

L'AZOTE, SI CHER À NOS CAMPAGNES

NITROGEN, SO DEAR BUT SO EXPENSIVE

TO OUR COUNTRYSIDE

Sophie GENERMONT,
Pierre CELLIER,
UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, université Paris-Saclay,
78850, Thiverval-Grignon, France

Résumé

L'azote (N) est un intrant indispensable à une agriculture productrice de protéines végétales mais surtout animales. Le cycle de l'azote est un cycle biogéochimique complexe, dont l'essentiel des entrées dans la biosphère est constitué par la fixation biologique. Toutes les formes d'azote chimiquement et biologiquement actives constituent l'azote dit réactif. Il peut subir toute une série de transformations dans l'air, l'eau et le sol, ainsi qu'au sein des êtres vivants, allant jusqu'au retour à sa forme diazote par la dénitrification. Ces processus naturels ont été amplifiés par le développement de l'élevage industriel et le recours massif aux engrais industriels azotés. Or l'azote coûte cher financièrement aux agriculteurs, et sa gestion en agriculture génère des rejets vers l'environnement liés aux faibles rendements d'utilisation de l'azote par les végétaux et surtout par les animaux. Les rejets les plus médiatisés sont les nitrates, avec les impacts sur la qualité des eaux. Les pertes vers l'atmosphère préoccupent les pouvoirs publics français depuis une vingtaine d'années, du fait de leurs impacts sur le réchauffement global de l'atmosphère (protoxyde d'azote, N_2O) mais aussi sur la qualité de l'air (ammoniac NH_3 , et oxydes d'azote NO_x). Les parades pour réduire les émissions de ces polluants et gaz à effet de serre ont également un coût, plus ou moins amorti selon les composés émis et/ou les postes émetteurs concernés grâce aux bénéfices économiques (poste azote en agriculture) et sociaux (santé humaine, changements globaux...) réalisés.

Mots-clés

Méthode de mesure, émission diffuse, ammoniac, gaz à effet de serre, incertitude, standardisation, fiabilité.

Abstract

Nitrogen (N) is an input essential to agriculture which produces plant but also animal proteins. N cycle is a biological complex cycle, with biological fixation converting atmospheric unreactive di-nitrogen into many reactive nitrogen forms (Nr), essential for life. Nr forms are implicated in many transformations in air, water and soil, as well as within living organisms, until recovering to the N_2 form through denitrification. These natural processes were amplified by the development of industrial husbandry and the massive use of N industrial fertilizers, making N expensive for farmers. Furthermore, its management in agriculture and its low efficiency in plant production and even more in animal production lead to losses to the environment. The most mediatized one is nitrate lixiviation with its impacts on water quality. N losses to atmosphere have become a matter of concern for the French public authorities since about twenty years, for their impacts on greenhouse balance (nitrous oxide N_2O), air quality and ecosystems and biodiversity (ammonia NH_3 , and nitrogen oxides NO_x). The costs of abatement strategies are more or less amortized thanks to the profits realized in economy (N expenses in agriculture) and for society (human health, global changes...).

Keywords

Nitrogen cycle, nitrogen cascade, farming, husbandry, fertilization, atmospheric pollution.

2.1. Fixation biologique

L'entrée principale initiale d'azote dans le système « sol-plante-animal » est la fixation biologique du diazote (N_2) atmosphérique, c'est-à-dire son assimilation en molécules organiques (essentiellement protéines et acides aminés). Seuls certains micro-organismes peuvent réaliser cette fixation : les bactéries libres et les actinomycètes, et surtout les bactéries et les cyanophycées vivant en symbiose avec certains végétaux comme les légumineuses. Cet azote organique constitutif des micro-organismes et des tissus végétaux peut ensuite être utilisé pour la constitution des tissus animaux, avant de retourner au sol, soit après la mort de ces différents organismes, soit par excrétion.

2.2. Minéralisation-organisation

Les matières organiques qui retournent ainsi au sol sont de natures variées : effluents d'élevage, résidus de culture et autres sous-produits organiques issus des activités humaines. Elles sont alors dégradées par la microfaune et la microflore du sol, puis décomposées par la biomasse microbienne du sol et transformées en des formes organiques stables à moyen ou long terme (humus) et en azote minéral assimilable par les plantes, c'est-à-dire sous formes nitrate (NO_3^-) et ammoniacale (NH_3 et NH_4^+). Cette dégradation biologique de la matière organique et cette minéralisation des composés organiques constituent un des maillons clés du cycle de l'azote. La minéralisation peut se dérouler à la fois sous des conditions aérobies ou anaérobies.

L'organisation (ou immobilisation) est la réaction inverse de la minéralisation, elle transforme l'azote minéral en azote organique. L'équilibre annuel entre minéralisation et organisation (on parle de minéralisation nette) varie en fonction des conditions pédoclimatiques, de la disponibilité et de la qualité des résidus de culture.

2.3. Assimilation par les plantes

L'azote est assimilé par les plantes, préférentiellement sous forme nitrate, et, dans des cas particuliers, sous forme ammoniacale, selon la disponibilité des deux formes, la nature des plantes, les conditions de sol ainsi que les conditions climatiques.

2.4. Nitrification

La nitrification est l'oxydation biologique de l'ammonium en nitrate (figure 1). Elle s'effectue dans un délai pouvant aller de quelques jours à quelques semaines. Elle procède en deux étapes successives, la nitritation (oxydation de l'ammonium (NH_4^+) en nitrite (NO_2^-), avec pour intermédiaire l'hydroxylamine (NH_2OH)), puis la nitratisation (oxydation des nitrites en nitrates). Ces réactions sont réalisées par des bactéries spécifiques. La nitrification est très dépendante des conditions environnementales, en particulier le taux d'oxygénation, puisqu'elle n'a lieu qu'en conditions aérobies. L'activité de la microflore est optimale pour des pH de 6,9 à 9 et des températures comprises entre 20 et 36 °C. En outre, certains composés peuvent ralentir ou bloquer ces processus, comme de fortes teneurs en ammonium ou en nitrite, ou des inhibiteurs de la nitrification.

2.5. Dénitrification

La dénitrification est un autre processus clé du cycle de l'azote, puisque c'est le seul permettant le retour au diazote, par réduction du nitrate, en passant par des formes intermédiaires, les nitrites (NO_2^-), les oxydes d'azote gazeux (NO) et le protoxyde d'azote (N_2O) (figure 1). Cette réaction est réalisée par un grand nombre de bactéries et champignons et, selon le type de dénitrifiant, elle est totale ou partielle. Si elle est partielle, il y a accumulation des formes azotées intermédiaires, en particulier le N_2O , qui peuvent enrichir le compartiment atmosphérique en ce gaz à effet de serre. La dénitrification ne se déroule qu'en conditions réductrices, en anaérobiose, c'est-à-dire quand les micro-organismes manquent d'oxygène. L'activité dénitrifiante est faible aux basses températures et est optimale pour des températures de 60-65 °C et pour des pH compris entre 6 et 8.

