

### Chapitre 3. Exemples d'analyses voies de transfert-impact et de leur traduction sur le plan de l'action publique

*Ce chapitre présente des exemples d'analyses voies de transfert-impact destinées à améliorer la gestion des risques de pollution de l'air et de l'eau. Les exemples portent sur la maîtrise de la pollution atmosphérique urbaine (à Paris) et sur celle des dépôts d'azote dans les écosystèmes forestiers (en Allemagne). D'autres exemples concernent la gestion des zones mortes dans la baie de Chesapeake (dans l'Est des États-Unis), du risque de pollution lacustre (en Nouvelle-Zélande) et de la pollution des eaux souterraines (dans l'Ouest des États-Unis).*

Les autorités publiques ne sont pas restées inactives face aux effets délétères de l'azote sur les écosystèmes et la santé humaine. S'agissant des émissions atmosphériques d'azote, les pays de l'OCDE ont ainsi adopté des mesures pour réduire celles qui sont un facteur de pollution à longue distance, ainsi que des mesures ciblées pour réduire les émissions au niveau local (dans les villes ou pour protéger des écosystèmes fragiles, par exemple). Des mesures ont aussi été prises pour réduire les rejets d'azote dans l'eau, y compris des mesures ciblées géographiquement (par exemple, au niveau de certains bassins hydrographiques et dans le but de protéger des aquifères, des lacs, des estuaires et des eaux côtières vulnérables). Grâce à ces interventions, les émissions d'azote ont diminué depuis une trentaine d'années dans la zone OCDE. Les émissions d'oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) des installations de combustion fixes du secteur de l'énergie et celles du secteur des transports ont été réduites. Les émissions d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) du secteur agricole ont également baissé, tout comme celles d'hémioxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Les rejets d'azote dans les eaux de surface ont reculé, aussi bien ceux provenant de sources ponctuelles (stations d'épuration municipales et installations industrielles) que ceux imputables aux sources diffuses (comme le montre l'évolution du bilan azoté de l'agriculture dans les pays de l'OCDE).

Cela étant, malgré la diminution des émissions d'azote dans la zone OCDE, les principales formes d'azote sont toujours présentes dans des concentrations beaucoup trop élevées globalement dans l'air, les sols et l'eau (Salomon et al., 2016). En particulier, les normes de qualité de l'air relatives au dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ) et aux particules continuent d'être dépassées régulièrement, notamment à proximité des routes fréquentées. L'eutrophisation et, dans une moindre mesure, l'acidification ont toujours des effets délétères sur les écosystèmes terrestres<sup>1</sup>. Bien que les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  aient reculé, la concentration de ce composé dans l'atmosphère continue d'augmenter (le  $\text{N}_2\text{O}$  étant un polluant à longue durée de vie). Les masses d'eau superficielles et souterraines pâtissent toujours grandement des apports azotés<sup>2</sup>. Dans l'ensemble, la situation sur le front de l'eutrophisation des eaux marines ne paraît guère s'améliorer fondamentalement<sup>3</sup>.

Si la réduction des émissions d'azote n'a pas empêché la persistance des impacts, c'est notamment parce qu'il y a un décalage entre le moment où elle intervient et celui où elle produit des effets. Mais ce n'est pas la seule raison. Les exemples présentés dans ce chapitre montrent que les analyses voies de transfert-impact (AVTI) peuvent permettre une gestion plus efficiente des impacts en favorisant l'élaboration de mesures étayées par des données concrètes. Ils montrent comment l'analyse des dépôts participe à la lutte contre le smog urbain et contre l'accumulation de charges critiques dans les écosystèmes terrestres, ou encore comment l'analyse du lessivage concourt à la maîtrise de la pollution lacustre. Deux exemples puisés aux États-Unis illustrent le rôle des AVTI dans la gestion de deux risques spécifiques de pollution de l'eau : l'eutrophisation d'une zone côtière (baie de Chesapeake) et la contamination d'un aquifère par le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) (bassin de la Willamette).

### 3.1 Étude de cas n° 1 : l'analyse voies de transfert-impact (AVTI) au service de la lutte contre la pollution de l'air

#### 3.1.1 Pollution atmosphérique urbaine

En mars 2014, la ville de Paris a connu un exceptionnel pic de pollution particulaire pendant dix jours (Graphique 3.1). Une AVTI a révélé que la moitié des particules grossières (PM<sub>10</sub>) étaient des particules de nitrate d'ammonium (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) formées par un mélange de NO<sub>x</sub>, émis principalement par les moyens de transport urbain, et de NH<sub>3</sub> issus d'activités agricoles dans des zones relativement éloignées (Nord-Ouest de la France et au-delà) (PRIMEQUAL, 2015). Ce mélange était dû aux conditions anticycloniques (haute pression) de ces jours-là, qui maintenaient les concentrations en NO<sub>x</sub> et en NH<sub>3</sub> à des niveaux élevés (effet d'inversion thermique). L'autre moitié des particules provenait de la combustion de biomasse (chauffage au bois), de la combustion d'énergie (y compris dans les transports), de composés organiques volatils (COV) et de sulfate d'ammonium. Cette découverte a été rendue possible par des avancées scientifiques récentes qui ont amélioré la précision des mesures de NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>.

**Graphique 3.1. Dépassement du seuil d'alerte aux particules à Paris en mars 2014**



À gauche, la Tour Eiffel avant l'épisode de pollution particulaire. À droite, une image prise du même endroit le 14 mars 2014.

Source: <http://www.natura-sciences.com/environnement/particules-fines-pics-pollution810.html>, consulté le 27 juin 2018.

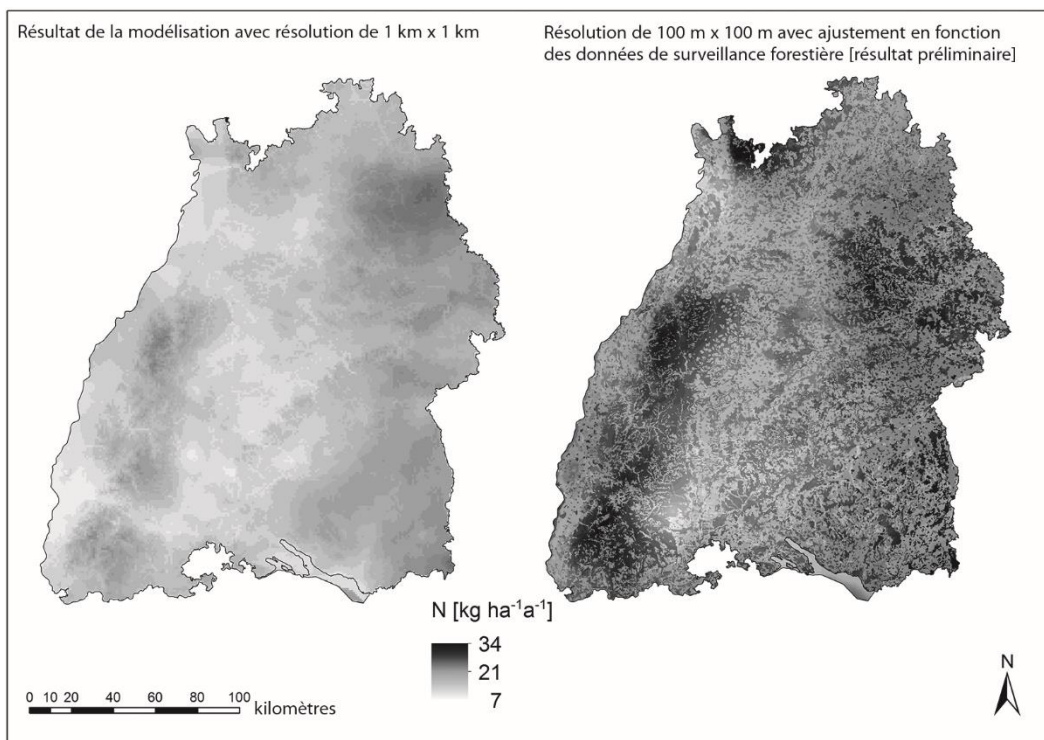
Cette constatation rendue possible par l'AVTI a eu un effet direct sur l'action des pouvoirs publics. Elle a amené les autorités françaises à considérer que, pour réduire la pollution de l'air en ville, il est tout aussi légitime d'agir sur les pratiques d'épandage d'engrais que sur la circulation. Les mesures suivantes, notamment, ont

été prises dans les zones de provenance des émissions atmosphériques polluantes : modification des limites de vitesse sur les routes, gratuité du stationnement résidentiel, appel aux agriculteurs et aux entreprises pour qu'ils diminuent temporairement l'utilisation d'engrais et l'activité industrielle (respectivement), et promotion des transports publics. En outre, au plus fort du pic de pollution (17 mars 2014), des mesures plus radicales ont été prises : restrictions d'utilisation des véhicules, réduction des limites de vitesse, limitation de la circulation des poids lourds, gratuité des transports publics, interdiction de brûler des déchets verts (même agricoles). On voit ici comment l'AVTI a conduit les autorités à s'attaquer à la pollution due non seulement au chauffage résidentiel et aux transports, mais aussi, fait plus rare, à l'agriculture ; par le passé, ce dernier secteur n'avait pas été pris en compte dans la réflexion sur la réduction de la pollution de l'air en milieu urbain.

Le rôle de l'agriculture dans la pollution de l'air urbain a aussi été mis en lumière récemment au Royaume-Uni. Une AVTI y a montré que l'épisode extrême de smog qu'a connu tout le Royaume-Uni (de la Cornouailles à Aberdeen) du 26 mars au 8 avril 2014 était principalement dû à des particules de  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  provenant des émissions agricoles de  $\text{NH}_3$  sur le continent européen, et non, comme on l'avait avancé dans un premier temps, à des poussières venues du Sahara (Vieno et al., 2016). Comme le montrent Thunis et al. (2017), les émissions d'origine agricole ont un impact significatif sur la qualité de l'air dans de nombreuses villes de l'UE.

### *3.1.2 Eutrophisation des écosystèmes terrestres*

Dans le Land allemand de Bade-Wurtemberg, la surveillance au sol conjuguée à une AVTI à haute résolution a révélé que d'importantes quantités d'azote étaient déposées sur de vastes étendues du territoire du Land, ce qui n'avait pas été mis en évidence par les modèles de transport chimique et une AVTI à plus faible résolution (Graphique 3.2). Par exemple, le dépôt moyen annuel sur les forêts de conifères s'est révélé supérieur de 47 % à ce qu'on pensait jusqu'alors. L'AVTI à haute résolution a aussi mis en évidence des différences de vulnérabilité des habitats aux dépôts d'azote.

