

Chapitre 7. Evaluation des flux de N et P issus de l'activité humaine vers le milieu aquatique et méthodes d'évaluation de l'impact d'eutrophisation résultant

Coordnatrice :

Lynda Aissani

Auteurs :

Lynda Aissani

Fabrice Béline

Catherine Boutin

Pascal Denoroy

Avec la contribution de :

Chantal Gascuel

Documentaliste:

Sybille de Mareschal

Pour citer ce chapitre :

Aissani L., Béline F., Boutin C., Denoroy P., 2017. Evaluation des flux de N et P issus de l'activité humaine vers le milieu aquatique et méthodes d'évaluation de l'impact d'eutrophisation résultant. Pages 790-850, In : L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport d'Expertise scientifique collective, Rapport CNRS- Ifremer-INRA-Irstea (France), 1283 pages.

Sommaire

7.1. Bilan des flux azotés et phosphorés générés par l'activité humaine et participant à l'eutrophisation – Identification et quantification des sources	792
7.1.1. Quantification des flux lors de la production et de la gestion des effluents domestiques.....	793
7.1.1.1. Eléments d'introduction et constitution du corpus bibliographique.....	793
7.1.1.2. Flux journaliers de phosphore et d'azote entrant en station d'épuration.....	794
7.1.1.3. Traitement du phosphore et de l'azote en station d'épuration	797
7.1.2. Quantification des flux de l'élevage lors de la production et de la gestion des déjections animales	800
7.1.2.1. Eléments d'introduction et constitution du corpus	800
7.1.2.2. Origines, facteurs de variation et méthodologies de quantification des flux de N et P dans les déjections animales.	801
7.1.2.3. Flux de N et P, facteurs de variation et méthodologies de quantification au cours du stockage/traitement des déjections animales.....	803
7.1.2.4. Inventaires et modélisations des flux de N et P au cours de la gestion des déjections animales	807
7.1.2.5. Conclusions	809
7.1.3. Déterminismes et quantification des flux d'azote et de phosphore liés à la production végétale et à la fertilisation organique et minérale des cultures	811
7.1.3.1. Eléments d'introduction et constitution du corpus bibliographique.....	811
7.1.3.2. N et P dans l'écosystème agricole et au-delà	813
7.1.3.3. L'azote agricole : mécanismes d'émission des flux d'azote	814
7.1.3.4. Le phosphore agricole : mécanismes d'émission des flux de phosphate	823
7.1.3.5. Eléments de bilan sur la gestion de la fertilisation à échelle nationale	826
7.2. Méthodes d'évaluation de l'impact potentiel d'eutrophisation à l'aide d'approches de type pression-impact.....	831
7.2.1. Eléments d'introduction et constitution du corpus.....	831
7.2.2. Modèles de quantification de l'impact potentiel d'eutrophisation par l'Analyse du Cycle de Vie (ACV)	832
7.2.2.1. Principe de calcul des impacts potentiels en ACV.....	832
7.2.2.2. Description des différents modèles	833
7.2.2.3. Enseignements	838
7.2.3. Modèles de quantification de l'impact potentiel d'eutrophisation via la méthodologie d'empreinte N	838
7.2.4. Autres modèles ou méthodologies d'évaluation	839
7.2.5. Conclusions	842
7.3. Références bibliographiques	843

7.1. Bilan des flux azotés et phosphorés générés par l'activité humaine et participant à l'eutrophisation – Identification et quantification des sources

L'eutrophisation est généralement liée à l'arrivée d'azote (N) et/ou de phosphore (P) dans le milieu aquatique, avec pour conséquence de modifier le statut trophique de ce milieu d'une façon indésirable. La population et les activités humaines génèrent des flux de N et P qui peuvent aboutir dans les eaux. Cette partie rappelle les mécanismes en cause et apporte des éléments de quantification de ces flux potentiels. Elle est divisée en trois parties, la première relative aux flux de N et P vers les milieux aquatiques et issus des effluents urbains, la seconde, aux flux de N et P issus de l'élevage, la troisième aux flux issus des parcelles agricoles (par lesquelles transite la quasi-totalité des effluents d'élevage).

Les précédentes ESCO « flux d'azote liés aux élevages » (2012) et « MAFOR, matières fertilisantes d'origine résiduaire » (2014) ont déjà apporté des informations permettant d'appréhender une partie des flux dans les écosystèmes agricoles, pour N dans la première ESCo, pour N et P pour la seconde.

Cette partie a pour objectif de réaliser un bilan des apports azotés et phosphorés générés par l'activité humaine et contribuant potentiellement à l'eutrophisation des eaux douces et marines. Deux sources principales ont été identifiées : le traitement des eaux usées et la production agricole.

Concernant les eaux usées, l'azote et le phosphore résiduels après traitement peuvent être directement rejetés dans les eaux. Ces eaux usées peuvent être de diverses provenances notamment domestiques, pluviales ou industrielles. En agglomération, il est fréquent qu'une partie des pollutions industrielles soit rejetée au réseau collectif. Ce rejet au réseau collectif pour complément de traitement est défini très précisément dans une convention (avec enjeu financier) entre industriel et maître d'ouvrage du réseau. Les flux générés par les activités économiques du secteur tertiaire ou des industries sont difficilement documentés du fait de leur spécificité. L'ensemble de ces sources génèrent une grande variabilité des sources entrantes en stations d'épuration qui, selon les exigences de leur cahier des charges, sont dimensionnées pour répondre aux objectifs de traitement dans les diverses situations, notamment climatiques (temps sec, temps de pluie, etc.). Dans ce chapitre, les eaux usées industrielles (d'industries agroalimentaires en particulier, *a priori* riches en nutriments) n'ont pas été étudiées faute d'expert ; les eaux issues des réseaux exclusivement pluviales non plus. L'analyse est donc centrée sur les pollutions issues des effluents domestiques

Concernant la production agricole (traitement des effluents d'élevage et fertilisation), l'hypothèse faite est qu'il n'y a pas de déversement d'effluent directement dans les cours d'eaux (sauf déjection ponctuelle d'animaux en plein air) et que le recyclage des effluents d'élevage vers les sols est donc intégral. Les flux d'azote et de phosphore potentiellement eutrophisants sont alors les nitrates, les phosphates ou leurs formes organiques quittant la zone d'enracinement des cultures annuelles, pérennes ou prairies (y compris via le drainage artificiel) ou quittant la parcelle agricole du fait de l'érosion (ruissellement de surface, ...). Il faut y ajouter les pertes atmosphériques notamment sous forme d'ammoniaque retombant dans et à proximité des cours d'eau et milieu marins.

Chacune de ces sources de rejets d'azote et de phosphore vont faire l'objet d'une analyse propre dans la suite de ce chapitre.

7.1.1. Quantification des flux lors de la production et de la gestion des effluents domestiques

Catherine Boutin

Irstea

7.1.1.1. *Éléments d'introduction et constitution du corpus bibliographique*

Au début du siècle dernier, la collecte des eaux usées a largement contribué à améliorer les conditions d'hygiène dans les villes à forte densité de population. Progressivement, les réseaux de collecte ont maillé la plupart du territoire. Des ouvrages de traitement des eaux usées, qu'ils soient gérés de manière collective ou individuelle, ont également été installés.

L'unité de pollution utilisée classiquement dans le traitement des eaux usées est l'Equivalent Habitant (EH). Il est défini, à l'aide d'un unique paramètre, par la directive n° 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires comme « la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO₅) de 60 grammes d'oxygène par jour ». Ce paramètre est le reflet d'une pollution principalement liée à la matière carbonée c'est à dire d'origine organique. Pour autant, l'élimination de la pollution en station d'épuration ne se quantifie pas à l'aide de cet unique paramètre. De façon schématique, la pollution particulaire est caractérisée par les Matières en Suspension (MES), la pollution carbonée par la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et la DBO₅.

En ce qui concerne le phosphore, les mesures analytiques portent sur le phosphore total (Pt) et la forme ionique dissoute (orthophosphates : P-PO₄³⁻) dont on déduit par différence le phosphore organique particulaire. Les méthodes analytiques courantes ne mesurent pas la fraction organique dissoute.

En ce qui concerne l'azote, les mesures de l'azote Kjeldahl (NK) et des formes ioniques dissoutes individuellement (ammonium : N-NH₄⁺, nitrites : N-NO₂⁻, nitrates : N-NO₃⁻) permettent d'identifier et/ou de calculer toutes les formes de ce paramètre dont l'azote organique (Norg) et l'azote global (Ngl). C'est par comparaison entre les compositions des intrants et du rejet que l'on caractérise finement les degrés de nitrification et dénitrification au sein de l'ouvrage de traitement.

La constitution du corpus bibliographique s'est centrée autour de deux approches:

1/ d'une part, la recherche d'articles scientifiques traitant de la pollution résiduelle en azote et en phosphore des stations d'épuration.

Les requêtes ont été menées dans le Web of Sciences et dans Sherlock.

La première requête bibliographique a associé les mots clés relatifs à l'azote et au phosphore avec ceux de stations d'épuration (wastewater treatment plant) et de la pollution domestique (municipale wastewater) :

TOPIC = ((nitrog* OR phosphor*) AND ("waste water treatment plant" OR "wastewater treatment plant") AND ("municipal waste water" OR "municipal wastewater")).

Les 64 références obtenues n'étaient pas pertinentes pour la présente analyse, il s'agissait d'articles très technologiques relatifs à certains procédés de traitement.

Une deuxième requête ne spécifiant plus l'origine domestique de la pollution de l'eau a donc été lancée :

TOPIC: (nitrog* OR phosphor*) AND TOPIC: (wastewater OR "waste water" OR "waste water treatment plant" OR "wastewater treatment plant") NOT TITLE: (soil).

Elle a fourni 18 798 références, nombre qui se réduisait à 657 en se limitant aux articles de synthèse. A la lecture de leurs titres, il s'est avéré que ces références restaient également très technologiques, s'intéressant à des technologies d'épuration spécifiques.

C'est pourquoi la dernière requête a volontairement spécifié les notions de « caractérisation » des eaux usées et les 'unités de pollution (PE, capita) :

TS = (character* AND (domestic AND (waste water OR wastewater OR sewage)) AND (phosphor* OR nitrog* OR N OR P) AND raw AND ("person equivalent" OR "PE" OR capita)).

Au total, 4 articles pertinents pour la présente analyse ont été identifiés. Cinq références considérées comme les bases internationales de la modélisation du fonctionnement biologique des stations d'épuration ont par ailleurs été ajoutées.

2/ d'autre part, la recherche de documents permettant d'établir un bilan de la situation française des stations d'épuration. Cette recherche a été réalisée sur le portail Eau France, avec la requête suivante : « Assainissement AND (phosphor* OU azote OU bilan) »

Cette recherche a permis d'identifier 109 références, dont des synthèses techniques en langue française, peu diffusées sous un format universitaire classique (exemple rapports ONEMA). Une dizaine de ces documents ont été utilisés.

Les recherches bibliographiques effectuées illustrent le peu de littérature académique existant sur le sujet de la qualification des pollutions domestiques. L'analyse qui suit s'appuie sur l'utilisation de 19 références.

Glossaire des abréviations utilisées dans le texte. DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours, DCO : Demande Chimique en Oxygène, EH : Equivalent Habitant, MES : Matières En Suspension, NK : Azote Kjeldahl, N-NH₄⁺ : ions ammonium exprimés en mg de N/L, N-NO₂⁻ : ions nitrites exprimés en mg de N/L, N-NO₃⁻ : ions nitrates exprimés en mg de N/L, Norg : Azote organique, P-PO₄³⁻ : ions orthophosphates exprimés en mg de P/L, Pt : Phosphore total.

Nota bene : Attention, en traitement des eaux usées, toutes les valeurs s'expriment en masse élémentaire d'azote ou de phosphore. Lors de quantification en ammonium, nitrates, nitrites ou orthophosphates, il convient d'utiliser les facteurs de conversion calculés à partir des masses molaires.

7.1.1.2. Flux journaliers de phosphore et d'azote entrant en station d'épuration

7.1.1.2.1. Les ratios

Un grand nombre de scientifiques (Filali et al. 2015, Henze et al. 1996, Henze et al. 2008, Mercoiret 2010, Rieger et al. 2013, Stricker et al. 2010) utilise des ratios inter paramètres pour caractériser une eau usée domestique à traiter. Ces ratios, sans unité, sont des repères « universels » qui permettent de s'affranchir de nombreuses variabilités (facteur de dilution, etc.).

En ce qui concerne le phosphore, on retrouve communément le ratio DCO/Pt (Tableau 6.1) ; l'analyse de cinq références (Henze et al. 2008, Henze 1996, Mercoiret 2010, Strickler 2010, Filali et al. 2015) conduit à proposer la valeur de 58 comme moyenne dans une fourchette de variation très large : de 32 jusqu'à plus de 137. Le guide publié par l'International Water Association (IWA) de la modélisation des boues activées (Rieger et al. 2013) retient une moyenne à 62,5, légèrement plus forte, et variable dans une amplitude proche : de 40 jusqu'à 143.

En ce qui concerne l'azote, il s'agit des ratios DCO/NK et N-NH₄⁺/NK, reflet respectivement d'un équilibre entre les sources carbonées et azotées à dégrader et du degré initial de minéralisation des intrants azotés (Tableau 6.1). L'analyse des cinq références précitées conduit à proposer la valeur de 10,2 comme moyenne du ratio DCO/NK dans une fourchette de variation modérée : de 6,9 à 16,7. Le guide publié par l'IWA de la modélisation des boues activées (Rieger et al. 2013) retient des valeurs proches. L'analyse des cinq références conduit à proposer la valeur de 0,7 comme moyenne du ratio N-NH₄⁺/NK dans une fourchette de variation très réduite : de 0,6 à 0,8. Le guide de la modélisation des Boues Activées (Rieger et al. 2013) retient une amplitude légèrement plus large : de 0,5 à 0,9.

Tableau 6.1 : Ratios d'azote et de phosphore des eaux usées domestiques à traiter, à partir de l'analyse de cinq références retenues dans la présente contribution à l'ESCO, et à partir des données issues du guide publié par l'International Water Association (IWA).

	Phosphore		Azote				DCO/DBO ₅	
	DCO/Pt		DCO/NK		N-NH ₄ ⁺ /NK			
Source bibliographique	5 ref	IWA	5 ref	IWA	5 ref	IWA	5 ref	IWA
Moyenne	58	62,5	10,2	10,5	0,70	0,68	2,32	2,1
Mini	32	40	6,9	6,7	0,60	0,50	1,40	1,4
Max	137	143	16,7	20	0,80	0,90	3,20	3,0

En résumé, les données fournissant des formes de l'azote entrantes en station d'épuration via le réseau collectif sont concordantes entre elles et permettent d'affirmer que les ions ammonium sont largement dominants (70%) par rapport à l'azote organique. Nitrites et nitrates ne sont pas mentionnés dans la bibliographie car non quantifiables.

En ce qui concerne les masses polluantes par habitant de phosphore et d'azote à traiter, il n'est pas possible de les quantifier de façon fiable en utilisant ces ratios du fait de leurs variabilités.

7.1.1.2.2.Charge équivalente journalière par habitant

Le nombre théorique d'habitants raccordés au réseau et contribuant à la charge polluante à traiter est connu. De même, la charge polluante réelle à traiter peut-être connue sans difficulté majeure par des mesures conjointes des qualités et quantités d'eaux introduites. Par contre, le nombre d'habitants effectivement présents n'est que très rarement quantifié avec précision. Quelques rares études anciennes irlandaises et américaines et plus récentes en provenance d'Iran (Zanoni et al. 1972, Alexander 1976, Mesdaghinia 2015) ont tenté l'exercice, à partir de rejets de station d'épuration, de définir des charges polluantes par habitant. Ils obtiennent des charges phosphorées et azotées respectivement de 1,8 à 3,56 gP. j⁻¹ et 6.58 gN.j⁻¹ pour des charges DBO₅ évaluées à environ 45 gO₂.j⁻¹. Zanoni (1972) relate quelques travaux antérieurs, très anciens (de 1927 à 1968) et très peu nombreux (huit références) ; les valeurs initiales de DBO₅, de 1927, ont réellement diminué (de 118 g à 54 gO₂.j⁻¹) par rapport à l'estimation de 1968. Le Tableau 6.2 fournit des données issues de publications plus récentes (1997-2015) dont les amplitudes, même si elles restent fortes (pour le phosphore essentiellement) continuent à se réduire.

Tableau 6.2 : Charge équivalente journalière par habitant (g.j⁻¹.hab⁻¹). ^(a) en milieu rural ^(b) correspond à 1 EH.

	PT (P)		NK (N)		DBO ₅ (O ₂)	
	min	max	min	max	min	max
Henze et al. 1997	1,6	4,1	8,2	19,2	49,3	95,9
Henze et al. 2008	1,9	3,3	11,0	19,2	54,8	71,2
Mercoiret 2010	1,8		12.9		50,0 ^(a)	
Filali et al. 2015	1,7		15		60 ^(b)	

7.1.1.2.3.Approche physiologique

Les eaux usées d'une collectivité sont constituées de rejets :

- des maisons d'habitation avec :
 - des rejets d'origine physiologique (urine et fèces) dénommés « eaux vannes » et
 - des rejets liés à l'activité domestique (hygiène corporelle, alimentation, entretien) dénommés « eaux ménagères » ;
- des activités économiques du secteur tertiaire et de quelques industries.

Des scientifiques et des médecins ont étudié la quantification des rejets d'origine physiologique, dans la perspective éventuelle de réutiliser les sources de nutriments qu'ils contiennent.

L'urine fraîche en sortie de vessie est composée à plus de 95% d'eau. Les matières sèches sont réparties en moyenne à 60% de composés organiques et 40% de composés inorganiques. Parmi les composés organiques, plus de 60% est de l'urée, 20% des sels organiques d'ammonium (Kirchmann et al. 1995). L'urine est considérée comme une solution instable, due à l'hydrolyse de l'urée. L'urine fraîche est composée de 1,1 g de phosphore total sous forme phosphate et de 11,2 g d'azote total par jour par personne dont la majorité est sous forme d'urée alors que l'urine hydrolysée est composée de 0,7 g de phosphore total et de 7,7 g d'azote total par jour par personne (Jönsson et al. 2005).

Le phosphore contenu dans les fèces est principalement présent sous forme de phosphates de calcium ; une autre partie est contenue dans les composés organiques et dans les ions phosphates dissous pour une masse totale de 0,8 g de phosphore total par jour par personne (Vinnerås et al. 2002). L'azote contenu dans les matières fécales est majoritairement sous forme organique (fractions bactériennes, acide urique et enzymes). L'ammonium présent est issu de la dégradation de l'urée, d'acide aminés et des peptides pour une masse totale de 1,6 g d'azote total par jour par personne (Vinnerås et al. 2002).

Il ressort ainsi une masse journalière **d'origine physiologique de 1,4 g de phosphore total (dont 1,1 g de $P-PO_4^{3-}$) et 9,3 g d'azote total (dont 8,4 g de $N-NH_4^+$) par personne** (Eme et Boutin 2015). La matière organique correspondante est évaluée à 40 gO₂ de DBO₅ par jour et par personne. Des amplitudes de variation existent encore et, outre les différences de métabolismes humains et les difficultés intrinsèques à la méthodologie retenue pour la réalisation de telles mesures, elles s'expliquent par les habitudes alimentaires. Pour autant, ces apports peuvent être considérés comme des charges journalières minimales qu'il semble complexe à réduire.

7.1.1.2.4. Charge polluante dans les eaux ménagères

Une synthèse bibliographique récente (Eme et Boutin 2015) estime, après avoir souligné le peu de données disponibles (8 à 9 valeurs), à 0,2 g de P et 1,1 g de NGL par jour et par personne les masses correspondantes aux activités ménagères familiales.

7.1.1.2.5. Conclusion

En résumé, on retiendra les flux journaliers à traiter mentionnés dans le Tableau 6.3. Les flux globaux sont reconstitués pour une charge journalière de DBO₅ fixée à 60 g et correspondant à la définition d'un EH.

Selon les cas, et tout particulièrement en milieu rural, il est probable que ces flux à traiter et collectés en station d'épuration soient surestimés du fait entre autre, des activités professionnelles des individus à une distance non négligeable de leur domicile. Les émissions rejoignent alors un autre réseau de collecte, de milieu urbain par exemple.

Tableau 6.3 : Flux journaliers d'azote et de phosphore par personne ($g \cdot j^{-1} \cdot hab^{-1}$). ^(a) correspond à 1 EH.

	PT (P)	NK (N)	DBO ₅ (O ₂)
D'après Filali et al. 2015	1,7	15	60 ^(a)
dont d'origine physiologique	1,4	9,3	40

Les flux générés par les activités économiques du secteur tertiaire ou de quelques industries ne sont pas documentés du fait de leur spécificité. En première approche, les flux respectifs de phosphore et

d'azote sont estimés par différence à 0,4 g de P et 5,6 g de N par personne et par jour, sur la base de l'hypothèse que ces activités aient effectivement été intégrées dans l'évaluation de la masse de l'EH.

7.1.1.3. Traitement du phosphore et de l'azote en station d'épuration

Le besoin d'épuration des eaux usées est la conséquence directe de la concentration des charges polluantes en un point de rejet suite à l'établissement d'un réseau d'assainissement. Ceux-ci étaient déjà mis en place dans l'antiquité, en particulier dans les cités romaines, avec comme premier objet l'évacuation des eaux pluviales et un usage secondaire du « tout à l'égout » (Duchêne 2005). Depuis les années 1970, en France, le parc des stations d'épuration collective se complète d'année en année (Figure 6.1).

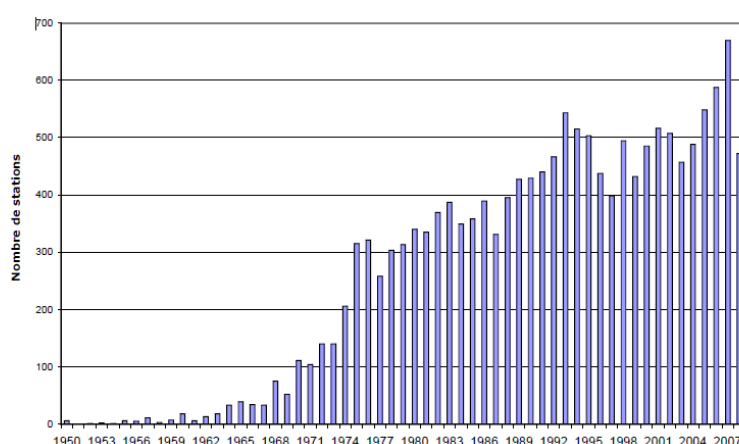


Figure 6.1 : Evolution du parc de station d'épuration mises en service chaque année. Source : Hocquet et al., 2010.