Les différents processus du cycle de l'azote s'accompagnent de sorties vers l'environnement (la lixiviation des nitrates, les émissions de composés azotés oxydés, la volatilisation d'ammoniac, présentés dans la section 4), parce qu'ils sont devenus problématiques du fait de l'influence exercée par l'homme sur le cycle de l'azote.

3. Le cycle agronomique de l'azote : gestion de l'azote

L'homme exerce une influence majeure sur ce cycle en amplifiant certains de ces maillons au regard des autres et générant ainsi un déséquilibre (Galloway *et al.*, 2004). Une des voies importantes de production d'azote réactif est la combustion d'énergies fossiles dans les activités industrielles, militaires et civiles, augmentant ainsi la production d'oxydes d'azote. Mais c'est surtout à travers l'agriculture que s'exerce cette influence. L'homme contribue à l'accroissement des entrées d'azote dans le cycle par la fertilisation minérale et par l'intensification de l'élevage en ayant recours à des importations d'aliments. De plus, l'utilisation des sols (travail du sol, irrigation et drainage) influence les processus chimiques et biologiques du sol, dont ceux du cycle de l'azote.

3.1. La fertilisation minérale

Les cultures prélèvent dans le sol les substances nutritives dont elles ont besoin, en particulier l'azote. À défaut de son remplacement, les sols s'appauvrissent, avec pour conséquence une baisse des rendements des cultures et, par là même, de la rentabilité de l'exploitation agricole. Par le passé, la rotation des cultures, avec en particulier l'implantation de légumineuses qui fixent le diazote atmosphérique, et les périodes régulières de jachère ainsi que l'épandage de fumier animal permettaient à la terre de retrouver une partie de sa fertilité.

Aujourd'hui, le processus naturel de fixation biologique de l'azote atmosphérique a été amplifié par l'homme par un recours croissant à la fixation industrielle du diazote atmosphérique : la mise au point du procédé Haber-Bosch au début du XX^e siècle a en effet rendu possible la production en masse d'engrais de synthèse sous forme d'ammonium ou d'urée : l'ammoniac est obtenu par la combinaison de l'azote de l'air et de l'hydrogène provenant du gaz naturel. Après une augmentation massive de leur utilisation en Europe entre les années 1950 et les années 1980, une légère diminution s'est amorcée dans le milieu des années 1980 pour s'accélérer au début des années 1990, puis la consommation s'est stabilisée autour de 11 Tg de N par an pour l'UE (Sutton *et al.*, 2011).

Les engrais de synthèse constituent désormais la source majoritaire des substances nutritives appliquées aux sols dans les pays de l'Union Européenne (UE), même si les apports d'effluents animaux restent importants, en particulier dans les régions à forte densité de cheptel. La France est aujourd'hui le premier pays consommateur d'engrais minéraux de l'UE avec 2,2 Mt d'azote sous forme d'engrais minéraux consommées en 2013, ce qui représente 20 % de la consommation totale de l'UE. Ce niveau de consommation est à comparer à la production agricole française qui représente 18 % de la production de l'UE, et à la surface agricole utile (SAU), i.e. 16 % de la SAU de l'UE (Marcus et Simon, 2015).

3.2. L'intensification de l'élevage

Quant à elle, la production animale peut être considérée comme une activité de transformation de ressources alimentaires végétales, qui ne sont pas toujours valorisables directement par l'homme, en produits animaux dont les valeurs nutritives, énergétique et surtout azotée, sont plus élevées : par exemple, les protéines animales contiennent 30 à 40 % d'acides aminés essentiels, alors que la plupart des protéines végétales en contiennent moins de 30 %. L'évolution de la consommation des produits animaux, liée à l'accroissement de la population, a été à l'origine du développement des filières animales dans les pays dits riches. Elle a nécessité une augmentation de la consommation d'azote en agriculture et est, pour cette raison, considérée comme le moteur de l'altération du cycle de l'azote : en Europe, 8,7 Tg d'azote contenus dans les cultures sont consommés par an par le bétail, auxquels s'ajoutent 3,1 Tg d'azote importés, ce qui fait 11,8 Tg de N par an (Sutton *et al.*, 2011). En comparaison, la consommation humaine ne comptabilise que 2 Tg d'azote issus des cultures par an et 2,3 Tg d'azote provenant des produits animaux.

Pourquoi l'élevage produit de grandes quantités d'effluents riches en azote ? Historiquement, les fertilisations des cultures et des prairies se faisaient grâce au recyclage des éléments nutritifs contenus dans les déjections des animaux de la ferme. Cette valorisation s'est beaucoup développée dans les zones d'élevage intensif lors de l'essor de l'agriculture intensive, notamment après la Seconde Guerre mondiale en Europe. Elle est toujours très importante dans les élevages, même si elle est très souvent complétée par des fertilisations

avec des engrais de synthèse. Dans le cas des exploitations pour lesquelles l'alimentation des bêtes provient des productions de la ferme, il n'y a ainsi pas (ou peu) d'excès d'azote, car il y a adéquation entre les surfaces cultivées et celles où l'on épand les effluents. En revanche, dans les cas où une grande partie de l'alimentation animale est importée, l'exploitation se retrouve en excès d'azote, et confrontée à un excédent de fertilisation organique azotée. Le cas extrême est souvent représenté par les élevages hors sol.

3.3. La gestion de l'azote en agriculture

Même si une évaluation du coût que représente le poste « azote » pour une exploitation est difficile à établir, une évaluation a été fournie pour l'European Nitrogen Assessment (ENA, Sutton *et al.*, 2011) : dans le cas des grandes cultures, comme les céréales par exemple, il représente environ 20-30 % du coût variable de production, en constituant ainsi une part significative.

La gestion de l'azote consiste donc à équilibrer au mieux les besoins des cultures et du bétail et les différentes fournitures. Pour les cultures, cet équilibre se calcule notamment sous forme de bilan azoté annuel en unité fertilisante N, avec, en entrée, les apports minéraux et organiques, la fixation par les légumineuses, les apports par dépôt atmosphérique, et en sortie, les exportations par les produits récoltés. Un déficit en azote ne permet plus d'assurer ni un bon niveau de rendement (critère quantitatif), ni la qualité des produits (critère qualitatif) requise pour les transformations auxquelles ils sont destinés : par exemple, la teneur en protéines du blé tendre est déterminante pour la qualité des pâtes et des pains (et donc le prix du blé concerné), et l'effritement constaté ces dernières années de la teneur en protéines des blés tendres français s'est tout de suite suivi d'une démarche de la filière pour le contrer. Dans le cas du lait, plus son taux protéique est élevé plus le rendement de transformation fromagère est bon. À l'opposé, un excédent d'azote au-delà des besoins des cultures et du bétail est source d'inefficacité économique mais surtout d'une atteinte potentielle à l'environnement.

