

Chapitre 1. Pourquoi l'azote est-il important ?

Ce chapitre explique pourquoi le cycle de l'azote est un enjeu important de la politique de l'environnement. Il présente les principales sources d'azote, les voies normalement empruntées par l'azote libéré dans l'environnement et les risques pour la santé et l'environnement qui sont associés aux excédents d'azote dans les écosystèmes récepteurs. Il décrit la notion de « cascade de l'azote », qui désigne une séquence imprévisible d'effets à l'intérieur du cycle de l'azote.

Trois éléments, à savoir le carbone, l'oxygène et l'hydrogène, constituent plus de 90 % de la masse de notre organisme. Le carbone provient du dioxyde de carbone (CO₂), que les végétaux absorbent par photosynthèse et transforment en aliments. L'oxygène présent dans l'atmosphère est absorbé en respirant et passe ensuite dans notre sang, et l'hydrogène nous parvient par l'intermédiaire de l'eau. Mais l'élément le plus important à bien des égards pour l'être humain, qui occupe la quatrième place des éléments les plus présents dans notre organisme et qui est le plus difficile à trouver dans la nature sous des formes assimilables, est l'azote¹. Tous les êtres vivants en ont besoin. L'azote est par exemple un constituant essentiel de la chlorophylle, principal pigment nécessaire à la photosynthèse. Il est indispensable à tout l'ADN et tout l'ARN de nos cellules, de même qu'aux acides aminés, éléments constitutifs fondamentaux des protéines.

L'air que nous inhalons est composé à 78 % de diazote². Cependant, si nous n'avions que ce corps simple à notre disposition, nous serions comme des naufragés qui meurent de soif alors qu'ils dérivent sur l'océan (Hager, 2009). En effet, dans l'atmosphère, les molécules de diazote se caractérisent par une (triple) liaison chimique très forte et n'ont aucune utilité sous cette forme pour les êtres vivants. La conversion du diazote en azote biologiquement disponible (« réactif »), appelée « fixation », met en jeu plusieurs processus dans le cadre du cycle de l'azote (annexe A).

1.1. La fixation de l'azote a été multipliée par deux au niveau mondial depuis l'ère préindustrielle

Jusqu'à la fin du XIXe siècle, le manque d'azote a considérablement limité la productivité agricole et industrielle³. Au début du XXe siècle, plusieurs procédés industriels ont été mis au point pour fixer l'azote contenu dans le diazote. Le plus déterminant d'entre eux a été le procédé Haber-Bosch⁴. Avant sa découverte en 1913, la fixation de l'azote était en quasi-totalité tributaire de bactéries (voir l'annexe A). En ajoutant la performance industrielle à l'activité des micro-organismes, les humains ont sensiblement accru la quantité d'azote fixée chaque année sur la terre ferme (The Economist, 2011), doublant l'apport annuel d'azote (Tableau 1.1)⁵. À titre de comparaison, notre intervention dans le cycle du carbone a ajouté 10 % environ au flux naturel préindustriel entre les terres et l'atmosphère (Prentice et al., 2015).

Tableau 1.1. Ventilation de la fixation d'azote annuelle mondiale

Mécanisme	Volume ¹ (N en millions de tonnes par an)
Fixation biologique terrestre préindustrielle	58
Fixation biologique dans les océans	140
Fixation biologique par les éclairs	5
Sous-total fixation « naturelle »	203
Fixation biologique dans les sols cultivés	60
Combustion	30
Engrais et produits de base industriels	120
<i>Engrais</i>	96
<i>Produits de base industriels²</i>	24
Sous-total fixation « anthropique »	210
Fixation totale	413

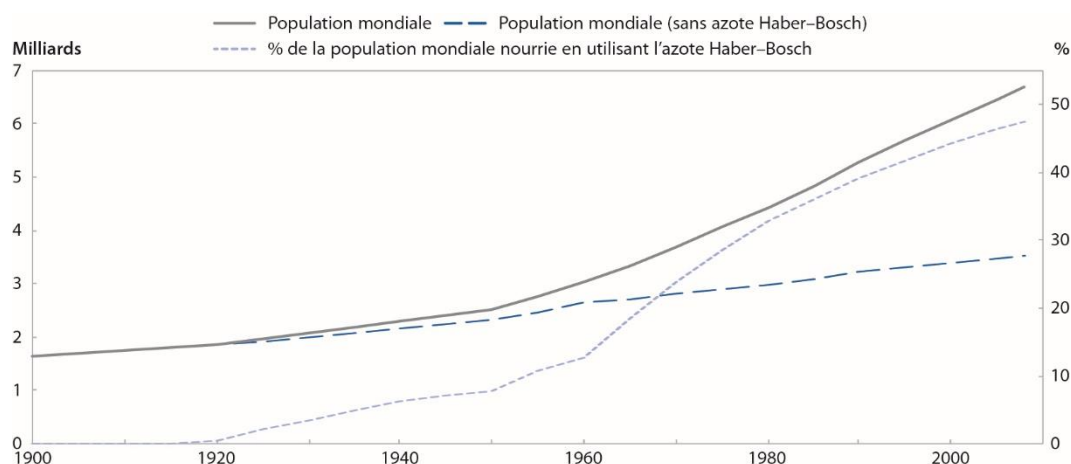
1. Beaucoup d'incertitudes subsistent au sujet des stocks d'azote dans l'air, les sols, les eaux douces et les océans, et au sujet des flux entre ceux-ci. Ainsi, une incertitude « particulièrement notable » demeure quant à l'ampleur de la fixation biologique de l'azote (Stocker et al., 2016), et des études récentes montrent que plus d'un quart de l'azote utilisé par les végétaux provient du substratum rocheux de la Terre (Houlton et al., 2018).

2. Dont le nylon, les plastiques, les résines, les colles, la mélamine, les compléments alimentaires pour animaux/poissons/crevettes et les explosifs.

Source: Fowler et al. (2013).

1.2. L'azote, élément nutritif essentiel mais aussi polluant potentiel

Le procédé Haber–Bosch est le principal procédé industriel de production d'azote. La majeure partie de la production (80 %) sert à fabriquer des engrais, et les 20 % restants, des explosifs, des colorants, des produits ménagers et du nylon. D'après les estimations figurant dans Erisman et al. (2008), environ la moitié de l'azote contenu dans les protéines que les humains ingèrent aujourd'hui doit sa présence dans les aliments à l'utilisation d'engrais synthétiques (graphique 1.1), ce qui montre que le monde est de plus en plus tributaire des engrais.

Graphique 1.1. Nourrir le monde en s'appuyant sur les engrais industriels

Note : Le procédé Haber–Bosch a été découvert en 1913.

Source : Erisman et al. (2008).

Aujourd'hui, près des trois quarts de l'azote d'origine anthropique sont introduits intentionnellement dans les sols du fait de la culture de plantes qui fixent l'azote et de l'épandage d'engrais chimiques. Dix pour cent supplémentaires sont fixés volontairement pour produire des produits industriels de base et les 15 % restants, présents dans l'air sous la forme d'oxydes d'azote (NO_x), résultent involontairement de la combustion d'énergie⁶. Malgré d'immenses avantages du point de vue de la sécurité alimentaire et énergétique, les rejets d'azote dans l'environnement imputables à la fertilisation et à la combustion ont de nombreux effets secondaires importants sur la santé humaine et le milieu, comme l'ont montré diverses études récentes (Sutton et al., 2011 ; USEPA-SAB, 2011 ; SRU, 2015 ; Tomich et al., 2016 ; Abrol et al., 2017 ; Hellsten et al., 2017). Les cinq principales menaces imputables aux rejets excessifs d'azote dans l'environnement concernent : la qualité de l'eau ; la qualité de l'air ; l'effet de serre et la couche d'ozone ; les écosystèmes et la biodiversité ; et la qualité des sols (Sutton et al., 2011) (Tableau 1.2).

Tableau 1.2. Principales menaces imputables aux rejets excessifs d'azote dans l'environnement

Domaine	Effet négatif sur la santé et l'environnement	Principale forme de l'azote concernée
Eau	Contamination des eaux souterraines et de l'eau potable par le nitrate	Nitrate (NO_3^-)
Air	Effets sur la santé humaine et sur la végétation Effets sur les matériaux et les monuments	Oxydes d'azote (NO_x), ammoniac (NH_3), particules (PM) ^a , ozone troposphérique Acide nitrique (HNO_3), PM^1 , ozone troposphérique
Effet de serre et couche d'ozone	Réchauffement de la planète et appauvrissement de la couche d'ozone	Hémioxyde d'azote (N_2O)
Écosystèmes et biodiversité	Eutrophisation et acidification des écosystèmes terrestres Eutrophisation des écosystèmes d'eau douce et marins	NO_3^- , ammonium (NH_4^+) NO_3^- , azote organique ²
Sols	Acidification	Azote organique ²

1. Particules grossières (1-10 micromètres de diamètre, ou PM_{10}) et particules fines (1-2.5 micromètres de diamètre, ou $\text{PM}_{2.5}$).

2. Azote organique dissous et particulaire.

Source : D'après Geupel (2015) et Sutton et al. (2011).

1.3. Multiplicité des sources d'azote

Les principales formes réactives de l'azote sont récapitulées dans le tableau 1.2. Leurs émissions proviennent souvent pour une part significative des activités humaines (Tableau 1.3).