Au 1^{er} mars 2010, la base de données nationale sur l'assainissement collectif compte 18 637 stations de traitement des eaux usées sur l'ensemble du territoire français (métropole et DOM) pour une capacité de traitement de 75 millions d'EH. L'essentiel de la pollution (81,1 %) est traitée par seulement 1 227 stations de traitement des eaux usées d'une capacité supérieure ou égale à 10 000 EH. L'ensemble des stations de traitement des eaux usées de moins de 2 000 EH, bien que représentant près de 80 % du nombre total du parc (14 695 stations), ne traite que 6 % de la pollution totale traitée. Les stations de traitement des eaux usées d'une capacité inférieure à 200 EH, bien que nombreuses (c'est-à-dire plus de 4300 unités) ne traitent que 0,3 % de la pollution totale traitée (Figure 6.2).

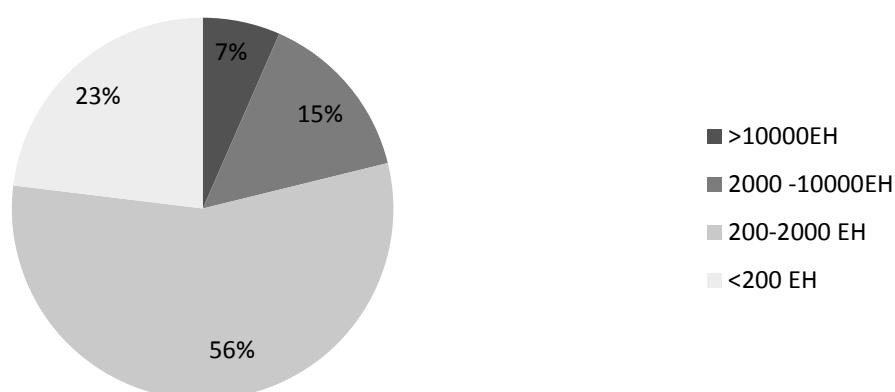


Figure 6.2 : Répartition du parc des stations d'épuration selon leur taille. Source : Hocquet et al., 2010.

Les stations de traitement des eaux usées de tailles les plus importantes sont presque exclusivement des boues activées : 91 % des stations de traitement des eaux usées supérieures à 2 000 EH sont de type boues activées dont 73 % répondent à la précision technique d'aération prolongée. C'est pourquoi la suite des éléments ne porte que sur cette filière générique très largement répandue.

Les stations d'épuration sont conçues pour dégrader la matière organique contenue dans les eaux usées et ce sont les paramètres : DBO₅, DCO et MES *a minima*, qui évaluent le bon fonctionnement des ouvrages de traitement. Pour autant, du fait des processus de dégradation de type biologique, et par simple assimilation bactérienne, la déphosphatation atteint déjà 25% ; de même, la nitrification s'installe et conduit à réduire de 25% les concentrations d'azote organique et/ou ammoniacal (Duchêne et Vanier 2002). Ces taux minimums sont en lien avec le traitement biologique et correspondent à un équilibre entre le développement biologique et la quantité de matière organique à dégrader. Le taux de base est fixé et ensuite des optimisations possibles sont possibles par filière de traitement.

Lorsque les exigences du milieu récepteur l'imposent (zones dites « sensibles à l'eutrophisation » selon la définition réglementaire des zones sensibles), des valeurs seuils à ne pas dépasser pour le rejet de la station d'épuration sont imposées à d'autres paramètres que ceux caractéristiques de la matière carbonée ; s'ajoutent effectivement le phosphore total et l'azote global. Le Tableau 6.4 repris du tableau 7 de l'arrêté du 21 juillet 2015 relatif *aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg.j⁻¹ de DBO₅* fixe ces seuils pour la situation en zone sensible à l'eutrophisation.

Tableau 6.4 : Performances minimales de traitement attendues pour les paramètres azote et phosphore dans le cas des stations rejetant en zone sensible à l'eutrophisation. La valeur de la concentration maximale à respecter ou le rendement minimum sont appliqués. (1) les échantillons utilisés pour le calcul de la moyenne annuelle sont prélevés lorsque la température de l'effluent dans le réacteur biologique est supérieure à 12°C.

Rejet en zone sensible à l'eutrophisation	Paramètre	Charge brute de pollution organique reçue par la station en kg.j ⁻¹ de DBO ₅	Concentration maximale à respecter, moyenne annuelle	Rendement minimum à atteindre, moyenne annuelle
Azote	NGL ⁽¹⁾	> 600 et ≤ 6000	15 mg.l ⁻¹	70%
		> 6000	10 mg.l ⁻¹	70%
Phosphore	Ptot	> 600 et ≤ 6000	2 mg.l ⁻¹	80%
		> 6000	1 mg.l ⁻¹	80%

7.1.1.3.1. Le phosphore

L'élimination du phosphore des eaux usées par les boues activées est toujours réalisée par un piégeage sous forme particulaire. **La masse de phosphore éliminée correspond donc à la masse extraite avec les boues** et la maxime de Lavoisier « Rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme » s'applique particulièrement au phosphore.

Les processus de piégeage du phosphore sont d'origine biologique ou physico-chimique. Le processus d'assimilation peut être complété par des procédés spécifiques de traitement du phosphore visant à augmenter son piégeage par voie biologique, physico-chimique ou combinée (Deronzier et al. 2004). Pour un niveau de rendement de 80% et sur la base du Tableau 6.3, la masse de composés phosphorés résiduelle est évaluée, en zone sensible, **à 0,35 g de P par personne et par jour**. La valeur très exigeante de 1mg P.l⁻¹ impose une exploitation rigoureuse de l'ouvrage de traitement et l'ajout d'un ouvrage tertiaire retenant les Matières en Suspension (MES) et la fraction de phosphore résiduelle associée à ces MES (Duchêne et al. 2002).

Réduction à la source : Stricker et al. (2010) montrent l'impact du décret n°2007- 491 du 29 mars 2007 qui interdit à compter du 1^{er} juillet 2007 la commercialisation des phosphates dans les détergents textiles domestiques. Cette interdiction a été anticipée avec une réduction progressive de leur teneur en sodium tripolyphosphate de sodium. Entre 1998 et 2004, les rejets liés à ces détergents textiles en France étaient estimés entre 0,6 et 0,9 g P par jour et par personne (Wind 2007 d'après Stricker et al. 2010). Depuis 2007, la charge imputable à cette source (lavage textile) peut désormais être considérée comme négligeable en France.

Si cette réduction était aussi appliquée aux détergents de lave-vaisselle ménagers, Stricker et al. (2010) estiment à 0,2 g de P par jour et par personne la réduction supplémentaire potentielle à la source.

La réduction supplémentaire à la source aurait des répercussions directes sur la déphosphatation par voie physico-chimique, avec une réduction équivalente, soit 20 % à 30 %, des consommations en réactifs et de la production de boue physico-chimique associée. Ces deux phénomènes auraient des implications positives sur le bilan financier et environnemental du traitement des eaux usées en zone sensible. Par contre, sur le procédé de déphosphatation par voie biologique seule, la réduction des charges n'aurait *a priori* pas d'impact. Pour les stations existantes, on peut émettre l'hypothèse que le potentiel de déphosphatation biologique restera inchangé après la réduction des charges spécifiques en phosphore. La principale conséquence possible est donc une augmentation du rendement d'élimination total du phosphore pour ces stations. Pour les stations à construire, le volume de la zone anaérobie basé sur des critères de temps de séjour hydraulique resterait également inchangé (Deronzier et al. 2004).

Dans le cas d'une déphosphatation combinée (biologique et physico-chimique), les économies en réactifs seraient amplifiées par le fait que le rendement de déphosphatation biologique, tout comme celui de l'assimilation, resteraient inchangés. Il n'y a donc pas d'impact à attendre à diminuer les quantités produites sauf à diminuer les coûts.

7.1.1.3.2.L'azote

Résumée de façon particulièrement succincte, l'élimination de l'azote des eaux usées est réalisée à l'aide de l'assimilation bactérienne qui se déroule d'abord dans des conditions aérobies (formation de nitrates) puis dans des conditions anaérobies (formation d'azote gazeux).

En zone sensible à l'eutrophisation (Tableau 6.4), si les exigences portent sur le rendement fixé à 70% pour l'azote global, et sur la base d'une masse d'azote émise par personne de 15 g par jour et par personne (Tableau 6.3), la masse de composés azotés résiduelle est évaluée, en zone sensible, **à 4,5 g de N par personne et par jour**. La valeur très exigeante de 10 mg N-NGL.L⁻¹ impose une exploitation rigoureuse de l'ouvrage de traitement par boues activées et une maîtrise forte des rejets de MES (Duchêne et al. 2002). La littérature ne fait état de bilan qu'à l'échelle des STEP et non à une échelle plus pertinente pour appréhender le phénomène d'eutrophisation telle que le bassin versant.

7.1.2. Quantification des flux de l'élevage lors de la production et de la gestion des déjections animales

Fabrice Béline

Irstea

7.1.2.1. *Éléments d'introduction et constitution du corpus*

L'agriculture a profondément évolué au cours du XX^{ème} siècle à travers la mécanisation, le transport des matières premières et des denrées et l'utilisation d'engrais de synthèse. Cette transformation a engendré une augmentation importante de la productivité et une baisse des coûts de production. Cette évolution a également conduit à une forte spécialisation des régions agricoles déconnectant souvent les activités d'élevage des activités de culture qui, historiquement, étaient intimement liées (Bateman et al. 2011). Aujourd'hui, l'agriculture reste, en France, un secteur important et central aussi bien au niveau des activités de culture que des activités d'élevage avec, pour ce qui concerne l'élevage, la production de lait, de produits laitiers, d'œufs et de produits carnés. Les principales régions spécialisées et emblématiques en France sont, d'une part, la Bretagne pour l'activité d'élevage et, d'autre part, les régions de Beauce, Champagne et Picardie pour les grandes cultures. Au-delà des activités proprement dites, ces évolutions profondes de l'agriculture ont également conduit à des changements très importants au niveau des cycles de l'azote (N) et du phosphore (P) en agriculture aussi bien au niveau global que local. En effet, les flux de ces nutriments se traduisent par des quantités importantes d'intrants sous forme d'alimentation animale dans les systèmes d'élevage et d'engrais minéraux pour les régions de culture. Dans les deux cas, ces flux sont souvent et majoritairement issus d'importations d'autres territoires, d'autres pays voire d'autres continents, entraînant ainsi des impacts importants sur les cycles au niveau local.

En élevage, une partie de ces éléments (N et P) contenus dans l'alimentation est assimilée par les animaux et participe ainsi à la production de denrées alimentaires (produits carnés, lait, œuf, ...). L'autre partie se retrouve dans les fèces ou les urines qui forment, avec les eaux de lavage et/ou la litière des animaux, les déjections animales. Dans la plupart des cas, ces déjections animales sont ensuite stockées puis épandues sur les terres agricoles disponibles localement dans l'objectif de recycler au mieux les éléments nutritifs qu'elles contiennent, N et P notamment. Une partie des déjections peut être excrétée directement sur les sols agricoles, sans période de stockage au bâtiment ou à l'extérieur, lors du pâturage des animaux. Des procédés de traitement spécifiques et maîtrisés tels que l'épuration biologique, la digestion anaérobie (méthanisation), le compostage ou l'incinération peuvent également être utilisés en amont ou à la place de l'épandage, mais ceux-ci restent minoritaires.

Les flux de N et P en élevage, notamment lors de la gestion des déjections animales, dépendent de nombreux facteurs et différentes méthodes sont utilisées pour les quantifier. Ces aspects méthodologiques sont présentés dans les paragraphes suivants en considérant dans un premier temps l'origine du N et P dans les déjections animales et les facteurs de variation. Dans un deuxième temps, les flux de N et P au cours du stockage et du traitement des déjections et leurs facteurs de variation sont exposés. Ensuite, les modèles intégratifs de simulation des flux de N et P au cours de la gestion des déjections animales permettant de réaliser des inventaires à différentes échelles sont présentés.

Dans un premier temps, le corpus bibliographique a été sélectionné à travers une recherche dans le titre des articles à partir de l'équation suivante :

(((((N OR nitrogen OR NH3 or ammonia or nitrous oxide OR N2O) OR (P OR phosphorus) OR eutrophication))) AND (((manure OR ((slurry OR waste) AND livestock)))) AND ((Flow OR Flux OR model* OR inventory OR predicti* OR output OR balance)))

Cette équation a conduit à 141 références bibliographiques. Une analyse des titres de ces références a permis de sélectionner 98 références en enlevant celles s'intéressant uniquement aux flux dans les sols. Enfin, sur ces 98 articles, 56 ont été jugés pertinents pour l'expertise suite à la lecture et sont donc intégrés dans ce rapport. Les articles jugés non pertinents à la lecture concernaient également principalement les flux dans les sols. Sur ces 56 articles, une majorité concerne les flux d'azote (89%) et plus particulièrement les pertes vers l'atmosphère (76%). Ainsi, les flux de P sont largement moins documentés avec seulement 14,5% des références. D'autre part, une partie importante des articles concerne spécifiquement les bovins (39%) et particulièrement les vaches laitières. Les études spécifiques sur les porcs et les volailles concernent 14,5 et 8% des articles, respectivement.

7.1.2.2. Origines, facteurs de variation et méthodologies de quantification des flux de N et P dans les déjections animales.

7.1.2.2.1. Méthodologie de quantification

Les nutriments N et P présents dans les déjections animales proviennent très majoritairement de l'alimentation des animaux. Il n'y a pas de pertes de N et P au niveau de l'animal et ainsi la quantité rejetée par les animaux sous forme de déjections (Q_{rejet}) est considérée par tous les auteurs comme égale à la quantité ingérée (Q_{in}) moins la quantité assimilée par les animaux ($Q_{\text{assimilée}}$), aussi bien pour N que pour P.

$$Q_{\text{in}} = Q_{\text{assimilée}} + Q_{\text{rejet}}$$

D'un point de vue méthodologique, la mesure de ces différents flux (Q_{in} , $Q_{\text{assimilée}}$, Q_{rejet}) est réalisée sur des groupes d'animaux plus ou moins importants, ce qui nécessite des méthodologies différentes selon la taille de ce groupe. Les principes sont toutefois identiques. Pour les plus petits groupes, les expérimentations sont réalisées dans des systèmes spécifiques appelés « cages métaboliques » dans lesquelles tous les flux de matières sont caractérisés précisément pour chaque animal sur une période de temps donné. Il est également possible de réaliser des expérimentations sur des groupes d'animaux plus importants et dans des conditions plus proches des conditions réelles d'élevage. Dans ce cas, les expérimentations sont réalisées sur un petit troupeau d'animaux dans des bâtiments d'élevage spécifiques ou non. Le principe est généralement le même que pour les essais en cage métabolique mais les mesures de flux ne sont plus réalisées à l'échelle des animaux mais du troupeau considéré. Les quantités d'aliments et de déjections étant plus importantes, les difficultés d'échantillonnage deviennent plus importantes dans ce cas et la précision est donc moins bonne qu'en cage métabolique.

Ces expérimentations permettent ainsi de quantifier les rejets de N et de P sous formes de fèces et d'urine des différents animaux. Le mélange de ces fèces et urines auxquels s'ajoutent les eaux de lavage et/ou la litière des animaux forment ainsi les déjections animales. La quantité de N et P dans les déjections ($Q_{\text{déjection}}$) correspond donc aux quantités rejetées par les animaux (Q_{rejet}) plus les quantités contenues dans l'eau de lavage (Q_{lavage}) et la litière ($Q_{\text{litière}}$).

$$Q_{\text{déjection}} = Q_{\text{rejet}} + Q_{\text{lavage}} + Q_{\text{litière}}$$

La quantité rejetée par les animaux représente la très grande majorité des nutriments contenus dans les déjections fraîches aussi bien pour P que pour N. En effet, les flux générés par les litières sont faibles. Ainsi, les flux de N et P apportés par les litières dans le cas des vaches laitières et en comparaison aux apports des excréments sont estimés à 4,5% (Li et al. 2012) et 0,2% (Gustafson et al. 2003), respectivement.

7.1.2.2.2. Flux d'azote et facteurs de variation

La proportion d'azote assimilé, donc retenu par les animaux, varie dans la littérature analysée de 50 à 470 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré. Les principaux facteurs de variation sont (i) le type d'animal (porc, bovin, volaille, ...), (ii) son stade physiologique et (iii) son alimentation. Ainsi entre 530 et 950 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré se retrouvent dans les déjections en fonction des animaux considérés et de leur alimentation.

Pour les vaches laitières, différents types d'alimentation à base de foin, d'orge, d'ensilage de maïs ou de luzerne ont été étudiés engendrant des rejets compris entre 530 à 780 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré (Arndt et al. 2015, Burgos et al. 2010, Burgos et al. 2007, Chai et al. 2016, Klevenhusen et al. 2011). Les différences de quantité rejetée s'expliquent par la teneur en protéines de l'alimentation et leur digestibilité. Wattiaux and Karg (2004) font également état, pour des vaches laitières, de taux de rejet de 618 à 649 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré selon l'alimentation. Des mesures sur plusieurs exploitations de vaches laitières en Ontario (Canada) rapportent un rejet moyen de 715 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré pour une teneur moyenne en protéines de 16% dans l'alimentation (Chai et al. 2016). De même, une étude réalisée en Irlande sur un nombre important d'animaux et d'exploitations fait état de rejets moyens pour des vaches laitières de 722,2 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ (Yan et al. 2006).

L'augmentation de la teneur en protéines de l'alimentation entraîne clairement une augmentation des quantités rejetées. En plus des quantités, le type d'alimentation influence également la répartition de l'azote entre les fèces et l'urine (Abbeddou et al. 2013, Adviento-Borbe et al. 2010).

Au sein d'une même espèce, le type d'animal et son stade physiologique influencent également les quantités de N rejeté avec des estimations égales à 948, 940, 802,8, 875-903,8 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré pour les vaches taries, génisses, veaux et bœufs, respectivement (Kissinger et al. 2006). L'âge de l'animal apparaît alors comme un facteur important, ce qui est confirmé par Jiao et al. (2014). Des tendances identiques sont répertoriées par Wilkerson et al. (1997) avec des taux de rejet de 689 à 727 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré pour les vaches laitières selon la production de lait, 933 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré pour les vaches taries et 843 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré pour les veaux et génisses.

De façon plus anecdotique, un effet de la saison a été identifié par Kissinger et al. (2006) sur des bœufs élevés en extérieur. Toutefois, l'impact reste faible par rapport aux autres facteurs d'influence.

Des travaux sur les volailles (Keener et al. 2002) et les porcs (Celen et al. 2007, Rigolot et al. 2010a, Van et al. 2009, Vu et al. 2012) sont également disponibles dans la littérature. Des rejets de l'ordre de 839 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré pour les poules pondeuses ont été répertoriés (Keener et al. 2002). Rigolot et al. (2010a) ont construit un modèle de calcul des rejets pour les porcs en prenant en compte l'alimentation, les performances des animaux et les déchets d'alimentation et ont montré que le facteur majeur, comme pour les bovins, l'alimentation pouvait faire varier les rejets de 2,9 à 5,1 $\text{kg}_\text{N}/\text{porcs}$. Les quantités rejetées au cours de la croissance des porcs sont ainsi estimées à environ 635 $\text{g}_\text{N}.\text{kg}_\text{N}^{-1}$ ingéré (Vu et al. 2012). Comme pour les bovins, le ratio de N entre les fèces et les urines peut varier en fonction de l'alimentation, notamment de la teneur en fibre (Van et al. 2009).

7.1.2.2.3. Flux de phosphore et facteurs de variation

Le P de l'alimentation est essentiel pour le développement et la maintenance du squelette des animaux, mais il est également mis en jeu dans les transferts d'énergie au niveau métabolique et dans les systèmes enzymatiques et acido-basique du sang.

Contrairement à l'azote rejeté par les animaux que l'on retrouve dans les fèces et les urines, le P est très majoritairement excrété dans les fèces et le P urinaire est négligeable, *a minima* pour les vaches laitières (Alvarez-Fuentes et al. 2016).

Une méta-analyse des données disponibles pour les vaches laitières a été réalisée récemment par Alvarez-Fuentes et al. (2016) en considérant 38 références. Dans les études répertoriées, la quantité de

phosphore ingérée varie de 28,1 à 142 g par vache et par jour avec 81,8 g en moyenne. En parallèle, les quantités excrétées varient de 15,5 à 99,2 g par vache et par jour avec 47,8 g en moyenne, soit 58% de la quantité ingérée. Des rejets du même ordre (66% du P ingéré) sont mentionnés par Gustafson et al. (2003). Le flux de P rejeté dépend majoritairement du flux de P ingéré. Pour les vaches laitières, le P assimilé est principalement retrouvé dans le lait produit. Ainsi, le rendement en lait des animaux influence également la quantité excrétée (Alvarez-Fuentes et al. 2016).

Comme pour l'azote, le taux de P dans l'alimentation peut être modulé, dans une certaine mesure, sans affecter significativement les rendements de production. Ainsi, O'Rourke et al. (2010) ont testé des alimentations pour les vaches laitières allant de 3 à 5,3 gP.kg_{MS}⁻¹ montrant qu'une réduction de 43% dans l'alimentation réduisait de 63% les rejets.

Quelques travaux sur les porcs (Celen et al. 2007) sont également disponibles dans la littérature. Rigolot et al. (2010a) ont construit un modèle de calcul des rejets pour les porcs en prenant en compte l'alimentation, les performances des animaux et les déchets d'alimentation et ont montré que le facteur majeur était l'alimentation et pouvait faire varier les rejets de 0,51 à 0,79 kgP par porc.

7.1.2.3. Flux de N et P, facteurs de variation et méthodologies de quantification au cours du stockage/traitement des déjections animales

Comme mentionné précédemment, les déjections animales sont composées des fèces et des urines des animaux auxquels s'ajoutent les eaux de lavage et/ou la litière des animaux. Les quantités de litière et/ou d'eau de lavage vont influencer fortement le type et la structure de la matière obtenue. Ainsi, les systèmes sans litière utilisant uniquement des eaux de lavage vont conduire à des déjections liquides appelées « lisier » alors que les systèmes avec litière et n'utilisant pas ou peu d'eau de lavage vont conduire à des déjections solides appelées « fumier ». Au sein de ces deux grands types de déjections, les pratiques d'élevage, notamment la quantité et le type de litière et/ou la quantité d'eau de lavage utilisée, vont influencer les caractéristiques de ces déjections avec des taux de matières sèches allant de 1 à 12% pour les lisiers et de 15 à 35% pour les fumiers. Ces caractéristiques physiques des déjections animales sont donc sujettes à une forte variabilité en fonction du type d'animal considéré mais également des pratiques d'élevage. Ces caractéristiques vont être déterminantes dans les transformations subies par ces déjections tout au long de leur gestion.

En effet, les déjections vont subir divers processus biologiques et physico-chimiques tout au long de leur gestion qui vont dépendre de leurs caractéristiques mais également des conditions appliquées lors de cette gestion. Ces processus vont engendrer des évolutions des composants des déjections, N et P notamment, et dans certains cas des transferts vers les compartiments air et eau. Le type et l'ampleur des processus de transformation vont dépendre des caractéristiques des déjections mais également des conditions appliquées (température, présence ou absence d'oxygène, etc.).