3.4. Conclusion sur les bénéfices de l'azote

L'accroissement de la disponibilité de l'azote sous forme réactive assimilable est tout d'abord

associé à des bénéfices indiscutables pour l'humanité : l'usage des engrais de synthèse azotés est l'un des principaux moteurs de la croissance très rapide de la production agricole mondiale et est parfois considéré comme l'un des moteurs majeurs de la croissance démographique mondiale (Peyraud *et al.*, 2014). Cependant, le rendement d'utilisation de l'azote par les agroécosystèmes est très faible : aujourd'hui, environ 80 millions de tonnes d'azote sont consommées par an par l'agriculture mondiale (culture et élevage), mais à peine la moitié se retrouve dans les parties récoltées des cultures ; de même, moins de la moitié de la quantité d'azote excrétée par les animaux d'élevage est réutilisée par les cultures (Peyraud *et al.*, 2014). Le solde se retrouve dans le sol ou se disperse dans l'environnement, constituant une perte économique substantielle pour les agriculteurs et des dommages pour l'environnement, le climat et la santé humaine.

4. Les flux sortants et la cascade de l'azote

À la différence du phosphore et du potassium, autres éléments majeurs de l'alimentation des plantes et des animaux, et grâce à sa capacité à changer facilement de valence, l'azote se caractérise par une grande aptitude à sortir du cycle sol-plante-animal, soit de la biosphère vers l'environnement : lixiviation du nitrate vers les eaux de surface, émissions gazeuses à partir du sol, des océans et des eaux de surface mais également à partir des plantes.

4.1. Processus

4.1.1. Lixiviation du nitrate

Le nitrate est très mobile dans le sol et peut être facilement lixivié (figure 1) et entraîné par les eaux de pluie dans les nappes phréatiques ou dans les eaux de surface. La lixiviation du nitrate est très dépendante de la pluviométrie, du type de sol et du contenu en azote du sol.

4.1.2. Émissions d'oxydes d'azote et de protoxyde d'azote

Les oxydes d'azote, principalement les NO_x (NO₂ et NO) et le protoxyde d'azote (N₂O) sont

émis lors des réactions de nitrification et/ou de dénitrification, aussi bien au champ que dans les bâtiments d'élevage (litières, zones de stockage des effluents) (figure 1). Lors de la dénitrification, N_2O est un produit intermédiaire, qui peut être émis si la dénitrification ne va pas jusqu'au produit final, N_2 . En revanche, pour la nitrification, N_2O est un produit secondaire. Au champ, de manière générale, les émissions de N_2O sont associées à des situations de dénitrification, à savoir des taux de saturation en eau du sol élevés (milieu réducteur lié à la stagnation de l'eau, compactage du sol...), alors que les émissions de NO sont plutôt observées en milieu sec, et associées à des situations de nitrification. Dans les deux cas, ces émissions d'origine biologique présentent une variabilité spatiale et temporelle très forte. Elles dépendent en effet du type de sol et des conditions météorologiques locales, les températures élevées et la pluviométrie favorisant le métabolisme des micro-organismes. Elles sont affectées par le type de culture ou de l'écosystème, ainsi que par les pratiques agricoles : fertilisation azotée et travail du sol augmentent l'activité microbienne du sol.

Une étude récente (Oswald *et al.*, 2013) a mis en évidence la forte contribution de l'acide nitreux (HONO) au cycle de l'azote atmosphérique. Ses émissions étant concomitantes à celles du NO et fortes dans les sols riches en azote minéral, il semble que le processus de nitrification soit à l'origine de la formation du HONO, plus que les équilibres acido-basiques. Les analyses indiquent en outre que les quantités de HONO émises sont élevées et comparables à celles de NO lorsque les sols sont à la fois riches en nitrites, neutres à basiques et situés en régions arides ou cultivées.

4.1.3. Volatilisation d'ammoniac

L'ammoniac (NH_3) est émis par le sol ou les plantes à partir de l'ammonium (figure 1). L'azote ammoniacal est en effet la forme obtenue après minéralisation complète des composés organiques azotés dans le sol, et c'est une forme très présente dans les engrais industriels (ammonitrate, urée, solution azotée) et dans les effluents d'élevage (lisiers, fumiers...). En effet, les animaux d'élevage excrètent l'azote contenu dans leur régime alimentaire (protéines) sous forme de molécules plus simples : acides aminés, urée pour les mammifères et acide urique pour les volailles. Après avoir été excrétée sur les sols des bâtiments d'élevage, des étables ou

des pâturages, ou dans les fosses de stockage des effluents, l'urée se dégrade rapidement pour libérer l'azote sous forme ammoniacale.

La présence d'azote ammoniacal dans une solution en contact avec l'air conduit systématiquement à la volatilisation d'ammoniac, du fait d'un simple jeu d'équilibres physiques et chimiques, sans intermédiaires biologiques, contrairement aux composés azotés oxydés (NO_x et N_2O). La volatilisation dépend en conséquence très fortement des conditions physiques et chimiques du milieu (Houot *et al.*, 2014). Elle est étroitement liée à :

- la teneur en azote du substrat en contact avec l'air ;
- la proportion d'azote présent sous forme ammoniacale : elle est déterminée par les propriétés physiques et chimiques des effluents, des engrais et des sols ; par exemple, plus le pH du sol ou de l'effluent est élevé plus la volatilisation est forte ; il en est de même avec la température, avec des risques plus forts de volatilisation en été ;
- la surface de contact entre la solution contenant l'azote ammoniacal et l'atmosphère : dans les bâtiments d'élevage et dans les zones de stockage des effluents d'élevage, cette surface est relativement réduite par rapport au volume d'effluent, alors qu'au champ, elle est démultipliée de manière brutale lors de l'épandage ; des techniques d'injection dans le sol des lisiers, d'incorporation des engrais minéraux au moment de l'apport, d'enfouissement après l'apport si celui-ci est pratiqué en surface permettent de réduire très efficacement la surface de contact et en conséquence la volatilisation ;
- la dispersion de l'air en contact avec la zone d'émission : dans les bâtiments d'élevage, la ventilation joue un rôle déterminant sur la volatilisation, et au champ, plus la vitesse de vent est élevée plus le risque de volatilisation est grand.

4.2. La cascade de l'azote

Les pertes d'azote réactif se produisent ainsi à tous les niveaux du cycle géochimique de l'azote mais aussi à tous les stades de la gestion de l'azote au sein de l'exploitation agricole : bâtiments d'élevage, transformation et stockage

des effluents d'élevage, épandage des effluents d'élevage et des autres produits résiduaux organiques recyclés en agriculture, ainsi que fertilisation azotée avec des engrais industriels. La représentation sous la forme de la « cascade de l'azote » plutôt que sous la forme plus figée du cycle de l'azote permet de mieux rendre compte des aspects dynamiques des différents flux et transformations de l'azote réactif dans l'environnement, et de l'enchaînement séquentiel en cascade des impacts qu'il entraîne. La figure 2 illustre de manière simplifiée cette notion de cascade de l'azote introduite par Galloway *et al.* en 2003.