**Graphique 3.2. Dépôts d'azote dans le Bade-Wurtemberg, 2009**

*Note* : Dépôts d'azote oxydé et d'azote réduit. Outre le degré de résolution, la principale différence entre les deux cartes réside dans la méthode employée pour estimer les dépôts d'azote, avec d'un côté (à droite) l'établissement d'une carte ajustée en fonction des relevés effectifs sur le terrain et de l'autre (à gauche) un exercice de modélisation. Il importe de noter que le degré de résolution influence fortement l'estimation des charges critiques d'eutrophisation et de leur dépassement, qui se fonde sur l'écosystème dominant dans chaque carré du quadrillage et sur les dispositions applicables de la législation de l'UE, en l'occurrence la directive Habitats dans le cas de la carte à haute résolution (à droite) et la directive sur les plafonds d'émission nationaux dans celui de la carte à plus basse résolution (à gauche).

*Source* : LUBW (2016, 2018), Gauger (2017).

Ces constatations permises par l'AVTI ont des conséquences directes pour l'action publique en ce qu'elles pointent la nécessité d'une réglementation plus efficace des sources d'azote dans les zones d'émission. À l'heure actuelle, des valeurs limites d'émission sont appliquées uniquement au transport routier, aux installations industrielles et aux grandes installations d'élevage (qui représentent seulement 1 % des émissions agricoles d'azote) lorsque les charges critiques d'eutrophisation sont dépassées. Comme dans le reste de l'Allemagne, il n'existe pas de valeurs limites pour les autres activités agricoles, même si toutes les exploitations agricoles ont l'obligation d'estimer annuellement le bilan azoté de leur activité. Pourtant, dans le Bade-Wurtemberg, les dépôts d'azote proviennent en majorité (à 55 %) de l'agriculture, alors que les transports en produisent 22 % et les activités industrielles, 23 %.

Aux Pays-Bas, c'est à la suite d'AVTI que les pouvoirs publics ont instauré récemment des règlements spécifiques par secteur géographique dans le cadre de leur approche préventive de protection des écosystèmes naturels. Depuis le 1er juillet 2015, en application de l'approche intégrée de l'azote (PAS),

l'autorisation de nouvelles activités (agriculture, industrie, circulation...) est subordonnée à une évaluation préalable des répercussions des dépôts d'azote sur les sites Natura 2000 (estimées au moyen de l'outil de calcul AERIUS<sup>4</sup>). Aux Pays-Bas, la plupart des sites Natura 2000 (118 sur 160) sont touchés par un excès de dépôts d'azote (ministère de l'Économie, 2015).

Le Portugal aussi s'achemine vers une meilleure évaluation des risques de dépôts, comme l'ont montré récemment des études évaluant la vulnérabilité des écosystèmes méditerranéens au NH<sub>3</sub> (Pinho et al., 2016). Cependant, il faut impérativement définir un niveau de résolution adapté. Pas moins de 231 types d'habitats sont recensés dans la directive Habitats de l'UE (92/43/CE), et chacun a probablement sa propre charge critique.

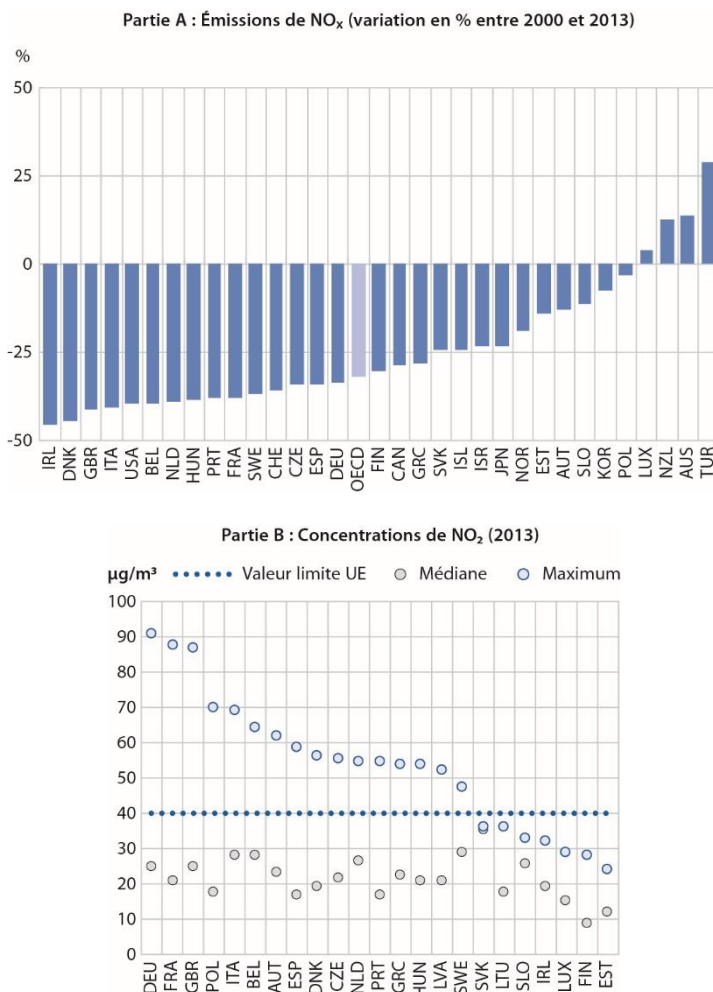
On pourrait affiner la prise en compte des effets des dépôts d'azote sur la biodiversité terrestre dans les AVTI en évaluant les concentrations critiques d'azote dans les sols des zones naturelles protégées (dans la solution du sol). De fait, la charge historique est une caractéristique significative de la composition spécifique des sols. Les bactéries du sol (acteurs clés du cycle de l'azote) et les mycorhizes (champignons qui participent à la croissance des plantes) sont très sensibles aux variations de l'azote dans le sol.

### ***3.1.3 Utilité des AVTI pour l'action publique en matière de gestion des risques de pollution de l'air***

#### *Dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>)*

Bien que les émissions de NO<sub>x</sub> n'aient cessé de diminuer depuis 2000, la plupart des pays de l'UE comptent au moins une grande ville où la concentration annuelle moyenne de NO<sub>2</sub> dépasse (parfois très nettement) les valeurs limites légales de l'Union (qui sont égales aux valeurs guides de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour la qualité de l'air) (Graphique 3.3)<sup>5</sup>. En 2013, certaines stations de mesure ont enregistré des concentrations annuelles moyennes plus de deux fois supérieures à la valeur limite de l'Union européenne (UE) en Allemagne, en France et au Royaume-Uni (Graphique 3.3). En février 2017, la Commission européenne a adressé un dernier avertissement à l'Allemagne, à l'Espagne, à la France, à l'Italie et au Royaume-Uni au motif que ces pays n'avaient pas remédié aux infractions répétées aux limites en matière de pollution atmosphérique fixées pour le NO<sub>2</sub><sup>6</sup>.

**Graphique 3.3 Les concentrations de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) dépassent la limite légale dans beaucoup de grandes villes de l'UE, bien que les émissions d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) aient baissé au niveau national**



*Note* : Concentrations de NO<sub>2</sub> : valeurs moyennes enregistrées par les stations de mesure.  
*Source* : OCDE (2015 pour la partie A ; 2017 pour la partie B).

Les dépassements répétés des limites de pollution de l'air par le NO<sub>2</sub> sont en partie dus à une sous-estimation des émissions automobiles de NO<sub>x</sub>. Il se révèle que les transports contribuent davantage qu'on le pensait auparavant à ces émissions – parfois quatre fois plus (Karl et al., 2017)<sup>7</sup>.

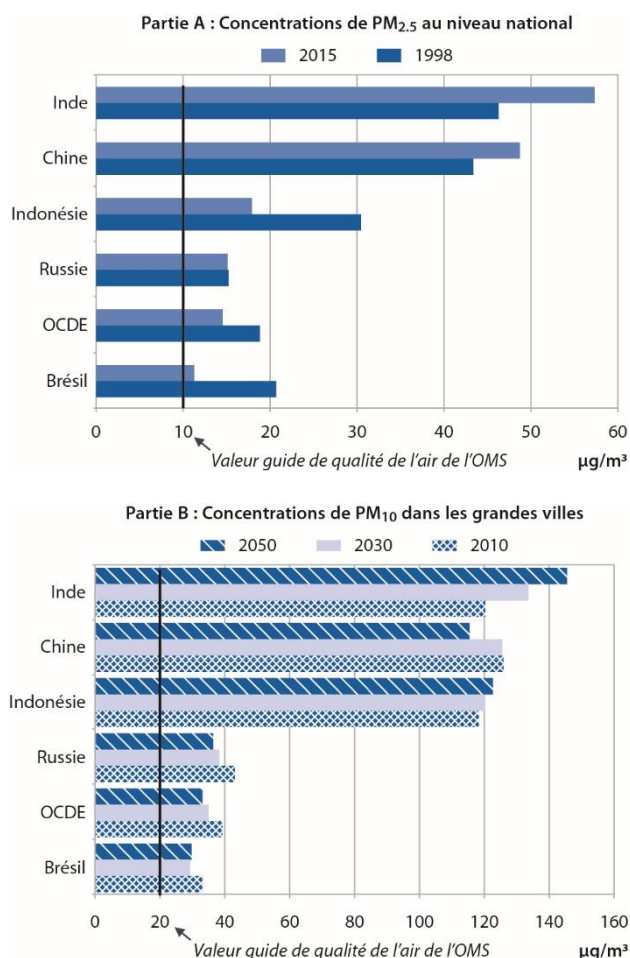
Néanmoins, les concentrations locales de NO<sub>2</sub> sont très dépendantes de l'emplacement des sources d'émission de NO<sub>x</sub> et de leurs voies de transfert atmosphérique. Un recours accru aux AVTI permettrait de mieux corrélérer les zones menacées par le NO<sub>2</sub> et les zones émettrices de NO<sub>x</sub> et aideraient ainsi les pouvoirs publics à prendre des décisions en connaissance de cause.

### *Aérosols azotés*

On peut faire la même observation à propos de la pollution par les particules, dont les NO<sub>x</sub> et le NH<sub>3</sub> sont des précurseurs. Malgré des améliorations, l'exposition de

la population à des concentrations nocives de particules reste un problème chronique dans la plupart des pays de l'UE<sup>8</sup>. Moins d'un pays membre de l'OCDE sur trois est en conformité avec les Lignes directrices de l'OMS relatives à la qualité de l'air, selon lesquelles il ne faut pas être exposé, en moyenne annuelle, à une concentration de particules fines (PM<sub>2,5</sub>) supérieure à 10 microgrammes par mètre cube (OCDE, 2017). En Chine et en Inde, deux pays qui ne se trouvent pas dans la zone OCDE, l'exposition aux PM<sub>2,5</sub> a continué d'augmenter malgré des niveaux déjà extrêmement élevés (Graphique 3.4). Le nombre de décès prématurés dus aux PM<sub>2,5</sub> a augmenté entre 2000 et 2015, aussi bien dans les économies émergentes que dans les pays de l'OCDE dans leur ensemble (Roy et Braathen, 2017).