Une partie importante des déjections animales est produite dans les bâtiments d'élevage dans lesquels ces déjections sont stockées sur une période de temps plus ou moins longue pouvant aller de quelques heures à plusieurs mois. Ensuite, elles sont évacuées vers l'extérieur ou elles sont encore stockées pendant une période plus ou moins longue (de quelques jours à plusieurs mois). A l'extérieur, les lisiers sont stockés dans des fosses. Les fumiers sont stockés sur des plateformes couvertes appelées fumières ou bien au champ avant l'épandage. Le temps de stockage permet d'adapter la production qui est continue à l'utilisation agronomique (épandage) qui est saisonnière, principalement lors des besoins des cultures.

Au cours du stockage et en amont de l'utilisation agronomique, les déjections peuvent subir différentes transformations dans des procédés de traitement maîtrisés tels que l'épuration biologique, la digestion anaérobie (également appelée méthanisation), le compostage, etc.

Au final, la majorité des produits est épandue sur les sols agricoles et l'azote et le phosphore sont ainsi incorporés dans le *pool* de nutriments du sol.

Une autre partie des déjections est excrétée directement sur les sols agricoles lorsque les animaux sont au pâturage.

7.1.2.3.1. Devenir et flux de N au cours de la gestion des déjections

Comme présenté dans la section précédente, l'azote est excrété dans les urines et les fèces avec un ratio dépendant du type d'animal mais aussi de l'alimentation. L'azote contenu dans les urines est principalement composé d'urée qui est très rapidement hydrolysé en azote ammoniacal (NH_4^+). Dans les fèces, il s'agit principalement d'azote organique sous forme de protéines qui se minéralisent pour aboutir également à de l'azote ammoniacal, mais les cinétiques de minéralisation sont beaucoup plus lentes. Ainsi, les déjections animales sont initialement composées d'azote organique et d'azote ammoniacal (NH_4^+). Par la suite, l'azote peut subir diverses transformations en fonction des conditions (Figure 6.3).

Minéralisation/assimilation

Sous l'effet des microorganismes naturellement présents, l'azote organique est minéralisé en NH_4^+ . En parallèle, cette dégradation biologique assure le développement des microorganismes qui vont assimiler une partie du NH_4^+ présent dans le milieu conduisant ainsi à la réaction inverse de transformation de NH_4^+ en azote organique (assimilation). Ces réactions se produisent aussi bien en conditions aérobies (présence d'oxygène) qu'anaérobies (absence d'oxygène) mais sont généralement plus rapides en aérobiose. La température influence également les cinétiques de ces réactions. Le résultat net de ces deux réactions dépend des caractéristiques des déjections et des conditions mais conduit généralement à une augmentation de la teneur en NH_4^+ .

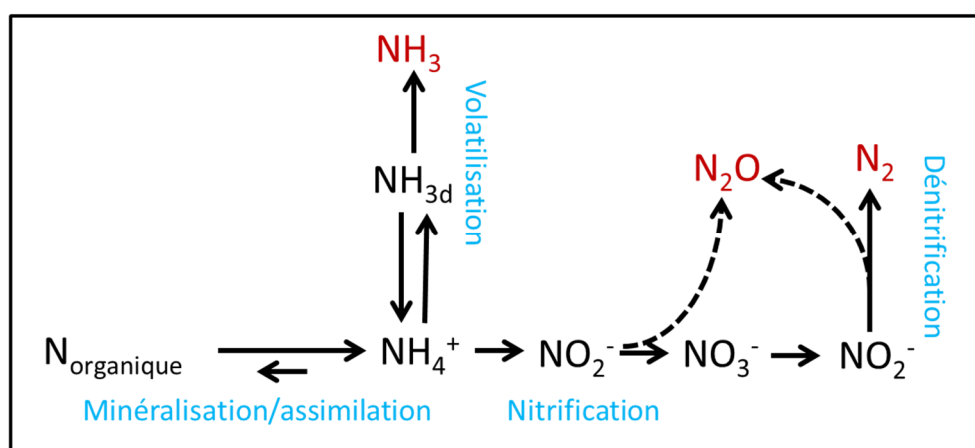


Figure 6.3 : Description des principaux processus de transformation de N lors de la gestion des déjections animales.

Nitrification

En présence d'oxygène, les bactéries nitrifiantes peuvent se développer et ainsi oxyder NH_4^+ en nitrates (NO_3^-). Cette réaction d'oxydation nécessite la présence d'oxygène (O_2) et se déroule en deux étapes assurées par deux types de bactéries différentes : la nitritation oxydant NH_4^+ en nitrites (NO_2^-) puis la nitratation oxydant NO_2^- en NO_3^- . Au cours de ces étapes de nitrification, une faible quantité de protoxyde d'azote (N_2O) peut être produit et émis vers l'atmosphère. Les cinétiques réactionnelles dépendent de nombreux facteurs tels que la température, le pH, etc.

Dénitrification

En l'absence d'oxygène et en présence de matière organique, les bactéries dénitrifiantes vont réduire les NO_3^- et NO_2^- en azote moléculaire (N_2) qui va être émis dans l'atmosphère. Cette réaction de dénitrification se déroule également en plusieurs étapes. Le N_2O est un intermédiaire réactionnel et peut donc également être émis vers l'atmosphère au cours de la dénitrification sous certaines conditions. Comme pour la nitrification, les cinétiques réactionnelles dépendent de nombreux facteurs tels que la température, le pH, etc.

Volatilisation

En milieu aqueux, NH_4^+ est en équilibre avec l'ammoniac dissous (NH_{3d}) en fonction du pH et de la température. NH_{3d} est en équilibre avec la forme gazeuse NH_{3g} provoquant ainsi un transfert de l'azote vers l'atmosphère sous forme d'ammoniac (NH_3). Les cinétiques de transfert sont principalement influencées par le pH et la température. Les émissions de NH_3 étant d'autant plus élevées que le pH et la température sont élevés.

L'ensemble de ces processus fait apparaître des transferts potentiels vers l'atmosphère sous forme de NH_3 , N_2O et N_2 . Au-delà du fait que certains composés émis vers l'atmosphère peuvent être polluants, ces transferts sont aussi des sources importantes d'incertitudes concernant les flux d'éléments sur l'ensemble des maillons de gestion des déjections, et notamment sur les flux d'azote valorisés sur les sols agricoles. Les transferts sous forme de NH_3 sont largement les plus étudiés et documentés dans la littérature.

Méthodologies de quantification des flux

La difficulté majeure de quantification des flux de N lors des étapes de gestion des déjections animales réside principalement dans la quantification des fuites notamment vers l'atmosphère sous forme de NH_3 , N_2O et N_2 . Ces flux sont parfois appréhendés à l'échelle du laboratoire afin d'étudier les processus mais comme ils dépendent de nombreux facteurs très difficiles à représenter à cette échelle, les quantifications sont principalement réalisées à l'échelle réelle afin de prendre en compte tous les facteurs. A cette échelle, les problématiques d'échantillonnage, de captage et d'analyse des flux gazeux sont importantes.

La mesure du débit gazeux global est possible dans les milieux confinés et maîtrisés tels que les bâtiments d'élevage à ventilation mécanique. Dans ce cas, une quantification de la concentration des gaz recherchés en plus de la mesure du débit global permet une quantification des flux émis vers l'atmosphère (Phillips et al. 2001). Par contre, la quantification de ces flux en milieux ouverts (bâtiments à ventilation naturelle, stockage ouvert, réacteurs de traitement, ...) est plus complexe. Dans ce cas, il existe différentes méthodes directes ou indirectes. L'une de ces méthodes consiste à confiner spécifiquement une partie de la surface ou du volume considéré et à quantifier à l'intérieur de ce confinement les débits globaux et les concentrations spécifiques. Il s'agit d'une méthode directe. Cette méthode engendre des modifications des conditions environnementales qui peuvent influencer les transferts. Une seconde méthode, indirecte, ne nécessite pas de mesure du débit global, celui-ci étant calculé par bilan massique à l'aide d'un gaz de référence naturellement produit ou spécifiquement injecté (Scholtens et al. 2004) ou par des mesures locales de vitesse (Scholtens et al. 2004, Sommer et al. 1996). Enfin, une troisième méthode indirecte consiste à déterminer les flux vers l'atmosphère à travers des bilans matières sur les déjections animales réalisés sur une période de temps (Keener et al. 2002, Hristov et al. 2009, Lambert et al. 2004, Wang et al. 2014).

Emissions de NH_3

Traditionnellement, les déjections sont stockées puis épandues. Les émissions de NH_3 vers l'atmosphère lors de ces phases de gestion varient fortement en fonction des conditions d'élevage, c'est-à-dire du type d'infrastructure, des pratiques d'élevage et des conditions météorologiques et pédologiques (Burgos et al. 2010, Klevenhusen et al. 2011, Adviento-Borbe et al. 2010, Scholtens et al. 2004, Amon et al. 2007, Chaoui et al. 2009, Ye et al. 2008, Zhang et al. 1994, Ogejo et al., 2010, Montes et al. 2009, Ni

1999, Rigolot et al. 2010b, Chowdhury et al., 2014 ; Keener et al. 2002, Oudart et al., 2015, Webb et al., 2006, Menzi et al., 1998, Misselbrook et al., 2005). En effet, de nombreux paramètres influencent ces émissions tout au long de la chaîne de gestion des déjections (Tableau 6.5). Ces émissions sont influencées par les caractéristiques des déjections (pH, concentration en NH_4^+ , taux de MS, etc...) mais également par les conditions environnementales (température, vitesse d'air, ...) et les pratiques d'élevage.

Tableau 6.5 : Principaux paramètres influençant les transferts de NH_3 vers l'atmosphère au cours des différentes étapes de gestion des déjections animales.

Stockage	Compostage	Epandage
pH	Taux d'aération	pH
Température	C/N	Taux de matière sèche
Concentration en NH_4^+		Température
Vitesse d'air à la surface		Concentration en NH_4^+
		Type de sol et de végétation
		Technique d'épandage

Ainsi, pour des vaches laitières, Adviento-Borbe et al. (2010) ont réalisé des mesures de NH_3 dans les bâtiments allant de 18 à 30 g_N par animal et par jour et ont identifié la température comme le principal facteur d'influence. Pour des porcs, Amon et al. (2007) ont également réalisé des mesures allant de 1,9 à 2,1 kg_{NH_3} par place et par an et ont identifié également la température comme un facteur majeur. Les flux émis dépendent fortement des quantités excrétées qui, comme vu précédemment, dépendent de l'alimentation. Ainsi ramenés à l'échelle de l'animal, les flux émis vers l'atmosphère varient en fonction de N excrété et donc de N ingéré. Ainsi, Burgos et al. (2010) montrent que les émissions varient pour les vaches laitières de 56,8 à 149,1 g_N par vache par jour pour une alimentation allant de 15 à 21% de protéines. L'alimentation peut également influencer ces flux à travers un changement des caractéristiques des déjections et notamment du pH. Ainsi Luebke et al. (2011) montrent que les ratios de cations/anions dans l'alimentation influencent le pH des urines et des lisiers résultants (plus ou moins 0,3 à 0,6 unités pH) et ainsi les émissions de NH_3 , allant de 43 à 67% de N excrété. Les flux émis dépendent également de la nature des déjections, lisier ou fumier. Au cours de l'épandage, Menzi et al. (1998) répertorient des émissions allant de 27 à 94% de l'azote ammoniacal appliqué en fonction de différents paramètres.

Gac et al. (2007) ont réalisé une synthèse bibliographique sur les flux d'ammoniac liés à la gestion des déjections incluant l'ensemble des étapes de gestion. Les données collectées dans la littérature montrent une variabilité très importante des flux mesurés aussi bien inter qu'intra espèces. Cette variabilité s'explique par la multitude de facteurs influençant ces émissions allant des caractéristiques des déjections aux types de sols pour l'épandage en passant par les pratiques et les choix de l'éleveurs et les conditions météorologiques et pédologiques. Ainsi, Rigolot et al. (2010b) ont développé un modèle de prédiction de l'évolution des lisiers de porcs au cours de leur gestion et ils ont montré que, pour un même système d'élevage, les choix et les pratiques de l'éleveur ainsi que le climat entraînaient une variabilité aussi importante des émissions de NH_3 que deux systèmes différents.

Emissions de N_2O et N_2

L'azote des déjections fraîches étant sous la forme d'azote organique et de NH_4^+ , en l'absence totale d'oxygène, les émissions de N_2O ne peuvent pas avoir lieu. Ainsi, les systèmes de gestion principalement en conditions anaérobies tels que le stockage de lisier ou la méthanisation sont très peu émetteurs de N_2O . Par contre, les systèmes hétérogènes tels que les fumiers ou favorisant le transfert d'oxygène tels que l'épuration biologique ou le compostage vont permettre la nitrification, éventuellement la

dénitrification, engendrant ainsi des flux de N_2O . Tous les auteurs s'accordent à dire que les émissions de N_2O vers l'atmosphère au cours de la gestion des déjections animales sont très inférieures aux flux de NH_3 . D'un point de vue quantitatif et bilan matière, ces flux sont d'ailleurs souvent négligés. Par contre, ils sont étudiés du fait du fort pouvoir de réchauffement global du N_2O et donc de sa forte contribution à l'augmentation de l'effet de serre malgré de faibles flux. Ainsi, les flux au cours du stockage ont été mesurés à 0,003 à 0,004 g_N par animal par jour par Adviento-Borbe et al. (2010) pour les vaches laitières et 24,5 à 39,9 g_{N_2O} par place par an pour les porcs (Amon et al. 2007). Au cours du compostage, des flux représentant de 0,05 à 0,4% de l'azote initialement présent ont été observés (Chowdhury et al. 2014, Hao et al. 2004). Toutefois, même s'ils sont faibles, comme observé pour le NH_3 , une importante variabilité est observée du fait du nombre très important de facteurs d'influence (Costa et al. 2014).

De la même façon que pour le NH_3 , Rigolot et al. (2010b) ont montré que, pour un même système d'élevage, les choix et les pratiques de l'éleveur ainsi que le climat entraînaient une variabilité aussi importante des émissions de N_2O que deux systèmes différents.

Du fait de la difficulté de mesure et de l'impact environnemental nul, les émissions de N_2 sont très peu documentées dans le corpus bibliographique. Ainsi, pour réaliser des bilans matières et en l'absence de données, plusieurs auteurs considèrent un ratio d'émission N_2/N_2O (Chai et al. 2016, Gac et al. 2007) afin de quantifier N_2 .

Autres pertes

Aucune référence sur des expérimentations faisant référence à du ruissellement de N pendant le stockage ou le traitement des déjections n'est présente dans le corpus bibliographique analysé.

7.1.2.3.2. Devenir et flux de P au cours de la gestion des déjections

La biogéochimie du phosphore est complexe et les formes présentes dans les déjections animales sont nombreuses. En effet, le P peut être sous différentes formes organiques et sous formes minérales. Au niveau des formes minérales, le phosphore soluble est sous la forme de phosphate (PO_4^{3-}) mais il peut précipiter avec différents composés pour former des phosphates calciques, des struvites, etc.

Bien que documenté dans les sédiments et les sols, les formes et les transformations du P sont assez peu documentées lors des phases de stockage/traitement des déjections animales en comparaison avec N et ainsi très peu de références sont présentes dans ce corpus bibliographique. Lorsqu'elles sont étudiées, les transformations et les formes du P restent assez globales et avec une vision agronomique en considérant par exemple le P total et le P extractible à l'eau (O'Rourke et al. 2010, Gerard-Marchant et al. 2005).

Cette absence de référence s'explique principalement par le fait que les pertes et fuites de P au cours de la gestion des déjections animales (stockage/traitement) sont considérées comme nulles. Ainsi, les flux de P épandus sur les sols agricoles sont considérés comme égaux aux flux excrétés par les animaux. Dès lors, comme pour N, aucun article dans ce corpus ne fait référence à des expérimentations de mesure du ruissellement de P au cours du stockage/traitement des déjections animales. Quelques références sont répertoriées dans ce corpus sur le ruissellement du P mais uniquement après épandage. Si le lessivage du P est négligeable, il n'en va pas de même de son transport sous forme particulière entraîné par érosion. Ces processus ne font pas l'objet de ce chapitre.

7.1.2.4. Inventaires et modélisations des flux de N et P au cours de la gestion des déjections animales

Les inventaires et les modélisations de flux de N et/ou P peuvent être réalisés à différentes échelles telles qu'une exploitation agricole, un groupe d'exploitation, un territoire, une région, un pays. Les inventaires peuvent débuter à partir de l'alimentation des animaux ou bien seulement à partir des

excrétions et inclure ou pas la partie « valorisation agronomique/sol ». Pour les étapes considérées, ces inventaires et/ou modèles reprennent généralement les connaissances exposées ci-dessus de manière plus ou moins précise.

7.1.2.4.1.Méthodologies

Les inventaires réalisés à l'échelle de l'exploitation agricole ou d'un groupe d'exploitation agricole sont basés, soit sur des mesures expérimentales des intrants et sortants (Kissinger et al. 2006), soit sur des modèles mécanistes utilisés pour tester différents scénarios (Rigolot et al. 2010b). Pour les modèles mécanistes, les auteurs reprennent généralement les processus et les facteurs d'influence décrits ci-dessus. Ainsi, Li et al. (2012) considèrent les processus d'assimilation/minéralisation, de nitrification, de dénitrification et prennent en compte les émissions de NH_3 , N_2O et N_2 . Les processus considérés sont influencés par la température, l'humidité, le potentiel d'oxydo-réduction, le pH et les concentrations en substrats. Ces méthodologies nécessitent des informations précises qui ne sont pas connues ou disponibles à une échelle plus importante que l'exploitation ou le groupe d'exploitation.

Pour les plus grandes échelles, notamment au niveau national, les inventaires se basent sur des données statistiques (nombre d'animaux, alimentation, structure et pratique des élevages, ...) et des modèles plus ou moins complexes. Le plus souvent, ces modèles considèrent des taux d'excrétion par type d'animaux aussi bien pour N que pour P (Bateman et al. 2011, Vu et al. 2012, Gac et al. 2007, Cowell et al. 1999, Oudendag and Luesink 1998, Reidy et al. 2008a, Reidy et al. 2008b, Swink et al. 2011). Ensuite, pour N, des facteurs d'émissions (FE) pour NH_3 , N_2O , voire N_2 sont appliqués pour calculer les flux vers l'atmosphère. Finalement, le bilan matière permet de calculer N et P retournant au sol. D'un point de vue méthodologique, les FE considérés sont très variables allant d'un FE commun à tous les animaux et englobant toutes les étapes et ne considérant que NH_3 (Kaku et al. 2004) à des FE spécifiques à chaque type d'animal, type de déjection et chaque étape de gestion (Gac et al. 2007, Reidy et al. 2009). Reidy et al. (2008a) et Reidy et al. (2008b) ont comparé différents modèles utilisés en Europe montrant de faibles différences sur la structure du modèle mais des différences importantes et une forte influence concernant les taux d'excrétion et les FE utilisés. Ces différences de taux d'excrétion et de FE peuvent provenir des spécificités nationales (températures moyennes, pratiques d'élevage, ...) mais également du fait des incertitudes.

De plus, la plupart de ces modèles ont principalement été développés et utilisés pour calculer les pertes sous formes de NH_3 plutôt que pour calculer les quantités retournant directement au sol.

Quels que soient les modèles utilisés, les données nécessaires à leur fonctionnement reposant sur des statistiques ou des mesures terrains sont souvent l'élément le plus limitant pour la précision de l'inventaire.

7.1.2.4.2.Résultats d'inventaire

Des inventaires ont été réalisés à différentes échelles et avec différents objectifs rendant les comparaisons difficiles.

Concernant l'azote, des inventaires à l'échelle d'une ou plusieurs exploitations ont été réalisés aux Etats-Unis et en Ontario (Canada) pour la filière bovine. Ainsi, Kissinger et al. (2006) a étudié les flux de N des élevages bovins en parcs d'engraissement intensif montrant que 90,4% de l'azote ingéré sont excrétés et que 47 à 69% de N excrété sont ensuite perdus dans l'atmosphère principalement sous la forme de NH_3 . Des pertes par ruissellement de 2,1% de l'azote excrété sont également mentionnées mais semblent spécifiques au système d'élevage (parcs d'engraissement intensif). Pour les vaches laitières en Ontario, l'inventaire réalisé par Chai et al. (2016) montre que 76,6% de l'azote ingéré se retrouvent dans les déjections animales. L'apport d'azote sous la forme de litière est très faible et correspond à environ 0,04% de l'azote excrété par les animaux. Au cours de la gestion de ces déjections, les pertes vers l'atmosphère s'élèvent à 26 et 2,2% sous la forme de NH_3 et d'autres gaz, respectivement. Ces pertes ont lieu lors de l'épandage (56,4%), du stockage en bâtiment (25%), du stockage en fosses

extérieures (16,4%) et du pâturage (2,2%). Des pertes par ruissellement de 1,5% de N excrété sont également répertoriées, correspondant à du ruissellement lors du stockage des fumiers. A partir d'un modèle mécaniste, Li et al. (2012) ont quantifié les flux de N d'une ferme laitière aux Etats-Unis montrant ainsi que 70% du N ingéré sont excrétés et que 47,7% du N excrété sont émis dans l'atmosphère sous forme de NH_3 . Le ruissellement n'est pas considéré dans cette étude. Des études sur des exploitations porcines ont également été réalisées (Vu et al. 2012, Rigolot et al. 2010b) à cette échelle. En France, d'après les modélisations réalisées par Rigolot et al. (2010b), les quantités excrétées varient de 2,92 à 3,82 kg_N par porc selon son alimentation et les émissions de NH_3 varient de 14 à 34% de N excrété selon les systèmes de gestion et les pratiques. Les simulations réalisées par Vu et al. (2012) pour le Vietnam montrent des pertes sous la forme de NH_3 de 36 à 44% selon les scénarios.