Cette production anthropique d'azote synthétique à partir du diazote atmosphérique inerte est donc à l'origine d'une cascade de flux intentionnels et non intentionnels. La cascade de

flux d'azote intentionnels est représentée en bleu sur la figure : chaque molécule d'azote réactif N_r contribue à la fertilité des sols et augmente le rendement des cultures, permettant de nourrir animaux d'élevage et humains en quantité suffisante et qualité adaptée. Dans le cas idéal, le recyclage efficace des effluents d'élevage et des autres déchets d'origine humaine permet de restituer la totalité de l'azote au système agricole. Dans la réalité, comme on l'a vu précédemment, l'azote réactif est extrêmement mobile, et les différentes voies de sortie de l'azote conduisent à une cascade de flux d'azote non intentionnels figurés dans les autres couleurs sur la figure 2. La moitié de l'azote apporté aux cultures se retrouve bien dans les récoltes utilisées comme aliments pour le bétail et l'homme. En revanche, l'autre moitié est perdue dans les eaux, l'air ou le sol, et est soumise à de nouvelles transformations

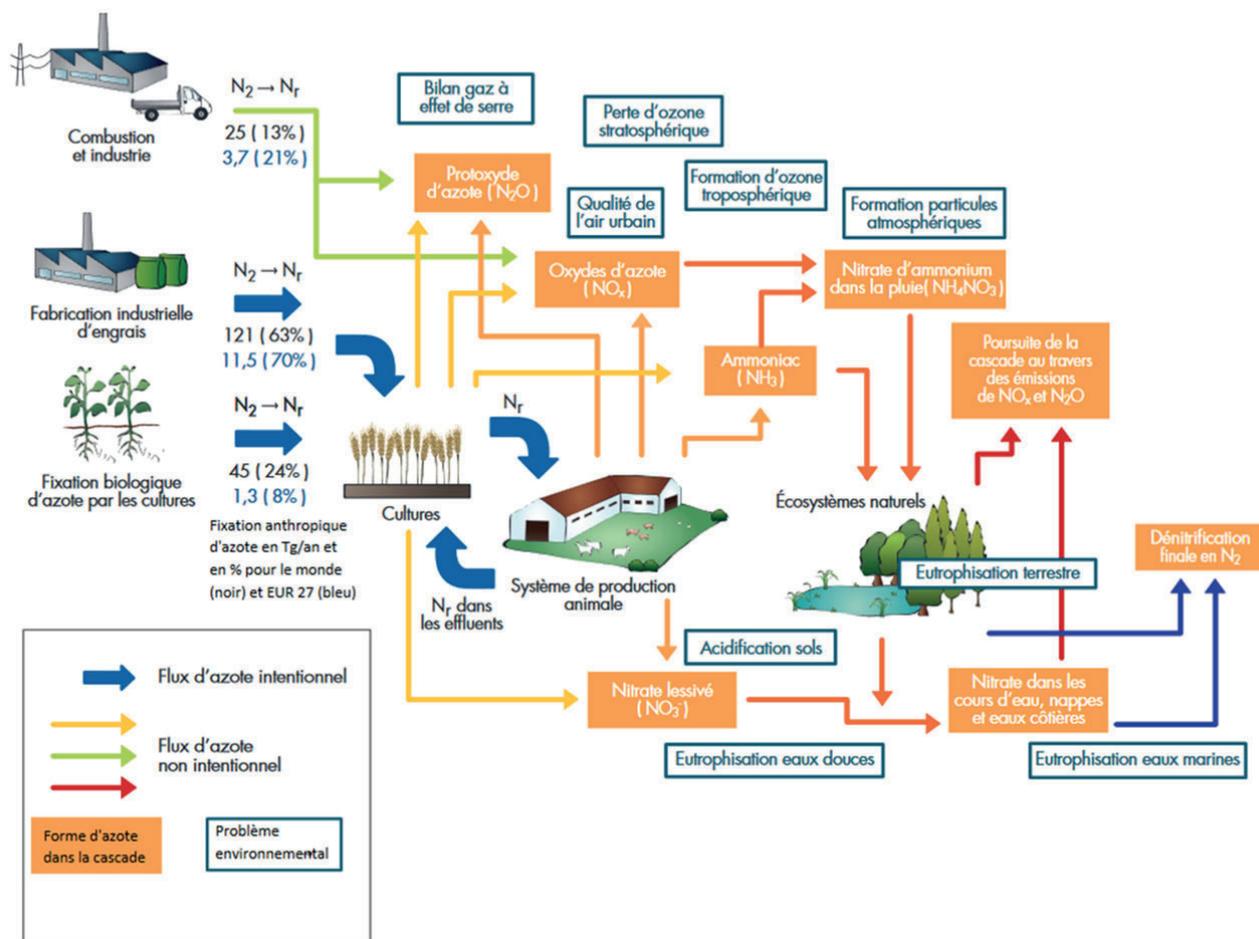


Figure 2. Cascade simplifiée de l'azote (Peyraud *et al.*, 2014, d'après Sutton *et al.*, 2011). Les estimations de N fixé sont en Tq/an, pour le monde (données 2005) et pour l'Europe (données 2000).

Simplified view of the N-cascade (Peyraud et al., 2014, from Sutton et al., 2011). Estimates for fixed-N are expressed in Tq y-1, at the global scale (2005 data) and for Europe (2000 data).

et de nouveaux flux, entre les différentes formes d'azote réactif (rectangle orange sur la figure 2) et les différents compartiments (eau, air, sol, plantes...). Au final, l'azote peut retourner sous la forme de diazote atmosphérique, mais après avoir traversé plusieurs compartiments sous plusieurs formes, faisant de l'agriculture un contributeur majeur de l'enrichissement de l'environnement en composés azotés variés. En tout état de cause, ces pertes représentent un manque à gagner considérable pour l'agriculture.

