

Contribution de l'agriculture à l'effet de serre

Importance de l'azote et interactions avec l'ozone

Pierre CELLIER¹
Olivier BETHENOD¹
Jean-François CASTELL¹
Jean-Claude GERMON²

¹ UMR INRA-AgroParisTech Environment
et Grandes Cultures,
78850 Thiverval-Grignon
<cellier@grignon.inra.fr>

² INRA UMR Microbiologie du sol
et de l'environnement,
17 rue Sully,
21065 Dijon Cedex, France

Abstract: Agriculture contributes to almost 20% of greenhouse gas emissions in France, and the same applies for most EU countries. This is due to a large extent to N₂O emission after N fertilizer application, but the emissions are very variable in space and time, due mainly to the variability in environmental conditions. However, the figure of the relationship between agriculture and greenhouse effect is more complex. First a significant fraction of emitted N₂O does not occur where N has been applied, but is due to indirect emissions in wetlands or forest where N is transferred by natural pathways. This implies the need to make an assessment at larger scale than the field where N is applied. Many other GHG emissions are more or less directly linked to nitrogen use. Carbon storage in ecosystems is enhanced by nitrogen; ozone (also a greenhouse gas) is produced by the reaction of N oxides and volatile organic compounds; fine particles formed by the reaction of ammonia (mainly from agricultural sources) and atmospheric acids can reflect solar radiation. Moreover the negative effect of ozone on photosynthesis could reduce significantly the biospheric CO₂ sink in the future. It is thus very complex to make a complete balance of the influence of agriculture on the greenhouse effect and the impact of an agricultural practice or farming system on the greenhouse effect.

Key words: agriculture, greenhouse gases, nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, ozone

On estime qu'aujourd'hui, l'agriculture contribue pour 18 % aux émissions de gaz à effet de serre (GES) en France [1]. L'agriculture se distingue des autres secteurs dans la mesure où l'essentiel de cette contribution provient de deux gaz, le protoxyde d'azote et le méthane, dont elle contribue pour près des trois quarts aux émissions à l'échelle nationale. La source principale de protoxyde d'azote (N₂O) provient des sols en particulier du fait d'une fertilisation azotée importante. Le méthane (CH₄), quant à lui, résulte essentiellement des activités d'élevage, du fait de la fermentation entérique des ruminants. Les sols (marais, rizières) sont une source mineure en France et l'oxydation du méthane par les sols est considérée comme faible [2]. Si l'on reste sur les gaz à effet de serre majeurs, le dioxyde de carbone concerne aussi de près l'agriculture, par le biais du potentiel de stockage de carbone dans les sols agricoles [3]. La résultante est que la contribution de l'agriculture aux émissions de GES provient pour près de la moitié des émissions de N₂O par les sols, pour un peu plus d'un quart de la fermentation entérique des ruminants, environ 1/5 de la gestion des déchets et effluents d'élevage et seulement 10 % de l'utilisation de combustibles fossiles (carburants, chauffage des bâtiments) [1].

Toutefois, se restreindre au cas des bilans des trois principaux GES déjà mentionnés (CO₂, CH₄, N₂O)

donne une vision certes simple, mais très incomplète de la place de l'agriculture dans la problématique de l'effet de serre. En effet, comme le montre la figure 1, de nombreux autres composés gazeux et particulaires atmosphériques, ainsi que les changements d'usage du sol, contribuent de manière significative au forçage radiatif. Cependant ces contributions sont entachées d'une grande incertitude. De nombreux composés et effets représentés ici sont fortement affectés par l'azote. Or, l'utilisation de l'azote concerne principalement l'agriculture puisque environ les 2/3 de l'azote réactif fixé par des procédés anthropiques ou biologiques à l'échelle globale concernent la fabrication d'engrais minéraux, le tiers restant se partageant à peu près équitablement entre la production d'oxydes d'azote par combustion et la fixation biologique [4]. Les contributions au forçage radiatif liés à l'azote sont donc en grande partie attribuables aux activités agricoles. Celles-ci concernent une grande variété de processus, dont une bonne partie se déroule dans les écosystèmes naturels, forestiers et agricoles. Si la contribution du N₂O au forçage radiatif est importante et assez spécifique des activités agricoles, celles-ci sont impliquées dans bien d'autres contributions par le biais de l'utilisation intensive d'azote en agriculture :

– pour le CO₂, augmentation de la productivité, mais également de la respiration liées à

l'utilisation de l'azote et aux dépôts atmosphériques ;

– pour le méthane, diminution de la capacité d'oxydation du méthane par les sols suite aux apports de fertilisants ammoniacaux [2] ;

– pour l'ozone, la contribution des sols aux émissions d'oxydes d'azote, qui en sont l'un des principaux précurseurs ;

– pour les aérosols, la contribution directe aux sources de poussières (travail du sol, récolte, élevage) et une contribution indirecte par les émissions d'ammoniac, précurseurs de particules fines, notamment sulfatées.

De plus, les émissions de GES et la fixation de carbone dans les écosystèmes, qu'ils soient naturels ou agricoles, peuvent présenter une forte variabilité dans l'espace et le temps, liée aux conditions climatiques (régime hydrique, épisodes de froid et de canicules), aux apports naturels de nutriments (dépôts atmosphériques, par exemple) et aux impacts environnementaux notamment ceux liés à l'ozone troposphérique. Celui-ci est en effet absorbé par la végétation, mais une des conséquences de cette absorption de cette molécule très oxydante est une diminution des capacités photosynthétiques de la plante et donc de son potentiel de fixation du CO₂ atmosphérique.

