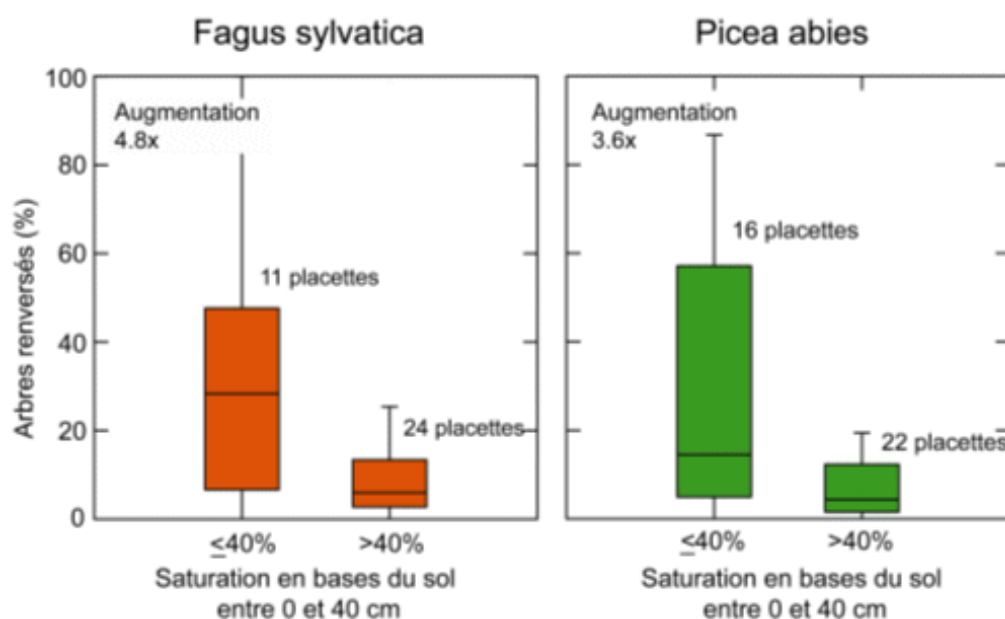


Fig. 42 Proportion de hêtres (à gauche) et d'épicéas (à droite) renversés par le vent lors de la tempête « Lothar » dans des placettes d'observation permanentes (Braun et al. 2003).

Des études de la répartition des racines dans les profils des sols de 128 placettes d'observation forestière permanente ont mis en évidence, dans les terrains où la saturation en bases était $\leq 20\%$, une profondeur d'enracinement inférieure de 25 %, voire même de 35 % lorsque le sol était gorgé d'eau (IAP 2004).

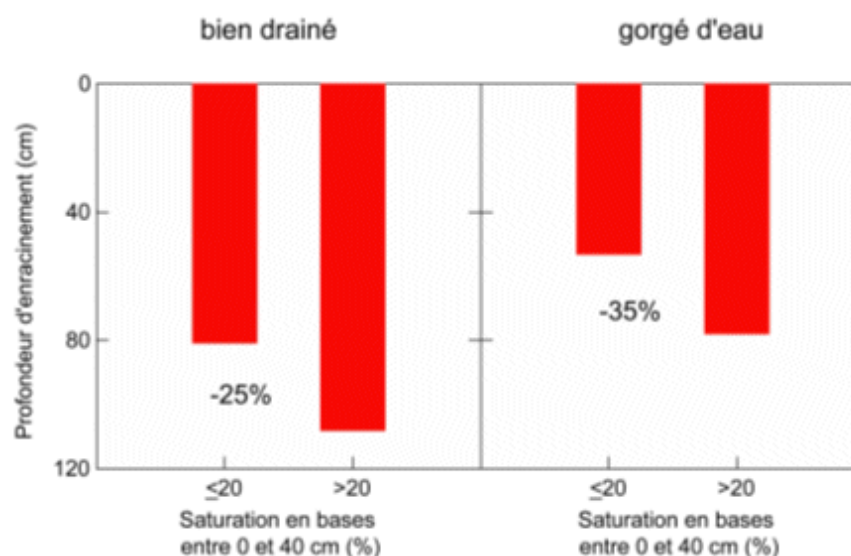


Fig. 43 Profondeur d'enracinement dans le profil des sols de 128 placettes d'observation forestière permanente. La différence entre les deux taux de saturation en bases est significative à $p < 0,05$, celle entre les deux niveaux d'humidité du sol à $p < 0,01$ (IAP 2004).

Processus physiologiques

D'une manière générale, l'azote augmente la tolérance au froid en hiver (DeHayes et al. 1989, Klein et al. 1989). Toutefois, les dommages occasionnés en hiver ne sont pas uniquement dus à un effet direct des températures basses mais aussi à un assèchement. Ce type d'atteintes semble être favorisé par l'azote. Les épicéas fertilisés par des apports élevés d'azote ($15 \text{ à } 30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) présentaient, au bout de sept ans, des atteintes dues à l'hiver visiblement plus prononcées et mesurables du point de vue physiologique (Perkins et al. 2000). Le risque de dommages dus au dessèchement en cas de stress hydrique augmente également en cas d'apports accrus d'azote. Avec une fertilisation azotée de plus de $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, les hêtres présentaient une nécrose des feuilles pendant les périodes de sécheresse (fig. 44). Le taux de germination des glands contenus dans les faines était également abaissé par l'azote. La germination des glands d'arbres dont le feuillage contenait une concentration accrue d'azote était sensiblement plus faible que celle des glands provenant d'arbres où la concentration en azote était plus faible (IAP 2000).

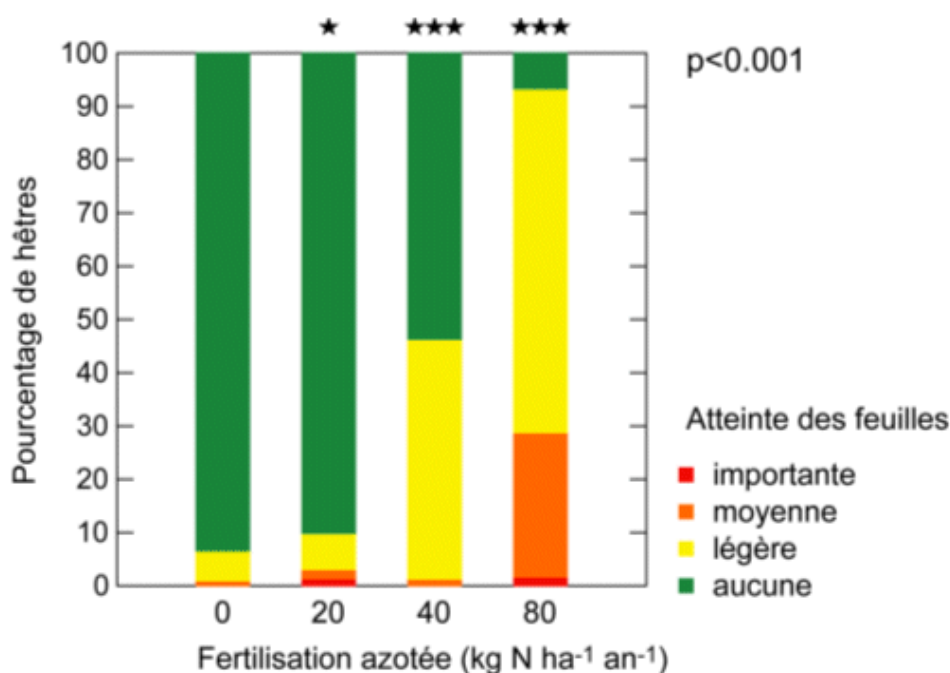


Fig. 44 Atteintes des feuilles de hêtre due à la sécheresse en juillet 2001 en fonction de la fertilisation azotée (Thomas et al. 2002).

Champignons mycorhiziens

L'azote inhibe les champignons mycorhiziens vivant en symbiose avec les arbres. De ce fait, les arbres forestiers absorbent moins de nutriments et d'eau et la résistance des racines aux agents pathogènes diminue.

Les arbres de nos forêts forment une biocénose avec des champignons appelés champignons mycorhiziens, qui poussent sur leurs racines et avec lesquels ils vivent en symbiose (fig. 45, tirée de IAP 1999). Ces champignons recouvrent les racines fines et forment un réseau dans le sol. Par le biais de ce réseau, qui s'étend dans le sol sur une surface beaucoup plus importante que les seules racines, ils approvisionnent l'arbre en nutriments, notamment en phosphore, en potassium et en magnésium, ainsi qu'en eau. Le manteau fongique autour des racines les protège en outre des cations métalliques toxiques, tels que l'aluminium, ainsi que des agents pathogènes pour les racines (Bowen 1973, Boyle & Hellenbrand 1991, Egerton-Warburton et al. 1993, Marx 1969, Perrin 1990). Le champignon vit principalement des hydrates de carbone que lui fournit l'arbre. L'azote inhibe surtout la formation des carpophores des champignons mycorhiziens (Arnolds 1991). Une charge accrue d'azote entraîne une diminution de la diversité des espèces de champignons mycorhiziens. Aux emplacements présentant des dépôts azotés importants (24 à 29 kg N ha⁻¹ an⁻¹), le nombre d'espèces vivant au niveau des racines est deux fois moins élevé que là où les dépôts azotés sont faibles (14 à 15 kg N ha⁻¹ an⁻¹) (Erland et al. 1999). Des essais en laboratoire montrent par ailleurs aussi que le développement du mycélium (Wallander & Nylund 1992, Mitchell et al. 2002), voire la formation même de mycorhizes (Termorshuizen & Ket 1991) (fig. 46), sont inhibés par une charge élevée d'azote, l'ammonium induisant des effets plus marqués que les nitrates. Ceci entraîne, chez les arbres forestiers, une diminution de l'absorption d'eau et de nutriments; le risque que les racines soient attaquées par des agents pathogènes fongiques augmente également.



Fig. 45 La fausse oronge, un des nombreux champignons mycorhiziens (à gauche); mycorhize d'un épicéa (à droite) (Photos IAP).

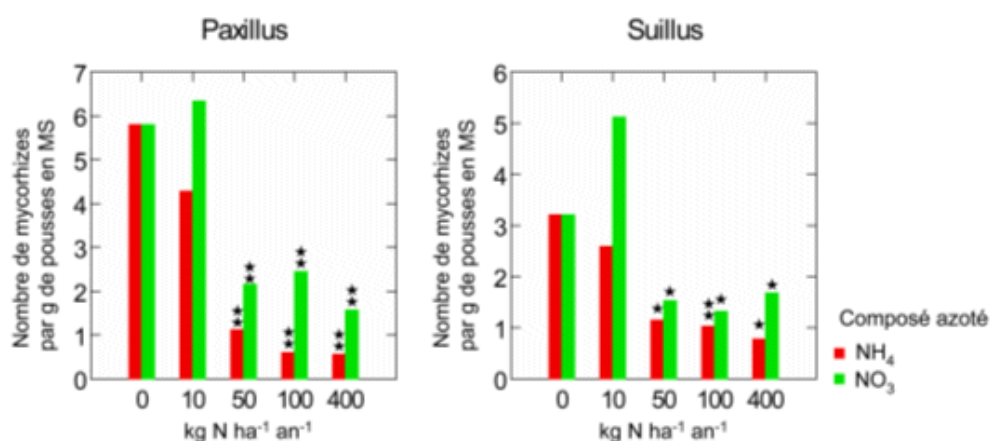


Fig. 46 Nombre de mycorhizes sur des plants de pin (*Pinus sylvestris*) en fonction de la fertilisation par l'ammonium ou les nitrates pour deux espèces de champignons mycorhiziens (*Paxillus* et *Suillus*) (Termorshuizen & Ket 1991). La différence par rapport au témoin est significative à $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**). MS = matière sèche.

Des charges accrues d'azote entraînent un déséquilibre des nutriments dans les feuilles et les aiguilles.

Approvisionnement en nutriments

L'apport accru exclusif en azote dû aux dépôts azotés induit un déséquilibre nutritionnel progressif chez les arbres forestiers. Alors que l'approvisionnement en azote augmente en raison de la charge d'azote, on constate une carence croissante en phosphore, en potassium ou en magnésium (Hippeli & Branse 1992, Houdijk & Roelofs 1993). Ainsi, au nord-est de la France, la concentration d'azote (N) dans le feuillage de peuplements de hêtres a augmenté de 12 % entre 1969/71 et 1996/97. Parallèlement, la concentration de phosphore (P) a diminué de 23 %, celle de magnésium (Mg) de 38 %, celle de potassium (K) de 6 % et celle de calcium (Ca) de 16 %, entraînant ainsi une augmentation de 42 % du rapport N/P, de 19 % du rapport N/K, de 77 % du rapport N/Mg et de 30 % du rapport N/Ca (Duquesnay et al.

2000). Des observations similaires ont été faites en Suisse. Dans des placettes d'observation permanente, on a mis en évidence une diminution de l'approvisionnement en phosphore de 33 % chez les hêtres et de 16 % chez les épicéas entre 1984 et 2003. En 1984, 9 % des hêtraies étaient sous-approvisionnées en phosphore; en 2003, cette proportion était passée à 80 %. Les concentrations de potassium et de magnésium dans le feuillage des hêtres ont également diminué au cours de cette période (IAP 2004, Flückiger & Braun 1998). Aussi, les arbres présentent actuellement un déséquilibre nutritionnel important (fig. 47). Dans des essais de fertilisation azotée lors de reboisements, on a également pu démontrer de manière expérimentale la corrélation entre le déséquilibre nutritionnel croissant et la charge d'azote. Après cinq ans de traitement, les rapports N/P, N/K et N/Mg dans les feuillages des hêtres et des épicéas étaient déjà abaissés de manière significative à partir de 20, respectivement 40 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (Flückiger & Braun 1999). L'effet de l'azote sur l'équilibre des nutriments était particulièrement marqué lorsque la saturation en bases du sol était faible. Avec une saturation moyenne en bases de 8 % dans la zone des racines principales (entre 0 et 40 cm), un ajout de 10 kg NH₄NO₃-N ha⁻¹ an⁻¹ pendant cinq ans couplé à des dépôts d'azote atmosphérique de 20 kg N ha⁻¹ an⁻¹ induisait déjà une carence aiguë en magnésium chez les hêtres (fig. 48 et 49).

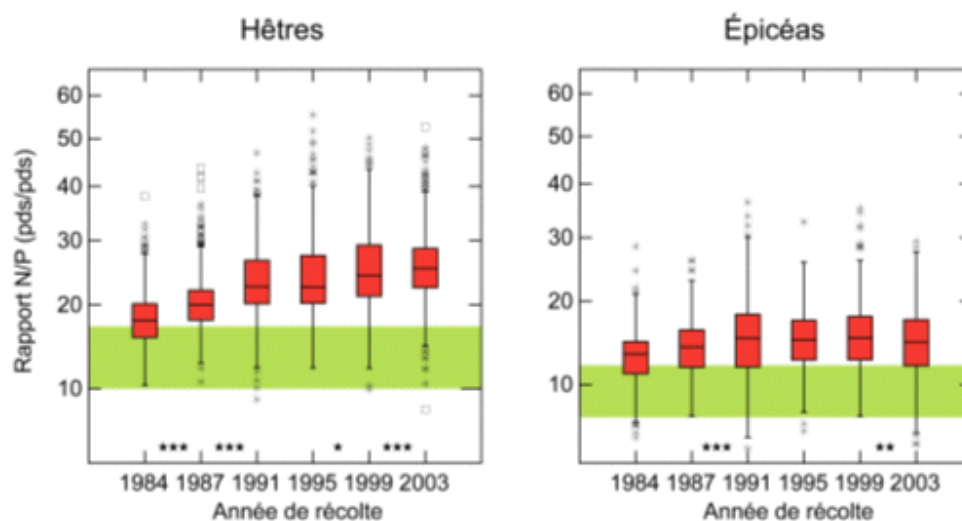


Fig. 47 Modification du rapport entre l'azote et le phosphore dans le feuillage des hêtres et chez les épicéas dans des placettes d'observation permanente en Suisse (IAP 2004). Le domaine correspondant à un apport nutritif équilibré est indiqué en vert (Flückiger & Braun 2003).

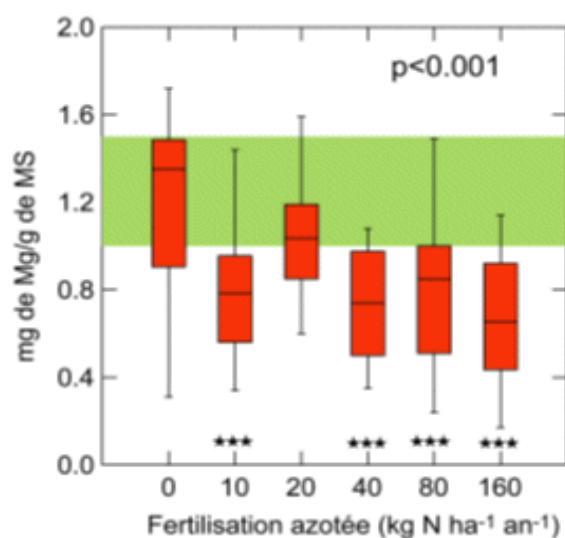


Fig. 48 Concentration de magnésium dans le feuillage des hêtres dans un essai de fertilisation azotée au Zugerberg. Le domaine correspondant à une nutrition suffisante selon ICP Forest (Stefan et al. 1997) est indiqué en vert. (MS = matière sèche).



Fig. 49 Carence aiguë en magnésium chez le hêtre, induite par une fertilisation azotée (essai de reboisement en présence d'azote effectué par l'IAP au Zugerberg, photo IAP).

Les déséquilibres nutritionnels induits par l'azote entraînent une susceptibilité accrue aux insectes et aux champignons pathogènes.

Susceptibilité aux parasites

La susceptibilité accrue aux attaques par des champignons et des insectes en cas d'apport exclusif d'azote est un phénomène bien connu en agriculture et en horticulture. Les arbres des forêts sont également fragilisés par la charge d'azote. Aux Pays-Bas, seuls les pins noirs dont les aiguilles présentaient une teneur accrue en azote étaient attaqués par les champignons *Brunchorstia pinea* et *Sphaeropsis sapinea* (Roelofs et al. 1985). Dans des essais de reboisement où les hêtres et les épicéas ont été fertilisés par de l'azote à des concentrations allant de 0 à 160 kg N ha⁻¹ an⁻¹, les hêtres présentaient déjà à partir d'ajouts d'azote de 10 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (en complément des dépôts atmosphériques de 20 kg N ha⁻¹ an⁻¹) une proportion accrue de rameaux morts imputable au champignon *Apiognomonina errabunda* et une atteinte foliaire plus importante due au champignon *Phomopsis* sp. au bout de cinq ans (Flückiger & Braun 1999). La proportion de rameaux morts était corrélée au rapport N/P et au rapport N/K dans le feuillage (fig. 50). Chez l'épicéa, un apport accru d'azote (80 kg N ha⁻¹ an⁻¹) entraînait une attaque plus importante par la pourriture grise, *Botrytis cinerea* (Flückiger & Braun 1999).

Le rapport N/P est également un paramètre important pour la susceptibilité aux insectes. Une augmentation de l'apport en azote et du rapport N/P dans le feuillage entraîne une attaque nettement plus importante des hêtres par le puceron laineux, *Phyllaphis fagi* (fig. 51).

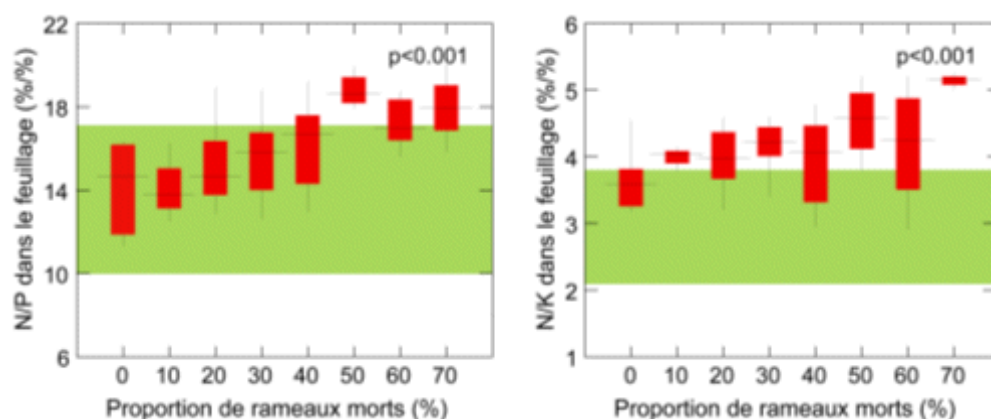


Fig. 50 Rapports N/P et N/K (relatif à la masse) dans le feuillage de jeunes hêtres présentant des proportions différentes de rameaux morts à la suite d'une infection par le champignon *Apiognomonia errabunda* (Flückiger & Braun 1999). Le domaine correspondant à un apport nutritif équilibré est indiqué en vert (Flückiger & Braun 2003).

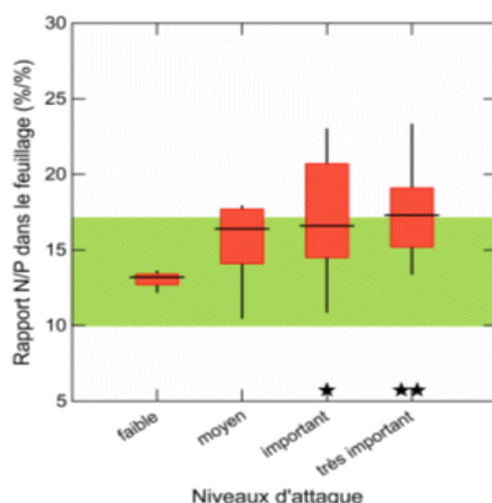


Fig. 51 Attaque des hêtres par le puceron laineux (*Phyllaphis fagi*) en fonction du rapport N/P dans le feuillage. La différence par rapport au niveau « faible » est significative à $p < 0,05$ (*) et à $p < 0,01$ (**) (Flückiger & Braun 1998).

L'azote n'a pas seulement une incidence directe sur la sensibilité des arbres aux attaques par des ravageurs cryptogamiques et des insectes, il influe également, dans une certaine mesure, sur le cycle de vie des parasites. La cigale des pins *Haematoloma dorsatum*, qui provient de la région méditerranéenne et s'est propagée ces dernières décennies dans une grande partie de l'Europe, cause des dégâts importants aux aiguilles des pins sylvestres. Des études menées aux Pays-Bas ont montré qu'en hiver et en été, la nymphe suce les racines et les parties basales d'une graminée *Deschampsia (Avenella) flexuosa* (canche flexueuse). Cette graminée offre ainsi au parasite de bonnes chances de survie (Moraal 1996). L'azote favorise par ailleurs le développement de *Deschampsia flexuosa* (Kellner & Redbo-

Torstensson 1995), dont la propagation est sensiblement plus importante dans les forêts présentant des dépôts azotés élevés (Rosén et al. 1992; Hofmann 1995).

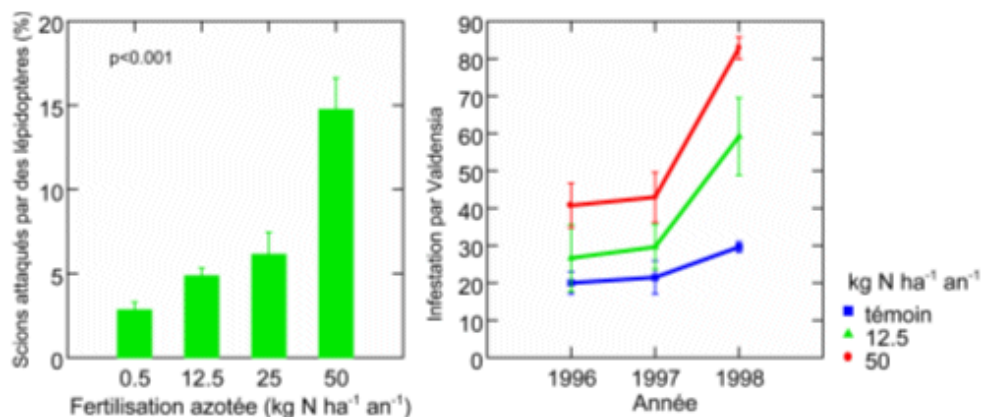


Fig. 52 Atteintes aux myrtilliers (*Vaccinium myrtillus*) par des insectes (larves de lépidoptères) au cours de la première année (à gauche) et par le champignon *Valdensia heterodoxa* pendant trois ans (à droite) lors d'un essai de fertilisation azotée (Nordin et al. 1998, Strengbom et al. 2002).

Sur une culture expérimentale de myrtilliers (*Vaccinium myrtillus*) dans une forêt boréale du nord de la Suède, les larves de lépidoptères telles que la mite *Orgyia antrana* ont provoqué des dommages sensiblement plus élevés sur les jeunes scions avec un apport d'azote de 12,5 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (en complément des dépôts atmosphériques de 2 à 3 kg N ha⁻¹ an⁻¹) qu'avec 0,5 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Avec un apport de 25 kg N ha⁻¹ an⁻¹, les dégâts étaient deux fois plus élevés (Nordin et al. 1998) (fig. 52 à gauche). L'oïdium *Podosphaera myrtillina* était par ailleurs dix fois plus abondant avec un apport de 25 kg N ha⁻¹ an⁻¹ qu'avec 0,5 kg N ha⁻¹ an⁻¹. L'attaque de la myrtille par l'agent pathogène fongique *Valdensia heterodoxa* était également nettement plus élevée la troisième année en présence de 12,5 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (fig. 52 à droite) (Strengbom et al. 2002).

3.1.1.3. Végétation du sol forestier

Les plantes ayant besoin d'un environnement pauvre en azote pour se développer sont menacées.

La forêt présentant un pouvoir de filtration élevé pour les polluants atmosphériques, la flore du sol forestier est particulièrement affectée par les dépôts azotés, si on la compare aux écosystèmes de prairies ou de marais. Plus de 8 % des plantes forestières sont gravement menacées, voire jusqu'à 40 % sur le Plateau (OFEFP 2002). De nombreuses études de phytosociologie mettent en évidence une augmentation des espèces nitrophiles et, dans les sols exempts de calcaire, également une augmentation des indicateurs d'acidité. Parmi les espèces nitrophiles de plus en plus répandues, on peut citer, pour l'Allemagne, la fougère dilatée (*Dryopteris dilatata*), le framboisier (*Rubus idaeus*), le mûrier sauvage ou ronce commune (*Rubus fruticosus*), la grande ortie (*Urtica dioica*) et le millet (*Milium effusum*) (Kraft et al. 2000), la canche flexueuse (*Deschampsia (Avenella) flexuosa*), le dryoptéris de Char treuse (*Dryopteris carthusiana*) et l'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifo-*

lium) (Rodenkirchen 1992), pour la Belgique, la fougère, l'ortie royale (*Galeopsis tetrahit*), le lierre (*Hedera helix*), la sabline à trois nervures (*Moehringia trinervia*), le sureau noir (*Sambucus nigra*), le mouron des oiseaux (*Stellaria media*) et l'ortie (Lameire et al. 2000) et, pour le sud de la Suède, l'herbe aux goutteux (*Aegopodium podagraria*), l'épilobe à feuilles étroites, le framboisier, la stellaire des bois (*Stellaria nemorum*) et l'ortie (Falkengren-Grerup 1995). Dans des placettes d'observation permanente en Suisse, on a pu mettre en évidence une corrélation significative entre le degré de couverture des mûriers sauvages et les dépôts azotés modélisés (IAP 2003; IAP 2004) (fig. 53).

Le fait que les plantes nitrophiles soient de plus en plus répandues pose un problème supplémentaire: elles favorisent la minéralisation et la nitrification et elles contribuent ainsi à augmenter encore la charge en nitrates du sol (van der Krift & Berendse 2001). Des graminées, telles que *Deschampsia flexuosa*, qui ne sont pas des indicateurs typiques de l'azote, réagissent de manière très positive à une fertilisation azotée (fig. 56). Un apport de 5 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pendant cinq ans a suffi pour favoriser nettement la propagation de cette graminée et, avec des adjonctions de 10 kg, le même résultat a été atteint au bout de quatre ans seulement. Avec 20 kg, on observe déjà une augmentation après une année (Kellner & Redbo-Torstensson 1995).

Au sein de la végétation herbacée, le développement des indicateurs d'azote est favorisé par une charge d'azote élevée.

On utilise l'indice d'azote d'Ellenberg (Ellenberg 1979) pour mesurer la modification de communautés entières de plantes. Cet indice décrit, à l'aide d'une échelle de 1 à 9, le besoin en azote des différentes espèces de plantes ou leur tolérance à l'azote. En Suisse, on a observé une nette augmentation de l'indice d'azote entre les années 30 à 40 et le milieu des années 80 dans 17 des 18 surfaces forestières examinées (Kuhn et al. 1987) (fig. 54). L'indice d'azote a également augmenté de manière significative entre 1984 et 2003 dans les placettes d'observation permanente de l'IAP (IAP 2004). Des études menées dans 37 stations forestières à travers le Plateau, au cours desquelles les premiers relevés de la végétation forestières ont été réalisées entre 1940 et 1965 et les seconds en 1998, ont mis en évidence un recul de la fréquence pour 241 espèces et une augmentation pour 44. Parmi les espèces qui ont nettement augmenté, on recense des plantes nitrophiles, telles que le mûrier sauvage, la ronce bleuâtre (*Rubus caesius*), la fougère dilatée et la fougère mâle (*Dryopteris filix-mas*), le sureau noir, le lierre ainsi que l'ortie. On observe également une augmentation des indicateurs d'humidité et des espèces aimant la chaleur (Walther & Grundmann 2001). Des constatations similaires ont été faites dans des stations forestières à sol acide et riche en calcaire du nord-est de la France; on a observé une augmentation des espèces nitrophiles sur 221 surfaces d'essai entre 1971 et 1990, ainsi qu'une augmentation des indicateurs d'acide sur les surfaces ayant un sol acide (Thimonier et al. 1992, Thimonier et al. 1994, Bost 1991). Les modifications phytosociologiques indiquées sont toutes intervenues à des taux (actuels) de déposition d'azote situés entre 16 et 30 kg N ha⁻¹ an⁻¹.

Une étude bavaroise a également examiné l'influence des changements liés à l'exploitation sur les modifications phytosociologiques. Avec des dépôts azotés situés entre 18 et 25 kg N ha⁻¹ an⁻¹, l'indice d'azote a augmenté de 0,6 unités, entre 1946 et 1987, dans des aires où la litière était autrefois récoltée et de 0,3 unités dans les aires où la litière n'était pas récoltée (Rodenkirchen 1992). Certes, dans le cas de ce type de modification de la flore, il faut également prendre en compte, parallèlement à une charge accrue en azote, les modifications des conditions de lumière et d'exploitation forestière. Toutefois ces éléments ne permettent pas, à eux seuls, d'expliquer les modifications observées à travers toute l'Europe. Selon Ellenberg (1985), la plupart des espèces végétales menacées en Europe centrale ont un indice d'azote faible et sont donc supplantées par des plantes nitrophiles en raison des dépôts importants d'azote (fig. 55).

À quelques exceptions près, les mousses et les lichens sont relativement sensibles à une charge accrue d'azote. Lors d'un essai avec des adjonctions de 25 kg et de 30 kg N ha⁻¹ an⁻¹ sur une période de quatre ans, la biomasse des mousses *Pleurozium schreberi* et *Dicranum polysetum* a été réduite respectivement de 60 % et de 78 % (Mäkipää 1998). Dans les forêts atlantiques de chênes en Écosse et au nord-ouest de l'Angleterre, les mousses épyphitiques *Plagiochila atlantica* et *Plagiochila spinalosa* n'apparaissaient que dans les régions où les dépôts azotés étaient inférieurs à 17,6 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (de 9,6 à 17,6 kg N ha⁻¹ an⁻¹) (Mitchell et al. 2003). Dans les forêts suédoises, les lichens épiphytes diminuaient déjà avec des dépôts azotés inférieurs à 5 à 8 kg N ha⁻¹ an⁻¹, alors qu'on notait parallèlement une augmentation de la couche d'algues vertes, principalement de *Protococcus viridis*, sur les aiguilles d'épicéa (Bråkenhielm & Quinghong 1995). Dans les forêts finlandaises (3009 placettes), on n'a observé une couverture plus importante par le lichen épiphytique *Soliciosporum chlorococcum* tolérant à l'azote sur les conifères qu'à partir de dépôts azotés supérieurs à 3 à 4 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (Poikolainen et al. 1998). Toutefois, dans l'étude suédoise et dans l'étude finlandaise, certains facteurs climatiques pourraient également être déterminants.

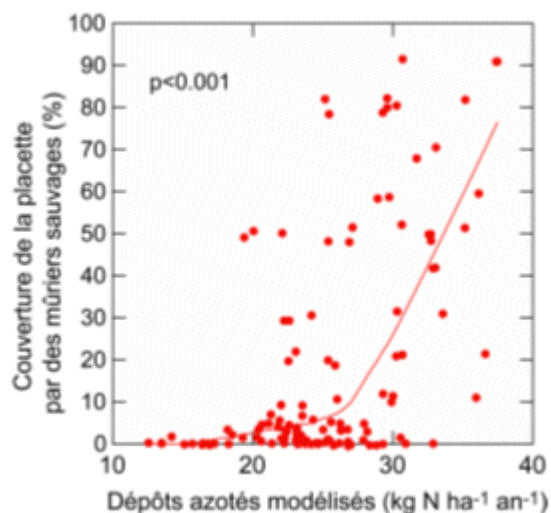


Fig. 53 Degré de couverture des placettes d'observation permanente par des mûriers sauvages (*Rubus fruticosus*) en fonction des dépôts azotés (IAP 2003, IAP 2004).

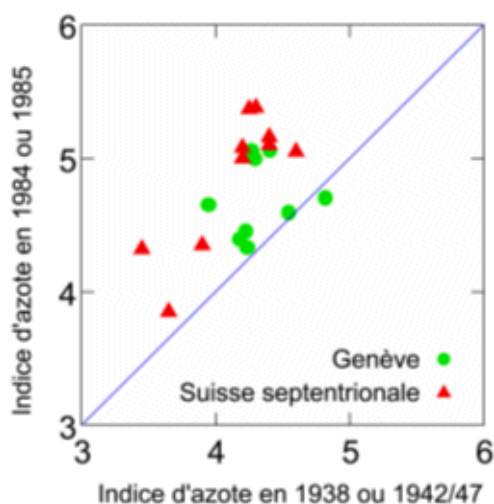


Fig. 54 Modification de l'indice d'azote dans différents peuplements forestiers. En Suisse septentrionale: *Querco-Betuletum* (relevés effectués en 1938 et en 1984); dans le bassin genevois: *Querco-Carpinetum molinietosum* (relevés effectués en 1942/47 et en 1985) (Kuhn et al. 1987). La ligne bleue correspond à un rapport 1:1 (aucun changement).



Fig. 55 Végétation nitrophile (sureau) dans la placette d'observation forestière de Muri (photo IAP).

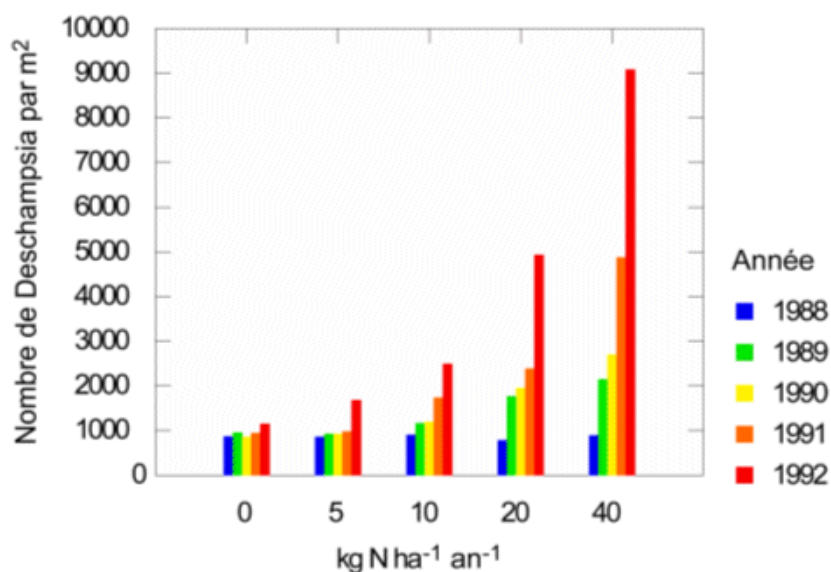


Fig. 56 Évolution de la densité de la canche flexueuse, *Deschampsia flexuosa* (graminée), dans un essai de fertilisation azotée (Kellner & Redbo-Torstensson 1995).

3.1.1.4. Faune forestière

Les effets d'une charge accrue d'azote sur la faune des sols forestiers sont mal connus. Différentes études montrent que la fréquence des filiaires (nématodes), des oligochètes et des microarthropodes, en particulier des collembolés, augmente dans les forêts scandinaves de conifères après une fertilisation azotée ($>150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) (Abrahamsen & Thompson 1979, Huhta et al. 1983, Vilkamaa & Huhta 1986). Par ailleurs, dans une forêt de hêtres, un apport unique de 100 kg N ha^{-1} a induit, au bout de 23 ans, une diminution des oribatides, des acariens prédateurs (gamasida), des collembolés, des symphytes et des pseudoscorpions (Deleporte & Tillier 1999). Un abaissement des dépôts azotés jusqu'à leur niveau d'avant l'ère industrielle dans un peuplement de pins (NITREX-Experiment Yssels-teyn) a eu pour effet d'augmenter la diversité des espèces de microarthropodes, de par l'atténuation de la dominance de certaines espèces (Boxman et al. 1995).

Les vers de terre méritent une attention particulière. Ils jouent un rôle important dans la dégradation de la litière ainsi que dans le mélange, l'aération, l'émiettement et le drainage du sol (Makeschin 1994), mais sont sensibles à la charge d'azote et à l'acidification du sol (Ma et al. 1990). Dans les profondeurs des sols de placettes d'observation permanente de forêts de hêtres et d'épicéas, avec un pH du sol ≤ 4 , la biomasse des vers de terre a diminué de 90 % et le nombre de vers de terre de 88 % par rapport à des sols moins acides (IAP 2004) (fig. 57).