**Graphique 3.4. Les concentrations de particules dépassent les limites légales et devraient continuer de les dépasser en cas de politiques inchangées**



Partie A : Les concentrations moyennes de particules fines (PM<sub>2,5</sub>) sont tirées d'observations par satellite, de modèles de transferts chimiques et des relevés des stations de mesure.

Partie B : Concentrations annuelles moyennes de particules grossières (PM<sub>10</sub>) dans les villes de plus de 100 000 habitants.

Source : OCDE (2017 pour la partie A ; 2012 pour la partie B).

Aux États-Unis, le Conseil consultatif scientifique de l'Agence pour la protection de l'environnement (USEPA-SAB) a établi une carte des risques de dépôts d'aérosols azotés. Son étude montre que les dépôts humides d'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)



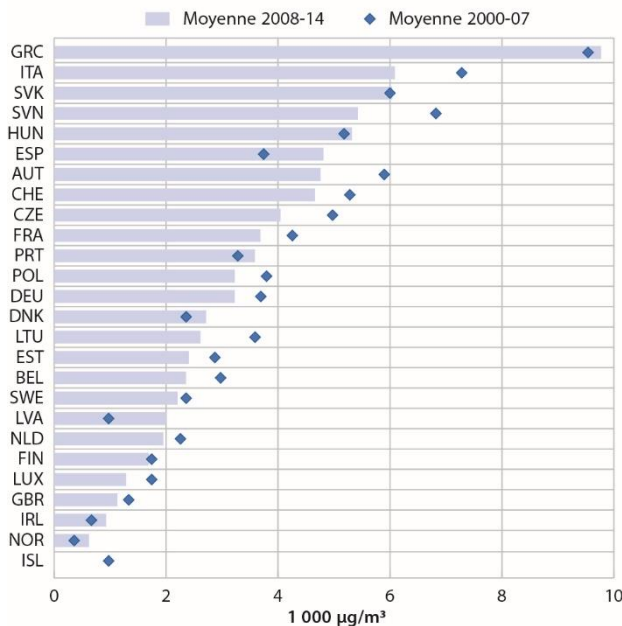
ont normalement lieu à proximité ou sous le vent des grands centres agricoles, et qu'il y a une corrélation entre la teneur en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) des dépôts humides et les émissions de  $\text{NO}_x$  (USEPA-SAB, 2011)<sup>9</sup>. Un recours accru aux AVTI permettrait de mieux corrélérer les zones menacées par les aérosols azotés et les zones émettrices de  $\text{NO}_x$  et de  $\text{NH}_3$ , et aiderait ainsi les pouvoirs publics à prendre des décisions en connaissance de cause.

### *Ozone troposphérique*

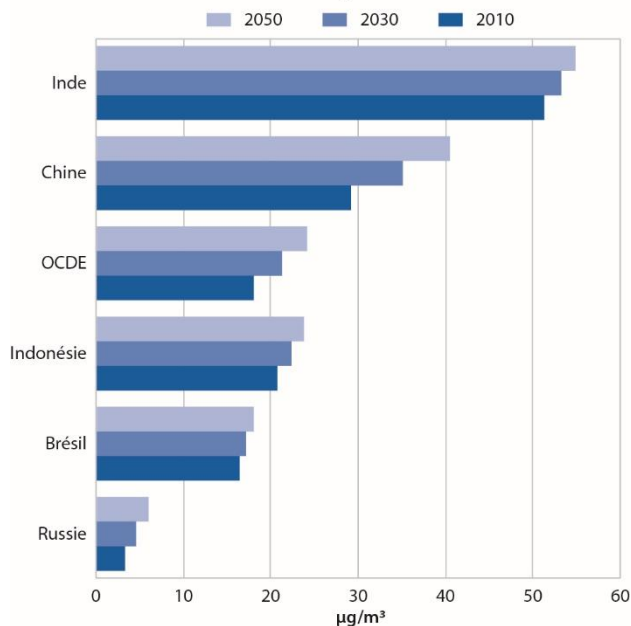
On peut faire la même observation à propos de la pollution par l'ozone troposphérique, dont le  $\text{NO}_x$  est l'un des précurseurs. Malgré des améliorations, l'exposition de la population à des concentrations nocives d'ozone troposphérique reste un problème chronique dans la plupart des pays de l'UE (Graphique 3.5)<sup>10</sup>. La baisse des émissions de  $\text{NO}_x$  n'a pas entraîné (de façon linéaire) une diminution de l'ozone troposphérique. Depuis plusieurs décennies, l'évolution de l'ozone troposphérique se caractérise au contraire par une certaine complexité (Cooper et al., 2014).

### Graphique 3.5. L'exposition de la population urbaine à l'ozone troposphérique est problématique et devrait le rester en cas de politiques inchangées

Partie A : Dépassements cumulés des limites d'ozone troposphérique



Partie B : Concentrations d'ozone troposphérique dans les grandes villes



Partie A : Dépassements cumulés de plus de  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  du maximum journalier de la moyenne sur 8 heures sur tous les jours d'une année, selon les mesures prises par les stations au sol dans certains pays d'Europe. Par comparaison, les Lignes directrices de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) relatives à la qualité de l'air et les valeurs cibles de l'Union européenne (UE) sont, respectivement, de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures.

Partie B : Concentrations annuelles moyennes d'ozone troposphérique dans les villes de plus de 100 000 habitants.

Source : OCDE (2017 pour la partie A ; 2012 pour la partie B).

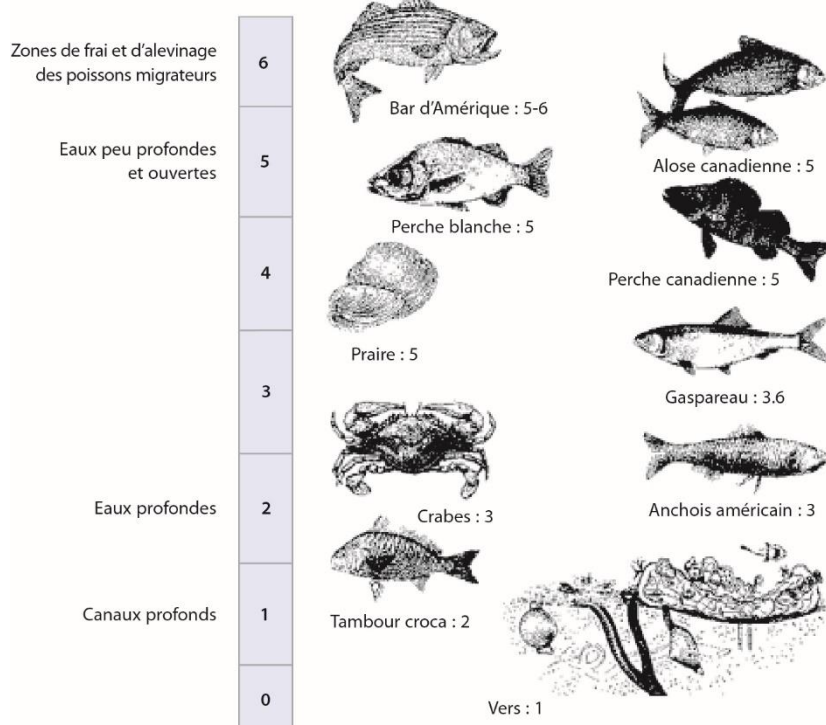
Comme dans le cas du NO<sub>2</sub>, l'évolution des concentrations d'ozone troposphérique est fonction non seulement du niveau des émissions de précurseurs, mais aussi de leur localisation, des voies de transfert dans l'atmosphère et des conditions climatiques<sup>11</sup>. Il apparaît en particulier que les concentrations d'ozone troposphérique sont souvent plus fortes en aval qu'à l'intérieur des zones urbaines<sup>12</sup>.

### 3.2 Étude de cas n° 2 : l'analyse voies de transfert-impact (AVTI) au service de la lutte contre la pollution de l'eau

#### 3.2.1 Pollution des eaux côtières

Le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake s'étend sur 230 000 kilomètres carrés et six États américains (Delaware, Maryland, Pennsylvanie, New York, Virginie, Virginie-Occidentale) plus le District de Columbia. Son territoire est occupé par des forêts (64 %), des terres agricoles (24 %), des agglomérations (8 %) et d'autres surfaces (4 %). Les charges en azote, en phosphore et en sédiments charriées par le bassin hydrographique vers les eaux côtières de la baie représentent le principal motif de préoccupation. Elles entraînent chaque été la raréfaction, voire la disparition de l'oxygène dissous dans la baie et dans les cours d'eau à marées. Des niveaux minimums d'oxygène dissous ont été définis pour les différentes espèces qu'abrite la baie, en fonction de la profondeur de l'eau (Graphique 3.6).

**Graphique 3.6. Critères relatifs à l'oxygène dissous retenus pour la baie de Chesapeake**



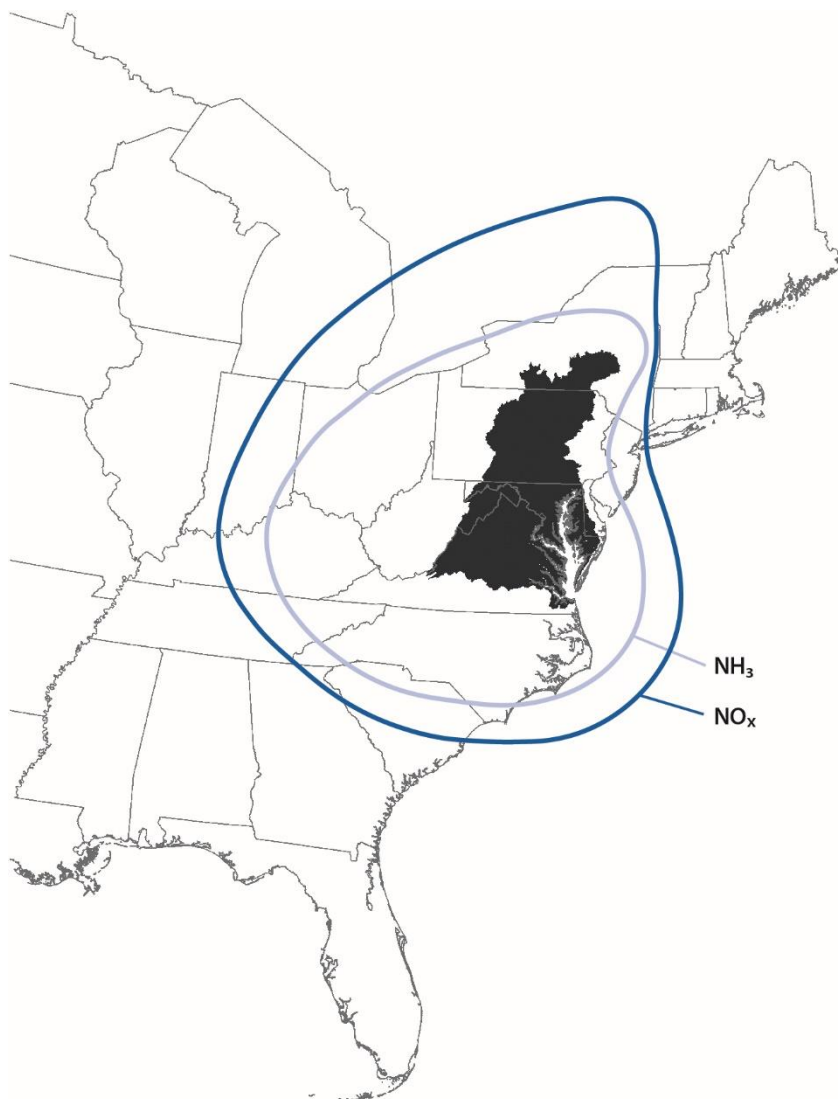
*Note* : L'échelle de 1 à 6 repose sur la quantité minimale d'oxygène (mg/l) nécessaire à la survie des espèces.