C'est à la lumière de ces deux familles de composés, l'azote et l'ozone que nous allons analy-

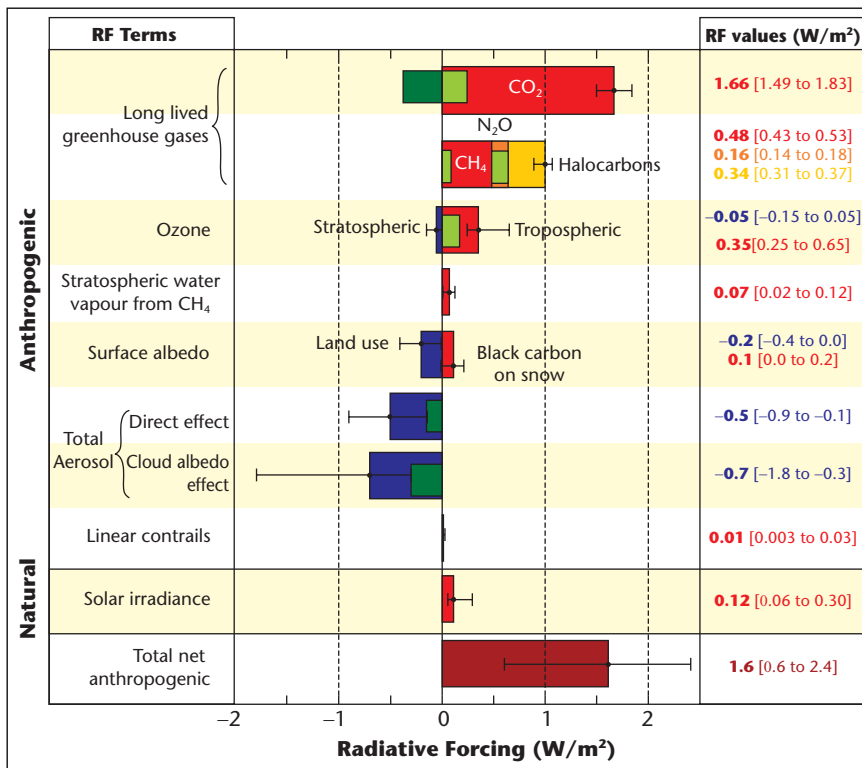


Figure 1. Place de l'azote dans les différents termes du forçage radiatif (adapté de Sutton et al., 2006, à partir de la figure 2.4 du rapport d'évaluation de l'IPCC, 2007). Ces estimations sont faites de manière globale et qualitative, et ne distinguent la part qui est spécifiquement liée aux activités agricoles.

ser la contribution de l'agriculture à l'effet de serre.

Agriculture, azote et effet de serre

Émissions de N₂O

Les sols agricoles représentent de loin la première source de N₂O, que ce soit à l'échelle globale ou à celle d'un pays comme la France où l'agriculture est intensive. Les émissions de N₂O résultent principalement de deux transformations microbiennes du sol (figure 2) [5] :

- la dénitrification, qui permet la transformation des nitrates en azote gazeux en milieu appauvri en oxygène ; N₂O est un produit intermédiaire qui peut être à la fois libéré au cours de cette transformation, mais aussi repris par la microflore dénitrifiante et transformé en azote gazeux inerte (N₂) ;
- la nitrification, qui permet la transformation de l'azote ammoniacal en nitrate ; au cours de cette transformation aérobie, indispensable au bon fonctionnement du sol, une partie de l'azote est libérée sous forme de N₂O, par un mécanisme qui n'est pas complètement identifié.

Lorsqu'on s'intéresse aux émissions de N₂O par les sols, on a l'habitude de distinguer un niveau

de base, faible et globalement constant, lié au fonctionnement du milieu naturel (typiquement de l'ordre du kg/ha/an) et des émissions liées aux pratiques de fertilisation. L'ensemble des travaux scientifiques s'accordent sur une augmentation des émissions globalement proportionnelle aux niveaux de fertilisation azotée. La compilation des données obtenues dans différents milieux a conduit à la définition de

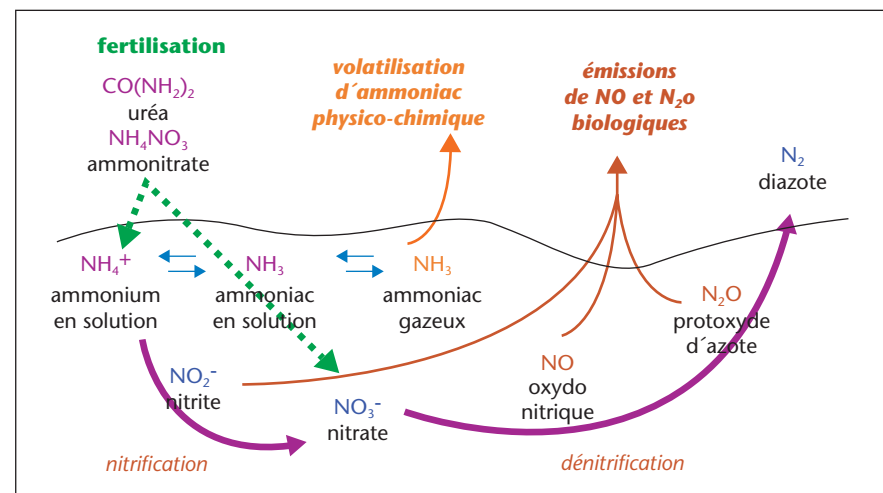


Figure 2. Émissions de composés azotés gazeux lors de la fertilisation et des transformations physico-chimiques et microbiologiques qui s'ensuivent (d'après S. Générumont).

facteurs d'émission utilisés pour l'évaluation des émissions à l'échelle de larges territoires ; une valeur de 1,25 (± 1) % des apports d'azote a ainsi été proposée par l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) en 1996 et a été ramenée à 1 % (0,3-3 %) [6] à la suite des récents travaux [7]. Rochette et Janzen [8] ont montré le faible niveau, voire la quasi-absence d'émission sous culture de légumineuses, proposant d'attribuer à ces cultures les valeurs d'émission au niveau de base.

Les fortes incertitudes sur ces coefficients sont la conséquence de l'importante variabilité spatiale et temporelle des émissions, liée à celle de leurs facteurs de contrôle, tels que la température ou la teneur en eau, en azote minéral ou en matière organique des sols, en interactions avec les facteurs climatiques, le fonctionnement microbien des sols et les pratiques agricoles. Ainsi, la relation entre l'intensité des émissions et la disponibilité du sol en azote minéral peut varier de façon importante en fonction des sols pour des niveaux de fertilisation comparables (figure 3) [9]. Ceci a conduit à l'élaboration de modèles de prévision prenant en compte les propriétés des sols [10-12] et la variabilité de ces émissions en fonction du milieu.