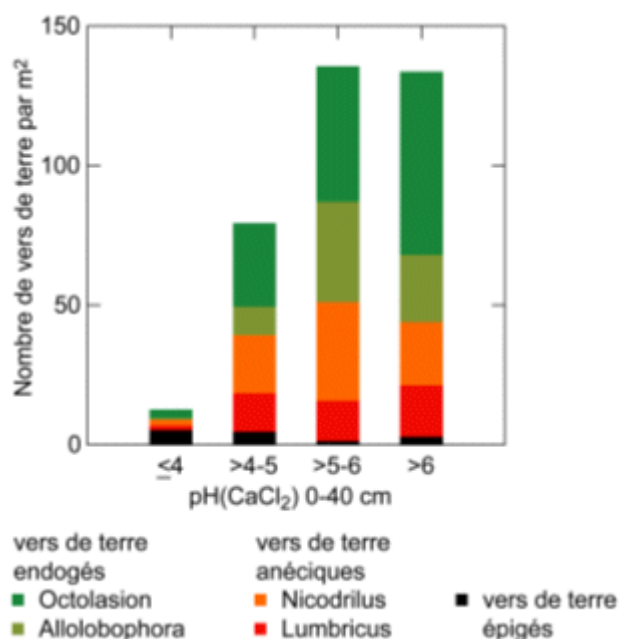


Fig. 57 Fréquence des vers de terre dans 120 placettes d'observation forestière en Suisse par rapport au pH moyen du sol à une profondeur située entre 0 et 40 cm (IAP 2004).

L'acidification du sol induite par les composés azotés entraîne aussi une diminution de la saturation en bases et de la teneur en calcaire du sol. En Suède, on a observé une association entre la diminution de l'abondance et de la diversité des escargots dans les forêts et une baisse de la saturation en bases dans les sols forestiers (Gårdenfors et al. 1995). Aux Pays-Bas, la densité des escargots a diminué de 86 % en 20 ans sur les sols forestiers pauvres en bases, alors qu'aucune modification n'a été mise en évidence sur les sols riches en bases. Dans la même étude, on a également pu montrer que le recul de la reproduction de la mésange charbonnière observé aux Pays-Bas était lié à la diminution des escargots et donc imputable à l'acidification du sol, les mésanges ayant besoin, pour les coquilles de leurs œufs, d'un apport supplémentaire en calcium sous la forme de coquilles d'escargots (Graveland & van der Wal 1996) (fig. 58).

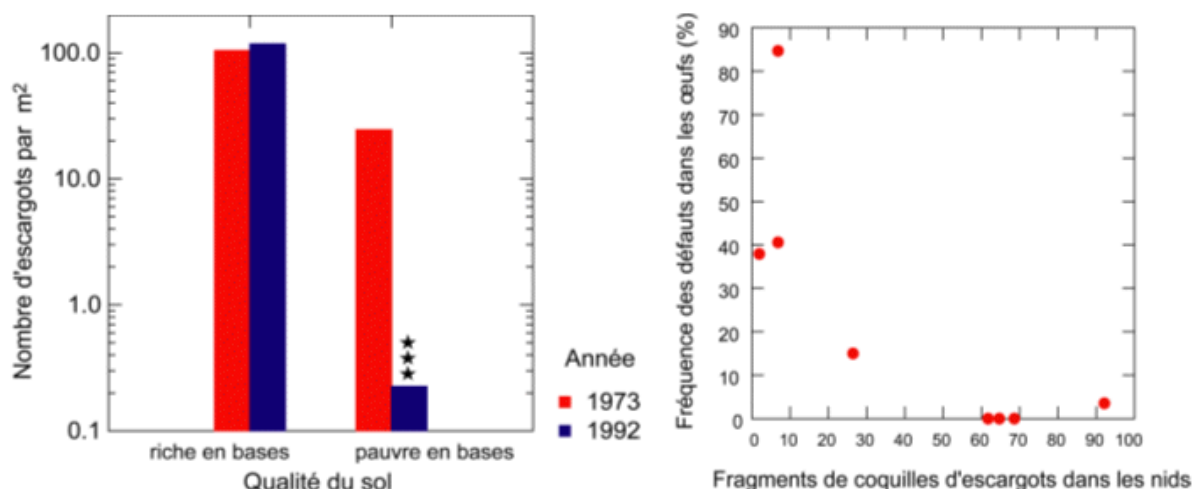


Fig. 58 Modification de la fréquence des escargots entre 1973 et 1992 sur des sols riches ou pauvres en bases (à gauche) et relation entre les défauts des œufs de mésanges charbonnières et la quantité de fragments de coquilles d'escargots trouvée dans leurs nids en tant que source de calcium (Graveland & van der Wal 1996).

Les dépôts azotés ont des répercussions sur la faune, qui sont en partie dues à l'acidification du sol et en partie aussi à la modification de la qualité des plantes nécessaires à leur alimentation.

La fertilisation peut également induire une modification du comportement alimentaire des mammifères. Les campagnols ont montré une préférence significative pour les épicéas et les bruyères fertilisés par l'azote (Hartley et al. 1995). Dans les forêts du sud de la Suède présentant des dépôts accrus d'azote ($18-24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), les concentrations d'azote dans les aiguilles de reboisements d'épicéas étaient nettement plus élevées, et les aiguilles d'un vert plus foncé, que dans des reboisements similaires où les dépôts azotés étaient plus faibles ($9-15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Dans les reboisement à plus forte charge d'azote, les dégâts d'abrutissement causés aux arbres par les cerfs étaient plus importants que dans ceux où la charge d'azote était plus faible, bien que les populations de cerfs ainsi que la densité et la hauteur de la végétation aient été comparables. On notait en outre plus de dégâts dus au broutage sur les jeunes plants avec des aiguilles de couleur plus sombre, c'est-à-dire présentant des concentrations d'azote plus élevées dans les aiguilles (Bergquist & Örlander 1998b, Bergquist & Örlander 1998a) fig. 59).

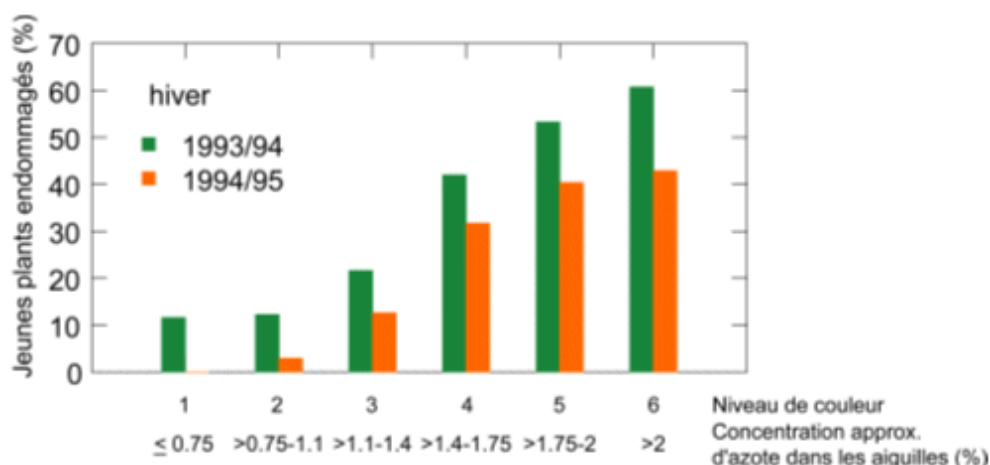


Fig. 59 Dégâts d'abrouissement causés par les cerfs sur de jeunes plants d'épicéas dans quatre surfaces de reboisement au sud de la Suède répartis en fonction de la couleur des aiguilles et de la concentration d'azote dans les aiguilles (concentrations estimées à partir de la couleur) (Bergquist & Örlander 1998a, cf. chapitre 4.1.2).

3.1.1.5. Charges critiques pour les écosystèmes forestiers

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), les charges critiques ("critical loads") pour les apports d'azote dans les écosystèmes forestiers ont été fixées à 10 à 20 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (CEE-ONU 2003; Achermann & Bobbink 2003; cf. chapitre 4.1.2).

3.1.2. Pelouses mi-sèches (code EUNIS E 1.2)

Les pelouses mi-sèches (prairies et pâturages maigres; Mesobromion) comptent parmi les communautés végétales les plus riches en espèces de Suisse (fig. 60). Elles ont toutefois massivement régressé au cours des cinq dernières décennies. Rien que dans le nord-ouest de la Suisse et dans le Jura, la surface du Mesobromion a diminué de 76 %, voire par endroits jusqu'à 90 %, entre 1949/54 et 1982/83 (Zoller et al. 1986, Zoller & Wagner 1986, Kienzle 1983, Hegg et al. 1993). Sur le Plateau aussi, 90 % des pelouses mi-sèches ont disparu ces 50 dernières années (OFEFP 2002). La principale cause de cette disparition est la transformation en prairies grasses et en prairies artificielles ainsi qu'en pâturages gras. Dans les pelouses du Mesobromion que l'on trouve encore au nord-ouest du Jura suisse et où l'exploitation n'a pas été modifiée, on enregistre une augmentation des espèces nitrophiles et ubiquitaires (tab. 8) (Stöcklin et al. 2000), alors que les espèces d'Ophrys notamment sont en recul (Zoller et al. 1986). Des 86 espèces étudiées dans le nord-ouest du Jura suisse, 39 (44 %) doivent être considérées comme des espèces menacées ou très menacées (Zoller & Wagner 1986). En Suisse, 3 % des plantes à fleurs et des fougères ont disparu, 20 % sont menacées, voire très menacées, et 8 % sont devenues rares (OFEFP 2002). Selon Ellenberg (1985), la plupart des espèces menacées ne peuvent pousser de manière concurrentielle que dans

des sites à faible teneur en nutriments (indice d'azote 1-3). Les graminées, en particulier, sont capables de produire rapidement de la biomasse en présence d'apports accrus d'azote, supplantant ainsi d'autres espèces (Zoller & Wagner 1986, Bobbink et al. 1998). Une adjonction unique d'azote de 90 kg N ha⁻¹ a fortement favorisé le développement des graminées dans la réserve naturelle de Reinaucher Heide, au sud de Bâle et, dans l'ensemble, on a observé un recul de la diversité des espèces au bout d'un an déjà (Joshi & Matthies 1996).



Fig. 60 Pelouse mi-sèche au Tessin (Photo Bruno Kägi, OFEFP).

	Teucrio-Mesobrometum		Colchico-Mesobrometum	
	1950	1997	1950	1997
Nombre moyen d'espèces par emplacement	46,7	53,1*	56,4	44,8*
Nombre moyen d'espèces par 100 m ² :				
espèces caractéristiques du Mesobromion	32,9	29,3*	27,3	13,1*
espèces ubiquitaires	13,8	23,7*	29,1	31,7
Indice d'azote moyen selon Landolt	2,18	2,36*	2,54	2,89*

Tab. 8 Modification de la végétation dans des pelouses mi-sèches (Mesobromion) du Jura suisse (Stöcklin et al. 2000).

Les résultats d'études suédoises menées sur des pelouses mi-sèches dont l'exploitation n'avait pas été modifiée entre 1965 et 1990 ont mis en évidence une augmentation sensible du degré de couverture et de la diversité des espèces de graminées ainsi qu'un recul des plantes herbacées, qui s'expliquent principalement par la charge accrue d'azote (Berlin et al. 2000) (tab. 9). Dans les réserves naturel-

les des Pays-Bas, une graminée, le brachypode penné (*Brachypodium pinnatum*) a progressé entre les années 50 et 80, période pendant laquelle les dépôts azotés sont passés de 10–15 kg N ha⁻¹ an⁻¹ à 30–35 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (Bobbink et al. 1998). Dans un essai en plein champ, des adjonctions d'azote de 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ (dépôts atmosphériques de 30–35 kg N ha⁻¹ an⁻¹) ont entraîné un accroissement sensible de la biomasse de *Brachypodium pinnatum*, alors que la biomasse globale de toutes les espèces n'augmentait que faiblement (fig. 61) (Bobbink et al. 1998).

Groupe		Degré de couverture (en %)			Nombre d'espèces (en %)		
		1965	1990	p	1965	1990	p
Graminées		24,0 ± 11,1	35,0 ± 13,1	0,022	26,5 ± 8,10	35,4 ± 9,52	0,001
Plantes herbacées totales		75,0 ± 11,0	60,4 ± 14,7	0,007	72,0 ± 7,8	61,7 ± 10,2	0,002
Plantes herbacées	à entre-nœuds allongés	21,0 ± 12,1	16,3 ± 10,0	0,070	25,3 ± 7,39	19,9 ± 6,31	0,018
	plantes formant une rosette	28,3 ± 13,8	18,4 ± 10,5	0,003	17,9 ± 6,55	13,8 ± 6,18	0,022
	plantes formant une demi-rosette	25,3 ± 12,2	25,5 ± 10,0	0,979	28,0 ± 6,38	27,5 ± 6,14	0,798
Plantes ligneuses		1,2 ± 2,4	4,7 ± 11,3	0,336	1,9 ± 2,7	3,4 ± 4,3	0,205

Tab. 9 Degré de couverture moyen et nombre relatif d'espèces dans les pelouses mi-sèches suédoises (Berlin et al. 2000).

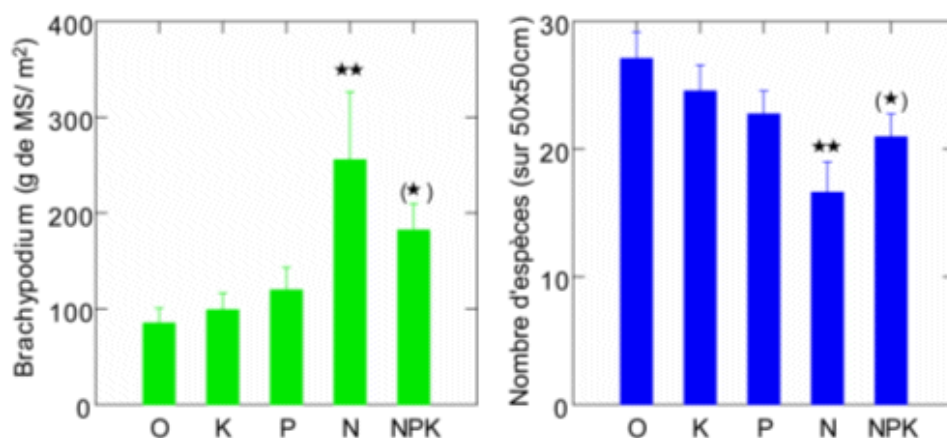


Fig. 61 Biomasse aérienne de *Brachypodium pinnatum* (à gauche) et diversité des espèces végétales (à droite) lors d'un essai de fertilisation sur trois ans (avec 100 kg N ha⁻¹ an⁻¹) sur une pelouse-sèche sur sol calcaire aux Pays-Bas (Bobbink et al. 1998). 0=contrôle, autres barres: fertilisation par N, P et/ou K. MS = matière sèche.

Les prairies maigres présentent un risque plus faible de glissement de terrain que les prairies grasses.

Un des problèmes importants découlant de la transformation des prairies maigres en prairies grasses est le risque accru de glissement de terrain et d'érosion (von Wyl 1988). La fertilisation accroît le risque de glissement de terrain pour les talus

dont la pente est supérieure à 50 %. À partir d'une pente de 65 %, le risque devient très grand. En revanche, les prairies maigres ne sont pratiquement pas sujettes à des glissements de terrain même lorsque leur pente est de 75 %. Une des causes de ce phénomène pourrait résider dans le rapport entre la masse des pousses et celle des racines, qui est beaucoup plus élevé dans une prairie grasse que dans une prairie maigre (Gisi & Oertli 1981). L'azote favorise surtout la croissance des pousses (Marschner 1995). Les racines de la plupart des espèces poussant dans des prairies maigres renforcent la proportion de parties ligneuses grâce à une croissance secondaire en épaisseur, leur conférant ainsi une résistance à la traction considérablement plus élevée que celle des prairies grasses ayant un système racinaire à ramifications fines (von Wyl 1988, Kutschera & Lichtenegger 1982, Kutschera & Lichtenegger 1992).

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), la charge critique pour les pelouses mi-sèches a été fixée à 15–25 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (CEE-ONU 2003, Achermann & Bobbink 2003).

3.1.3. Molinaies (code EUNIS E 3.5)

Dans une molinaie riche en fleurs (Molinion) du Somerset, au Royaume-Uni, un apport d'azote de 25 kg N ha⁻¹ an⁻¹ sur une période de 6 ans a entraîné une diminution sensible de la diversité des espèces, une nette augmentation de certaines espèces de graminées telles que *Lolium perenne*, *Holcus lanatus* et *Bromus hordeaceus*, ainsi que la disparition de certaines plantes herbacées telles que *Cirsium dissectum*, *Lychnis Flos-cuculi* et *Lotus pedunculatus* (Mountford et al. 1994, Tallowin & Smith 1994). Un essai de fertilisation azotée sur 14 ans (1982-1996) réalisé dans un pré avec 0, 10, 20, 34, 54, 95, 170 et 272 kg N ha⁻¹ an⁻¹ a également entraîné un recul de la richesse des espèces associé à l'augmentation de l'apport en azote, déjà décelable à partir de 20 kg N ha⁻¹ an⁻¹. À des niveaux d'azote relativement faibles, *Artemisia ludovicum*, *Aster azureus* et *Solidago rigida* prédominaient alors qu'avec des apports élevés d'azote, on observait une domination de deux graminées, *Poa pratensis* et *Agropyron repens*. L'azote n'a pas eu pour seul effet de modifier la richesse des espèces, il a aussi affecté la diversité des insectes: on a constaté un recul des parasitoïdes et un accroissement des herbivores et des détritivores. Cet essai met nettement en évidence le fait qu'une charge d'azote introduite sur une période prolongée affecte non seulement la flore mais aussi la faune (Haddad et al. 2000).

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), la charge critique pour les prairies humides oligotrophes (Molinion) a été fixée à 15–25 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (CEE-ONU 2003, Achermann & Bobbink 2003).

3.1.4. Landes alpines à buissons nains (code EUNIS F2)

Le climat des landes alpines à buissons nains se caractérise par une durée de végétation courte, des températures basses et une couverture neigeuse persistant longtemps. Les sols sont souvent plats et pauvres en nutriments. Les espèces caractéristiques des landes à buissons nains sont *Calluna vulgaris* (bruyère ou callune commune), *Empetrum nigrum* (camarine noire), *Vaccinium* sp. (airelle, myrtillier, canneberge), *Arctostaphylos* (busserole), *Loiseleuria procumbens* (azalée naine) et des buissons nains tels que *Betula nana* (bouleau nain), *Juniperus communis* (genévrier commun) et *Salix* spp. (saules) (Schröter 1932). La fixation de l'azote constitue la principale source d'azote. La dégradation des substances organiques est lente et la majeure partie de l'azote est liée dans le sol sous une forme non disponible. On peut donc supposer que cette communauté de plantes alpines située au-dessus de la limite de la forêt est sensible à des apports accrus d'azote. Il n'existe que très peu d'études sur ce sujet; aussi, de grands efforts de recherche sur ce type d'écosystème s'avèrent nécessaires. Les quelques études disponibles indiquent que lors d'une fertilisation azotée, l'azote est rapidement absorbé par les plantes à graines et incorporé dans les tissus (Sumners 1978; Karlsson 1987; Shaver & Chapin 1980; Henry et al. 1986). Chez la callune, un apport d'azote a stimulé la croissance et augmenté la formation de biomasse ainsi que la formation de fleurs (Uren et al. 1997). Un apport accru d'azote a cependant aussi causé une atteinte directe aux plantes (Henry et al. 1986). Un problème important en ce qui concerne *Calluna vulgaris* est sa sensibilité accrue au stress hydrique avec des apports de 7,7–15,4 kg N ha⁻¹ an⁻¹ déjà (dépôts atmosphériques 13–18 kg N ha⁻¹ an⁻¹) (Power et al. 1998). De plus, les dégâts occasionnés par la chrysomèle *Lochmaea suturalis* sont plus importants sur les plantes fertilisées à l'azote, sur lesquelles ce coléoptère se développe aussi mieux, ce qui peut affecter la concurrence des plantes hôtes avec d'autres plantes (Van der Eerden et al. 1991). La flore riche en mousses et en lichens de cette communauté de plantes est déjà affectée par des apports faibles en azote. Un apport de 10 kg N ha⁻¹ an⁻¹ a eu pour effet de stimuler la croissance des mousses tout en entraînant une diminution sensible de la population de lichens (Gordon et al. 2001). Un apport identique a également diminué la mycorhization des buissons nains et la diversité des champignons (Woodin 1997). Une diminution de la mycorhization ou de la formation de mycélium dans le sol présente toutefois un certain risque en ce qui concerne la stabilisation végétale et, partant, la protection contre l'érosion, en particulier dans les régions alpines ou subalpines où les précipitations sont importantes. Lors d'essais portant sur le buisson nain subalpin ou alpin *Dryas octopetala* (dryade à huit pétales) et le champignon mycorhizien *Laccaria bicolor*, on a observé, après inoculation d'un sol sur moraine et un temps d'incubation de 3 mois, suivis d'un arrosage, une diminution de la perte en matière de 23%. Cette diminution était de 44% lorsqu'on avait planté des dryades à huit pétales et de 51% lorsque la plantation était couplée à une inoculation de mycorhizes (Graf & Gerber 1997) (fig. 62).

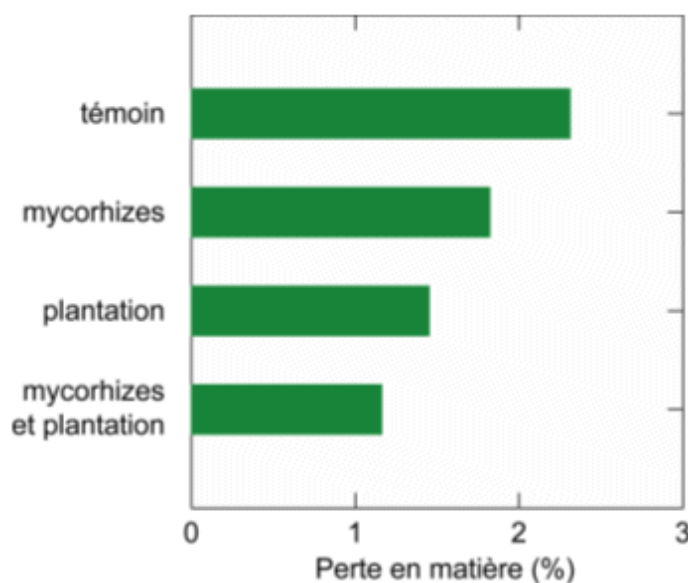


Fig. 62 Perte par érosion d'un sol sur moraine trois mois après inoculation du champignon mycorhizien *Laccaria bicolor*, après plantation de *Dryas octopetala* et après inoculation du champignon et plantation, par rapport à une surface de contrôle non traitée. Selon Graf & Gerber (1997).

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), la charge critique pour les landes alpines à buissons nains a été fixée à 5 à 15 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (CEE-ONU 2003, Achermann & Bobbink 2003).

3.1.5. Pelouses alpines (code EUNIS E 4.3, E 4.4) et pelouses sèches neutres ou acides (code EUNIS E 1.7)

Les pelouses alpines, dont certaines poussent sur des sols extrêmement pauvres en nutriments, se caractérisent également par une durée de végétation courte, des températures extrêmes et une couverture neigeuse persistant longtemps. Elles sont de trois types. Les *pelouses sur calcaire* sont très riches en espèces et peuvent en compter jusqu'à 50 par m² (Hegg et al. 1993). Les *pelouses sur silice* – telles que les pelouses acides de l'étage alpin supérieur (*Caricion curvulae*) et les pelouses calcaires sèches à seslerie (*Caricion sempervirens*) – sont plutôt pauvres en espèces. Enfin, les nardaies (*Nardion*), qui se développent généralement dans des conditions très acides, présentent certaines espèces particulières, telles que l'arnica, la gentiane pourpre, la gentiane de Koch et le trèfle alpin (Hegg et al. 1993). La diversité de ces trois types de pelouses alpines est menacée par des apports de nutriments. Lorsqu'on fertilise des nardaies, les espèces typiques disparaissent au bout de quelques années (Hegg et al. 1993; Delarze et al. 1999) et les espèces de graminées prennent le dessus (Bobbink et al. 1998). Des essais effectués en serre avec 1, 5, 10, 15, 20, 40, 60 et 80 kg N ha⁻¹ an⁻¹ sur des carrés de formations herbeuses à *Nardus* ont mis en évidence une augmentation importante de la biomasse des graminées *Danthonia decumbens* et *Deschampsia flexuosa* en l'espace de deux ans, corrélée avec l'apport en azote, surtout à partir de 20 à 40 kg

$\text{N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Tomassen et al. 1999). Sur des sols maigres acides ou frais, des espèces de graminées à plus forte croissance, telles que *Nardus stricta*, peuvent dominer (*Agrostion sleraderianae*, *Festuca-Agrostion*) (code EUNIS E 1.7.2). Des études anglaises montrent qu'une charge chronique d'azote diminue sensiblement la diversité des espèces dans ce type de pelouse acide; une relation linéaire entre le recul de la diversité des espèces et les dépôts azotés a pu être établie: la diversité des espèces sur une surface de 4 m^2 diminue d'une espèce par $2,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ d'apport azoté (Stevens et al. 2004) (fig. 63).

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), la charge critique pour les pelouses alpines a été fixée à 10 à $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (CEE-ONU 2003, Achermann & Bobbink 2003). Dans l'ensemble, il existe toutefois d'importantes lacunes dans les connaissances concernant les effets de dépôts accrus d'azote sur les communautés de plantes établies au-dessus de la limite de la forêt.

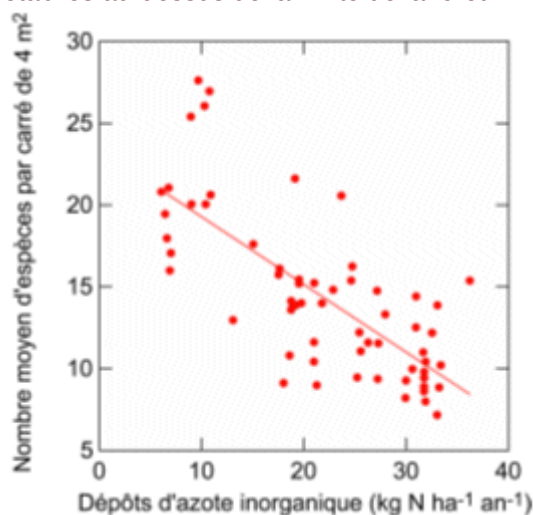


Fig. 63 Nombre d'espèces dans une pelouse acide en fonction des dépôts azotés (relevés effectués sur 68 surfaces) (Stevens et al. 2004).

3.1.6. Bas-marais (code EUNIS D4)

Les bas-marais font également partie des écosystèmes mésotrophes très menacés en Suisse, principalement en raison des mesures de rationalisation mises en œuvre dans l'agriculture et de l'assèchement des marais. À cela s'ajoute toutefois le fait que les bas-marais qui subsistent encore sont souvent entourés de terrain agricole exploité de manière intensive, donc exposés à un apport élevé de nutriments, notamment d'azote, ce qui a une incidence importante sur leur flore (Boller-Elmer 1977). Les communautés de plantes, jadis d'une grande diversité, font place à des communautés triviales de hautes herbes comprenant des populages et des filipendules (Hegg et al. 1993). Lors d'études menées dans deux bas-marais du canton de Zurich entre 1978 et 1997, on a mis en évidence des modifications importantes de la végétation: 80 % de la surface de ce qui était autrefois un Caricion davallianae s'est transformée en Filipendulion, en Magnocaricion ou en Molinion et 50 % de la surface de Magnocaricion en Molinion ou en Filipendulion. Les auteurs pen-

sent que ces modifications sont dues à l'assèchement et à l'eutrophisation (Bollens et al. 2001).

Des essais de fertilisation à $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pendant deux ans dans 18 bas-marais de moyenne altitude sur sol calcaire en Suisse septentrionale et centrale ont montré une augmentation significative (30 %) de la biomasse des plantes vasculaires ainsi qu'une diminution significative (39 %) de la biomasse des mousses (Bergamini & Pauli 2001; Pauli et al. 2002).

Lors d'essais de fertilisation à l'azote effectués aux Pays-Bas, on a observé un accroissement important des graminoides, couplé à une diminution des autres espèces végétales (Vermeer 1986, Verhoeven & Schmutz 1991). Dans les bas-marais pauvres en nutriments du sud de la Suède, le nombre de plantes vasculaires a diminué de moitié au cours des dernières décennies, les cypéracées étant les plus touchées. *Carex pauciflora* a reculé de 97 %, et *Carex dioica* et *Rhynchospora fusca* de 95 %, alors que les espèces nitrophiles, telles que l'arroche hastée (*Atriplex hastata*), le chénopode polysperme (*Chenopodium polyspermum*) et la ronce bleuâtre (*Rubus caesius*) ont triplé. Ces modifications sont imputés à une charge élevée d'azote, pouvant atteindre $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Tyler & Olsson 1997).

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), la charge critique pour les bas-marais mésotrophes a été fixée à $15 \text{ à } 25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (CEE-ONU 2003, Achermann & Bobbink 2003).

3.1.7. Hauts-marais (code EUNIS D1)

Les apports d'azote induisent une diminution des sphaignes et une augmentation des mousses et des graminées.

Les hauts-marais sont pauvres en substances nutritives et couvrent principalement leurs besoins en nutriments par les apports atmosphériques (ombrotrophes). Ils sont donc particulièrement sensibles à des charges accrues d'azote (fig. 64). Les communautés de plantes comprennent principalement des sphaignes, des laïches, des callunes, des éricas et des plantes insectivores. Des apports accrus en azote ont pour effet d'inhiber la croissance des sphaignes (Woodin et al. 1987; Press et al. 1986; Gunnarsson & Rydin 2000) (fig. 65). En l'espace de 15 ans seulement, on a constaté une diminution sensible des sphaignes et une augmentation des mousses et des buissons nains dans la tourbière de Rothenthurm. On pense que la modification des espèces est imputable aux drainages ainsi qu'à une charge accrue d'azote (Held et al. 1992) (fig. 66). On a observé une eutrophisation marquée due à l'azote dans des tourbières ombrotrophes aux Pays-Bas. Ces tourbières étendues, jadis peuplées de sphaignes, se sont transformées sous l'effet d'un accroissement des dépôts azotés, qui sont passés de $20 \text{ à } 40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, laissant la place à davantage de flore plus nitrophile (Greven 1992). Au cours d'un essai de fertilisation azotée sur quatre ans réalisé dans un haut-marais pauvre en nutriments du centre de la Suède, on a observé qu'avec une adjonction de plus de $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et un taux de dépôt en plein champ d'environ $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, la population de rossolis insectivore (*Drosera rotundifolia*) a diminué drastiquement; elle a été supplantée par la linaigrette (*Eriophorum*) et l'andromède (*Andromeda*), dont la croissance a été fortement stimulée par l'azote (Redbo-Torstensson 1994) (fig. 67).

Dans un essai de fertilisation au NH_4NO_3 avec $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (dépôts atmosphériques de $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans la tourbière de La Chaux-des-Breuleux dans le Jura (à 1000 m d'altitude), on a pu montrer que la densité (nombre de pousses par unité de surface) de la sphaigne *Sphagnum fallax* diminuait de 25 % et son degré de couverture de 24 % sous l'effet de l'azote, alors que, parallèlement, la densité de la mousse *Polytrichum strictum* augmentait de 83 % et son degré de couverture de 46 % (Mitchell et al. 2002).



Fig. 64 Tourbière sur l'alpage de Wengen (Photo IAP).

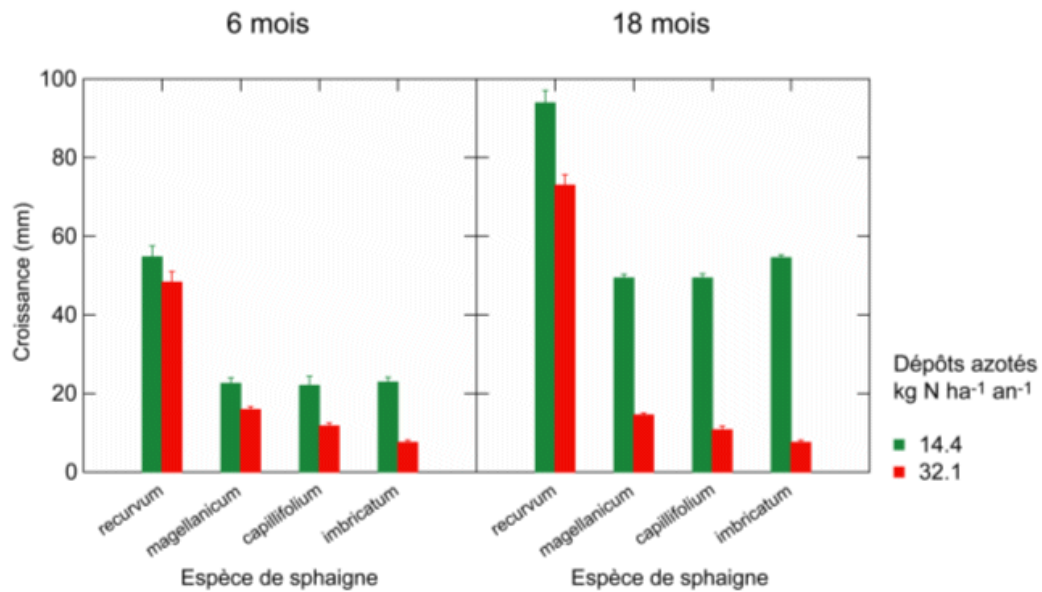


Fig. 65 Croissance de différentes espèces de sphaignes en deux emplacements présentant des taux de déposition d'azote différents (14,4 et 32,1 kg N ha⁻¹ an⁻¹) après 6 et 18 mois (selon Press et al. 1986).

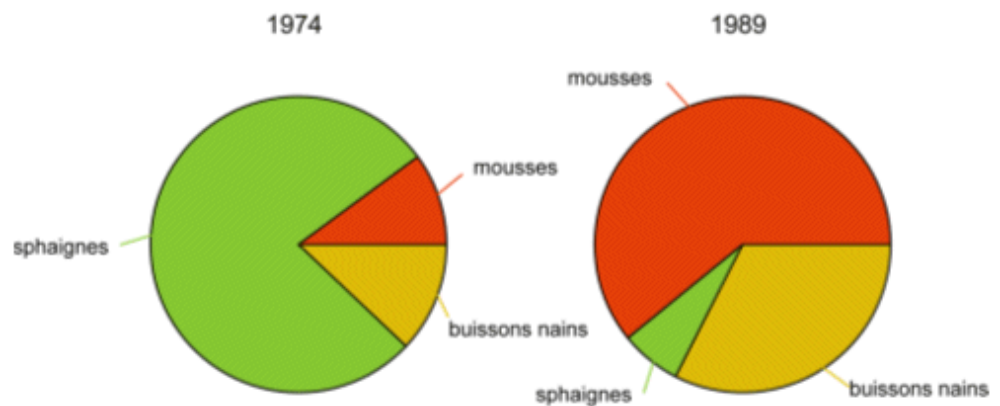


Fig. 66 Modification de la composition des espèces dans la tourbière de Rothenthurm entre 1974 et 1989 (Held et al. 1992).

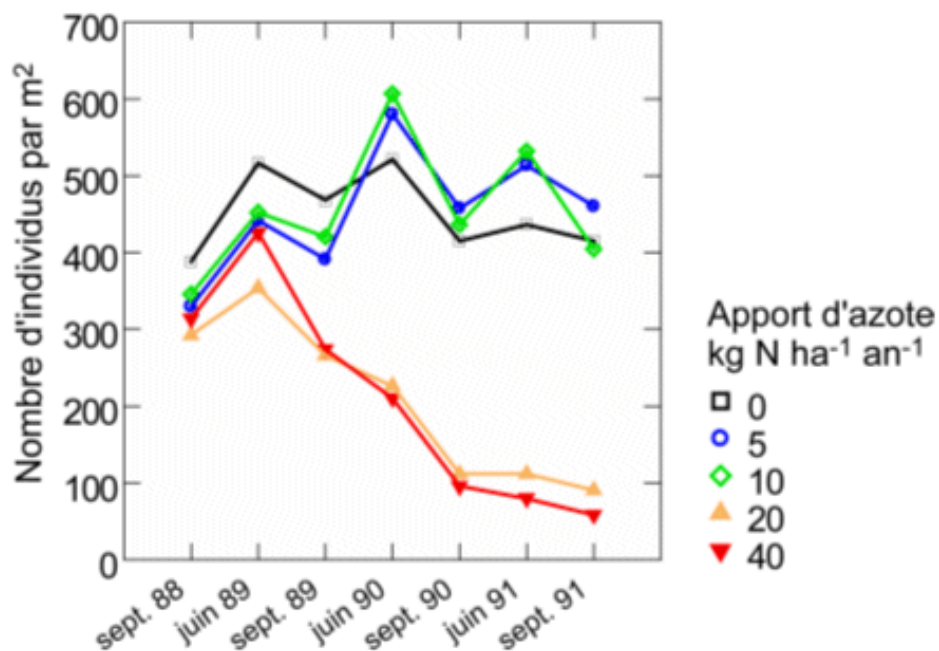


Fig. 67 Évolution de la densité du rossolis (*Drosera rotundifolia*) dans une tourbière suédoise au cours d'un traitement à l'azote (Redbo-Torstensson 1994).

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), la charge critique pour les hauts-marais sensibles a été fixée à 5–10 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (CEE-ONU 2003, Achermann & Bobbink 2003).

3.1.8. Écosystèmes aquatiques

3.1.8.1. Eaux stagnantes oligotrophes (*Littorellion*) (code EUNIS C 1.1)

Les lacs oligotrophes peu profonds et les bords des étangs se caractérisent par des communautés de littorelles, le *Littorellion* (Schoof-van Pelt 1973, Wittig 1982, Arts 1990, Arts 2002). Il s'agit d'herbiers bas, ouverts et rares dans les eaux stagnantes ayant souvent une profondeur de 0,3 à 1,5 m, comprenant des espèces rares et menacées, telles que *Littorella uniflora*, *Isoetes lacustris* et des espèces d'*Echinodorus* notamment. En Suisse, ces eaux stagnantes oligotrophes ne persistent guère en dehors des régions subalpines et alpines. Elles en sont d'autant plus sensibles aux apports de nutriments tels que l'azote. Des expériences menées aux Pays-Bas ont montré qu'un apport de $19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur deux ans était déjà suffisant pour induire une croissance importante de *Juncus bulbosus*, de mousses aquatiques et d'*Agrostis canina*, qui supplantent les isoètes macrophytes (Schuurkes et al. 1987). Aux Pays-Bas, des observations en plein air ont montré que la disparition des communautés de littorelles était fortement associée à des dépôts azotés d'environ 10 à $13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Arts 1990). Alors qu'au début des années 50, on trouvait *Littorella uniflora* sur 230 sites, cette espèce n'était plus présente que sur une quarantaine de sites à la fin des années 80. Des études ont montré que, dans les eaux stagnantes dans lesquelles la macroflore d'isoètes a été supplantée par *Juncus bulbosus* et des mousses aquatiques telles que *Sphagnum cuspidatum* ou *Drepanocladus fluitans*, la teneur en azote était sensiblement plus élevée que dans celles contenant encore une flore d'isoètes (Roelofs 1983).

Dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), la charge critique pour les eaux stagnantes oligotrophes a été fixée à $5\text{--}10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (CEE-ONU 2003, Achermann & Bobbink 2003).

3.1.8.2. Lacs

Dans les lacs suisses, les apports d'azote liés aux activités anthropiques sont environ 6 fois plus élevés que ceux imputables aux sources naturelles (Eidg. Gewässerschutzkommission 1993). Ces dernières décennies, on a pu constater une augmentation sensible de la teneur en nitrates des cours d'eau et des lacs, surtout dans les années 70 et 80, avec toutefois un infléchissement au cours des années 90 (Mengis & Wehrli 1998; Mosello et al. 2001; BUWAL et al. 2000; Barbieri & Simona 2001). Des bilans effectués dans le bassin versant du lac Majeur ont montré que dans les années 1996 et 1997, respectivement 79 % et 75 % de l'azote parvenant dans le lac provenait de dépôts atmosphériques (fig. 68, Mosello et al. 2001).

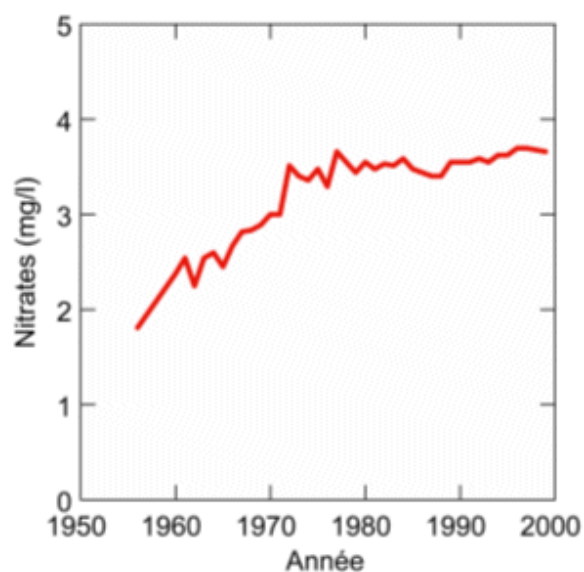


Fig. 68 Évolution de la concentration des nitrates dans le lac Majeur (Mosello et al. 2001).

Il est donc probable que les dépôts azotés élevés et la saturation en azote des écosystèmes terrestres contribuent de manière importante à la charge d'azote des eaux (Rogora et al. 2001; Lepori et al. 2003). Lorsque les dépôts azotés sont supérieurs à $10\text{--}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, on constate, dans les bassins versants des sites européens du programme "ICP Waters", des concentrations sensiblement accrues d'azote dans les ruissellements de surface, comparables à la teneur accrue en NO_3^- que l'on retrouve dans les sols forestiers (voir chapitre 3.1.2.) (fig. 69) (CEE-ONU ICP Waters 2001). Il faut néanmoins aussi mentionner que l'eutrophisation des eaux de surface est également due à l'écoulement, dans les cours d'eau et les lacs, des engrais azotés et phosphatés utilisés dans l'agriculture.

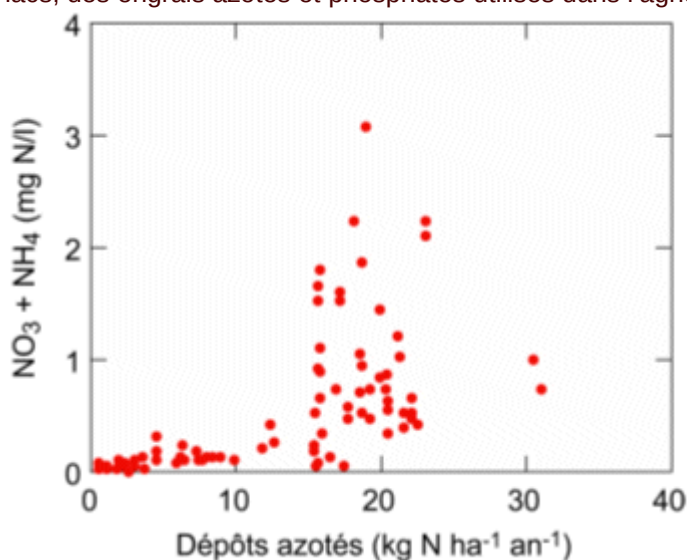


Fig. 69 Concentration d'azote dans les ruissellements de surface en fonction des dépôts azotés dans les bassins versants des sites européens du programme "ICP Waters" (CEE-ONU IPC Waters 2001).

3.2. Effets sur la santé humaine

Le dioxyde d'azote gazeux (NO_2) ainsi que le nitrate et l'ammonium contenus dans les particules sont les composés azotés présents dans l'air ambiant ayant l'impact le plus important sur la santé humaine. Le NO_2 entraîne des manifestations inflammatoires au niveau des voies respiratoires et intensifie les effets irritants des allergènes. Lorsque la charge de l'air extérieur en NO_2 augmente, on enregistre, à court terme, un nombre plus élevé de décès et d'hospitalisations pour des affections des voies respiratoires; les troubles du rythme cardiaque sont également plus fréquents. À plus long terme, l'incidence des infections des voies respiratoires augmente et la fonction pulmonaire de la population se détériore. Le nitrate et l'ammonium sont des composants des poussières fines. Une élévation chronique de la charge en poussières fines entraîne une augmentation des pathologies cardiovasculaires et respiratoires au sein de la population et diminue son espérance de vie.

Des immissions excessives de NO_2 et de particules azotées sont nocives pour la santé.

Différents composés azotés ont une incidence importante sur la santé humaine: plusieurs composés gazeux, le dioxyde d'azote (NO_2), le monoxyde d'azote (NO), l'ammoniac (NH_3), l'acide nitrique (HNO_3) et le nitrate de peroxyacétyle (PAN), auxquels viennent s'ajouter le nitrate (NO_3^-) et l'ammonium (NH_4^+), qui sont des composants importants des particules fines (PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$). Leurs effets nocifs potentiels ne sont pas uniquement dus à leur composition chimique, mais aussi à leur part à la masse totale des particules inhalées. Les particules contiennent également certains composés azotés organiques, tels que les hydrocarbures aromatiques nitrés.

Les effets de l'ammoniac et de l'acide nitrique sur la santé ne sont pas traités dans le présent rapport, les concentrations de ces polluants dans l'air extérieur n'atteignant généralement pas, en Suisse, des valeurs critiques pour la santé. Le corps humain produit également de l'ammoniac; l'air expiré en contient de grandes quantités en cas d'affections digestives, et surtout en cas d'affections hépatiques. L'ammoniac et l'acide nitrique réagissent rapidement dans l'atmosphère pour former du nitrate d'ammonium. En Suisse, dans les villes et les agglomérations, les concentrations de NH_3 se situent en moyenne entre 3 et 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et celles de HNO_3 entre 0,5 et 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyennes annuelles). Ces moyennes annuelles sont des estimations obtenues sur la base de campagnes de mesures relativement courtes effectuées à différentes saisons et dans différentes localités de Suisse.

Les proportions relatives des composés azotés diffèrent selon l'emplacement où s'effectue la mesure (zone rurale, ville ou air intérieur). Les seules études épidémiologiques ne permettent pas de déterminer avec certitude la part de l'effet global imputable à un seul composé. De plus, les résultats d'études épidémiologiques réalisées dans un environnement donné ne peuvent pas être transposés tels quels à un autre environnement.

C'est pourquoi les connaissances que l'on a pu tirer des études concernant les polluants azotés seront présentées ci-après séparément pour les différents types d'environnement.

3.2.1. Dioxyde d'azote

3.2.1.1. Études expérimentales

Le seuil olfactif du dioxyde d'azote (NO_2) se situe entre 200 et 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Toutefois, lorsque les doses augmentent progressivement, une accoutumance s'installe rapidement, de sorte que même des concentrations très élevées ne sont plus perceptibles. Le dioxyde d'azote est un gaz irritant peu soluble dans l'eau, raison pour laquelle il pénètre jusque dans la zone alvéolaire, surtout lorsque la respiration est accélérée; il est résorbé à 80 à 90 % dans le tractus respiratoire. Il est transformé en nitrite dans la couche de liquide qui recouvre les cellules épithéliales et passe dans la circulation. Dans le sang, il est ensuite oxydé en nitrate. Les essais chez l'animal ont montré qu'après une exposition par inhalation, le nitrate était rapidement dégradé et excrété dans l'urine.

Le NO_2 entraîne des lésions au niveau des membranes cellulaires, une peroxydation des lipides, une libération de cytokines et une activation des cellules inflammatoires.

La réactivité du NO_2 ou du nitrite modifie la teneur de la couche de liquide en antioxydants. Les substances oxydantes réactives attaquent les acides gras insaturés des membranes cellulaires (peroxydation lipidique). Outre une action sur les lipides, le NO_2 peut aussi avoir des effets sur les protéines (enzymes et protéines de structure). Des études sur des cellules et des tissus ont mis en évidence des effets nocifs du dioxyde d'azote sur les cellules épithéliales, sur les macrophages alvéolaires ainsi que sur la fonction des lymphocytes (cellules spécifiques de l'immunité), qui entraînent une libération de cytokines et une activation des cellules inflammatoires dans les voies respiratoires (Janssen-Heiniger et al. 2002). Les études chez l'animal indiquent que la résistance aux infections bactériennes et virales est diminuée après une exposition au NO_2 . Des doses élevées de NO_2 entraînent des lésions sévères de l'épithélium des voies respiratoires, induisant finalement un œdème pulmonaire et, à plus long terme, un épaississement du tissu interstitiel, une bronchite et une péribronchite ainsi que de l'emphysème pulmonaire (Berglund et al. 1993).

Des travaux plus récents confirment que, lors de tests d'exposition, les sujets sains ne présentent aucune baisse de la fonction respiratoire jusqu'à une concentration de NO_2 de 1 à 2 mg/m^3 . En revanche, chez les personnes souffrant d'asthme ou de bronchite chronique, une détérioration peut se manifester à partir d'environ 500 μg de NO_2 par m^3 . Dans ce type de tests, l'exposition allait d'une demi-heure à plusieurs heures; certains chercheurs pensent toutefois que la durée d'exposition pourrait jouer un rôle moins grand que la concentration à laquelle le sujet est exposé. La plupart des études révèlent que la sensibilité individuelle est très variable. Une étude récente a montré qu'une exposition à 1 à 2,8 mg de NO_2 par m^3 entraînait une diminution d'environ 4 % du nombre de globules rouges circulants ou de l'hématocrite (Frampton et al. 2002).

Le NO₂ renforce l'effet irritant des allergènes.

On dispose de résultats d'études récentes et en plus grand nombre montrant plus clairement qu'une exposition au dioxyde d'azote accroît les effets nocifs des agents irritants les plus divers (notamment le froid, les histamines, la méthacholine, les allergènes ou d'autres polluants). Une réactivité accrue de ce type a, par exemple, pu être observée chez des volontaires asthmatiques lors d'essais avec du NO₂ « pur », à partir d'une concentration de 400 à 500 µg/m³ et d'une durée d'exposition de 30 minutes. Lorsque le NO₂ est contenu dans un mélange de polluants, comme c'est le cas notamment dans l'air des tunnels, les réactions se manifestent déjà à des concentrations plus faibles (Kjaergaard & Rasmussen 1996).

3.2.1.2. Effets à court terme du NO₂ présent dans l'air des villes

Études fondées sur des registres

Les effets à court terme des oxydes d'azote présents dans l'air extérieur sont souvent examinés dans le cadre d'études fondées sur des registres (p. ex. registres des hôpitaux, registres des décès). Ces études utilisent, en tant que mesure de la charge atmosphérique en oxydes d'azote, les valeurs quotidiennes relevées par les stations de mesure officielles, qu'elles mettent en relation avec le nombre de décès tirés des registres de décès ou avec le nombre d'admissions quotidiennes recensées dans les statistiques hospitalières. Les concentrations de NO₂ dans l'air extérieur à l'adresse du domicile sont souvent corrélées avec celles de la station de mesure centrale, mais elles dépendent aussi de la distance par rapport à la rue la plus proche, de la densité du trafic, des éventuelles émissions industrielles de NO₂ et de la direction du vent. C'est pourquoi il est important que les stations fixes de mesure du NO₂ soient situées à des emplacements représentatifs des lieux de résidence de la population.

La plupart des études portant sur le lien entre la **mortalité** globale (cas de mort violente non compris) et les niveaux de NO₂ ont mis en évidence une relation statistiquement significative (Stieb et al. 2002). Les études européennes montrent que les décès augmentent de 2 à 7,6 % lorsque la concentration moyenne journalière de NO₂ s'accroît de 100 µg/m³. Les décès par pathologies cardiovasculaires représentent la principale cause de mortalité globale si l'on excepte les accidents; c'est pourquoi des analyses séparées de cette cause de décès donnent des résultats à peu près identiques à ceux de la mortalité globale. Une méta-analyse des résultats obtenus pour Londres, Paris, Lyon et Barcelone montre une augmentation de 1 à 3 % des décès cardiovasculaires pour un accroissement de 100 µg/m³ de la moyenne journalière de NO₂. Les pathologies respiratoires étant beaucoup plus rarement indiquées en tant que cause principale de décès, les résultats présentent des écarts beaucoup plus grands. Toutefois, lorsque, dans de grandes études de mortalité, les groupes de personnes souffrant d'asthme ou de bronchite chronique sont examinés séparément, on observe une incidence plus élevée que pour d'autres causes de mortalité.

À court terme, plus de décès et plus d'hospitalisations en raison d'affections des voies respiratoires.

Quasiment tous les travaux portant sur les **hospitalisations** ou les consultations en urgence pour asthme mettent en évidence des associations positives avec la charge en NO₂. Les enfants semblent être plus sensibles que les adultes. Les études sur les bronchites chroniques ont donné des résultats fort divergents. La méta-analyse des villes d'Amsterdam et de Rotterdam, de Barcelone, de Londres, de Milan et de Paris a mis en évidence une augmentation de 2 % des admissions en urgence à l'hôpital pour bronchite chronique après un accroissement de la moyenne journalière de NO₂ de 50 µg/m³ (Anderson et al. 1997). La plupart des études portant sur les urgences concernant des affections cardiovasculaires ont observé une association positive avec les niveaux de NO₂. Le NO₂ n'avait, en revanche, aucune incidence sur les urgences liées à des accidents vasculaires cérébraux.

Études concernant le NO₂ avec analyse des données individuelles

À court terme, une détérioration de la fonction pulmonaire et une augmentation des troubles du rythme cardiaque.

Les études dans lesquelles la fonction pulmonaire des participants a été mesurée individuellement ont mis en évidence une diminution de la capacité vitale lors d'une augmentation de courte durée des niveaux de NO₂. On entend par capacité vitale, le volume maximal d'air pouvant être expiré après une inspiration maximale. Les résultats obtenus étaient toutefois divergents. Dans les études où un même sujet a été examiné 3 ou 4 fois à des jours différents, on a observé qu'une augmentation de la concentration de NO₂ de 10 µg/m³ entraînait une diminution passagère de la capacité vitale de 0,13 à 0,2 %. Dans l'étude transversale suisse portant sur près de 4000 personnes n'ayant jamais fumé, la diminution était de 0,73 % (Schindler et al. 2001). Cette baisse de la fonction pulmonaire semble de prime abord relativement faible. Cependant, certaines personnes ne sont absolument pas sensibles aux polluants alors que d'autres réagissent de manière disproportionnée. Aussi, dans le domaine sur lequel portent les observations de l'étude suisse, où la moyenne journalière de NO₂ a fluctué entre 1 et 130 µg/m³, il faut s'attendre à des détériorations cliniques importantes. Même de faibles détériorations moyennes peuvent avoir des conséquences majeures pour la santé publique.

Une étude sur des patients souffrant d'arythmie et porteurs d'un stimulateur cardiaque a montré que la fonction d'urgence de ces appareils se déclenchait très souvent après des niveaux élevés de NO₂ (comparaison de jours où la charge correspondait au 5^e pourcentile, soit 21 µg/m³, et au 95^e pourcentile, soit 71 µg/m³, Peters et al. 2000) (fig. 70). Ce résultat concorde avec différentes constatations: à Séoul, les patients avec une insuffisance cardiaque diagnostiquée décédaient très souvent après que l'on ait enregistré une charge atmosphérique élevée en NO₂ (Kwon et al. 2001) et, à Strasbourg, les infarctus étaient plus fréquents après des niveaux élevés de NO₂ (Eilstein et al. 2001).

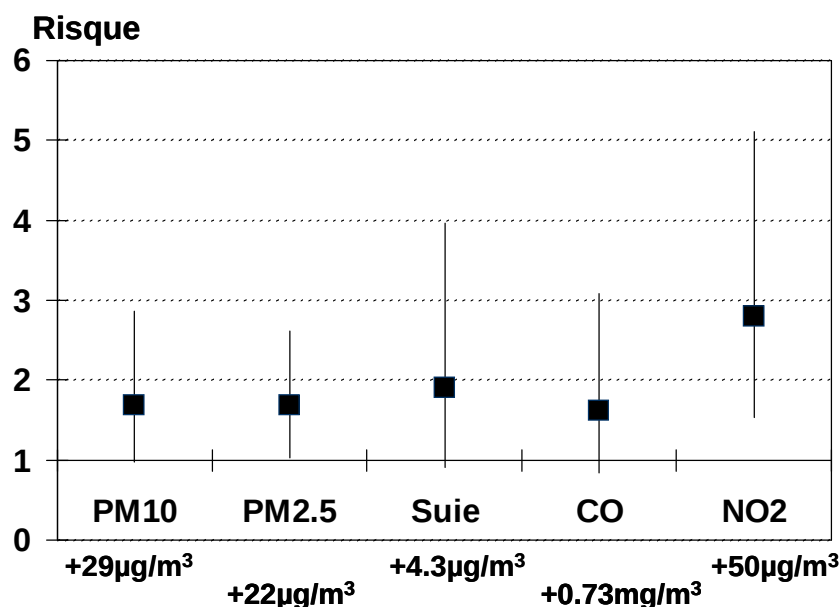


Fig. 70 Risque d'activité du stimulateur cardiaque chez 6 patients présentant des troubles graves du rythme cardiaque après une augmentation de la charge en polluants (moyenne journalière) du 5^e au 95^e pourcentile (augmentation de la charge en NO₂ de 50 µg/m³, Peters et al. 2000).

3.2.1.3. Effets à long terme du NO₂ présent dans l'air des villes

Toutes les études à long terme sur la charge en dioxyde d'azote de l'air extérieur dans les villes sont confrontées au même problème: dans les zones urbaines, la distribution des oxydes d'azote est beaucoup moins homogène que celle des particules fines. Il est donc très difficile d'évaluer l'exposition individuelle de longue durée au NO₂ (sur le lieu de résidence, au travail et lors des trajets domicile-travail) sur la base des valeurs mesurées par une voire plusieurs stations de mesure centrales.

On ne dispose jusqu'ici que de quatre études de cohorte mettant en relation **la mortalité ou l'espérance de vie** avec une exposition de longue durée au NO₂.

L'étude la plus récente, réalisée aux Pays-Bas, montre clairement que les personnes exposées pendant une période prolongée à des gaz d'échappement (l'exposition étant déterminée par la charge en NO₂) décèdent prématurément. Dans cette étude, les personnes résidant à proximité d'une autoroute ou d'une route à forte densité de trafic présentaient un risque presque deux fois plus élevé de mortalité par affection cardiaque ou respiratoire (Hoek et al. 2002). La relation entre la charge en polluants et le risque de mortalité était moins marquée chez les personnes exposées à des concentrations de fond urbaines de NO₂. Dans ce groupe, on notait toutefois aussi qu'un accroissement de la charge de 30 µg/m³ était corrélé à une augmentation de plus de 50 % du risque de mortalité par affections cardiovasculaires et respiratoires. Cette étude ayant démarré il y a seulement 8 ans, elle ne comprend encore que peu de cas mortels; on ne peut donc pas en tirer une interprétation définitive.

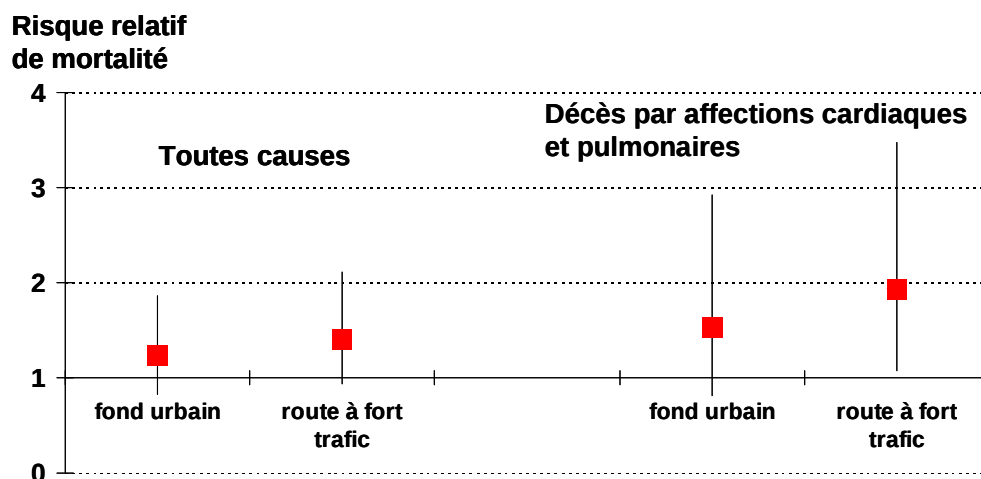


Fig. 71 Risque de mortalité des hommes néerlandais pour un accroissement du NO_2 de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, déterminé en tant que charge moyenne annuelle dans la région de domicile ou à proximité d'une route à forte circulation (Hoek et al. 2002).

Deux des trois grandes études de cohorte américaines n'ont pas mis en évidence de corrélation entre l'exposition au NO_2 et la mortalité, mais ont trouvé une association avec l'exposition aux poussières en suspension. Toutefois, dans ces études, l'évaluation de l'exposition individuelle au NO_2 n'a pas pu être réalisée de manière aussi précise que dans la cohorte néerlandaise. L'étude des adventistes, par exemple, qui portait sur quelque 6000 non-fumeurs en Californie, n'a observé aucune association entre la mortalité et l'exposition de longue durée au NO_2 . En revanche, elle a révélé qu'une différence d'exposition au NO_2 de $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entraînait, chez les femmes, un risque relatif de mortalité par **cancer du poumon** de 2,8 (intervalle de confiance à 95 % 1,1-6,9) et, chez les hommes, un risque accru non significatif de 1,8 (0,93-3,57). Cependant, dans cette étude, l'estimation individuelle de l'exposition de longue durée au NO_2 dans l'air extérieur était combinée à l'exposition au NO_2 dans l'air intérieur (émissions des cuisinières à gaz et des chauffe-eau), de sorte que les résultats sont difficiles à interpréter (Abbey et al. 1999).

Les conséquences à long terme d'une exposition au NO_2 sont d'autant mieux mises en évidence que la détermination de l'exposition individuelle est plus précise.

Une nouvelle analyse de l'enquête « Six-Cities » comprenant des données concernant plus de 8000 fumeurs et non-fumeurs vivant dans six villes américaines montre que le risque relatif de mortalité globale est de 1,25 (1,07-1,46) et celui de mortalité par affections cardiaques et respiratoires de 1,28 lorsque la charge en NO_2 s'accroît de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Krewski 2000). L'importante étude de cohorte de la Société américaine du cancer ("American Cancer Society") n'a en revanche trouvé aucune association entre la charge en NO_2 et la mortalité. Elle avait attribué aux participants la charge mesurée par la station la plus proche de leur domicile sur la base des trois premiers chiffres du code postal du lieu de résidence (Pope et al. 1995); ceux-ci étant identiques dans le cas d'agglomérations d'une certaine importance, l'évaluation de l'exposition n'était pas aussi précise que dans l'enquête « Six-Cities », où la répartition territoriale était plus fine.

L'étude cas-témoins réalisée par Nyberg et al. en 2000 portait sur plus de 1000 hommes atteints de cancer du poumon et ayant habité pendant au moins 30 ans à Stockholm. Elle a mis en évidence une augmentation non significative du risque de cancer du poumon de 5 % pour une différence de charge en NO₂ de 10 µg/m³ sur une période 30 ans. Le risque de cancer était plus fortement corrélé à une exposition sur une période de 10 ans avec une latence de 20 ans: le risque relatif était de 1,10 (0,97-1,23) pour une différence de charge de 10 µg/m³. Ces résultats sont inquiétants, même si les estimateurs des effets ne sont pas significatifs du point de vue statistique en raison de la longue période de latence et du nombre relativement restreint de cas. Lorsqu'une évaluation de ces mêmes données a été effectuée à l'aide d'un autre modèle statistique (modèle dichotomique au lieu d'un modèle continu) avec une répartition de l'échantillon dans différents groupes (répartition stratifiée), on a trouvé que le risque de cancer du poumon augmentait de 68 % pour les personnes n'ayant jamais fumé, habitant dans des zones où la charge moyenne en NO₂ dépassait les 30 µg/m³ sur des périodes prolongées, par rapport à des personnes n'ayant jamais fumé mais habitant dans des régions où la charge en NO₂ était inférieure à 30 µg/m³ (tab. 10).

Une étude cas-témoins suédoise portant sur 142 enfants atteints de cancer a mis en évidence une tendance à la hausse de l'ensemble des cancers, et notamment des leucémies et des tumeurs cérébrales, qui allait de pair avec l'augmentation de la charge en NO₂; ces résultats n'ont toutefois pas été confirmés par une étude danoise similaire, de plus grande envergure, mais dans laquelle l'exposition au NO₂ était beaucoup plus faible (Feychting et al. 1998, Raaschou-Nielsen et al. 2001).

Charge en NO ₂ \ Tabagisme	Personnes n'ayant jamais fumé	Ex-fumeurs	Fumeurs
< 29,3 µg/m ³	1	6,31	18,8
> 29,3 µg/m ³	1,68	9,95	27,9
Risque accru lié à la pollution atmosphérique	+ 68 %	+ 58 %	+ 48 %

Tab. 10 Étude cas-témoins portant sur des hommes vivant à Stockholm: pollution due au trafic, mesurée en NO₂, entre 1955 et 1980 et risque de cancer du poumon entre 1985 et 1990 (Nyberg et al. 2000).

Une pollution atmosphérique de longue durée par le NO₂ entraîne une augmentation des infections des voies respiratoires et des bronchites, ainsi qu'une détérioration de la fonction pulmonaire.

Plusieurs études montrent sans ambiguïté et de manière cohérente que, chez l'adulte, les **affections chroniques des voies respiratoires**, telles que la toux chronique et les expectorations, sont plus fréquentes dans les régions où la charge en NO₂ est plus élevée sur une période relativement longue; ce n'est en revanche pas le cas pour l'asthme. Ainsi, l'étude SAPALDIA, portant sur 9651 adultes vivant dans 8 localités de Suisse, révèle qu'une élévation de la charge en NO₂ de 10 µg/m³, dans une région, entraîne une augmentation de 11 % de la fréquence de la toux ou des expectorations et de 13 % de celle des dyspnées (Zemp et al. 1999). Cette étude a également mis en évidence une baisse sensible de la fonction pul-

monaire liée à l'augmentation de la charge en NO_2 de l'air extérieur (Ackermann-Liebrich et al. 1997, Schindler et al. 1998).

Chez les enfants en âge scolaire, plusieurs études ont montré que la toux chronique et les bronchites étaient plus fréquentes dans les régions où la charge en NO_2 était plus élevée. L'étude transversale SCARPOL menée en Suisse en 1992 et portant sur 4400 enfants scolarisés dans 10 localités, situées à des altitudes différentes et présentant des conditions climatiques différentes, a mis en évidence une fréquence accrue de 60 % pour la toux chronique et d'un tiers pour les bronchites chez les enfants vivant dans des régions plus polluées, telles que Genève et Lugano, par rapport aux enfants vivant dans des régions peu polluées (Braun-Fahrlander et al. 1997).

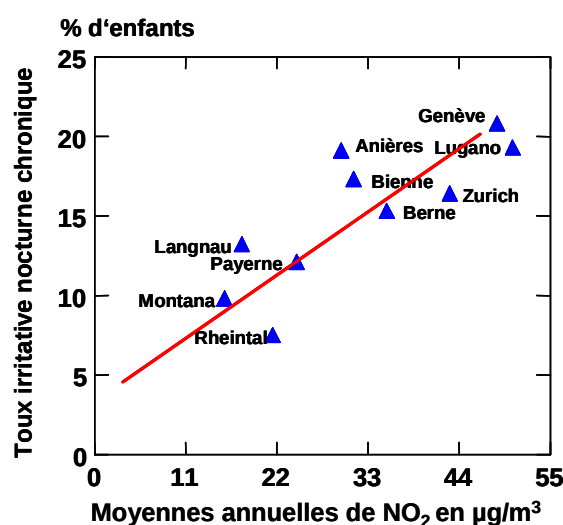


Fig. 72 Polluants atmosphériques en 1992 et toux irritative nocturne chronique chez les enfants (étude transversale SCARPOL, Braun-Fahrlander et al. 1997).

L'étude SCARPOL a été répétée dans les mêmes localités entre 1998 et 2001. On a caractérisé de manière plus précise l'exposition des enfants au NO_2 par des mesures effectuées à l'aide d'échantillonneurs passifs dans des lieux de résidence typiques. Entre 1992 et 2001, les niveaux de PM_{10} et de NO_2 ont surtout diminué dans les localités les plus polluées dans lesquelles l'étude était menée; parallèlement, on a observé une baisse de la fréquence des affections des voies respiratoires chez les enfants. Bien que de nombreux autres facteurs pouvant avoir une influence sur les résultats aient également été pris en considération, notamment l'anamnèse familiale, l'environnement du lieu de résidence ou le souci écologique des parents, l'étude a révélé une corrélation significative entre la diminution des symptômes non allergiques des voies respiratoires et la baisse de la pollution atmosphérique. Une baisse de la charge en NO_2 de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a entraîné une diminution du risque de toux nocturne d'environ 20 % en valeur relative et d'environ 2 % en valeur absolue par rapport à la première étude (Bayer Oglesby et al. 2005).

Cette étude n'a pas mis en évidence de corrélation entre les polluants atmosphériques et les affections allergiques, telles que le rhume des foins ou l'asthme.

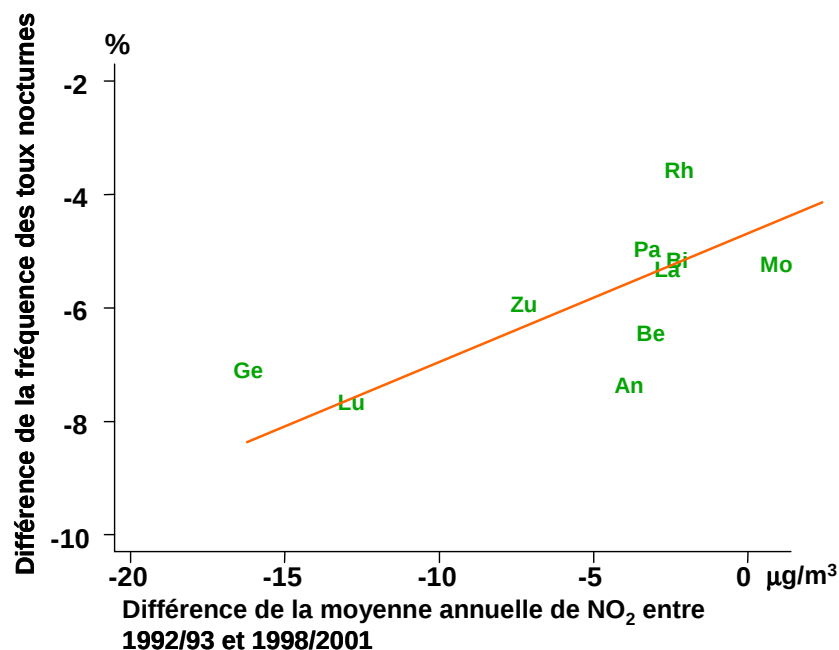


Fig. 73 Modification de la charge en NO₂ et diminution de la fréquence des toux nocturnes entre les deux volets (1992/1993 et 1998/2001) de l'étude SCARPOL (Bayer-Oglesby et al 2005).

Plusieurs études portant sur des écoliers ont mis en évidence des associations marquées entre la fonction pulmonaire et les niveaux de NO₂, tant lors de comparaisons entre les localités (études transversales) que lors de mesures répétées au cours de la croissance. Les études portant sur des adultes, tout comme la plupart des études portant sur des enfants, révèlent que l'asthme et la sensibilisation allergique ne sont pas plus fréquents dans les régions plus polluées.



Fig. 74 Mesure de la fonction pulmonaire.

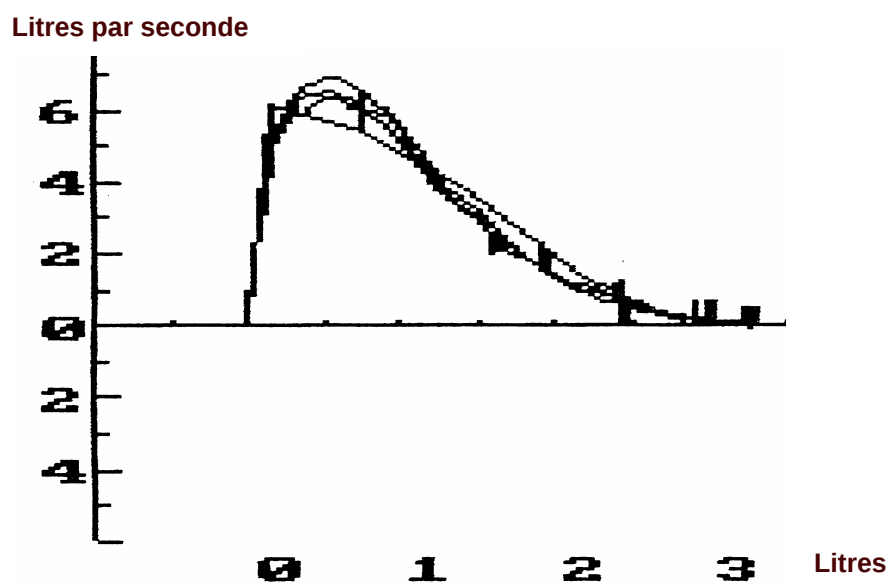


Fig. 75 Courbes du débit expiratoire d'un sujet âgé de 50 ans (trois essais d'expiration forcée concordants).

3.2.1.4. Les oxydes d'azote dans l'air intérieur

Les sources de NO₂ dans l'air intérieur contribuent à l'exposition individuelle.

Les concentrations de NO₂ dans l'air intérieur sont influencées par les concentrations dans l'air extérieur, l'aération des pièces, l'utilisation du gaz pour cuisiner, la présence de poêles, ainsi que par d'autres processus de combustion, notamment la fumée de cigarettes. La concentration de NO₂ dans les logements peut donc varier considérablement. Dans les ménages cuisinant au gaz, les valeurs de pointe peuvent dépasser les 1000 µg de NO₂ par m³ dans la cuisine, pendant la préparation des repas.

Une charge accrue en NO₂ aggrave les infections des voies respiratoires chez les enfants asthmatiques.

En 1992, on a réalisé une méta-analyse des études disponibles concernant les différences dans l'état de santé des enfants selon que les ménages utilisent ou non du gaz. Cette analyse a montré que, chez les écoliers vivant dans des ménages équipés d'une cuisinière à gaz, la fréquence des affections des voies respiratoires était de 20 % plus élevée que chez les écoliers vivant dans des ménages équipés d'une cuisinière électrique. Toutefois, les deux études portant sur des nourrissons également prises en compte dans cette méta-analyse n'arrivent pas au même résultat. La différence d'exposition de longue durée au NO₂ dans l'air intérieur a été estimée à 30 µg de NO₂ par m³ en moyenne (Hasselblad et al. 1992).

Les résultats des études concernant l'air intérieur publiées depuis lors ne permettent pas de conclure que la présence d'une cuisinière à gaz puisse entraîner une augmentation de la fréquence des affections des voies respiratoires chez les enfants ou les adultes, l'exposition personnelle au NO₂ émis par ces équipements étant brève et irrégulière. La contribution moyenne des cuisinières à gaz actuelles à la concentration de NO₂ dans l'air intérieur est faible (5 à 8 µg/m³, Monn et al. 1998).

Une étude anglaise portant sur des écoliers asthmatiques, qui vient d'être publiée, a pu contrôler, à l'aide d'échantillonneurs passifs, l'exposition personnelle au NO₂ sur une période allant jusqu'à un an. Elle montre que les infections des voies respiratoires étaient plus graves et l'asthme plus sévère après une période où la charge en NO₂ était plus élevée (Chauhan et al. 2003).

3.2.1.5. Expositions uniques de courte durée, accidents dus au NO₂

Des concentrations élevées de NO₂ peuvent encore se manifester actuellement dans les patinoires couvertes, lorsque la ventilation est insuffisante et que la glace est préparée à l'aide de machines fonctionnant au propane, au diesel ou à l'essence. On a mis en évidence des valeurs horaires maximales pouvant aller jusqu'à 8 mg/m³ (Brauer et al. 1997). Les équipes de hockey et les spectateurs ont manifesté différents symptômes, tels que toux, douleurs à la poitrine ou crachats sanglants, selon le niveau et la durée de l'exposition. Ces symptômes sont apparus immédiatement ou après plusieurs heures seulement, les hospitalisations pour œdème pulmonaire n'intervenant typiquement qu'au bout d'une demi-journée à deux jours. On estime que lors de ces incidents, qui ont entraîné des troubles aigus, les concentrations de NO₂ étaient d'au moins 2 mg/m³.

La formation d'oxydes d'azote dans les silos à fourrage conventionnels ainsi que les risques qu'elle présente sont aujourd'hui bien connus dans l'agriculture. Toutefois, en ce qui concerne les nouveaux grands silos en polyéthylène (de 20 à 40 m de long), en forme de boyau, qui sont remplis sur plusieurs jours, ce phénomène n'a pas encore été bien étudié. En 1995, dans l'État de New York, après un été sec (donc avec une formation accrue de nitrates), on a recensé 4 accidents dus au gaz dans les silos, qui ont affecté 6 personnes. À proximité immédiate d'un réservoir de ce type, on a mesuré une valeur supérieure à 37 mg de NO₂ par m³ (Pavelchak et al. 1999).

3.2.2. Monoxyde d'azote

Le monoxyde d'azote (NO) est pratiquement insoluble dans l'eau et peut pénétrer profondément dans les poumons. Localement, il est beaucoup moins toxique que le NO₂, mais il se diffuse rapidement dans le sang où il se lie à l'hémoglobine en repoussant l'oxygène. Aucune valeur limite d'immission visant à protéger la population générale n'a été définie.

Le NO produit dans le corps humain joue un rôle important dans le système nerveux en tant que neuro-transmetteur, ainsi que dans la régulation des vaisseaux sanguins et dans le système immunitaire.