Des inventaires au niveau national ou au niveau de grandes régions ont également été réalisés, principalement dans un objectif de quantification des émissions de NH_3 . Ainsi, au niveau de la France, Gac et al. (2007) ont réalisé un inventaire basé sur un bilan matière à partir des statistiques agricoles, de taux de rejet par animaux et de facteurs d'émissions par type d'animaux issus d'une étude bibliographique. Les émissions de NH_3 ont ainsi été estimées à 382 kt_N par an dont 72% sont issues de la filière bovine. Le modèle construit permet de calculer les quantités excrétées mais les données ne sont pas fournies dans l'article. Cowell et al. (1999) ont réalisé un travail similaire en Angleterre et les émissions de NH_3 ont été estimées à 204,3 kt_N par an, dont 66, 16 et 18% des émissions sont issues des filières bovines, porcines et volailles, respectivement. Oudendag and Luesink (1998) et Reidy et al. (2008b) ont également réalisé ce type d'inventaire aux Pays-Bas et en Suisse, respectivement. Aux Pays-Bas, les émissions de NH_3 proviennent de la filière bovine (60%), porcine (31%) et volaille (9%) et les émissions provenant des bâtiments sont les plus importantes. En Suisse, des émissions de 35,9 kt_N par an ont été calculées provenant des filières bovines (73,8%) et porcines (17%). Les émissions sont principalement issues de l'étape d'épandage (58%) et dans une moindre mesure du stockage en bâtiment (28%) et à l'extérieur (12%). Les émissions lors du pâturage ne représentent que 2%. Au Japon, Kaku et al. (2004) ont estimé les excrétions totales à 753 kt_N par an dont 301 kt_N sont volatilisées vers l'atmosphère sous forme de NH_3 . Un bilan des flux de N issus de l'élevage a été réalisé pour l'état de New York aux Etats-Unis (Swink et al. 2011) avec des flux annuels de 104,4 kt_N sous la forme de déjections animales comparés aux 62,8 kt_N d'engrais minéraux utilisés. Ces flux de N proviennent majoritairement des bovins (96%) et plus particulièrement des vaches laitières (71%). Enfin, Gao et al. (2014) ont réalisé un bilan des flux de N à l'échelle d'un bassin versant agricole en Chine. Les intrants en azote sont l'alimentation du bétail, les dépôts atmosphériques et les engrais minéraux représentant, respectivement, 297,5, 9,2 et 184,2 kt_N par an. Au niveau des sorties de N, on retrouve les émissions de NH_3 (126,9 $\text{kt}_\text{N}.\text{an}^{-1}$) et d'autres gaz (34,9 $\text{kt}_\text{N}.\text{an}^{-1}$) mais les origines de ces émissions entre déjections et engrais ne sont pas précisées. Enfin, des flux de ruissellement issus des déjections de 46,6 $\text{kt}_\text{N}.\text{an}^{-1}$, soit 15,7% de N des déjections, sont mentionnés.

Concernant le phosphore, il y a peu d'inventaire répertorié dans ce corpus bibliographique, quelle que soit l'échelle considérée. Ainsi, un inventaire en Angleterre a été réalisé par Bateman et al. (2011) et montre une production de P sous forme de déjections égale à 80,7 $\text{kt}_\text{P}.\text{an}^{-1}$, à comparer aux besoins des cultures estimées à 113,7 $\text{kt}_\text{P}.\text{an}^{-1}$. Ces flux de P proviennent principalement des filières bovines (51,4%), porcines (13,5%) et volailles (35,1%). Au niveau Français, Senthilkumar et al (2014) a réalisé un inventaire des flux de P. Concernant l'élevage, les flux liés à l'alimentation ont été estimés à 390 $\text{kt}_\text{P}.\text{an}^{-1}$ alors que les flux de déjections ont été estimé à 310 $\text{kt}_\text{P}.\text{an}^{-1}$, soit une excrétion de 79,5% du P ingéré. Les exportations des cultures sont estimées à 452 $\text{kt}_\text{P}.\text{an}^{-1}$.

7.1.2.5. Conclusions

D'un point de vue qualitatif, les flux de N et de P au cours des étapes de stockage/traitement/épandage des déjections animales sont assez bien documentés dans la littérature et ne soulèvent pas de controverse majeure. Les processus à l'origine de ces flux sont bien identifiés sur l'ensemble de la filière

considérée et ils sont décrits dans différents modèles ou études. Ainsi, comme illustré sur la figure 6.4, le N et P non assimilé par les animaux se retrouvent dans les fèces et les urines, qui en mélange avec les eaux de lavage et/ou les litières vont former les déjections animales. Ces déjections animales sont principalement composées d'eau, de matière organique complexe et hétérogène et de faibles quantités d'éléments minéraux. Suite à l'excrétion par les animaux et tout au long de leur gestion, elles vont subir différentes réactions biologiques et physico-chimiques qui vont engendrer, d'une part, des modifications des formes chimiques de ces éléments mais également des transferts vers le milieu naturel, notamment par le stockage dans les sols, les émissions vers l'eau et l'atmosphère. D'un point de vue théorique, des pertes de N et P directes vers les eaux de surfaces par ruissellement lors des phases de stockage/traitement sont possibles mais celles-ci sont peu évoquées dans la littérature internationale. En effet, les systèmes d'élevage modernes permettent de confiner ces déjections tout au long de leur gestion induisant probablement des pertes négligeables et donc peu considérées dans la littérature scientifique. Une partie des fèces et des urines peut également être directement excrétée sur les sols agricoles lors du pâturage des animaux. Ainsi, au niveau du phosphore, la totalité du flux rejeté par les animaux se retrouve épanchée ou excrétée sur les sols agricoles et les transformations au cours des étapes de gestion n'engendrent que des modifications des formes chimiques. Suite à l'épandage ou l'excrétion directe sur les sols agricoles, N et P issus des déjections animales deviennent partie intégrante du sol et les transformations vont se poursuivre. Ces transformations ultérieures dans le sol entraînent également des fuites qui sont abordées dans la section suivante (section 3).

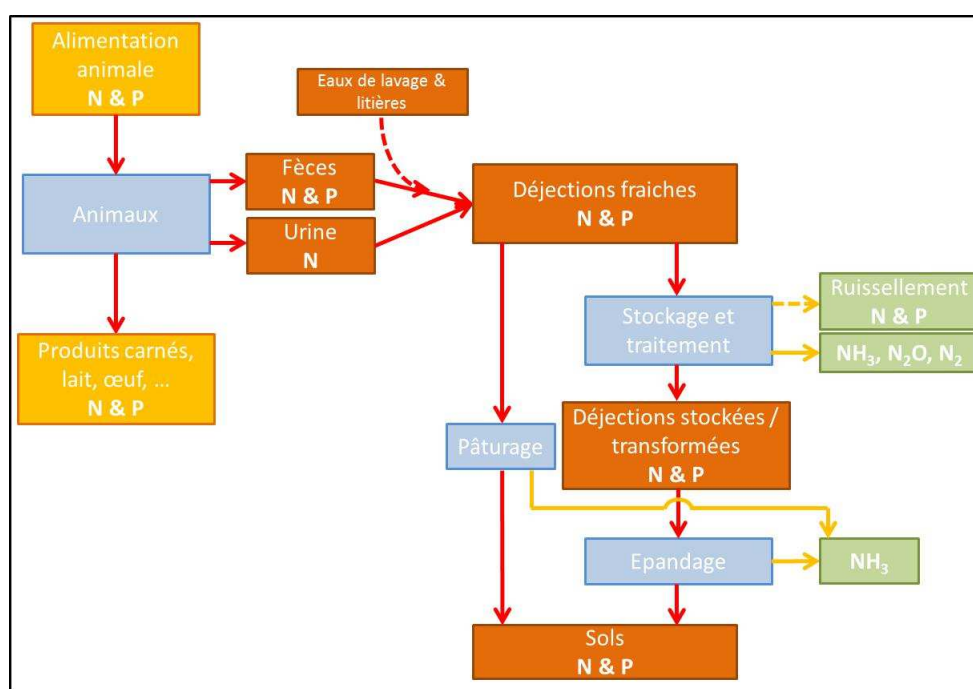


Figure 6.4 : Description qualitative des principaux flux de N et P lors de la gestion des déjections animales.

D'un point de vue quantitatif, les flux de P des déjections animales en amont de l'incorporation dans le sol (production, stockage, traitement) sont assez peu documentés. Au niveau des rejets des animaux, la majorité du P ingéré est excrété (58 à 80%) dans les fèces. Les flux issus de la litière et/ou des eaux de lavage sont faibles et ainsi dans les déjections fraîches, les flux de P sont très majoritairement issus des excréments des animaux. Peu d'études sont répertoriées concernant les transformations lors du stockage/traitement et les quantités épanchées sont considérées égales à celle excrétées par les animaux. Ainsi, Cordell et al. (2009) estiment les flux mondiaux de P utilisés en alimentation animale à 15.6 millions de tonnes par an dont environ 15 millions de tonnes se retrouvent dans les déjections animales, soit 96%.

Concernant les flux de N, la majorité de N ingéré par les animaux est excrété (55 à 95%) et les quantités excrétées dépendent principalement du type d'alimentation et de la quantité ingérée, du type d'animal et de son stade physiologique. L'azote est excrété dans les urines et les fèces et le ratio varie selon l'alimentation. Dans les déjections fraîches issues du mélange des urines et des fèces auxquels s'ajoutent les eaux de lavage et/ou la litière, les flux de N sont très majoritairement issus des excréments des animaux (95,5 à 100%). Concernant les transformations et les flux au cours du stockage/traitement et épandage des déjections animales, de nombreuses références bibliographiques existent dont une partie a été répertoriée dans le corpus étudié. Ces nombreuses références s'expliquent par l'importance quantitative et environnementale des transformations et des flux émis vers l'atmosphère, notamment sous forme de NH_3 . En effet, ces flux de NH_3 varient de 15 à plus de 60% de l'azote excrété. Pour les flux de N_2O , ceux-ci sont beaucoup plus faibles et de l'ordre de 0 à quelques %. Dans tous les cas, les résultats répertoriés montrent une variabilité très importante concernant ces flux d'azote en fonction des caractéristiques intrinsèques aux déjections animales, des conditions environnementales lors du stockage et de l'épandage et des pratiques d'élevage et de culture. A cela s'ajoute également les difficultés de quantification de ces flux liées aux hétérogénéités spatiales et temporelles des déjections et des conditions et donc des flux générés. Du fait des importantes quantités émises vers l'atmosphère principalement sous formes de NH_3 et des fortes incertitudes associées à ces émissions, il en résulte de fortes incertitudes sur les flux de N issus de déjections animales retournant au sol.

Peu d'études ont été répertoriées concernant le ruissellement du N et P lors du stockage des déjections animales. En France, même si les infrastructures modernes utilisées peuvent laisser penser que ces flux sont faibles, le stockage au champ des fumiers avant l'épandage pourrait être une source de transferts par ruissellement.

D'autre part, le corpus bibliographique utilisé inclut peu d'études concernant les flux générés lors du pâturage des animaux, notamment des bovins, ce qui est une pratique courante en France. Toutefois, cette pratique influence majoritairement les flux et stockage au niveau du sol, abordés dans la section suivante.

Dans tous les cas, la précision des inventaires semble plus limitée par les données nécessaires pour faire fonctionner les modèles utilisés (statistiques agricoles, climat, types de sol, choix des éleveurs, infrastructures des élevages, etc...) que par les connaissances sur les processus en jeu. Cette section se limitait à une analyse de la production des flux d'azote et phosphore lors de l'excrétion des animaux d'élevage et la gestion de ces flux jusqu'au retour au sol. Les processus de transformation et transport une fois ces flux épandus sont exclus.

7.1.3. Déterminismes et quantification des flux d'azote et de phosphore liés à la production végétale et à la fertilisation organique et minérale des cultures

Pascal Denoroy

INRA

7.1.3.1. *Eléments d'introduction et constitution du corpus bibliographique*

7.1.3.1.1. *Introduction*

L'agriculture, du fait de sa nature d'activité de production, accélère et amplifie les flux d'azote (N) et de phosphore (P) qui existeraient dans le milieu naturel du fait des cycles biogéochimiques. En effet, par le biais de la fertilisation, l'agriculteur vise à supprimer la déficience en éléments nutritifs (N et P en

particulier) qui limite habituellement la productivité dans les espaces naturels. Cela conduit à augmenter également les stocks de N et P dans les sols. Une part de ces flux de N et P aboutit dans les milieux aquatiques, et peut devenir facteur d'eutrophisation en augmentant à son tour le potentiel de production primaire.

Cette troisième section traite des risques de fuite de N et P à partir des surfaces agricoles, cultures ou prairies, essentiellement en lien avec la fertilisation mais aussi les autres pratiques agricoles courantes. On y considère les fertilisations minérales et organiques puisque les déjections animales ont vocation à être épandues sur ces surfaces, de même que beaucoup de matières fertilisantes résiduelles telles que les boues issues du traitement des eaux usées. Du point de vue de la gestion agricole de N et P, tous les apports organiques se comportent selon les mêmes lois, seuls les paramètres de leur composition initiale et de leur évolution (au stockage, à l'épandage, après enfouissement) diffèrent. La prairie pâturée est considérée comme un cas particulier du recyclage vers le sol des déjections animales.

Cette section vise donc à (a) rappeler les principaux déterminants modulant ces fuites dans le contexte des pratiques agricoles courantes, en vue de hiérarchiser leurs importance dans les flux de polluants, (b) faire sur la base de la bibliographie traitée, un point sur l'intensité de ces fuites hors de la partie du sol explorée par les racines des cultures.

7.1.3.1.2. Procédure de recherche bibliographique

Les mots clés pertinents sur la fertilisation et ses impacts environnementaux ont été identifiés par analyse des descripteurs associés à environ 300 références traitant de fertilisation et d'une première recherche bibliographique sur les descripteurs « agriculture » et « eutrophisation ». Ces descripteurs ont ensuite été regroupées par grandes thématiques et les requêtes ont été construites à partir de ces regroupements, et traitées dans WoS. Pour ces requêtes, les descripteurs (N OR nitr*) ou (P OR phosph*) ont été croisés (AND) aux descripteurs suivants (NB: « \$ » remplace aucun ou un seul caractère (ex. : lap\$roscopic permet de rechercher laproscopic, laparoscopic) ; « ? » remplace un caractère (ex. : en?oblast permet de rechercher entoblast, endoblast)) :

- ((nutri* management) OR nutri* diagnosis OR preconisation OR Decision system)
- (Fertili?ation OR crop nutrition) AND (theor* OR principle\$ OR rule\$)
- (critical value\$ OR Crop\$ response\$ OR Change point OR dilution curve\$ OR Soil-test OR threshold OR decision)
- Emiss* factor\$ OR Environment* impact\$ OR Environment* threshold\$)
- (Grain\$ concentrat* OR biomass concentration OR yield\$ export\$ OR harvest\$ content\$ OR biomass content\$ OR grain\$ content\$ OR Stoichiometr*)
- (use\$ efficienc* OR Fertili* recover* OR Nutrient\$ uptake\$ OR Rhizospher* processe\$ OR Mycorrhiz* OR fertili?er\$ value\$) AND (Manur* OR Poultr* litter\$ OR amendment\$ OR slurr* OR sludge\$ OR Compost* OR Nutri* Fertili*)
- (Leach* OR Drain**OR lysimet* OR Runoff\$ OR run-off\$ OR Subsurf* transport\$ loss* OR Nutrient\$ transport\$ OR Tile\$ drain* OR Dissolv* phosph* OR Soluble\$ react* phosph* OR Soil\$ erosi*)
- (Cover-crop\$ OR Green manure\$ OR Catch crop\$ OR Intercropping OR Cropping system\$ OR Crop\$ rotation\$ OR Management practice\$)
- (Ammon*volatili?ation OR volatili* OR Denitrific* OR Gas* losse* OR nitrogen fix* OR minerali?ation OR reogani*)
- (Adsorp* OR sorp* OR Desorp* OR Degree\$ of saturat* OR saturat* ratio\$ OR Soil dynamic\$)
- (No-till* OR Till * OR No till* OR Locali* suppl? OR Split application* OR band* OR soil inject* OR broadcast* OR spread*)
- (Farm* percept* OR Farm* attitud* OR practic* OR farm* choic* OR farm* decision*)

De plus, du fait du nombre réduit de références obtenues traitant des prairies (la majeure partie des références traitant des cultures annuelles), une recherche spécifique a été faite :

- (Grassland ? OR Dair*) AND (nitr* OR phosph*) AND (leach* OR eutrophic* OR loss* OR run-off OR drain*)

Ces requêtes, donnant un nombre excessif de références, ont été de plus recadrées ainsi :

- domaines couverts : environmental science, agronomy, plant science, soil science, agriculture multidisciplinary ;
- privilégier les synthèses, chapitres d'ouvrages, méta-analyses.

Comme on obtenait encore plusieurs centaines de résultats par requête, les plus pertinents ont été retenus sur la base du titre et de l'abstract (taux de rejet de l'ordre de 75 à 80%), conduisant à un premier corpus A de 700 articles. Pour ne pas risquer de négliger les articles récents et dans le contexte français, les mêmes requêtes ont été utilisées en ajoutant les contraintes suivantes : "France" dans les descripteurs et des années de publication de 2000 à 2016, conduisant à un second corpus B de 250 références. Les références de chaque corpus A et B ont été classées (a) sur la base d'un plan a priori pour cette partie, pour ne négliger aucune question, (b) sur la base de leur pertinence pour chaque partie de ce plan. On a ainsi obtenu deux listes classées, ensuite fusionnées pour aboutir à une liste d'environ 950 références. A partir de ces deux corpus, 123 références ont été sélectionnées, en retenant prioritairement les articles de synthèse et de méta-analyse de données, les articles les plus récents, et les articles publiés dans les journaux à facteur d'impact les plus élevés. Enfin, 13 références ont été ajoutées pour répondre à des précisions demandées par le comité de pilotage. Ce corpus comprend entre autre 56 revues (reviews) et 12 méta-analyses. Les documents de littérature grise ont été consultés seulement pour compléter dans la finalisation du rapport les informations non trouvées dans la littérature académique.

7.1.3.2. N et P dans l'écosystème agricole et au-delà

7.1.3.2.1. Motivations de la fertilisation : pratiques et raison d'être

La fertilisation consiste à compléter l'offre en nutriments disponibles dans le sol, par l'apport des éléments initialement trop peu abondants pour permettre aux cultures d'exprimer le potentiel autorisé par les autres facteurs limitants (potentiel génétique, climat, eau, etc.). L'azote et le phosphore font couramment partie de ces éléments et il faut souvent rééquilibrer les proportions des éléments nutritifs disponibles dans le sol (Fageria 2001, Bindraban et al. 2015). L'efficacité des apports dépend de leur modalité d'application (date, forme, localisation, etc.) qui doit s'appuyer sur les connaissances en physiologie végétale (Bindraban 2015). L'offre d'une nutrition répondant aux besoins des cultures est une stratégie pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'eau en contribuant à la résistance des céréales au stress physiologique et contribuant donc à leur productivité (He et Dijkstra 2014, Waraich et al. 2011). On rapporte des effets contradictoires du rôle des nutriments (N, K, P) sur les maladies des cultures : accroissement ou réduction de la sévérité des infections fongiques ou de l'action des parasites obligatoires ou facultatifs (Dordas 2008, Veresoglou et al. 2013). La nutrition minérale équilibrée serait plutôt une composante d'une agriculture soutenable, car elle permettrait de limiter le recours aux pesticides (Dordas 2008). La fertilisation NPKS fait partie des pratiques contribuant à augmenter la qualité nutritionnelle des récoltes en plus d'augmenter le rendement (teneurs en protéines, vitamines, etc.). Toutefois des excès – dépendant de l'espèce et de l'élément considérés – peuvent dégrader certains composants de la qualité des récoltes (Wang et al. 2008).

7.1.3.2.2. Les formes de N et P en cause, leur nuisibilité relative

Il existe un constat général (Byrnes 1990, Hart et al. 2004, Cameron et al. 2013, Withers et al. 2014) de l'origine agricole d'une large part de flux d'éléments facteurs d'eutrophisation N et P vers les cours d'eau, dans le contexte des agricultures développées. Le nitrate (NO_3^-) est la principale forme de N absorbée par les végétaux, donc par nature facteur potentiel d'eutrophisation. C'est la forme ultime de

l'oxydation de l'azote organique (dont la matière organique du sol). Le nitrate peut être apporté directement dans certaines formes d'engrais (ammonitrate, nitrate de calcium,..) ou être formé par la nitrification de fertilisants minéraux (urée...) ou la minéralisation des fertilisants organiques. Etant très mobile en solution il est la principale forme de N arrivant dans les eaux (Causse et al. 2015, Neal et Jarvie 2005) ; Dupas et al. 2015a évaluent sa part dans ce flux à 77% du total N. L'urée – d'origine organique ou apportée comme engrais de synthèse – peut aussi être lixiviée (Boy-Roura et al. 2016) mais subit généralement et rapidement la nitrification avant d'être mobilisée. Des matières organiques mobiles sous forme particulaire (Rasouli et al. 2014) ou soluble peuvent arriver dans les eaux et libérer du nitrate par minéralisation. Les retombées de N gazeux (ammoniac) sont moindres mais peuvent avoir localement de l'importance.

Parmi les formes de P, le phosphate en solution est la forme absorbée par les végétaux, mais très peu mobile dans les sols à l'inverse du nitrate du fait d'une forte affinité avec les particules du sol notamment via les (hydro)oxydes de fer et d'aluminium. Il peut cependant circuler dans la macroporosité et le drainage artificiel. Le phosphate porté par les particules de terre (adsorbé) peut être en partie libéré, en particulier quand les particules sont dans l'eau et s'il y a modification des conditions redox modifiant l'affinité des formes du fer pour le PO_4 . Ces particules sont mobilisées vers les eaux par le ruissellement voire le drainage. Les matières organiques, porteuses de phosphate libéré ultérieurement par minéralisation, sont également mobiles soit en solution soit sous forme particulaire. Pour la problématique de l'eutrophisation, une typologie opérationnelle des formes de P distingue les P total (PT), le P particulaire (PP), le P soluble (SP) le P soluble réactif (SRP), cette dernière forme étant celle la plus facilement absorbée par la végétation et donc impliquée dans les processus d'eutrophisation (Neal et Jarvie 2005).

Dans les parties suivantes relatives aux mécanismes en jeu, P et N sont traités séparément, comme cela est généralement le cas dans la littérature. Les processus en jeu sont en effet différents pour ces deux éléments.

7.1.3.3. L'azote agricole : mécanismes d'émission des flux d'azote

7.1.3.3.1. Les flux potentiels vers les eaux

Deux types de flux vont atteindre les eaux de surfaces : les dépôts issus des émissions atmosphériques et les rejets directs.

Les flux et retombées atmosphériques

Les flux gazeux issus de l'agriculture concernent essentiellement l'ammoniac (NH_3), dont en France les trois quarts sont liés à l'élevage (Cellier et al. 2013). Le potentiel d'émission peut être modélisé (Hamaoui-Laguel et al. 2014). Les retombées ammoniacales impactent les masses d'eau, en pourcentage des surfaces qu'elles représentent. Ces retombées sont de l'ordre de $10 (\pm 5) \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, très dépendantes des conditions locales et temporelles.