Si on considère logiquement en premier lieu les émissions de N₂O sur le lieu où ont été appliqués les engrais, il est cependant nécessaire de dépasser cette échelle et d'avoir une vision plus globale du devenir de l'azote épandu. En effet, d'autres pertes d'azote du système peuvent provoquer indirectement des émissions de N₂O (figure 4) : les dépôts atmosphériques d'azote ammoniacal (NH₃ et NH₄⁺) et nitrique (NO₃⁻) ainsi que les transferts souterrains de nitrates jusqu'aux zones naturelles ou humides, où les conditions sont plus favorables à la dénitrification, induisent des émissions de N₂O,

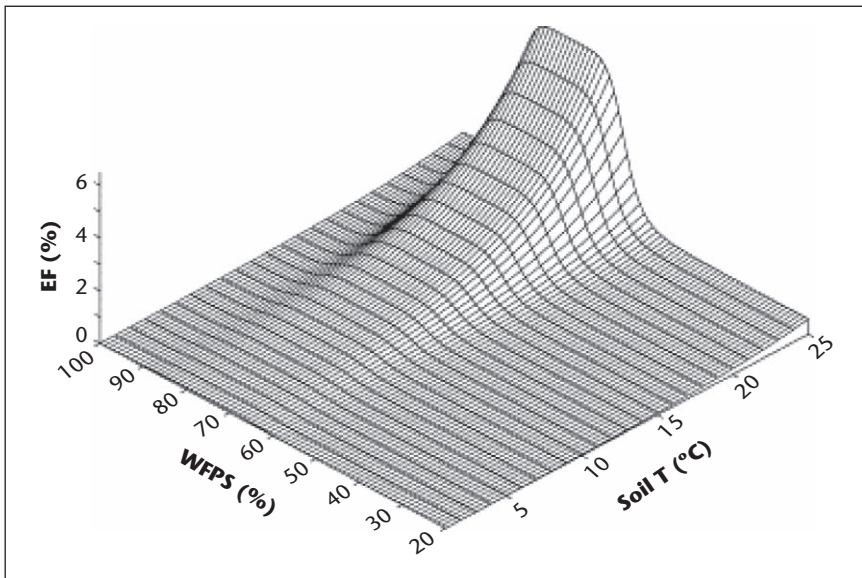


Figure 3. Facteur d'émission pour le N_2O sur prairies en fonction de la température du sol et de la teneur en eau (exprimée en WFPS = part de la porosité occupée par de l'eau) (d'après Fléchar et al., 2007).

entretenant ainsi la cascade de l'azote [4, 13]. Dans les estimations de l'IPCC [6], ces émissions dites indirectes représentent un facteur d'émission additionnel de 0,33 kg $N-N_2O$ /kg N apporté, dont 0,1 résultant de la volatilisation suivie de dépôt et 0,23 du lessivage et du transfert des nitrates. Elles sont toutefois empreintes de fortes incertitudes, liées aux hétérogénéités du milieu et des pratiques [14]. Au-delà des chiffres très significatifs de ces émissions indirectes, que Mosier et al. [14] évaluent à environ 1/3 des émissions totales, c'est une approche différente du cycle de l'azote que ces émissions invitent à considérer.

En effet, les émissions indirectes obligent à s'intéresser à toute la chaîne de transfert et transformation de l'azote, dans et hors des parcelles et de l'exploitation agricole (figure 4). À ces échelles, les facteurs du milieu (sols, topographie, paysage) doivent être pris en compte car ils peuvent moduler fortement les émissions indirectes. Par exemple, des situations topographiques complexes avec une forte proportion de zones humides ou la présence de haies, favorables à la capture d'ammoniac, sont des facteurs favorables aux émissions de N_2O . C'est également toute la gestion de l'azote à l'échelle de l'exploitation et du système de production,

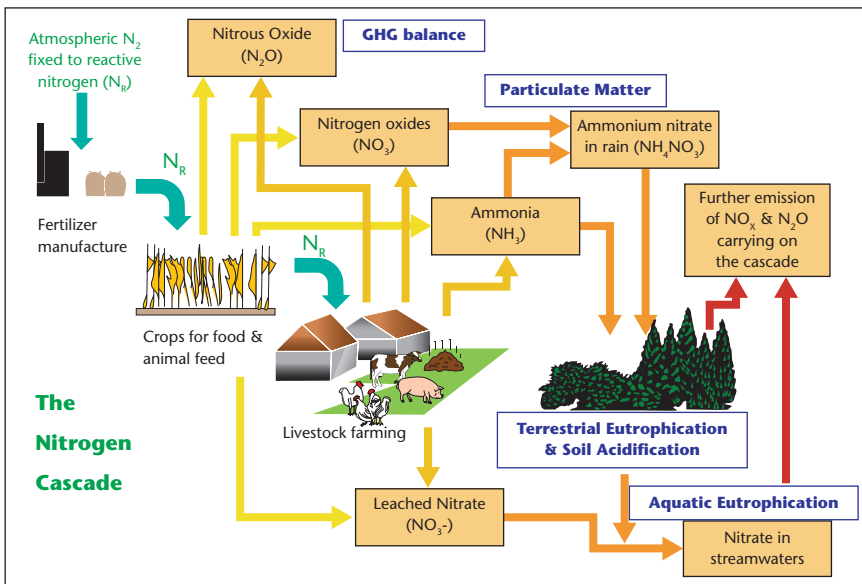


Figure 4. Cascade de l'azote à l'échelle du paysage (d'après Sutton et al., 2006).

voire du paysage ou du bassin de production, qui doit être considérée. Cette cascade de l'azote pourrait être l'une des explications des facteurs d'émissions très élevés évalués par Crutzen et al. [15] à partir d'une approche basée sur un bilan atmosphérique.