Tableau 1.3. Sources anthropiques d'azote

Impact environnemental	Part des émissions anthropiques dans les émissions totales	Activités
Qualité de l'eau	NO ₃ ⁻ (?)	Agriculture, eaux usées urbaines et industrielles, dépôts atmosphériques
Qualité de l'air	NO _x (~ 70 %)	Combustion d'énergies fossiles et, à un degré moindre, combustion de biomasse (la seconde étant principalement imputable à l'agriculture sur brûlis)
	NH ₃ (~ 90-100 %)	Agriculture (volatilisation à la suite de l'épandage d'effluents d'élevage ou d'engrais à base d'urée)
	PM (?)	Formées dans l'atmosphère par les gaz précurseurs NO _x et NH ₃
	Ozone troposphérique (~ 80 %)	Formé par des processus photochimiques à partir du gaz précurseur NO _x
Effet de serre et couche d'ozone	N ₂ O (~ 40 %)	Agriculture et, à un degré moindre, combustion d'énergies fossiles et de biomasse, procédés industriels, dépôts atmosphériques et eaux usées
Écosystèmes et biodiversité	NH ₃ et NH ₄ ⁺ (~ 90-100 %)	Agriculture (volatilisation à la suite de l'épandage d'effluents d'élevage ou d'engrais à base d'urée)
	NO ₃ ⁻ et azote organique (?)	Agriculture, eaux usées urbaines et industrielles, dépôts atmosphériques
Qualité des sols	NH ₄ ⁺ (~ 90-100 %) ; NO ₃ ⁻ et azote organique (?)	Agriculture et, à un degré moindre, dépôts atmosphériques

Source : Secrétariat de l'OCDE.

Les activités humaines, à commencer par la combustion d'énergies fossiles, sont une source majeure d'émissions de NO_x dans la troposphère⁷. Dans ces processus de combustion, l'azote contenu dans le combustible ou le diazote contenu dans l'air s'associe avec des atomes d'oxygène pour former de l'oxyde nitrique (NO). Celui-ci réagit à son tour avec l'ozone (O₃) pour produire du dioxyde d'azote (NO₂). La réaction primaire entre le NO et l'O₃ pour former le NO₂ est relativement rapide de jour, avec un temps de réaction de l'ordre des minutes. Étant donné la proximité entre le NO et le NO₂, et leur interconversion facile, ces formes sont souvent regroupées dans la catégorie des NO_x. La plupart des émissions de NO_x sont du NO. Par exemple, au moins 90 % des émissions de NO_x des tuyaux d'échappement sont en fait du NO (Richmond-Bryant et al., 2016). De fait, seule une petite partie des émissions de NO_x des véhicules provient de l'oxydation d'azote organique dans l'essence ou le gazole⁸. Les NO_x rejetés par les véhicules proviennent principalement de l'air entrant qui se mélange avec le carburant à l'intérieur du moteur⁹.

L'activité humaine est aussi une source majeure d'émissions de NH₃. Partout dans le monde, les émissions atmosphériques de NH₃ sont principalement le fait des pratiques agricoles (par exemple, en Europe occidentale et aux États Unis, 90 à 100% de ces émissions sont imputables à l'agriculture)¹⁰. Ces émissions agricoles proviennent surtout de la production, du stockage et de l'épandage des effluents d'élevage, et dans une moindre mesure de la volatilisation des engrais minéraux après épandage, notamment en présence de températures douces et de sols chauds et humides.

Diverses formes d'azote sont produites dans l'atmosphère à partir de l'oxydation du NO et du NO₂¹¹. La voie de transfert principale est l'oxydation en acide nitrique (HNO₃)¹². Le HNO₃ peut réagir avec le NH₃ pour former du nitrate d'ammonium

(NH_4NO_3), une particule secondaire appelée « aérosol fin de nitrate »¹³, ou être absorbé par une particule primaire PM_{10} (de la poussière, du sel marin, par exemple) pour former des « aérosols grossiers de nitrate ». Le NH_4NO_3 est aussi formé par réaction en phase liquide (des gouttelettes, par exemple) du HNO_3 avec le NH_4^+ suivie de l'évaporation de l'eau. Dans l'atmosphère, le NH_3 réagit non seulement avec le HNO_3 , mais aussi avec d'autres gaz acides comme l'acide sulfurique, pour former des aérosols de sulfate d'ammonium, ou comme l'acide chlorhydrique pour former des aérosols de chlorure d'ammonium.

L'ozone troposphérique n'est pas directement émis sous cette forme. Il s'agit d'un polluant secondaire (nouveau) qui est formé sous l'effet du soleil par des réactions chimiques dans l'atmosphère faisant intervenir du monoxyde de carbone (CO), des composés organiques volatils (COV), dont le méthane (CH_4), et des NO_x . Il existe une forte pollution de fond par l'ozone troposphérique, ce qui n'est pas le cas avec les NO_x . Aux États-Unis, cette pollution de fond, qui correspond aux transferts entre stratosphère et troposphère¹⁴, aux importations d'ozone troposphérique et à l'ozone troposphérique émis par des sources naturelles¹⁵, représente une grande partie de l'ozone troposphérique total estimé (Lefohn et al., 2014).

Quant aux émissions de N_2O , elles proviennent pour environ 60 % de sources naturelles, en particulier de la dénitrification par les micro-organismes des sols sous végétation naturelle et des océans (Denman et al., 2007). Les sources anthropiques, dont environ les deux tiers sont agricoles, ne représentent que 40 % des émissions totales (ibid.). Le N_2O d'origine agricole provient directement des sols cultivés enrichis en engrais et des effluents d'élevage (environ 60 %) et indirectement du ruissellement et du lessivage des engrais azotés (les 40 % restants). Les autres sources anthropiques comprennent la combustion d'énergies fossiles, les procédés industriels, le brûlage de la biomasse, les dépôts atmosphériques et, dans une moindre mesure, l'assainissement des eaux usées. Le N_2O est un sous-produit de la combustion d'énergies fossiles dans des sources mobiles ou fixes. Les procédés industriels en émettent aussi, en particulier lors de la production d'acide nitrique (ingrédient essentiel des engrais de synthèse) et d'acide adipique (principalement utilisé dans la production de fibres synthétiques). Lorsque la biomasse est brûlée (afin de détruire des résidus de récolte ou de défricher des terres pour pouvoir les affecter à des usages agricoles ou autres), une partie de l'azote qu'elle contient et qui est présent dans l'air de combustion est oxydé, ce qui engendre des émissions de N_2O . Les dépôts atmosphériques apportent de l'azote supplémentaire aux écosystèmes terrestres et aquatiques, ce qui stimule la dénitrification microbienne. Le N_2O est aussi libéré lors du traitement bactériologique (dénitrification) des eaux usées.

Aux côtés de l'agriculture et des eaux usées (urbaines et industrielles), les dépôts atmosphériques contribuent également dans une mesure importante aux apports d'azote dans l'eau. Selon Seitzinger et al. (2010), les principales sources d'exportation d'azote vers les océans sont l'agriculture (50 %), la fixation biologique naturelle (25 %), les dépôts atmosphériques (20 %) et les eaux usées (5 %). Ces données sont des moyennes mondiales, les pourcentages varient selon les zones côtières.

Les formes courantes d'azote inorganique dans l'eau sont le NO_3^- , le nitrite (NO_2^-), le NH_4^+ et le NH_3 . Le NO_3^- est stable : très soluble, il est facilement emporté dans les cours d'eau et les eaux souterraines. Le NO_2^- a une durée de vie relativement

courte puisqu'il est rapidement transformé en NO_3^- par les micro-organismes. Le NH_3 est la forme la moins stable sous laquelle l'azote est présent dans l'eau : il est aisément transformé en NO_3^- dans les eaux contenant de l'oxygène et peut être transformé en gaz azote dans les eaux à faible teneur en oxygène. Le pH et la température de l'eau déterminent si la forme dominante est le NH_4^+ ou le NH_3 . Une part non négligeable de la charge en azote contenue dans les eaux de surface se présente sous la forme d'azote organique, notamment d'azote organique dissous et d'azote organique particulaire (NOP), y compris dans les cours d'eau enrichis en NO_3^- . On ne sait pas avec certitude à quel rythme l'azote organique (dissous et particulaire) est recyclé dans le réseau trophique. Ainsi, l'azote organique dissous est généralement stocké beaucoup plus longtemps (jusqu'à 200 ans) dans les écosystèmes lacustres d'altitude (Goldberg et al., 2015)¹⁶.