4.3. Bilan des flux en agriculture

L'évaluation des quantités d'azote concernées est difficile et nécessite l'utilisation conjointe de références expérimentales, de bases de données et de modèles. Les flux d'azote et les

bilans d'azote d'exploitations françaises laitières et porcines typiques ont été chiffrés récemment (Peyraud *et al.*, 2014 ; Cellier *et al.*, 2013) : ils se caractérisent par une grande variabilité, dépendant à la fois des modes de conduite des élevages, des espèces, des climats... La représentation sous la forme d'une exploitation agricole globale permet de décrire les flux moyens entrants et sortants et de comptabiliser les surplus d'azote (figure 3). Le total des pertes vers l'environnement (pertes gazeuses et nitrate) représente à peu près la moitié des apports d'azote totaux (engrais minéraux et organiques, fixation symbiotique), le reste étant exporté pour être transformé en nourriture (humaine ou animale), ce qui est l'objectif fondamental de l'agriculture. La variabilité des estimations reste forte, en particulier pour les pertes sous forme de N₂ et de nitrate. Les pertes principales se font

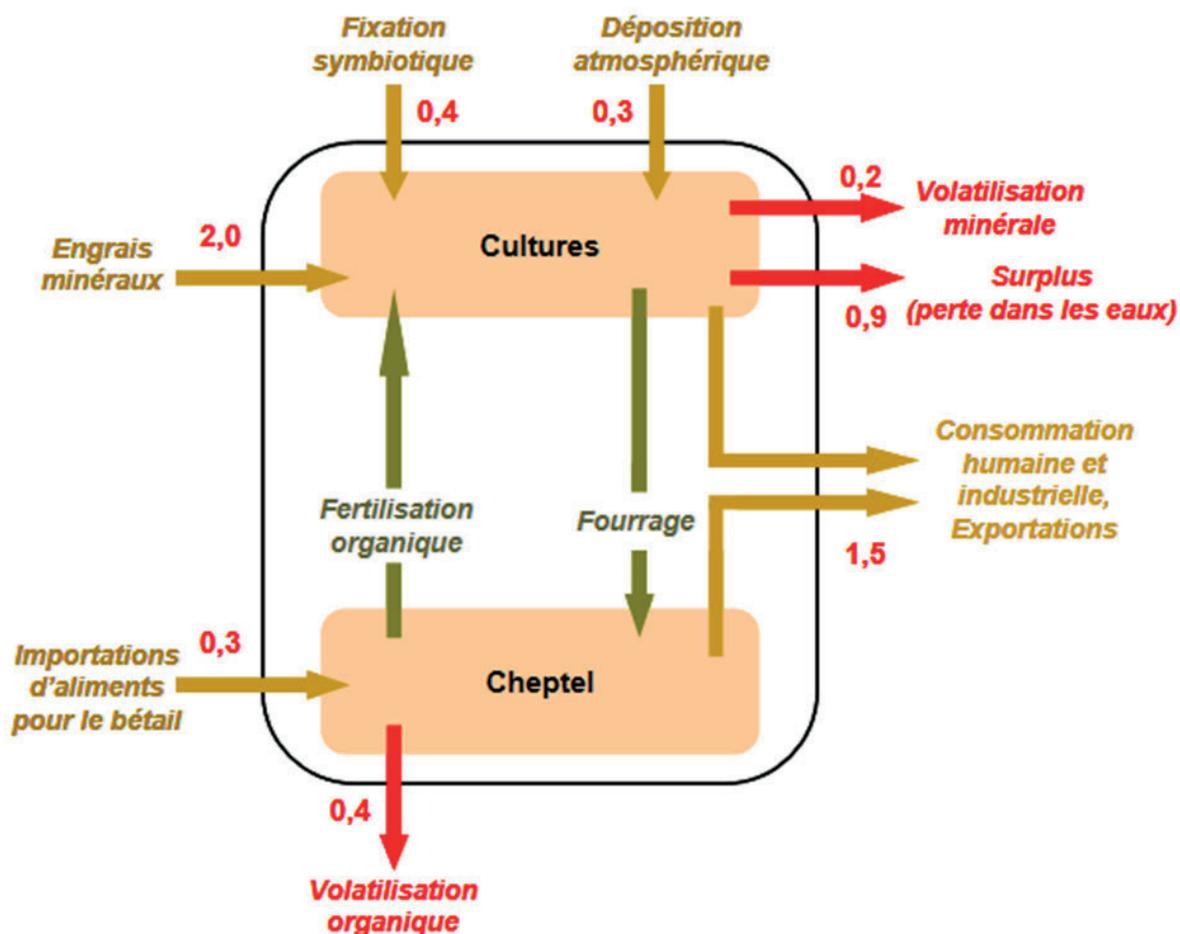


Figure 3. Circulation de l'azote dans la production agricole en France métropolitaine en 2010 (en Mt ou Gg d'azote par an) (Marcus et Simon, 2015).

N fluxes in agricultural production (Mt or gG N per year) (Marcus and Simon, 2015).

sous forme de N_2 , nitrate et ammoniac, et le cumul des formes gazeuses perdues vers l'atmosphère est supérieur ou égal aux pertes vers les eaux.

C'est ainsi que l'agriculture est le secteur d'activités humaines le plus concerné par les émissions de composés azotés vers l'atmosphère. L'activité agricole représente plus de 95 % des sources d'ammoniac atmosphérique dans les pays où l'agriculture est intensive comme en Europe (98 % pour la France, CITEPA, 2015). En lien avec sa superficie, la France est le premier pays émetteur d'ammoniac de l'UE, avec près de 600 kt de N émis sous forme de NH_3 annuellement (CITEPA, 2015). Au sein de l'agriculture, les émissions d'ammoniac ont pour principale origine l'élevage, qui contribue à hauteur de deux tiers aux émissions du secteur, le tiers restant étant dû aux cultures (fertilisation minérale). Au sein de l'élevage, la contribution des bovins est majoritaire (68 % en moyenne sur 1990-2010), en raison de la taille des cheptels en France, les élevages avicoles et porcins se partageant l'essentiel des autres contributions. Quant aux NO_x d'origine agricole, ils représentent environ 15 % des émissions anthropiques, comptabilisant annuellement près de 100 kt de NO_x . Même si la contribution des sols est relativement mineure et que les émissions agricoles de NO_x sont majoritairement dues aux processus de combustion, elles deviennent les sources principales dès qu'on s'éloigne de quelques dizaines de kilomètres des centres urbains. La contribution du secteur agricole aux émissions du protoxyde d'azote d'origine anthropique est, comme pour l'ammoniac, très élevée (85 %), avec une majorité de ces émissions liées aux cultures fertilisées (environ 80 % des émissions d'origine anthropique), le restant (environ 5 %) étant dû à l'élevage (CITEPA, 2015). En quantité, cela représente près de 125 kt de N_2O , soit près de 80 kt de N émis annuellement par l'agriculture sous forme de N_2O , ce qui reste faible en termes de bilan d'azote, comparativement à l'ammoniac, mais non négligeable.

À l'échelle d'une culture, ce sont essentiellement les pertes d'azote sous forme de nitrate et d'ammoniac qui réduisent la valeur fertilisante des engrais et constituent un manque à gagner pour l'agriculteur, puisque ces dernières

sont de l'ordre de quelques kg ou de quelques dizaines de kg de N perdu par hectare fertilisé, alors que les pertes sous forme de NO et de N_2O sont généralement proches de l'unité de kg de N perdu par hectare fertilisé. Les pertes sous forme de N_2 sont plus difficiles à estimer, et sont de l'ordre de quelques kg à dizaines de kg de N.