Émissions de NO

Le monoxyde d'azote (NO) n'est pas directement considéré comme un gaz à effet de serre, mais c'est un précurseur de l'ozone troposphérique qui lui-même en est un (figure 1). Les émissions de NO par les sols sont très inférieures aux autres sources telles que le transport ou la production d'énergie. Toutefois, en zone rurale, les teneurs en oxydes d'azote sont généralement limitantes pour la production d'ozone. C'est pourquoi les émissions par les sols lorsqu'elles sont combinées aux apports par d'autres sources peuvent contribuer de façon significative à la production d'ozone.

Tout comme les émissions de N_2O , les émissions de NO par les sols résultent des transformations microbiennes de l'azote dans le sol (figure 2). Cependant, à l'inverse, ce sont ici le processus de nitrification, par lequel les micro-organismes oxydent l'ammonium en nitrate, et les conditions aérobies qui prévalent [16, 17]. Les principaux déterminants de la production de NO dans les sols agricoles sont la fertilisation, la température, la teneur en carbone des sols et leur teneur en eau. Une augmentation de la nitrification se produit après les apports de fertilisants à base d'azote ammoniacal et l'incorporation des résidus de culture. Le travail du sol et l'incorporation des résidus peuvent augmenter les émissions d'un facteur 4 [17, 18] dans les semaines suivantes.

Une revue des données acquises sur 189 sols agricoles, cependant biaisée vers les conditions des pays industrialisés, a montré que les émissions de NO sont bien reliées aux quantités d'azote apporté [19, 7]. L'application de granulés en surface conduirait à des émissions plus fortes qu'en incorporant l'engrais ou en l'appliquant sous forme de solution. Les sols de teneur en carbone organique supérieure à 3 % présentent des émissions significativement plus élevées. De bonnes conditions de drainage, une texture grossière et un pH neutre favoriseraient les émissions de NO. Les types d'engrais et de culture ne semblent pas affecter les émissions. Stehfest et Bouwman [7] suggèrent que, pour l'Europe, 1,2 % de l'azote apporté sur les cultures et les prairies (engrais organiques inclus) est réémis sous forme de NO. De leur côté, Freibauer et Kaltschmitt [20] avaient proposé une valeur de 1,0 % comme facteur d'émission.

Émissions de NH₃

À l'échelle globale, mais plus particulièrement dans les zones d'agriculture intensive comme dans les pays d'Europe de l'Ouest, les émissions d'ammoniac sont très majoritairement d'origine agricole, généralement plus de 90 % [21-23]. Elles sont nettement dominées par les activités d'élevage avec deux activités dominantes, les bâtiments et zones de stockage des effluents d'une part, et les épandages d'autre part, le reste étant dû au pâturage des animaux [22, 24]. Contrairement à beaucoup d'idées reçues, les bovins sont la première source (64 %), loin devant les porcins (10 %) et les volailles (23 %) [24], d'après les données du CITEPA [1]. Les émissions résultant de la fertilisation minérale ne représentent qu'environ 20 % du total, avec des facteurs d'émission (fraction de l'azote apporté qui est volatilisé sous forme d'ammoniac) plus faibles que pour les apports organiques. Seule l'urée a un facteur d'émission proche de celui des effluents d'élevage (15 %).

Les émissions résultent d'équilibres physico-chimiques entre les différentes formes d'azote ammoniacal (figure 2). Elles sont fortement dépendantes du type d'engrais apporté, des conditions de sols (pH, texture, teneur en eau), des pratiques et du développement du couvert végétal [25, 26]. On estime que les émissions depuis les plantes sont voisines de celles des engrais minéraux. Les échanges d'ammoniac avec la végétation naturelle ou agricole peuvent être bidirectionnels et dépendent en particulier de la teneur en azote ammoniacal dans l'apoplasme des plantes, qui elle-même est fortement déterminée par la nutrition azotée des plantes [27-29]. Ces échanges ont une grande importance pour les niveaux de fond (en dehors des zones et période d'émission directe) en ammoniac dans l'atmosphère.

Pendant longtemps, les principales préoccupations concernant l'ammoniac tenaient à son rôle déterminant dans les phénomènes d'acidification et d'eutrophisation des milieux naturels. Aujourd'hui, on se préoccupe aussi beaucoup de son rôle dans la formation d'aérosols et de son impact sur la santé. Concernant l'effet de serre, l'ammoniac intervient de deux manières. Tout d'abord par le biais des dépôts d'azote ammoniacal qui peuvent induire des émissions, dites indirectes, de N₂O [13, 14, 30, 31] comme nous l'avons déjà mentionné. Ensuite, les dépôts qui s'ensuivent sont une source d'azote importante pour les écosystèmes naturels et forestiers et augmentent la « productivité » de ces écosystèmes. Enfin, la contribution de l'ammoniac comme l'un des précurseurs principaux d'aérosols fins [32, 33] lui donne un rôle positif vis-à-vis de l'effet de serre puisque ces aérosols ont un pouvoir de réflexion du rayonnement solaire et donc un

pouvoir de réchauffement négatif (figure 1). À ceci se rajoute l'effet indirect des aérosols par le biais de la formation de gouttelettes de nuages et de l'augmentation de leur durée de vie. Ces effets sont difficiles à quantifier autrement que par modélisation, mais ils sont vraisemblablement très significatifs, malgré une forte incertitude.