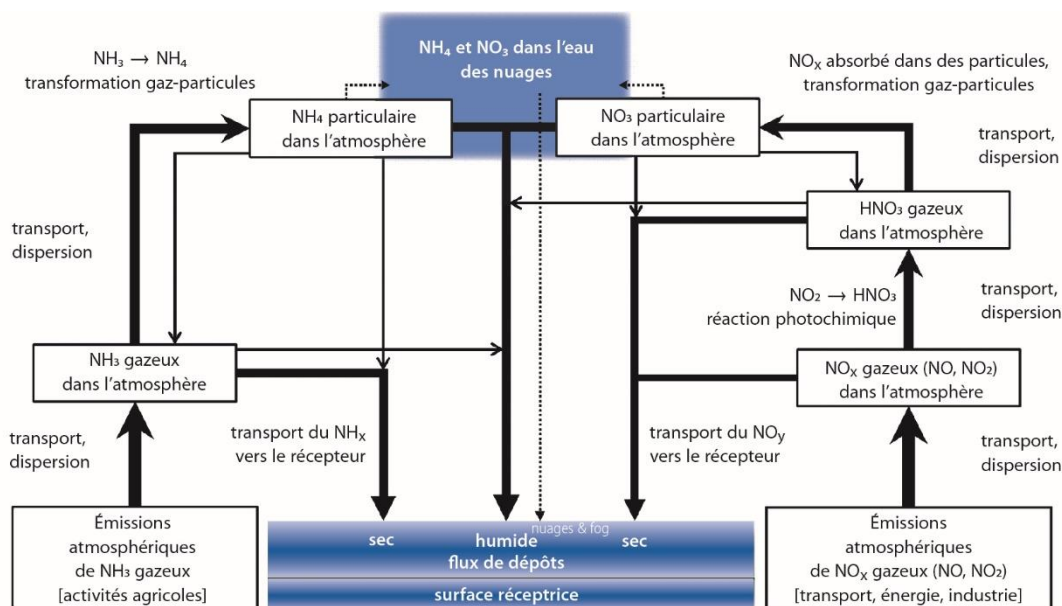
1.4. Multiplicité des voies de transfert

1.4.1. Air

En dehors du N_2O , qui est une molécule très stable dans la troposphère¹⁷, où elle contribue à l'effet de serre, d'autres formes d'azote rejetées dans l'air peuvent se transformer rapidement et engendrer des risques sanitaires dans la troposphère. Elles sont ensuite déposées à la surface terrestre, après quelques heures ou jours, ce qui représente un risque pour les écosystèmes¹⁸ (Salomon et al., 2016). Leur impact se manifeste en partie à proximité de leur point de rejet, mais certaines émissions azotées peuvent migrer sur de longues distances avant de se déposer et d'avoir des effets nuisibles. Cela tient à la capacité du NH_3 et des NO_x à réagir entre eux ou avec des composants atmosphériques et à former ou rejoindre des particules (aérosols) qui voyagent sur des milliers de kilomètres avant d'être éliminées de l'atmosphère par un processus appelé dépôt humide, c'est-à-dire principalement les précipitations (Hertel et al., 2011).

Les NO_x et le NH_3 peuvent subir une transformation chimique et physique après avoir été rejetés et donner naissance à différentes formes de dépôts (Graphique 1.2). Dans le cas des azotes oxydés¹⁹, il peut s'agir de dépôts secs de NO_x gazeux et de dépôts humides de NO_3^- , alors que dans celui des azotes réduits, il peut s'agir de dépôts de NH_3 gazeux et de dépôts humides de NH_4^+ . Les dépôts secs de particules et d'aérosols de nitrate et d'ammonium peuvent également jouer un rôle.

Graphique 1.2. Voies d'émission et de dépôt de l'azote



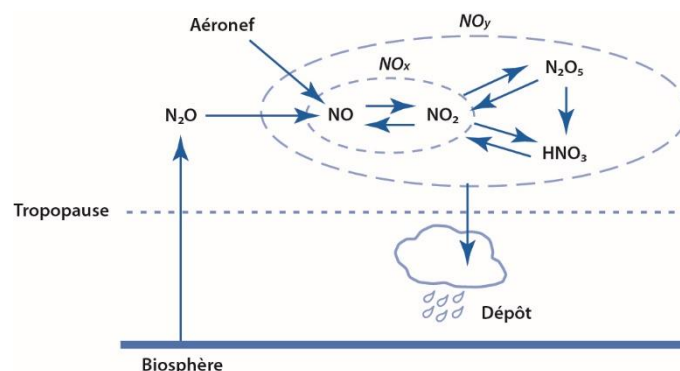
Note : Le graphique ignore le N_2O , dont le rôle dans les dépôts d'azote n'est pas significatif. Par souci de simplicité, les espèces réservoirs comme le HONO, le HO_2NO_2 , le nitrate de peroxyacétyle (PAN) et les espèces similaires au PAN ont également été ignorées.

Source : Adapté par Th. Gauger de Hertel et al. (2006).

1.4.2. Effet de serre et couche d'ozone

S'agissant du risque d'effet de serre, le N_2O , le CO_2 et le CH_4 demeurent suffisamment longtemps dans l'atmosphère pour se mélanger largement, de sorte que la quantité mesurée dans l'atmosphère est en gros la même partout dans le monde, indépendamment de la source des émissions. Le diazote et le N_2O sont les deux produits finals les plus importants du cycle de l'azote, le premier étant en général plus présent que le second. Selon Portmann et al. (2012), le N_2O est relativement inerte dans la troposphère. Il est ensuite transporté dans la stratosphère, où la majeure partie (90 %) finit par se décomposer sous l'effet du rayonnement solaire très énergétique (photolyse) en diazote, lequel prend successivement différentes formes d'azote oxydé. Dans la troposphère, le N_2O est un polluant-stock, en ce sens qu'il y a une longue durée de vie (plus d'un siècle) et que seuls 7 % sont redéposés au sol²⁰.

Le N_2O est une source naturelle et le principal pourvoyeur de NO_x dans la stratosphère, via l'oxydation en NO (Graphique 1.3)²¹. La durée du séjour des NO_x dans la stratosphère est de un à deux ans. Dans la stratosphère, le NO réagit rapidement avec l' O_3 pour produire du NO_2 , qui libère de l' O_3 par photolyse (« cycle nul ») ou réagit avec O, ce qui conduit à une perte nette en O_3 (« cycle négatif »)²².

Graphique 1.3. Sources d'oxydes d'azote (NO_x) stratosphériques**Notes:**

NO_y est la somme de toutes les formes d'azote oxydé.

L'oxyde nitrique (NO) est aussi produit par les avions (par oxydation du diazote à haute température dans le moteur de l'appareil).

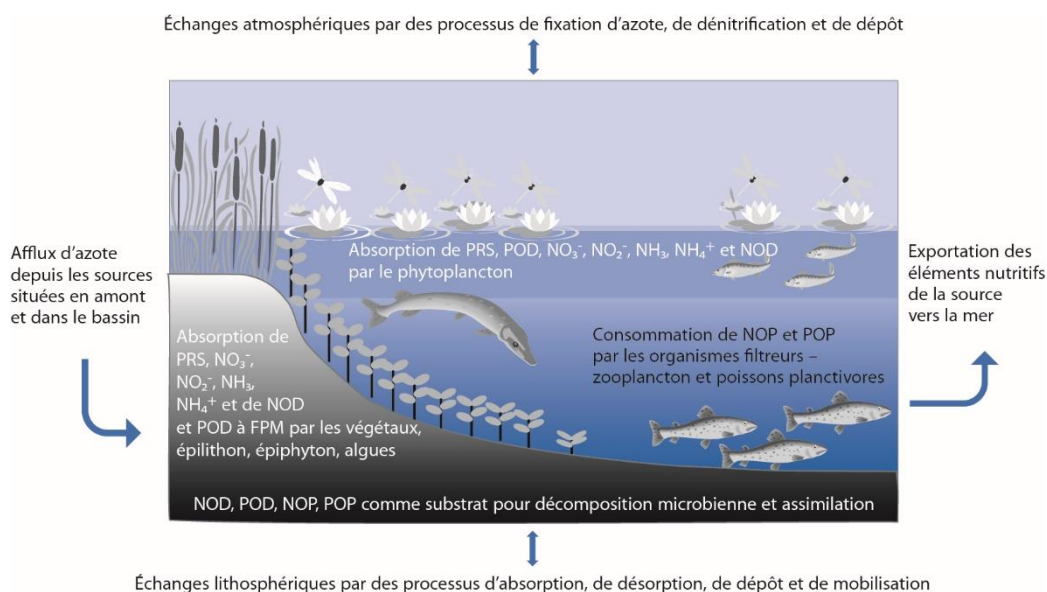
La tropopause est la lisière entre la troposphère et la stratosphère.

Source : Jacob (1999).

1.4.3. Eau

Les voies de transfert de l'azote dans l'eau douce sont notamment la fixation du diazote, la dénitrification et le dépôt de l'azote, l'exportation vers la mer et l'échange avec les sédiments (Graphique 1.4). En plus d'être rejeté directement par les activités industrielles et les stations d'épuration, l'azote parvient dans les eaux de surface principalement du fait des activités agricoles, après avoir cheminé par exemple dans les eaux souterraines, les eaux de drainage et les eaux de ruissellement. Les entrées de NO_3^- dans les eaux souterraines (c'est-à-dire du NO_3^- non utilisé par les cultures ni dénitrifié par les bactéries du sol) sont en général la conséquence d'un lessivage depuis les sols (Durand et al., 2011). Le potentiel de lessivage dépend du type de sol, du type de culture, du climat, des modes de travail du sol, de la gestion des engrais et de celle de l'irrigation et du drainage (USEPA, 2003). Le risque de lessivage est plus élevé en présence de sols à texture grossière et de cultures à faible efficacité d'utilisation de l'azote (ibid.). L'exportation de l'azote des eaux de surface vers les estuaires en aval (par les cours d'eau et les flux souterrains) varie normalement selon les bassins hydrographiques ; elle est en général plus limitée dans les bassins peu aménagés et très boisés que dans ceux comptant de nombreux aménagements urbains. Les dépôts atmosphériques d'azote dans les lacs, les zones humides et les eaux marines s'ajoutent aux quantités charriées dans les cours d'eau (Swackhamer, 2004).