*Source* : Linker et al. (2016).

En décembre 2010, les autorités ont fixé une charge journalière maximale totale (CJMT) d'azote et de phosphore pouvant être introduite dans la zone intertidale de la baie, afin d'assurer le respect des normes relatives à l'oxygène dissous. La CJMT tient compte des apports des grandes sources terrestres d'éléments nutritifs (agriculture, assainissement) et des dépôts atmosphériques d'azote dans le bassin. Il s'agit du premier système de CJMT mis en place aux États-Unis qui prend en compte ces dépôts atmosphériques. La réduction attendue des émissions de  $\text{NO}_x$  au niveau national (en application de la loi sur la qualité de l'air, *Clean Air Act*) est déduite de la CJMT, ce qui diminue l'effort d'abaissement des apports en éléments nutritifs exigé des sources terrestres. Une autre CJMT a été définie concernant les dépôts atmosphériques directs d'azote dans les eaux côtières.

Un « bassin d'air » – le territoire dont les sources d'émissions contribuent le plus aux dépôts dans le bassin hydrographique de la baie – a été délimité pour chaque forme d'azote afin de modéliser les dépôts d'azote. Le bassin d'air du  $\text{NH}_3$  est semblable à celui des  $\text{NO}_x$ , mais légèrement plus petit (Graphique 3.7). Les deux bassins sont environ neuf fois plus étendus que le bassin hydrographique de la baie. Quelque 50 % des dépôts d'azote dans la baie proviennent de sources situées à l'intérieur de son bassin hydrographique. À cela s'ajoutent 25 % qui proviennent du reste du bassin d'air de la baie. Les 25 % restants correspondent au solde des échanges avec l'océan.

**Graphique 3.7. Bassins d'air de la baie de Chesapeake pour les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) et l'ammoniac (NH<sub>3</sub>)**



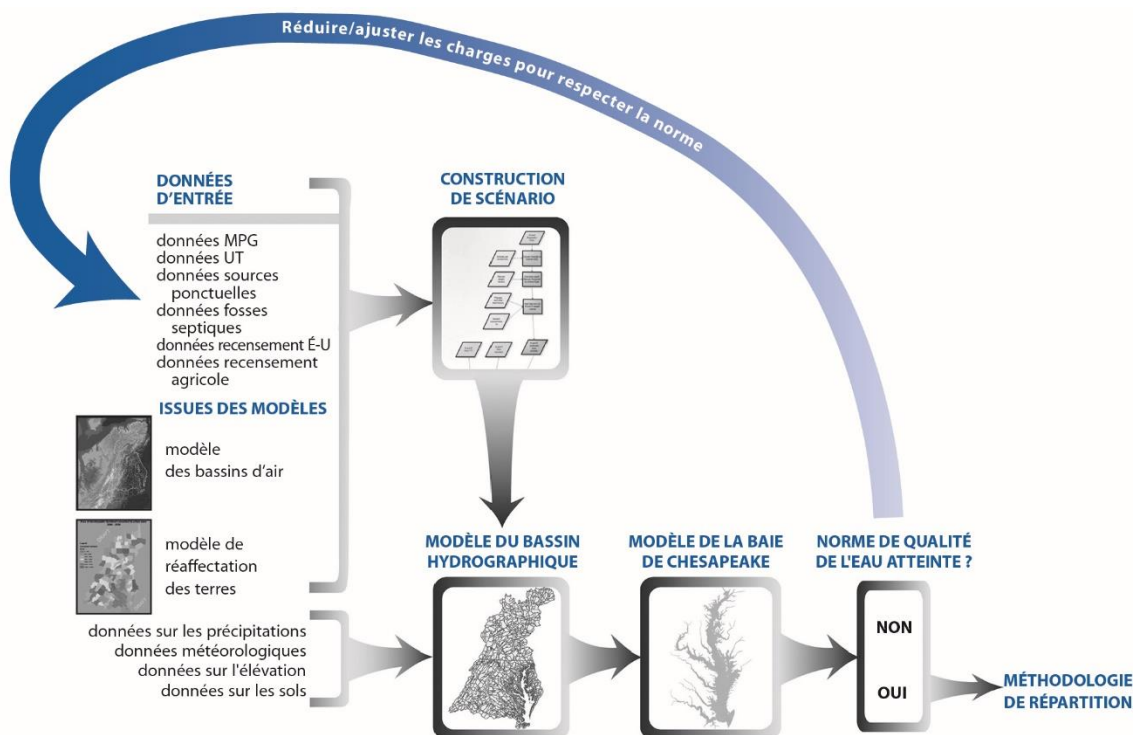
*Note* : La zone foncée à l'intérieur des bassins d'air représente le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake.

*Source* : Linker et al. (2016).

L'AVTI est étayée par des modélisations intégrées en plusieurs étapes. Pour commencer, des données issues d'un modèle de réaffectation des terres, d'un modèle des bassins d'air et d'un logiciel de construction de scénarios sont utilisées comme données d'entrée dans un modèle du bassin hydrographique (Graphique 3.8). Le modèle de réaffectation des terres prédit les changements concernant l'utilisation des sols, les réseaux d'assainissement et les fosses septiques qui découlent des modifications des politiques foncières. Le modèle des bassins d'air, qui est une application nationale du modèle de qualité de l'air CMAQ, prédit la variation des dépôts d'azote inorganique sous l'effet de la modification des émissions<sup>13</sup>. Le logiciel de construction de scénarios combine les résultats de ces modèles avec des données provenant d'autres sources, comme le recensement

agricole des États-Unis, pour produire des données d'entrée pour le modèle du bassin hydrographique.

**Graphique 3.8. Cadre de modélisation du programme de la baie de Chesapeake**



Source : [www.chesapeakebay.net/who/group/modeling\\_team](http://www.chesapeakebay.net/who/group/modeling_team), consulté le 11 avril 2018.

À partir des données d'entrée, le modèle du bassin hydrographique prédit ensuite les charges en azote, en phosphore et en sédiments<sup>14</sup>. Le modèle WQSTM de l'estuaire, ou modèle de la baie de Chesapeake, prédit l'évolution de la qualité de l'eau de la baie due aux modifications des charges prévues par le modèle du bassin hydrographique<sup>15</sup>. La dernière étape est une analyse par rapport aux normes de qualité de l'eau de la baie, qui examine les estimations de l'oxygène dissous, de la chlorophylle et de la transparence de l'eau issues des modèles pour évaluer le respect de ces normes dans le temps et dans l'espace.

Les dépôts directs d'azote sur les eaux côtières sont estimés sur la base des réductions des émissions de sources mobiles au niveau fédéral et conformément au règlement sur la pollution atmosphérique inter-États (*Cross-State Air Pollution Rule*)<sup>16</sup>, et sur la base des réductions au niveau des États<sup>17</sup>. Les dépôts de NO<sub>x</sub> sur les eaux côtières ont diminué depuis le milieu des années 80, ceux de NH<sub>3</sub> sont stables ou en hausse (Graphique 3.1). L'objectif de CJMT a été fixé à 15.7 millions de livres (7 100 tonnes) d'azote à l'horizon 2020, ce qui correspond à une baisse de 40 % des dépôts d'azote par rapport à 1985.

**Tableau 3.1. Dépôts directs estimés d'azote dans la zone intertidale de la baie de Chesapeake**

(Millions de livres de N)

Scénario	NO <sub>x</sub>		NH <sub>3</sub>		Azote inorganique total	Azote organique humide	Azote total	Variation en % par rapport à 1985
	humide	sec	humide	sec				
1985	6.6	13.1	3.3	2.0	25.0	1.0	26.1	-
2002	4.8	10.0	3.6	2.1	20.5	1.0	21.6	17
2010	3.3	6.8	3.5	2.8	16.4	1.0	17.4	33
Cible 2020	2.6	5.1	3.7	3.2	14.6	1.0	15.7	40
Cible 2030	2.2	4.3	4.0	4.1	14.6	1.0	15.6	40

Source : Linker et al. (2016).

La cogestion de l'azote atmosphérique et terrestre rejeté dans la baie de Chesapeake reflète la réalité du cycle de l'azote. Grâce à l'AVTI, elle assure un meilleur rapport coût-efficacité dans la gestion du risque d'hypoxie. Le programme de la baie de Chesapeake a été globalement efficace depuis la définition de la CJMT, même si des progrès demeurent nécessaires pour ramener les charges en azote au niveau cible fixé pour 2025 (Tableau 2.2). D'après les estimations, les charges azotées dans le bassin hydrographique de la baie ont diminué de 9 % entre 2009 et 2016. Elles proviennent pour 42 % de l'agriculture, pour 33 % des eaux usées et ruissellements urbains et pour 25 % des dépôts atmosphériques (Tableau 3.2).

**Tableau 3.2. Estimation des charges en azote dans la baie de Chesapeake**

(Millions de livres de N)

Secteur	2009	2016	Variation en % entre 2009 et 2016	Part en 2016 (%)	Cible 2025
Agriculture	113.8	108.0	-5	42	71.9
Ruissellement urbain	39.7	41.4	4	16	28.8
Eaux usées et surverse de réseau unitaire	52.2	36.4	-30	14	37.9
Fosses septiques	8.4	8.7	3	3	6.3
Forêts et dépôts dans les eaux autres que côtières	46.2	45.6	-1	18	47.1
Dépôts dans le bassin hydrographique	3.1	1.3	-56	1	-
Dépôts dans les eaux côtières	19.4	16.6	-15	6	15.2
<i>Total</i>	<i>282.7</i>	<i>258.1</i>	<i>-9</i>	<i>100</i>	<i>192.4<sup>1</sup></i>

1. Sauf dépôts dans les eaux côtières.

Source : [www.chesapeakebay.net/indicators/indicator/reducing\\_nitrogen\\_pollution](http://www.chesapeakebay.net/indicators/indicator/reducing_nitrogen_pollution), consulté le 22 septembre 2017.