Les flux associés aux transferts hydriques

La lixiviation du nitrate hors du champ résulte de la conjonction entre une forte production d'azote nitrique, une faible absorption par la végétation et un flux de drainage d'eau élevé. Ce flux de lixiviation de nitrate est indépendant de l'origine du N : organique (recyclage ou fixation biologique) ou minéral. Il y a une hiérarchie générale des occupations de l'espace quant à l'intensité de la lixiviation de NO_3^- associée : forêt < prairie de fauche < prairie pâturée = culture < retournement prairie < horticulture (Cameron et al. 2013). L'azote résiduel du sol – RSN ou « reliquat azoté » – qui reste dans le sol à la fin de la saison de culture, contient des formes de N solubles et particulières qui peuvent être transportées des champs jusqu'aux nappes phréatiques ou cours d'eau (Rasouli et al. 2014). S'y ajoute, en fin d'été et en automne, la minéralisation de la matière organique du sol, favorisée par des températures élevées

dès que le taux d'humidité redevient suffisant (à la reprise des pluies) s, ce qui libère des nitrates pouvant être lixiviés à la reprise du drainage causé par les pluies (Cameron et al. 2013).

Relativement aux apports, c'est couramment de l'ordre de 5 à 15% de N qui rejoignent les eaux (Boithias et al. 2014, Dupas et al. 2015a), pour une moyenne nationale de 18 kgN. ha⁻¹.an⁻¹ selon Dupas et al. 2015a. Toutefois, pour être complets, les bilans doivent prendre en compte la dénitrification et le stockage d'azote dans les sols ou les aquifères (Billen et al. 2009). Dupas et al. 2015a évaluent à 50% la rétention apparente du surplus de N dans les bassins versant. Il faut se garder de mettre simplement en vis-à-vis le niveau de fuites d'azote et la seule fertilisation dans la mesure où ces fuites sont aussi liées à la minéralisation de la matière organique (sol, résidus de culture) et au mode de gestion du reliquat de N minéral.

Dans une zone agricole *a priori* homogène, il peut exister une forte hétérogénéité des flux de drainage de NO₃⁻ entre parcelles. La teneur en N minéral du sol avant le drainage d'hiver s'avère être le facteur déterminant expliquant cette variabilité (Jego et al. 2012, Rasouli et al. 2004). Ceci peut être attribué à la gestion insatisfaisante de l'azote cumulée sur le moyen terme plutôt qu'à un incident annuel isolé de surfertilisation, particulièrement dans les situations de sols profonds et dans les cas de drainages faibles ou fortement variables entre des années (Jego et al. 2012).

7.1.3.3.2. Le champ comme espace de gestion des flux d'azote

La Figure 6.5 rappelle les grands stocks et flux d'azote dans un écosystème agricole.

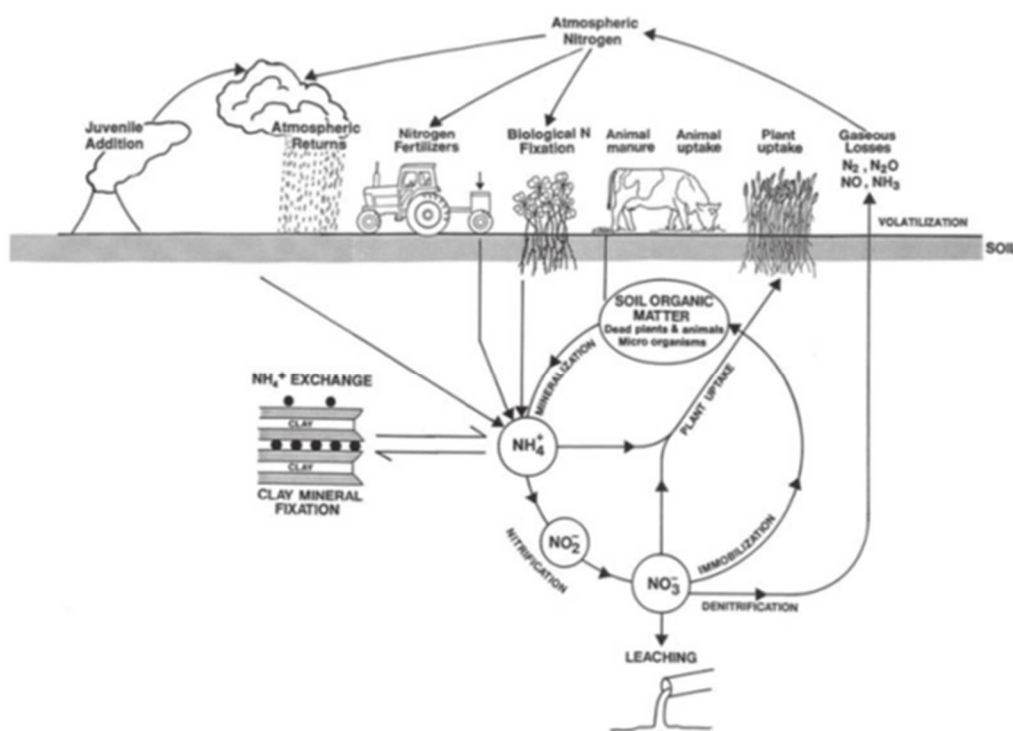


Figure 6.5. Cycle de l'azote sous une parcelle agricole (Cameron et al. 2013).

Les ordres de grandeur des flux annuels de N entre compartiments sont très variables suivant les systèmes agricoles considérés. Le Tableau 6.5 indique quelques valeurs typiques de quelques flux et stocks.

Tableau 6.5. Ordres de grandeur de flux et stocks de N dans divers systèmes de cultures. qx : rendements à l'humidité conventionnelle (15% pour le blé, 14% pour le pois) ; MS : matière sèche. Sources : Ministère de l'Agriculture pour la moyenne nationale triennale des statistiques du blé et des pois ; Comifer 2013 pour les autres données.

Type de culture	Espèce	Organe récolté	Rendement par ha.an ⁻¹	Export récolte N kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹	N immobilisé dans la végétation kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹	N sol minéralisé kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹	N fixé symbiotique kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹
Grande culture non légumineuse	Blé tendre	Grain	77 qx	140	200	50	0
Culture légumineuse	Pois	Grain	38 qx	120	210	50	155
Prairie intensive	Ray Grass	Parties aériennes	30 t MS	300	390	105	0
Prairie mélangée peu intensive	Graminées et légumineuses	Parties aériennes	10 t MS	120	160	70	85

Dans les flux peu variables : dépôt atmosphérique pour environ 10 kgN. ha⁻¹.an⁻¹ (moyenné sur tout le territoire), la dénitrification (10 à 20 kgN.ha⁻¹.an⁻¹), la fixation non symbiotique (10 à 30 kgN.ha⁻¹.an⁻¹). La fixation symbiotique peut représenter quelques dizaines à quelques centaines de kg N.ha⁻¹.an⁻¹.

Plus de 90% du N du sol est sous forme organique ; un sol agricole contient 2 à 10 t N. ha⁻¹, dans les 25-30 premiers centimètres essentiellement, dont N minéral ne représente que quelques dizaines de kilos hors période d'apports d'engrais. L'azote protéique est le composant prééminent de l'azote organique dans le sol, protégé de la dégradation microbienne par les argiles et les oxydes pédogénétiques (Nannipieri et Eldor 2009). Ce sont les formes minérales NO₃⁻ et NH₄⁺ qui sont absorbées par les plantes, surtout par transfert diffusif (NH₄⁺) ou convectif (NO₃⁻) et NO₃⁻, forme dominante dans la solution du sol, est prélevée en plus grande quantité (Li 2013). Quand seul du NH₄⁺ est disponible dans le sol (en conditions très particulières), cela peut conduire à des toxicités pour laquelle plusieurs hypothèses sont proposées, les mécanismes étant encore mal connus (Li 2013). Une quantité de NH₄⁺ est fixée sur les argiles, au-delà du petit compartiment mesuré par l'échange d'ions courant. Ce compartiment négligé devrait être pris en compte dans les bilans d'éléments, car il est partiellement biodisponible et non soumis à la lixiviation (Nieder et al. 2011).

Les pertes gazeuses, sous forme ammoniacale essentiellement, peuvent être du même ordre de grandeur que la lixiviation des nitrates. En dehors de l'activité d'élevage, elles se produisent aussi lors de la mise en oeuvre de la fertilisation organique ou minérale.

La dénitrification (perte de N₂ associé à des traces de gaz à effet de serre) peut être ponctuellement importante. Mais si ce processus est majeur dans le cycle de N des espaces naturels, il est relativement bien moindre dans l'agriculture (Seitzinger et al 2006), relativement aux autres flux d'azote par unité de surface (0 à 20 kgN. ha⁻¹.an⁻¹ en sol correctement drainé).

Les méthodes d'étude des flux de N sont variées : bilan de matière par mesure de stocks et flux (sol, végétation, intrant, récoltes), mesure de flux en solution, en suspension, ou gazeux, lysimétrie pour la mesure de flux percolés (Boy-Roura et al. 2016). Les traçages isotopiques sont aisés du fait de la stabilité du ¹⁵N. Le traçage isotopique au ¹⁵N (stable) permettant de suivre la répartition du N dans les divers compartiments de l'écosystème et de quantifier les pertes (Giacomini et al. 2010). Le suivi de la composition isotopique de l'azote permet d'identifier son origine, mais les transformations, transport et processus de mélange peuvent brouiller le signal de la composition isotopique de la source initiale (Nestler et al. 2011).

De ces études on déduit des modèles de simulation de teneur en eau et N minéral du sol qui deviennent eux-mêmes outils d'étude et de simulation (Cannavo et al. 2008, Coucheney et al. 2015, Jégo et al. 2012, Nangia et al. 2008). Des modèles de transfert permettent d'étudier l'effet de dose et le calendrier d'épandage de l'azote sur les pertes de N (Nangia et al. 2008).

7.1.3.3. Mécanismes des flux d'azote, particularités du contexte agricole

Minéralisations (NO_3^- , N_2) et réorganisation biologique

Dans les écosystèmes peu anthropisés, où les flux de nitrate sont limités et rapidement absorbés par la végétation, les flux de N passent par les processus d'humification-minéralisation-réorganisation microbienne au sein de la matière organique du sol (MOS). Sans apport de N, le flux minimal de minéralisation du sol est de l'ordre de $10 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (Cameron et al. 2013).

Beaucoup d'études mettant en œuvre du traçage isotopique au ^{15}N se concentrent sur les taux de récupération du ^{15}N dans les plantes et les récoltes. Dans ces études, une part élevée de l'azote apporté (de l'ordre de 38%) n'est pas retrouvée dans les bilans de masse réalisés à l'échelle de la parcelle ; et cette perte n'est pas expliquée (Gardner et Drinkwater 2009). En cas d'apport d'azote nitrique, une part élevée peut être rapidement réorganisée dans la matière organique du sol (MOS), d'autant plus qu'il y a du carbone nécessaire à cette réorganisation. Selon Cameron et al. (2013), 15 à 25% de l'azote apporté sont retenus dans la MOS. Un bilan de longue durée complet établi par Sebilo et al. (2013) montre qu'après l'apport de N, 45-50% du N sont immédiatement retenus par végétation, 32-37% passent dans la MOS et seront progressivement reminéralisés les années suivantes. Sur 25 ans, seulement 8-12% de ^{15}N sont lixiviés. Le défaut de bilan de 5-12 % de ^{15}N pourrait être dû à la dénitrification ou à la volatilisation (Sebilo et al. 2013).

Un certain nombre d'approches, passées en revue et évaluées par Benbi et al. (2002), a été utilisé pour décrire la cinétique de minéralisation de N dans des sols. Les modèles mécanistes incluant la description de processus microbiens permettent de prévoir à long terme le turn-over de C et N dans des sols, contrairement aux modèles fonctionnels simples. Mais ils sont difficiles à valider, certains des compartiments fonctionnels présumés (ou fonctions cinétiques) ne pouvant pas être directement quantifiés. La quantification de la minéralisation pose toujours des problèmes méthodologiques (laboratoire vs champ) et de normalisation des méthodes ce qui limite la méta-analyse des résultats publiés (Benbi et al. 2002, Delphin 2000). Beaucoup de travaux méthodologiques visent à préciser la caractérisation chimique des formes de N, et interpréter les études mécanistes en vue de la modélisation de la dynamique de N (Nannipieri et Eldor 2009).

L'estimation précise et fiable de la minéralisation de la MOS est nécessaire pour une gestion précise de la fertilisation car c'est un des plus gros flux de N dans le sol. Le N minéralisable, quantité de N qui est minéralisé sur un laps de temps choisi, est évalué par augmentation de N inorganique par incubation au laboratoire, serre ou champ. De nombreux tests chimiques, comme par exemple les test EON (extractable organic N), sont proposés pour l'évaluer rapidement. Ces test ne sont cependant pas plus discriminants que la simple mesure de N total si les propriétés des sols et conditions environnementales ne sont pas prises en compte (Ros et al. 2011).

La dénitrification est un phénomène biologique réalisé surtout par des bactéries et des champignons hétérotrophes ubiquistes conduisant à la réduction du NO_3^- jusqu'à la formation et au dégagement gazeux de N_2 . La disponibilité en matière organique facilement décomposable et en NO_3^- détermine le potentiel de dénitrification du sol. La dénitrification dépend aussi de l'acidité, du potentiel d'oxydo-réduction (conditions anoxiques) (Seitzinger et al. 2006). Les modèles de prédiction de la dénitrification sont sensibles aux paramètres de la fonction de réduction dépendant du contenu en eau (Heinen 2006). Elle est plus élevée en sol argileux et le drainage artificiel augmente le risque de lixiviation de NO_3^- car le transit de la solution est alors plus rapide et l'aération du sol limite la dénitrification (Cameron et al. 2013).

Pratiques agricoles courantes : leurs impacts sur les flux de N

- Gestion des résidus de cultures

L'enfouissement des résidus de culture (paille) conduit à une réorganisation de l'azote qui limite la nitrification à court terme, donc la minéralisation et la lixiviation (-27% pour Garnier (2003) ; -24 kgN.ha⁻¹ sur 27 kg de N potentiel pour Beaudoin et al. (2005)), d'autant plus que l'incorporation est profonde. L'effet des résidus sur la perte de NO₃⁻ dépend aussi du synchronisme entre la disponibilité variable du N inorganique du sol et l'assimilation N par la culture, la réorganisation du N pouvant aussi concurrencer la culture (Chen et al. 2014).

- Recyclage des effluents et déchets de la société et des activités économiques

Quand il est disponible, le premier fertilisant utilisé est l'effluent d'élevage ou un autre sous-produit fertilisant. Mais une contrainte à sa bonne utilisation est l'incertitude sur sa valeur fertilisante. L'évaluation de la valeur fertilisante d'un engrais organique doit tenir compte d'effets à long terme (au-delà d'un an), jusqu'à complète minéralisation des produits intermédiaires voire de la matière organique du sol formée. La meilleure efficacité globale d'un fertilisant organique (effluent d'élevage) est atteinte quand il est utilisé en quantité réduite sur des grandes surfaces et en complétant la fourniture de N aux cultures par de l'engrais seulement quand la disponibilité de N issu de ce fertilisant est insuffisante (Webb 2013).

La teneur en N total d'un produit organique dépend du processus de fabrication, du mode de compostage et de séchage, la stabilisation biologique diminuant le pourcentage de N minéralisable. Le total de N disponible pour les plantes (PAN = N inorganique + N minéralisable) est spécifique par grand type de produit à l'intérieur d'une région climatique (Rigby et al. 2016). La chaîne de gestion du produit jusqu'à l'épandage doit être optimisée pour éviter tout facteur favorisant la volatilisation (Cellier et al. 2013). L'injection et l'incorporation rapides sont préférables pour limiter la volatilisation (Webb et al. 2010, Port 2003). Les digestats ont un potentiel d'émission de NH₃ plus élevé que les effluents non digérés (Nkoa 2014).

- Travail et gestion du sol

La réduction du travail du sol modifie la répartition de l'eau et de l'azote dans le profil de sol et réduit parfois la quantité d'azote nitrique par augmentation de la compétition microbienne. Cela peut requérir une plus forte fertilisation azotée pour répondre aux besoins des cultures (Alvarez 2009). La temporalité de travail du sol peut modifier la dynamique d'immobilisation du N par les résidus de culture (Chen 2014). Toutefois, généralement, le type de travail du sol (travail minimal vs travail conventionnel) a eu peu d'effet sur la dynamique de l'azote de l'engrais dans le sol (Giacomini 2010, Oorts 2007). La minéralisation nette n'est pas affectée, à masse de terre équivalente, et l'augmentation de lixiviation de nitrate, parfois constatée sous non-labour, n'est pas systématique (Constantin 2010, Oorts 2007). Sur le long terme, le non labour semble réduire la lixiviation, mais augmenter sensiblement les pertes gazeuses (Constantin 2010). Le drainage facilite les transferts de N (Seitzinger et al. 2006), mais permet aussi des interventions agricoles (dont fertilisation) au moment opportun et limite la dégradation de la structure du sol et donc l'érosion.

- Choix des espèces et des variétés cultivées

Les espèces à enracinement profond limitent la lixiviation du nitrate en l'absorbant plus en profondeur, et le re-semis des prairies stimule la rétention de l'azote (Cameron et al. 2013).

- Fixation du N atmosphérique par les légumineuses et succession des cultures

Pour éviter l'apport d'engrais azotés, une voie proposée est de remplacer l'azote de synthèse par celui issu de la fixation symbiotique par la culture de légumineuses, dont on sait évaluer le potentiel de fixation, modulé par les contraintes environnementales (Liu et al. 2011, Chalk et al. 2016). Selon Benoit et al. (2014), la teneur en nitrate de solution du sol sous racinaire, indicatrice du risque de lixiviation après culture, est faible sous culture de légumineuses. A l'inverse, Beaudoin et al. (2005) trouvent le reliquat azoté post-récolte plus élevé après les pois qu'après des non-légumineuses.

Les pailles de légumineuses ont une forte teneur en N, presque double de celle d'une céréale, mais du fait de leur plus faible rendement, leur contenu en azote par ha est du même ordre ou supérieur d'une quinzaine de kg de N à celui de pailles de céréales. Même en y ajoutant quelques kilogrammes supplémentaires liés aux parties racinaires, cette offre reste très inférieure aux besoins d'une culture suivante. Aussi, on ne peut compter sur l'azote des résidus d'une culture de légumineuses récoltée pour subvenir aux besoins de la culture suivante. Un second problème est que la cinétique de libération de l'azote par décomposition-minéralisation de ces résidus risque fortement d'être en avance sur la dynamique des besoins de la culture suivante, conduisant à une forte libération de nitrate à contre temps, avec un fort risque de lixiviation

A l'échelle d'une succession de cultures, la présence de légumineuses ne résout pas seule la question de la lixiviation des nitrates et peut même l'aggraver. Les systèmes de culture à base de légumineuses à grain doivent être évalués de façon globale en prenant en compte le bénéfice de leur fixation symbiotique de N tout en réduisant des risques environnementaux en plaçant une culture piège à nitrate après la légumineuse (Plaza-Bonilla 2015).

- Type de fertilisants, inhibiteurs et contrôle de libération

On vise à améliorer l'efficacité d'utilisation des engrais minéraux, soit par des enrobages contrôlant la libération des minéraux pour la rendre mieux synchrone de l'absorption racinaire, soit par des inhibiteurs de nitrification (NI) pour ralentir la nitrification et la lixiviation de NO_3^- , soit par des inhibiteurs d'uréase pour réduire la volatilisation d'ammoniac à partir d'urée (Adhikari et al. 2015, Byrnes 1990, Chalk et al. 2015, Chien 2009, Cameron et al. 2013, Harrison 2001, Timilsena 2015). L'utilisation d'inhibiteurs de nitrification peut conduire à un accroissement significatif de la perte de NH_3 , suivant les propriétés du sol (pH et CEC^1 au moins) (Kim et al. 2012). Pour réduire les pertes d'azote, l'utilisation de fertilisants « technologiques » (avec additifs pour en améliorer le coefficient d'utilisation par les cultures) est moins efficace que l'ajustement précis des doses (Quemada et al. 2013).

- Mise en œuvre des engrais

La simulation indique la possibilité de diminuer les pertes de N en adaptant doses et dates d'apport pour répondre plus strictement aux besoins variables dans le temps des cultures (Nangia et al. 2008). Une partie des engrais minéraux peut être perdue par volatilisation : 10 à 20% pour l'urée, 4% pour l'ammonitrate (Cameron et al. 2013), jusqu'à 70% pour la fraction ammoniacale des lisiers. L'enfouissement des engrais est efficace et nécessaire pour réduire la volatilisation (Cameron et al. 2013, Schoumans 2013). Il est important de contrôler ces pertes et de bien les estimer, une mauvaise estimation pouvant conduire à une surfertilisation.

- Irrigation

Pour limiter la lixiviation d'azote en situation irriguée, parmi toutes les stratégies étudiées, l'amélioration de la gestion de l'eau est la plus efficace, diminuant la lixiviation de 80% sans modifier le rendement si la dose de N apportée est estimée précisément (Quemada et al. 2013).

- Engrais vert

Un engrais vert est une culture intermédiaire à objectif d'amendement de sol et de source d'éléments nutritifs pour la culture suivante. Une méta-analyse d'expériences comparant rendement des cultures, lixiviation de nitrate, ou contenu des sols en nitrate, entre des systèmes incluant ou non des couverts hivernaux, montre une moindre lixiviation hivernale, de 40 à 70% suivant le type de culture hivernale (abattement plus faible avec les légumineuses), avec une possible perte de rendement (10% maximum) (Tonitto et al. 2006).

- Culture Intermédiaire Piège à Nitrate (CIPAN ou CC = cover crop)

¹ CEC = capacité d'échange cationique (ou cation-exchange capacity), c'est une caractéristique de base pour décrire les propriétés chimiques d'un sol.

Il s'agit de couverts intermédiaires à finalité de protection du sol et de piégeage des reliquats de minéraux. On passe de la notion d'engrais vert à celle de couverts (fixateur ou non de N) retenant l'azote dans le système sol-plante pour maintenir les rendements tout en réduisant les flux de N réactif (Tonitto et al. 2006). Il peut s'agir de repousses spontanées contrôlées.

La CIPAN diminue la concentration N de la solution de sol d'au-moins un tiers par rapport à un sol non couvert (Benoit et al. 2014). Selon Constantin et al. (2010), comparant sur le long terme diverses stratégies pour limiter la lixiviation du nitrate, le CC est la technique la plus efficace pour diminuer la lixiviation de N (de 36 à 62%) et reste efficace à long terme. Le stockage de N dans la MOS est nettement accru par CC (de 10 à 24 kg. ha⁻¹.an⁻¹). Les CC n'ayant pas d'effet significatif sur les émissions de N gazeux, elles apparaissent comme une technique gagnante simultanément sur la lixiviation du nitrate et la séquestration de C et N dans le sol (Constantin et al. 2010). Ceci est confirmé par une méta-analyse de 35 études conduites dans les pays scandinaves (Valkama et al. 2015) qui précise que les non-légumineuses sont plus efficace pour abattre le flux de nitrate. La méta-analyse de Quemada et al. (2013) sur les stratégies pour limiter la lixiviation de N en situation irriguée aboutit à la même conclusion. L'utilisation de modèles permet ainsi de concevoir des systèmes de production à fertilisation en N réduite tout en réduisant la lixiviation de 33 à 55% (Constantin et al. 2012). Cependant, remplacer une jachère nue par une culture de couverture non légumineuse est généralement considéré comme non viable économiquement (Tonitto et al. 2006).