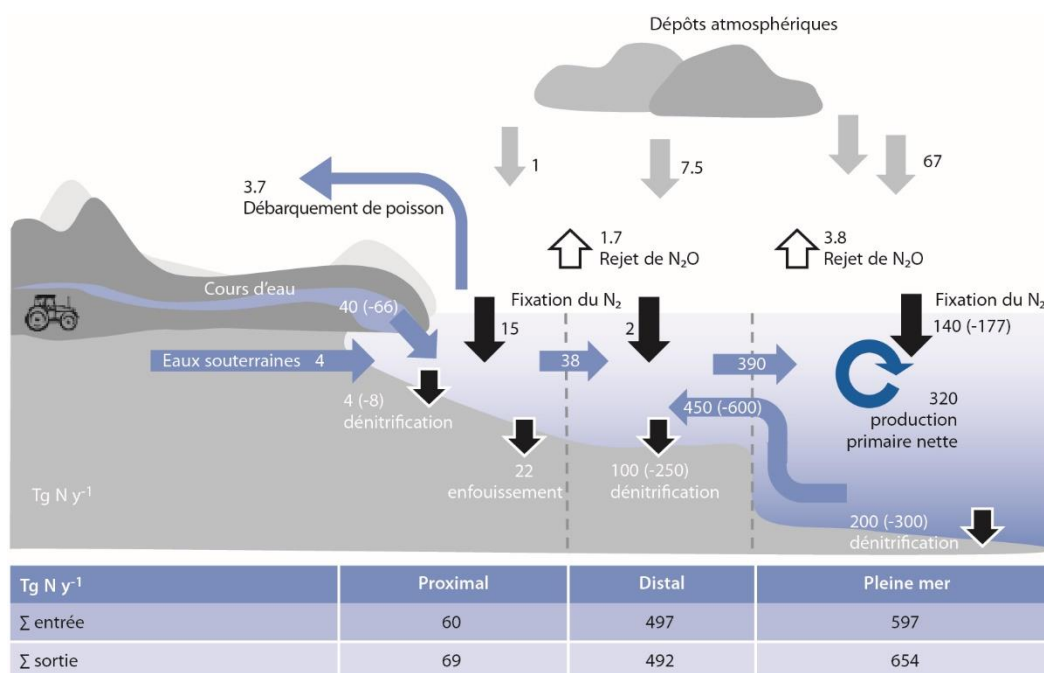
Graphique 1.4 Voies de transfert des éléments nutritifs dans l'eau douce



NOD, NOP = Azote organique dissous, azote organique particulaire
 POD, POP = Phosphore organique dissous, phosphore organique particulaire
 PRS = Phosphore réactif soluble
 FPM = faible poids moléculaire
 Source : Johnes (2016).

Les voies de transfert de l'azote dans les eaux marines comprennent les importations d'azote provenant des cours d'eau et des précipitations, la fixation du diazote par des cyanobactéries, la reminéralisation de biomasse particulaire morte dans les sédiments par des micro-organismes et la dénitrification. Le bilan azoté des systèmes du plateau continental est régi principalement par les échanges avec le milieu marin (Graphique 1.5).

Graphique 1.5. Voies de transfert des éléments nutritifs dans les eaux marines



Source : Voss et al. (2013).

Les courants océaniques ont aussi un rôle dans les échanges d'azote à l'intérieur des mers et dans la resuspension de l'azote des sédiments. Ils peuvent déplacer les incidences très loin des sources des éléments nutritifs. Par exemple, comme l'ont montré des études scientifiques récentes menées à cause des impacts sur le tourisme, les éléments nutritifs issus du bassin de l'Amazone, où la déforestation et l'agriculture intensive font que les sols sont « emportés » par les pluies, contribuent grandement à la prolifération des algues dans les zones côtières des Caraïbes²³. Il peut aussi arriver que des eaux riches en éléments nutritifs remplacent des eaux qui en contiennent peu sur certaines côtes océaniques et dans certains grands lacs (par exemple, les Grands Lacs nord-américains). De fait, l'eau étant un fluide continu, il existe une continuité physique à l'intérieur des océans et des grands lacs, de sorte qu'un changement de distribution de l'eau à un endroit s'accompagne d'un changement de la distribution de l'eau en contrepartie à un autre endroit.

1.4.4. Écosystèmes et biodiversité

Si l'on excepte les pluies acides, les conséquences environnementales des dépôts atmosphériques secs ou humides d'éléments nutritifs (et de substances toxiques) sur les écosystèmes terrestres et aquatiques n'ont guère retenu l'attention (Swackhamer et al., 2004). Les dépôts de NH_4^+ et de NO_3^- sur les écosystèmes terrestres favorisent pourtant certaines espèces au détriment d'autres (voir annexe A). Ils entraînent l'accumulation d'azote organique dans les sols, et tout porte à croire que les communautés écologiques réagissent à l'accumulation d'azote disponible dans le sol, même si les conséquences à long terme ne sont pas claires. Il est très probable que les dépôts d'azote agissent en synergie avec d'autres facteurs de perturbation, notamment le changement climatique, les dépôts acides et l'ozone troposphérique, mais ces synergies ne sont pas bien comprises. La nature et le

rythme du rétablissement de la biodiversité à la suite d'une pollution azotée sont mal connus. En tout état de cause, même en cas de baisse future notable des dépôts d'azote, les habitats ne se rétablissent que lentement (Plantlife and Plant Link UK, 2017).

Les pluies acides constituent un problème cumulatif pour les sols non alcalins : à mesure que la capacité de neutralisation des acides des sols diminue, la sensibilité des écosystèmes aux apports acides supplémentaires augmente. À l'inverse, les pluies acides qui s'abattent sur les océans sont rapidement neutralisées grâce à la grande disponibilité d'ion carbonate. Dans les régions aux sols alcalins aussi, les acides sont neutralisés rapidement lorsqu'ils se déposent au sol.

1.4.5. Sols

La plupart des transformations qui interviennent dans le cycle biogéochimique de l'azote sont le fait de micro-organismes présents dans l'eau et dans les sols (voir notamment Söderlund et Rosswall, 1982). Dans les sols non alcalins, le NH_3 tend à être converti en NH_4^+ . En conditions aérobies (présence d'oxygène), certaines bactéries autotrophes, les bactéries nitrifiantes, peuvent utiliser l'oxydation du NH_4^+ pour produire de l'énergie. Elles sont capables d'oxyder le NH_4^+ en NO_2^- et en NO_3^- ²⁴. La nitrification libère de l'hydrogène, ce qui contribue aussi à l'acidification des sols²⁵.

En conditions anaérobies (absence d'oxygène), certaines bactéries aérobies, les bactéries dénitrifiantes, peuvent utiliser le NO_3^- et le NO_2^- au lieu de l'oxygène et les réduire en diazote. Au cours de ce processus, la dénitrification génère du N_2O et du NO ²⁶.

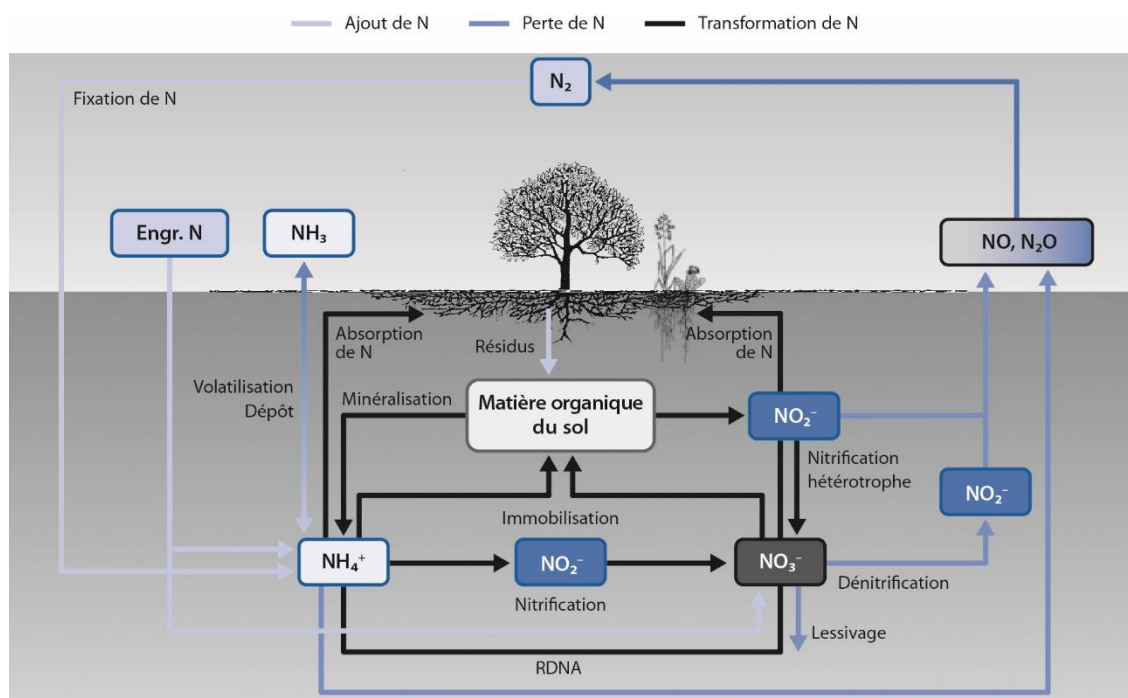
Les interactions entre les végétaux et le sol sont régies principalement par les interactions entre les cycles du carbone et de l'azote (voir notamment Müller et Clough, 2014). L'activité microbienne dans les sols est stimulée par la « rhizodéposition »²⁷. Dans ces conditions, le cycle de l'azote est étroitement lié à la productivité des végétaux. Les conditions qui favorisent l'assimilation du carbone par les végétaux peuvent également renforcer la rhizodéposition. En revanche, en cas de forte demande d'azote des végétaux (températures favorables à la croissance, par exemple), il y a une concurrence accrue pour l'accès à l'azote entre les végétaux et les micro-organismes, qui peut se répercuter sur la vie microbienne. Cependant, les liens entre le cycle de l'azote, l'activité végétale et les modifications associées de la diversité microbienne n'ont guère été étudiés.