Les flux d'azote dans les systèmes de productions animales sont beaucoup plus complexes qu'en production végétale, puisque les postes de pertes y sont multiples, et les transferts entre différents postes du système sont nombreux et empreints d'une grande sensibilité aux facteurs pédoclimatiques et aux modalités de gestion. Les activités d'élevage ont une contribution particulièrement forte aux émissions vers l'atmosphère, par le biais des émissions d'ammoniac dans la chaîne bâtiment-stockage-traitement éventuel-épandage.

5. Impacts environnementaux des excès de composés azotés dans l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère

Cette cascade de flux non intentionnels d'azote réactif est accompagnée d'une cascade de conséquences préjudiciables pour l'environnement, le climat et la santé humaine : quand l'azote réactif retourne sous la forme de diazote atmosphérique inerte, il a potentiellement traversé plusieurs compartiments sous plusieurs formes en quantité excessive, et donc contribué à différents impacts environnementaux sur toute une palette d'échelles (Cellier *et al.*, 2013). Plusieurs rapports nationaux et internationaux, en particulier l'European Nitrogen Assessment (ENA, Sutton *et al.*, 2011), ont dressé un bilan critique du rôle de l'utilisation de l'azote en agriculture dans les déséquilibres environnementaux et les risques sanitaires. Ces derniers sont représentés par les rectangles bleus sur la figure 2, récapitulés dans le tableau 1, et détaillés, composé par composé, dans la suite de ce chapitre.

Impact	Composés azotés concernés	Mécanismes	Compartiment environnemental	Place de la source agricole	Échelle de temps	Échelle d'espace
Qualité des eaux Impacts sur la santé	NO ₃ ⁻¹ DON ²	Lessivage Ruissellement agricole	Eaux continentales	***	Année, décennie	Bassin, zone de captage
Eutrophisation aquatique	NO ₃ ⁻ DON	Développement et décomposition végétale	Eaux continentales, côtières et marines	***	Saison, décennie	Bassin
Eutrophisation des écosystèmes	NO ₃ ⁻ NH ₃	Compétition, baisse de biodiversité	Écosystème Sols	***	Décennie	Région, continent
Acidification des sols et des eaux	NH ₃ NO _x	Dépôt atmosphérique, nitrification	Sols Eaux continentales	***	Décennie	Pays, continent
Ozone stratosphérique	N ₂ O	Source de N dans le processus de destruction de l'ozone	Atmosphère globale	**	Siècle	Global
Effet de serre	N ₂ O NH ₃ NO _x	Pouvoir radiatif Formation de particules Formation d'ozone	Atmosphère globale	**	Siècle	Global
Pollution photo- oxydante	NO _x HONO	Formation d'ozone par réaction avec les COV ³	Atmosphère	*	Jour, semaine	Région
Pollution particulaire	NH ₃	Formation de particules secondaires	Atmosphère	**	Jour, semaine	Région

1 : NO₃⁻ = nitrates

2 : DON = N organique dissous

3 : COV = Composés Organiques Volatils

Tableau 1. Principaux impacts environnementaux des composés azotés émis par l'agriculture, processus sous-jacents et échelles concernées (d'après Peyraud *et al.*, 2014).

Main environmental impacts associated with N chemical forms emitted from agriculture, underlying processes and respective scales (from Peyraud et al., 2014).

5.1. Le nitrate

Le nitrate contenu en excès dans les nappes phréatiques rend ces eaux impropres à la consommation et pose des problèmes de santé publique (norme OMS de potabilité de l'eau de boisson < 50 mg NO₃⁻/L). Le nitrate contenu en excès dans les eaux de surface constitue quant à lui une source de dégradation de l'environnement pour des concentrations bien inférieures, de l'ordre de 10 mg NO₃⁻/L : en particulier pour certains bassins versants proches de la mer, comme en Bretagne, son transport rapide des zones agricoles vers la mer induit une eutrophisation des zones côtières.

La France s'est longtemps focalisée sur la contamination des eaux liée aux excès de nitrates, mais elle s'intéresse réellement depuis une vingtaine d'années aux problématiques environnementales et sanitaires liées aux émissions d'azote réactif vers l'atmosphère.

5.2. Le protoxyde d'azote

Le protoxyde d'azote (N₂O) est un gaz à effet de serre dont le pouvoir de forçage radiatif est environ 300 fois plus élevé que celui du dioxyde de carbone (CO₂). C'est un gaz inerte dans la troposphère (durée de vie de 150 ans), et il n'est donc pas impliqué dans les problématiques de qualité de l'air. Il est décomposé dans les couches

plus élevées (stratosphère) par des réactions chimiques impliquant la lumière du soleil, précurseur de NO et contribuant à la destruction de l'ozone stratosphérique. Il a été décrit ici en raison de sa place dans le cycle de l'azote et comme illustration des liens entre pollution de l'air et changement climatique (Cellier et Générumont, dans ce numéro).

5.3. L'ammoniac

À l'inverse, l'ammoniac (NH_3) a beau avoir un fort pouvoir absorbant dans l'infra-rouge, son faible temps de résidence dans l'atmosphère ne fait pas de lui un gaz qui contribue directement à l'effet de serre. En revanche, l'ammoniac, de par son caractère acido-basique, est impliqué dans la formation des aérosols : leur pouvoir absorbant est très fort et s'oppose au réchauffement par absorption du rayonnement solaire incident. L'ammoniac est la principale base de l'atmosphère et donc neutralise les composés acides (acide sulfurique et acide nitrique). Ces aérosols, ou particules inorganiques secondaires en suspension dans l'air, sont principalement constitués de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) et de sulfate d'ammonium ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). Les précurseurs gazeux sont non seulement l'ammoniac mais aussi les oxydes d'azote (origine principale : trafic routier) et le dioxyde de soufre (SO_2 , origine principale : secteur industriel). La contribution de l'azote réactif à la production de ces particules est estimée à 30-70 %, mais la contribution réelle aux impacts sur la santé humaine des aérosols qui contiennent de l'azote d'origine agricole reste incertaine (voir aussi Bessagnet *et al.*, dans ce numéro).