- Culture en mélange céréale-légumineuse

Il y a actuellement beaucoup d'intérêt en recherche pour les cultures en mélange (plus d'une variété ou d'une espèce dans le même champ). Si généralement les études montrent une meilleure utilisation de l'espace et du N disponible dans les cas de mélanges céréales-légumineuses, les conséquences en termes de lixiviation du nitrate ne sont pas reportées dans les résultats (Pelzer et al. 2014, Ehrmann et Ritz 2014).

- Systèmes d'agriculture « biologique » ou « organique »

Dans une comparaison d'exploitations agricoles, Benoit et al. (2014) concluent qu'en général l'agriculture biologique montre des niveaux de lixiviation plus bas (14 à 50 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ par année culturale) que des fermes conventionnelles (32 à 77 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ par année culturale). Selon Cameron et al. (2013), la perte de NO₃⁻ par l'agriculture biologique équivaut ou est peu inférieure à celle des autres agricultures, l'usage de fertilisant organiques exclusivement augmentant le risque de libération de nitrate à contretemps des besoins des cultures.

- Prairies

De façon générale, les risques de pertes de nutriments des prairies obéissent aux mêmes déterminismes que les cultures, mais avec certaines particularités :

- Le couvert permanent permet une absorption des minéraux sur une grande partie de l'année, dans la mesure où les conditions climatiques y sont favorables
- L'enracinement est installé et s'il est souvent moins profond que sous culture annuelle au maximum de croissance, il est toujours opérationnel et connecté à un réseau de mycorhize, donc efficace pour le prélèvement tant que l'offre en nutriment (N surtout) ne dépasse pas trop les capacités métaboliques du couvert
- La couverture du sol limite le ruissellement et l'érosion

La prairie est donc *a priori* un système efficace pour éviter les pertes de N et P, même avec une surfertilisation temporaire. Toutefois, si la prairie n'est pas permanente, sa destruction périodique conduit à une forte libération de N sur une courte période, dont la gestion peut être difficile dans le cadre de la culture suivante et donner lieu à une forte lixiviation de nitrate.

- Elevage

La présence d'animaux en prairie augmente les risques environnementaux par rapport à une prairie récoltée, car si cette présence n'est pas très régulièrement répartie en termes de surface, le

piétinement peut conduire à une dégradation locale du sol et du couvert, favorisant le ruissellement dès qu'il y a de la pente. L'accumulation de déjections dans certaines parties de la prairie peut largement dépasser les capacités d'absorption par le couvert et créer des points de pollution (Causse et al. 2015, Schoumans 2013). La limitation du chargement en animaux est donc nécessaire, d'autant plus que l'alimentation de ces derniers avec des aliments issus d'autres parcelles (voire extérieures à la ferme) conduit à des bilans minéraux (très) positifs.

7.1.3.3.4. Mode de raisonnement actuel de la fertilisation azotée : forces et faiblesses pour la limitation des pertes de N à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation

Il n'y a pas de relation directe entre dose d'azote apportée et rendement car il faut tenir compte des autres termes du bilan azoté de la culture (Olf et al. 2005). En France, le cadre du raisonnement de la fertilisation azotée est la méthode du bilan d'azote défini par Remy et Hebert (1974). Elle consiste à évaluer tous les termes du bilan de l'azote d'une culture sur sa période principale de croissance (printemps-automne) afin d'en déduire la dose prévisionnelle d'azote à apporter pour répondre aux besoins de la culture, suivant l'objectif de rendement fixé, une fois évalué tous les autres postes de fourniture d'azote (Comifer 2013). Mais chacun des 20 termes de ce bilan est source d'une incertitude qu'il convient de réduire pour éviter des apports excessifs visant à sécuriser les productions (Germon 2013, Comifer 2013). Suivant les recommandations d'usage, on n'apporte pas toute la dose d'azote prévisionnelle dans les premiers apports mais on réserve de l'ordre de 40 kgN.ha⁻¹ qui seront ou non apportés suivant l'évolution de l'estimation du potentiel de récolte au fur et à mesure du développement de la culture. La méthode est améliorée par un calcul de bilan dynamique sur la base des jours normalisés (température et humidité), surtout dans l'estimation de la minéralisation et du lessivage. Il permet de disposer d'une estimation plus pertinente de la dose d'engrais azoté par rapport à l'utilisation d'un bilan prévisionnel « statique ». Son développement est néanmoins encore loin d'être généralisé (Comifer 2013).

L'objectif de rendement est un paramètre sensible de ce modèle, car sa surévaluation entraîne une augmentation du risque de pertes. Mais à l'inverse, le sous-estimer ne conduit pas à diminuer sensiblement le reliquat post-récolte : l'extensification n'est pas une procédure efficace pour limiter ce terme conditionnant le risque de lixiviation hivernale (Beaudoin et al. 2005, Comifer 2013, Zhao et al. 2016). L'estimation de l'objectif de production doit donc être modeste et pourra être revu en cours de saison.

La mesure du reliquat azoté « à l'ouverture du bilan » et une prévision précise de la minéralisation de N en cours de cultures sont nécessaires pour bien déterminer le complément nécessaire, qui doit être apporté de façon fractionnée dans le temps (Schröder et al. 2000, Olf et al. 2005, Ros et al. 2011). La teneur en azote organique qui est nécessaire pour le calcul du N minéralisé est généralement mal connue en dehors du grand tiers Nord-Ouest de la France. Aussi elle n'est évaluée qu'indirectement par le biais de la MOS, elle-même estimée par la teneur en C oxydable (Figure 6.6). Ceci introduit de l'imprécision dans les calculs.

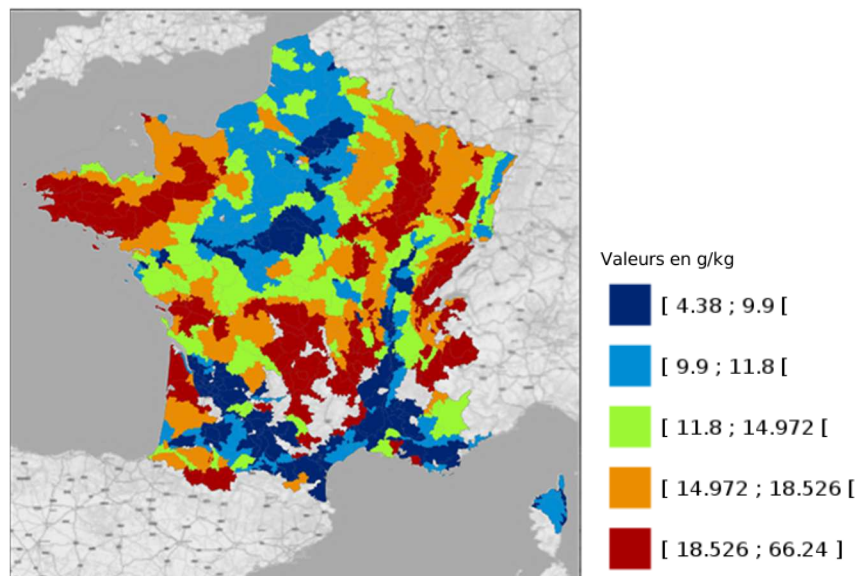


Figure 6.6 : Médiane des teneurs en C organique (sols agricoles) pour la période début 2005 à fin 2009, découpage par petite région agricole (PRA). Sources : BDAT (version 5.0.2 du 20/04/2016), GEOFLA® | IGN, <https://ows.terrestris.de/dienste.html#openstreetmap-wms>.

Un autre paramètre sensible à la mise en œuvre de la dose prévisionnelle est le CAU, Coefficient Apparent d'Utilisation des engrais, qui tient compte des pertes de disponibilité de N apporté (volatilisation, réorganisation, etc.) pour calculer la dose d'engrais ; la surestimation de ces pertes peut conduire à une surfertilisation.

Pour éviter la lixiviation durant la culture et limiter le reliquat final, il faut adapter de façon dynamique la disponibilité en N aux besoins des cultures, une fois évaluée la dose prévisionnelle. D'où l'intérêt des outils de pilotage basés sur le suivi de l'état nutritionnel des couverts : analyses chimique sur végétal, estimation du taux de chlorophylle, etc. (Olfs et al. 2005). Un diagnostic de statut azoté des cultures peut être basé sur le concept de concentration critique N (N_{cr}), par exemple la concentration minimum en N dans les tiges (SB) requise pour maximiser croissance (Lemaire et al. 2008, Errecart et al. 2014). La courbe critique de dilution du N permet le calcul d'un indice de nutrition azotée (INN), rapport de la teneur analytique réelle de la végétation à sa teneur optimale (Lemaire et al. 2008). Mais la mesure directe de la teneur en N du couvert est compliquée. On préférera en pratique des mesures indirectes, comme par exemple l'estimation de l'indice de nutrition azotée par télédétection en estimant l'indice foliaire et la teneur en chlorophylle (Lemaire et al. 2008) ou l'indice SPAD, mesurant le taux de chlorophylle de la dernière feuille complètement développée (Debaeke et al. 2006, Gonzalez-Dugo et al. 2010). Ces mesures indirectes restent toutefois moins précises que les mesures directes, car davantage dépendantes de la variété végétale ou des conditions de mesure. Télédétection ou proxidétection, en combinant diverses bandes spectrales, permettent une forte amélioration de l'efficacité de l'engrais (économie de 10 à 80% de l'engrais) et une réduction de 30 à 50% du reliquat d'azote sans influence sur le rendement ou la qualité du grain, rendant cette pratique globalement rentable en comparaison d'une dose uniforme (Diacono et al. 2013).

Les modèles actuels de raisonnement de la fertilisation, qui ne s'appliquent qu'à la période de forte croissance de la culture, doivent évoluer vers une prise en compte de l'interculture car c'est surtout durant cette période que les fuites ont lieu (minéralisation automnale de MOS). L'estimation du reliquat post-récolte aide ainsi à gérer les flux d'azote entre deux cultures (Schröder et al. 2000) et l'accumulation de N dans la MOS et dans les CIPAN doit être prise en compte pour les fertilisations suivantes (Billen et al. 2013). Des outils de simulation interannuelle des flux de N sont développés pour guider les praticiens (Parnaudeau 2012).

Au niveau des exploitations agricoles, l'incertitude reste élevée sur la quantification des pertes directes et indirectes annuelles de composés azotés. La lixiviation de l'azote est plus facile à prédire que les émissions gazeuses azotées (Cannavo et al. 2008). Les bilans entrée-sortie globaux au niveau de l'exploitation peuvent être connus assez précisément, pour une estimation des pertes de NO_3^- aux variations de stock près (Payraudeau et al. 2007).

7.1.3.4. Le phosphore agricole : mécanismes d'émission des flux de phosphate

7.1.3.4.1. Les types de flux potentiels de P vers les eaux

Du fait de la forte interaction du phosphate avec la phase solide du sol, les transferts de P vers les cours d'eau se font majoritairement sous forme particulaire (Dupas et al. 2015a, Nemery et al. 2005) ou macromoléculaires. Ces flux associés au ruissellement sont souvent liés à l'érosion hydrique (Schoumans 2013, Ulen 2007). Une partie du P sorbé dans ces particules peut être libérée (désorbée) en solution. Les cheminements hydrologiques peuvent être variés et dépendent de l'intensité et de la durée des pluies, de l'intervalle entre les épisodes pluvieux, des systèmes hydrologiques (Haygarth 2000). Des transferts en solution sont possibles en situation favorisant le drainage (sols à granulométrie grossière, drainage artificiel, etc.). Les formes solubles (SRP ou DRP pour Dissolved reactive P), directement métabolisables par les plantes, ont un fort impact sur l'eutrophisation. Les flux et concentrations élevés de phosphore soluble sont issus de sols agricoles pendant les périodes de chasse d'eau de la transition de saison sèche à saison humide (Jordan-Meille et Dorioz 2004). Dans le cas des parcelles agricoles ou zones humides (naturelles ou artificielles), dont le sol est en interaction avec la nappe d'eau (même temporairement), la réduction des (hydr)oxydes de fer peut conduire à une libération du P sorbé sur la phase solide avec transfert du P en solution (Dupas 2015b). Ce processus est découplé du transfert de P particulaire, contrairement aux cas des épisodes pluvieux intenses.

On évalue les pertes de P à 0.1 à 2 kg. ha⁻¹.an⁻¹, avec une moyenne de 1 kg. ha⁻¹.an⁻¹ pour les agricultures des pays développés. Pour la France, Dupas et al. (2015a) l'évaluent autour de 0,5 kg. ha⁻¹.an⁻¹, avec une rétention apparente de 95% du surplus de P dans le bassin versant.

7.1.3.4.2. Le champ comme espace de flux de phosphore

Le phosphore n'existe pratiquement que sous la forme phosphate dans un écosystème agricole, pour les composés organiques aussi bien que pour les composés minéraux du phosphore. Aussi, dans ce qui suit, on notera P pour signifier phosphate, soit en tant qu'anion, soit en tant que groupement dans des molécules. Les grands flux et stocks de P peuvent être représentés de façon assez simple (Figure 6.7), sans rentrer dans le détail de la chimie qui est complexe. Contrairement au cas de l'azote, la biogéochimie du P dans le sol est contrôlée par des flux et surtout des stocks largement minéraux (Ziadi et al. 2013), qui vont représenter deux tiers à trois quarts du total. Le stockage du P dans la matière organique du sol dépendra surtout de la stœchiométrie de cette matière organique du sol, qui va plutôt être pilotée par les flux de C et N. Aussi le stockage de P dans le sol, en cas de bilan positif, se fait essentiellement sous forme minérale.

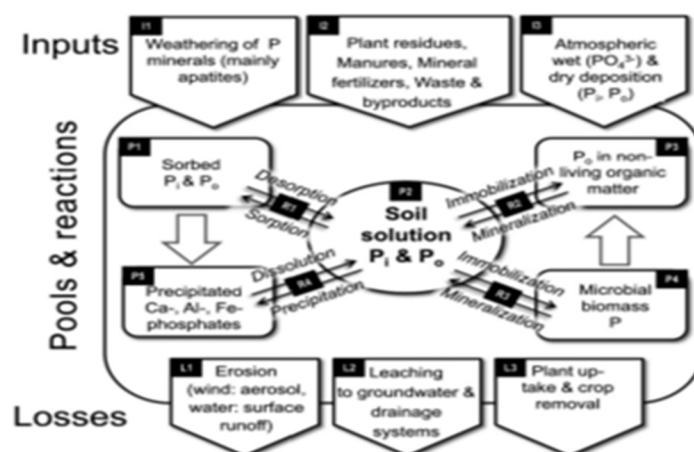


Figure 6.7 : Schéma du cycle du phosphore dans le sol. I = inputs, P = pools, R = reactions, L = losses. (Kruse et al. 2015).

Les méthodes spécifiques de l'étude des formes du P sont recensées par Kruse et al. (2015).

Beaucoup de travaux ont été publiés sur les phénomènes de sorption, rétention/libération de phosphate sur les particules de sol sur les surfaces des (oxy)hydroxydes de métaux et les minéraux phyllosilicatés, qui gouvernent la part du P en solution et disponible aux plantes (Arai 2007, Ziadi et al. 2013). La nutrition des cultures dépend de la désorption comme phénomène inverse de la sorption (Ziadi et al. 2013). L'absorption racinaire du P fait souvent appel à l'association à des champignons mycorrhiziens qui augmentent la surface de prélèvement racinaire et améliorent l'exploration du sol.

La fertilisation conduit à davantage saturer la capacité de sorption de phosphate du sol donc à diminuer son pouvoir tampon (évalué par la quantité de P nécessaire pour augmenter d'une unité la teneur de P en solution). La part du P en solution augmente, ce qui rend le phosphate ajouté de plus en plus disponible et mobile, augmentant par voie de conséquence le risque de pollution (Barrow 2015, Lemerrier et al. 2009, Liu et al. 2012). Des apports répétés à long terme semblent accroître le potentiel de perte davantage qu'un apport isolé (Liu et al. 2012).

Il y a une moindre sorption du P dans les sols riches en matière organique qui est concurrente pour la sorption sur les (hydr)oxydes de fer et d'aluminium (Lemerrier et al. 2009). Il y a toujours corrélation entre bilan de P et évolution des indicateurs de P extractible (Lemerrier et al. 2009, Ziadi et al. 2013). Mais la réversibilité du stockage du P dans le sol est parfois sujette à controverse, dans la mesure où la disponibilité du P peut diminuer même en situation de bilan équilibré.

7.1.3.4.3. Dynamique du P dans le sol en lien avec la matière organique du sol

Contrairement au N, la part de P organique dans le total du P des sols (même en se limitant au P labile) est très minoritaire (de l'ordre de 25-30%) et assez stable (Ziadi et al. 2013). Il est difficile d'estimer le taux de minéralisation du P organique du fait de la sorption rapide du phosphate libéré sur la phase solide du sol. Il faut effectuer un traçage avec isotope (^{32}P ou ^{33}P marquant le sol) pour distinguer les flux. Ces isotopes n'étant pas stables (période de l'ordre de la décade), la durée d'expérience est limitée. Pour pallier cette contrainte, on s'oriente maintenant vers l'utilisation de PO_4^{3-} marqué par un isotope stable de l'oxygène. La contribution des processus biologiques et biochimiques est corrélée négativement à l'abondance de P inorganique, et positivement à la concentration en C organique du sol (Bunemann 2015). Le P minéralisé peut être sujet à immobilisation microbienne et reminéralisation. Le ratio C/P élevé diminue la libération du P du fait de la réorganisation microbienne et de l'immobilisation (Ziadi et al. 2013). A l'inverse, les successions gel/dégel ou humectation/dessiccation accélèrent la dégradation des matières organiques et la libération de P. Cela peut améliorer la nutrition des cultures comme augmenter les pertes de P par ruissellement et lixiviation/lessivage (Ziadi et al. 2013). Les tests d'activité enzymatique (phosphomonoesterase) indiquent des vitesses de minéralisation d'un ou deux

ordres de grandeur supérieurs aux vitesses mesurées par traçage isotopique. Cela pose la question de l'extrapolation quantitative de ces tests en condition réelle (Bünemann 2015).

Pratiques agricoles : leur impacts sur les flux de P

- Gestion des résidus de cultures

La quantité de P dans les résidus est souvent faible par rapport aux besoins des cultures suivantes. La libération de P par les résidus est significativement réduite en condition de faible teneur en P du sol et des plantes du fait de la réorganisation microbienne (Damon et al. 2014).

- Recyclage des effluents et déchets de la société et des activités économiques

La synthèse d'essais de longue durée avec fertilisation organiques ou engrais verts montre l'amélioration de nombreuses propriétés du sol consécutivement à la fertilisation organique, mais aussi un fréquent excès de P lié au déséquilibre des teneurs en N et P des effluents par rapport aux besoins des cultures, quand la dose est basée sur la teneur en N (Edmeades 2003, Schoumans 2013). Le compostage des déchets et des effluents tend à diminuer la biodisponibilité du P qu'ils contiennent (Ziadi et al. 2013). Toor (2006) propose une synthèse sur les méthodes de caractérisation des phases organiques et minérales des effluents organiques pour mieux prévoir les qualités fertilisantes des produits.

- Gestion du sol, travail du sol

L'évolution du travail du sol vers le non labour tend à concentrer P en surface du sol, ce qui le rend plus susceptible d'être transféré par ruissellement vers les cours d'eau (Lemercier et al. 2009, Schoumans 2013, Ziadi et al. 2013), d'autant plus que cette localisation peut ne pas correspondre à l'enracinement des cultures et que le sol va souvent être plus tassé en non-labour. Ce risque est atténué par la protection du sol offerte par un couvert permanent mais cette dernière pratique n'est pas systématiquement associée au non-labour (Sharpley 2016). Les zones tampon entre champs et rivière semblent efficaces pour piéger les sédiments de ruissellement, mais nécessitent de gérer l'accumulation de P de ces sols par l'exportation de la biomasse (Lemercier et al. 2009) ainsi que le contrôle de l'anoxie qui conduirait à une libération de phosphore soluble réactif (SRP) (Dupas 2015). Le drainage artificiel des sols favorise les transferts de P (Schoumans 2013)

- Choix des espèces et variétés cultivées

Il n'existe pas de sélection variétale spécifique montrant une meilleure efficacité de l'exploitation du P du sol, même si des pistes de transfert de gènes sont proposées dans ce sens (Raghothama et Karthikeyan 2005, Grotz 2012). La forte réponse des légumineuses au P est liée à l'activité de fixation symbiotique de N, les bactéries fixatrices devant disposer de P (Li 2011).

- Choix et mise en œuvre des fertilisants

Quelques solutions techniques ont été proposées pour concevoir des engrais phosphatés à libération progressive (Chien 2009). Dans des situations susceptibles au ruissellement et en situation de fertilisation d'entretien, Hart et al. (2004) préconisent de remplacer les formes très solubles par des formes avec solubilité retardée, ou organiques, pour limiter la part exportée en solution. Cependant, ceci conduit à augmenter la durée de la période où il y a risque de perte par ruissellement.

Le ratio N/P des effluents d'élevage est bas, en moyenne de l'ordre de 4 (2,5 pour la fiente de volaille), alors qu'il faut un ratio de 8/1 environ pour les plantes : si l'apport d'effluent est basé sur le besoin de N des cultures, il y a accumulation de P dans le sol (Buczko et Kuchenbuch 2007, Nesme et al. 2015). L'usage de P ou N minéral permet de corriger un déséquilibre de disponibilité entre éléments.

- Couverts intermédiaires

Mis à part la limitation de l'érosion (protection des sols) et donc la réduction des pertes par ruissellement, il n'a pas été recensé d'effet des couverts intermédiaires (engrais verts, CIPAN) sur la mobilité du P.

- Prairie et élevage

De façon similaire à ce qui a été écrit plus haut pour l'azote, le couvert permanent de la prairie limite aussi le risque de perte de P, avec les mêmes risques de transfert érosif (phosphore particulaire) lié à la dégradation des surfaces piétinées

7.1.3.4.4. Mode de raisonnement actuel : forces et faiblesses

Le raisonnement de la fertilisation du P est essentiellement basé sur des modèles de réponse statistiques, empiriques (Johnson 1991). Ces références sont basées sur des essais de longue durée, nécessaires pour créer des états d'offre du sol contrastés, permettant de définir des niveaux optimaux de disponibilité en P des sols (Colomb et al. 2007). Une analyse internationale des modalités de raisonnement montre peu de contenu déterministe de ces méthodes, avec des doses de fertilisation souvent calculées sur la base de l'exportation par les récoltes. Combinée à la variabilité internationale des méthodes d'analyse de terre, la variété des raisonnements conduit à une variabilité de dose préconisée d'un facteur 1 à 3 pour la même situation (Jordan-Meille et al. 2012). La teneur minérale des récoltes est un paramètre du calcul de la fertilisation, et donc une source d'incertitude car elle est variable suivant l'offre en P du sol (« consommation de luxe » par les plantes) (Colomb et al. 2007).