3.2.2.1. Production endogène

Dans le corps humain, de nombreuses cellules produisent du monoxyde d'azote. Il sert à la transmission des signaux dans le système nerveux et au déclenchement de la vasodilatation dans la grande circulation, et plus particulièrement dans la circulation pulmonaire. La toxicité cellulaire entraîne une libération de NO, qui intervient dans les réactions de défense du système immunitaire. Le NO endogène joue donc un rôle important dans la défense contre les bactéries et les parasites, ainsi que dans la régulation de la résistance des vaisseaux pulmonaires. L'air expiré contient en général du NO endogène (Barnes 1993).

3.2.2.2. Études cliniques

Lorsque de l'air contenant 6000 µg de NO par m³ ou plus est inspiré, on observe une diminution de la pression dans la circulation pulmonaire, qui n'entraîne pas pour autant une chute de la pression sanguine dans la grande circulation. Ce phénomène est parfois utilisé pour traiter l'hypertonie des artères pulmonaires. Le traitement par inhalation de NO pur est admis aux États-Unis en tant que thérapie de la défaillance respiratoire chez les nouveau-nés et les nourrissons. On fait respirer aux patients, pendant quelques minutes, du NO à des concentrations pouvant aller jusqu'à 24 mg/m³. Le NO est très rapidement inactivé par l'hémoglobine; des doses élevées entraînent la formation de méthémoglobine, qui est généralement rapidement réduite chez la plupart des personnes. Chez les nourrissons, la capacité de réduction de la méthémoglobine est plus faible; toutefois, le taux de méthémoglobine augmenté par le NO s'abaisse aussi dès qu'ils sont éloignés de la source de NO. La toxicité de la thérapie au NO dépend de l'administration concomitante d'oxygène. Plus le mélange d'air respiré contient d'oxygène, plus le NO se

transforme rapidement, en partie, en NO₂ ou en nitrite. C'est la raison pour laquelle l'utilisation thérapeutique du NO est limitée (Mercier 2001).

3.2.2.3. Études épidémiologiques

En ville, les moyennes journalières de NO sont fortement corrélées dans le temps avec celles du monoxyde de carbone et des hydrocarbures volatils, et souvent aussi avec celles du NO₂. C'est pourquoi les effets à court terme observés dans le cadre des études sur le NO sont à imputer aux gaz d'échappement en général et non pas à un effet toxique du NO.

3.2.3. Poussières en suspension et composés azotés

3.2.3.1. Poussières en suspension

Le nitrate et l'ammonium contribuent de manière importante à la pollution de l'air en formant des particules secondaires constituant les poussières en suspension respirables (cf. chapitre 2.2). Ces dernières années, les connaissances concernant les effets nocifs des poussières en suspension ont beaucoup progressé.

Les effets des poussières en suspension ont été bien étudiés.

On sait aujourd'hui avec certitude qu'à court terme, une charge accrue en poussières en suspension est liée à une mortalité plus élevée. Une analyse commune des données de mortalité des années 90 concernant 29 villes européennes, dont Bâle, Genève et Zurich, a montré qu'à court terme le nombre de décès journaliers augmente de 0,6 % lorsque la charge en PM₁₀ s'accroît de 10 µg/m³ (Katsouyanni et al. 2001). Cet accroissement de la pollution de l'air s'accompagne également d'une augmentation de 1 % des hospitalisations pour asthme et affections respiratoires obstructives chroniques chez les personnes âgées (Atkinson et al. 2001) et d'une augmentation de 0,5 % des hospitalisations pour affections cardiovasculaires (Le Tertre et al. 2002).

Une charge élevée chronique en poussières en suspension entraîne une augmentation des affections des voies respiratoires, une détérioration de la fonction pulmonaire et une diminution de l'espérance de vie.

Des études plus récentes ont tenté de comprendre le mécanisme d'action des particules fines. Ces dernières années, on a non seulement analysé séparément les atteintes à la santé en fonction de la masse des différentes fractions granulométriques des poussières en suspension (p. ex. d'un diamètre de 0,01 à 0,1µm, de 0,1 à 1 µm, PM_{2,5}, PM₁₀), mais on a également examiné si ces atteintes étaient plutôt dues au nombre de particules ou à leur masse. Toutefois, dans les études de santé publique qui ont mesuré les différentes fractions granulométriques, ces fractions – qu'elles aient été déterminées en masse ou en nombre – sont presque toujours corrélées entre elles et avec les PM_{2,5}, les PM₁₀ ou les gaz d'échappement. On constate que les fractions les plus fines évoluent effectivement souvent en parallèle avec la charge en oxydes d'azote. Chez des patients souffrant d'affections cardiaques diagnostiquées, on a observé une augmentation des troubles du rythme cardiaque ou des troubles de la repolarisation après des niveaux élevés de particules fines et d'oxydes d'azote. Dans une étude clinique portant sur des patients cardiaques, l'apparition de troubles du rythme cardiaque était avant

tout associée au NO₂, et également à la pollution atmosphérique particulière pour les cas les plus graves (cf. fig. 70, Peters et al. 2000).

Cette observation concorde avec l'augmentation des décès et des hospitalisations pour affections cardiaques après une pollution atmosphérique relativement importante, mise en évidence dans les études fondées sur des registres.

Les deux études suisses mentionnées dans la section consacrée au NO₂ – SCARPOL et SAPALDIA – ont également observé un lien entre les poussières en suspension (PM₁₀) et les troubles respiratoires et la fonction pulmonaire au sein de population suisse. La corrélation entre les affections des voies respiratoires et les PM₁₀ était même plus étroite qu'avec le dioxyde d'azote. Chez les écoliers, la diminution des troubles respiratoires non allergiques liée à la baisse de la charge en poussières en suspension était également un peu plus marquée que pour le NO₂. Toutefois, l'ordre dans lequel les charges en NO₂ et en PM₁₀ ont été déterminées étant le même dans toutes les régions sur lesquelles portait l'étude, on n'a pas pu séparer les effets des deux polluants. Il en va de même pour l'étude de cohorte néerlandaise sur la mortalité. Les décès sont tout aussi étroitement corrélés à la charge en fumée noire (black smoke), un indicateur mesuré par réflectométrie qui reflète avant tout les émissions des véhicules diesel, qu'à la charge en oxydes d'azote. Les études de cohorte américaines, déjà mentionnées, ont toutefois prouvé qu'une exposition de plusieurs années à des poussières en suspension est associée à une diminution de l'espérance de vie.

3.2.3.2. Études de population et études de médecine du travail portant sur les nitrates

Les effets ne peuvent pas être imputés à un seul composant des aérosols.

Les nitrates et l'acide nitrique, qui sont des composants des aérosols acides, ont généralement une évolution temporelle similaire à celle des poussières fines. Ils ne font pas l'objet de mesures de routine, raison pour laquelle ils sont rarement examinés en tant que facteur de risque d'atteinte à la santé dans les études de population. Certaines études mettent en évidence des réactions plus importantes chez les asthmatiques ou après des niveaux élevés de nitrate dans les poussières fines, d'autres pas (Ostro et al. 1991, Avol et al. 1988, Studnicka et al. 1995, Hoek & Brunekreef 1995). Toutefois, dans l'ensemble, la corrélation entre les symptômes d'asthme et les concentrations de poussières fines est généralement plus étroite. Une seule étude portant sur des infirmières californiennes a mis en évidence une corrélation entre le nitrate de peroxyacétyle qui se forme dans des conditions de smog estival et des irritations des yeux.

Une autre étude californienne a montré que les décès journaliers étaient très étroitement corrélés avec les niveaux de nitrates et de PM_{2,5}, mais les effets de ces deux polluants n'ont pas pu être dissociés (Fairley 1999). Aux Pays-Bas aussi, la mortalité naturelle suivait la variation de la concentration des nitrates dans l'air. Un accroissement de 15 µg/m³ du taux moyen hebdomadaire de nitrates était suivi d'une augmentation des décès de 3 % (Hoek et al. 2000). Dans ces deux études, les nitrates étaient une composante des aérosols secondaires transportés. Ils étaient plus fortement corrélés aux poussières fines ou à d'autres composants de

ces aérosols (comme les sulfates) qu'aux polluants primaires issus du trafic, probablement parce que, leur variabilité spatiale étant plus faible, ils étaient plus représentatifs de l'exposition de la population sur un territoire relativement étendu (Monn 2001). Dans une observation de longue durée portant sur des enfants californiens, on a observé que la croissance des poumons était étroitement corrélée à la concentration des aérosols acides, en particulier au HNO_3 . Ces aérosols acides mettaient en évidence la charge importante en polluants provenant de la région de Los Angeles à l'endroit où vivaient ces enfants (Gaudermann et al. 2002).

3.2.3.3. Composés organiques azotés

Les hydrocarbures aromatiques nitrés sont mutagènes.

Les réactions entre les oxydes d'azote et les hydrocarbures peuvent entraîner la formation d'une grande variété de composés azotés. Les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques sont particulièrement élevées le long des axes à forte circulation ou sur les lieux de travail où l'on utilise constamment des moteurs diesel (p. ex. les chantiers de tunnels). Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) les a classés parmi les substances mutagènes. Certains nitroarènes induisent des tumeurs avec une fréquence accrue chez les souris. Les hydrocarbures nitrés se combinent à l'hémoglobine. Ces adduits à l'hémoglobine peuvent être dosés quantitativement; de nombreux chercheurs les utilisent donc en tant que marqueurs biologiques de l'exposition aux gaz d'échappement des moteurs diesel (Zwirner Baier & Neumann 1999).

3.2.4. Ozone

Par le biais de réactions photochimiques qui s'effectuent dans l'atmosphère, les oxydes d'azote donnent naissance à de l'ozone. À concentration égale, ce dernier est un oxydant plus puissant que le NO_2 . L'ozone est la substance indicatrice du smog estival, qui se compose d'un grand nombre de polluants. Le NO_2 et les poussières fines, qui sont également présents dans le mélange de polluants du smog estival, peuvent exacerber les effets de l'ozone, et réciproquement. L'ozone est un gaz irritant corrosif, susceptible de pénétrer très profondément dans les poumons en raison de sa faible solubilité dans l'eau. C'est un oxydant fort qui peut attaquer les membranes cellulaires et les terminaisons nerveuses de l'épithélium des voies respiratoires, endommageant les tissus et provoquant une forte irritation dans cette zone. L'ozone est le principal responsable des effets du smog estival sur l'homme. Ses effets ont été démontrés et observés dans de nombreuses études expérimentales et épidémiologiques.

En se basant sur les résultats des études les plus diverses, on peut affirmer qu'en Suisse, on accorde une attention particulière aux effets aigus des charges excessives en ozone (CFHA 2004). Les effets de l'ozone dépendent:

- de la concentration: plus le niveau d'ozone s'accroît, plus le nombre de personnes touchées augmente et plus l'effet induit est important chez les personnes atteintes;
- de la durée d'exposition: la réaction est d'autant plus forte que la personne reste longtemps exposée à de l'air riche en ozone;

- du volume respiratoire: la réaction est d'autant plus forte que l'effort physique est important.

Les effets aigus consistent notamment en une irritation des muqueuses se manifestant par des picotements des yeux, une irritation de la gorge, un sentiment d'oppression dans la poitrine, des douleurs en cas d'inspiration profonde, une détérioration passagère de la fonction pulmonaire, une diminution des performances, des réactions inflammatoires au niveau des voies respiratoires et jusque dans les poumons, ainsi qu'une réactivité accrue des voies aériennes à d'autres types d'irritation.

La sensibilité varie de manière importante d'une personne à l'autre. S'agissant des effets de l'ozone, il n'existe pas de groupe à risque bien défini. Selon les estimations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), environ 10 à 15 % de la population sont très sensibles à l'ozone (estimation transversale dans tous les groupes de population). Toutefois, chez les asthmatiques, les personnes présentant d'autres pathologies et les enfants en bas âge, une charge additionnelle peut avoir des conséquences plus importantes que chez des adultes en bonne santé. Les effets aigus se manifestent surtout chez des personnes qui passent beaucoup de temps en plein air, exercent une activité physique et respirent profondément. C'est en particulier le cas des enfants et des jeunes, mais aussi des sportifs et des ouvriers qui effectuent un travail physique pénible.

Récemment, de nombreuses études chronologiques internationales ont clairement montré que la mortalité journalière fluctuait également en fonction de l'augmentation et de la diminution de la charge en ozone (Brunekreef & Holgate 2002). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a récemment rédigé un rapport dressant un bilan très complet des effets d'une charge accrue en ozone et en PM sur la santé humaine (WHO 2004). Après avoir évalué les résultats d'études concernant les effets de l'ozone sur la mortalité réalisées dans 15 villes européennes, les experts de l'OMS sont arrivés à la conclusion que les décès augmentent d'environ 0,3 % au cours des mois d'été, lorsque les valeurs maximales d'ozone sur 8 heures s'accroissent de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces effets sont attribués à l'ozone et sont différents de ceux induits par une exposition aux particules fines ou au dioxyde d'azote. Toutefois, une augmentation concomitante de la charge en PM₁₀, PM_{2.5} ou en NO₂ peut accentuer les effets de l'ozone. L'OMS a également examiné les effets de l'ozone sur les hospitalisations. L'évaluation des études réalisées en Europe montre que les hospitalisations pour troubles respiratoires augmentent de 0,1 % chez les personnes de 15 à 65 ans et de 0,5 % chez les personnes de plus de 65 ans lorsque les valeurs moyennes d'ozone sur 8 heures s'accroissent de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2004).

Les effets à long terme sur la santé humaine dus à des concentrations élevées d'ozone n'ont été que peu étudiés jusqu'à maintenant. Certaines études semblent indiquer qu'une charge élevée chronique en ozone pourrait avoir une influence sur l'incidence de l'asthme chez les enfants, mais les résultats obtenus ne sont pas très cohérents. En Suisse, les éventuels effets à long terme des concentrations élevées d'ozone n'ont pas été étudiés.

3.3. Effets sur les matériaux

Les processus intervenant dans la corrosion des matériaux de construction ne sont pas seulement chimiques et physiques, mais également biologiques. Un aspect important dans le contexte des effets des polluants atmosphériques azotés est notamment le fait que les bactéries nitrificatrices, que l'on retrouve partout dans la nature, utilisent les composés ammonium déposés par l'air sur les matériaux, en tant que source de nutriments. Elles forment ainsi de l'acide nitrique biogène qui contribue à la dégradation de la pierre.

La dégradation des constructions n'est pas uniquement due à des processus physiques et chimiques; des processus biologiques interviennent également. Différentes études ont mis en évidence le rôle joué par les bactéries nitrificatrices dans la dégradation de la pierre naturelle et du béton (Kirstein et al. 1986, Bock 1987, Bock et al. 1989, Sand et al. 1989, Mansch et al. 1999).

L'ammoniac et les oxydes d'azote contribuent à la désagrégation de la pierre.

Mansch et al. (1999) ont analysé et évalué du point de vue microbiologique plus de 1500 échantillons de pierre prélevés sur plus de 50 monuments historiques d'Allemagne de l'Ouest et de l'Est. Ils ont retrouvé, de manière constante, des bactéries oxydant l'ammoniac et les nitrites. La microflore nitrificatrice à la surface des bâtiments est alimentée par les dépôts d'ammoniac et d'ammonium provenant notamment de l'exploitation intensive des animaux de rente. Les résultats ont en outre montré que les oxydes d'azote (NO_x) stimulent les organismes nitrificateurs. Des simulations expérimentales ont permis de démontrer que l'acide nitrique biogène formé par nitrification altère la pierre en dissolvant les carbonates faisant office de liants, accélérant ainsi la dégradation des matériaux de construction.

L'interaction entre les effets de l'ammoniac et de l'ammonium et les microorganismes vivant dans les matériaux présente donc un très grand intérêt. Les composés ammonium formés dans l'atmosphère (sulfite/sulfate d'ammonium, nitrite/nitrate d'ammonium, chlorure d'ammonium) sont très hygroscopiques et s'entourent d'une enveloppe hydratée. Ces constituants des poussières fines dans l'air (voir aussi le chapitre 2.2.) se déposent sous forme sèche ou humide à la surface des édifices et pénètrent rapidement dans les pores humides de la pierre où ils sont oxydés par étapes par la microflore chimolithotrophe de la pierre (bactéries pouvant croître en utilisant des substances inorganiques en tant que source d'énergie et du dioxyde de carbone en tant que source de carbone). Dans une première étape, les organismes oxydant l'ammoniac oxydent l'ammonium en nitrite. Cette réaction donne naissance à deux protons par mole de substrat oxydé, entraînant une acidification du milieu bactérien. Dans une deuxième étape, les organismes oxydant les nitrites oxydent le nitrite en nitrate. Des émissions importantes d'ammoniac ont donc pour conséquence de mettre à disposition des organismes nitrificateurs, dans les pierres d'un grand nombre d'édifices, suffisamment d'ammonium pour qu'ils puissent l'utiliser en tant que substrat.

Des analyses de l'atteinte de différents matériaux (pierre naturelle, mortier, briques, marbre) par des organismes nitrificateurs ont montré que les pierres naturelles de porosité moyenne liées par des carbonates, ainsi que le mortier de chaux, présentaient un risque particulièrement élevé d'attaque par l'acide nitrique biogène (Mansch et al. 1999). L'acide nitrique formé par le biais de processus microbiologiques réagit avec les liants basiques de la pierre (p. ex. le carbonate de calcium (CaCO_3)) pour former des nitrates, solubles dans l'eau, qui sont lessivés. Les nitrates contribuent en outre à augmenter la dégradation de la pierre sous l'effet du gel. Selon Mansch et al. (1999), la formation de gypse à partir de carbonate de calcium et de SO_2 est également accélérée par les organismes nitrificateurs. Des recherches ont en outre montré qu'une attaque de la pierre carbonatée par le SO_2 favorise la colonisation par des organismes nitrificateurs en raison notamment de la formation d'un gradient de pH.

Outre les microorganismes chimiolithotrophes qui jouent un rôle dans la nitrification, des bactéries chimioorganotrophes ainsi que des champignons, des algues vertes et des cyanobactéries participent aussi à la dégradation de la pierre naturelle, de la brique et du béton (Sand et al. 1989). Les bactéries chimioorganotrophes, qui tirent l'énergie nécessaire à la croissance cellulaire de l'oxydation de composés organiques, dégradent les matériaux de construction minéraux en excréant des acides organiques, tels que l'acide oxalique ou l'acide gluconique. De nombreux microorganismes excrètent en outre des substances polymérisées – des mucus – qui remplissent les cavités des pores de la pierre. En « liant » de l'eau dans la pierre, les mucus peuvent contribuer à accentuer les processus de dégradation thermique et hygrique qui se manifestent lors du gel et du dégel.

On constate, sur tous les immeubles altérés par la pollution, des zones plus ou moins foncées, voire noirâtres qui, dans les cas extrêmes, se détachent de la pierre sous-jacente sous forme de croûtes noires. Ces croûtes sont non seulement inesthétiques, mais elles affectent les propriétés physiques de la pierre. Le changement de couleur de la pierre naturelle n'est pas uniquement dû à des processus chimiques (poussières, formation de gypse); les organismes nitrificateurs et les bactéries méthylophiles y participent aussi, tout comme d'autres espèces de bactéries et de champignons chimioorganotrophes, en formant de la mélanine. Une analyse a montré que lorsque la pierre présentait une croûte noire, elle contenait généralement plus de microorganismes (Mansch et al. 1999).

Il existe donc des interactions très étroites entre les facteurs chimiques, tels que le dioxyde de soufre et les oxydes d'azote, et les facteurs microbiologiques, tels que l'activité des organismes nitrificateurs, des bactéries chimioorganotrophes, des champignons et des algues. Même si, en présence de quantités suffisantes de substrat, l'attaque microbiologique peut être plus forte que l'attaque chimique, les deux processus sont étroitement liés, de sorte qu'il n'est pas possible de donner une indication générale de la quote-part attribuable à chacun d'entre eux en ce qui concerne la dégradation.

Aujourd'hui, une évaluation quantitative des différents processus de dégradation s'avère impossible. Toutefois, au vu des connaissances actuelles, il faut considérer comme très importante la contribution des processus biologiques, auxquels participent des bactéries, des algues, des champignons et des lichens qui utilisent les dépôts d'ammoniac et d'ammonium en tant que source de nutriments, à la corrosion des ouvrages de construction.

4. Critères d'évaluation

Les charges critiques ("critical loads"), les valeurs limites d'immission et les « Air Quality Guidelines » se fondent sur une évaluation approfondie de la littérature scientifique concernant les effets des polluants atmosphériques. Si ces valeurs ne sont pas dépassées, on peut, selon l'état actuel des connaissances, partir du principe qu'il n'y a pas lieu de s'attendre à court, moyen ou long terme à des effets nocifs sur les récepteurs sensibles, tels que l'homme, les écosystèmes et les matériaux. Pour évaluer si la charge en polluants atmosphériques (immissions) est excessive, on peut utiliser indifféremment les charges critiques pour les dépôts de polluants atmosphériques dans les écosystèmes sensibles fixées dans le cadre de la Convention CEE-ONU sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, les valeurs limites d'immission de l'ordonnance sur la protection de l'air, basées sur les critères – axés sur les effets – de la loi sur la protection de l'environnement, ou les « Air Quality Guidelines » de l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

4.1. Charges critiques pour les écosystèmes

4.1.1. Critères et méthodes

Les charges critiques constituent une mesure des apports de polluants tolérables à long terme dans un écosystème.

Le concept des charges critiques ("critical loads") a été développé dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU) et est utilisé pour fixer des objectifs de réduction des polluants, axés sur les effets induits, qui visent à protéger les écosystèmes. Les charges critiques pour l'azote ont été définies comme étant une évaluation quantitative de l'exposition aux dépôts azotés (sous forme de NH_y et/ou de NO_y), au-dessous de laquelle aucun effet nocif sur la fonction ou la structure de l'écosystème ne se manifeste selon l'état actuel des connaissances (UBA 1996). Les charges critiques de la CEE-ONU et les valeurs limites d'immission de l'ordonnance sur la protection de l'air (cf. chapitre 4.2.) ayant été fixées selon l'état actuel des connaissances, sur la base de critères d'impact et de protection, elles sont équivalentes (Bossonnet 2002, OFEFP 2002).

Des dépôts excessifs d'azote ont pour effet une surfertilisation (eutrophisation) de nombreux écosystèmes. Les dépôts azotés contribuent également, avec les dépôts soufrés, à l'acidification du sol. Cet aspect ne sera toutefois pas discuté ici. L'eutrophisation entraîne une saturation en azote, donc une situation dans laquelle la disponibilité de l'azote minéral est supérieure aux besoins des plantes et des microorganismes. Bien que le terme de saturation en azote ne soit pas utilisé de manière uniforme dans la littérature, il s'agit néanmoins d'un concept utile pour décrire les effets possibles de dépôts accrus d'azote. Car l'azote excédentaire induit dans les écosystèmes certaines modifications bien connues, notamment une accumulation dans le sol et dans les plantes, un déséquilibre nutritionnel ou le lessivage dans les nappes phréatiques souterraines. Un des critères pris en compte lors de la définition des charges critiques est donc qu'il faut éviter la saturation en azote (Grennfelt & Thörmelöf 1992).

Un autre aspect important pris en considération lors de la définition des charges critiques est la modification des relations de concurrence entre les espèces végétales en cas de disponibilité accrue d'azote, qui permet aux plantes nitrophiles de proliférer. Des modifications de ce type peuvent déjà se manifester avant que l'écosystème soit saturé en azote. Elles touchent avant tout les écosystèmes naturels ou semi-naturels qui ne sont pas exploités, ou alors de manière très proche de l'état naturel (voir aussi le chapitre 3.1), telles les zones humides pauvres en nutriments, les pelouses alpines, les prairies naturelles et la végétation des sols forestiers.

Il existe deux méthodes indépendantes pour l'évaluation et la cartographie des charges critiques d'azote, à savoir l'approche empirique et la méthode « steady state mass balance » (SMB) (UBA 1996); leur application simultanée est recommandée.

La méthode dite « empirique » consiste en une compilation d'observations concernant les relations quantitatives entre des dépôts accrus d'azote et les modifications observées dans différents types d'écosystèmes proches de l'état naturel. Pour la cartographie, il suffit ensuite de recenser les types d'écosystèmes présents dans la zone analysée et de leur attribuer une valeur spécifique au type, au sens d'une déduction analogique. Ces charges critiques empiriques se fondent sur un grand nombre de travaux scientifiques réalisés dans toute l'Europe (Achermann & Bobbink 2003). Elles ont été tirées notamment:

- d'expériences réalisées dans des conditions contrôlées ou en plein champ;
- d'études comparatives de l'évolution de la végétation et de la faune au cours du temps et de leur répartition géographique;
- de modélisations numériques d'écosystèmes;
- ainsi que des connaissances biologiques des experts.

La méthode SMB (méthode du bilan massique) pour le calcul des charges critiques d'azote est surtout employée pour les écosystèmes forestiers et consiste simplement en un bilan à long terme de l'azote pour une station forestière donnée, qui tient compte de toutes les sources et de tous les puits importants de l'ensemble de l'écosystème. On entend ici par « à long terme » un laps de temps supérieur à une période de rotation (cycle forestier, 100 à 160 ans). Le critère écologique appliqué est qu'il y a lieu d'éviter la saturation en azote (le bilan final ne doit pas laisser apparaître un excès d'azote); il faut en outre que les paramètres chimiques critiques, tels que le lessivage maximal admissible de l'azote dans la nappe phréatique, soient respectés.

Les deux méthodes ont été appliquées en Suisse (SAEFL 1996). Un résumé de leur mise en œuvre ainsi que des résultats obtenus est présenté ci-après.

4.1.2. Application de la méthode empirique

Le tableau 11 présente les charges critiques empiriques pour les forêts et d'autres types d'écosystèmes (semi-)naturels déterminées selon l'évaluation de la CEE-ONU. Les données numériques suivantes ont été utilisées pour la cartographie: l'atlas de la végétation à protéger en Suisse (Hegg et al. 1993), l'inventaire fédéral des hauts-marais et des marais de transition d'importance nationale (DFI 1991) et l'inventaire fédéral des bas-marais d'importance nationale (WSL 1993). Ces informations constituent une base solide pour l'application de la méthode empirique en Suisse: ils permettent une différenciation spatiale détaillée des types d'écosystèmes et contiennent en outre une évaluation de l'importance en matière de protection de la nature.

Type de récepteur/d'écosystème	Charge critique kg N ha ⁻¹ an ⁻¹		Effets observés en cas de dépassement des charges critiques (voir aussi le chapitre 3.1)
Forêts tempérées et boréales	10–20	**	Modification des processus pédologiques, lessivage des nitrates, modifications de la végétation du sol et des champignons mycorhiziens, risque accru de déséquilibre nutritionnel et sensibilité accrue aux parasites
Végétation alpine de buissons nains	5–15	*	Recul des lichens, des mousses et des buissons nains persistants
Pelouses (mi-)sèches riches en espèces sur calcaire	15–25	***	Minéralisation accrue, accumulation et lessivage de l'azote, augmentation des graminées hautes, diminution de la diversité des espèces
Pelouses naturelles sèches sur sol acide ou neutre	10–20	**	Augmentation des graminées hautes, diminution des espèces typiques
Prairies de fauche de basse et moyenne altitude	20–30	*	Augmentation des graminées hautes, diminution de la diversité des espèces
Prairies de fauche de montagne	10–20	*	Augmentation des graminées nitrophiles, diminution de la diversité des espèces
Bas-marais (mésotrophes)	15–35	*	Augmentation des graminées hautes, diminution de la diversité des espèces
Hauts-marais	5–10	***	Modification de la composition des espèces, saturation en azote des mousses typiques (sphaignes)
Bords de lacs et d'étangs oligotrophes, peu profonds (herbiers)	5–10	***	Recul de certaines espèces spécifiques des herbiers (Litorellion)

Tab. 11 Charges critiques empiriques d'azote selon les directives du manuel de cartographie de la CEE-ONU (UBA 1996), actualisées selon CEE-ONU (2003) et Achermann & Bobbink (2003). Ne sont représentés que les types d'écosystèmes s'appliquant à la Suisse. *** indication fiable; ** indication assez fiable; * évaluation faite par des experts sur la base d'un nombre restreint de recherches.

Pour l'élaboration de la carte des charges critiques (fig. 76), on a choisi les types de végétation à protéger en Suisse, disponible selon une résolution spatiale de 1x1km, que l'on a pu attribuer aux types d'écosystèmes présentés dans le tableau 11. Les unités choisies comprennent des pelouses alpines, des pâturages alpins, des pelouses (mi-) sèches, des prairies naturelles riches en espèces, des herbiers ainsi que des associations forestières proches de l'état naturel, peu productives, avec une végétation souvent riche en espèces, telles que les chênaies buissonnantes et les pinèdes à bruyère (voir tab. 12). Les inventaires des hauts-marais et des bas-marais, qui sont disponibles sous forme de données vectorisées à l'échelle 1:25 000, ont également été transposés sur une grille de 1x1km.

Les charges critiques empiriques d'azote sont toujours données sous la forme de fourchettes des valeurs de dépôt pour les différents types d'écosystèmes afin de refléter:

- les variations naturelles au sein d'un même type d'écosystème entre les différentes régions où cet écosystème a été étudié;
- des intervalles finis entre les adjonctions d'azote lors des expériences;
- l'incertitude des estimations concernant les dépôts lors des observations sur le terrain.

Pour élaborer la carte (fig. 76), on a le plus souvent choisi une valeur située au milieu de la fourchette proposée. Dans la mesure du possible, on a également effectué une différenciation au sein de la fourchette, par exemple pour la gradation des associations de graminées d'altitude moyenne, alpines et subalpines (tab. 12). Le manuel de cartographie (UBA 1996, CEE-ONU 2003) contient des directives relatives à cette différenciation.

Type d'écosystème	Intervalle CLN	Types de végétation significatifs	CLN emp.	Surface en km ²
Associations forestières proches de l'état naturel, peu productives, avec une végétation souvent riche en espèces	10-20	Molinio-Pinetum	17	333
		Ononido-Pinion	12	361
		Cytiso-Pinion	12	17
		Calluno-Pinetum	12	124
		Quercion robori-petraeae	15	68
		Quercion pubescentis	15	633
		Fraxino orno-Ostryon	15	28
		Erico-Pinion mugi (Ca)	15	592
		Erico-Pinion sylvestris	15	956
Végétation alpine de buissons nains	5-15	Juniperion nanae	10	1262
		Loiseleurio-Vaccinon	10	1906
Pelouses (mi-)sèches riches en espèces sur calcaire	15-25	Mesobromion (erecti)	20	2686
Prairies de fauche de basse et moyenne altitude	20-30	Molinion (caeruleae)	25	612
Prairies naturelles et pelouses de moyenne altitude ou (sub)alpines (prairies de fauche de montagne)	10-20	Chrysopogonetum grylli	15	6
		Seslerio-Bromion (Koelerio-Sesl.)	12	2198
		Festucetum paniculatae	12	39
		Stipo-Poion molinerii, alpin	10	523
		Elynion, alpin	10	836
		Seslerion (variae), alpin	10	5545
		Caricion ferrugineae, alpin	10	4046
Bas-marais (mésotrophes)	15-35	Scheuchzerietalia	20	580
		Caricion fuscae	25	2240
		Caricion davallianae	25	2986
Hauts-marais (ombrotrophes)	5-10	Sphagnion fusci	8	902
Bords de lacs et d'étangs oligotrophes, peu profonds (herbiers)	5-10	Littorellion	8	49

Tab. 12 Charges critiques empiriques (CLN_{emp}) de différents types de végétation rencontrés en Suisse, en kg N ha⁻¹ an⁻¹, avec indication de la surface qu'ils représentent. CLN = charge critique d'azote (Critical Load N).

Les écosystèmes proches de l'état naturel présentent des degrés divers de sensibilité aux dépôts d'azote.

Les charges critiques empiriques présentées avec une résolution de 1x1 km à la figure 76 sont une agrégation de biotopes de différentes sensibilités par rapport aux dépôts de composés azotés. Dans l'ordre de sensibilité décroissante, on trouve: les hauts-marais, les pelouses alpines, les prairies et les pâturages de moyenne altitude ou subalpins riches en espèces, les forêts proches de l'état naturel et les bas-marais. Les valeurs des CLN_{emp} se situent entre 8–25 kg N ha⁻¹ an⁻¹.

Les hauts-marais sensibles avec des charges critiques faibles de 5–10 kg N ha⁻¹ an⁻¹ sont surtout situés dans les Préalpes et le Jura, de même que les bas-marais avec des charges critiques relativement élevées de 15–35 kg N ha⁻¹ an⁻¹. On remarque la végétation alpine, qui ressort bien de par son étendue.

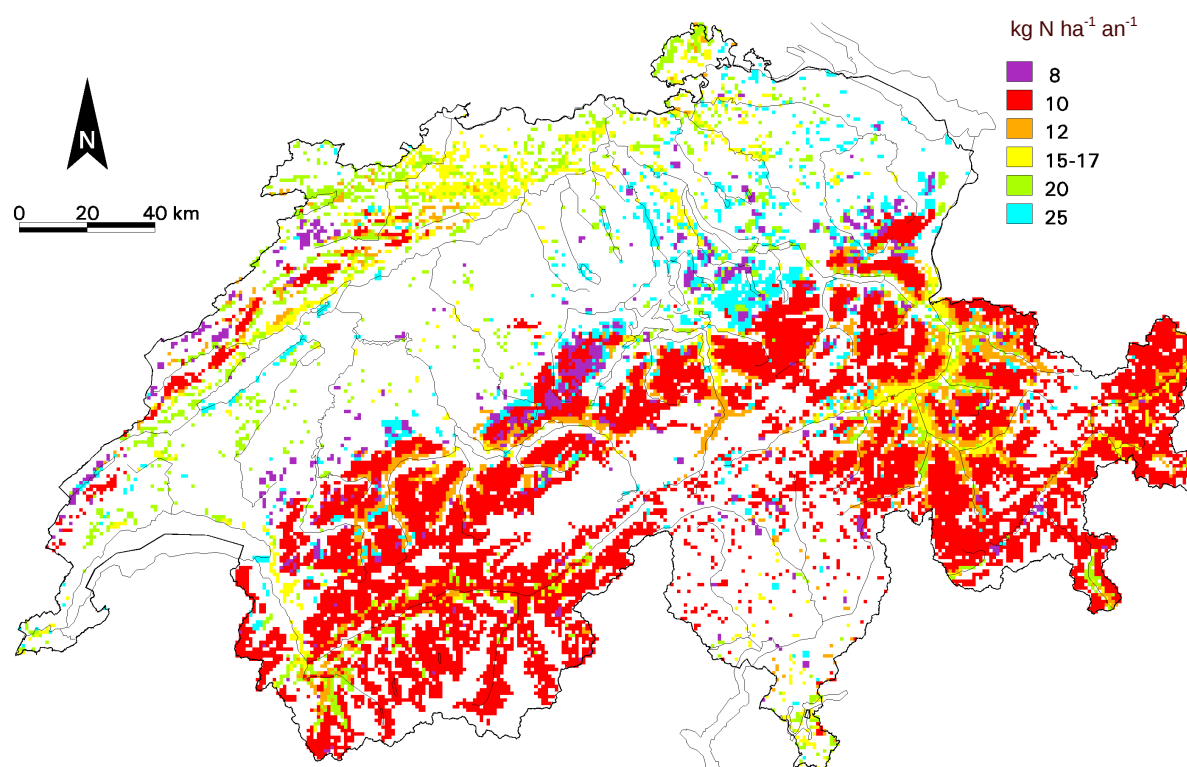


Fig. 76 Charges critiques des dépôts azotés dans des écosystèmes proches de l'état naturel (méthode empirique). Représentation sur une grille de 1x1 km. Dans les zones blanches, on ne trouve pas d'écosystèmes sensibles cartographiés (SAEFL 1996, avec des modifications selon CEE-ONU 2003).

4.1.3. Application de la méthode SMB

La méthode « steady state mass balance » (SMB, méthode du bilan massique) a été appliquée pour des stations forestières exploitables recensées dans l'inventaire forestier national (fig. 77). Dans l'écosystème forestier dont on calcule le bilan par la méthode SMB, le cycle de l'azote est presque exclusivement régulé par des processus biologiques. Les valeurs d'entrée ("input") nécessaires pour effectuer la quantification, ainsi que les méthodes de calcul, sont présentées dans le manuel de cartographie de la CEE-ONU (UBA 1996) et correspondent à l'état actuel des connaissances. La CEE-ONU propose l'équation de bilan simplifiée qui figure ci-dessous. Elle ne tient pas compte des pertes en azote dues aux incendies ou à l'érosion du sol, qui ne jouent pas un rôle significatif dans la plupart des forêts d'Europe centrale.

$$CLN_{SMB} = N_i + N_u + N_{de} + N_{le(acc)}$$

Une brève définition des différentes valeurs d'entrée est donnée ci-après, de même que des explications concernant les fourchettes de valeurs correspondantes.

- CLN_{SMB} : charge critique pour l'azote, basée sur le critère d'eutrophisation;
- N_i : taux annuel admissible d'accumulation d'azote par immobilisation dans les matières organiques du sol, qui n'induit aucune modification portant atteinte à l'écosystème. Les valeurs utilisées varient de 3 à 5 kg N ha⁻¹ an⁻¹ en fonction de l'altitude et de la température. Lorsque la température diminue, la vitesse à laquelle le matériel organique est dégradé décroît également;
- N_u : absorption nette ("uptake") par les plantes et les animaux; elle correspond à l'azote retiré du système par le biais de la récolte (de bois). Les valeurs de N_u ont été calculées à partir de la teneur en azote du bois et de la quantité moyenne de bois récoltée dans la région (IFRF 1988). En Suisse, elles se situent dans une fourchette de 1 à 7 kg N ha⁻¹ an⁻¹;
- N_{de} : flux annuel d'azote du sol dans l'atmosphère par suite de la dénitrification (transformation du nitrate en composants gazeux, tels que le N₂, le N₂O et le NO, par des microorganismes). N_{de} dépend, d'une part, de l'aération et du degré d'humidité du sol (la dénitrification s'effectue notamment dans des conditions de faible teneur en oxygène) et, d'autre part, de la quantité d'azote disponible. Les valeurs calculées se situent souvent entre 3 et 6 kg N ha⁻¹ an⁻¹ et peuvent, dans certains cas relativement rares (sur des sols fortement détrempés), atteindre 25 kg N ha⁻¹ an⁻¹;
- $N_{le(acc)}$: taux annuels admissibles pour le lessivage de l'azote ("leaching") sous la zone d'enracinement. Les valeurs utilisées ici vont de 2 à 4 kg N ha⁻¹ an⁻¹, en fonction de l'altitude (les valeurs sont plus basses à des altitudes élevées).