Les végétaux utilisent de l'azote minéral (NH_4^+ ou NO_3^-) et de l'azote organique qui parvient dans les sols par rhizodéposition ou minéralisation microbienne (NOD). L'absorption de NOD est semble-t-il plus significative en conditions de limitation de l'azote et de faible pH. Malgré l'importance de l'azote organique dissous dans les écosystèmes agricoles, on ne connaît pas encore bien sa dynamique dans les sols. De même, le rôle du NOD dans les voies de transfert des pertes d'azote sous forme gazeuse n'a pas été suffisamment étudié. Il n'existe pas d'évaluation des diverses transformations de l'azote intervenant simultanément dans les systèmes formés par les végétaux et les sols qui entraînent la minéralisation et l'immobilisation de l'azote dans la rhizosphère.

L'azote peut être rejeté à partir des sols sous forme de NO_3^- – par lessivage – ou sous forme gazeuse : NH_3 , NO , N_2O , diazote (Graphique 1.6). La dénitrification est

une voie de transfert qui joue un rôle clé dans le cycle de l'azote dans le sol, mais qui reste mal connue. Par exemple, les émissions de NO à partir des sols restent incertaines ; elles s'accroissent probablement avec l'augmentation des sources anthropiques d'azote, mais dans des proportions très variables. Des recherches sont également nécessaires pour mieux cerner l'importance de la « réduction dissimilatrice du NO_3^- en NH_4^+ », ou RDNA. Si le carbone organique et l'oxygène disponibles ont un fort impact sur la dénitrification totale, c'est principalement le pH du sol qui influence le ratio N_2O /diazote (ce ratio augmente généralement à mesure que le pH diminue). On manque toutefois de méthodes pratiques pour quantifier le ratio N_2O /diazote *in situ*.

Graphique 1.6. Voies de transfert de l'azote dans le sol



Engr. N = engrais azoté

RDNA = réduction dissimilatrice du nitrate (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+)

Source : Müller et Clough (2014).

Le ratio N_2O /diazote de la dénitrification est très vraisemblablement déterminé par les communautés microbiennes existantes. Ces communautés sont pour leur part influencées par les conditions du milieu (oxygène, température, pH), la disponibilité de substrats carbonés et la possibilité de réactions d'oxydoréduction²⁸. Les interactions entre ces facteurs ne sont toutefois pas pleinement connues. Dans les sols fertilisés, c'est la disponibilité de carbone plutôt que de NO_3^- qui limite la dénitrification totale. Le substrat carboné détermine l'efficacité de la réduction des oxydes d'azote (NO_3^- , NO_2^-).

1.5. Multiplicité des impacts

1.5.1. Qualité de l'air

Le NO₂ présent dans l'atmosphère nuit directement à la santé humaine en augmentant la probabilité de problèmes respiratoires (voir annexe A). L'azote contribue aussi aux formes de pollution de l'air qui menacent le plus la santé humaine, à savoir les particules en suspension et, dans une mesure moindre, l'ozone troposphérique (OCDE, 2012). Il est un précurseur des unes comme de l'autre : NH₃/NH₄⁺ et NO_x pour les particules secondaires²⁹, NO_x pour l'ozone troposphérique³⁰. Les effets des particules vont de l'irritation des yeux et des voies respiratoires aux maladies cardiovasculaires, en passant par le cancer du poumon³¹ et les décès prématurés qui en résultent. Les principaux problèmes sont posés par les petites particules (PM₁₀) et surtout par les particules fines (PM_{2,5}), car ces dernières peuvent pénétrer profondément dans les poumons. Dans le monde, 8 % des décès par cancer du poumon, 5 % des décès dus aux maladies cardiopulmonaires et environ 3 % des décès provoqués par des infections respiratoires peuvent être attribués entièrement à l'exposition aux PM_{2,5} (OMS, 2009). D'après les estimations de Huang et al. (2017), les aérosols de NO₃⁻ et NH₄⁺ représentaient 30 % des émissions de PM_{2,5} mesurées à Beijing entre juin 2014 et avril 2015. Une exposition à des niveaux élevés d'ozone troposphérique accroît aussi le risque de décès prématuré des suites d'une pneumopathie. L'ozone troposphérique a également des effets préjudiciables sur les végétaux, dont elle endommage le feuillage et réduit la croissance : une exposition pendant la période de croissance, même à des concentrations modestes, peut avoir des répercussions sur tout l'écosystème, mais aussi un coût économique pour les cultivateurs³².

1.5.2. Effet de serre et couche d'ozone

En tant que gaz à effet de serre (GES), le N₂O produit un forçage radiatif positif, c'est-à-dire un effet de réchauffement mondial. En l'occurrence, il a un plus fort pouvoir de réchauffement que le CO₂. Les deux plus importants déterminants de l'impact climatique d'un GES sont son pouvoir d'absorption de l'énergie de la lumière (directement ou après qu'elle a été réfléchi par la surface de la Terre) et sa durée de séjour dans l'atmosphère³³. Le potentiel de réchauffement global (PRG) est une mesure de l'énergie totale qu'une unité de masse d'un gaz absorbe au cours d'une période définie (généralement 100 ans). Un gaz provoque un réchauffement d'autant plus important que son PRG est élevé. Le CO₂ a un PRG de 1, par rapport auquel est étalonné le potentiel de réchauffement global des autres GES. Le N₂O est un GES plus puissant que le CO₂, dont le PRG sur 100 ans est 265 fois plus élevé et qui est responsable de 6 % environ de l'effet de serre anthropique. Cela étant, le PRG n'est pas un indicateur parfait des incidences climatiques. Le N₂O persiste dans l'atmosphère durant un siècle environ, alors que le CO₂ y demeure des milliers d'années et que la durée de vie moyenne du CH₄ tourne autour de 12 ans (Allen et al., 2016). Dans le cas des GES à longue durée de vie, la contribution au réchauffement dépend bien plus du cumul des émissions que de leur volume au cours d'une année donnée. La hausse ininterrompue de la concentration de N₂O dans l'atmosphère est donc préoccupante au regard des objectifs climatiques ambitieux définis dans l'Accord de Paris.

Les aérosols qui contiennent de l'azote ont pour effet de compenser en partie l'effet de serre (voir annexe A). Cependant, comme le N₂O demeure bien plus longtemps dans l'atmosphère que les aérosols (plus de 120 ans contre quelques semaines ou quelques mois), si ces aérosols diminuent mais que la concentration de N₂O reste stable ou augmente, on passe d'un effet net légèrement négatif à un effet net largement positif. L'effet de serre du N₂O est aussi en partie compensé par l'absorption accrue de CO₂ par les écosystèmes terrestres sous l'effet des dépôts atmosphériques d'azote (voir annexe A).

Par ailleurs, le N₂O contribue notablement à l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique (O₃), qui protège la vie sur Terre en absorbant une partie des rayons ultraviolets du soleil. De fait, le N₂O est une source naturelle de NO_x dans la stratosphère, et depuis l'élimination des chlorofluorocarbones (CFC), les NO_x figurent parmi les principaux composés qui menacent l'ozone stratosphérique d'appauvrissement (Ravishankara et al., 2009), bien qu'ils ne soient pas réglementés par le Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone (protocole à la Convention de Vienne pour la protection de la couche d'ozone).

1.5.3. Qualité de l'eau

La présence de nitrate (NO₃⁻) dans l'eau nuit directement à la santé humaine, des concentrations élevées dans l'eau potable pouvant causer des troubles sanguins chez les nourrissons (voir annexe A). La consommation d'eau contenant du NO₃⁻ peut aussi augmenter le risque de cancer colorectal du fait de sa transformation endogène en nitrosamines cancérigènes (Schullehner et al., 2018).