Dépôts atmosphériques d'azote

Les dépôts atmosphériques sont l'une des sources principales d'azote pour de nombreux écosystèmes naturels ou extensifs. Ils ont été multipliés par cinq depuis la fin du XIX^e siècle et pourraient encore doubler d'ici 2050 [34]. Pour ce qui concerne les dépôts d'azote ammoniacal, ils sont directement la conséquence des émissions d'ammoniac dans les systèmes agricoles. Les régions où les dépôts sont les plus forts sont les plus peuplées : Asie du sud-est, Europe de l'ouest, Amérique du nord-est. Ces dépôts ont des incidences négatives sur les écosystèmes (acidification, eutrophisation) mais ils en augmentent également la productivité. En ce sens, l'azote a un effet positif sur l'effet de serre puisqu'il favorise la fixation de CO₂ atmosphérique. Les dépôts atmosphériques sont l'une des causes de l'augmentation de la productivité des forêts observée au cours des dernières décennies [35]. Récemment, Magnani *et al.* [36] ont mis en évidence une relation forte entre les dépôts atmosphériques humides et la productivité des forêts à partir d'un réseau de suivi des flux de CO₂ échangés entre diverses forêts européennes et l'atmosphère. Même si les valeurs citées sont controversées et vraisemblablement largement surestimées [37, 38] ces résultats mettent en évidence que l'azote est un facteur limitant de la production primaire de nombreux écosystèmes naturels ou peu intensifiés et qu'en conséquence la fixation de carbone est en partie conditionnée par les ressources en azote, dont une partie significative pour les écosystèmes naturels et forestiers vient des dépôts atmosphériques consécutifs aux émissions d'ammoniac dans les agrosystèmes. Les effets négatifs des apports d'azote, notamment les émissions de N₂O induites par ces apports [31] et une probable saturation en azote des écosystèmes près des régions source d'azote [37] risquent cependant de minimiser cet effet.

Agriculture, ozone et effet de serre

Origine et tendances de l'ozone dans la troposphère

L'ozone troposphérique ne représente que le dixième de l'ozone atmosphérique, la majorité étant formé dans la stratosphère par la photo-

lyse de l'O₂. C'est un polluant secondaire issu principalement des transformations chimiques dans l'atmosphère. L'augmentation des précurseurs d'origine anthropique a provoqué une augmentation exponentielle des concentrations en O₃ de 1,6 %/an dans les années 60 à 2,4 %/an dans les années 90 conduisant à une multiplication par 5 des concentrations depuis le début du XX^e siècle [39], toute l'épaisseur de la troposphère étant affectée [40].

Les précurseurs des transformations chimiques en cause sont principalement les COV (composés organiques volatils, d'origine anthropique ou biogénique) et les oxydes d'azote (NO_x = NO+NO₂). Les concentrations les plus fortes s'obtiennent en zone périurbaine au printemps et en été avec des pics pendant les épisodes de canicule (plus de 200 ppb en 2003 en Ile-de-France). Dans l'hémisphère nord les concentrations de fond en ozone atteignent actuellement 35-40 ppb, seuil qui peut déjà être dommageable pour la végétation [41].

La production d'ozone varie au cours de la journée, selon les saisons et d'une année sur l'autre, elle augmente principalement avec la température et la photolyse des précurseurs.

L'ozone troposphérique nous intéresse ici car c'est un gaz à effet de serre important, dont le forçage radiatif est compris entre celui du protoxyde d'azote et du méthane (figure 1). Les groupes de travail de l'IPCC cherchent à mieux prendre en compte ce genre de composés sur lesquels résident des incertitudes plus grandes que pour les GES à longue durée de vie (figure 1).

Biosphère et ozone

Les écosystèmes et l'ozone ont des interrelations complexes à différents niveaux du cycle de formation et destruction de l'ozone, d'une part, du fonctionnement des écosystèmes d'autre part.

– Tout d'abord les écosystèmes sont des sources de précurseurs d'ozone : oxydes d'azote émis par les sols, en particulier les sols agricoles, et COV produits et émis par la végétation. Les arbres sont les principaux émetteurs de COV (isoprènes et monoterpènes) mais les cultures et les prairies sont également des sources, et les COV oxygénés qu'elles émettent sont très réactifs [42].

– Ensuite les écosystèmes sont un puits significatif pour l'ozone : l'ozone peut être absorbé par les plantes par leurs stomates, mais également détruit sur les surfaces extérieures des plantes (cuticule des feuilles, branches, etc.) ou sur le sol. Ce puits peut représenter 10 à 30 % de la production d'ozone [41, 43]. C'est donc une étape importante du cycle de l'ozone. Cependant, les moyens d'action par le biais de la gestion des cultures ou de l'utilisation du sol sont limités, dans la mesure où les écosystèmes

naturels ou forestiers absorbent des quantités similaires et que même sur un sol nu, les dépôts sont significatifs.

– Enfin, l'absorption stomatique crée un impact sur la végétation qui diminue son pouvoir de fixation du carbone par la photosynthèse.

Il est donc important de considérer à la fois le rôle des écosystèmes, en particulier agricoles, dans le cycle de l'ozone et l'impact de l'ozone sur le fonctionnement des cultures.

Impact de l'ozone sur le fonctionnement

L'ozone réduit la production des cultures comme de toute végétation terrestre [44]. Les principaux effets portent sur la physiologie foliaire en diminuant l'activité des enzymes responsables de la fixation du carbone et l'ouverture stomatique et en accélérant leur sénescence. Ces modifications ont des conséquences directes sur l'assimilation photosynthétique des plantes et donc sur leur fixation de carbone et leur croissance, ainsi que sur le rendement des cultures. Les impacts de l'O₃ dépendent aussi de la capacité de détoxification des plantes, dont la quantification reste délicate car elle varie en fonction des variétés et des espèces. Par exemple des variétés de tabac sensibles à l'ozone, ayant donc une capacité de détoxification faible, sont utilisées comme plantes indicatrices (Cf. norme AFNOR, NF X 43-900, 2008). L'étude de la capacité des plantes à se détoxifier vis-à-vis de l'ozone peut être une voie de recherche pour diminuer les pics et les concentrations moyennes en ozone. Mais se pose alors la question de savoir comment augmenter les processus anti-oxydants des plantes sans que ce soit au détriment de la photosynthèse et donc de la croissance des plantes ?