En Suisse, les valeurs calculées pour les CLN_{SMB} sont comprises entre 10 et 35 kg N ha⁻¹ an⁻¹, la plupart des stations forestières se situant toutefois entre 11 et 16 (voir fig. 77).

Une comparaison des charges critiques de la figure 76 obtenues par la méthode empirique avec les résultats des bilans déterminés selon la méthode SMB (fig. 77) révèle que la majeure partie des valeurs se situe dans la même fourchette, soit entre 8 et 30 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (fig. 78).

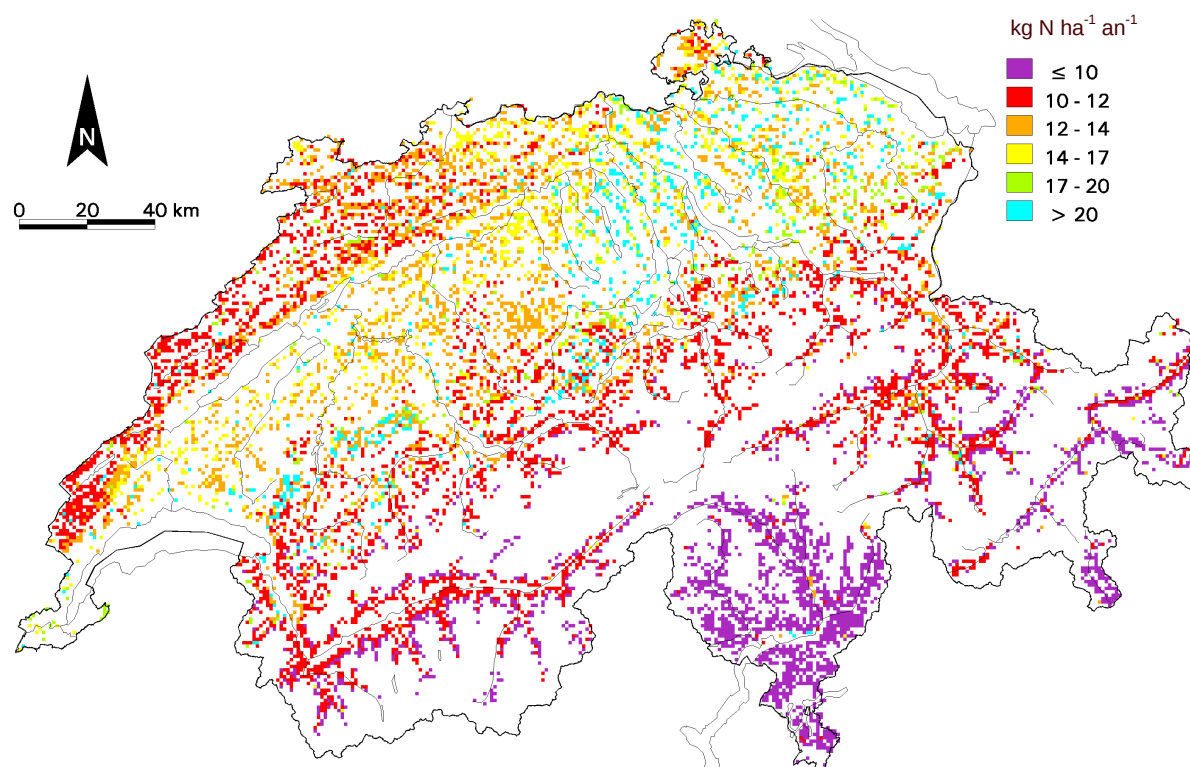


Fig. 77 Charges critiques d'azote, calculées par la méthode SMB pour quelque 10 500 points sur le réseau d'échantillonnage de 1x1 km de l'inventaire forestier national (SAEFL 1996, avec des modifications; Source: Réseau forestier IFN 1990/92).

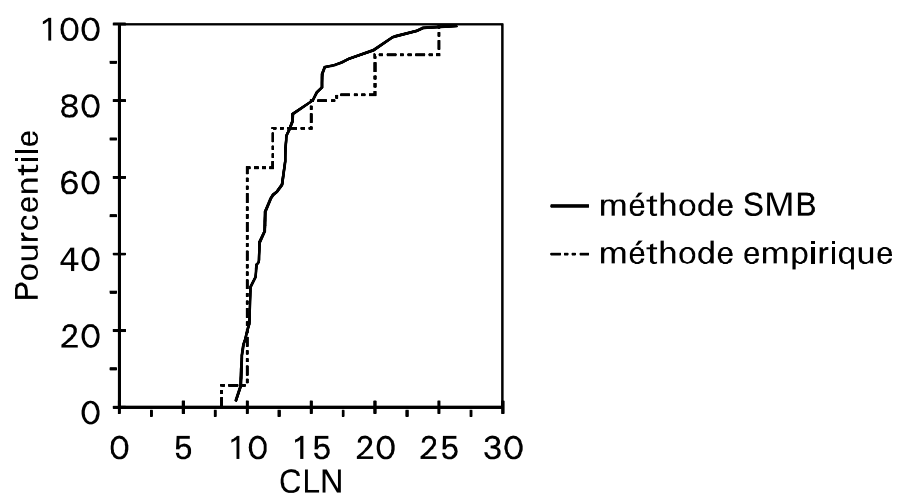


Fig. 78 Charges critiques de l'azote (CLN) en Suisse. Comparaison des CLN obtenues par la méthode empirique et par la méthode SMB, représentées en tant que distribution de fréquences cumulées.
Unités: $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (SAEFL 1996, avec des compléments).

4.2. Valeurs limites d'immission

Afin de protéger la santé de la population ainsi que la végétation des effets nuisibles ou incommodants des composés azotés, le Conseil fédéral a fixé, dans l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair), les valeurs limites d'immission (VLI) suivantes, qui sont fondées sur les critères de protection de la loi sur la protection de l'environnement (art. 13 et 14, art. 8 et art. 11, al. 2 et 3, LPE):

Valeurs limites d'immission pour le NO₂ et les PM10

Dioxyde d'azote (NO ₂)	30 µg/m ³	moyenne annuelle
	100 µg/m ³	95% des moyennes semi-horaires d'une année ≤ 100 µg/m ³
	80 µg/m ³	moyenne par 24 h; ne doit en aucun cas être dépassée plus d'une fois par année
Poussières en suspension (PM10)	20 µg/m ³	moyenne annuelle
	50 µg/m ³	moyenne par 24 h; ne doit en aucun cas être dépassée plus d'une fois par année

Tab. 13 Valeurs limites d'immission (VLI) de l'OPair pour le NO₂ et les PM10. Les valeurs fixées pour le NO₂ et les PM10 visent à protéger la santé de la population; les VLI fixées pour le NO₂ visent en outre à protéger la végétation.

Les valeurs limites d'immission pour le dioxyde d'azote ont été fixées en 1985. Elles ont, dans l'intervalle, été contrôlées et validées par la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA). Les valeurs limites d'immission pour les poussières en suspension PM10 (substances finement dispersées, en suspension dans l'air, ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm) tiennent compte des composés azotés qu'elles contiennent, à savoir le nitrate (NO₃⁻) et l'ammonium (NH₄⁺). Elles ont été fixées en 1998 et ont remplacé les valeurs limites antérieures fixées pour les poussières totales en suspension (TSP).

Les valeurs limites d'immission pour le NO₂ et les PM10 sont fixées de manière concordante.

Les valeurs limites d'immission pour le NO₂ et les PM10 ont été fixées de manière concordante. Les études épidémiologiques SAPALDIA et SCARPOL conduites en Suisse ont mis en évidence que les effets du NO₂ et des PM10 sur la santé sont du même ordre de grandeur dans les régions où la moyenne annuelle des PM10 est de 20 µg/m³ et celle des NO₂ de 30 µg/m³. Aussi, partant de l'hypothèse que le niveau de protection de la valeur limite d'immission de longue durée pour le NO₂ satisfait aux exigences de la loi sur la protection de l'environnement, la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) a recommandé au Conseil fédéral, en 1996, de fixer la valeur limite d'immission pour les PM10 à 20 µg/m³ (en moyenne annuelle) (CFHA 1996).

Les valeurs limites d'immission sont fixées en fonction des effets induits, sur la base d'un grand nombre d'études scientifiques.

Le Conseil fédéral a fixé les valeurs limites d'immission en vue de prévenir les effets nocifs et incommodants. Les VLI sont axées sur les effets induits, les considérations de protection étant prépondérantes. Les VLI fixées dans l'OPair se fondent sur une évaluation globale des résultats d'un grand nombre d'études scientifiques sur les effets des polluants atmosphériques. Un dépassement des VLI et une charge croissante présentent un risque accru pour la santé de l'homme et l'environnement.

Les valeurs limites d'immission constituent des dispositions du droit fédéral. Dans le cas d'immissions excessives – des dépassements avérés ou prévisibles des VLI, qui entraînent des effets nuisibles ou incommodants –, les autorités sont tenues d'ordonner des mesures destinées à réduire les émissions.

Les valeurs limites d'immission en vigueur en Suisse et dans l'UE ne sont pas exactement comparables. Certes, dans les deux cas elles se fondent sur une évaluation d'un grand nombre d'études scientifiques, elles sont axées sur les effets induits et ont pour but de protéger l'environnement et la santé de la population. Cependant, la possibilité d'atteindre les valeurs fixées dans un intervalle de temps donné est un critère auquel l'UE attache plus d'importance lors de la définition de ces valeurs. C'est pourquoi la valeur limite d'immission de longue durée du NO_2 , par exemple, est de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne annuelle) dans l'UE, alors qu'elle est de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Suisse. La valeur définie dans l'UE a été fixée dans une directive d'avril 1999 et devra être respectée par les États membres d'ici au 1^{er} janvier 2010 (Conseil de l'Union européenne 1999). La valeur définie en Suisse a été introduite dans l'OPair en décembre 1985. Toutefois, aucune date précise n'a été fixée en ce qui concerne le respect de cette valeur. L'OMS ayant récemment recommandé d'abaisser la charge de NO_2 en dessous de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle afin de protéger la population, l'UE abaissera certainement encore la valeur limite d'immission de longue durée du NO_2 , qui se rapprochera ainsi de la valeur en vigueur en Suisse.

Pour protéger la végétation, l'UE a fixé, pour les oxydes d'azote (NO_x ; $\text{NO} + \text{NO}_2$), une valeur limite d'immission de longue durée de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne annuelle) (Conseil de l'Union européenne 1999). Depuis juillet 2001, cette valeur doit être respectée par les États membres en dehors des agglomérations urbaines ou d'autres zones construites. La VLI de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fixée en Suisse pour le NO_2 protège non seulement la santé humaine mais aussi la végétation des effets directs de ces polluants. En revanche, pour protéger l'environnement des apports et des dépôts excessifs, il y a lieu de ne pas dépasser les charges critiques (cf. chapitre 4.1).

4.3. Directives de l'OMS sur la qualité de l'air

« Air Quality Guidelines »
pour le NO₂

La deuxième édition de la publication « Air Quality Guidelines for Europe » du Bureau régional de l'Europe de l'Organisation mondiale de la santé (WHO 2000) contient des recommandations et des évaluations du risque concernant 36 polluants atmosphériques, ainsi que des valeurs guides qui ne doivent pas être dépassées, afin de protéger la population et la végétation. Les substances azotées pour lesquelles des valeurs guides ont été fixées à cet effet sont le NO₂, les NO_x et le NH₃.

Pour protéger la population des effets à long terme, l'OMS recommande, dans ses directives sur la qualité de l'air en Europe ("Air Quality Guidelines for Europe"), de ne pas dépasser une moyenne annuelle de 40 µg/m³ pour le NO₂. Cette valeur avait été confirmée lors d'une révision de ces directives (WHO 2003); très récemment, les experts de l'OMS ont toutefois recommandé de maintenir ou d'abaisser encore cette valeur dans une optique de protection de la population (WHO 2004). Des études de population ont montré qu'une augmentation de la charge en NO₂ accroît la fréquence des bronchites chroniques et des atteintes de la fonction pulmonaire. Dans des études portant sur des enfants, on a observé plus d'infections des voies respiratoires lorsque les logements étaient équipés de cuisinières ou de chauffages au gaz induisant une exposition plus élevée au NO₂. Les effets sur la santé augmentent en fonction de la concentration (relation concentration-effet) sans que l'on puisse déterminer un seuil.

Se fondant sur des études expérimentales chez l'homme, l'OMS recommande de ne pas dépasser, pour le NO₂, une valeur de courte durée de 200 microgrammes par mètre cube d'air en moyenne horaire. Cette valeur a avant tout été fixée pour tenir compte de la sensibilité plus élevée des asthmatiques, chez qui les réactions d'irritation bronchique peuvent déjà être exacerbées après une exposition à 200 à 600 microgrammes de NO₂. Cette valeur guide pour une exposition de courte durée n'a pas été modifiée lors de la dernière révision des directives (WHO 2003), dans la mesure où il n'existe aucune nouvelle étude permettant de justifier un abaissement de cette valeur. Depuis, on a néanmoins constaté à plusieurs reprises une amplification des effets induits par d'autres types d'irritation bronchique (p. ex. des allergènes) avec des charges de l'ordre de 500 microgrammes de NO₂.

Relations exposition-effet pour les PM₁₀ et les PM_{2,5}

L'OMS ne mentionne aucune valeur guide concrète pour les particules (PM₁₀, PM_{2,5}). Elle fournit néanmoins des relations exposition-effet qui permettent de déterminer l'augmentation des atteintes à la santé pour un accroissement donné de la charge en polluant. Ainsi, un accroissement de 10 µg/m³ de la charge moyenne annuelle en PM_{2,5} augmente de 34 % le risque de bronchite chez les enfants et de 7 % le risque de mortalité globale chez les adultes. Les bases sur lesquelles se fondent ces relations sont actuellement en cours de révision. Les calculs les plus récents réalisés par des experts indiquent notamment que les décès journaliers augmentent de 0,6 % lorsque la charge journalière moyenne de PM₁₀ s'accroît de 10 µg/m³.

*Niveaux critiques
définis pour pro-
téger la végéta-
tion des effets
directs des pol-
luants*

Afin de protéger l'ensemble de la végétation des effets directs des polluants, l'OMS recommande une valeur guide ("critical level", niveau critique) de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle pour les NO_x (NO et NO_2) (WHO 2000). Pour l'ammoniac (NH_3), le niveau critique se situe à $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle. En respectant ces valeurs, on protège la végétation des effets directs de ces polluants; en revanche, pour la protéger des apports et des dépôts excessifs, il y a lieu de ne pas dépasser les charges critiques (critical loads, cf. chapitre 4.1).

5. Évaluation du risque

5.1. Évaluation écologique

Les dépassements des charges critiques des dépôts azotés représentent un risque à long terme pour les écosystèmes touchés. En Suisse, en 2000, les dépôts azotés étaient supérieurs aux charges critiques d'azote eutrophisant dans plus de 90 % des aires forestières et dans 55 % des autres écosystèmes proches de l'état naturel (p. ex. les hauts-marais, les pelouses sèches riches en espèces). Des dépassements conséquents apparaissent sur une grande partie de la surface des écosystèmes forestiers.

Les charges critiques sont dépassées en maints endroits.

Les figures 80 et 82 illustrent les dépassements des charges critiques d'azote dans les écosystèmes forestiers exploités et dans d'autres écosystèmes proches de l'état naturel. Ces dépassements correspondent à la différence entre les dépôts actuels d'azote (cf. chapitre 2.4.) et les charges critiques d'azote (cf. chapitre 4.1.). En 2000, les dépôts azotés étaient supérieurs aux charges critiques d'azote eutrophisant dans environ 95 % de l'aire forestière et dans 55 % de la surface des autres écosystèmes proches de l'état naturel (p. ex. les pelouses mi-sèches et les hauts-marais) (fig. 79). On observe les dépassements les plus importants (avec des dépôts de 1.5 à 4 fois les valeurs des charges critiques) essentiellement sur les aires forestières du Plateau et les contreforts des Alpes, ainsi que dans une partie du Tessin, là où les émissions des transports, des zones habitées et de l'agriculture sont également les plus élevées. Dans le Jura aussi, ainsi que dans les principales vallées alpines, on enregistre des dépassements significatifs des charges critiques avec des dépôts de 1.5 à 2.5 fois les valeurs des charges critiques. Dans certaines régions, une partie plus ou moins grande des dépôts azotés provient de polluants importés de l'étranger. À des altitudes (sub-)alpines, les dépassements des charges critiques sont plus faibles. Les zones dans lesquelles on n'enregistre pas de dépassements des charges critiques se situent surtout dans des vallées alpines latérales où les précipitations et les émissions sont faibles.

La forêt est plus touchée que les autres écosystèmes sensibles proches de l'état naturel.

Si l'on compare les dépassements des charges critiques dans les écosystèmes forestiers exploités et dans d'autres écosystèmes proches de l'état naturel, on constate des dépassements importants sur une proportion plus grande de la surface des écosystèmes forestiers (fig. 81 et 83). En effet, les arbres forestiers sont des plantes qui poussent sur une grande hauteur et qui ont, de ce fait, une surface étendue de feuilles ou d'aiguilles; ils filtrent donc les polluants atmosphériques plus efficacement que les prairies, par exemple. Aussi, les écosystèmes forestiers présentent un risque comparativement plus élevé si l'on part de l'hypothèse que le risque augmente en fonction de l'importance et de la durée des dépassements.

Les dépassements des charges critiques déterminés par calcul représentent un risque à long terme pour les écosystèmes touchés. Comme on l'a vu au chapitre 3.1, un apport accru d'azote induit directement ou indirectement des transformations à tous les niveaux de l'écosystème touché, notamment par le biais d'une modification des flux de substances dans l'écosystème, qui entraîne une augmentation du lessivage d'azote dans les eaux souterraines, une acidification du sol, ainsi

qu'une eutrophisation ayant des conséquences diverses sur la végétation et la faune. Les effets sur les forêts sont une stimulation de la croissance des pousses et un ralentissement du développement des racines, un déséquilibre des nutriments, une vulnérabilité accrue aux attaques par des parasites et une altération de la symbiose avec des champignons mycorhiziens. Par la suite, la sensibilité à des facteurs de stress abiotiques, tels que la sécheresse et le gel, augmente, de même que le risque de déracinement par le vent. La croissance des variétés nitrophiles et acidophiles est également favorisée dans la couche herbacée. Dans les écosystèmes proches de l'état naturel, tels que les pelouses-mi-sèches et les hauts-marais riches en espèces, la croissance des graminées et des espèces nitrophiles est aussi stimulée, de sorte qu'elles peuvent devenir dominantes dans le peuplement végétal, compromettant ainsi la structure et la fonction de l'écosystème.

Les observations permanentes sont importantes pour l'évaluation du risque.

En cas d'apport accru chronique en azote, les modifications s'effectuent généralement de manière progressive sur une période relativement longue et, étant donné la complexité des effets de l'azote, il est difficile de prévoir le sens dans lequel elles évolueront et la vitesse à laquelle elles s'effectueront. Elles peuvent néanmoins être déterminées expérimentalement et constatées sur le terrain grâce à des observations permanentes (cf. chapitre 3.1., Cunha et al. 2002, Bobbink et al. 2003). Des recherches de ce type sont donc d'une importance capitale tant pour l'évaluation du risque que pour l'appréciation d'un éventuel rétablissement de l'écosystème.

Les écosystèmes atteints ne se rétablissent que très lentement, si tant est que cela soit possible.

Bien que relativement peu d'expériences visant à examiner la vitesse de rétablissement des écosystèmes eutrophisés aient été menées à ce jour, les résultats obtenus jusqu'ici permettent de conclure qu'en cas de baisse importante des apports d'azote, le rétablissement, si tant est qu'il soit possible, s'effectuerait sur une période très longue, de plusieurs décennies (Cunha et al. 2002). Face à cette situation, il faut accorder une importance primordiale aux actions préventives destinées à minimiser le risque encouru par les écosystèmes sensibles, en d'autres termes à la réduction préventive des émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac.

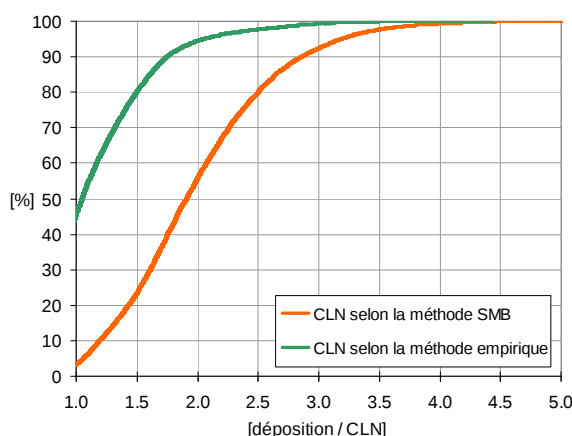


Fig. 79 Fréquence cumulée du quotient des dépôts azotés par rapport aux valeurs des charges critiques (CLN) pour les forêts exploitées (avec des charges critiques selon la méthode SMB) et pour les écosystèmes proches de l'état naturel (par ex. les pelouses mi-sèches, les hauts-marais et les écosystèmes forestiers non exploités avec des charges critiques selon la méthode empirique) pour l'an 2000.

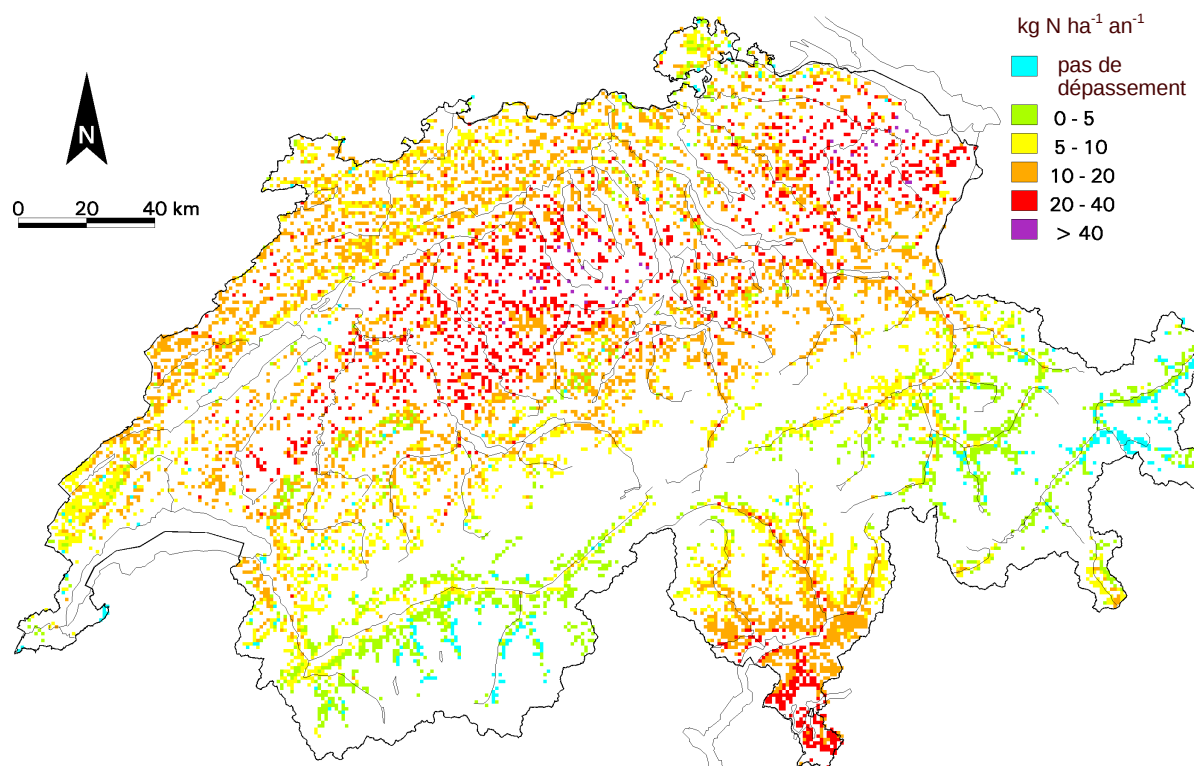


Fig. 80 Dépassements des charges critiques d'azote dans les forêts exploitées en Suisse en 2000 (OFEFP/Meteotest 2004, réseau de la forêt défini par l'IFN 1990/92).

Méthode SMB, représentation: grille de 1x1 km, unités: $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

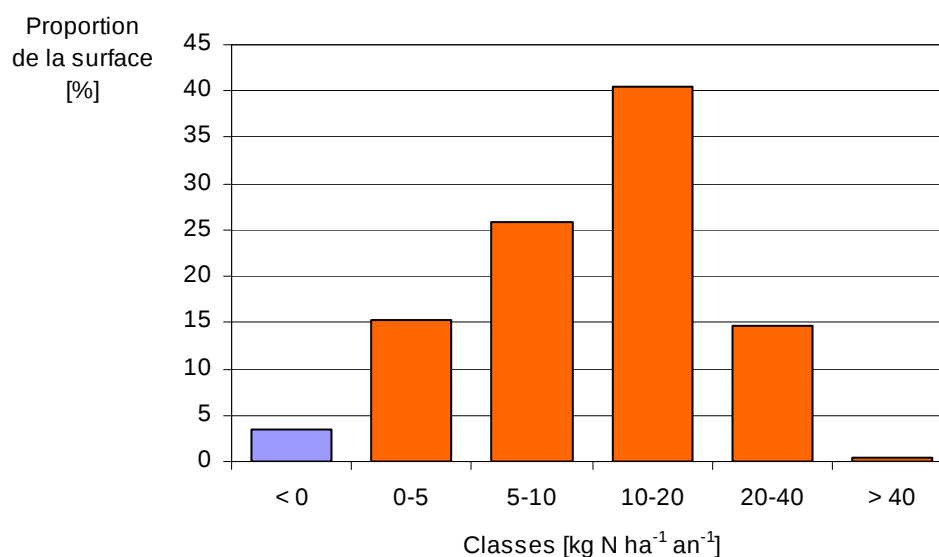


Fig. 81 Fréquence des dépassements des charges critiques d'azote dans les forêts exploitées en Suisse en 2000.

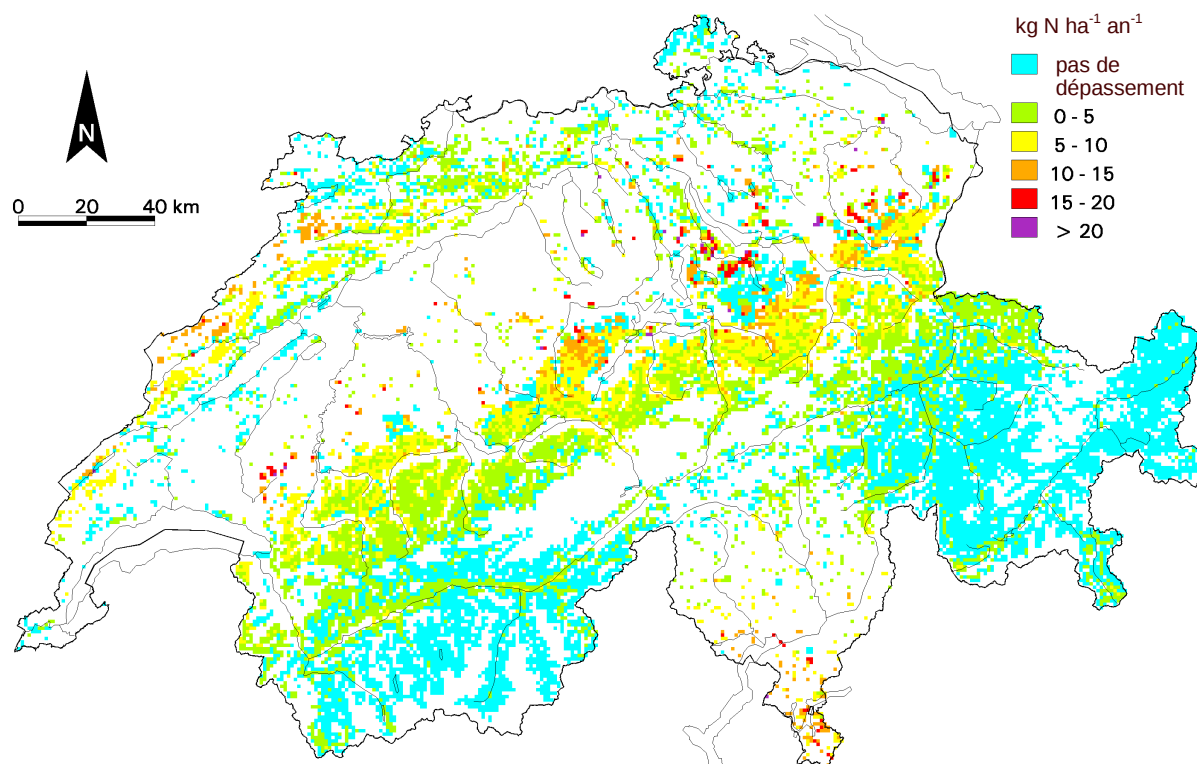


Fig. 82 Dépassements des charges critiques d'azote dans les écosystèmes proches de l'état naturel (p. ex. les pelouses mi-sèches, les hauts-marais et les écosystèmes forestiers non exploités) en Suisse en 2000 (OFEFP/Meteotest 2004). Méthode empirique, représentation: grille de 1x1 km, unités: $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

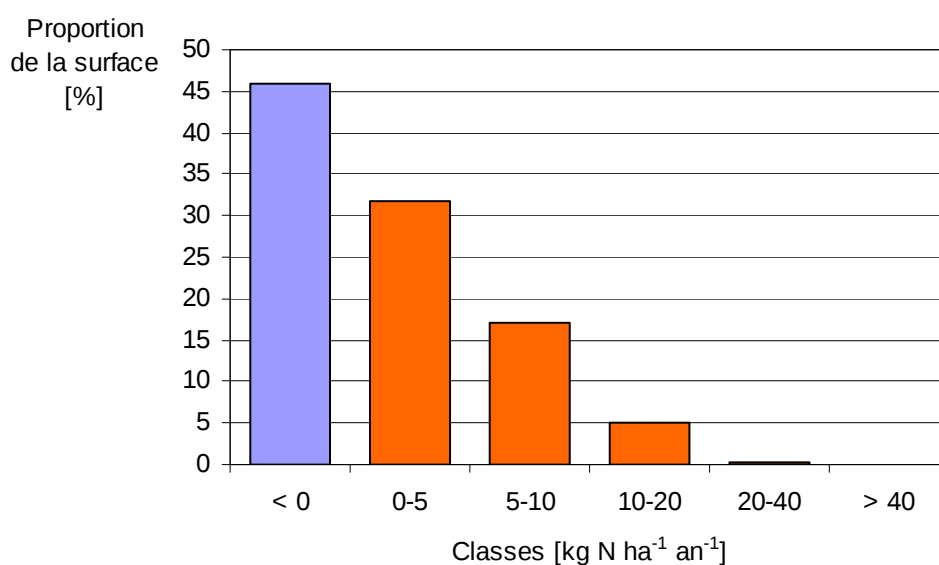


Fig. 83 Distribution de la fréquence des dépassements de la charge critique d'azote dans les écosystèmes proches de l'état naturel (p. ex. les pelouses mi-sèches, les hauts-marais et les écosystèmes forestiers non exploités) en Suisse en 2000.

5.2. Évaluation de l'atteinte à la santé

Une grande partie de la population suisse vit dans des zones présentant des charges excessives de dioxyde d'azote et de poussières en suspension. Cette pollution est responsable de pathologies respiratoires et cardiovasculaires et diminue l'espérance de vie. Les coûts économiques induits par ces atteintes à la santé sont considérables, de l'ordre de plusieurs milliards de francs par an.

Une grande partie de la population suisse est exposée à des charges excessives de NO₂ et de poussières en suspension.

La valeur limite d'immission de longue durée fixée pour le NO₂ est dépassée dans pratiquement tous les centres urbains, et ce parfois très nettement. Dans les agglomérations, à l'écart des routes à forte circulation, les valeurs sont proches de la limite, voire légèrement en dessus, alors que le long des axes à forte circulation, la valeur limite est généralement clairement dépassée. Dans les zones rurales, elle est dans l'ensemble respectée. En revanche, la valeur limite d'immission de courte durée fixée pour le NO₂ n'est que rarement dépassée. En 2000, environ 25 % de la population suisse était encore exposée à des niveaux de NO₂ dépassant la valeur limite d'immission de longue durée.

Dans les villes, la concentration des poussières respirables en suspension (PM₁₀) est nettement supérieure aux valeurs limites d'immission et, même à la campagne, elle est proche des valeurs limites. Cette répartition plus homogène des poussières en suspension est due à la formation de particules secondaires à laquelle la charge en aérosols azotés contribue de manière prépondérante. En 2000, environ 40 % de la population suisse vivait dans des régions où la charge en PM₁₀ était excessive.

En Suisse, une grande partie de la population est donc exposée à des concentrations trop élevées de dioxyde d'azote et de poussières en suspension. Ces dépassements des valeurs limites doivent être pris au sérieux en raison de leurs effets à long terme sur la santé. Il ressort de la littérature internationale, tout comme des études réalisées en Suisse, que cette exposition entraîne, à court terme, une augmentation de la fréquence des hospitalisations et des décès dus à des pathologies respiratoires et cardiovasculaires et, à long terme, une baisse de la fonction pulmonaire, un accroissement des symptômes respiratoires et de la fréquence des affections des voies respiratoires telles que la bronchite.

Une vaste étude a été conduite par le DETEC afin de déterminer l'ampleur des atteintes à la santé liées à la pollution globale de l'air en Suisse, ainsi que les coûts qu'elles ont engendrés en 1996 (DETEC 1999).

L'étude révèle que, en raison de la pollution atmosphérique, quelque 1300 personnes souffrant d'affections respiratoires et 3000 personnes souffrant de maladies cardiovasculaires sont hospitalisées chaque année en Suisse, que 45 000 enfants développent une bronchite et que 3300 personnes décèdent prématurément. Le tableau 14 présente ces effets dans les grandes lignes.

Effets	Nombre de cas ou de jours supplémentaires par an dus à la pollution atmosphérique
Mortalité à long terme chez les personnes de plus de 30 ans	3 300
Hospitalisations dues à des affections respiratoires	1 300
Hospitalisations dues à des affections cardiovasculaires	3 000
Bronchites chroniques chez les adultes	4 200
Bronchites aiguës chez les enfants	45 000
Activité réduite chez les adultes (en nombre de jours)	2 762 000
Crises d'asthme (en personnes-jours)	86 000

Tab. 14 Effets de la pollution atmosphérique sur la santé en Suisse en 1996 (DETEC 1999).

La charge en dioxyde d'azote et en poussières en suspension entraîne des atteintes très importantes à la santé et des coûts considérables.

Cela représente, pour la Suisse, un coût annuel par habitant situé entre CHF 481.- et 1445.-, soit un coût moyen estimé à 954.- par personne et par an ou un coût global de plus de 6,7 milliards de francs par an. Ces coûts ont été calculés sur la base de la pollution atmosphérique moyenne à laquelle est exposée la population suisse, en prenant comme polluant indicateur les PM10. Le calcul ci-dessus n'englobe que des atteintes à la santé pour lesquelles les coûts peuvent être calculés et pour lesquelles on disposait de suffisamment de données. Ne sont pas inclus dans le calcul, notamment, les effets sur la mortalité infantine.

Les données disponibles n'étaient pas suffisantes pour pouvoir utiliser le NO₂ en tant que polluant indicateur pour le calcul des coûts globaux liés à la pollution. Le NO₂ avait toutefois été utilisé en tant que polluant indicateur lors d'une évaluation antérieure des coûts de la bronchite chronique chez les adultes et des problèmes respiratoires chez les enfants. Les résultats étaient du même ordre de grandeur que ceux obtenus pour les PM10. Les coûts relatifs au NO₂ et aux PM10 ne peuvent bien entendu pas être additionnés lorsqu'ils concernent une même affection, le NO₂ et les PM10 correspondant dans une large mesure au même mélange de polluants.

En Suisse, une personne est en moyenne exposée à quelque 20 microgrammes de PM10 par m³, dont environ 5 µg/m³ provenant du nitrate et de l'ammonium des aérosols secondaires. Toutefois, comme on ne sait pas encore si c'est effectivement la masse des poussières en suspension qui est responsable des effets sur la santé ou si certains composants chimiques du mélange de polluants jouent un rôle plus important que d'autres, on ne peut pas simplement imputer les coûts de santé aux différents groupes de substances en fonction de leur part à la masse des particules.

5.3. Matériaux

La dégradation de différents matériaux, tels que la pierre naturelle, le mortier, le béton, la brique et le marbre, peut être accélérée par des processus biologiques, qui dépendent des quantités de polluants atmosphériques azotés disponibles. Les connaissances actuelles ne permettent pas de déterminer de manière exacte dans quelles proportions les processus biologiques interviennent dans l'accélération des altérations des matériaux. Toutefois, des études ont montré que les processus biologiques pouvaient parfois prédominer par rapport aux processus chimiques.

La corrosion des ouvrages de construction n'est pas uniquement due à des processus physiques et chimiques, mais également à des processus biologiques. Dans le contexte des effets des polluants atmosphériques azotés, il faut relever le rôle important joué par les bactéries nitrificatrices ubiquitaires, qui utilisent les composés ammonium déposés en tant que source de nutriments et produisent de l'acide nitrique, contribuant ainsi à accélérer l'altération de la pierre.

Il existe des interactions étroites entre les facteurs chimiques de corrosion (dioxyde de soufre, oxydes d'azote) et les facteurs microbiologiques (activité des bactéries nitrificatrices, mais aussi des champignons et des algues). L'état actuel des connaissances ne permet pas de donner une indication générale des proportions dans lesquelles ces deux facteurs contribuent à accélérer la dégradation des matériaux de construction. On ne peut donc pas effectuer une évaluation différenciée du risque sur la base de relations exposition-effet quantifiées. Des études ont néanmoins montré que, dans certains cas, les processus biologiques pouvaient prédominer par rapport aux processus chimiques. Des observations de longue durée portant sur des matériaux exposés révèlent en outre que le net recul de la charge en dioxyde de soufre s'est accompagné d'une baisse de la corrosion des matériaux. On constate néanmoins toujours une dégradation des matériaux de construction nettement plus rapide que celle que l'on observe en des emplacements éloignés des sources d'émissions, ce qui ne peut s'expliquer que par les effets concomitants de plusieurs facteurs de pollution qui seraient encore présents. Aucune quantification des coûts des dégradations aux bâtiments imputables à des processus biologiques n'est disponible pour la Suisse ni pour d'autres pays d'Europe.

6. Mesures envisageables pour réduire la charge d'azote

6.1. Nécessité d'agir

Il est absolument nécessaire de prendre des mesures en vue de réduire les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac. Si les actions sont fixées en fonction d'objectifs en matière d'immissions visant à protéger la santé humaine et l'environnement et si l'on tient compte des relations entre les émissions et les immissions sur de grandes distances ainsi que de la contribution différente des composés azotés oxydés et réduits aux dépôts azotés, il s'avère que les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac doivent être abaissées de moitié environ par rapport à leur niveau actuel.