Pour la gestion agricole et écologique du P, les pays d'Amérique du Nord et quelques pays d'Europe du Nord ont développé des indices (IP = indice phosphore) comme indicateurs semi-quantitatifs d'estimation du risque de transfert de P vers les eaux de surface. Ces indices intègrent la disponibilité en P du sol (sol-test), des éléments de bilans du P (fertilisants), des facteurs de transport (érosion, ruissellement, connectivité, drainage sub-surface, proximité de la nappe). D'intérêt opérationnel individuellement et localement, leur grande hétérogénéité reste source de confusion (Buczko et Kuchenbuch 2007). Un indice a cependant été testé avec un certain succès en Bretagne (Lemerrier et al 2009).

La diminution des pertes de P passe par l'adoption de bonnes pratiques : dose, moment d'apport, type de produit, placement (pour diminuer le ruissellement et le transfert de sub-surface). Les stocks des sols ou des sédiments restent une source de P sur le long terme qu'il faut aussi gérer en développant des indices d'évaluation des risques et des modèles d'apport diffus permettant d'identifier les sources qui ont le plus d'impact (Sharpley 2016).

7.1.3.5. Eléments de bilan sur la gestion de la fertilisation à échelle nationale

7.1.3.5.1. Un contexte d'évolution des apports de N et P au sol

On observe une tendance à la diminution des livraisons de fertilisants minéraux depuis 20 ans (1990) pour N, depuis 30 ans (1980) – et plus fortement – pour P (Germon 2013) (Figure 6.8).

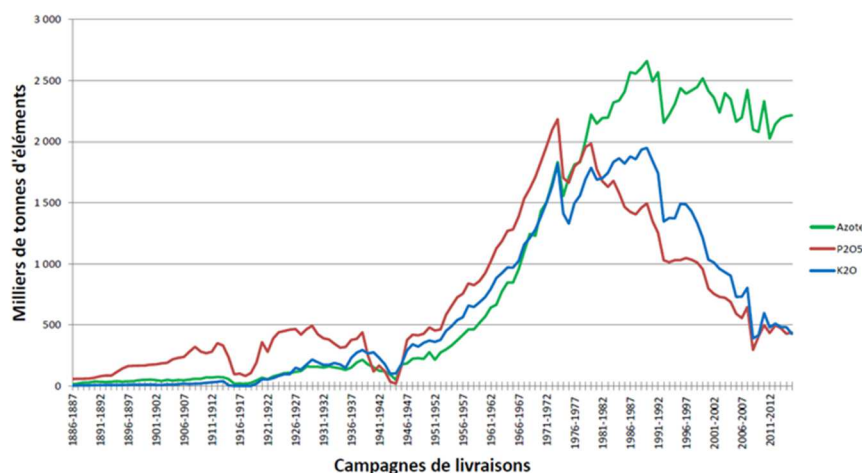


Figure 6.8 : Quantité d'éléments fertilisant minéraux livrés en France de 1886 à 2015 (Statistiques UNIFA).

Dans le même temps, les apports de fertilisants organiques ont très légèrement diminué du fait d'une diminution du cheptel, bovin en particulier.

7.1.3.5.2.L'azote

A l'échelle du champ ou de l'exploitation agricole, des surplus moyens en France de 36 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ par rapport aux besoins des cultures sont constatés, avec une variabilité de 1 à 3 suivant les régions (Germon 2013). La consommation de fertilisants azotés tend à décroître et les rendements augmentent, indiquant une meilleure efficacité du N dans l'utilisation des intrants. Toutefois, il y a peu d'amélioration de l'état des eaux, juste une stabilisation de la pollution azotée des nappes depuis 10 ans, et des progrès doivent encore être réalisés (Germon 2013).

Depuis la fin des années 1980, le solde du total des apports (fixation symbiotique comprise) moins le total des exportations est passé d'environ 1200 ktN.an⁻¹ à 500 ktN.an⁻¹. Ceci représente 14% des apports hors fixation symbiotique ; c'est un ordre de grandeur d'une économie possible de la fertilisation. Ce calcul n'intègre pas les postes les plus difficiles à évaluer : fixation non symbiotique, volatilisation de l'ammoniac et dépôts atmosphériques (qui doivent se compenser), dénitrification.

A l'échelle nationale, les fertilisants minéraux sont à l'origine de 55% des apports de N (environ 2000 ktN), tandis que l'excrétion des animaux y contribue pour 35% (1400 ktN, dont trois quarts pour les bovins), la fixation symbiotique pour 7% (300-350 ktN) et les autres apports organiques pour 3% (100 ktN). Les disparités régionales d'apport sont fortes (Figure 6.9), avec une prédominance des formes organiques dans les régions du grand Ouest (Bretagne, Basse-Normandie, Pays de Loire) et du Massif Central (Auvergne, Limousin).

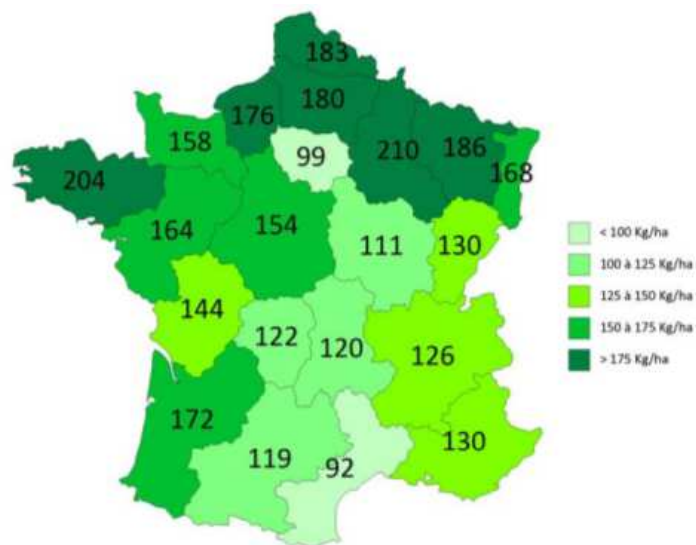


Figure 6.9 : Apport moyen par région en kg N par ha fertilisable (SAU² moins friches et parcours). (Moyenne des trois dernières campagnes 2008 à 2010). NB : apport moyen en France : 141 Kg N/ha /an fertilisable (UNIFA 2013).

7.1.3.5.3.Le phosphore

Nota Bene : dans la pratique de la fertilisation, on utilise encore couramment l'unité P₂O₅ (unité légale) ; 1 kg P équivaut à 2,29 kg P₂O₅ (1 kg P₂O₅ équivaut à 0,437 kg P).

Depuis les années 1980, la livraison d'engrais minéraux phosphatés en France métropolitaine a été divisée par trois pour arriver à 500 kt de P₂O₅, les effluents d'élevage apportant environ 700 kt de P₂O₅,

² SAU = Surface Agricole Utile (norme statistique de comptabilisation des surfaces).

les autres apports organiques environ 100 kt de P_2O_5 . Les exportations de P du sol en produits agricoles étant restées du même ordre, le bilan annuel en P des sols (surplus) a diminué (Senthilkumar et al. 2012) mais reste positif, aux environs de 300 kt de P_2O_5 avec de fortes disparités régionales. Derrière l'excédent moyen de $10 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, la gamme va de bilans nuls ou négatifs dans les régions Centre, Haute Normandie, Picardie, Ile de France, Bourgogne, à un bilan positif de $26 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en Aquitaine ou $44 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en Bretagne, largement dû à l'importation d'aliments pour le bétail (Senthilkumar 2012, UNIFA 2014).

Le stock de P disponible dans les sols peut être localement élevé et pourrait alors être réduit. Mais le déstockage du P des sols est rarement raisonné quand il a lieu. L'analyse de terre reste à un niveau faible en France pour P (environ un tiers du souhaitable) et ne progresse pas, ce qui est aussi un frein au raisonnement de la fertilisation.

L'étude des stocks de P dans les sols agricoles français montre aussi des disparités suivant la forme de P considérée (Delmas 2015, Eveillard 2016, Follain 2009). Delmas et al. (2015) proposent une teneur moyenne de P total de $0,76 \text{ gP} \cdot \text{kgsoil}^{-1}$, soit environ 20 à 30 plus que le P « biodisponible » extractible Olsen. Le rapport P extractible/P total dépend beaucoup du type de matériau parental (Delmas et al. 2015). Ainsi, la carte du P total (Figure 6.10) est assez différente de celle du P extractible Olsen (Figure 6.11). Le P extractible Olsen, analyse à vocation agronomique, évalue les formes les plus mobiles du P dont on peut penser qu'elle a plus de sens quant au risque de libération de phosphore soluble réactif (SRP), même si cette analyse ne permet d'évaluer que grossièrement le risque environnemental lié au P des sols (Lemercier et al. 2009).

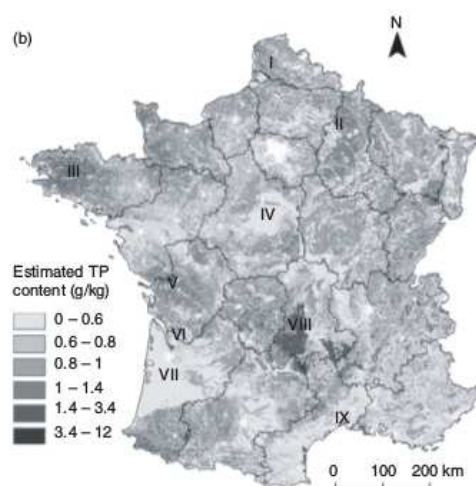


Figure 6.10 : Carte de France du P total suivant le modèle spatialisé proposé par Delmas et al. (2015)

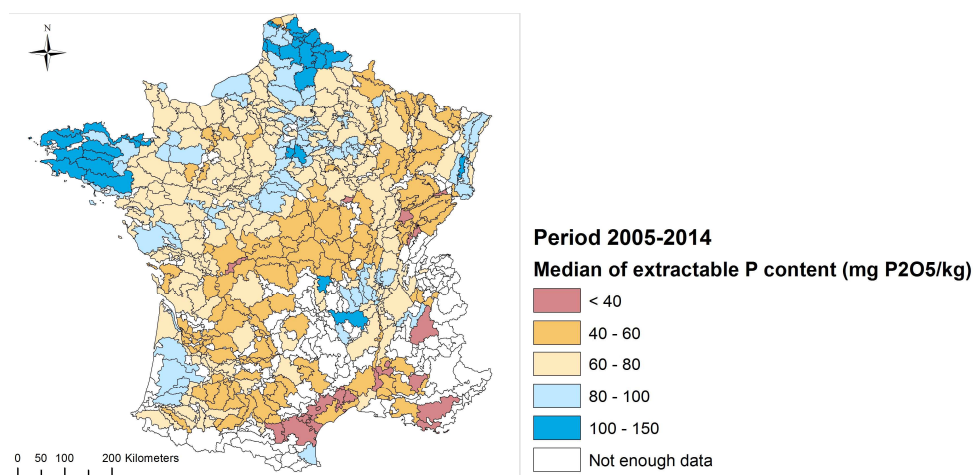


Figure 6.11 : Carte de France du P Olsen, médianes à échelle PRA, données issues de la base de données des analyses de terres françaises (BDAT, Eveillard et al. 2016)

Le flux de P pouvant intervenir dans l'eutrophisation (érosion et lixiviation), de l'ordre de 0,5 à 1 kgP.ha⁻¹.an⁻¹ (Dupas et al., 2015a), est très minoritaire au regard des flux agricoles totaux, de l'ordre de 10 à 40 kgP.ha⁻¹.an⁻¹ en culture (Senthilkumar, 2012 ; UNIFA, 2014). On conçoit la difficulté pour l'agriculteur de maîtriser à quelques pourcents près le flux total annuel de P mis en jeu dans la production.

Utilisant la base de données des analyses de terres françaises (BDAT), Follain et al. (2009) ont montré que la fertilisation est nécessaire à court terme dans 77 % des cantons pour les cultures classées comme « exigeantes », et dans 57 % des cantons pour les cultures « non exigeantes ». Malgré une grande variabilité des diagnostics moyens entre cantons, on voit une structuration géographique (Figure 6.12) de la disponibilité du P en lien avec les systèmes de production : corrélation aux régions d'élevage intensif ou à l'héritage lié à certaines cultures historiquement très fertilisées (pomme de terre, betterave).

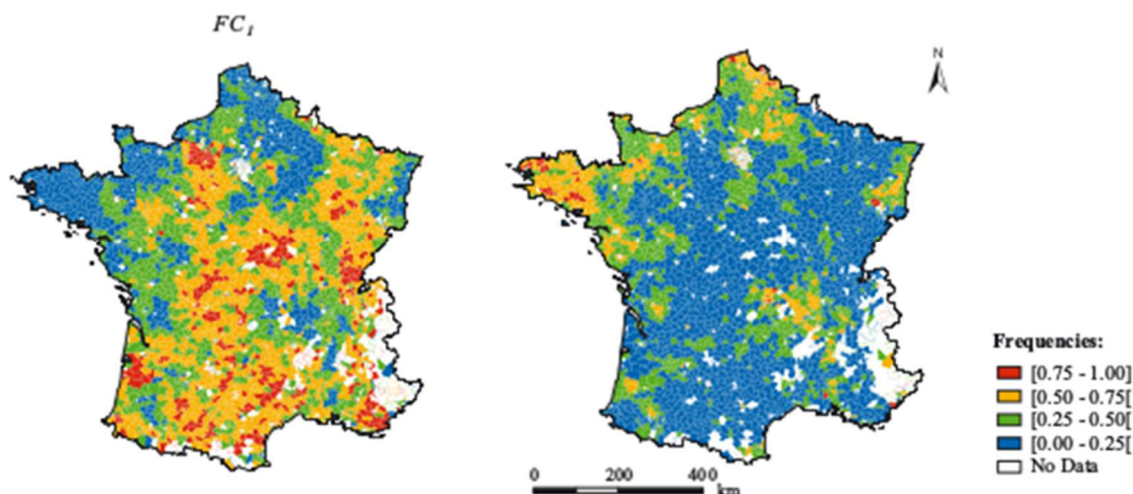


Figure 6.12 : Fréquence (à échelle cantonale) des sols : **à gauche** : nécessitant une fertilisation phosphatée pour toutes les cultures : le P peut y être facteur limitant du rendement mêmes pour les cultures les moins exigeantes en P ; **à droite** : ne nécessitant pas de fertilisation phosphatée même pour les cultures les plus exigeantes en phosphore (Follain et al. 2009).

7.1.3.5.4. Réglementation et pratiques : des voies d'évolution

L'encadrement de la fertilisation n'existe que pour N. Elle est limitée aux « zones vulnérables » au sens de la Directive Européenne Nitrate, et sous réglementation préfectorale. Mais son efficacité semble limitée, vu le maintien des excédents azoté (Germon 2013). Belhouchette et al. (2011) ont utilisé un

modèle bioéconomique pour évaluer les effets de la Directive Nitrate dans la Région Midi-Pyrénées à l'échelle de la ferme. Le modèle indique que l'application de la directive Nitrate ne modifie pas le revenu agricole mais le système de culture et l'allocation des cultures aux sols. Plus surprenant, cela ne modifie pas la lixiviation de NO_3^- à l'échelle de la ferme, mais diminue le risque d'érosion.

Lacroix et al. (2005) avaient utilisé un modèle biophysique pour évaluer les impacts économiques et environnementaux d'un jeu de pratiques agricoles dans le contexte Nord-Est de la France à l'échelle du bassin versant. Le scénario optimal combine fertilisation raisonnée et utilisation d'une culture piège à nitrate (Lacroix et al. 2005), mais la réduction de la fuite de nitrate s'avère lente. Dans l'objectif de réduire la pollution nitrique à échelle d'un captage presque entièrement cultivé, Beaudoin et al. (2005) ont suivi la mise en œuvre sur 8 ans et 36 sites des « bonnes pratiques agricoles » (GAP pour Good Agricol Practice : fertilisation planifiée soigneusement, culture piège avant cultures de printemps et recyclage de tous les résidus). Cette étude montre l'intérêt des GAP en condition réelle, réduisant la lixiviation de 50% à une échelle de l'année et de 23% à l'échelle de la rotation.

A l'inverse de l'azote, l'accumulation de P dans les sols, qui devient un problème largement reconnu à l'échelle européenne, n'a pas débouché sur une politique concertée de gestion pour amélioration de la situation. Il serait nécessaire d'identifier les zones critiques et de mettre en place des bonnes pratiques dans ces zones (Delgado et Scalenghe 2008).

L'efficacité globale de l'utilisation de N est plus élevée quand on re-couple les cycles de C et N (Gardner and Drinkwater 2009), c'est-à-dire en adaptant la nutrition azotée à la croissance. Dans une synthèse bibliographique, des études de cas de recouplage des cycles concernant C, N et P ont été identifiés (Rumpel et al. 2015).

En vue de répondre à des contraintes environnementales, on envisage de redéfinir les systèmes de culture ou plus largement de production. Des systèmes satisfaisants les contraintes environnementales en termes de gestion de N et P ont été définis mais doivent être testés et évalués sur le long terme (Colnenne-David and Doré 2015).

La relation de l'agriculteur à la gestion des éléments fertilisants est très différente suivant que le fertilisant est un produit fatal dont il faut se débarrasser au moindre coût (effluent d'élevage) ou que c'est un intrant dont la valeur n'est pas négligeable relativement au résultat économique espéré : en grandes cultures, la fertilisation représente de l'ordre de 15-20% des coûts de production. Il y aurait moins de risque de surfertilisation quand il est fait d'avantage usage de N ou P minéral, car ce type d'engrais a un coût visible pour l'agriculteur (Buczko et Kuchenbuch 2007).

Le devenir des N et P des effluents animaux est mal connu ; la séparation des zones de production végétale et animale conduit à un recyclage imparfait des effluents d'élevage (Howarth et al. 2008). Une relative raréfaction des engrais phosphatés, du fait du durcissement de la réglementation sur le cadmium (présent dans les phosphates naturels), peut susciter un regain d'intérêt pour les engrais organiques et favoriser la valorisation des effluents d'élevage.

Le potentiel de réduction de la fertilisation azotée n'a pas été évalué dans la littérature académique. Il nécessiterait une étude fréquentielle du bilan dynamique de N avec des pas de temps courts car on ne peut raisonner à l'échelle de l'année ni sur des moyennes, beaucoup de phénomènes en jeu ne présentant pas de réponses linéaires.

7.2. Méthodes d'évaluation de l'impact potentiel d'eutrophisation à l'aide d'approches de type pression-impact

Lynda Aissani

Irstea

Les approches de type pression-impact tentent de quantifier les consommations de ressources et rejets d'un système de production (les pressions) et de les traduire en impacts environnementaux potentiels. Ces approches utilisées en agronomie visent à situer l'empreinte environnementale d'un produit agricole, selon ses modalités et son contexte de production. Différentes méthodes d'évaluation existent des plus simples aux plus exhaustives. Une des plus exhaustives est sans conteste l'Analyse du Cycle de Vie (ACV).

7.2.1. Éléments d'introduction et constitution du corpus

L'ACV est une approche méthodologique permettant de quantifier les pressions d'un système anthropique tout au long de son cycle de vie et d'évaluer les potentiels impacts environnementaux associés (ISO 2006a, b). Une des principales caractéristiques de l'ACV est son niveau d'abstraction élevé qui en fait historiquement un outil dont l'ambition est plus l'exhaustivité (notion cycle de vie et pluralité des impacts environnementaux évalués) que la précision (caractère potentiel et parfois maximisé de l'évaluation des impacts). Cette méthodologie née à la fin des années 70 est encore en plein développement pour les systèmes agricoles notamment, avec comme objectif la conciliation entre conserver le caractère exhaustif et tendre vers une plus grande précision du calcul des impacts. Le principal axe de ces développements est l'établissement de modèles de quantification des impacts environnementaux appelés aussi caractérisation des impacts dont l'eutrophisation fait partie. Sur ce point, une étude bibliométrique des publications utilisant comme mot clé « eutrophisation » entre 1991 et 2010 a mis en lumière une croissance du nombre de publications depuis 20 ans avec un rythme quatre fois plus important dans les années 2008, 2009 et 2010 comparées à 1991 avec un point d'inflexion en 2003 (Yi et Jie 2011). Les deux thématiques pour lesquelles ce mot clé est le plus souvent associé sont la directive cadre sur l'eau et l'ACV. Ce sont donc les deux thématiques de recherche « mainstream » identifiables relatives à l'eutrophisation depuis le début des années 2000. C'est donc à travers les modèles d'évaluation de l'eutrophisation utilisés par la méthodologie ACV et celle plus générale de l'évaluation environnementale que le corpus a été constitué.

Afin de constituer le corpus de cette expertise, l'équation de recherche utilisée est la suivante :

((life cycle assessment OR LCA OR environmental assessment) AND (nitrogen OR phosphorus OR phosphorous OR eutrophication)).

Cette équation de recherche a été restreinte à la recherche des titres contenant ces termes. Cette recherche a abouti à la sélection de 246 références via les moteurs de recherche *scopus* et *web of science* (hors doublons). Parmi ces 246 références, la lecture des titres et des résumés a permis de retenir 43 publications pertinentes, les autres traitant de thématiques éloignées du sujet (études de cas essentiellement).

L'eutrophisation est une des catégories d'impacts environnementaux que l'ACV est censée évaluer, elle est par conséquent au cœur d'un certain nombre de propositions méthodologiques pour son évaluation, mais aussi de tentatives de quantification à travers des cas études d'ACV agricoles. Une autre approche de quantification a été identifiée, plus minoritaire dans la littérature, il s'agit de l'empreinte azote. Enfin, des évaluations de l'impact eutrophisation sur la base de préconisations à la fois

réglementaires et scientifiques ont été recensées. Ainsi seront d'abord décrites les méthodes de quantification développées et utilisées en ACV, puis les méthodes de quantification développées et utilisées pour l'empreinte azote et enfin les modèles basés sur des accords intergouvernementaux.

7.2.2. Modèles de quantification de l'impact potentiel d'eutrophisation par l'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

Parmi les 36 publications retenues, 16 décrivent des modèles de quantification de l'impact potentiel d'eutrophisation développés et utilisés en ACV et donc constituent une grande part du corpus. Comme attendu, la majorité de ces 16 articles a été publiée dans le journal scientifique méthodologique de référence en ACV : *International Journal of Life Cycle Assessment*.

On observe un nombre de publications relativement constant avec un à trois articles publiés tous les deux ans de 1999 à aujourd'hui.