Une forte concentration d'éléments nutritifs (NO₃⁻ et phosphore) dans les masses d'eau douce et marine entraîne la croissance du phytoplancton (algues microscopiques), processus connu sous le nom d'« eutrophisation ». La densification du phytoplancton réduit la transparence de l'eau et fait ainsi obstacle à la pénétration de la lumière, ce qui limite la profondeur à laquelle les macrophytes et les herbes marines peuvent se développer. L'un des effets les plus frappants des excédents d'éléments nutritifs est la formation de zones dans les couches d'eau profondes où l'oxygène est rare (hypoxiques), voire absent (anoxiques), et où les organismes supérieurs ne peuvent pas survivre ; c'est ce qu'on appelle les « zones mortes » (Breitburg et al., 2018 ; voir aussi chapitre 3). Il convient de distinguer la situation des eaux marines de celle des eaux douces. Dans les secondes, l'eutrophisation est souvent provoquée par le phosphore, alors que dans les premières, elle est le fait du NO₃⁻.

1.5.4. Écosystèmes et biodiversité

Les excédents d'azote imputables aux sources aériennes et terrestres sont l'une des principales causes du recul de la biodiversité en Europe (Sutton et al., 2011). L'azote a des effets sur la diversité végétale du fait des dommages causés directement au feuillage, de l'eutrophisation, de l'acidification et de la sensibilité au stress secondaire. L'accumulation d'excédents d'éléments nutritifs et la diminution du pH des sols ont des effets dommageables sur les habitats naturels et semi-naturels dont la riche biodiversité est la conséquence directe de faibles concentrations d'éléments nutritifs (Plantlife and Plant Link UK, 2017). Les dépôts d'azote contribuent au recul de la biodiversité en permettant aux espèces nitrophiles

– friandes d'azote – de prendre le dessus sur les autres. Si leur ampleur, leur composition et leurs effets sur la biodiversité florale en Europe et en Amérique du Nord ont été très largement documentés, il existe en revanche un déficit d'informations criant en ce qui concerne les incidences sur la faune souterraine et terrestre et l'ensemble des répercussions exercées ailleurs dans le monde, et il manque une vue d'ensemble claire de la façon dont les différents éléments d'information disponibles s'articulent les uns avec les autres (Sutton et al., 2014).

On ignore pour l'instant si les différentes formes d'azote déposées par voie humide (NO_3^- et NH_4^+ , par exemple) ont des effets différents sur la biodiversité. Cependant, le NH_3 peut être particulièrement nocif pour la végétation, en particulier pour les plantes inférieures, car il attaque directement leurs tissus (Sutton et al., 2011). Par exemple, un essai au long cours mené sur le terrain a montré qu'à charge d'azote identique, les dépôts de NH_3 étaient plus dommageables pour la végétation des marécages que ceux d'aérosols d'ammonium, eux-mêmes plus dommageables que les dépôts d'aérosols de nitrate (Phoenix et al., 2012). Cela étant, les réactions à la forme de l'azote sont complexes et dépendent des habitats, les conversions entre les différentes formes résultant des activités des micro-organismes du sol (Plantlife and Plant Link UK, 2017).

Les dépôts de NO_2 , de NH_3 et de dioxyde de soufre (SO_2) acidifient les écosystèmes terrestres et d'eau douce (« pluies acides »)³⁴. Les pluies acides restent un problème (y compris dans la zone OCDE) essentiellement parce que la baisse des émissions de NO_x n'a pas été à la hauteur de celle des émissions de SO_2 . L'eutrophisation est une conséquence de l'apport excessif d'éléments nutritifs azotés (NH_3 , NO_x), les apports atmosphériques d'autres éléments nutritifs étant négligeables.

Les pluies acides se répercutent défavorablement sur les écosystèmes d'eau douce. Une hausse de l'acidité d'un lac ou d'un cours d'eau nuit directement aux poissons, car elle provoque la corrosion de la matière organique des branchies et attaque le squelette de carbonate de calcium. De plus, l'acidité dissout des métaux toxiques tels que l'aluminium des sédiments. Les pluies acides sont aussi toxiques pour la végétation terrestre qui a une faible capacité de neutralisation des acides³⁵, principalement parce qu'elles causent un lessivage des éléments nutritifs tels que le potassium et leur permettent de s'échapper de l'écosystème par ruissellement. En plus de leur action acidifiante, les dépôts de NH_4^+ et de NO_3^- contribuent fortement à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques (en leur apportant de l'azote directement assimilable qui s'ajoute à celui provenant des sources terrestres). Les dépôts acidifiants peuvent aussi abîmer les bâtiments et les monuments.

1.5.5. Qualité des sols

Les principales menaces que l'azote fait peser sur la qualité des sols agricoles et naturels sont liées à la modification de leur acidité et à la diminution de leur diversité (Sutton et al., 2011). L'acidification des sols peut conduire à une baisse de la croissance des végétaux cultivés et des forêts, ainsi qu'au lessivage de substances préjudiciables à la qualité de l'eau, dont des métaux lourds.

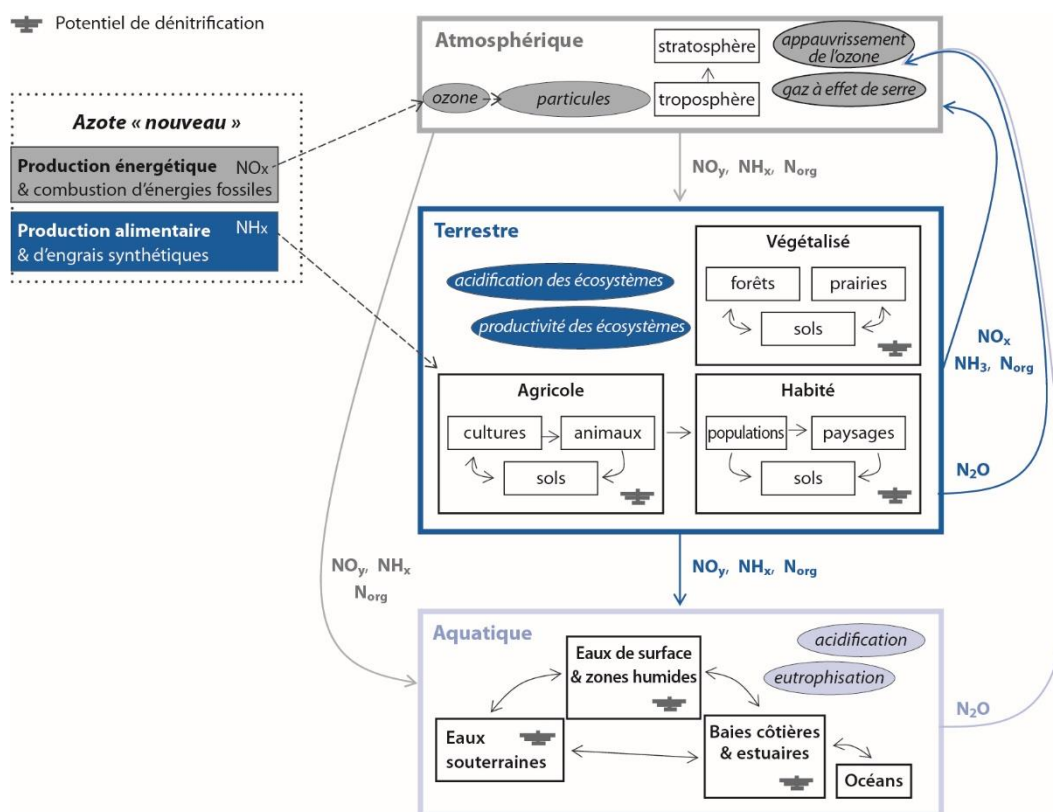
Les répercussions de l'azote sur la teneur du sol en matière organique sont incertaines. Il reste aussi à cerner pleinement son incidence sur la diversité des (micro-)organismes du sol et les conséquences de modifications de la biodiversité

des sols sur la fertilité de ceux-ci, sur la production végétale et sur les émissions d'azote dans l'environnement.

1.6. La « cascade de l'azote »

Outre le fait que sa production a doublé depuis l'ère préindustrielle, l'azote présente une autre caractéristique qui le distingue des autres polluants : il peut parcourir beaucoup de chemin après avoir été rejeté dans l'environnement. À mesure de son cheminement sur les voies de transfert biogéochimiques, un même atome d'azote peut exercer de multiples effets dans l'atmosphère, dans les écosystèmes terrestres, dans les systèmes d'eau douce et marins ainsi que sur le climat. Cette séquence d'incidences est ce que Galloway et al. (2003) appellent la « cascade de l'azote » (Graphique 1.7).

Graphique 1.7. La cascade de l'azote



Note : Infographie illustrant le concept de cascade de l'azote, depuis l'origine et à mesure du cheminement sur les voies de transfert biogéochimiques, ainsi que les impacts associés.

Source : USEPA Science Advisory Board (sans date).

[nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs143_008785.pdf](https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs143_008785.pdf).