La protection de la santé humaine et de l'environnement déterminent les actions nécessaires.

Les actions nécessaires en vue de réduire les émissions des deux polluants azotés, les oxydes d'azote et l'ammoniac, sont dictées par des objectifs en matière d'immissions visant à protéger la santé humaine et l'environnement. Ces objectifs de protection ou limites d'exposition doivent être fixés selon les dispositions de la loi sur la protection de l'environnement (art. 14, art. 13 et art. 8 LPE). Ils se traduisent, en Suisse, par les valeurs limites d'immission de l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) et, au plan international, dans le cadre de la lutte contre la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU), par les charges et les niveaux critiques ("critical loads, critical levels") équivalents aux valeurs limites d'immission de l'OPair fixées sur la base des effets induits (Bossonnet 2002).

Les limites d'exposition suivantes, fixées en vue de protéger la santé humaine et l'environnement, déterminent les actions nécessaires en ce qui concerne les oxydes d'azote et l'ammoniac:

- les valeurs limites d'immission fixées par l'OPair pour le dioxyde d'azote;
- les valeurs limites d'immission fixées par l'OPair et les niveaux critiques définies par la CEE-ONU pour l'ozone;
- les charges critiques définies par la CEE-ONU pour les dépôts azotés et acidifiants dans les écosystèmes sensibles.

S'agissant des polluants azotés, les valeurs limites d'immission fixées par l'OPair et les niveaux critiques définies par la CEE-ONU pour l'ozone sont déterminantes dans la mesure où les oxydes d'azote sont des polluants précurseurs contribuant à la formation d'ozone.

Grâce aux connaissances concernant les relations entre les émissions et les immissions de polluants atmosphériques ainsi qu'à la possibilité de reproduire ces relations à l'aide de modélisations de la propagation, de la transformation et des dépôts, on peut aujourd'hui déterminer, pour des objectifs donnés de protection en matière d'immissions, les réductions d'émissions nécessaires pour atteindre ces objectifs.

Ainsi, sur l'ensemble de la Suisse, les émissions doivent être abaissées à environ 20 kt de $\text{NO}_x\text{-N}$ par an afin de respecter la valeur limite d'immission de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne annuelle) fixée pour le dioxyde d'azote.

Toutefois, des études réalisées par la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA 1989) indiquent que, pour supprimer les dépassements des valeurs limites d'immission pour l'ozone, les émissions d'oxydes d'azote doivent être ramenées à 11 à 16 kt de $\text{NO}_x\text{-N}$ par an sur l'ensemble du territoire, tout en diminuant en même temps sensiblement les émissions de COV. Ces conclusions ont par ailleurs été confirmées dans des études ultérieures de la charge en ozone en Suisse. Afin de respecter la valeur limite d'immission fixée pour l'ozone, il est donc nécessaire de ramener les émissions d'oxydes d'azote en deçà des niveaux requis pour respecter la valeur limite d'immission du dioxyde d'azote uniquement. Cela signifie qu'une réduction de plus de 50 % est requise par rapport à l'état des émissions de NO_x en 2000 (cf. FF 1999).

Les dépassements actuels des charges critiques d'azote (cf. chap. 5.1 relatif à l'évaluation du risque) laissent conclure qu'une réduction d'au moins 50 % des dépôts azotés sur les écosystèmes sensibles en Suisse est nécessaire de façon à respecter ces charges critiques d'azote. Pour atteindre une telle réduction des émissions, il s'agit de fournir une contribution aussi bien en matière de NO_x que de NH_3 .

Si les réductions très importantes des émissions d'oxydes d'azote (plus de la moitié), nécessaires pour respecter la valeur limite d'immission fixée pour l'ozone, sont transposées en quantités de dépôts azotés et si l'on fixe, pour les polluants atmosphériques importés de l'étranger, les mêmes critères sévères de réduction que ceux définis pour les émissions en Suisse, on peut en déduire, d'un point de vue écologique, que pour respecter les charges critiques d'azote, les émissions d'ammoniac en Suisse doivent être ramenées à environ 25 kt de $\text{NH}_3\text{-N}$ par an. Ce qui signifierait une réduction d'un peu moins de la moitié (voir aussi à ce sujet OFEFP/OFAG 1996, FF 1999).

Les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac doivent être diminuées de moitié environ.

Le tableau 15 ci-après résume les actions nécessaires et montre l'interaction entre les polluants azotés. Si les émissions de NO_x diminuent de plus de la moitié par rapport à leur niveau de 2000, il faudra réduire d'un peu moins que la moitié les émissions de NH_3 pour que les objectifs de protection en matière d'immissions soient atteints. Toutefois, les émissions de NO_x ayant déjà diminué de 40% entre 1985 et 2000, une réduction supplémentaire de 60% par rapport à 2000 ne sera que difficilement réalisable. En conséquence, on peut estimer que des réductions de moitié des émissions de NO_x et de NH_3 seront à réaliser pour atteindre les objectifs de protection en matière d'immissions.

Polluant	Limites d'exposition s'appliquant aux immissions (objectifs de protection)	Quantités maximales d'émissions pour respecter les limites d'exposition	Situation des émissions en 2000	Réductions d'émissions nécessaires
NO _x -N	VLI NO ₂ (OPair)	env. 20 kt N	33 kt N	env. 40 %
	VLI O ₃ (OPair)			
	charge critique d'O ₃ (CEE-ONU) charge critique d'acidité	env. 14 kt N		env. 60 %
NH ₃ -N	charge critique d'azote charge critique d'acidité	env. 25 kt N	44 kt N	env. 45 %

Tab. 15 Réductions des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) et d'ammoniac (NH₃) nécessaires, par rapport aux niveaux de 2000, pour respecter les objectifs de protection.

NO_x: oxydes d'azote

NO₂: dioxyde d'azote

O₃: ozone

OPair: ordonnance sur la protection de l'air

VLI: valeur limite d'immission

kt: kilotonne (1000 tonnes)

CEE-ONU: Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance

Les prévisions concernant l'évolution future des émissions d'oxydes d'azote, qui tiennent compte de toutes les mesures exécutoires décidées jusqu'ici, montrent clairement que les objectifs fixés pour les oxydes d'azote ne pourront pas être atteints à l'avenir sans que l'on adopte des mesures supplémentaires (fig. 84). Les mesures exécutoires décidées sont notamment, pour le trafic routier, les valeurs limites actuelles et futures pour les gaz d'échappement, telles qu'elles ont été fixées par l'UE (jusqu'à EURO 4 pour les voitures de tourisme, jusqu'à EURO 5 pour les camions). Ces valeurs limites seront introduites simultanément en Suisse.

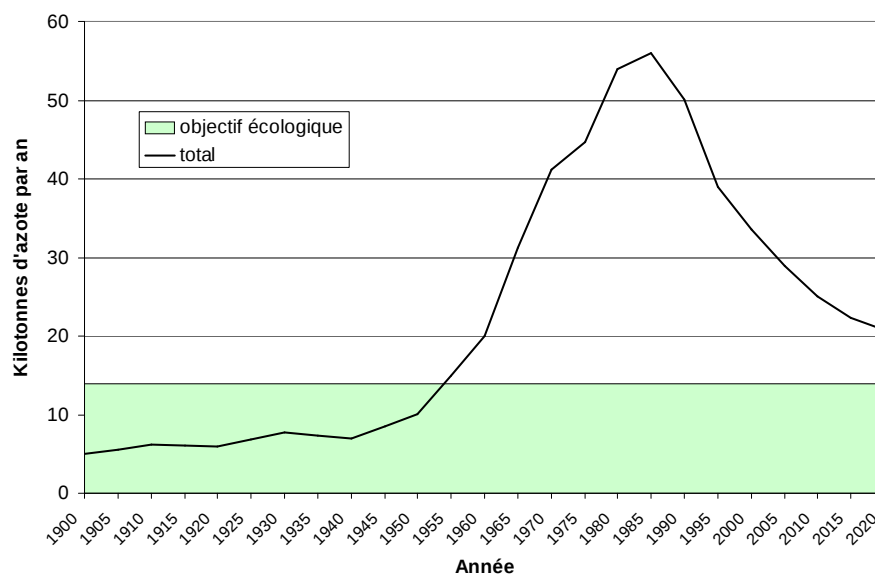


Fig. 84 Évolution des émissions d'oxydes d'azote en Suisse (kt N an⁻¹).

Les émissions doivent encore être diminuées de près de 40 % par rapport au niveau projeté pour 2020.

Les figures 85 et 86 montrent la répartition des émissions d'oxydes d'azote entre les groupes de sources importants en 2000 et en 2010. La surface des cercles est proportionnelle aux émissions totales de NO_x au cours de l'année considérée.

*Émetteurs importants
d'oxydes d'azote*

Parmi les principaux émetteurs de NO_x, on relève le trafic routier (transport de personnes et de marchandises), le secteur non-routier (machines de chantier, machines agricoles et forestières), les installations de combustion de l'industrie, de l'artisanat et des ménages, le trafic aérien, certains domaines du groupe de sources industrie et artisanat (p. ex. l'élimination des déchets, la fabrication de ciment), ainsi que les sols amendés. Pour réduire davantage les émissions d'oxydes d'azote, il faut s'attaquer en priorité à ces émetteurs principaux.

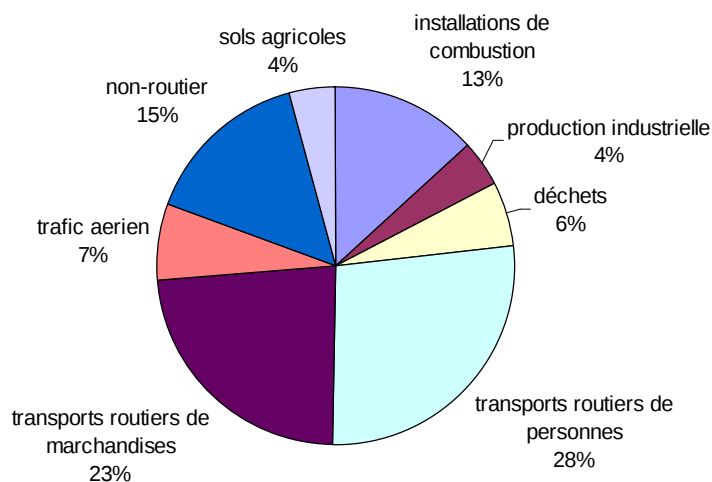
Émissions de NOx en 2000

Fig. 85 Répartition des émissions totales d'oxydes d'azote entre les groupes de sources en Suisse en 2000.

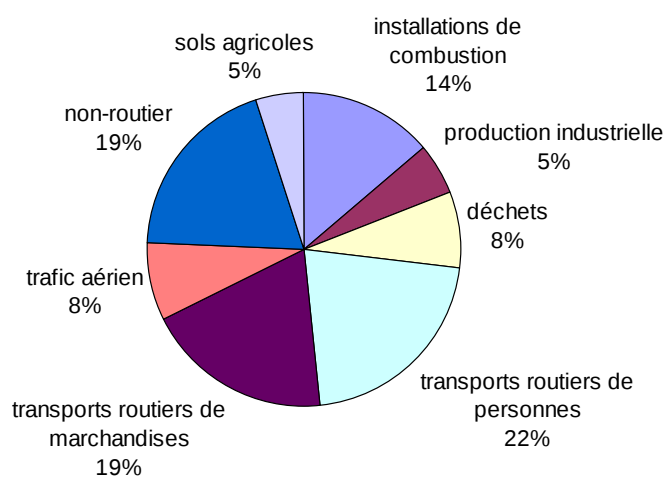
Émissions de NOx en 2010

Fig. 86 Répartition des émissions totales d'oxydes d'azote entre les groupes de sources en Suisse en 2010.

Les émissions d'ammoniac proviennent principalement de l'élevage d'animaux de rente.

S'agissant de l'ammoniac, environ 90 % des émissions totales en Suisse sont issues de l'agriculture. L'élevage d'animaux de rente contribue de manière prépondérante à ces émissions. Aussi, les actions nécessaires dans ce domaine comprennent en particulier l'utilisation de techniques à faible taux d'émission pour l'élevage d'animaux de rente. Dans les régions d'élevage intensif, une certaine adaptation des effectifs sera également nécessaire. La manière dont les réductions d'émissions devront être réparties sur la superficie de la Suisse pour arriver à une protection aussi bonne que possible – à savoir une suppression des dépassements des charges critiques – a également été étudiée à l'aide de modélisations (Rihm 2001). Les résultats de cette étude ont montré que, parallèlement à une réduction des émissions sur l'ensemble du territoire suisse par l'application des techniques récentes, un renforcement des mesures sera également nécessaire dans les régions à forte densité d'animaux de rente.

Les charges critiques d'azote sont dépassées en maints endroits en Europe.

Les analyses réalisées au plan international confirment également l'ampleur des mesures nécessaires en vue de réduire les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac. Le Protocole relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique a été signé fin 1999 à Göteborg, dans le cadre de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU 1999). Ce protocole prévoit comme objectif à long terme le respect des charges critiques de dépôts azotés et acidifiants ainsi que des niveaux critiques d'ozone. Ces objectifs devront être atteints par étapes, en fixant des objectifs intermédiaires de réduction des émissions. Le Protocole de Göteborg définit, en tant qu'objectif intermédiaire pour l'année 2010, des obligations nationales en matière de réduction des émissions de dioxyde de soufre, d'oxydes d'azote, d'ammoniac et de composés organiques volatils. Un développement du protocole s'avère toutefois nécessaire, notamment parce qu'une évaluation des effets des accords montre que, malgré les objectifs fixés, environ 40 % des écosystèmes sensibles d'Europe et 77 % des écosystèmes sensibles de Suisse présenteront encore des dépassements des charges critiques d'azote en 2010. À titre de comparaison, en 1990, quelque 55 % des écosystèmes d'Europe et environ 92 % des écosystèmes de Suisse présentaient des dépassements (Amann et al. 1999; fig. 87). Avec les Pays-Bas, la Belgique, la France, l'Italie (du Nord), l'Allemagne et la Pologne, la Suisse fait partie des pays où les dépassements sont les plus élevés.

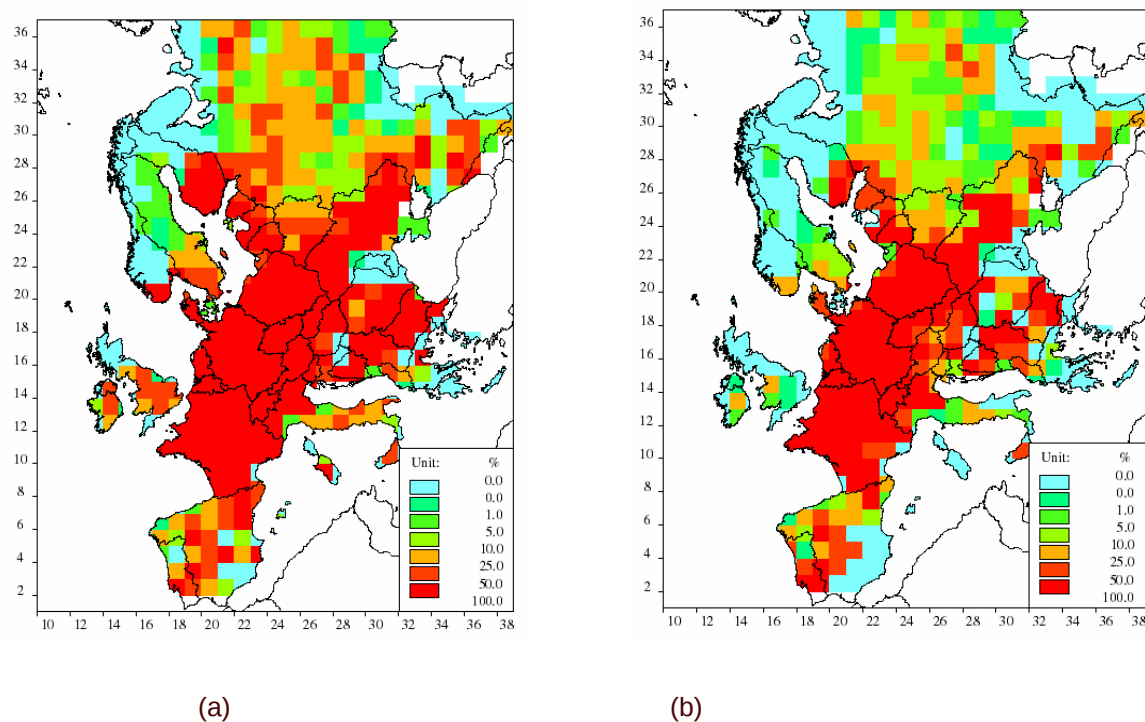


Fig. 87 Pourcentage des écosystèmes sensibles présentant un dépassement des charges critiques de dépôts azotés en Europe (a) en 1990 et (b) en 2010, après la mise en œuvre du protocole de Göteborg de la CEE-ONU (Amann et al. 1999).

6.2. Situation juridique

Selon le droit en vigueur en Suisse, les émissions de polluants doivent être limitées de manière préventive indépendamment de la pollution existante. La limitation préventive des émissions s'applique aux nouvelles installations et également aux installations existantes, compte tenu des délais d'assainissement. Si le niveau des immissions s'avère excessif malgré la limitation préventive des émissions, les émissions devront être limitées davantage. Si les émissions excessives sont occasionnées par plusieurs installations, l'autorité élabore et met en œuvre un plan de mesures.

Les émissions doivent être limitées de manière préventive.

La loi sur la protection de l'environnement (LPE) prévoit une protection contre les immissions en deux étapes, concrétisée dans l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair).

Dans une optique de prévention, les atteintes qui pourraient devenir nuisibles ou incommodantes doivent être réduites suffisamment tôt. Aussi, indépendamment de la pollution existante, il importe, à titre préventif, de limiter les émissions des installations dans la mesure où le permettent la technique et les conditions d'exploitation, et pour autant que cela soit économiquement supportable (art. 1 et art. 11, al. 2, LPE; art. 3 et 4 OPair).

S'il s'avère ou s'il y a lieu de présumer que les atteintes peuvent être nuisibles ou incommodantes (excessives) compte tenu de la pollution existante, les émissions seront limitées plus sévèrement (art. 11, al. 3, LPE; art. 5 OPair). La LPE exige en outre que les installations existantes ne répondant pas aux nouvelles exigences soient assainies (art. 16 LPE).

Les polluants doivent en premier lieu être limités à la source (art. 11, al. 1, LPE). L'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) concrétise les prescriptions de la LPE s'appliquant aux installations stationnaires. L'exécution des dispositions de l'OPair est principalement du ressort des cantons. Dans le cas de nouvelles installations, les dispositions de l'OPair relatives à la limitation préventive des émissions s'appliquent immédiatement; dans le cas d'installations existantes, les cantons fixent des délais d'assainissement spécifiques (art. 10 OPair). S'agissant des véhicules routiers motorisés, des dispositions relatives aux gaz d'échappement harmonisées avec les directives de l'Union européenne ont été fixées au niveau des ordonnances. Ces dispositions sont adaptées en même temps que celles de l'UE.

Les installations agricoles libérant les quantités les plus importantes d'ammoniac dans l'agriculture, telles que les étables et les installations de stockage du lisier (ouvrages fixes) ou les dispositifs d'épandage du lisier (appareils et machines), sont considérées comme des installations stationnaires au sens de l'art. 2, al. 1, OPair. Les émissions provenant du lisier sont partiellement captées et évacuées (p. ex. étables fermées avec ventilation mécanique); une partie parvient toutefois dans l'environnement de manière diffuse (p. ex. fosses à purin ouvertes). Une dif-

	férenciation entre ces deux types d'émissions doit être faite lors de l'application de l'OPair.
<i>Évaluation des émissions captées et évacuées</i>	Les valeurs préventives de l'annexe 1 OPair s'appliquent lorsqu'il s'agit d'évaluer des installations agricoles dont les émissions sont captées et évacuées. Demeurent réservées les dispositions complémentaires ou dérogatoires au sens des annexes 2 à 4. L'annexe 2, ch. 5, OPair renferme différentes dispositions (particulièrement) relatives à l'agriculture (distances minimales à respecter en raison d'immissions d'odeurs; systèmes d'aération). Les étables fermées avec ventilation contrôlée et les installations de stockage de lisier couvertes, par exemple, doivent être évaluées selon les annexes 1 et 2 OPair. Ces dispositions s'appliquent aux installations nouvelles et existantes.
<i>Évaluation des émissions diffuses</i>	Les sources d'émissions diffuses peuvent libérer de grandes quantités de polluants. Les émissions diffuses doivent, au cas par cas, être limitées de manière préventive selon l'art. 4 OPair, dans la mesure où cela est réalisable sur le plan de la technique et de l'exploitation, et économiquement supportable. Les émissions des étables ouvertes (stabulation libre), des fosses à purin ouvertes et celles libérées lors de l'épandage du lisier doivent donc être limitées en conséquence.
<i>État de la technique</i>	Selon l'art. 4, al. 2, OPair, sont réalisables sur le plan de la technique et de l'exploitation les mesures qui ont fait leurs preuves sur des installations comparables en Suisse ou à l'étranger ou qui ont été appliquées avec succès lors d'essais et que la technique permet de transposer à d'autres installations.
<i>Mesures économiquement supportables</i>	Pour évaluer si la limitation des émissions est économiquement supportable, on se fondera sur une entreprise moyenne, économiquement saine de la branche concernée, au sens de l'art. 4, al. 3, OPair. Lorsqu'il y a, dans une branche donnée, des catégories très différentes d'entreprises, l'évaluation se fera à partir d'une entreprise moyenne de la catégorie correspondante.
<i>Plans cantonaux de mesures</i>	S'il s'avère ou si l'on peut présumer qu'en dépit d'une limitation préventive des émissions, plusieurs installations stationnaires (ou une infrastructure destinée au transport) occasionnent des immissions excessives (p. ex. des dépassements des valeurs limites d'immission ou des charges critiques), l'autorité élabore et met en œuvre un plan de mesures au sens de l'art. 44a LPE et des art. 31 à 34 OPair. Ce plan doit viser à renforcer la limitation des émissions des installations nouvelles et existantes selon une stratégie cohérente. L'art. 32 OPair définit le contenu du plan de mesures. Outre l'indication des données relatives aux sources d'émissions, ainsi que l'évaluation des possibilités de réduction des émissions, des mesures et de leur efficacité, ce plan prévoit une évaluation des bases légales existantes et de celles qui restent à créer pour chacune de ces mesures. Pour ce dernier point, les cantons ont la possibilité, en vertu de l'art. 34, al. 1, OPair, de formuler des demandes auprès du Conseil fédéral lorsque le plan contient des mesures qui sont de la compétence de la Confédération.

6.3. Mesures de réduction des émissions envisageables

Les réductions importantes des émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac qui s'avèrent nécessaires pour protéger la santé humaine et l'environnement ne peuvent pas être réalisées en appliquant une mesure unique. Seule une série de mesures qui se complètent et dont les effets s'additionnent permettra d'atteindre l'objectif fixé. Il s'agit notamment de mesures techniques – principalement une application cohérente, adaptée à l'installation, des techniques récentes en matière de réduction des émissions –, mais aussi d'améliorations structurelles dans les domaines de l'utilisation de l'énergie et de l'aménagement du territoire, d'incitations économiques (taxes d'incitation, différenciation de l'imposition des systèmes en fonction de leur impact sur l'environnement, adaptation des prestations écologiques requises dans l'agriculture), ainsi que d'une amélioration du controlling lors de l'exécution.

Il est urgent de prendre des mesures pour réduire les émissions de polluants azotés (cf. chapitre 6.1.). S'agissant en particulier des émissions d'ammoniac issues de l'agriculture, il existe un retard important qu'il s'agit de combler. En effet, dans ce domaine, on n'a jusqu'à présent pris que des mesures isolées. Il est évident que les réductions d'émissions importantes qui s'avèrent nécessaires ne pourront pas être obtenues à court terme, mais uniquement à moyen terme, et qu'une mesure unique ne permettra pas d'atteindre l'objectif visé: il faut toute une série de mesures qui se complètent et dont les effets s'additionnent. Les mesures pouvant entrer en ligne de compte dans le cadre d'un paquet global sont développées ci-après.

6.3.1. Mesures envisageables pour réduire les émissions d'oxydes d'azote

Les émissions d'azote oxydé proviennent presque exclusivement de la combustion des carburants, des combustibles et des déchets. Les mesures visant à diminuer le nombre de kilomètres parcourus par le trafic motorisé (trafic routier, trafic aérien, trafic non-routier), la consommation de combustible ou le volume des déchets incinérés ont donc pour effet une diminution des émissions de NO_x . Il est en outre possible de réduire, par des mesures techniques, les coefficients d'émission, en d'autres termes la quantité de polluants émis par kilo de combustible ou par kilomètre parcouru. Il existe déjà des techniques efficaces de traitement des effluents gazeux pour certaines sources, notamment les pots catalytiques pour les moteurs à essence, les brûleurs low- NO_x pour les chauffages au mazout et au gaz ainsi que les systèmes De NO_x pour les usines d'incinération des ordures ménagères et les cimenteries. Les prescriptions relatives au traitement des effluents gazeux d'autres sources ne sont pas encore suffisamment sévères, notamment en ce qui concerne les moteurs des avions, les moteurs diesel et les installations de combustion de bois d'une certaine importance.

S'agissant des véhicules et des machines non-routiers, la Suisse a repris les valeurs limites fixées par l'UE, mais elles ne s'appliquent qu'après des délais transitoires, et uniquement aux véhicules et aux machines neufs. Aussi, au vu de la durée de vie relativement longue de ces machines, il ne faut pas s'attendre à une réduction des NO_x avant 10 à 20 ans.

Le Conseil fédéral a pris une décision de principe pour une série de mesures qui n'ont pas encore été transposées dans des actes législatifs exécutoires. Il s'agit, par exemple, de l'introduction d'une taxe sur le CO₂ ou du transfert du trafic de marchandises transalpin de la route au rail conformément à l'article sur la protection des Alpes et à la loi sur le transfert du trafic.

Toutefois, même la transposition des mesures dont le principe a été arrêté ne suffira pas pour atteindre les objectifs. Des mesures complémentaires sont nécessaires.

Les mesures envisageables sont énoncées ci-après. Elles ont été groupées en fonction de leur potentiel de réduction des émissions, rapporté à l'année 2020. Les mesures comportant trois astérisques (***) présentent un potentiel de plusieurs milliers de tonnes de NO_x (exprimé en NO₂) par an. Le potentiel de réduction est de l'ordre de quelques centaines de tonnes par an pour les mesures comportant deux astérisques (**) et plus faible pour celles comportant un astérisque (*). Les mesures ne comportant pas d'astérisque sont également efficaces; il s'agit toutefois de mesures pour lesquelles on ne dispose pas de données quantifiées fiables.

- **Mesures techniques**

- Renforcement des normes en matière de gaz d'échappement pour les véhicules routiers, notamment les véhicules diesel, conformément à l'état actuel de la technique (filtre à particules, système DeNO_x). ***
- Renforcement des prescriptions relatives aux gaz d'échappement pour les machines de chantier et les véhicules et machines agricoles et forestiers, et accélération de leur mise en œuvre (filtre à particules, système DeNO_x lorsqu'il sera au point pour être produit en série). ***
- Prescriptions contraignantes concernant la consommation des véhicules à moteur afin d'exploiter le potentiel considérable d'économies d'énergie disponible. **
- Renforcement des prescriptions relatives aux gaz d'échappement pour les avions. **
- Renforcement des valeurs limites d'émission pour les grandes installations de combustion (au mazout, au charbon, au bois et au gaz) grâce à l'application des techniques les plus performantes. *
- Adaptation des valeurs limites d'émission à l'état actuel de la technique pour les sources individuelles importantes de NO_x, telles que les cimenteries, les verreries et les briqueteries. *
- Réduction des émissions des engins de travail à moteur à combustion. *

- **Améliorations structurelles**

- Renforcement des prescriptions, des objectifs et des mesures en vue d'une utilisation plus rationnelle de l'énergie dans les bâtiments et les installations dans le cadre du programme d'action Énergie CH (p. ex. rendre obligatoire le standard Minergie ou certaines parties de celui-ci). **
- Utilisation de toutes les mesures d'aménagement du territoire pour minimiser la prestation du trafic motorisé par une disposition judicieuse des zones d'habitation, de travail, de services et d'activités récréatives. **
- Encouragement de la circulation piétonne et cycliste par une amélioration des structures locales et régionales (Plan directeur de la mobilité douce en consultation). *

- **Mesures économiques, mesures d'incitation**

- Introduction de redevances liées aux prestations pour le trafic routier, p. ex. taxe sur le CO₂ et road-pricing dans les agglomérations. **
- Introduction d'impôts sur le carburant pour le kérosène dans le secteur du trafic aérien international ainsi que de taxes d'incitation pour les vols à courte distance. **
- Encouragement du transfert du trafic de marchandises et de personnes de la route et de la voie aérienne vers le rail, en particulier dans le domaine des déplacements pour les loisirs, par une plus grande attractivité des transports publics à faible consommation d'énergie et respectueux de l'environnement. **
- Réduction des émissions de NO des sols agricoles par une diminution des apports d'azote liés aux engrais (taxes d'incitation). **
- Redevance sur le trafic poids lourds liée aux prestations (RPLP): promotion des véhicules à faible taux d'émission par une nouvelle répartition des groupes en fonction du profil des émissions.
- Promotion des systèmes de propulsion alternatifs à faible taux d'émission pour le trafic de personnes et de marchandises.
- Promotion d'installations de production de chaleur à très faible taux d'émission de NO_x.
- Instruments d'encouragement et d'incitation visant à accélérer l'introduction de techniques respectueuses de l'environnement.

- **Amélioration de l'exécution, controlling**

- Meilleur respect des limitations de vitesse dans le trafic routier.
- Surveillance sur le terrain, afin de s'assurer que les limitations des émissions de véhicules à moteur ne soient pas seulement respectées lors de l'expertise mais aussi lors de l'utilisation en conditions réelles.
- Contrôle périodique des émissions de NO_x de toutes les installations de chauffage au mazout et au gaz.

En combinant judicieusement des mesures techniques, structurelles et économiques ainsi que des mesures visant à améliorer l'exécution, on parviendra à réduire de manière conséquente les émissions de NO_x. Il est néanmoins nécessaire

d'adopter une politique cohérente, qui intègre les intérêts de la protection de l'air dans les politiques de différents domaines – énergie, transports, aménagement du territoire, agriculture et finances. Il faut aussi prendre en considération les éventuelles synergies entre la protection de l'air, la protection du climat et la protection des espèces et les intégrer dans les décisions. L'azote réactif est nocif pour la santé; il met aussi en péril les écosystèmes naturels, entraîne une diminution des espèces et contribue au réchauffement climatique (par le biais du protoxyde d'azote et de l'ozone, polluant secondaire). Des mesures visant à diminuer la consommation de carburants et de combustibles dans notre pays, telles qu'une taxe sur le CO₂ ou des prescriptions concernant la consommation des véhicules à moteur, ont des effets positifs dans tous ces domaines. En revanche, une promotion des véhicules diesel sans filtre à particules et sans système DeNO_x, par exemple, serait une mesure contre-productive du point de vue de la protection de l'air. Elle mettrait en péril la réalisation des objectifs.

6.3.2. Mesures envisageables pour réduire les émissions d'ammoniac

En Suisse, 92 % des émissions d'ammoniac dans l'air proviennent de l'agriculture, la contribution la plus importante étant imputable à l'exploitation d'animaux de rente. Des taux élevés d'émissions se forment si, dans les étables, l'échange d'air est important au-dessus des surfaces souillées, si l'urine et les excréments ne sont pas évacués rapidement dans des installations de stockage du lisier couvertes, si le purin et les excréments sont stockés dans des fosses ouvertes ou si leur épandage ne s'effectue pas à proximité du sol ni à un moment propice. Les émissions sont aussi proportionnelles au nombre d'animaux. C'est pourquoi des mesures visant à réduire les émissions doivent en premier lieu être prises et appliquées dans le domaine de l'exploitation des animaux de rente. Trois approches susceptibles de se compléter peuvent contribuer à la réduction des émissions (OFEFP/OFAG 1996, FAL 1997, CEE-ONU 2001, Cercl'Air 2002):

- ***Utilisation des meilleures techniques disponibles pour réduire les émissions***

Dans l'esprit d'une bonne pratique agricole, il s'agit d'appliquer les techniques les plus récentes en matière de réduction des émissions. Des mesures efficaces peuvent être prises dès à présent en ce qui concerne:

- le stockage du purin (installation d'une couverture efficace pour éviter l'échange d'air au-dessus des matières stockées);
- l'épandage des engrais de ferme (épandage à faible taux d'émission à proximité du sol, p. ex. à l'aide d'un épandeur à tuyau souple ou, le cas échéant, par injection; enfouissement immédiat après l'épandage);
- l'organisation de l'utilisation des engrais de ferme, notamment en choisissant pour l'épandage un moment propice, qui tienne compte des conditions météorologiques (de préférence en l'absence de vent, par temps frais et humide) et de l'heure (de préférence le soir); et

- les systèmes de stabulation: il s'agit de construire des systèmes à faible taux d'émission qui permettent d'optimiser les exigences en matière de protection de l'air et de protection des animaux, l'aspect principal étant la propreté. En d'autres termes, il s'agit d'assurer une évacuation rapide de l'urine et des excréments dans des installations de stockage du lisier couvertes, afin de limiter la libération de l'ammoniac formé par hydrolyse de l'urée.

Un allongement de la durée de pâture permettrait également une réduction des émissions. Il semble toutefois que cette mesure pourrait diminuer l'efficacité de l'azote dans les exploitations en raison de la mauvaise répartition spatiale des apports d'azote, avec en outre un risque d'utilisation accrue d'engrais minéraux azotés pour compenser l'efficacité réduite de l'azote. De plus, certaines questions concernant l'augmentation des dégâts dus au piétinement et les frais inhérents à l'entretien et à la remise en état des pâturages ne sont pas encore résolues.

Dans les régions d'élevage intensif d'animaux de rente, certains procédés, tels que la séparation et le traitement du purin, sont également envisagés dans le cadre des plans cantonaux de mesures, en tant que possibilité pour réduire les émissions d'ammoniac.

L'application des meilleures techniques disponibles de réduction des émissions est un élément important quel que soit le type d'exploitation agricole – production conventionnelle, intégrée ou biologique.

- ***Amélioration de l'utilisation de l'azote dans l'agriculture***

On peut améliorer l'utilisation de l'azote en optimisant l'apport d'azote dans l'alimentation animale, en adaptant l'apport d'engrais aux besoins grâce à un nombre d'unités de gros bétail-fumure par hectare correspondant au site ainsi qu'en adaptant l'utilisation des engrais (de ferme ou minéraux) au potentiel de production effectif des exploitations.

- ***Influence des effectifs d'animaux de rente***

Si l'on part du principe général que les émissions d'ammoniac augmentent en fonction des effectifs d'animaux de rente, une baisse des effectifs entraînera une diminution des émissions d'azote. Des études faites par l'ancien Institut de recherche en protection de l'environnement et en agriculture (IUL), la Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture (FAL) et la Station fédérale de recherches en économie et technologie agricoles (FAT) ont montré que la baisse des effectifs d'animaux de rente est la mesure qui engendre, comparativement à d'autres, les coûts les plus élevés, exprimés en perte de revenus. Il s'agit donc d'une mesure qui doit être envisagée après les mesures techniques et organisationnelles. La mise en œuvre de la décision prise en 1995 par la Conférence des directeurs cantonaux de l'agriculture concernant les valeurs indicatives pour les effectifs maximaux d'animaux de rente entraînerait un allègement important dans les régions d'élevage intensif (CDA/OFAG 1995). Dans le contexte de la relation entre les effectifs d'animaux de rente et les émissions d'ammoniac, il y a aussi lieu

de considérer le problème des augmentations si, le cas échéant, aucune mesure visant à diminuer les émissions n'est prise en même temps. À cet égard, le comportement du consommateur en matière d'alimentation a également une influence sur les effectifs d'animaux de rente.

Les trois niveaux d'action mentionnés peuvent contribuer à réduire considérablement les émissions d'ammoniac. La deuxième et la troisième approche présentent notamment des synergies marquées avec la protection des eaux. Du point de vue de la protection de l'air, l'application des techniques récentes en matière de réduction des émissions constitue la démarche prioritaire. Des études ont en effet montré qu'une application systématique de ces techniques permettrait de réduire les émissions d'environ 30 à 40 % (FAL-IUL/FAT 1996). Dans la perspective d'une diminution de moitié des émissions d'ammoniac, qui s'avère nécessaire d'un point de vue écologique, il serait donc également nécessaire de diminuer le nombre de bêtes de 10 à 20% en complément de l'application des techniques récentes en matière de réduction des émissions, au cas où les progrès techniques ne permettraient pas une réduction supplémentaire des émissions. Dans la mesure où, à l'heure actuelle, une certaine diminution des effectifs est indiquée dans les régions d'élevage intensif pour des raisons de protection du sol et des eaux, on entrevoit des synergies avec la protection de l'air.

Dans son rapport du 21 mai 2003 sur la réduction des risques environnementaux liés aux engrais et aux produits phytosanitaires (en réponse à la motion 94.3005 de la CEATE-E), le Conseil fédéral a exigé un engagement plus important de la Confédération et des cantons en ce qui concerne l'apport d'engrais, l'exploitation du sol et la protection de l'air (FF 2003). Il a notamment relevé que, dans le contexte de la mise en œuvre des limitations préventives des émissions au sens de l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) et des plans cantonaux de mesure au sens l'OPair, en vue de réduire les charges excessives d'azote, il fallait créer des conditions cadres favorables sous forme de stratégies d'incitation et de programmes de promotion des technologies à faible taux d'émission. Parmi les incitations économiques envisageables dans le domaine de l'agriculture pour réduire les émissions d'ammoniac, compte tenu du droit en vigueur, on peut citer:

- des adaptations de l'ordonnance sur les paiements directs par le biais de l'introduction, dans les prestations écologiques requises, de critères relatifs à une utilisation des engrais de ferme générant un faible taux d'émission;
- la création de programmes de promotion des techniques à faible taux d'émission (p. ex. grâce à des crédits d'investissement à des taux favorables);
ou
- une extension, limitée dans le temps, du domaine d'application de l'art. 62a de la loi sur la protection des eaux (indemnisation des mesures de l'agriculture visant à empêcher le ruissellement et le lessivage de substances) aux mesures de protection de l'air, les sommes à disposition n'étant actuellement pas épuisées en raison du nombre limité de projets cantonaux de protection des eaux présentés.