Pour quantifier l'impact de l'ozone sur le rendement des cultures, différents indicateurs ont été proposés en Amérique du Nord et en Europe par l'UNECE (*United Nations Economic Council for Europe*). Ces indicateurs sont tous fondés sur un cumul d'exposition des plantes à l'ozone au-delà d'un seuil de sensibilité. De nombreuses observations ont montré qu'une simple mesure de concentration en O₃ (calcul d'exposition) ne suffisait pas pour rendre compte des effets délétères de l'ozone. En effet l'occurrence des concentrations élevées est le plus souvent concomitante avec des fortes chaleurs et une sécheresse qui provoque la fermeture des stomates réduisant ainsi l'absorption d'O₃. L'absorption d'ozone, et donc vraisemblablement son effet direct, peut être très inférieure à celle d'une culture qui serait en bonnes conditions hydriques et thermiques. La figure 5 montre les différences de baisses de rendement dues à l'ozone pour du blé en Beauce entre 1993 et 2001 en se basant sur l'exposition

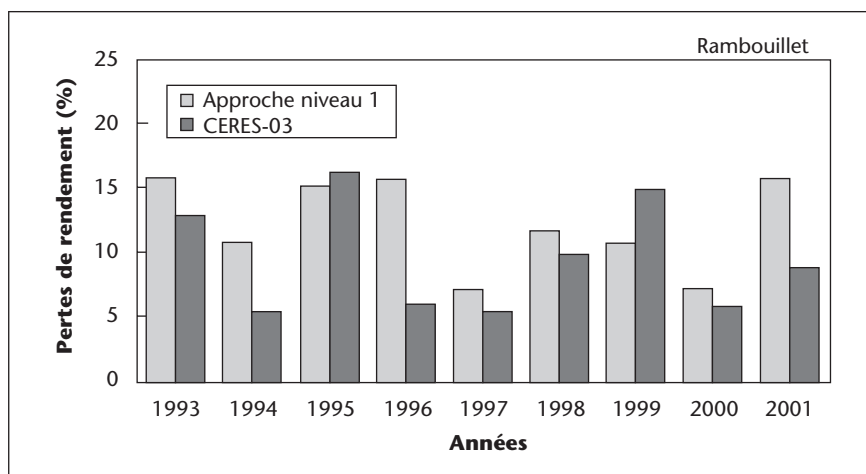


Figure 5. Comparaison entre les pertes de rendements d'une culture de blé dans la Beauce, calculées avec un critère d'exposition à l'ozone (approche de niveau 1 = AOT40 = quantité cumulées au dessus du seuil de 40 ppbv) et un modèle prenant en compte une absorption réelle d'ozone par la plante par voie stomatique (CERES-03).

(calcul d'AOT40) ou sur un flux réellement absorbé. Les impacts calculés sont différents selon les méthodes employées. Cette différence est particulièrement marquée lors des années sèches (comme 1996 sur cette figure) qui sont caractérisées par des impacts relatifs de l'ozone plus faibles qu'en année humide, en raison de la fermeture stomatique (voir par exemple [45]).

De même, l'augmentation du CO₂ atmosphérique tend à accroître la fermeture stomatique et donc à réduire les impacts de concentrations d'ozone élevées. La revue de Fuhrer [46] montre que (au moins chez les plantes en C3) l'augmentation du CO₂ peut avoir des effets positifs multiples (augmentation des rendements et de l'efficacité d'utilisation des ressources, réduction de la toxicité de l'ozone, meilleure résistance aux maladies dans certains cas). Cependant, la plupart de ces effets bénéfiques sont fortement atténués en cas d'augmentation des températures.

Ozone et contribution des écosystèmes au forçage radiatif

Compte tenu des multiples facettes des interactions entre l'ozone et les écosystèmes, en faire un bilan est intéressant, voire nécessaire, mais n'est pas trivial. Dans un travail de modélisation à l'échelle globale, Sitch *et al.* [47] ont montré que l'effet indirect de l'ozone dû à son impact sur l'assimilation nette des plantes (diminution du puits biosphérique de carbone) pouvait être du même ordre que l'effet direct de l'ozone sur le forçage radiatif (figure 6). Ce modèle ne prenait pas en compte l'augmentation prévisible du CO₂ dans l'atmosphère. Ce genre de résultat, s'il ne peut prétendre représenter la stricte vérité, montre néanmoins la diversité des contributions positives et négati-

ves possibles des écosystèmes, notamment cultivés, sur l'effet de serre et les rétroactions entre processus et entre les écosystèmes et l'atmosphère. Dans le même ordre d'idées, Ciais *et al.* [48] ont montré que l'épisode caniculaire de 2003 en Europe avait provoqué une baisse très significative de la fixation de CO₂ par les écosystèmes aboutissant à des pertes importantes de carbone depuis les écosystèmes terrestres. Ces pertes peuvent être imputées à la fois aux températures élevées, au déficit hydrique et aux fortes teneurs en ozone observées (plus de 200 ppb en Ile-de-France). Séparer ces différents effets demande de disposer d'outils d'analyse et de modélisation des processus élémentaires et intégrés à l'échelle de l'écosystème.

Conclusion

La contribution des activités agricoles à l'effet de serre passe par des mécanismes multiples, en interaction forte avec les facteurs de l'environnement. Au-delà d'un renforcement toujours nécessaire des connaissances de base et de méthodes opérationnelles pour évaluer les émissions des différents composés à effet de serre, directs et indirects, il apparaît donc aujourd'hui indispensable d'appréhender cette problématique de la contribution de l'agriculture à l'effet de serre de manière intégrée. En effet, les interactions et rétroactions multiples entre les différents composés émis et avec les facteurs de l'environnement montrent la nécessité d'évaluer les synergies et les antagonismes possibles entre les différents composés : par exemple, après une application d'engrais sur une parcelle agricole, il convient de ne pas seulement s'intéresser aux émissions de N₂O, mais de prendre également en compte les