À titre d'exemple, le parcours biogéochimique d'un atome d'azote à partir de son point de formation pourrait être le suivant. Le NO_x formé lors de la combustion d'énergies fossiles peut tout d'abord contribuer à la présence d'ozone troposphérique, élément du smog³⁶, puis être converti en HNO₃, un élément clé des dépôts acides, ou être transformé en aérosol dans l'atmosphère, qui diminuera la diffusion de la lumière³⁷ et favorisera la formation de gouttes nuageuses. Après

avoir quitté l'atmosphère, le HNO_3 et les aérosols de nitrate peuvent à la fois fertiliser et acidifier les sols, puis (via le lessivage du NO_3^-) provoquer l'acidification et la fertilisation des eaux douces faiblement alcalines. Après avoir été transporté vers une région côtière ou un lac, le même atome d'azote (poursuivant la cascade) peut contribuer à l'eutrophisation et à la perte de biodiversité dans les eaux douces et le milieu marin qu'elle entraîne. Dernière étape, l'atome d'azote qui se trouve dans le sol ou dans l'eau peut être converti en N_2O et contribuer ainsi à l'effet de serre dans la troposphère et à la destruction de la couche d'ozone dans la stratosphère. Le Graphique 1.8 illustre une autre succession d'effets possibles à mesure qu'un atome d'azote passe de milieu de l'environnement en milieu de l'environnement.

Graphique 1.8. Exemple des impacts en série sur la santé et l'environnement pouvant être provoqués par un atome d'azote



Source: Townsend et Howarth (2010).

Notes

¹ « Azote » désigne ici les formes réactives de l'élément chimique (contrairement à « diazote » – N_2 – qui désigne la forme inerte).

² Le diazote représente 78 % des molécules de l'air (Holloway et Wayne, 2015).

³ Il y a un siècle, le salpêtre du Chili (venu remplacer le guano du Pérou) était encore la principale source d'azote pour l'agriculture et l'industrie mondiales.

⁴ Du nom de ses inventeurs, les chimistes allemands Fritz Haber et Carl Bosch. Ce procédé transforme le diazote en ammoniac (NH_3) moyennant une réaction avec l'hydrogène (H_2) – $N_2 + 3 H_2 \rightarrow 2 NH_3$ – en présence d'un catalyseur métallique, à des températures et pressions élevées.

⁵ Ce constat concorde avec les estimations de Vitousek et al. (2013) et d'Erisman et Larsen (2013), d'après lesquelles la production humaine d'azote est à peu près équivalente à la production naturelle totale (sur la terre ferme et dans les océans).

⁶ Les pourcentages sont calculés à partir des chiffres du tableau 1.1 et arrondis. Ils concordent globalement avec les chiffres de Sutton et al. (2011), qui estimaient que, pendant les années 2000, la production alimentaire (utilisation d'engrais et d'effluents d'élevage et culture de légumineuses) représentait les trois quarts de l'azote produit par les humains, la combustion d'énergies fossiles et les processus industriels se partageant le solde à parts égales.

⁷ Selon les estimations de Jacob (1999), la part des émissions de NO_x provenant de sources naturelles s'établit à 28 %. Ces sources comprennent la dénitrification par les micro-organismes du sol (13 %), l'oxydation du NH_3 émis par la biosphère (7 %), les éclairs (7 %) et les transferts depuis la stratosphère (1 %).

⁸ Aussi paradoxal que cela puisse paraître, l'utilisation d'un carburant enrichi en azote peut se traduire par des émissions de NO_x moindres au kilomètre. Elle peut certes légèrement augmenter les émissions de NO_x par litre de carburant consommé, mais l'azote contribue à accroître le rendement du carburant en éliminant les dépôts de carbone sur les parties mobiles des moteurs (diminution de la quantité de carburant consommée).

⁹ Les NO_x sont produits lorsque le diazote réagit avec l'oxygène dans des conditions de haute température et haute pression dans la chambre de combustion du véhicule. Cependant, les processus chimiques qui régissent la formation et la destruction des NO_x lors de la combustion restent difficiles à cerner (Glarborg et al., 2018).

¹⁰ Les autres sources de NH_3 comprennent les installations industrielles, les décharges, les produits ménagers, la combustion de biomasse, les véhicules à moteur et les déjections des animaux sauvages.

¹¹ On trouve par exemple les radicaux nitrate (NO_3), l'acide nitreux (HONO), l'acide nitrique (HNO_3), l'hémipentaoxyde d'azote (N_2O_5), le chlorure de nitrile ($ClNO_2$), l'acide pernitrique (HNO_4), le nitrate de peroxyacétyle et sa famille de composés (PAN) et d'autres nitrates organiques tels que les nitrates d'alkyle (par exemple, les isoprènes nitrates).

¹² Le HNO_3 est produit par oxydation atmosphérique du NO_x pendant la journée et à partir de l' O_3 pendant la nuit.

¹³ Un aérosol est une suspension d'une PM solide ou liquide dans l'air.

¹⁴ Globalement, plus de 80 % de l'ozone troposphérique résultent de la production chimique au sein de la troposphère et moins de 20 % sont transférés à la troposphère par la stratosphère.

¹⁵ Émissions d'isoprène de la végétation naturelle, par exemple (l'isoprène est un coproduit de la photosynthèse).

¹⁶ Peut-être parce que le déficit de phosphore empêche la vie aquatique de s'épanouir.

¹⁷ Le N₂O est un gaz pratiquement inerte et donc capable de flotter dans la troposphère sans être détruit par les autres gaz atmosphériques.

¹⁸ Les dépôts de HNO₃ (pluies acides) peuvent aussi endommager les bâtiments (en dissolvant la calcite du marbre et du calcaire).

¹⁹ La majeure partie de l'azote atmosphérique relève de deux grandes catégories : l'azote oxydé et l'azote réduit. La forme oxydée est dominée par les oxydes d'azote (NO_x), et la forme réduite, par les espèces ammoniacuées (NH₃ et NH₄⁺, notées NH_x).

²⁰ Une proportion de 10 % environ est oxydée dans la stratosphère pour produire des NO_x, dont 30 % sont convertis en diazote et 70 % sont déposés au sol (Portmann et al., 2012). D'où le fait que seuls 7 % du N₂O sont redéposés au sol.

²¹ Dans la stratosphère, le N₂O est en contact avec de fortes concentrations d'oxygène, ce qui permet une oxydation en NO.

²² $NO_2 + h\nu \xrightarrow{O_2} NO + O_3$ (O₃ cycle nul) ou $NO_2 + O \rightarrow NO + O_2$ (O₃ cycle négatif).

²³ On observe le même phénomène d'accumulation de Sargasse (algues brunes) au large du Bénin et de la Sierra Leone, à distance de l'embouchure du fleuve Congo.

²⁴ Après la première description des bactéries nitrifiantes il y a plus d'un siècle, on a longtemps cru que la nitrification était due à l'activité conjointe de deux groupes de bactéries, capables pour les unes d'oxyder l'ammoniaque et pour les autres d'oxyder les nitrites. Daims et al. (2015) ont découvert qu'il existait des bactéries nitrifiantes capables d'oxyder seules le NH₄⁺ en NO₃⁻.

²⁵ L'adsorption du NH₄⁺ au lieu de l'hydrogène sur le complexe argilo-humique provoque une acidification du sol par l'hydrogène libéré.

²⁶ Les principales étapes de la dénitrification sont les suivantes : NO₃⁻ > NO₂⁻ > NO > N₂O > N₂.

²⁷ Au cours de leur vie, les plantes libèrent par leurs racines du carbone et de l'azote organiques (des aminoacides, par exemple) dans leur environnement proche, processus appelé « rhizodéposition ».

²⁸ Ou « réactions redox » (c'est-à-dire la disponibilité de capteurs d'électrons comme les oxydes d'azote).

²⁹ On distingue les particules primaires, qui sont émises telles quelles dans l'atmosphère, comme le carbone noir, et les particules secondaires, qui sont formées dans l'atmosphère par des gaz précurseurs.

³⁰ Les autres précurseurs de l'ozone troposphérique sont les COV, dont le CH₄, et à un degré moindre le CO.

³¹ Souvent, des polluants toxiques et cancérigènes comme des métaux lourds et des hydrocarbures aromatiques polycycliques sont liés aux particules.

³² L'ozone troposphérique est toxique pour les humains et pour les végétaux parce qu'il provoque une oxydation des tissus biologiques.

³³ Voir notamment [epa.gov/climateleadership/atmospheric-lifetime-and-global-warming-potential-defined](https://www.epa.gov/climateleadership/atmospheric-lifetime-and-global-warming-potential-defined), consulté le 2 février 2018.

³⁴ Le HNO_3 participe aussi à la formation de pluies acides, en se dissociant dans l'eau de pluie pour libérer du H^+ .

³⁵ Par exemple, en Amérique du Nord, les régions sensibles aux pluies acides sont notamment la Nouvelle-Angleterre, l'Est du Canada et les régions montagneuses, aux sols peu épais et au soubassement granitique.

³⁶ Le terme « smog » est apparu autour de 1950 pour qualifier le mélange de fumée (*smoke*) et de brouillard (*fog*) alors observé à Londres. Aujourd'hui, il est employé pour désigner des mélanges de polluants dominés par l'ozone troposphérique (<https://www.epa.gov/air-pollution-transportation/smog-soot-and-local-air-pollution>, consulté le 17 mars 2018).

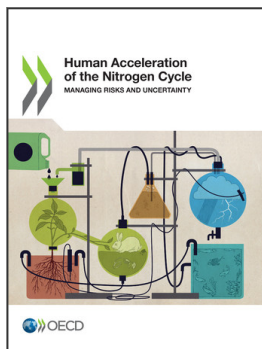
³⁷ Il peut aussi renvoyer une partie des rayonnements solaires vers l'espace et compenser ainsi partiellement l'effet de réchauffement des GES.