Les programmes de promotion des techniques à faible taux d'émission (p. ex. épandeur à tuyau souple) mis en œuvre jusqu'ici dans certains cantons se sont avérés efficaces et ont contribué à l'exécution des directives de protection de l'air.

7. Conclusions et recommandations

Vu l'ampleur des mesures nécessaires, la Commission fédérale de l'hygiène de l'air recommande d'utiliser plus systématiquement les possibilités existantes pour réduire les émissions des oxydes d'azote et de l'ammoniac. Il s'agit notamment d'appliquer les techniques les plus récentes en matière de limitation des émissions dans les domaines des transports, de l'agriculture ainsi que de l'industrie et de l'artisanat, mais aussi de créer des conditions cadres plus appropriées (amélioration des infrastructures, incitations économiques), susceptibles d'encourager les actions écologiques.

En Suisse, les charges critiques d'azote, à savoir les apports maximaux d'azote admissibles d'un point de vue écologique dans les écosystèmes proches de l'état naturel, selon l'état actuel des connaissances, sont dépassées en de nombreux endroits. Des analyses de la répartition spatiale ont montré que plus de 90 % des aires forestières et environ 55 % de la surface des autres écosystèmes proches de l'état naturel présentaient une charge d'azote d'excessive due aux dépôts de polluants atmosphériques azotés. Ces dépassements sont plus ou moins importants selon les régions et les écosystèmes. Les écosystèmes forestiers, qui filtrent les polluants atmosphériques plus largement que d'autres écosystèmes, sont les plus touchés; en certains endroits, les charges critiques sont dépassées de plus de 200 %.

La Suisse n'est pas le seul pays à faire ce constat. Des recherches menées dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance ont montré que, même après la mise en œuvre du Protocole de Göteborg, le protocole le plus récent relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique, une grande partie de l'Europe – de l'Espagne et de l'Italie au sud de la Scandinavie – présentera encore des dépassements des charges critiques d'azote. La Suisse figure, avec notamment les Pays-Bas, la Belgique, la France, l'Italie (du Nord), l'Allemagne et la Pologne, parmi les pays recensant les dépassements les plus élevés.

Les charges en polluants atmosphériques azotés sont nettement trop élevées.

Les charges en polluants atmosphériques, qui sont émis dans l'atmosphère par les activités humaines et transportés sur des distances plus ou moins grandes, sont donc nettement trop élevées en Suisse. Elles sont essentiellement dues aux oxydes d'azote, principalement générés lors de la combustion de carburants et combustibles, ainsi qu'à l'ammoniac provenant en majeure partie de l'exploitation d'animaux de rente. Exprimées en azote libéré, les émissions d'azote de l'agriculture sont actuellement plus de deux fois supérieures aux émissions d'oxydes d'azote de l'ensemble du trafic en Suisse.

Une fois émis, les oxydes d'azote et l'ammoniac sont transportés sur des distances plus ou moins grandes et se déposent directement ou après transformation (p. ex. en nitrate ou en ammonium) sous forme sèche ou humide dans les écosystèmes proches de l'état naturel. Les écosystèmes sensibles sont notamment les forêts,

	les prairies naturelles et les pelouses sèches riches en espèces, les tourbières, les bas-marais, les landes et les eaux stagnantes pauvres en nutriments, qui sont considérés, selon le droit suisse, comme des habitats (biotopes) d'une grande diversité biologique, particulièrement dignes de protection.
<i>De nombreux écosystèmes sont menacés par des charges élevées d'azote.</i>	Les dépôts azotés ont des répercussions importantes sur les écosystèmes sensibles: ils induisent une acidification et une eutrophisation des sols ayant des effets préjudiciables sur la végétation, la faune, la fonction et la vitalité des systèmes. Aussi, les questions concernant la diversité biologique ne peuvent pas être abordées sans tenir compte de la charge d'azote. La charge en azote des nappes phréatiques et des eaux de surface est une conséquence du lessivage des nitrates des systèmes terrestres environnants et des pertes par ruissellement, et constitue souvent une indication de leur surcharge ou de leur saturation en azote.
<i>L'ammoniac contribue de manière prépondérante à la charge en azote.</i>	Les recherches menées en Suisse et au plan international montrent qu'actuellement, dans notre pays, environ deux tiers des dépôts azotés eutrophisants proviennent de composés réduits ayant pour origine des émissions d'ammoniac. Les proportions de composés azotés réduits et oxydés dans les dépôts totaux peuvent varier fortement selon les endroits ou les régions. Dans les dépôts de composés azotés réduits, la quote-part provenant d'émissions suisses est nettement plus élevée que dans les dépôts de composés azotés oxydés. Les composés azotés oxydés peuvent en effet être transportés sur des distances beaucoup plus grandes que les composés azotés réduits (ammoniac, ammonium), et sont donc plus susceptibles d'être exportés de Suisse. À l'inverse, les quantités de composés azotés oxydés importées en Suisse sont plus élevées que celles de composés azotés réduits. En Suisse, la contribution des composés azotés aux dépôts à action acidifiante (dépôts acides) correspond actuellement à environ 75 %, dont 50 % pour les seuls composés azotés réduits. L'effet autrefois dominant du soufre est beaucoup moins prononcé.
<i>La charge en ozone est trop élevée, ce qui a des répercussions sur la santé et sur la végétation.</i>	Les oxydes d'azote jouent un rôle important dans la formation de l'ozone proche du sol et d'autres agents photooxydants qui se forment surtout en concentrations élevées au cours des épisodes de smog estival. Des niveaux élevés d'ozone ont des répercussions sur la santé humaine, la végétation et les matériaux. Des concentrations élevées d'ozone troposphérique contribuent en outre au réchauffement climatique, et ce dans une proportion comparable aux hydrocarbures halogénés persistants et supérieure au protoxyde d'azote. Chaque été en Suisse, les valeurs limites d'immission pour l'ozone fixées par l'ordonnance sur la protection de l'air sur la base des effets induits sont largement dépassées, tout comme les niveaux critiques définis par la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance et les valeurs guides pour l'Europe des « Air Quality Guidelines » de l'OMS. Les charges d'ozone les plus élevées sont enregistrées au sud des Alpes.
<i>La charge en poussières fines est trop élevée et présente un risque pour la santé.</i>	Le dioxyde d'azote et l'ammoniac contribuent à la formation des aérosols secondaires, une composante des poussières fines respirables (PM). Les effets des poussières fines respirables sur la santé humaine (morbidité, mortalité) sont ac-

tuellement bien documentés, notamment grâce à de vastes études épidémiologiques. Dans les villes et les agglomérations, ainsi que le long des routes à fort trafic, les valeurs limites d'immission fixées par l'ordonnance sur la protection de l'air pour les PM10 sont toujours nettement dépassées. Les coûts de santé induits par les PM10 en Suisse ont été chiffrés à environ 6 milliards de francs par an.

On a pu démontrer que le dioxyde d'azote a des effets directs sur la santé et que, s'agissant des effets directs sur la végétation, les oxydes d'azote (dioxyde d'azote et monoxyde d'azote) jouent un rôle important. Les oxydes d'azote et l'ammoniac contribuent en outre à la dégradation de la pierre des ouvrages de construction. En Suisse, les valeurs limites d'immission pour le dioxyde d'azote fixées par l'ordonnance sur la protection de l'air sur la base des effets induits sont surtout dépassées dans les villes, les agglomérations et le long des routes à fort trafic.

Il faut diminuer de moitié environ les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac.

Si les actions nécessaires en vue de réduire les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac sont axées sur les multiples effets connus et, dans cette optique, sur la protection des récepteurs sensibles (l'homme et les écosystèmes), il y a lieu de réduire de moitié environ les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac par rapport à leur niveau de 2000. On peut donc affirmer qu'il reste encore beaucoup à faire.

Les émissions d'oxydes d'azote ont surtout considérablement augmenté depuis 1950. Par rapport à leur niveau maximum, atteint au milieu des années 80, elles ont néanmoins déjà accusé un net recul jusqu'en 2000 (une diminution de 40%), et ce surtout grâce à l'application des techniques les plus récentes en matière de réduction des émissions sur les installations de combustion stationnaires et les véhicules à moteur. Cette baisse des émissions ressort également des données recueillies sur une période prolongée par le réseau national d'observation des polluants atmosphériques (NABEL), qui montrent l'évolution des immissions de dioxyde d'azote, ainsi que des données des stations de mesure cantonales et communales. Un renforcement des mesures est cependant nécessaire pour supprimer les dépassements des valeurs limites d'immission du dioxyde d'azote et de l'ozone, qui persistent toujours, et pour ramener la contribution des oxydes d'azote à l'eutrophisation, à l'acidification et à la formation d'aérosols à des niveaux acceptables.

S'agissant des émissions d'ammoniac, on ne dispose jusqu'ici d'aucune quantification historique tenant compte des modifications des techniques de production et du rendement des animaux de rente, facteur qui, parallèlement aux effectifs d'animaux de rente, a également une influence sur les émissions. Des évaluations grossières basées uniquement sur les effectifs des animaux de rente permettent de conclure que, vers la fin du XIX^e siècle, le niveau des émissions d'ammoniac devait être plus de deux fois inférieur à celui que nous connaissons aujourd'hui. Selon un nouvel inventaire, les émissions d'ammoniac ont diminué de 19 % essentiellement en raison de la diminution du cheptel entre 1990 et 2000; depuis lors, on n'observe plus de grande variation. S'agissant des immissions, on n'enregistre aucune tendance à la baisse, que ce soit pour l'ammoniac gazeux (pour lequel on

dispose d'une série de mesures à partir de 1993 ainsi que de mesures en de nombreux emplacements depuis 2000) ou pour la charge d'ammonium dans les précipitations (pour laquelle des mesures sont disponibles depuis 1985).

De nombreuses mesures individuelles sont nécessaires pour réduire les émissions.

L'agriculture est un groupe de sources où il existe, par rapport à d'autres sources de pollution atmosphérique, un retard à combler dans l'application des techniques performantes en matière de réduction des émissions. Des enquêtes ont montré qu'une application systématique de ces techniques permettrait de diminuer les émissions de 30 à 40 % sur l'ensemble du territoire. Pour atteindre l'objectif d'une diminution de moitié des émissions – nécessaire d'un point de vue écologique –, il faut des mesures plus poussées, qui devront éventuellement aussi englober une certaine baisse des effectifs d'animaux de rente au cas où les progrès techniques ne permettraient pas de réduire les émissions. Dans l'optique actuelle, une diminution du nombre d'animaux de rente est néanmoins indiquée dans les régions d'élevage intensif, dans un souci de protection du sol et des eaux; certaines synergies avec la protection de l'air sont donc envisageables.

Il est évident que la réduction importante des émissions qui s'avère nécessaire ne pourra pas être atteinte à court terme, mais uniquement à moyen terme. Il est tout aussi clair que ce n'est pas avec une mesure unique que l'objectif pourra être atteint, mais avec toute une série de mesures qui se complètent et dont les effets s'additionnent. Outre les mesures au niveau fédéral, des mesures devront également être prises aux échelons cantonal et communal. Au vu des immissions excessives, le plan cantonal de mesures joue un rôle important. Cet instrument de partenariat entre la Confédération et les cantons permet au canton de participer, par le biais de demandes formulées auprès de la Confédération, à la création de conditions cadres appropriées rendant l'exécution plus efficace. Dans cette perspective, il sera crucial que la politique de protection de l'air puisse consolider les résultats acquis jusqu'ici et permette de continuer à bâtir de manière cohérente sur ces bases. Dans cette démarche, il y a lieu de considérer les aspects suivants:

Dans l'agriculture aussi, il faut appliquer les techniques performantes pour diminuer les émissions.

1. Promotion et application systématique des techniques en matière de réduction des émissions

S'agissant de l'ammoniac issu de l'agriculture, il y a lieu de combler le retard important dans l'application préventive des techniques performantes en matière de réduction des émissions, prévue par l'ordonnance sur la protection de l'air. Il existe un potentiel de réduction élevé pour les réservoirs de stockage des engrais de ferme à ciel ouvert, qui devront être équipés d'une couverture efficace. Il en va de même pour l'épandage des engrais de ferme, où il s'agira d'utiliser des systèmes modernes à faible taux d'émission (p. ex. un épandage à proximité du sol à l'aide d'un épandeur à tuyau souple ou, le cas échéant, par injection). Les systèmes de stabulation devront être aménagés de manière à ce que l'exploitation s'effectue avec un faible taux d'émission; il est très important que la propreté règne dans l'étable et dans l'espace dans lequel les animaux peuvent évoluer en liberté, en d'autres termes que l'urine et les excréments soient évacués rapidement dans des installations

de stockage de lisier couvertes. La propreté présente par ailleurs également un intérêt du point de vue de la protection des animaux. Si les flux d'ammoniac sont toujours trop élevés une fois que les émissions ont été limitées préventivement par l'application des techniques récentes, une réduction supplémentaire peut être obtenue en utilisant les plans cantonaux de mesures, instrument prévu par l'ordonnance sur la protection de l'air, qui permettent de formuler des demandes auprès de la Confédération afin de créer des conditions cadres pour l'exécution.

On doit uniquement autoriser des véhicules diesel propres, équipés de filtres à particules et d'un système de réduction des NO_x.

Il existe toujours un potentiel de réduction technique des émissions des véhicules à moteur à essence. Dans ce contexte, il faut veiller à ne pas mettre en péril les résultats obtenus jusqu'ici en encourageant l'utilisation de technologies ayant un profil d'émissions moins bon. En conséquence, les moteurs diesel doivent être équipés non seulement de systèmes pour réduire les émissions de particules fines respirables, mais aussi d'un système pour réduire les oxydes d'azote (DeNO_x) afin d'atteindre un niveau d'émission de NO_x qui ne dépasse pas celui des véhicules à moteur à essence les plus performants. À l'heure actuelle, une promotion des moteurs diesel entraînerait indubitablement une augmentation des émissions d'oxydes d'azote; étant donné l'ampleur des mesures nécessaires en vue de réduire les émissions, une telle décision ne serait pas acceptable.

Pour les engins de chantier et les véhicules agricoles et forestiers, il faut viser l'adoption de prescriptions en matière d'émissions qui soient aussi sévères que celles applicables aux véhicules routiers.

Lors de la prochaine révision de l'ordonnance sur la protection de l'air ou dans le cadre des plans cantonaux de mesures, il faut prévoir, pour les grandes installations, une adaptation à l'état de la technique en matière de réduction des émissions d'oxydes d'azote. Il existe déjà des systèmes DeNO_x performants, notamment pour les moteurs stationnaires et les fours à ciment, qui permettent de réduire de plus de 80 % les émissions de NO_x.

Dans le contexte de la promotion de l'utilisation de ressources renouvelables (p. ex. le chauffage au bois), il faut mettre l'accent sur la diminution des émissions de particules et d'oxydes d'azote afin de pouvoir atteindre des niveaux d'émission beaucoup plus faibles que ceux encore autorisés aujourd'hui. Il faut chercher à s'approcher des valeurs limites d'émission sévères en vigueur pour les installations de combustion d'huile de chauffage.

Des prescriptions contraignantes concernant la consommation de carburant des véhicules à moteur pourraient contribuer à exploiter le potentiel important de réduction des émissions.

2. Améliorations structurelles

S'agissant des mesures visant à améliorer les structures agricoles, il y a lieu de lier les contributions financières (incitations) et les crédits d'investissement à l'obligation d'atteindre également des objectifs écologiques en matière de protection de l'air.

Une baisse des émissions d'ammoniac peut également être obtenue par une adaptation systématique du nombre d'animaux de rente à la surface agricole utile pouvant être amendée et par la prise en compte des réserves élevées en phosphore dans les sols de certaines régions. La mise en œuvre de la décision prise en 1995 par la Conférence des directeurs cantonaux de l'agriculture concernant les valeurs indicatives pour les effectifs maximaux d'animaux de rente dans les régions où ces effectifs sont élevés entraînerait une réduction sensible de la charge.

Les efforts déployés en matière de transfert du trafic lourd de la route au rail doivent être renforcés.

La promotion des transports publics ainsi que leur attractivité sont encore insuffisantes, en particulier dans les agglomérations, pour stopper, voire inverser, la tendance à une augmentation du trafic privé. Dans ce domaine, les mesures d'économie de la Confédération ne sont pas suffisamment axées sur les objectifs.

Les conditions cadres visant à encourager l'utilisation rationnelle de l'énergie doivent être améliorées et complétées par des prescriptions efficaces dans le domaine des bâtiments et des installations.

Il subsiste toujours un potentiel important en matière d'encouragement de la circulation piétonne et cycliste par le biais d'une amélioration des structures locales et régionales (Plan directeur de la mobilité douce).

Les concepts d'aménagement du territoire ayant comme objectif de minimiser la prestation du trafic privé doivent être réalisés de manière cohérente par une disposition judicieuse des zones d'habitation, de travail, de services et d'activités récréatives.

3. Mesures économiques, incitations

Des incitations économiques axées sur des objectifs permettent de promouvoir des technologies propres et d'encourager les actions écologiques.

Des instruments économiques axés sur la réalisation d'objectifs permettent de créer des incitations importantes en faveur de l'application de techniques à faible taux d'émission et d'actions écologiques. La contribution financière des pollueurs aux dommages induits par les polluants atmosphériques reste encore trop faible. Des efforts supplémentaires doivent être entrepris pour arriver à une transparence des coûts dans le sens d'une internalisation des coûts externes, en particulier dans le domaine des transports (transports routiers, transports aériens), mais aussi dans l'agriculture, où il y a lieu de mieux lier les paiements directs écologiques, qui sont importants du point de vue économique, à la véritable prestation écologique (incluant également la protection de l'air).

Les incitations économiques dont on peut attendre un effet positif sont:

Les paiements directs écologiques devront être plus fortement liés aux prestations écologiques requises (incluant la protection de l'air).

- l'intégration d'un critère de « faible taux d'émission lors de l'utilisation des engrais de ferme » dans le contrôle des prestations écologiques donnant droit aux paiements directs écologiques dans l'agriculture;
- s'agissant des paiements directs écologiques dans l'agriculture et de la tolérance et des exigences concernant le bilan de nutriments, la tolérance actuelle de +10% pour l'azote (au total 110%) ne peut plus se justifier au vu du niveau toujours élevé des émissions d'azote; dans l'optique d'une amélioration de la prestation écologique, qui s'avère nécessaire dans ce domaine, il y a donc lieu de la supprimer;
- la différenciation des impôts cantonaux pour les véhicules à moteur en fonction des émissions absolues et de la consommation;
- l'introduction de taxes d'incitation en fonction des kilomètres parcourus pour le transport de personnes par la route (p. ex. une taxe sur le CO₂ et des péages routiers (road-pricing) dans les agglomérations);
- l'introduction, pour le trafic aérien international, d'une imposition des carburants pour le kérosène et de taxes d'incitation sur les vols à courte distance;
- s'agissant de la redevance sur le trafic poids lourds liée aux prestations, la promotion des véhicules utilitaires lourds à faible taux d'émission par une nouvelle répartition des groupes en fonction des émissions;
- des systèmes d'encouragement et d'incitation pour accélérer l'adoption de techniques respectueuses de l'environnement.

4. Amélioration de l'exécution, controlling

Lors de l'exécution, le suivi des résultats est important pour atteindre les objectifs fixés.

Pour de nombreuses mesures, l'effet en matière de réduction des émissions n'est pas optimal si le contrôle et la surveillance de l'exécution sont insuffisants. Parmi les contrôles efficaces, on peut citer:

- le contrôle du respect des limitations de vitesse dans le trafic routier;
- le contrôle du respect des valeurs limites pour les gaz d'échappement des véhicules à moteur par une surveillance de l'utilisation en conditions réelles sur le terrain, en complément à l'expertise;
- le contrôle périodique des émissions de NO_x des installations de chauffage à l'huile, au gaz et au bois;
- des contrôles de l'exploitation des entreprises industrielles, artisanales et agricoles par des instances indépendantes;
- la surveillance des immissions de polluants atmosphériques par un monitoring spécifique du site, par une analyse des relations entre les émissions et les immissions et par une analyse des tendances.

5. Collaboration internationale

Outre les efforts visant à améliorer la qualité de l'air au plan national, des efforts importants sont nécessaires au niveau international pour résoudre le problème posé par l'azote à une échelle plus large. Les accords conclus dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, qui couvre la région de la CEE-ONU, doivent être renforcés. Lors de la prochaine révision du Protocole de Göteborg relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique, il y aura donc lieu d'accorder une importance particulière à l'extension des mesures visant à réduire les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac.

Vu l'ampleur des mesures nécessaires, la Commission fédérale de l'hygiène de l'air recommande d'utiliser plus systématiquement les possibilités existantes pour réduire les émissions des oxydes d'azote et de l'ammoniac. Il s'agit notamment d'appliquer les techniques les plus récentes en matière de limitation des émissions dans les domaines des transports, de l'agriculture ainsi que de l'industrie et de l'artisanat, mais aussi de créer des conditions cadres plus appropriées (amélioration des infrastructures, incitations économiques), susceptibles d'encourager les actions écologiques

8. Bibliographie par chapitre

Chapitre 1:

- BUWAL, 1994: Stickstoffeintrag aus der Luft in ein Naturschutzgebiet. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Umwelt-Materialien Nr. 28, Bern .
- FAO, 2000: Food and Agricultural Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org>
- Galloway J.N., 1998: The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution* 102 (S1), 15-24.
- Isermann K., 2002: Die Stickstoff-Flüsse im Ernährungsbereich von Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft. In: Emissionen der Tierhaltung, KTBL Schrift 406, pp. 30-49.
- Menzi H., Frick R., Kaufmann R., 1997: Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL Nr. 26.
- OFEFP, 1996: Stratégie de réduction des émissions d'azote. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Cahier de l'environnement n° 273, Berne.
- OFEFP, 1995: Émissions polluantes dues à l'activité humaine en Suisse de 1900 à 2010. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Cahier de l'environnement n° 256, Berne.
- Olivier J.G.J., Bouwman A.F., Van der Hoek K.W., Berdowski J.J.M., 1998: Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O in 1990. *Environmental Pollution* 102 (Supplement), 135-148.
- SBV, 2001: Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- Schmid M., Neftel A., Fuhrer J., 2000: Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL Nr. 33.
- Van der Hoek K. W., 1998: Nitrogen efficiency in global animal production. *Environmental Pollution*, 102 (Supplement), 127-132.

Chapitre 2.1:

- EMEP, 2003: Review and Revision. Emission data reported to CLRTAP. MSC-W Status Report 2003. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe (EMEP), Norwegian Meteorological Institute, EMEP/MS-CW Note 1/2003.
- Eurostat, 2004: European Commission, Eurostat.
- HESA, 2005: Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Neues Emissionsinventar 1990 und 2000. Haute école suisse d'agriculture (HESA), Zollikofen. Sur mandat de l'OFEFP (Publication en préparation).

- OFEFP, 1995: Émissions polluantes dues à l'activité humaine en Suisse de 1900 à 2010. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Cahier de l'environnement n° 256, Berne.
- OFEFP, 2000: Émissions polluantes du trafic routier de 1950 à 2010. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Cahier de l'environnement n° 255 (Complément), Berne.
- OFEFP, 2005: Travaux en cours relatifs à la motion CEATE-CN 00.3184 « Stratégie fédérale de protection de l'air ». Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Publication en préparation.
- OFS, 2004: Annuaire statistique de la Suisse 2004. Office fédéral de la statistique. Neue Zürcher Zeitung. Zurich, 2004.
- SAEFL, 1996: Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL, Ed.), Environmental Series No. 275, Berne.
- SAEFL, 2004: Modelling of NO₂ and benzene ambient concentrations in Switzerland 2000 to 2020. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL, Ed.), Environmental Documentation No. 188, Berne.

Chapitre 2.2:

- Behra P. et al., 1989: Dominating influence of NH₃ on the oxidation of aqueous SO₂: The coupling of NH₃ and SO₂ in atmospheric water. *Atmospheric Environment*, 23, 2691-2707.
- Blanchard C.L., 2003: Effect of Changes in Sulfate, Ammonia, and Nitric Acid on Particulate Nitrate Concentrations in the Southern United States. *Journal of the Air & Waste Management Association* 53, 283 – 290.
- Jänike R., 1988: Aerosol physics and chemistry. In: Fischer, G., (Hrsg.) *Meteorology*, sub-volume B: Physical and Chemical Properties of the Air. pp. 391 - 457. Nach: Gravenhorst, G., Kreilen, H., Schnitzler, K.-G., Ibrom, A., Nützmann, E.: Trockene und nasse Deposition von Spurenstoffen aus der Atmosphäre. In: Guderian, G., (Hrsg.) *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*, Band 1B - Atmosphäre, pp. 147 - 247.
- OFEFP, 1999: Modélisation de la charge en PM₁₀ sur le territoire suisse. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Cahier de l'environnement n° 310, Berne.
- Roedel W., 1994: *Physik unserer Umwelt - Die Atmosphäre*. Heidelberg, Springer Verlag.
- UBA, 2002: *Spezielle Umweltprobleme aus dem Messnetz des Umweltbundesamtes. Jahresbericht 2001*.

Chapitre 2.3:

Meteotest, 2004: Aktualisierte modellierte Ammoniak-Konzentrationen für die Schweiz, Projekt "Mapping Critical Levels/Loads". Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Abt. Luftreinhaltung und NIS.

OFEFP, 2005: NABEL Pollution de l'air 2004. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP, Ed.), Cahier de l'environnement, Berne, en préparation.

SAEFL, 2003: Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL, Ed.), Environmental Documentation No. 169, Berne.

SAEFL, 2004: Modelling of NO₂ and benzene ambient concentrations in Switzerland 2000 to 2020. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL, Ed.), Environmental Documentation No. 188, Berne.

Thöni L. & Seitler E., 2004: Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 bis 2003. Im Auftrag des BUWAL und der Kantone LU, TG und GE. September 2004, FUB - Forschungsstelle für Umweltbeobachtung, CH-8640 Rapperswil.

Thöni L. et al., 2001: Depositionsuntersuchungen im Kanton Zürich. Forschungsstelle für Umweltbeobachtung (FUB) Rapperswil, im Auftrag des AWEL – Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich.

Thöni L., Brang P., Braun S., Seitler E., Rihm B., 2004: Ammonia Monitoring in Switzerland with Passive Samplers: Patterns, Determinants and Comparison with modelled Concentrations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 98, 95-107.

Chapitre 2.4:

Bobbink R., Ashmore M., Braun S., Flückiger W., Van den Wyngaert I.J.J., 2003: Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: Achermann B., Bobbink R. (Eds.): *Empirical Critical Loads for Nitrogen*. Expert workshop held under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Environmental Documentation No. 164, 43-170, Berne.

BUWAL, 1994: Stickstoffeintrag aus der Luft in ein Naturschutzgebiet. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Ed.), Umwelt-Materialien Nr. 28, Bern.

Löwblad G., Erisman J.W., Fowler D., 1993: *Models and Methods for the Quantification of Atmospheric Input to Ecosystems*. ISBN 92 9120 2533, Nordic Council of Ministers, Store Strandstraede 18, DK-1255 Copenhagen.

Meteotest, 2004: Aktualisierte Stickstoff-Depositionsberechnungen für die Schweiz, Projekt "Mapping Critical Levels/Loads". Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Abt. Luftreinhaltung und NIS.

Rihm B. & Kurz D., 2001: Deposition and Critical Loads of Nitrogen in Switzerland. *Water, Air and Soil Pollution*, 130, 1223-1228.

SAEFL, 1996: Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL, Ed.), Environmental Series No. 275, Berne.

Schmitt M., Thöni L., Waldner P., Thimonier A., 2005: Total deposition of nitrogen on Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots: comparison of the throughfall and the inferential method. *Atmospheric Environment*, 39, 1079-1091.

Thimonier A., Schmitt M., Waldner P., Rihm B., 2004: Atmospheric deposition on Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots. *Environmental Monitoring and Assessment*, in press.

Chapitre 2.5:

EMEP, 2000: Transboundary Acidification and Eutrophication in Europe. EMEP Summary Report 2000. Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP), EMEP Report 1/2000, Norwegian Meteorological Institute, Oslo. (www.emep.int).

Chapitre 2.6:

CCE, 2001: Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Status Report 2001 of the Coordination Centre for Effects (ed. by Posch M. et al.). Working Group on Effects of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. RIVM Report No. 259101010. ISBN 96-9690-092-7, 188pp.

de Vries W., 1994: Soil response to acid deposition at different regional scales: Field and laboratory data, critical loads and model predictions. Thesis Wageningen. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands. ISBN 90-327-0255-6, 487pp.

EMEP, 2000: Transboundary Acidification and Eutrophication in Europe. EMEP Summary Report 2000. Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP). EMEP Report 1/2000, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.

Gisi, U., Schenker, R., Schulin, R., Stadelmann, F.X., Sticher, H., 1997: *Bodenökologie*. Georg Thieme Verlag Stuttgart. ISBN 3-13-747202-4. 350pp.

NEGTA, 2001: Transboundary Air Pollution: Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in the UK. National Expert Group on Transboundary Air Pollution on behalf of the UK Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) and the devolved administrations. DEFRA Contract EPG 1/3/153. ISBN 1 870393 61 9, 314 pp.

Chapitre 3.1:

- Abrahamsen G. & Thompson W. N., 1979: A long-term study of the enchytraeid (Oligochaeta) fauna of a mixed coniferous forest and the effects of area fertilization. *Oikos*, 24, 318-327.
- Achermann B. & Bobbink R. (Eds.), 2003: Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop held under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Environmental Documentation No. 164, Berne.
- Arnolds E., 1991: Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agric.Ecosys.Environ.*, 35, 209-244.
- Arts G. H. P., 2002: Deterioration of atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalinisation. *Aquatic Botany*, 73, 373-393.
- Arts G.H.P., 1990: Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora, a historical account. University of Nijmegen. Nijmegen, The Netherlands.
- Barbieri A. & Simona M., 2001: Trophic evolution of Lake Lugano related to external load reduction: changes in phosphorus and nitrogen as well as oxygen balance and biological parameters. *Lakes and Reservoir: Research and Management*, 6, 37-47.
- Bergamini A. & Pauli D., 2001: Effects of increased nutrient supply on bryophytes in montane calcareous fens. *Journal of Bryology*, 23, 331-339.
- Berggren D., 1992: Speciation and mobilization of aluminum and cadmium in podzols and cambisols of southern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 62, 125-156.
- Bergquist J. & Örlander G., 1998a: Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages: 2. Effect of seedling vigour. *Forest Ecology and Management*, 105, 295-302.
- Bergquist J. & Örlander G., 1998b: Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages: 1. Effect of slash removal, vegetation development and roe deer density. *Forest Ecology and Management*, 105, 283-293.
- Berlin G.A.I., Linusson A.-C., Gunilla E., Olsson A., 2000: Vegetation changes in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden. *Acta Oecologica*, 21, 125-138.
- Billett M.F., Parker-Jervis F., Fitzpatrick E.A., Cresser M.S., 1990: Forest soil chemical changes between 1949/50 and 1987. *Journal of Soil Science*, 41, 133-145.
- Blaser P., Zysset M., Zimmermann S., Luster J., 1999: Soil acidification in southern Switzerland between 1987 and 1997: A case study based on the critical load concept. *Environ.Sci.& Technol.*, 33, 2383-2389.
- Bobbink R., Hornung M., Roelofs J.G.M., 1998: The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86, 717-738.
- Bollens U., Güsewell S., Klötzli F., 2001: Vegetation changes in two Swiss fens affected by eutrophication and desiccation. *Botanica Helvetica*, 111, 121-132.

- Boller-Elmer K., 1977: Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensiv-Grünland auf Streu- und Moorwiesen. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, 63, 103.
- Bost F., 1991: Evolution de la flore herbacée forestière sur deux sites de la forêt de Haye entre 1972 et 1991. Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires; INRA Seichamps.
- Bowen G.D., 1973: Mineral nutrition of ectomycorrhizae. *Ectomycorrhizae, their Ecology and Physiology* (Eds G.C.Marks & T.T.Kozlowski), pp. 151-205. Academic Press, N.Y..
- Boxman 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. *Forest Ecology and Management*, 71, 7-29.
- Boyle C.D. & Hellenbrand K.E., 1991: Assessment of the effect of mycorrhizal fungi on drought tolerance of conifer seedlings. *Canadian Journal of Botany*, 69, 1764-1771.
- Bråkenhielm S. & Quinghong L., 1995: Spatial and temporal variability of algal and lichen epiphytes on trees in relation to pollutant deposition in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 79, 61-74.
- Braun S., Flückiger W., 2005: Bodenversauerung in Waldbeobachtungsflächen der Schweiz. *Bulletin BGS*, 29, zur Publikation eingereicht.
- Braun S., Flückiger W., Leonardi S., 1996: Belastungen des Gebirgswaldes. Ansätze einer Risikobeurteilung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Ed.), Umwelt-Materialien Nr. 59, Bern.
- Braun S., Rihm B., Schindler C., Flückiger W., 1999: Growth of mature beech in relation to ozone and nitrogen deposition: an epidemiological approach. *Water, Air and Soil Pollution*, 116, 357-364.
- Braun S., Schindler C., Volz R., Flückiger W., 2003: Forest damage by the storm "Lothar" in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water Air and Soil Pollution*, 142, 327-340.
- BUWAL, BWG & EAWAG, 2000: NADUF (Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer), Messresultate 1977-1998. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umwelt Nr. 319, Bern.
- Carreiro M.M., Sinsabaugh R.L., Repert D.A., Parkhurst D.F., 2000: Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology*, 81, 2359-2365.
- CEE-ONU, 2003: Atelier d'experts sur les charges critiques empiriques pour les dépôts d'azote sur les écosystèmes (semi-) naturels. Résumé analytique établi par les organisateurs. Nations Unies, Commission Economique pour l'Europe, Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. Groupe de travail des effets. EB.AIR / WG.1 / 2003 / 14.
- CEE-ONU ICP Waters, 2001: Évaluation des tendances, des concentrations et du ruissellement de l'azote sur les sites du pic-eaux (Europe et Amérique du Nord), Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, Groupe de travail des effets, Genève, 29-31 août 2001. EB.AIR / WG.1 / 2001 / 7.
- Davies C.E. & Moss D., 2002: EUNIS Habitat Classification. 2001 Work Programme, Final Report. Centre for Ecology and Hydrology CEH, Monks Wood.

- de Vries W., Reinds G.J., van der Salm C., Draaijers G.P.J., Bleeker A., Erisman J.W., Auée J., Gundersen P., Kristensen H.L., van Dobben H.F., de Zwart D., Derome J., Voogd J.C.H. & Vel E.M., 2001: Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. EC-UNECE, Brussels, Geneva.
- de Vries W., Reinds G.J., van der Salm C., van Dobben H., Erisman J.W., de Zwart D., Bleeker A., Draaijers G.-P.J., Gundersen P., Vel E.M., Haussmann T., 2003: Results on nitrogen impacts in the EC and UNECE ICP Forests programme In: Achermann B., Bobbink R. (Eds): Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop held under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Environmental Documentation No. 164, 199-208, Berne.
- DeHayes D.H., Ingle M.A., Wark C.E., 1989: Nitrogen fertilization enhances cold tolerance of red spruce seedlings. *Can.J.For.Res.*, 19, 1037-1043.
- Delarze R., Gonseth J., Galland P., 1999: Lebensräume der Schweiz. Ökologie - Gefährdung - Kennarten. Ott-Verlag, Thun.
- Deleporte S. & Tillier P., 1999: Long-term effects of mineral amendments on soil fauna and humus in an acid beech forest floor. *Forest Ecology and Management*, 118, 245-252.
- Dise N.B., Matzner E., Forsius M., 1998: Evaluation of organic horizon C: N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution*, 102, 453-456.
- Duquesnay A., Dupouey J.L., Clement A., Ulrich E., Le Tacon F., 2000: Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in Beech (*Fagus sylvatica*) stands in north-eastern France. *Tree Physiology*, 20, 13-22.
- Egerton-Warburton L.M., Kuo J., Griffin B.J., Lamont B.B., 1993: The effect of aluminium on the distribution of calcium, magnesium and phosphorus in mycorrhizal and non-mycorrhizal seedlings of *Eucalyptus rudis*: a cryo-microanalytical study. *Plant and Soil*, 155/156, 481-484.
- Eidgenössische Gewässerschutzkommission, 1993: Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz. Konsequenzen für Gewässerschutz und Umweltentwicklung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 209. Bern, 1993. Herausgeber: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- Ek H., 1997: The influence of nitrogen fertilization on the carbon economy of *Paxillus involutus* in ectomycorrhizal association with *Betula pendula*. *New Phytologist*, 135, 133-142.
- Ellenberg H., 1979: Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropa (2. Aufl). JO JO - Scripta Geobotanica. 9.
- Ellenberg H., 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. *Schweiz.Z.Forstwes.*, 136, 19-39.
- Erland S., Jonsson T., Mahmood S., Finlay R.D., 1999: Below-ground ectomycorrhizal community structure in two *Picea abies* forests in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14, 209-217.
- Falkengren-Grerup U. & Diekmann M., 2003: Use of a gradient of N-deposition to calculate effect-related soil and vegetation measures in deciduous forests. *Forest Ecology and Management*, (in press).

- Falkengren-Grerup U., 1987: Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. *Environmental Pollution*, 43, 79-90.
- Falkengren-Grerup U., 1995: Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. *Ecological Bulletins*, 44, 215-226.
- Falkengren-Grerup U., Brunet J., Diekmann M., 1998: Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. *Environmental Pollution*, 102, 415-420.
- Fitze P., Burri A., Egli M., 1995: Die Versauerung von Waldböden bei Möhlin (AG): Rekonstruktion mit Hilfe von archiviertem Bodenmaterial. BGS-Dokument, 7, 37-44.
- Flückiger W. & Braun S. 2003: Critical Limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees – a comment. In: Achermann B., Bobbink R. (Eds): *Empirical Critical Loads for Nitrogen*, Expert Workshop held under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Environmental Documentation No. 164, 273-280, Berne.
- Flückiger W. & Braun S., 1998: Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. *Environmental Pollution*, 102, 69-76.
- Flückiger W. & Braun S., 1999: Nitrogen and its effects on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway Spruce. *Water Air and Soil Pollution*, 116, 99-110.
- Gårdenfors U., Waldén H.W., Wärebom I., 1995: Effects of soil acidification on forest land snails. *Ecological Bulletins*, 44, 259-270.
- Gisi U. & Oertli J.J., 1981: Ökologische Entwicklung in Brachlandvergleichen mit Kulturwiesen. II Veränderungen in der ober- und unterirdischen Pflanzenmasse. *Oecologia Plantarum*, 16, 79-86.
- Gordon C., Wynn J.M., Woodin S.J., 2001: Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorus availability. *New Phytologist*, 149, 461-471.
- Goulding K.W.T. & Blake L., 1993: Testing the PROFILE model on long-term data. *Critical Loads: Concepts and Applications. Proceedings of a Conference*, 12.-14. Feb. 1992, Grange over Sands (eds M.Hornung & R.A.Skeffington), 68-73. London: HMSO. ITE symposium. Institute of Terrestrial Ecology.
- Graf F. & Gerber W., 1997: Der Einfluss von Mykorrhizapilzen auf die Bodenstruktur und deren Bedeutung für den Lebendverbau. *Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen*, 148, 863-886.
- Graveland J. & van der Wal R., 1996: Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines. *Oecologia*, 105, 351-360.
- Greven H.C., 1992: Changes in the moss flora of the Netherlands. *Biol. Conserv.*, 59, 133-137.
- Gundersen P., Callesen I., de Vries W, 1998: Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102, 403-407.