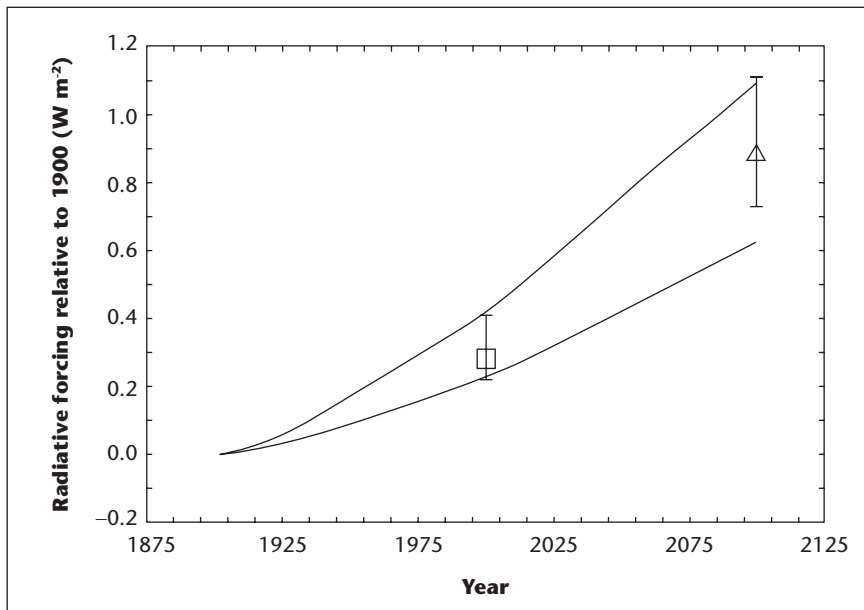


Figure 6. Evolution temporelle du forçage radiatif indirect dû à l'ozone pour des scénarios de plantes fort (rouge) et peu (bleu) sensibles à l'ozone. Les symboles et barres verticales indiquent le forçage radiatif direct de l'ozone.

émissions d'autres composés azotés (NH_3 , NO) d'une part pour arbitrer entre différents impacts possibles (effet de serre, acidification, eutrophisation), d'autre part pour évaluer les émissions indirectes de N_2O qu'ils pourraient occasionner et l'influence de la fertilisation sur le stockage de carbone. On voit bien aussi qu'il est possible d'agir en de multiples points de la cascade de l'azote par le biais de la gestion agricole. Ceci prend tout son sens dans la perspective de l'élaboration, l'application et l'évaluation de mesures et politiques de réduction des émissions de GES et d'accroissement du stockage de carbone dans les systèmes agricoles. Celles-ci doivent se réaliser et s'évaluer, non plus à l'échelle de la parcelle, mais à celle de l'exploitation agricole voire du paysage agricole si on veut être à même de prendre en compte tous les effets possibles d'une mesure particulière. L'aménagement du milieu est aussi une voie d'action possible pour minimiser l'impact de certaines pratiques anthropiques, agricoles ou non. En outre, l'impact de nombreuses pratiques ne peut s'évaluer qu'à des échelles où la pratique s'applique, à savoir généralement celles de la parcelle, de l'exploitation agricole ou du territoire.

Le contexte du changement climatique oblige à replacer ces réflexions dans le contexte d'un environnement changeant. On devra en particulier s'attacher à raisonner les actions futures en envisageant d'une part une évolution du contexte climatique moyen (température, pluviométrie, niveau de pollution de l'air), mais aussi d'autre part aussi des probabilités plus fortes d'événements extrêmes tels que sécheresses, canicules, inondations et pics d'ozone. Il

sera important de situer la réponse des systèmes agricoles à ces conditions et les rétroactions possibles avec le climat.

RÉFÉRENCES

1. Citepa, 2008. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France - Séries sectorielles et analyses étendues - Format SECTEN. Rapport d'inventaire national. 299 pages. Disponible à <http://www.citepa.org/publications/SECTEN-fevrier2008.pdf>.
2. Le Mer J, Roger P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soil : a review. *Euro J Soil Biol* 2001 ; 37 : 25-50.
3. Arrouays D, Balesdent J, Germon JC, Jayet PA, Soussana JF, Stengel P. *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective*. Paris : INRA Edition, 2002 ; (332 p).
4. Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, et al. The nitrogen cascade. *BioScience* 2003 ; 53 : 341-56.
5. Germon JC, Hénault C, Cellier P, et al. Les émissions de protoxyde d'azote (N_2O) d'origine agricole : évaluation au niveau du territoire français. *Etude et gestion des Sols* 2003 ; 10 : 315-28.
6. IPCC. *Climate Change 2007. The physical science basis*. UK : Cambridge University Press, 2007 ; (1009p).
7. Stehfest C, Bouwman L. N_2O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation : summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr Cycl Agroecosys* 2006 ; 74 : 207-28.

8. Rochette P, Janzen HH. Towards a revised coefficient for estimating N_2O emissions from legumes. *Nutr Cycling Agroecosys* 2005 ; 73 : 171-9.
9. Flechard CR, Ambus P, Skiba U, et al. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agric Ecosys Environ* 2007 ; 121 (suppl 1-2) : 135-52.
10. Li C, Zhuang Y, Cao M, et al. Comparing a process-based agro-ecosystem model to the IPCC methodology for developing a national inventory of N_2O emissions from arable lands in China. *Nutr Cycling Agroecosys* 2001 ; 60 : 159-75.
11. Hénault C, Bizouard F, Laville P, et al. Predicting in situ soil N_2O emission using NOE algorithm and soil database. *Glob Change Biol* 2005 ; 11 : 115-27.
12. Gabrielle B, Laville P, Hénault C, Nicoulaud B, Germon JC. Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES. *Nutr Cycling Agroecosys* 2006 ; 74 : 133-46.
13. Sutton MA, Nemitz E, Erisman JW, et al. Challenges in quantifying biosphere-atmosphere exchanges of nitrogen species. *Environ Pollut* 2007 ; 150 : 125-39.
14. Mosier A, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger S, van Cleemput O. Closing the global N_2O fudget : nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr Cycling Agroecosys* 1998 ; 52 : 225-48.
15. Crutzen PJ, Mosier AR, Smith KA, Winiwarter W. N_2O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuel. *Atmos Chem Phys Discuss* 2007 ; 7 : 11191-205.
16. Remde A, Conrad R. Role of nitrification and denitrification for NO metabolism in soils. *Biogeochemistry* 1991 ; 12 : 189-205.
17. Skiba U, Fowler D, Smith KA. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates : Sources, controls and mitigation options. *Nutr Cycl Agroecosyst* 1997 ; 48 : 75-90.
18. Civerolo KL, Dickerson RR. Nitric oxide emissions from tilled and untilled cornfields. *Agric Forest Meteorol* 1998 ; 90 : 307-11.
19. Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH. Modelling global annual N_2O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochem Cycles* 2002 ; 16 : 1080.
20. In : Freibauer A, Kaltschmitt M, eds. *Emission Rates and Emission Factors of Greenhouse Gas Fluxes in Arable and Animal Agriculture. Project Report Task 1. EU Concerted Action "Biogenic Emissions of Greenhouse Gases Caused by Arable and Animal Agriculture" (FAIR3-CT96-1877)*. Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, 2000 ; (375 pp).