De façon plus générale, les modèles qui prédisent comment l'azote atmosphérique est déposé dans la mer pourraient être utiles pour gérer le risque de prolifération d'algues. Certains chercheurs ont par exemple simulé les dépôts d'azote en mer du Nord et estimé qu'il serait possible de prévoir ces proliférations par la superposition des données de prévision météorologique (Djambazov et Pericleous, 2015).

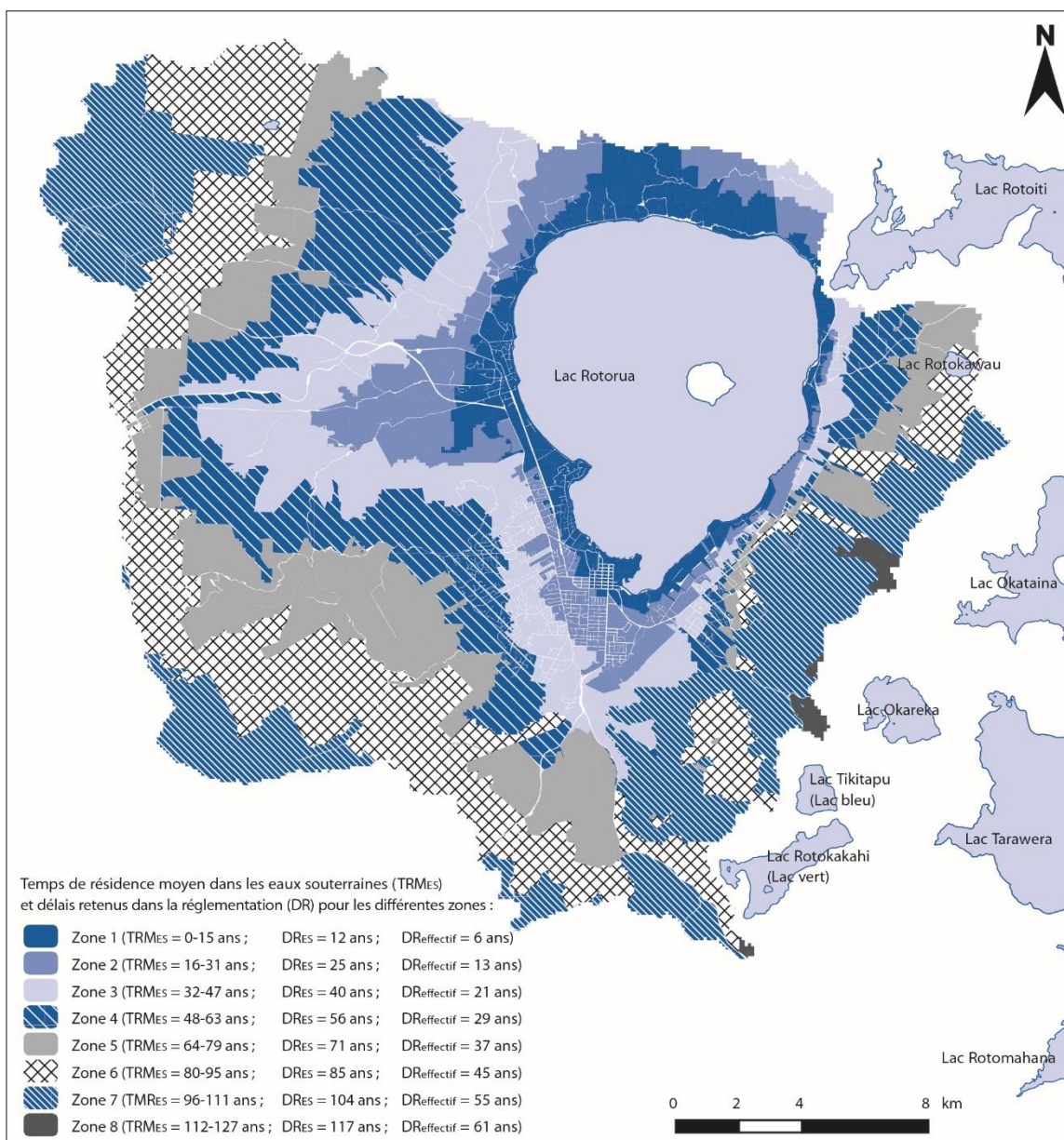
### 3.2.2 *Pollution des eaux lacustres*

À l'intérieur d'un bassin lacustre, l'azote qui est entraîné par lessivage depuis différents points vers les eaux souterraines puis vers le lac atteint celui-ci à des moments différents, et les dégradations qui en résultent (l'eutrophisation, par exemple) sont échelonnées dans le temps. De même que la différenciation spatiale était importante dans l'exemple précédent (baie de Chesapeake), de même une politique qui prend en compte la variabilité temporelle sera sans doute d'un meilleur rapport coût-efficacité qu'une politique qui l'ignore. C'est ce que plusieurs études récentes ont cherché à démontrer.

Cox et al. (2013) ont ainsi mené une analyse simplifiée des voies de migration de l'azote d'origine agricole à travers les eaux souterraines dans l'optique de la gestion du risque de pollution du lac Rotorua par le  $\text{NO}_3^-$ . Ils ont eu recours à un modèle géophysique pour estimer le temps de résidence moyen dans les eaux souterraines au niveau des parcelles composant le bassin du lac (Graphique 3.9). Ils estiment qu'une réglementation opérant une différenciation temporelle est efficace dans les bassins où la migration de l'azote vers le lac se fait principalement via les eaux souterraines (et non par ruissellement) et où sa durée est très variable.



Graphique 3.9. Temps de migration de l'azote dans le bassin du lac Rotorua



Source : Cox et al. (2013).

Un système d'échange de « quotas d'azote millésimés » (QAM) peut constituer un outil efficace de gestion du risque d'eutrophisation pour les lacs dont une AVTI peut permettre de prévoir les apports d'azote au fil du temps (voir notamment Anastasiadis et al., 2013). Dans ce type de système, les autorités responsables délivrent une quantité donnée de quotas pour chaque année millésime, c'est-à-dire pour chaque année où l'azote atteindra le lac. Les quotas constituent par conséquent des droits à accroître la charge du lac en azote une année donnée, et donc des droits conditionnels de rejet d'azote depuis les exploitations agricoles<sup>18</sup> ajustés en fonction des temps de latence dans les eaux souterraines. Dans ce système, les exploitants doivent restituer une partie de leurs quotas chaque année, pour couvrir

la charge supplémentaire à venir dans le lac que provoqueront les rejets d'azote de leur exploitation au cours de l'année considérée.

Dans un système de QAM, les exploitants agricoles doivent chaque année mettre en adéquation leurs pertes par lessivage avec leurs quotas millésimés, lesquels correspondent à l'année en cours plus le temps de latence. Prenons l'exemple d'un exploitant agricole pour lequel le temps de latence est de 30 ans et dont les pertes par lessivage sont de 100 kg d'azote en 2018 ; en 2018, il doit restituer 100 kg de quotas millésimés 2048. Cependant, l'azote est aussi transporté par ruissellement de surface (flux rapide). Supposons donc que 50 % de l'azote migre par ruissellement et 50 % via les eaux souterraines. Dans ce cas, l'exploitant agricole doit, en 2018, restituer 50 kg de quotas millésimés 2018 et 50 kg de quotas millésimés 2048.

Dans tout bassin caractérisé par un temps de latence de l'azote dans les eaux souterraines, il existe une charge historique, c'est-à-dire de l'azote qui s'est infiltré antérieurement dans les eaux souterraines et ne s'est pas encore transformé en charge dans le lac. Comme il est très difficile d'empêcher l'azote déjà présent dans les eaux souterraines d'atteindre le lac, les autorités doivent prendre en compte les charges historiques lorsqu'elles fixent des cibles environnementales pour toutes les sources d'azote. Souvent, cela passe par un durcissement progressif des objectifs environnementaux. Anastasiadis et al. (2011) examinent la conception des réglementations qui tiennent compte des charges historiques.

La capacité à réagir aux changements (adaptabilité) est un important critère de faisabilité des systèmes de QAM, dont la mise en œuvre s'étale forcément sur une longue période. Comme tous les systèmes d'échange de quotas, ces systèmes offrent une grande souplesse pour choisir comment et où (à l'intérieur du bassin lacustre) réduire les émissions d'azote pour respecter le plafond. Cependant, une fois le plafond mis en place, il peut être difficile de le revoir à la baisse (par exemple, si des nouvelles données deviennent disponibles sur la qualité des eaux du lac). On peut, jusqu'à un certain point, atténuer ce problème en programmant à l'avance plusieurs « phases » et en prévoyant la possibilité de modifier le plafond à l'issue de chacune (Drummond et al., 2015).

### 3.2.3 Contamination des eaux souterraines

Dans l'État américain de l'Oregon, la Southern Willamette Valley (SWV) a été déclarée en 2004 zone de gestion des eaux souterraines (*groundwater management area*, GWMA) après que des concentrations de  $\text{NO}_3^-$  élevées, souvent supérieures à la norme de qualité de l'eau potable (10 mg/l), eurent été relevées dans de nombreux puits privés. En fait, la GWMA, qui couvre près de 60 000 ha, a été délimitée non selon des critères scientifiques (sur la base d'une AVTI), mais selon des critères de faisabilité administrative : il s'agit du périmètre dans lequel est puisée l'eau potable distribuée sur le réseau public<sup>19</sup>.

Les limites administratives de la GWMA de la vallée ne coïncident pas avec celles de la zone à risque ou de la zone d'émission au sens des AVTI. Pour gérer le risque de contamination des eaux souterraines dans le bassin de la Willamette, il serait davantage indiqué d'englober intégralement la zone de plaine du cours d'eau (en tant qu'entité hydrogéologique) au lieu d'en inclure seulement une partie, comme dans la GWMA (Encadré 3.1). De fait, la contamination par le  $\text{NO}_3^-$  concerne seulement les eaux souterraines peu profondes, c'est-à-dire la partie peu profonde

de l'aquifère Willamette, qui borde la rivière du même nom et a été baptisée « l'aquifère alluvial »<sup>20</sup>.