Les impacts environnementaux de l'ammoniac se font essentiellement lorsque celui-ci se dépose dans les écosystèmes naturels ou semi-naturels (prairies, landes, tourbières...). Une part substantielle de l'ammoniac est déposée à proximité des sources (tout premiers kilomètres) par dépôt sec, posant des questions sur les relations de proximité entre sources agricoles (par exemple, bâtiments d'élevage, épandage de lisier) et puits (écosystèmes sensibles). L'ammoniac étant très soluble dans l'eau, il peut aussi être transporté sur de longues distances selon les conditions climatiques (jusqu'à quelques centaines de kilomètres) sous forme d'ammoniac dissous et de sels d'ammonium dissous : il est alors déposé lors des dépôts humides (pluies, brouillards...). Quelle que soit la distance, les quantités déposées sont conséquentes, et ces

apports atmosphériques sont très significatifs pour les forêts et les écosystèmes naturels, pauvres en azote. Ils peuvent, certes, augmenter leur productivité, mais cette source supplémentaire d'azote ne peut être supportée que dans une certaine mesure par les écosystèmes naturels : au-delà d'un certain seuil (charge critique), on parle de « saturation en azote » et on observe différents phénomènes :

- d'eutrophisation : l'enrichissement en azote (ou en phosphore) au-delà du seuil perturbe les écosystèmes : en 2010, 62 % de la superficie des écosystèmes de l'UE-28 étaient affectés (EC, 2013) ;
- de baisse de biodiversité : ces surplus d'azote sont à l'origine de dégâts foliaires, perturbent la croissance des arbres des forêts et provoquent des déséquilibres nutritifs, qui rendent les plantes plus sensibles aux facteurs de stress (accidents climatiques, maladies...) ; ils modifient également les relations de compétition entre espèces : le développement d'espèces nitrophiles est aussi accéléré, et ces dernières supplantent les espèces natives de l'écosystème adaptées au déficit naturel en nutriments ;
- d'acidification : l'azote ainsi déposé rentre aussi dans le cycle de l'azote de l'écosystème sur lequel a eu lieu le dépôt, et l'intensifie : il est en particulier repris dans les réactions biologiques, comme la nitrification, réaction génératrice d'acidité. À l'échelle continentale, le phénomène dit « des pluies acides » a mis en évidence l'importance de ce transport à longue distance dans les impacts sur les écosystèmes. D'autres gaz, comme le dioxyde de soufre issu de l'industrie, participent aussi à l'acidification, mais la réduction significative de leurs émissions ces dernières années ont augmenté l'importance relative de l'ammoniac (donc de l'agriculture), qui est devenu le principal composé en cause (CITEPA, 2015). En 2010, 9 % de la superficie des forêts de l'UE-28 étaient affectés par l'acidification (charges critiques dépassées) (EC, 2013) ;
- d'émissions de gaz à effet de serre : l'azote est ensuite dénitrifié, induisant des émissions indirectes du gaz à effet de serre N_2O ; ces dernières sont estimées à environ 1 % de l'azote ammoniacal déposé.

5.4. Les oxydes d'azote (NO_x)

Les oxydes d'azote (NO_x), quant à eux, sont des précurseurs de l'ozone (O₃) troposphérique, en présence de composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) et en interaction avec le rayonnement solaire ; c'est aussi le cas de l'acide nitreux, HONO. L'ozone est un composé très réactif qui a un effet sur la santé, les cultures (Castell *et al.*, dans ce numéro) et les écosystèmes. Il contribue aussi au réchauffement climatique. Comme l'ammoniac, les NO_x sont aussi des précurseurs de particules secondaires *via* la formation de composants intermédiaires dont l'acide nitrique (HNO₃) (*cf.* Stella *et al.*, dans ce numéro). Ces émissions agricoles sont d'autant plus importantes à considérer qu'elles se produisent dans des zones où la formation d'ozone est limitée par le NO.

5.5. Une estimation du coût de la pollution azotée et place de la pollution atmosphérique

L'évaluation des coûts engendrés par les excès d'azote réactif pour l'Europe des 27 a été réalisée lors de l'European Nitrogen Assessment (ENA, Sutton *et al.*, 2011) : elle est basée sur une analyse du « consentement à payer » pour la préservation de la vie et de la santé humaines, des services écosystémiques et une réduction des émissions de gaz à effet de serre. Les dommages causés globalement représentent 70-300 milliards €/an, c'est-à-dire 1-4 % du revenu européen moyen. La majeure partie est directement en relation avec la pollution atmosphérique (75 %) et ses effets sur la santé humaine (60 %). Les coûts concernant la qualité des eaux sont moindres et principalement attribués aux impacts sur les écosystèmes. Une très grande incertitude caractérise cette évaluation, en raison des difficultés d'isoler les effets de l'azote sur un impact, et des critères utilisés pour la réaliser (courbes dose-réponse, comparaison des études de « consentement à payer »), ainsi que les incertitudes sur les émissions et les coûts sociaux qui ont servi de base aux calculs. Les coûts sociaux des externalités sont les plus élevés pour les effets sur la santé humaine des NO_x (10-30 k€/kg N). Ils sont intermédiaires pour les effets sur la santé humaine en lien avec les émissions d'ammoniac à l'origine de la formation des particules secondaires (2-20 k€/kg N), le réchauffement climatique lié aux émissions de N₂O (5-15 k€/kg N), ainsi que

les impacts sur les écosystèmes *via* les pertes d'azote vers les systèmes aquatiques (5-20 k€/kg N) et les dépôts atmosphériques (2-10 k€/kg N). Les coûts les plus faibles reviennent aux concentrations élevées en nitrate dans les eaux potables (0-4 k€/kg N) et aux émissions de N₂O pour leur effet sur la destruction de la couche d'ozone stratosphérique (1-3 k€/kg N).

6. Conclusion : enjeux et réalités de la réduction des émissions de composés azotés dans l'atmosphère

Les émissions de composés azotés gazeux sont des processus naturels qui ont été amplifiés dès que les animaux ont été domestiqués dans les fermes, et de manière considérable depuis l'utilisation accrue d'azote par les exploitations agricoles dans la seconde moitié du XX^e siècle. Il a fallu du temps pour que les impacts sur la santé, les effets sur les écosystèmes naturels et les impacts globaux soient détectés, et ce n'est donc que récemment que les émissions de composés azotés gazeux se sont révélées être un problème environnemental et sanitaire majeur. La France, comme de nombreux autres pays, est signataire d'accords internationaux visant à diminuer les émissions de composés ayant un impact sur l'environnement et la santé humaine, en particulier les composés azotés issus de l'agriculture (Scarwell *et al.*, 2016, dans ce numéro). L'ajout de nouvelles contraintes pour l'agriculteur dans un faisceau de directives, d'incitations contraignantes, pourrait être compensé par le constat que si les pertes d'azote par l'agriculture génèrent des impacts environnementaux négatifs, elles représentent également une perte économique privant l'agriculture d'une ressource en azote. Dès lors, la recherche de la maximisation de l'efficacité de l'azote en élevage et lors de l'utilisation des engrais s'inscrit dans une double logique convergente environnementale et économique. La maîtrise des leviers pour réduire les émissions d'ammoniac et d'oxydes d'azote a pour préalable une bonne compréhension des processus sous-jacents : nos connaissances à ce sujet se sont considérablement améliorées ces dernières années. Ces émissions dépendent en effet des espèces animales, des bâtiments d'élevage, des conduites de l'élevage, ainsi que du type de sol, de la météorologie, du type d'engrais apporté

(minéral, organique) et des pratiques culturales (dose, apport du produit en profondeur ou en contact avec l'air, présence d'une culture capable d'absorber l'azote ou non...) (CORPEN, 2001 et 2006 ; ADEME, 2012 ; Peyraud *et al.*, 2014 ; Houot *et al.*, 2014 ; Pellerin *et al.*, 2015). Une attention particulière devra être portée à l'élevage en raison de l'importance et des spécificités de cette activité dans les émissions d'azote réactif du secteur agricole vers l'atmosphère (Peyraud *et al.*, 2014). Des stratégies et techniques de réduction des émissions ont déjà été mises en place pour répondre à ces objectifs de réduction et pour protéger des écosystèmes nationaux de valeur. Il faut cependant être bien conscient du fait que leur mise en œuvre ne sera pas immédiatement suivie de résultats spectaculaires, en raison de la complexité des processus mis en jeu, une certaine inertie des écosystèmes et agrosystèmes, et la taille des compartiments concernés.