- Gunnarsson U. & Rydin H., 2000: Nitrogen fertilization reduces Sphagnum production in bog communities. *New Phytologist*, 147, 527-537.
- Haddad N.M., Hoarstad J., Tilman D., 2000: The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect community. *Oecologia*, 124, 73-84.
- Hartley S.E., Nelson K., Gorman M., 1995: The effect of fertilizer and shading on plant chemical composition and palatability to Orkney voles, *Microtus arvalis orcadensis*. *Oikos*, 72, 79-87.
- Hegg O., Béguin C., Zoller H., 1993: Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Ed.), Bern.
- Held T., Dussez N., Engelbert R., 1992: Atmosphärischer Nährstoffeintrag in voralpine Hochmoore. Veröffentlichungen aus dem Natur Museum Luzern, 3, 75-85.
- Henry G.H.R., Freedman B., Svoboda J., 1986: Effects of fertilization on three tundra plant communities of a polar desert oasis. *Can.J.Bot.*, 64, 2502-2507.
- Hippeli P. & Branse C.A, 1992: Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 111, 44-60.
- Hofmann G., 1995: Kiefernökosysteme im Wandel. *Der Wald*, 45, 262-267.
- Houdijk A. & Roelofs J.G.M., 1993: The effects of atmospheric nitrogen deposition and soil chemistry on the nutritional status of *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris*. *Environmental Pollution*, 80, 79-84.
- Huhta V., Hyvänder R., Kaskenniemi A., Vilkaman P., 1983: Role of pH in the effect of fertilization on Nematoda, Oligochaeta and microarthropods. *New Trends in Soil Biology* (eds P.Lebrun & et al.), pp. 66-73. Ottignies - Louvain - La Neve.
- IAP, 1999: Wie geht es unserem Wald? Untersuchungen in Walddauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 1998. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch.
- IAP, 2000: Interkantonales Walddauerbeobachtungsprogramm - Untersuchungen in Walddauerbeobachtungsflächen 1999/2000. Bericht 2000. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch.
- IAP, 2003: Untersuchungen in Walddauerbeobachtungsflächen. Auswirkung erhöhter Stickstoffeinträge, Auswirkung erhöhter Ozonbelastung, Dynamik von Bodenversauerungsprozessen, Untersuchungen in Lothar-Sturmflächen. Bericht 2002. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch.
- IAP, 2004: Wie geht es unserem Wald. Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 2004, Bericht 2. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch.
- Jentschke G., Drexhage M., Fritz H.-W., Fritz E., Schella B., Lee D.-H., Gruber F., Heimann J., Kuhr M., Schmidt J., Schmidt S., Zimmermann R., Godbold D. L., 2001: Does soil acidity reduce subsoil rooting in Norway spruce (*Picea abies*)? *Plant and Soil*, 237, 91-108.
- Joshi J. & Matthies D., 1996: Effects of mowing and fertilization on succession in an old-field plant community. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, 62, 13-26.

- Karlsson P.S., 1987: Micro-site performance of evergreen and deciduous dwarf shrubs in a subarctic heath in relation to nitrogen status. *Holarctic Ecol.*, 10, 114-119.
- Kellner P.S. & Redbo-Torstensson P., 1995: Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests. *Ecological Bulletins*, 44, 227-237.
- Kienzle U., 1983: Sterben die Mesobrometen aus? *Bauhinia*, 7, 243-251.
- Klein R.M., Perkins T.D., Myers H.L., 1989: Nutrient status and winter hardiness in red spruce foliage. *Can.J.For.Res.*, 19, 754-758.
- Kraft M., Schreiner M., Reif A., Aldinger E., 2000: Veränderung von Bodenvegetation und Humusaufgabe im Nordschwarzwald. *AFZ*, 55, 222-224.
- Kuhn N., Amiet R., Hufschmid N., 1987: Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. *Allg.Forst- und Jagdzeitung*, 158, 77-84.
- Kutschera L. & Lichtenegger E., 1982: Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. Bd. I Monocotyledonae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Kutschera L. & Lichtenegger E., 1992: Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünpflanzen. II Pteridophyta und Dicotyledonae. Gustav Fischer-Verlag, Stuttgart.
- Lameire S., Hermy M., Honnay O., 2000: Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science*, 11, 695-704.
- Lepori F., Barbieri A., Ormerod S.J., 2003: Causes of episodic acidification in Alpine streams. *Freshwater Biology*, 48, 175-189.
- Ma W.C., Brussaard L., De Ridder J.A., 1990: Long-term effects of nitrogenous fertilizers on grassland earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae): their relation to soil acidification. *Agric.Ecosys.Environ.*, 30, 71-80.
- Magill A. & Aber J.D., 1998: Long-term effects of experimental nitrogen additions on foliar litter decay and humus formation in forest ecosystems. *Plant and Soil*, 203, 301-311.
- Makeschin F., 1994: Experimentelle Untersuchungen zur Besiedelung anthropogen devastierter, saurer Waldböden mit leistungsfähigen Lumbriciden. Akademischer Verlag, München.
- Mäkipää R., 1998: Sensitivity of understorey vegetation to nitrogen and sulphur deposition in a spruce stand. *Ecological Engineering*, 10, 87-95.
- Marschner H., 1995: Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London.
- Marx D.H., 1969: The influence of ectotrophic mycorrhizal fungi on the resistance of pine roots to pathogenic infections. I Antagonism of mycorrhizal fungi to root pathogenic fungi and soil bacteria. *Phytopathology*, 59, 153-163.
- Matzner E. & Murach D., 1995: Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 63-76.
- Mengis M. & Wehrli B., 1998: Nitratelimination in Gewässern und ihre Auswirkung auf Nitratgehalte in Seen und Grundwasser. *Mitt.Gebiete Lebensm.Hygiene*, 89, 723-729.

- Mitchell E.A., Buttler A., Grosvernier Ph., Rydin H., Siegenthaler A., Gobat J. M., 2002: Contrasted effects of increased N and CO₂ supply on two keystone species in peatland restoration and implications for global change. *Journal of Ecology*, 90, 529-533.
- Mitchell R.J., Truscott A.M., Leith I.D., Tang Y.S., van Dijk N., Smith R.I., Sutton M.A., 2003: Impact of atmospheric nitrogen deposition on epiphytes in Atlantic oakwoods. *New Phytologist*, submitted for publication.
- Moraal L.G., 1996: Bionomics of *Haematoloma dorsatum* (Hom., Cercopidae) in relation to needle damage in pine forests. *Anz.Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz*, 69, 114-118.
- Mosello R., Barbieri A., Brizzio M.C., Calderoni A., Marchetto A., Passera S., Rogora M., Tartari G., 2001: Nitrogen budget of Lago Maggiore: the relative importance of atmospheric deposition and catchment sources. *J. Limnol.*, 60, 27-40.
- Mountford M.D., Lakhani K.H., Holland R.J., 1994: The effects of nitrogen on species diversity and agricultural production on the Somerset Mooss. Phase II (a) After seven years of fertilizer application (b) after cessation of fertilizer input for three years. *English Nature Research Report 86*, 1-106. English Nature, Peterborough.
- Nellemann C. & Thomsen M.G., 2001: Long-term changes in forest growth: Potential effects of nitrogen deposition and acidification. *Water, Air and Soil Pollution*, 128, 197-205.
- Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, 1995: Patient Wald. Zum Gesundheitszustand des Waldes in Niedersachsen. 37679 Göttingen.
- Nordin A., Näsholm T., Ericson L., 1998: Effects of simulated N deposition on understorey vegetation of a boreal coniferous forest. *Functional Ecology*, 12, 691-699.
- OFEFP, 2002: Environnement Suisse 2002, Politique et perspectives. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne.
- Oleksyn J., Karolewski P., Giertych M.J., Werner A., Tjoelker M.G., Reich P.B., 1996: Altered root growth and plant chemistry of *Pinus sylvestris* seedlings subjected to aluminum nutrient solution. *Trees*, 10, 135-144.
- Pauli D., Peintinger M., Schmid B., 2002: Nutrient enrichment in calcareous fens: effects on plant species and community structure. *Basic App. Ecol.*, 3, 255-266.
- Perkins T.D., Adams G.T., Lawson S.T., Schaberg P.G., McNulty S.G., 2000: Long-term nitrogen fertilization increases winter injury in montane red spruce (*Picea rubens*) foliage. *Journal of Sustainable Forestry*, 10, 165-172.
- Perrin R., 1990: *Soil Use Manage.*, 6, 189-195.
- Plattner Ch., 1999: Die Nitratproblematik im Karstgebiet des Gempenplateau - Nitratbelastung und jährliche Nitratfrachten von Trinkwasserquellen in einem Karstgebiet. *Regio Basiliensis*, 40, 187-201.
- Poikolainen J., Lippo H., Hongisto M., Kubin E., Mikkola K., Lindgren M., 1998: On the abundance of epiphytic green algae in relation to the nitrogen concentrations of biomonitors and nitrogen deposition in Finland. *Environmental Pollution*, 102, 85-92.
- Power S.A., Ashmore M.R., Cousins D.A., Sheppard L.J., 1998: Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. *New Phytologist*, 138, 663-673.

- Pregitzer K.S., Laskowski M.J., Burton A.J., Lessard C., Zak D.R., 1998: Variation in sugar maple root respiration with root diameter and soil depth. *Tree Physiology*, 18, 665-670.
- Press M.C., Woodin S.J., Lee J.A., 1986: The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. *New Phytologist*, 103, 45-55.
- Puhe J., 1994: Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. Göttingen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, 108, 1-128.
- Redbo-Torstensson P., 1994: The demographic consequences in nitrogen fertilization of a population of sundew, *Drosera rotundifolia*. *Acta Bot. Neerl.*, 175-188.
- Rihm B., 1996: Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL, Ed.), Environmental Documentation, No. 275, Berne.
- Rodenkirchen H., 1992: Effects of acidic precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of southern Germany. *Water, Air and Soil Pollution*, 61, 279-294.
- Roelofs J.G., Kempers A.J., Houdijk A.L., Jansen J., 1985: The effects of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil*, 84, 45-56.
- Roelofs J.G.M., 1983: Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observation. *Aquatic Botany*, 17, 139-155.
- Rogora M., Marchetto A., Mosello R., 2001: Trends in the chemistry of atmospheric deposition and surface waters in the Lake Maggiore catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5, 379-390.
- Rosén K., Gundersen P., Tegnhammar L., Johansson M., Frogner T., 1992: Nitrogen enrichment of nordic forest ecosystems. *Ambio*, 21, 364-368.
- Schoof-van Pelt M.M., 1973: *Littorelletea*, a study of the vegetation of some amphiphyte communities of western Europe. Catholic University of Nijmegen. The Netherlands.
- Schröter C., 1932: *Kleiner Führer durch die Pflanzenwelt der Alpen*. Verl. Albert Ramstein, Zürich.
- Schuurkes J.A.A.R., Elbers M.A., Gudden J.J.F., Roelofs J.G.M., 1987: Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality and flora of small-scale soft water systems. *Aquatic Botany*, 28, 199-225.
- Shaver G.R. & Chapin F.S., 1980: Response to fertilization by various plant growth forms in a Alaska tundra: nutrient accumulation and growth. *Ecology*, 61, 662-675.
- Spiecker H., Mielikäinen R., Köhl M., Skorgsgaard J.P., 1996: *Growth Trends in European Forests*. Springer-Verlag, New York.
- SPSS, 2000: *SYSTAT 10: Graphics*. SPSS Inc., Chicago.
- Stefan K., Fürst A., Hacker R., Bartels U., 1997: Forest foliar condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys. European Commission - United Nations/Economic Commission for Europe, Brussels, Geneva, Vienna.

- Stevens C. J., Dise N.B., Mountford J.O., Gowing D.J., 2004: Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303, 1876-1879.
- Stöcklin J., Ryf M., Fischer M., 2000: Small size of remnants of nutrient-poor calcareous grassland (Mesobromion) in the Swiss Jura puts many plant species at the risk of local extinction. *Z.Ökologie u.Naturschutz*, 9, 109-118.
- Strengbom J., Nordin A., Näsholm T., Ericson L., 2002: Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. *Journal of Ecology*, 90, 61-67.
- Summers C.F., 1978: Production of montane dwarf-shrub communities. *Ecol.Studies*, 27, 265-276.
- Sverdrup H. & Warfvinge P., 1993: The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Lund University, Department of Chemical Engineering II., Reports in ecology and environmental engineering., 2:1993, 1-108.
- Tallowin J.R.B. & Smith R.E.N., 1994: The effects of inorganic fertilizers in flower-rich meadows on the Somerset levels. English Nature Reserve Report 87, 1-27. English Nature, Peterborough.
- Tamm C.O., 1991: Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. Springer-Verlag, Berlin.
- Termorshuizen A.J. & Ket P.C., 1991: Effects of ammonium and nitrate on mycorrhizal seedlings of *Pinus sylvestris*. *European Journal of Forest Pathology*, 21, 404-413.
- Thimonier A., Dupouey J., Timbal T., 1992: Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecol.and Management*, 55, 149-167.
- Thimonier A., Dupouey J.L., Bost F., Becker M., 1994: Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytologist*, 126, 533-539.
- Thomas V., Braun S., Flückiger W., 2002: The effect of nitrogen on beech saplings after a short drought period. Abstract prepared for the Workshop on Empirical Critical Loads for Nitrogen held in Berne, Switzerland, 11-13 November, 2002.
- Tomassen H., Bobbink R., Peters R., Van der Ven P., Roelofs J., 1999: Kritische stikstofdepositie in heischrale graslanden, droge duingraslanden en hoogvenen: op weg naar meer zekerheid. Katholieke Universiteit Nijmegen en Universiteit Utrecht, Nijmegen & Utrecht.
- Tyler T. & Olsson K.A., 1997: *Svensk Botanisk Tidskrift*, 91, 143.
- UBA, 1996: Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. UBA-Texte, 71/96, Berlin.
- Ulrich B., 1995: The history and possible causes of forest decline in central Europe, with particular attention to the German situation. *Environ.Rev.*, 3, 262-276.
- UNECE, 1992: Critical Loads for Nitrogen. Report from a UNECE-Workshop held at Lökeberg, Sweden, 6-10 April 1992, (Eds P. Grennfelt & E. Thörnelöf). Nordic Council of Ministers. Nord, 1992:41.

- UNECE, 1995: Critical Loads for Nitrogen. UNECE-Workshop held in Geneva, 11 December 1995.
- Uren S.C., Ainsworth N., Power S.A., Cousins D.A., 1997: Long-term effects of ammonium sulphate on *Calluna vulgaris*. *Journal of Applied Ecology*, 34, 208-216.
- Van der Eerden L.J., Dueck T.A., Derdowski J.J.M., Greven H., van Dobben H., 1991: Influence of NH_3 and $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ on heathland vegetation. *Acta Bot. Neerl.*, 40, 281-296.
- van der Krift T.A.J. & Berendse F., 2001: The effect of plant species on soil nitrogen mineralization. *Journal of Ecology*, 89, 555-561.
- Van Dijk H.F., de Louw M.H., Roelofs J.G., Verburgh J.J., 1990: Impact of artificial ammonium-enriched rainwater on soils and young coniferous trees in a greenhouse. Part II: Effects on the trees. *Environmental Pollution*, 63, 41-59.
- Verhoeven J.T.A. & Schmutz M.B., 1991: Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. *Biogeochemistry*, 12, 135-148.
- Vermeer J.G., 1986: The effects of nutrients on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. *Acta Oecologica/Oecol. Plant.*, 7, 31-41.
- Vilkamaa P. & Huhta V., 1986: Effects of fertilization and pH upon communities of Collembola in pine forest soil. *Ann. Zool. Fennici*, 23, 167-174.
- von Wyl B., 1988: Düngung an steilen Hängen vergrößert das Risiko von Erdrutschen. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern*, 30, 323-335.
- Wallander H. & Nylund J. E., 1992: Effects of excess nitrogen and phosphorus starvation on the extramatrical mycelium of ectomycorrhizas of *Pinus sylvestris* L. *New Phytologist*, 120, 495-503.
- Wallenda T., Schaeffer C., Einig W., Wingler A., Hampp R., Seith B., George E., Marschner H., 1996: Effects of varied soil nitrogen supply on Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). II. Carbon metabolism in needles and mycorrhizal roots. *Plant and Soil*, 186, 361-369.
- Walther G.R. & Grundmann A., 2001: Trend of vegetation change in colline and submontane climax forests in Switzerland. *Publications of the Geobotanical Institute ETH*, 67, 3-12.
- Wittig R., 1982: Verbreitung der Littorelletea-Arten in der Westfälischen Bucht. *Decheniana (Bonn)*, 135, 14-21.
- Woodin S.J., 1997: Effects of acid deposition on Arctic vegetation. *Ecology of Arctic Environments* (Eds S.J. Woodin & M. Marquitz), pp. 219-240. Blackwell Science, Oxford U.K.
- Woodin S.J., Studholme C.U., Lee J.A., 1987: Effects of acid deposition on peatlands. *Acid Rain - Scientific and Technical Advances* (Ed. Perry et al.), pp. 554-561. Selper Ltd, London.
- Zoller H. & Wagner Ch., 1986: Rückgang und Gefährdung von Mesobromion-Arten im Schweizer Jura. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel*, 87, 239-259.
- Zoller H., Wagner Ch., Frey V., 1986: Nutzungsbedingte Veränderungen in Mesobromion-Halbtrockenrasen in der Region Basel - Vergleich 1950-1980. *Abhandlungen*, 48, 93-108.

Chapitre 3.2:

- Abbey D.A., Nishino N., McDonnell W.F., Burchette R.J., Knutsen S.F., Beeson W.L., Yang J.X., 1999: Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 159, 373-382.
- Ackermann-Lieblich U., Leuenberger P., Schwartz J., Schindler C., Monn C., Bolognini G., Bongard J.P., Brändli O., Domenighetti G., Elsasser S., Grize L., Karrer W., Keller R., Keller-Wossidlo H., Künzli N., Martin B.W., Medici T.C., Perruchoud A.P., Schöni M.H., Tschopp J.M., Villiger B., Wüthrich B., Zellweger J.P., Zemp E. and the SAPALDIA-Team, 1999: Lung function and long-term exposure to air pollutants in Switzerland. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 155, 122-129.
- Anderson H.R., Spix C., Medina S., Schouten J.P., Castellsague J., Rossi G., Zmirou D., Touloumi G., Wojtyniak B., Pönkä A., Bacharova L., Schwartz J., Katsouyanni K., 1997: Air pollution and daily admissions for chronic obstructive pulmonary disease in 6 European cities: results from the APHEA project. *Eur. Respir. J.*, 10, 1064-1071.
- Atkinson R.W., Anderson H.R., Sunyer J., Ayres J., Baccini M., Vonk J.M., Boumghar A., Forastiere F., Forsberg B., Touloumi G., Schwartz J., Katsouyanni K., 2001: Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions. Results from APHEA 2 Project. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 164, 1860-1866.
- Avol E.L., Linn W.S., Peng R.C., Valencia G., Little D., Hackney J.D., 1988: Laboratory Study of Asthmatic Volunteers Exposed to Nitrogen Dioxide and to Ambient Air Pollution. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 49/4, 143-149.
- Barnes P. J., 1993. Nitric oxides and airways. *Eur. Respir. J.*, 6, 163-165.
- Bayer-Oglesby L., Grize L., Gassner M., Takken-Sahli K., Sennhauser F.H., Neu U., Schindler C., Braun-Fahrländer C., 2005: Decline of ambient air pollution in Switzerland and improved respiratory health in children. Submitted.
- Berglund M., Boström C.E., Bylin G., Ewetz L., Gustafsson L., Modeus P., Norberg S., Pershagen G., Victorin K., 1993: Health risk evaluation of nitrogen oxides. *Scand. J. Work Environ Health*; 19, Suppl 2, 1-72.
- Brauer M., Lee K., Spengler J.D., Salonen R.O., Pennanen A., Braathen O.A., Mihalikova E., Miskovic P., Nozaki A., Tsuzuki T., Rui-Jin S., Xu Y., Qing-Xiang Z., Drahonovska H., Kjærgaard S., 1997: Nitrogen dioxide in indoor ice skating facilities: an international survey. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 47, 1095-1102.
- Braun-Fahrländer C., Vuille J.C., Sennhauser F.H., Neu U., Künzle T., Grize L., Gassner M., Minder C., Schindler C., Varonier H.S., Wüthrich B., and the SCARPOL Team, 1997: Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 155, 1042-1049.
- Brunekreef B. & Holgate S.T., 2002: Air pollution and health. *Lancet*, 360, 1233-1242.
- CFHA, 2004: Smog estival. Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA), Berne, juin 2004. www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/luft/fachgebiet/f/grundlagen/sommersmog_2004_ekl.pdf.
- Chauhan A.J. et al., 2003: Personal exposure to nitrogen dioxide (NO₂) and the severity of virus-induced asthma in children. *Lancet*, 361, 1939-1944.

- Dockery D.W., Pope A.C., Xu X., Spengler J.D., Ware J.H., Fay M.E., Ferris B.G., Speizer F.E., 1993: An association between air pollution and mortality in six U.S. Cities. *N. Engl. J. Med.*, 329/24: 1753-9.
- Eilstein D., Quenel P., Hedelin G., Kleinpeter J., Arveiler D., Schaffer P., 2001: Pollution atmosphérique et infarctus du myocarde. Strasbourg, 1984 - 1989. *Rev. Epidémiol. Santé Publique*, 49, 13-25.
- Fairley D., 1999: Daily mortality and air pollution in Santa Clara County, California: 1989-1996. *Environ. Health Perspect.*, 107/8, 637-641.
- Feychting M., Svensson D., Ahlbom A., 1998: Exposure to motor vehicle exhaust and childhood cancer. *Scand. J. Work Environ. Health*, 24/1, 8-11.
- Frampton M.W. et al., 2002 : Nitrogen dioxide exposure: effects on airway and blood cells. *Am. J. Physiol Lung Cell Mol. Physiol.*, 282, L155-L165.
- Gauderman W.J., Gilliland F., Vora H., Avol E., Stram D., McConnell R., Thomas D., Lurmann F., Margolis H.G., Rappaport E.B., Berhane K., Peters J., 2002: Association between air pollution and lung function growth in southern California children. Results from a second cohort. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 166, 76-84.
- Hasselblad V., Kotchmar D.J., Eddy D.M., 1992: Synthesis of environmental evidence: Nitrogen dioxide epidemiology studies. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 42, 662-671.
- Hoek G. & Brunekreef B., 1995: Effect of photochemical air pollution on acute respiratory symptoms in children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 151, 27-32.
- Hoek G, Brunekreef B, Verhoeff A, van Wijnen J, Fischer P., 2000: Daily mortality and air pollution in the Netherlands. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 50, 1380-1389.
- Hoek G., Brunekreef B., Goldbohm S., Fischer P., van den Brandt P. A., 2002: Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*, 360, 1203-1209.
- Janssen-Heiniger Y. M. W., Persinger R. L., Korn S.H., Pantano C., McElhinney B., Reynaert N.L., Langen R.C.J., Ckless K., Shrivastava P., Poynter M.E., 2002: Reactive nitrogen species and cell signalling, Implications for death or survival of lung epithelium. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 166, s9-s16.
- Katsouyanni K., Touloumi G., Samoli E., Gryparis A., Le Tertre A., Monopolis Y., Rossi G., Zmirou D., Ballester F., Boumghar A., Anderson H.R., Wojtyniak B., Paldy A., Braunstein R., Pekkanen J., Schindler C., Schwartz J., 2001: Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: Results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*, 12 (5), 521-531.
- Kjaergaard S.K. & Rasmussen T.R., 1996: Clinical studies of effects of nitrogen oxides in healthy and asthmatic subjects. *Centr. Eur. J. Publ. Health; Suppl.*, 23-26.
- Krewski D. and the Reanalysis Team, 2000: Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air pollution and Mortality. A Special Report of the Institute's Particle Epidemiology Reanalysis Project. Final version, July 2000. HEI Health Effects Institute, Cambridge Massachusetts. Special Report. www.healtheffects.org/pubs-special.htm.

- Kwon H.J., Cho S.H., Nyberg F., Pershagen, G., 2001: Effects of ambient air pollution on daily mortality in a cohort of patients with congestive heart failure. *Epidemiology*, 12, 413-419.
- Le Tertre A., Medina S., Samoli E., Forsberg B., Michelozzi P., Boumghar A., Vonk J.M., Bellini A., Atkinson R., Ayres J.G., Sunyer J., Schwartz J., Katsouyanni K., 2002: Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *J. Epidemiol. Community Health*, 56, 773-779.
- Mercier J.C., Franco-Belgium Neonatal Study Group on inhaled NO, 2001: Uncertainties about the use of inhaled nitric oxide in preterm infants. *Acta Paediatr. Suppl.*, 90 (436), 15-18.
- Monn C., 2001: Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/ outdoor/ personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric Environ.*, 35, 1-32.
- Monn C., Brändli O., Schindler C., Ackermann-Lieblich U., Leuenberger P. and the SAPALDIA-Team, 1998: Personal exposure to nitrogen dioxide in Switzerland. *Sci. Tot. Environ.*, 215 (3), 243-251.
- Nyberg F., Gustavsson P., Järup L., Bellander T., Berglind N., Jakobsson R., Pershagen G., 2000: Urban air pollution and lung cancer in Stockholm. *Epidemiology*, 11, 487-495.
- Ostro B.D., Lipsett M.J., Matthew B., Wiener Ph.D., Selner J.C., 1991: Asthmatic Responses to Airborne Acid Aerosols. *Am. J. Public Health*, 81, 694-702.
- Pavelchak N., Church L., Roerig S., London M., Welles W., Casey G., 1999: Silo gas exposure in New York State following the dry growing season of 1995. *Appl. Occup. Environ. Hyg.*, 14, 34-38.
- Peters A., Liu E., Verrier R.L., Schwartz J., Gold D.R., Mittleman M., Baliff J., Oh A., Allen G., Monahan K., Dockery D.W., 2000: Air pollution and incidence of cardiac arrhythmia. *Epidemiology*, 11 (1), 11-17.
- Pope C.A., Thun M.J., Namboodiri M.M. et al., 1995: Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 151, 669-674.
- Raaschou-Nielsen O., Hertel O., Thomsen B.L., Olsen J.H., 2001: Air pollution from traffic at the residence of children with cancer. *Am. J. Epidemiol.*, 153 (5), 433-443.
- Schindler C., Ackermann-Lieblich U., Leuenberger P., Monn C., Rapp R., Bolognini G., Bongard G., Brändli O., Domenighetti G., Karrer W., Keller R., Medici T.G., Perruchoud A.P., Schöni M.H., Tschopp J.M., Villiger B., Zellweger J.P. and the SAPALDIA-Team, 1998: Associations between lung function and estimated average exposure to NO₂ in eight areas of Switzerland. *Epidemiology*, 9, 405-411.
- Schindler C., Künzli N., Bongard J.P., Leuenberger P., Karrer W., Rapp R., Monn C., Ackermann-Lieblich U. and the Swiss Study on Air Pollution and Lung Disease in Adults Investigators, 2001: Short-term variation in air pollution and in average lung function among never-smokers. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 163, 356-361.

- Stieb D.M., Judek S., Burnett R.T., 2002: Meta-analysis of time-series studies of air pollution and mortality: effects of gases and particles and the influence of cause of death, age and season. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 52, 470-484.
- Studnicka M.J., Frischer T., Meinert R. et al., 1995: Acidic particles and lung function in children. A summer camp study in the Austrian alps. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 151, 423-430.
- WHO, 2003: Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report on a WHO Working Group meeting. World Health Organization (WHO), Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO, 2004: Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O₃). Report of a WHO Task Group. World Health Organization (WHO), Regional Office for Europe, Copenhagen.
- Zemp E., Elsasser S., Schindler C., Künzli N., Perruchoud A.P., Domenighetti G., Medici T.C., Ackermann-Liebrich U., Leuenberger P., Monn C., Bolognini G., Bongard J.P., Brändli O., Karrer W., Keller R., Schoeni M.H., Tschopp J.M., Villiger B., Zellweger J.P. and the SAPALDIA Team, 1999: Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA study). *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 159, 1257-1266.
- Zwirner Baier I. & Neumann H.G., 1999: Polycyclic nitroarenes (nitro-PAHs) as biomarkers of exposure to diesel exhaust. *Mutat. Res.*, 441, 135-144.

Chapitre 3.3:

- Bock E., 1987: Biologisch induzierte Korrosion von Naturstein – starker Befall mit Nitrifikanten. *Bautenschutz + Bausanierung*, 10, 24-27.
- Bock E., Ahlers B., Meyer C., 1989: Biogene Korrosion von Beton- und Natursteinen. *Bauphysik*, 11(4), 141-144.
- Kirstein K. O., Stiller W., Bock E., 1986: Mikrobiologische Einflüsse auf Betonkonstruktionen. *Beton- und Stahlbetonbau*, 81, 202-204.
- Mansch R., Bartosch S., Bock E., 1999: Schädigungsbeiträge auf und in Bauwerksgestein durch biogene Nitrit- und Nitratbelastung sowie nitritkatalysierte Sulfatbildung aufgrund von Umweltbelastung durch Emission und Immission von Schwefel- und speziell Stickstoffverbindungen. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben Bau 5016E, 75p.
- Sand W., Ahlers B., Krause-Kupsch T., Meinecke M., Krieg E., Diercks M., Sameluck F., Bock E., 1989: Mikroorganismen und ihre Bedeutung für die Zerstörung von mineralischen Baustoffen. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.*, 3, 36-40.

Chapitre 4.1:

- Achermann B., Bobbink R. (Eds.), 2003: Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. Workshop held under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution covering the region of the UNECE. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Environmental Documentation No. 164. Berne.
- Bosonnet R., 2002: Luftreinhaltung in der Landwirtschaft: Mehr als die Bekämpfung übler Gerüche. Grün gegen Grün: Landwirtschaft im Visier des Umweltschutzrechts. Tagung der Vereinigung für Umweltrecht vom 19. Juni 2002. Umweltrecht in der Praxis, Vereinigung für Umweltrecht, Band 16, Heft 6/2, September 2002.
- CEE-ONU, 2003: Atelier d'experts sur les charges critiques empiriques pour les dépôts d'azote sur les écosystèmes (semi-) naturels. Résumé analytique établi par les organisateurs. Nations Unies, Commission Economique pour l'Europe, Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. Groupe de travail des effets. EB.AIR / WG.1 / 2003 / 14.
- DFI, 1991: Inventaire fédéral des hauts-marais et des marais de transition d'importance nationale. Annexe de l'ordonnance sur la protection des hauts-marais. Département fédéral de l'intérieur (DFI). Berne.
- Grennfelt P., Thörnelöf E., 1992: Critical Loads for Nitrogen - Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden 6-10 April 1992. NORD Miljörapport 1992:41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Hegg O., Béguin C., Zoller H., 1993: Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Ed.), Bern.
- IFN, 1990/92: Inventaire forestier national (IFN), Extraits des données recueillies le 30 mai 1990 et le 8 décembre 1992. Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL), Birmensdorf.
- IFRF, 1988: Inventaire forestier national suisse. Résultats du premier inventaire 1982-1986. Institut fédéral de recherches forestières (IFRF, aujourd'hui WSL), Berichte No 305, Birmensdorf.
- OFEFP, 2002: Réductions des émissions d'ammoniac (NH_3) provenant de la garde d'animaux de rente dans les exploitations agricoles. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Informations concernant l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) n° 13, Berne.
- SAEFL, 1996: Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Environmental Series No. 275. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL, Ed.), Berne.
- UBA, 1996: Manual on methodologies for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded (revised version, June 1996). United Nations Economic Commission for Europe, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Umweltbundesamt Berlin (Ed.), UBA-Texte 71/96, Berlin.
- WSL, 1993: Inventaire fédéral des bas-marais et des marais de transition d'importance nationale. Communication personnelle de A. Grünig and P. Schönenberger, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage, Birmensdorf. Publié en tant qu'annexes de l'ordonnance fédérale sur la protection des bas-marais, 1995.

Chapitre 4.2:

CFHA, 1996: Particules en suspension. Mesures et évaluation des effets sur la santé. Un rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA). Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP, Ed.), Cahier de l'environnement n° 270, Berne.

Conseil de l'Union européenne, 1999: Directive 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant. Journal officiel des Communautés européennes, 29.6.1999, L 163 / 41-60.

LPE, 1983: Loi fédérale du 7 octobre 1983 sur la protection de l'environnement (LPE); RS 814.01.

OPair, 1995: Ordonnance fédérale du 16 décembre 1985 sur la protection de l'air (OPair); RS 814.318.142.1.

Chapitre 4.3:

WHO, 2000: Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.

WHO, 2003: Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report on a WHO Working Group meeting in Bonn, 13-15 January 2003. World Health Organization (WHO), Regional Office for Europe, Copenhagen.

WHO, 2004: Health Aspects of Air Pollution - answers to follow-up questions from CAFE. Report on a WHO Working Group meeting, Bonn, Germany, 15-16 January 2004. World Health Organization (WHO), Regional Office for Europe, Copenhagen.

Chapitre 5.1:

Bobbink R., Ashmore M., Braun S., Flückiger W., Van den Wyngaert I.J.J., 2003: Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: Achermann B. & Bobbink R. (Eds.), Empirical Critical Loads for Nitrogen, Expert Workshop held under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Environmental Documentation No. 164, 327pp.

Cunha A., Power, S.A. Ashmore M.R., Green P.R.S., Haworth B.J., Bobbink R., 2002: Whole Ecosystem Nitrogen Manipulation: An Updated Review. Joint Nature Conservation Committee (JNCC). JNCC Report No. 331. ISSN 0963-8091. 126pp.

IFN, 1990/92: Inventaire forestier national (IFN), Extraits des données recueillies le 30 mai 1990 et le 8 décembre 1992. Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL), Birmensdorf.

OFEFP / Meteotest, 2004: Projet "Mapping Critical Levels/Loads". Projet sur mandat de l'office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Division protection de l'air et RNI. Publication en préparation.

Chapitre 5.2:

DETEC, 1999: Health costs due to road traffic-related air pollution. Mandat SET 1/99. Office central fédéral des imprimés et du matériel (OCFIM), Berne 1999, numéro de commande 801.6333e.

Chapitre 6.1:

Amann M. et al., 1999: Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Department for Air and Energy, The Hague, The Netherlands. Report lucht & energie nr. 132, 65pp.

Bossonnet R., 2002: Luftreinhaltung in der Landwirtschaft: Mehr als die Bekämpfung übler Gerüche. Grün gegen Grün: Landwirtschaft im Visier des Umweltschutzes. Tagung der Vereinigung für Umweltrecht vom 19. Juni 2002. Umweltrecht in der Praxis, Vereinigung für Umweltrecht, Band 16, Heft 6/2, September 2002.

CEE-ONU, 1999: Commission économique pour l'Europe des Nations Unies. Protocole à la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique. Adopté à Göteborg (Suède) le 30 novembre 1999 (www.unece.org/env/lrtap).

CFHA, 1989: L'ozone en Suisse. Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Cahiers de l'environnement n° 101, Berne.

FF, 1999: Rapport du 23 juin 1999 sur les mesures d'hygiène de l'air adoptées par la Confédération et les cantons (Rapport du Conseil fédéral destiné au Parlement). FF 1999, 6983.

LPE, 1983: Loi fédérale du 7 octobre 1983 sur la protection de l'environnement (LPE); RS 814.01.

OFEFP/OFAG, 1996: Stratégie de réduction des émissions d'azote. Rapport du groupe d'étude Bilan de l'azote en Suisse. Publié par l'OFEFP et l'OFAG. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Cahiers de l'environnement n° 273, Berne.

OPair, 1985: Ordonnance du 16 décembre 1985 sur la protection de l'air (OPair); RS 814.318.142.1

Rihm B., 2001: Exceedance of critical loads of nitrogen in Switzerland for different ammonia emission reduction scenarios. In: UNECE Ammonia Expert Group, Berne, 18-20 September 2000, Proceedings. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Environmental Documentation No. 133, Berne, 157pp.

Chapitre 6.2:

LPE, 1983: Loi fédérale du 7 octobre 1983 sur la protection de l'environnement (LPE); RS 814.01.

OPair, 1985: Ordonnance du 16 décembre 1985 sur la protection de l'air (OPair); RS 814.318.142.1

Chapitre 6.3:

CDA/OFAG, 1995: Bericht über die Harmonisierung des Vollzugs im Gewässerschutz zuhanden der kantonalen Vollzugsbehörden. Conférence cantonale des directeurs cantonaux de l'agriculture, Office fédéral de l'agriculture, fin juin 1995.

CEE-ONU, 2001: Code-cadre CEE-ONU de bonnes pratiques agricoles pour réduire les émissions d'ammoniac. Commission économique pour l'Europe des Nations Unies, Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, Groupe de travail des stratégies et de l'examen. EB.AIR / WG.5 / 2001 / 7

Cercl'Air, 2002: Réduction des émissions d'ammoniac provenant de l'agriculture. Prise de position de Cercl'Air. Société suisse des responsables de l'hygiène de l'air (Cercl'Air), janvier 2002 (www.cerclair.ch).

FAL, 1997: Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture (FAL) - Zürich-Reckenholz – Institut de recherche en protection de l'environnement et en agriculture (IUL), Liebefeld-Berne. Schriftenreihe der FAL 26, 107 p.

FAL-IUL/FAT, 1996: Emissions d'ammoniac en Suisse. Etat, évolution, possibilités de réduction techniques et économiques, recommandations. Rapport mandaté par l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG) du Département fédéral de l'économie publique (DFEP) dans le cadre des décisions du Conseil fédéral au sujet des plans de mesures cantonaux de protection de l'air. Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture (FAL) - Institut de recherche en protection de l'environnement et en agriculture (IUL) Liebefeld, 3003 Berne, et Station fédérale de recherches en économie et technologie agricoles (FAT), 8356 Tänikon (octobre 1996), 62 p.

FF, 2003: Rapport du 21 mai 2003 du Conseil fédéral sur la réduction des risques environnementaux liés aux engrais et aux produits phytosanitaires (en réponse à la motion 94.3005 de la CEATE-E). FF n° 26 du 8 juillet 2003, 4332-4340.

OFEFP/OFAG, 1996: Stratégie de réduction des émissions d'azote. Rapport du groupe d'étude Bilan de l'azote en Suisse. Publié par l'OFEFP et l'OFAG. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Cahier de l'environnement n° 273, Berne.