Références

- Abrol, Y. et al. (2017), *The Indian Nitrogen Assessment, Sources of Reactive Nitrogen, Environmental and Climate Effects, Management Options, and Policies*, Elsevier.
- Allen, M. et al. (2016), « New Use of Global Warming Potentials to Compare Cumulative and Short-lived Climate Pollutants », *Nature Climate Change*, vol. 6, n° 8.
- Breitburg, D. et al. (2018), « Declining Oxygen in the Global Ocean and Coastal Waters », *Science*, vol. 359, n° 6371.
- Daims, H. et al. (2015), « Complete Nitrification by Nitrospira Bacteria », *Nature*, vol. 528.
- Denman, K. et al. (2007), « Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry », in *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*, contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), Cambridge University Press.
- Durand, P. et al. (2011), « Nitrogen Processes in Aquatic Ecosystems », in *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton, M.A. et al. (dir. pub.), Cambridge University Press.
- Erisman, J. et al. (2008), « How a Century of Ammonia Synthesis Changed the World », *Nature Geoscience*, vol. 1, octobre 2008.
- Erisman, J. et T. Larsen (2013), « Nitrogen Economy of the 21st Century », in *Source Separation and Decentralisation for Wastewater Management*, Larsen, T. et al. (dir. pub.), IWA Publishing, Londres.
- Fowler, D. et al. (2013), « The Global Nitrogen Cycle in the Twenty-first Century », *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 368, n° 1621.
- Galloway, J. et al. (2003), « The Nitrogen Cascade », *BioScience*, vol. 53, n° 4.
- Gauger, T. (2018), « Modelling and Mapping Air Concentration and Atmospheric Deposition of Reactive Nitrogen Species in Baden-Württemberg for 2012 to 2016 », Institute of Navigation, Université de Stuttgart.
- Geupel, M. (2015), « Towards a National Nitrogen Strategy for Germany », exposé à destination du Comité des politiques d'environnement de l'OCDE (EPOC), 6-8 octobre 2015, Agence fédérale pour l'environnement d'Allemagne, Section II 4.3 Contrôle de la qualité de l'air et des écosystèmes terrestres.
- Glarborg, P. et al. (2018), « Modeling Nitrogen Chemistry in Combustion », *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 67.
- Goldberg, S. et al. (2015), « Refractory Dissolved Organic Nitrogen Accumulation in High-elevation Lakes », *Nature Communications*, vol. 6, n° 6347.
- Hager, T. (2009), *The Alchemy of Air*, Broadway Books.
- Hellsten, S. et al. (2017), *Nordic Nitrogen and Agriculture, Policy, Measures and Recommendations to Reduce Environmental Impact*, Nordic Council of Ministers, TemaNord, n° 2017:547, doi.org/10.6027/TN2017-547.
- Hertel, O. et al. (2011), « Nitrogen Processes in the Atmosphere », in *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton, M. et al. (dir. pub.), Cambridge University Press.

- Hertel, O. et al. (2006), « Modelling Nitrogen Deposition on a Local Scale: a Review of the Current State of the Art », *Environmental Chemistry*, vol. 3, n° 5.
- Holloway, A. et R. Wayne (2015), *Atmospheric Chemistry*, Royal Society of Chemistry.
- Houlton, B. et al. (2018), « Convergent Evidence for Widespread Rock Nitrogen Sources in Earth's Surface Environment », *Science*, vol. 360, n° 6384.
- Huang, X. et al. (2017), « Chemical Characterization and Synergetic Source Apportionment of PM_{2.5} at Multiple Sites in the Beijing–Tianjin–Hebei Region, China », *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 17.
- Jacob, D. (1999), *Introduction to Atmospheric Chemistry*, Princeton University Press.
- Johnes, P. (2016), « Nitrogen Pollution of Inland and Coastal Waters: Sources, Impacts and Opportunities », exposé présenté au cours de l'atelier mixte OCDE/Équipe spéciale de l'azote réactif *Cascade de l'azote et politiques publiques : vers des solutions intégrées*, OCDE, Paris, 9-10 mai 2016.
- Lefohn, A. et al. (2014), « Estimates of Background Surface Ozone Concentrations in the United States Based on Model-derived Source Apportionment », *Atmospheric Environment*, vol. 84.
- Müller, C et T. Clough (2014), « Advances in Understanding Nitrogen Flows and Transformations: Gaps and Research Pathways », *Journal of Agricultural Science*, Édition spéciale à l'occasion du 17^e Atelier international sur l'azote, vol. 152, n° S1.
- OCDE (2012), *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050 : Les conséquences de l'inaction*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/env_outlook-2012-fr.
- OMS (2009), *Global Health Risks: Mortality and Burden of Disease Attributable to Selected Major Risks*, Organisation mondiale de la santé, Genève, who.int/healthinfo/global_burden_disease/GlobalHealthRisks_report_full.pdf.
- Phoenix, G. et al. (2012), « Impacts of Atmospheric Nitrogen Deposition: Responses of Multiple Plant and Soil Parameters Across Contrasting Ecosystems in Long-term Field Experiments », *Global Change Biology*, vol. 18, n° 4.
- Plantlife and Plant Link UK (2017), « We Need to Talk About Nitrogen, The Impact of Atmospheric Nitrogen Deposition on the UK's Wild Flora and Fungi », janvier 2017.
- Portmann, R. et al. (2012), « Stratospheric Ozone Depletion due to Nitrous Oxide: Influences of Other Gases », *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.*, vol. 367, n° 1593.
- Prentice, I. et al. (2015), « Biosphere Feedbacks and Climate Change », Grantham Institute, Briefing Paper 12, Imperial College London.
- Ravishankara, A. et al. (2009), « Nitrous Oxide (N₂O): the Dominant Ozone-depleting Substance Emitted in the 21st Century », *Science*, vol. 326, n° 5949.
- Richmond-Bryant, J. et al. (2016), « Estimation of On-road NO₂ Concentrations, NO₂/NO_x Ratios, and Related Roadway Gradients from Near-road Monitoring Data », travaux présentés à la revue *Air Quality, Atmosphere and Health*.
- Schullehner, J. et al. (2018), « Nitrate in Drinking Water and Colorectal Cancer Risk: A Nationwide Population-based Cohort Study », *International Journal of Cancer*, 23 février (prépublication au format ePub).

- Seitzinger, S. et al. (2010), « Global River Nutrient Export: A Scenario Analysis of Past and Future Trends », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 24, n° 4, doi.org/10.1029/2009GB003587.
- Söderlund, R. et T. Rosswall (1982), « The Nitrogen Cycles », in *The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 1, part. B (The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles), Hutzinger, O. (dir. pub.), Springer-Verlag, Berlin Heidelberg GmbH.
- SRU (2015), *Nitrogen: Strategies for Resolving an Urgent Environmental Problem*, Conseil consultatif allemand sur l'environnement, Berlin.
- Stocker, B. et al. (2016), « Terrestrial Nitrogen Cycling in Earth System Models Revisited », *New Phytologist*, vol. 210, n° 4, doi.org/10.1111/nph.13997.
- Sutton, M. et al. (2011), *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Cambridge University Press.
- Sutton, M. et al. (2014), *Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity*, Springer.
- Swackhamer, D. et al. (2004), « Impacts of Atmospheric Pollutants on Aquatic Ecosystems », *Issues in Ecology*, n° 12.
- The Economist (2011), « The Anthropocene, a Man-made World », *The Economist*, 26 mai 2011.
- Tomich, T. et al. (2016), *The California Nitrogen Assessment: Challenges and Solutions for People, Agriculture, and the Environment*, University of California Press.
- Townsend, A. et R. Howarth (2010), « Fixing the Global Nitrogen Problem », *Scientific American*, février 2010.
- USEPA (2003), *National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture*, Agence américaine pour la protection de l'environnement, Office of Water, EPA 841-B-03-004.
- USEPA-SAB (2011), *Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences and Management Options*, Conseil consultatif scientifique de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement, EPA-SAB-11-013, USEPA, Washington D.C., [yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebBOARD/INCFullReport/\\$File/Final%20INC%20Report_8_19_11\(without%20signatures\).pdf](https://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebBOARD/INCFullReport/$File/Final%20INC%20Report_8_19_11(without%20signatures).pdf).
- Vitousek, P. et al. (2013), « Biological Nitrogen Fixation: Rates, Patterns and Ecological Controls in Terrestrial Ecosystems », *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 368, n° 1621.
- Voss, M. et al. (2013), « The Marine Nitrogen Cycle: Recent Discoveries, Uncertainties and the Potential Relevance of Climate Change », *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 368, n° 1621.



Extrait de :

Human Acceleration of the Nitrogen Cycle Managing Risks and Uncertainty

Accéder à cette publication :

<https://doi.org/10.1787/9789264307438-en>

Merci de citer ce chapitre comme suit :

OCDE (2018), « Pourquoi l'azote est-il important ? », dans *Human Acceleration of the Nitrogen Cycle : Managing Risks and Uncertainty*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/5bc3fdde-fr>

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

Ce document et toute carte qu'il peut comprendre sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à rights@oecd.org. Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) info@copyright.com ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) contact@cfcopies.com.