L'ENA (Sutton *et al.*, 2011) a aussi été l'occasion d'évaluer les coûts-bénéfices de la mise en œuvre des techniques de réduction des

émissions d'azote vers l'environnement. Elle met clairement en évidence le besoin de porter les efforts sur les réductions des émissions de NO_x et de NH_3 avant celles des émissions de N_2O . Or il est reconnu que la mise en œuvre des mesures de réduction des émissions d'ammoniac aurait tendance à favoriser un phénomène de transfert de pollution vers l'augmentation des émissions de N_2O et de la lixiviation des nitrates. L'étude montre que les coûts sociaux associés seraient compensés par les bénéfices sociaux de la réduction des émissions d'ammoniac.

Un exemple est donné en figure 4 d'une analyse coût-efficacité, qui a été menée en France pour la réduction des émissions d'ammoniac en élevage (Mathias et Martin, 2013). Pour une sélection des actions les plus efficaces, le gain économique perçu ou le coût associé varie. Les actions techniques à l'épandage des effluents sont particulièrement intéressantes, car elles permettent de réduire efficacement les émissions pour des coûts modérés et d'agir sur les pics de particules au printemps (période d'épandage).

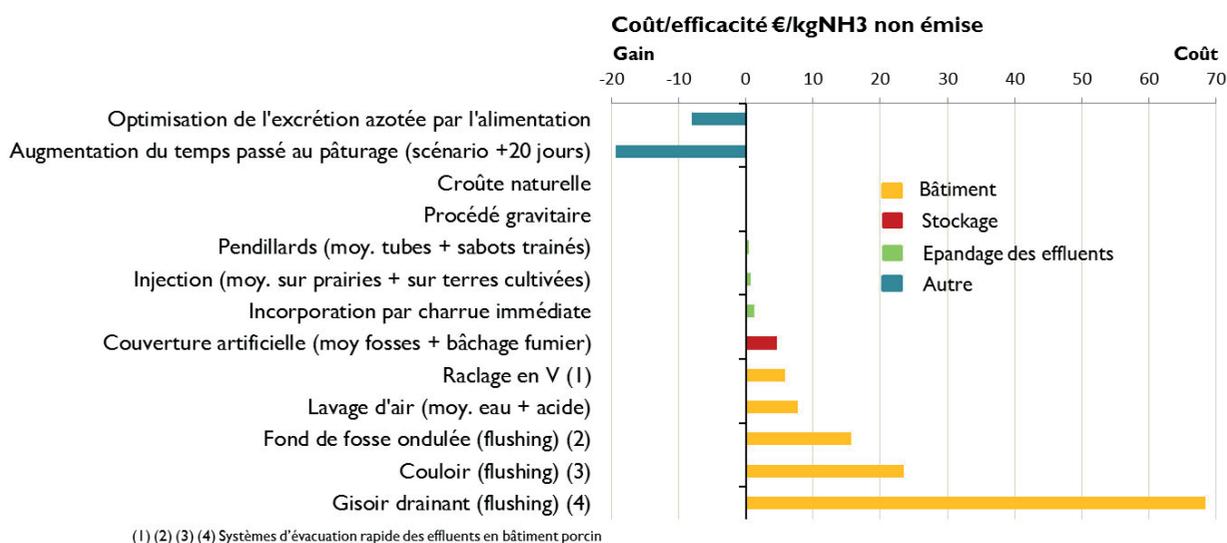


Figure 4. Coût-efficacité d'actions identifiées pour réduire les émissions nationales d'ammoniac issues de l'élevage en France (Mathias et Martin, 2013).

Cost-benefit ratio of actions implemented with regard to the objectives of abating ammonia volatilisation from husbandry (Mathias and Martin, 2013).

Références

- ADEME. (2012). Les émissions agricoles de particules dans l'air : état des lieux et leviers d'actions. Ref 7416, Paris, Angers, Ademe. [En ligne] : www.ademe.fr
- Cellier P, Rochette P, Hénault C *et al.* (2013). Les émissions gazeuses dans le cycle de l'azote à différentes échelles du territoire : une revue, *Cahiers Agricultures*, n° 22, p. 258-271.
- CITEPA (2015). (Centre Interprofessionnel Technique d'Étude de la Pollution Atmosphérique). Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France - Séries sectorielles et analyses étendues - Format SECTEN, 322 p.
- CORPEN. (2001). Les émissions d'ammoniac d'origine agricole dans l'atmosphère : état des connaissances et perspectives de réduction des émissions. CORPEN, groupe Volatilisation des composés azotés, Paris, France, 110 p.
- CORPEN. (2006). Les émissions d'ammoniac et de gaz azotés à effet de serre en agriculture, CORPEN Groupe Azote/ Ammoniac et gaz azotés d'origine agricole, Paris, France, 98 p.
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW *et al.* (2003). The nitrogen cascade, *BioScience*, n° 53, p. 341-356.
- Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG *et al.* (2004). *Nitrogen cycles: past, present, and future. Biogeochemistry*, n° 70, p. 153-226.
- Giles J. (2005). Nitrogen study fertilizes fears of pollution, *Nature*, n° 433.
- Houot S, Pons MN, Pradel M *et al.* (2014). Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective, INRA-CNRS-IRSTEA, France, 100 p.
- Marcus V, Simon O. (2015). Les pollutions par les engrais azotés et les produits phytosanitaires ; coûts et solutions, 136, Études et documents, CGDD, ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 28 p.
- Mathias E, Martin E (2013). Analyse du potentiel de 10 actions de réduction des émissions d'ammoniac des élevages français aux horizons 2020 et 2030, CITEPA, Paris, 240 p.
- Oswald R, Behrendt T, Ermel M *et al.* (2013). HONO emissions from soil bacteria as a major source of atmospheric reactive nitrogen, *Science*, n° 341, p. 1233-1235.
- Peyraud JL, Cellier P *et al.* (2014). Réduire les pertes d'azote dans l'élevage, Éditions QUAE, 168 p.
- Pellerin S, Bamière L, Pardon L. (2015). Agriculture et gaz à effet de serre. Dix actions pour réduire les émissions, QUAE, Matière à débattre et décider, Paris, France, 200 p.
- Sutton MA, Howard CM, Erisman JW *et al.* (2011). The European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives, Cambridge University Publisher, UK, 664 p.