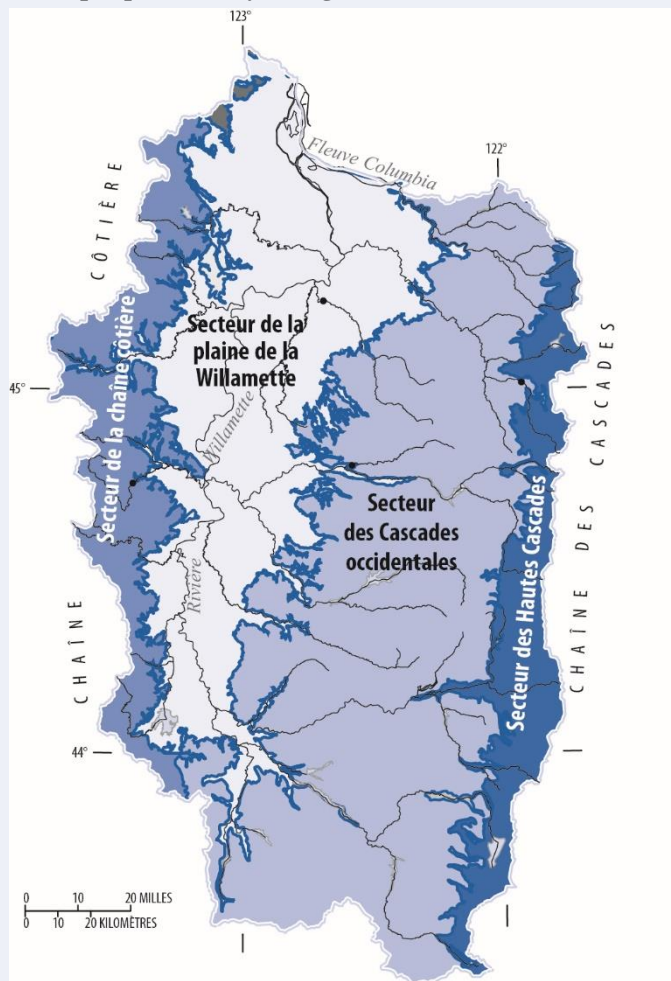
Or, la GWMA de la SWV met l'accent sur la protection des réseaux d'eau publics, dont on suppose que chacun se caractérise par des voies de contamination qui lui sont propres. C'est pourquoi des zones de protection de l'eau potable ont été définies autour de chaque captage public. Des évaluations (*source water assessments*) sont menées pour identifier les possibles sources de contamination à l'intérieur des zones de protection de l'eau potable (agriculture, fosses septiques, puits laissés à l'abandon, établissements humains à forte densité...) et déterminer le degré de risque (élevé, moyen ou faible) selon les critères généraux définis par l'Agence fédérale pour la protection de l'environnement des États-Unis (USEPA).

Il s'agit là d'une sorte d'AVTI, mais qui n'est pas réalisée à la bonne échelle. Selon la terminologie de l'AVTI, la « zone à risque » est l'aquifère alluvial et la « zone d'émission » est la plaine de la Willamette. Étant donné la connectivité entre l'aquifère alluvial et la rivière Willamette, une gestion des risques axée sur cet aquifère favoriserait des synergies entre les mesures de protection de la qualité des eaux souterraines et celles visant à protéger la qualité des eaux de surface (comme les CJMT).

### Encadré 3.1. Voies de recharge des eaux souterraines dans le bassin de la Willamette (Oregon)

Conlon et al. (2005) ont estimé les voies de recharge de l'aquifère de Willamette au moyen d'un modèle précipitations-ruissellement (*Precipitation-Runoff Modelling System*, PRMS). Il en ressort que la recharge des eaux souterraines a lieu en grande partie dans le secteur de la chaîne côtière, ainsi que dans la partie occidentale et la partie haute de la chaîne des Cascades. Cependant, selon toute vraisemblance, les eaux pluviales ne s'infiltrent qu'à une faible profondeur avant de rejoindre les cours d'eau de ces secteurs. Considérée au niveau du bassin, cette infiltration n'est pas une recharge des eaux souterraines, mais un écoulement superficiel dans la zone pédologique. Dans ces conditions, la majeure partie des précipitations qui s'abattent sur le secteur de la chaîne côtière et sur la partie occidentale et la partie haute de la chaîne des Cascades se déverse dans les cours d'eau de ces secteurs et n'alimente guère les eaux souterraines de la plaine (Graphique 3.10). Par conséquent, la recharge des nappes souterraines peu profondes de la plaine se fait localement.

Graphique 3.10. Hydrologie du bassin de la Willamette



Note : Le bassin de la Willamette comporte une plaine située entre la chaîne côtière et la chaîne des Cascades.

Source : Conlon et al. (2005).

### 3.2.4 Utilité des AVTI pour l'action publique en matière de gestion des risques de pollution de l'eau

L'exemple des « zones mortes océaniques » permettra d'illustrer l'utilité des AVTI pour l'action publique en matière de gestion des risques de pollution de l'eau. Ces zones ne cessent de gagner du terrain, y compris dans la zone OCDE, de sorte que l'identification des sources d'éléments nutritifs qui en sont à l'origine est une priorité (Graphique 3.2).

#### **Encadré 3.2. Il est largement établi que les zones mortes océaniques connaissent une extension rapide**

Lorsque l'apport en oxygène dans les eaux de fond s'amenuise, les concentrations peuvent tomber en dessous des niveaux nécessaires au maintien de la vie animale. On parle alors d'« hypoxie ». Les zones hypoxiques sont parfois appelées « zones mortes », terme employé pour la première fois pour qualifier la zone hypoxique du nord du golfe du Mexique, où aboutissent de grandes quantités d'éléments nutritifs en provenance des bassins du Mississippi et de l'Atchafalaya (Rabalais et al., 2010). Les captures des chalutiers sur ces lieux de pêche sont dérisoires, voire nulles.

Les zones mortes océaniques sont étroitement liées aux activités humaines. Leur répartition dans le monde est en relation avec les grands foyers de population et les grands bassins hydrographiques qui exportent des quantités massives d'éléments nutritifs.

Les effets environnementaux néfastes des zones mortes sont la disparition d'habitats, la mortalité directe, la diminution des ressources alimentaires et l'altération des migrations de nombreuses espèces de poissons (de fond et pélagiques) (Breitburg et al., 2009). L'augmentation du volume d'éléments nutritifs a aussi des répercussions sur la composition du phytoplancton (Turner et al., 1998). En outre, les zones mortes perturbent les services écosystémiques comme les cycles des éléments nutritifs (Sturdivant et al., 2012).

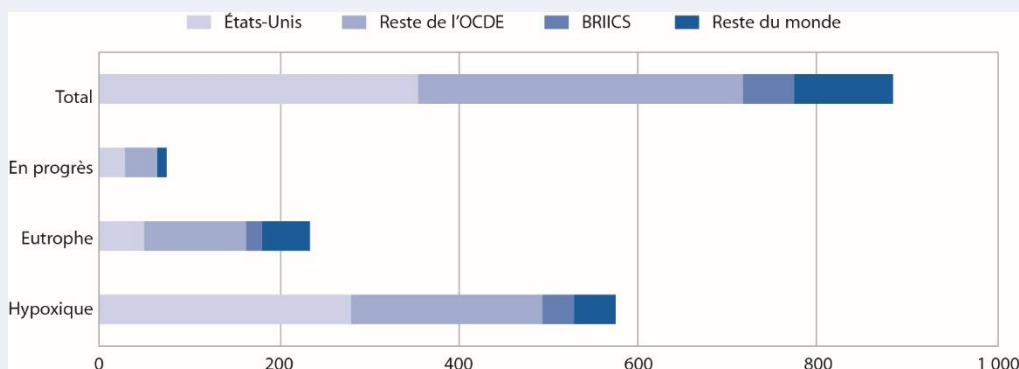
Les zones mortes varient avec les saisons. Aux latitudes tempérées, les eaux de fond peuvent rester hypoxiques de quelques heures à plusieurs mois pendant l'été et l'automne. Heureusement, les systèmes marins côtiers peuvent être remis en état si des efforts soutenus sont faits pour réduire les charges en éléments nutritifs. Cependant, lorsqu'une zone morte apparaît dans un écosystème marin côtier, le phénomène se répète souvent tous les ans (Baird et al., 2004).

Les données disponibles sur les zones mortes montrent clairement que la fertilité de beaucoup d'écosystèmes côtiers a commencé à s'accroître rapidement il y a une cinquantaine d'années. À la fin des années 60, des zones mortes étaient signalées çà et là en Amérique du Nord et en Europe septentrionale (Diaz et al., 2013). Deux décennies plus tard, à l'orée des années 90, elles étaient devenues monnaie courante dans ces mêmes secteurs et au Japon (ibid.). Dans les années 2000, elles ont ensuite gagné l'Amérique du Sud, l'Europe méridionale et l'Australie (ibid.).

Au niveau mondial, quelque 884 zones côtières subissant les effets d'une eutrophisation ont été recensées ; parmi elles, 576 connaissent des problèmes d'hypoxie, 234 sont sous la menace de tels problèmes et 74 peuvent être considérées comme étant en voie de retour à la normale grâce à des mesures de gestion des éléments nutritifs (Graphique 3.11). À ce chiffre s'ajoutent probablement de nombreuses zones hypoxiques dans les régions tropicales qui n'ont pas été répertoriées parce que les capacités scientifiques nécessaires à leur détection font défaut sur place (Altieri et al., 2017). On estime que plus de 10 % des récifs coralliens sont soumis à un fort risque d'hypoxie (ibid.).

Les zones mortes océaniques sont particulièrement vulnérables au changement climatique : d'après Altieri et Gedan (2015), quasiment toutes se trouvent dans des régions qui connaîtront une hausse des températures d'au moins 2 °C d'ici à la fin du siècle. La modification du climat aggrave les situations d'hypoxie en augmentant la température des océans, leur acidification et leur niveau, et en renforçant les précipitations, les vents et les tempêtes.

**Graphique 3.11. Répartition des zones mortes océaniques**



- Hypoxique - employé pour désigner des zones dont des données scientifiques démontrent que l'hypoxie a été provoquée au moins en partie par une surabondance d'azote et de phosphore. C'est ce qu'on appelle des « zones mortes ».
- Eutrophe - employé pour désigner des zones dans lesquelles on observe les effets de l'eutrophisation : taux élevés d'azote et de phosphore, taux élevés de chlorophylle a, proliférations algales nocives, modification des communautés benthiques, atteintes aux récifs coralliens, destruction des poissons... Ce sont des zones qui risquent de devenir hypoxiques. Certaines le sont peut-être déjà, mais on ne dispose pas de données scientifiques suffisantes pour se prononcer.
- En progrès - employé pour désigner des zones qui ont connu de faibles taux d'oxygène dissous et une situation d'hypoxie, mais dont l'état s'améliore à présent.
- BRIICS - Brésil, Russie, Inde, Indonésie, Chine et Afrique du Sud.