21. Asman WAH, Sutton MA, Schjørring JK. Ammonia : emission, atmospheric transport, and deposition. *New Phytol* 1998 ; 139 : 27-48.
22. ECETOC, 1994. Ammonia emissions to air in western Europe. Technical Report 62. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Brussels. FAO : (<http://faostat.fao.org/>).
23. Bouwman AF, Lee DS, Asman WAH, Dentener FJ, van der Hoek KW, Olivier JGJ. A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles* 1997 ; 11 : 561-87.
24. Corpen. Les émissions d'ammoniac et de gaz azotés à effet de serre en agriculture. Document édité par le Corpen (Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement) 88 pages + annexes ; téléchargeable à l'adresse suivante : http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/2006_10_ammoniac_gaz_azote.pdf.
25. Holtan-Hartwig L, Bøckman OC. Ammonia exchange between crops and air. *Norw J Agric Sci* 1994 (14) : 52-6.
26. Misselbrook TH, Sutton MA, Scholefield D. A simple process-based model for estimating ammonia emissions from agricultural land after fertilizer applications. *Soil Use Manag* 2004 ; 20 : 365-72.
27. Sutton MA, Pitcairn CER, Fowler D. The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities. *Adv Ecol Res* 1993 ; 24 : 301-93.
28. Husted S, Schjørring JK, Nielsen KH, Nemitz E, Sutton MA. Stomatal compensation points for ammonia in oilseed rape plants under field conditions. *Agric Forest Meteorol* 2000 ; 105 : 371-83 ; [(Special issue on ammonia fluxes with oilseed rape). 2000].
29. Massad RS, Loubet B, Tuzet A, Cellier P. Relationship between ammonia compensation point and nitrogen metabolism in arable crops : current status of knowledge and potential modelling approaches. *Environ Poll* 2008 ; 154 : 390-403.
30. Van der Gon HD, Bleeker A. Indirect N₂O emission due to atmospheric N deposition for The Netherlands. *Atmos Environ* 2005 ; 39 : 5827-38.
31. Skiba U, Dick J, Storeton-West R, et al. The relationship between NH₃ emission from a poultry farm and soil NO and N₂O emissions. *Biogeochemistry* 2006 ; 3 : 375-82.
32. Nemitz E, Sutton MA. Gas-particle conversion above a Dutch heathland : III modelling of size-dependent NH₄⁺ fluxes as modified by the NH₃-HNO₃-NH₄NO₃ equilibrium. *Atmos Chem Phys* 2004 ; 4 : 1025-45.
33. IGBP (International Geosphere-Biosphere Programme). "Role Of Aerosols In Climate Change Examined." *ScienceDaily* 8 Sept 2008. <<http://www.sciencedaily.com/releases/2008/09/080905153801.htm>>.
34. Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, et al. Nitrogen cycles : past, present and future. *Biogeochemistry* 2004 ; 70 : 153-226.
35. Laubhann D, Sterba H, Reinds GJ, De Vries W. The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots. *Forest Ecol Manag* 2008 ; (in press).
36. Magnani F, Mencuccini M, Borghetti M, et al. The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forest. *Nature* 2007 ; 447 : 848-50.
37. De Schrijver A, Verheyen K, Mertens J, Staels J, Wuys K, Muys B. Nitrogen saturation and net ecosystem production. *Nature* 2007 ; 451 : E1.
38. De Vries W, Solberg S, Dobbertin M, et al. Ecologically implausible carbon response ? *Nature* 2007 ; 451 : E1-E3.
39. Marengo A, Nedelec P, Pages JP, Macaigne M. 1992. Long term evolution of ozone at the mid latitudes of the northern hemisphere, European Geophysical Society : XVII General Assembly (Session OA-10), 6-10 April 1992, Edinburgh, 1992.
40. Gauss M, et al. Radiative forcing since preindustrial times due to ozone change in the troposphere and the lower stratosphere. *Atmos Chem Phys* 2006 ; 6 : 575-99.
41. Fowler D, et al. Ground-level ozone in the 21st century : future trends, impacts and policy implications. Royal society policy document 15/08, 148 pages, 2008.
42. Fuentes J, Lerdau M, Atkinson R, et al. Biogenic hydrocarbons in the atmospheric boundary layer : a review. *Bull Am Meteorol Soc* 2000 ; 81 : 1537-75.
43. Denman KL, Brasseur G, Chidthaisong A, et al. Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In : Solomon SD, Qin D, Manning M, et al., eds. *Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK : Cambridge University Press, 2007.
44. Ashmore MR. Assessing the future global impacts of O₃ on vegetation. *Plant Cell Environ* 2005 ; 28 : 949-64.
45. King DA. Modeling the impact of ozone x drought interactions on regional crop yields. *Environ Poll* 1988 ; 53 : 351-64.
46. Fuhrer J. Agroecosystem responses to combinations of elevated CO₂, ozone and global climate change. *Agric Ecosys Environ* 2003 ; 97 : 1-20.
47. Sitch S, Cox PM, Collins WJ, Huntingford C. Indirect climatic forcing through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* 2007 ; 448 : 791-4.
48. Ciais P, Reichstein M, Viovy N, et al. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 2005 ; 437 : 529-33.