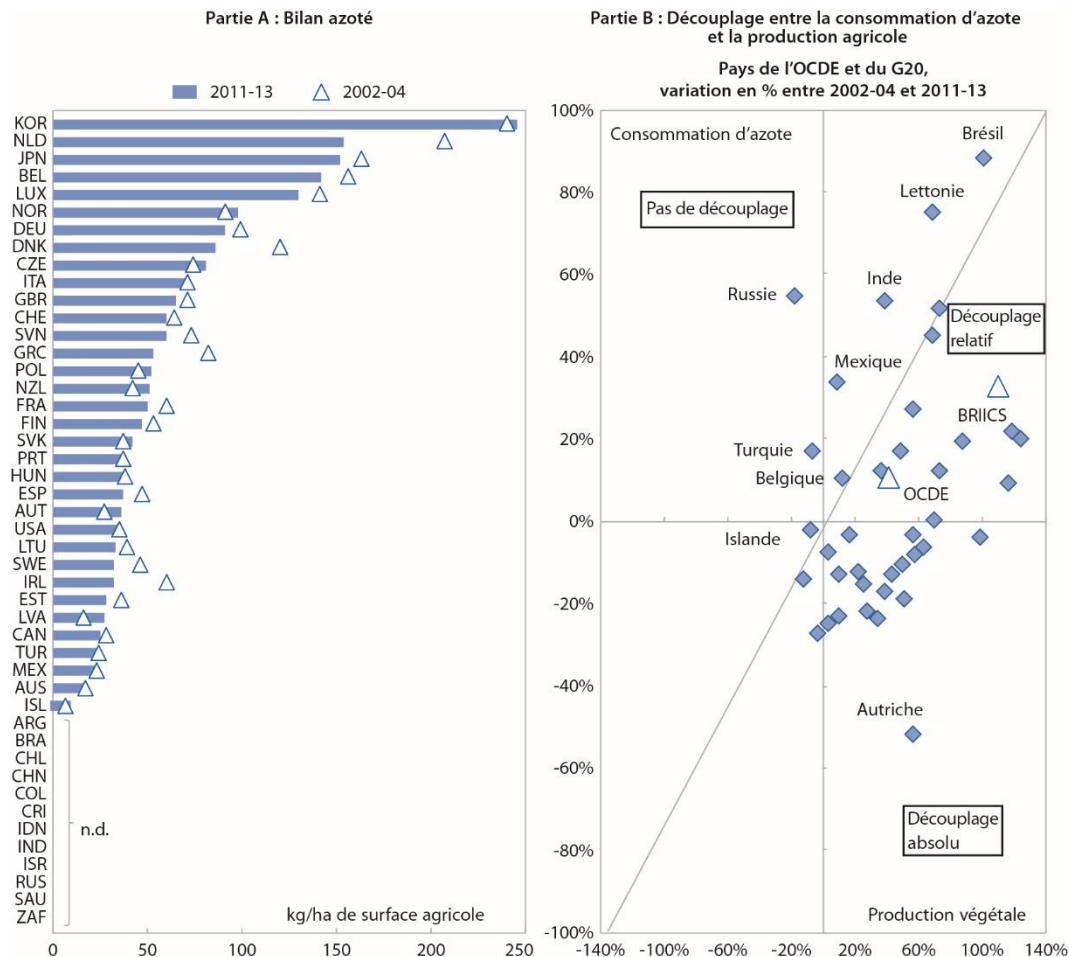
Source : Données recueillies par Robert Diaz, Virginia Institute of Marine Science, situation au 22 juin 2018.

PNUE (2012) fait le lien entre la formation de zones mortes dans l'océan et l'essor des régions agricoles, l'urbanisation et l'aménagement des côtes. Selon PNUE (2012), « souvent inefficace, l'utilisation d'engrais apporte de l'azote et du phosphore aux cours d'eau et aux eaux souterraines, qui, ajoutés aux éléments nutritifs provenant des effluents d'élevage et des eaux usées insuffisamment

traitées, accroissent considérablement la quantité des éléments nutritifs rejetés dans les eaux côtières directement et par l'intermédiaire des cours d'eau qui reçoivent les rejets des foyers de population et de l'agriculture en amont ».

Les zones mortes demeurent un motif de préoccupation même dans les pays de l'OCDE, où l'efficacité d'utilisation de l'azote et les bilans azotés ont pourtant été améliorés dans les années 2000 en agriculture (Graphique 3.12). Comme dans le cas déjà évoqué de la baie de Chesapeake (voir section 3.2.1), la formation de zones mortes n'est pas seulement le fait de l'agriculture ou des sources terrestres. Une analyse des origines de l'azote apporté dans les eaux marines par les cours d'eau montre que la part cumulée des dépôts atmosphériques et de la fixation biologique naturelle dépasse en fait celle des apports agricoles, et que les eaux usées sont responsables de la plus faible proportion (Tableau 3.3)<sup>21</sup>. Il est indispensable d'identifier les différentes sources d'azote, leurs périmètres d'émission et les outils permettant de maîtriser efficacement le risque de zones mortes qu'elles entraînent – un rôle taillé sur mesure pour l'AVTI.

**Graphique 3.12. Azote agricole dans la zone OCDE : moins d'excédents et une utilisation plus efficiente**



Partie A : Bilan national à la surface du sol.

Partie B : Consommation d'engrais commerciaux en kg/ha de surface agricole. Valeur de la production végétale en USD aux prix et parités de pouvoir d'achat de 2010. OCDE hors République tchèque.

Source : OCDE (2017).



**Tableau 3.3. Origine de l'azote exporté vers les eaux côtières par les cours d'eau**

(Millions de tonnes d'azote)

Région	2000				2030				Variation en % (total)	
	Dépôts et production naturelle <sup>1</sup>	Agriculture <sup>2</sup>	Eaux usées <sup>3</sup>	Total	Dépôts et production naturelle <sup>1</sup>	Agriculture <sup>2</sup>	Eaux usées <sup>3</sup>	Total	1970-2000	2000-30
OCDE	6.4	4.4	1.8	12.7	5.7	4.3	2.0	12.0	10	-5
BRIC	11.9	8.7	1.4	21.9	9.0	12.9	2.4	24.3	57	11
Rdm	12.7	5.0	1.0	18.6	10.8	6.5	1.6	18.9	26	2
Monde	30.9	18.0	4.1	53.1	25.4	23.7	6.0	55.2	33	4
<i>Monde (%)</i>	<i>58</i>	<i>34</i>	<i>8</i>	<i>100</i>	<i>46</i>	<i>43</i>	<i>11</i>	<i>100</i>		

BRIC : Brésil, Russie, Inde, Chine. Rdm : reste du monde, soit tous les pays sauf les membres de l'OCDE et les BRIC.

1. Dépôts d'azote et fixation biologique naturelle (dans les zones non cultivées)

2. Excédent d'azote dans les zones cultivées.

3. Effluents azotés de l'assainissement collectif.

Source : OCDE (2008).

## Notes

<sup>1</sup> En 2009, quelque 48 % des écosystèmes terrestres naturels et semi-naturels d'Allemagne étaient touchés par l'eutrophisation et 8 %, par l'acidification (SRU, 2015).

<sup>2</sup> Par exemple, beaucoup de masses d'eau souterraines n'affichent toujours pas un bon état chimique au sens de la directive-cadre sur l'eau de l'UE (DCE) en raison d'une trop forte concentration de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) (>50 mg/l). De même, beaucoup de cours d'eau dépassent la valeur de 2.5 mg/l de  $\text{NO}_3^-$  qui caractérise un bon état chimique selon la DCE, et du fait de modifications de la morphologie et de l'eutrophisation, très peu atteignent un bon état écologique.

<sup>3</sup> Par exemple, l'eutrophisation reste problématique presque partout en mer Baltique (HELCOM, 2013).

<sup>4</sup> [www.aerius.nl/files/media/Publicaties/Documenten/aerius\\_the\\_calculation\\_tool\\_of\\_the\\_dutch\\_integrated\\_approach\\_to\\_nitrogen.pdf](http://www.aerius.nl/files/media/Publicaties/Documenten/aerius_the_calculation_tool_of_the_dutch_integrated_approach_to_nitrogen.pdf).

<sup>5</sup> Le  $\text{NO}_2$  nuit directement à la santé humaine (voir annexe A).

<sup>6</sup> [europa.eu/rapid/press-release\\_IP-17-238\\_fr.htm](http://europa.eu/rapid/press-release_IP-17-238_fr.htm).

<sup>7</sup> Jusqu'à présent, le niveau des émissions de  $\text{NO}_x$  était principalement calculé en collectant des données dans des installations d'essai, puis en les extrapolant à l'aide de modèles. Toutefois, le volume des émissions quotidiennes d'un véhicule est fonction de nombreux facteurs, par exemple des habitudes individuelles de conduite.

<sup>8</sup> En 2014, 16 % de la population urbaine de l'UE-28 ont été exposés à des concentrations de particules grossières ( $\text{PM}_{10}$ ) supérieures aux valeurs limites de l'UE ; dans le cas des particules fines ( $\text{PM}_{2.5}$ ), le pourcentage était de 8 %. Ces proportions grimpent à 50 % et 85 % si l'on se réfère aux valeurs guides de l'OMS, qui sont plus strictes (AEE, 2016).

<sup>9</sup> Même si une baisse des émissions ne se traduit probablement pas par une décre proportionnelle et linéaire des dépôts. À titre d'exemple, une diminution des émissions de  $\text{NO}_x$  de 50 % devrait normalement déboucher sur un recul d'environ 35 % de la concentration et des dépôts de  $\text{NO}_3^-$  (USEPA-SAB, 2011).

<sup>10</sup> En 2014, 8 % de la population urbaine de l'UE-28 étaient exposés à des concentrations d'ozone supérieures aux valeurs cibles de l'UE, et 96 % à des concentrations supérieures aux valeurs guides de l'OMS pour la qualité de l'air, qui sont plus strictes (AEE, 2016).

<sup>11</sup> Les concentrations d'ozone troposphérique culminent en été. La variabilité est très forte d'un jour à l'autre en fonction des conditions météorologiques : l'ozone troposphérique est plus présent en conditions de masses d'air stagnantes associées à une forte inversion de subsidence.

<sup>12</sup> À proximité des sources d'émission, les  $\text{NO}_x$  réduisent l'ozone troposphérique par titration, tandis que l'on observe une formation nette d'ozone troposphérique sous le vent à distance des sources de  $\text{NO}_x$ , en fonction de la température et de la dispersion atmosphérique.

<sup>13</sup> Le modèle des bassins d'air combine un modèle de régression des dépôts humides avec les estimations du CMAQ concernant les dépôts secs. Le CMAQ (pour Community Multiscale Air Quality Model) couvre le continent nord-américain avec une résolution de 36 x 36 km, une résolution supérieure (12 x 12 km) étant utilisée pour le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake.

<sup>14</sup> Le modèle du bassin hydrographique a été mis au point en 1982 et en est maintenant à sa cinquième extension.

<sup>15</sup> Le modèle WQSTM suit aussi le transport des sédiments et leur resuspension, en modélisant les vagues dans l'estuaire de la baie.

<sup>16</sup> Le règlement sur la pollution atmosphérique inter-États vise la pollution atmosphérique produite dans les États en amont qui est entraînée en dehors de leur territoire et détériore la qualité de l'air dans les États sous le vent. Il a remplacé le règlement sur la qualité de l'air inter-États en 2015.

<sup>17</sup> Conformément aux plans de mise en œuvre des normes nationales de qualité de l'air ambiant que sont tenus d'adopter les États.

<sup>18</sup> Pour autant que les charges en azote dans le lac proviennent principalement des terres agricoles.

<sup>19</sup> Dans l'Oregon, les puits privés ne sont pas soumis aux lois destinées à protéger l'eau potable. Par conséquent, leurs propriétaires ne sont pas tenus de respecter les normes relatives à l'eau potable (et ignorent souvent que l'eau est contaminée, le  $\text{NO}_3^-$  étant inodore, incolore et sans saveur).

<sup>20</sup> Il a été largement démontré que les concentrations élevées de  $\text{NO}_3^-$  sont liées aux alluvions qui se trouvent en bordure de la rivière, dans la zone inondable centennale.

<sup>21</sup> Le poids relatif des sources agricoles devrait augmenter d'ici à 2030 en cas de politiques inchangées (tableau 3.3).

## Références

- AEE (2016), *Air Quality in Europe — 2016 Report*, EEA Report n° 28/2016, Agence européenne pour l'environnement, Copenhague, [doi.org/10.2800/80982](https://doi.org/10.2800/80982).
- Altieri, A. et al. (2017), « Tropical Dead Zones and Mass Mortalities on Coral Reefs », *Proc. Natl. Acad. Sci. U S A.*, vol. 114, n° 14.
- Altieri, A. et K. Gedan (2015), « Climate Change and Dead Zones », *Global Change Biology*, vol. 21, n° 4.
- Anastasiadis, S. et al. (2013), « Does Complex Hydrology Require Complex Water Quality Policy? », *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 58, n° 1, [doi.org/10.1111/1467-8489.12024/epdf](https://doi.org/10.1111/1467-8489.12024/epdf).
- Anastasiadis, S. et al. (2011), « Does Complex Hydrology Require Complex Water Quality Policy? NManager Simulations for Lake Rotorua », Working Paper 11-14, Motu Economic and Public Policy Research, Wellington, [doi.org/10.2139/ssrn.1975569](https://doi.org/10.2139/ssrn.1975569).
- Baird, D. et al. (2004), « Consequences of Hypoxia on Estuarine Ecosystem Function: Energy Diversion from Consumers to Microbes », *Ecological Applications*, vol. 14, n° 3.
- Breitburg, D. et al. (2009), « Hypoxia, Nitrogen, and Fisheries: Integrating Effects Across Local and Global Landscapes », *Annual Review of Marine Science*, vol. 1.
- Conlon, T. et al. (2005), *Ground-Water Hydrology of the Willamette Basin, Oregon, U.S.* Geological Survey, Scientific Investigations Report 2005–5168.
- Cooper, O. et al. (2014), « Global Distribution and Trends of Tropospheric Ozone: An Observation-based Review », *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 2, n° 29.
- Cox, T. et al. (2013), « An Integrated Model for Simulating Nitrogen Trading in an Agricultural Catchment with Complex Hydrogeology », *Journal of Environmental Management*, vol. 127, 30 septembre 2013, [doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.022](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.022).
- Diaz, R. et al. (2013), « Hypoxia », in *Managing Ocean Environments in a Changing Climate*, Noone, K. et al. (dir. pub.), Elsevier, New York.
- Díaz, R. et R. Rosenberg (2008), « Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems », *Science*, vol. 321.
- Djambazov, G. et K. Pericleous (2015), « Modelled Atmospheric Contribution to Nitrogen Eutrophication in the English Channel and the Southern North Sea », *Atmospheric Environment*, vol. 102, [do.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.071](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.071).
- Drummond, P. et al. (2015), « Policy Instruments to Manage the Unwanted Release of Nitrogen into Ecosystems – Effectiveness, Cost-Efficiency and Feasibility », note présentée au Groupe de travail sur la biodiversité, l'eau et les écosystèmes lors de sa réunion des 19-20 février 2015, ENV/EPOC/WPBWE(2015)8.
- Gauger, T. (2017), « Reaktiver Stickstoff in der Atmosphäre von Baden-Württemberg - Interimskarten der Ammoniakkonzentration und der Stickstoffdeposition (Depositionsbericht 2017) », chapitre 1-4, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, ID U46-S7-J16, Ministère de l'Environnement, du Climat et de l'Énergie (dir. pub.), Bade-Wurtemberg, Karlsruhe, Allemagne, <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/121207/U46-S7-J16.pdf?command=downloadContent&filename=U46-S7-J16.pdf&FIS=91063>.

- HELCOM (2013), *Summary Report on the Development of Revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and Updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan*, Helsinki Commission, Helsinki.
- Karl, T. et al. (2017), « Urban Eddy Covariance Measurements Reveal Significant Missing NO<sub>x</sub> Emissions in Central Europe », *Scientific Reports*, vol. 7, article n° 2536, [doi.org/10.1038/s41598-017-02699-9](https://doi.org/10.1038/s41598-017-02699-9).
- Linker, L. et al. (2016), « Integrating Air and Water Environmental Management in the Chesapeake Bay Program », 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.
- LUBW (2018), « StickstoffBW », Institut régional de l'environnement, de l'étude et de la protection de la nature du Bade-Wurtemberg (dir. pub.), <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/medienuebergreifende-umweltbeobachtung/stickstoffbw>.
- LUBW (2016), « Beurteilung der Stickstoffdeposition in Baden-Württemberg -- Kurzmitteilung 1/2016 für eine zwischen Bund und Ländern abgestimmte Stickstoffstrategie », Institut régional de l'environnement, de l'étude et de la protection de la nature du Bade-Wurtemberg, Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, ID U10-S7-J16, ministère de l'Environnement, du Climat et de l'Énergie du Bade-Wurtemberg et ministère fédéral des Transports et de l'Infrastructure Numérique, Bade-Wurtemberg (dir. pub.), Karlsruhe, Allemagne, [www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/116484/U10-S7-J16.pdf?command=downloadContent&filename=U10-S7-J16.pdf](http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/116484/U10-S7-J16.pdf?command=downloadContent&filename=U10-S7-J16.pdf).
- Ministère néerlandais des affaires économiques (2015), site web du Programma Aanpak Stikstof, [pas.natura2000.nl/](http://pas.natura2000.nl/) (consulté le 27 janvier 2017).
- OCDE (2017), *Green Growth Indicators 2017*, Éditions OCDE, Paris, [doi.org/10.1787/9789264268586-en](https://doi.org/10.1787/9789264268586-en).
- OCDE (2015), *Panorama de l'environnement 2015 : les indicateurs de l'OCDE*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264255531-fr>.
- OCDE (2012), *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050*, Éditions OCDE, Paris, [https://doi.org/10.1787/env\\_outlook-2012-fr](https://doi.org/10.1787/env_outlook-2012-fr).
- OCDE (2008), *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2030*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264040502-fr>.
- Pinho, P. et al. (2016), « Mapping Portuguese Natura 2000 Sites in Risk of Biodiversity Change Caused by Nitrogen Pollution », contribution à l'Atelier mixte sur l'azote OCDE/Équipe spéciale de l'azote réactif, Paris, 9-10 mai 2016, Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes et CERENA, Lisbonne, Portugal.
- PNUE (2012), *Green Economy in a Blue World*, PNUE, FAO, OMI, PNUD, UICN, WorldFish Center, GRID-Arendal, [undp.org/content/dam/undp/library/EnvironmentandEnergy/WaterandOceanGovernance/Green\\_Economy\\_Blue\\_Full.pdf](http://undp.org/content/dam/undp/library/EnvironmentandEnergy/WaterandOceanGovernance/Green_Economy_Blue_Full.pdf).
- PRIMEQUAL (2015), *Agriculture et Pollution de l'Air : Impacts, Contributions, Perspectives, État de l'Art des Connaissances*, plaquette résumant un séminaire national organisé le 2 juillet 2014 réunissant des experts du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie et de l'Institut

- national de la recherche agronomique, Programme de Recherche Inter-organisme pour une Meilleure Qualité de l'Air.
- Rabalais, N. et al. (2010), « Dynamics and Distribution of Natural and Human-caused Hypoxia », *Biogeosciences*, vol. 7.
- Roy, R. et N. Braathen (2017), « The Rising Cost of Ambient Air Pollution thus far in the 21st Century: Results from the BRIICS and the OECD Countries », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 124, Éditions OCDE, Paris, [doi.org/10.1787/d1b2b844-en](https://doi.org/10.1787/d1b2b844-en).
- Salomon, M. et al. (2016), « Towards an Integrated Nitrogen Strategy for Germany », *Environmental Science & Policy*, vol. 55, janvier 2016.
- SRU (2015), *Nitrogen: Strategies for Resolving an Urgent Environmental Problem*, Sachverständigenrat für Umweltfragen [Conseil consultatif sur l'environnement], Berlin.
- Sturdivant, S. et al. (2012), « Bioturbation in a Declining Oxygen Environment, *in situ* Observations from Wormcam », *PLoS ONE*, vol. 7, n° 4.
- Thunis, P. et al. (2017), *Urban PM<sub>2.5</sub> Atlas - Air Quality in European Cities*, Commission européenne, Centre commun de recherche, JRC108595, EUR 28804 EN, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg.
- Turner, R. et al. (1998), « Fluctuating Silicate: Nitrate Ratios and Coastal Plankton Food Webs », *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.*, vol. 95, n° 22.
- USEPA-SAB (2011), *Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences and Management Options*, U.S. Environmental Protection Agency's Science Advisory Board, 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).
- Vieno, M. et al. (2016), « The UK Particulate Matter Air Pollution Episode of mars-avril 2014: More than Saharan Dust », *Environmental Research Letters*, vol. 11, n° 4.



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), « Exemples d'analyses voies de transfert-impact et de leur traduction sur le plan de l'action publique », dans *Human Acceleration of the Nitrogen Cycle : Managing Risks and Uncertainty*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/5a6d7d60-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](mailto: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](mailto:info@copyright.com) ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) [contact@cfcopies.com](mailto:contact@cfcopies.com).