Il a été choisi de décrire de manière générale ces modèles à travers les flux azotés et phosphorés considérés, leur compartiment d'émission, le type d'eutrophisation considérée et les milieux impactés, la méthode de calcul du facteur du devenir et du facteur de l'effet, la résolution spatiale et temporelle requise, la mention du concept de facteur limitant et du ratio de Redfield, et l'identification des incertitudes ou sensibilités du modèle.

7.2.2.1. Principe de calcul des impacts potentiels en ACV

En ACV, l'équation de calcul d'un indicateur d'impact est relativement simple, comme décrite dans l'ISO 14040 (ISO 2006a, b) :

$$I_i = m_i \cdot CF_i$$

Où I_i est la contribution à l'impact de la substance (i), m_i est la masse de substance (i) et CF_i est le facteur de caractérisation (*characterization factor*) de la substance (i).

Le calcul de l'impact réside donc dans le facteur de caractérisation qui peut être défini relativement simplement comme le potentiel d'eutrophisation d'une substance par rapport à une substance de référence qui est souvent le phosphate. Cette relation est le plus généralement basée sur le ratio de Redfield. Le facteur de caractérisation de l'eutrophisation peut être également défini de manière plus complexe et raffinée dans l'objectif d'évaluer le plus finement possible le potentiel d'eutrophisation d'une substance (Finnveden and Potting 1999). Le facteur de caractérisation peut alors s'écrire, dans ce cas, comme le produit d'un facteur de devenir (*fate factor*) et d'un facteur d'effet (*effect factor*) (EC-JRC 2010):

$$CF_{i,m,r} = FF \cdot EF = f_{i,m,r} \cdot \beta_{\text{dose-response}}$$

Où $f_{i,m,r}$ est le facteur de devenir (sans dimension kg.kg^{-1}) représentant le transport de la substance (i) dans un compartiment (m) (air ou eau) et le transfert vers le compartiment récepteur (r) et où $\beta_{\text{dose-response}}$ est le facteur d'effet exprimant la réponse d'un écosystème au changement de concentration en nutriments (unité $\text{impact.kg}^{-1}_{\text{N ou P émis}}$ ou sans dimension).

Ce sont ces derniers facteurs de caractérisation qui sont les plus aboutis, qui ont pour ambition d'illustrer la chaîne de cause à effet de l'impact concerné et qui sont décrits dans les méthodes développées dans le corpus étudié.

7.2.2.2. Description des différents modèles

Les modèles sont décrits en s'attardant sur les émissions azotées et phosphorées considérées, la prise en compte d'un facteur de devenir et d'un facteur d'effet, la résolution spatiale et temporelle, la prise en compte du concept d'élément limitants et les incertitudes.

7.2.2.2.1. Nature des flux azote et phosphore considérés

La considération des différentes émissions responsables de l'impact eutrophisation est relativement variée (Figure 6.13). Certains des modèles proposés prennent en compte à la fois les émissions azotées et phosphorées dans l'eau douce et les émissions atmosphériques telles que NH_3 et NO_x (Huijbregts and Seppala 2001, Norris 2003, Seppala et al. 2004, Gallego et al. 2010). D'autres se focalisent uniquement sur les émissions atmosphériques NH_3 et NO_x (Huijbregts et al. 2001, Karrman and Jonsson 2001, Seppala et al. 2006, Posch et al. 2008, Roy et al. 2012). Les derniers se restreignent aux émissions phosphorées dans l'eau douce (Struijs et al. 2011, Helmes et al. 2012, Azevedo et al. 2013, Scherer and Pfister 2015). Enfin, très minoritairement une publication est centrée sur les nitrates (Basset-Mens et al. 2006) et une autre sur la réponse des écosystèmes marins à l'apport d'azote (Cosme et al. 2015).

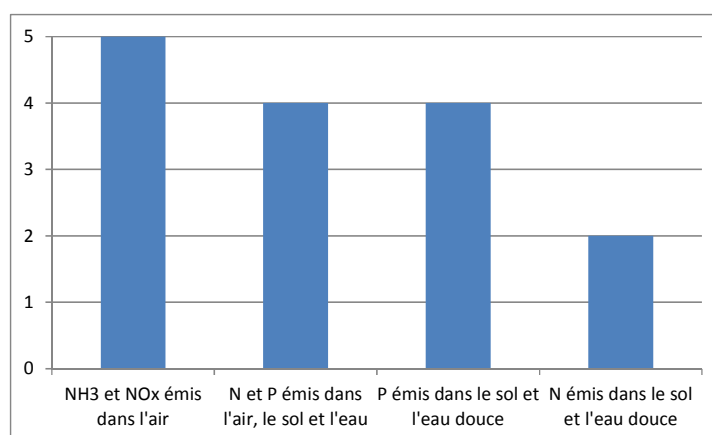


Figure 6.13 : Types d'émissions prises en compte et nombre d'articles associés concernant les modèles de quantification de l'impact eutrophisation en ACV.

Les milieux considérés sont par ailleurs majoritairement les eaux douces sans distinction entre lacs et cours d'eau (Huijbregts and Seppala 2001, Karrman and Jonsson 2001, Norris 2003, Seppala et al. 2004, Basset-Mens et al. 2006, Gallego et al. 2010, Helmes et al. 2012, Azevedo et al. 2013, Scherer and Pfister 2015).

7.2.2.2.2. Prise en compte d'un facteur de devenir

Le devenir est un terme du calcul de l'impact permettant de prendre en compte les phénomènes de transport, dispersion, dégradation et dépôt des substances émises. Le facteur de devenir a donc pour objectif de faire tendre le calcul vers plus de réalité en considérant la concentration résultante dans les différents milieux du flux émis. Il s'agit donc d'un point primordial pour le calcul de l'impact eutrophisation et ainsi 12 des 16 articles consacrent tout ou partie de leur développement à la détermination de ce facteur. Une majorité des auteurs décrivent et se basent sur des modèles agro-hydrologiques ou atmosphériques de devenir (Tableau 6.6): EMEP (Seppala et al. 2004, Seppala et al. 2006, Posch et al. 2008), CARMEN (Gallego et al. 2010, Struijs et al. 2011), RAINS-LCA (Huijbregts et al. 2001), GEOS-CHEM (Roy et al. 2012), ASTRAP (Norris 2003) et INCA (Basset-Mens et al. 2006).

Tableau 6.6 : Description des modèles de détermination du facteur du devenir pour le calcul de l'impact potentiel d'eutrophisation

Modèle	Principe	Source
EMEP	Le Programme européen de surveillance et d'évaluation (EMEP : European Monitoring and Evaluation Programme) a pour objectif de mener des politiques dans le cadre du programme de la Convention sur la pollution transfrontière à longue distance Air (CLRTAP) pour la coopération internationale afin de résoudre les problèmes transfrontaliers de pollution atmosphérique . Il s'agit d'un modèle Lagrangien.	(Tørseth et al. 2012) http://www.emep.int/
CARMEN	CARMEN (Cause effet Relation Model) est utilisé dans le cadre des négociations environnementales. CARMEN est un modèle SIG (Systèmes d'information Géographique) et d'évaluation intégrée utilisé pour identifier les conséquences transnationales de flux de nutriments dans la gestion de l'eutrophisation. Il calcule le changement de concentration en nutriments dans les eaux souterraines, eaux douces et eau de mer à partir de changement dans les niveaux d'émissions de nutriments.	(Hosper et al. 1995)
RAINS-LCA	RAINS (Regional Air pollution Information and Simulation) calcule le dépôt total des composés azotés et soufrés sur une maille européenne via des matrices de transfert source-récepteur, substances-spécifiques et de la région à la maille.	(Huijbregts 1999)
GEOS-Chem	GEOS-Chem est un modèle global 3D de la chimie troposphérique basé sur le cumul des observations météorologiques à partir de Goddard Earth Observing System du bureau de l'assimilation des données de la NASA. Il considère simultanément toutes les émissions, les processus de transport, transformations chimiques et dépôt à une échelle globale. Il s'appuie sur une matrice source-récepteur (SRM) où chaque ligne est une source et chaque colonne un récepteur. Il est plus simple d'utilisation par rapport à un modèle numérique de transport et dispersion.	https://modelingguru.nasa.gov/community/chemistry/geos_chem
ASTRAP	ASTRAP (Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution) est un modèle permettant de traiter la diffusion verticale, les dépôts secs et les transformations chimiques pour calculer les concentrations atmosphériques de surface moyenne à long terme normalisées. C'est un modèle développé par le Programme national des Etats-Unis d'évaluation des précipitations acides.	(Shannon 1991)
INCA	INCA est un modèle semi-distribué et basé-processus simulant les transferts dans l'eau de l'azote et son transport et devenir du sol vers l'eau. Il consiste en un modèle hydrologique, un modèle bassin versant simulant les transformations de l'azote dans le sol et les eaux souterraines , et un modèle rivière simulant la dilution et transformation et pertes d'azote.	(Wade et al. 2001) http://www.niva.no/inca

D'autres proposent des approches différentes notamment pour le devenir du phosphore, grâce à un modèle maillé représentant le transfert du phosphore dans l'eau douce, de la source d'émission à l'exutoire maritime (Helmes et al. 2012, Azevedo et al. 2013, Scherer and Pfister 2015). Une publication fait état de l'utilisation de modèles préalablement à ce calcul de devenir pour être en capacité d'estimer le taux de phosphore épandu via des fertilisants organiques ou minéraux atteignant l'eau douce (Scherer and Pfister 2015). Pour ce faire, deux modèles sont couplés (Tableau 6.7) : USLE (Universal Soil Loss Equation) et SALCA-Phosphore (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment).

Tableau 6.7 : Description des modèles USLE et SALCA permettant l'inventaire des émissions au champ.

Modèle	Principe	Source
USLE	Modèle mathématique largement utilisé permettant de calculer le degré d'érosion en prenant en compte les précipitations, l'irrigation, la nature du sol, le contenu en carbone organique, la pente, la culture, le labour et les pratiques	Développé par le département Agriculture des Etats-Unis, Service de conservation des sols
SALCA	Modèle permettant de modéliser les émissions à l'échelle de l'exploitation agricole, adapté aux contingences agricoles et prenant en compte le lessivage, le drainage, la lixiviation et le rendement des cultures	Développé par l'Agroscope de Zurich, Suisse.

7.2.2.2.3.Prise en compte d'un facteur d'effet

Au sein du corpus bibliographique sélectionné, 9 articles développent le facteur de l'effet exprimant la réponse d'un écosystème au changement de concentration en nutriments (cf. section 2.1). Un concept revient très régulièrement, il s'agit de celui de la charge critique (Huijbregts et al. 2001, Seppala et al. 2006, Posch et al. 2008). Le concept de charge critique est une façon simple de décrire la sensibilité des écosystèmes dans un état d'équilibre et largement utilisé dans les politiques de réduction des émissions azotées notamment dans le cadre de la Commission Economique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU) à travers la convention de Genève (1979) relative à la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. Ce concept est le plus souvent associé à la notion de dépassement cumulé (AE ou *accumulated exceedance*). Cette notion représente la potentielle production de biomasse de phytoplancton par unité de masse du composé émis relativement au phosphate (Huijbregts and Seppala 2001). AE et charge critique sont utilisées dans des approches *only above*, en d'autres termes en prenant en compte une sorte d'effet seuil correspondant à l'état du milieu. Parallèlement, d'autres auteurs proposent des méthodologies différentes basées sur :

- des relations logarithmiques entre la fraction des espèces hétérotrophiques n'apparaissant potentiellement pas et la concentration totale en phosphore (Azevedo et al. 2013, Scherer and Pfister 2015) ;
- la biodisponibilité (somme des nutriments directement biodisponibles et des nutriments pouvant se transformer « naturellement » en une forme biodisponible pour les algues planctoniques) de l'azote et du phosphore, pour la première déterminée à partir de la littérature et des données de monitoring et pour la deuxième à partir de la littérature et d'experts ;
- une relation empirique (EDF ou *Ecological Damage Factor*) entre la fraction des macro-invertébrés (*Limnodata Neerlandica*) disparus et la concentration de phosphore dans l'eau, une concentration de 0,1 mg.l⁻¹ étant l'optimum de concentration. Quand la concentration est supérieure à 0,1 mg.l⁻¹, une augmentation sous la forme d'une sigmoïde est observée, une telle concentration est souvent d'origine anthropique et autour de 0,3 mg.l⁻¹. Cette relation serait valide donc pour un intervalle de 0,1 à 0,3 mg.l⁻¹. Cette approche est limitée car fait un focus sur une seule espèce. Quand la concentration est inférieure à 0,1 mg.l⁻¹, la valeur de l'EDF est nulle.

7.2.2.2.4.Résolution spatiale et temporelle

Dans la mesure où un grand nombre d'articles étudie le devenir, beaucoup font alors mention de la résolution spatiale voire temporelle requise et utilisée par les modèles. La plupart des modèles utilisés sont des modèles maillés présentant des résolutions différentes. Le choix de la résolution est inféodé à la disponibilité des données et par conséquent, la résolution choisie n'est souvent pas la résolution idéale pour un calcul le plus pertinent possible. Ces résolutions correspondent à la taille des mailles du modèle et sont exprimées dans des unités diverses :

- En degré : 0,5°. 0,5° (un degré représente environ 111,3 km à l'équateur) à l'échelle européenne (Azevedo et al. 2013) et à l'échelle du monde (Helmes et al. 2012) et 0,5 arc minutes minutes (un arc minute représente environ 1 km à l'équateur) (Scherer and Pfister 2015) ;
- En surface : 50 km².50 km² à l'échelle européenne (Posch et al. 2008) et 150 km².150 km² à l'échelle européenne (Huijbregts et al. 2001, Seppala et al. 2006).

Il est également possible d'avoir recours à une différenciation spatiale qui s'appuie sur des objets :

- les bassins versants (Seppala et al. 2004, Basset-Mens et al. 2006) ;
- les secteurs industriels par pays (Seppala et al. 2004) ;
- les régions avec 44 régions européennes (Huijbregts and Seppala 2001) ou une région spécifique comme la Galice et ses côtes régulièrement eutrophisées (Gallego et al. 2010) ;

- les pays (Huijbregts and Seppala 2001).

La notion d'archétype est évoquée pour améliorer la résolution et le choix des archétypes peut être basé sur la distribution cumulative des facteurs de devenir en utilisant un proxy qui est la densité de population (Helmes et al. 2012).

En ce qui concerne la résolution temporelle, quelques articles l'évoquent et il est possible de retrouver un pas temporel :

- d'une année (Cosme et al. 2015),
- d'une période de production (Seppala et al. 2004),
- d'une année prise comme référence : les années 2005 et 2002, considérée comme une année moyenne en termes d'émission entre 1961 et 1990 pour certains auteurs (Roy et al. 2012 ; Seppala et al. 2006),
- d'une projection temporelle en termes d'émission par exemple 2010 (Huijbregts et al. 2001, Seppala et al. 2006).

7.2.2.2.5.Prise en compte des éléments limitants

7 des 16 articles mentionnent explicitement leur position concernant le concept d'éléments limitants en se conformant à la position consensuelle consistant à dire que l'azote est considéré comme limitant pour l'eutrophisation marine et le phosphore est considéré comme limitant pour l'eutrophisation d'eau douce (Karrman and Jonsson 2001, Norris 2003, Seppala et al. 2004, Basset-Mens et al. 2006, Gallego et al. 2010, Struijs et al. 2011, Scherer and Pfister 2015). La plupart de ces auteurs concèdent qu'il s'agit d'une simplification nécessaire qui peut s'avérer parfois erronée (Finnveden and Potting 1999). 4 de ces 7 articles explicitent le recours au ratio de Redfield dans la méthodologie développée et soulèvent par ailleurs le fait que le ratio peut changer selon les espèces même si ce fait n'est pas pris en compte dans leur développement en raison de sa complexité (Karrman and Jonsson 2001, Norris 2003, Seppala et al. 2004, Gallego et al. 2010). 2 articles (non compris dans les 7 mentionnés *supra*) ont recours implicitement au caractère limitant du phosphore pour l'eutrophisation de l'eau douce en étudiant exclusivement ce flux et son impact sur l'eau douce (Helmes et al. 2012, Azevedo et al. 2013).

7.2.2.2.6.Incertitudes, sensibilité et variabilité des méthodes

Le développement de ces modèles d'évaluation du devenir et de l'effet pour quantifier l'impact eutrophisation d'un système de production souffre d'incertitudes. La plupart des auteurs en ont conscience et proposent une évaluation des incertitudes et de la sensibilité des modèles développés. Ces analyses portent principalement sur :

- la variabilité spatiale : du type d'eau douce, du facteur du devenir et de l'effet (Azevedo et al. 2013), de la latitude (Cosme et al. 2015), de la résolution (Roy et al. 2012), des facteurs de caractérisation (Scherer and Pfister 2015) et de la production primaire (Cosme et al. 2015) ;
- les caractéristiques des milieux : les données météorologiques (Almroth et Skogen 2010), l'érodabilité du sol et la concentration bruit de fond en phosphore (Scherer and Pfister 2015), le volume du réservoir d'eau douce (Helmes et al. 2012) ;
- la variabilité des systèmes anthropiques étudiés : la rotation culturale (Scherer and Pfister 2015) et l'efficacité du traitement des eaux usées (Helmes et al. 2012) ;
- les émissions : question de la dépendance des émissions atmosphériques NO₂, NH₃ afin d'identifier si les facteurs de caractérisation sont sensibles à des petites réductions d'émissions (Seppala et al. 2006) et question des taux de dépôts (Gallego et al. 2010) ;
- la variabilité du modèle : changement de modèles de devenir (Roy et al. 2012).

7.2.2.2.7. Etudes de cas

Dans le corpus des 36 articles, quatre concernent des études de cas ACV agricoles (Brentrup et al. 2000, Xia and Yan 2011, Gallejones et al. 2015, Liao et al. 2015) et un concerne une étude de cas d'ACV d'un écosystème naturel complexe, l'estuaire du Domingo Rubio au sud de l'Espagne (Barba-Brioso et al. 2010). Ces articles, bien que relatant des études de cas, ont été retenus car ils présentaient une prise en compte spécifique de l'impact eutrophisation.

Une des problématiques des ACV agricoles concernant l'impact eutrophisation est l'inventaire des émissions d'azote au champ et notamment NH_3 , N_2O et NO_3^- (Brentrup et al. 2000). Il existe différentes façons d'acquérir ces données : réalisation de campagnes de mesures, recours à des données de la littérature ou à des modèles. L'inconvénient des mesures est qu'elles sont lourdes à mener en termes de temps et de moyens, et ne produisent souvent qu'une information instantanée. La littérature produit des données moyennes mais qu'il faut sans cesse aller chercher selon le cas d'étude, et dépendent donc fortement de la qualité de ladite étude. Les modèles produisent également des données moyennes en prenant en compte certains paramètres locaux (sol, climat, pratiques) mais il s'agit d'une simplification de phénomènes complexes avec un nombre de paramètres le plus souvent limité. L'usage de modèles d'émission au champ est relativement répandu dans la pratique des ACV agricoles. Citons le modèle SIMSnic, prenant en compte les conditions pédoclimatiques locales et de gestion lors de la simulation de la culture, utilisé pour étudier la variabilité des conditions site-spécifique précédemment citées pour l'ACV de deux produits : la production de biodiesel à partir de colza et de bioéthanol à partir de blé dans le nord de l'Espagne (Gallejones et al. 2015). Ce modèle semi-empirique simule le cycle de l'azote en suivant une approche bilan matière et calcule une productivité et des pertes en azote. Le couplage des modèles TNT2-LCA, quant à lui, permet de simuler des transferts et transformation de l'azote à l'échelle du bassin versant (Liao et al. 2015). Il permet d'améliorer l'estimation des émissions de NO_3^- en considérant mieux les pratiques, les conditions pédoclimatiques et les interactions spatiales et en produisant des rendements cultureux prédictifs. Il est né de la combinaison de trois modèles STICS, TOPMODEL et NEMIS et autorise une distribution spatiale variée : pixel, unité de sol, champ, zone climatique et bassin versant, etc. L'intérêt pour l'ACV est de produire des inventaires plus précis d'émissions de NO_3^- .

L'utilisation d'une pondération monétaire a pour ambition la détermination d'une fertilisation économiquement et environnementalement optimale. Cette méthode a été utilisée pour étudier la fertilisation du riz dans la région du lac de Taihu à l'est de la Chine (Xia and Yan 2011). Elle prend en compte le prix des fertilisants, le prix du riz, le rendement des cultures et les impacts sur le changement climatique, l'acidification et l'eutrophisation, évalués par ACV et monétarisés. Grâce à cette méthode, l'application d'azote calculé peut passer de 300 kg.ha^{-1} à 185 kg.ha^{-1} voire jusqu'à 150 kg.ha^{-1} selon les études. Les dires d'experts permettaient déjà de baisser d'un tiers les apports, du fait que la relation entre fertilisation et rendement n'est pas linéaire. La monétarisation des impacts a ici un objectif très pragmatique : être un des critères du calcul du taux d'application d'azote par hectare, donc de rendre possible la prise en compte des externalités en dehors des prix et du rendement pour l'établissement de ce seuil.

Un écosystème peut lui aussi être l'objet d'une ACV même si il est rare de rencontrer pareille étude de cas. L'écosystème naturel complexe de l'estuaire du Domingo Rubio (sud de l'Espagne) a fait l'objet d'une ACV (Barba-Brioso et al. 2010). L'estuaire du Domingo Rubio est une zone de marée avec un lagon continental d'eau douce. Cette zone est régulièrement sujette à l'eutrophisation du fait d'un apport important de nutriments provenant des rejets de la culture de fraises et de déchets d'industries. Pour évaluer l'impact eutrophisation de cet écosystème, les variations saisonnières et les marées ont été prises en compte pour réaliser la campagne de mesure des concentrations en NO_3^- , NO_2 et PO_4^{3-} . Les auteurs ont eu recours ensuite au ratio N/P pour déterminer l'élément limitant et déterminer l'impact :

- si le ratio est supérieur à 16, le phosphore est considéré limitant. Ce ratio est observé à marée haute. Le potentiel d'eutrophisation du phosphore est donc supérieur au potentiel d'eutrophisation de l'azote à marée haute ;
- si le ratio est inférieur à 16, l'azote est considéré limitant. Ce ratio est observé à marée basse. Le potentiel d'eutrophisation du phosphore est donc inférieur au potentiel d'eutrophisation de l'azote à marée basse.

7.2.2.3. Enseignements

La section 2 a mis en évidence un panorama des travaux méthodologiques centrés sur l'évaluation de l'impact eutrophisation en ACV et sur l'usage du facteur de devenir tentant d'approcher le devenir des nutriments dans l'environnement après rejet et sur l'usage du facteur de l'effet tentant d'approcher la réponse d'un écosystème suite à l'insertion de nutriments. Ces avancées méthodologiques ne font pas encore consensus et ne sont pas encore stabilisées. Comme souvent en ACV, ce sont les usages des méthodes par les praticiens et leurs adaptations aux cas d'études qui permettront les améliorations attendues sur un modèle de devenir à la bonne échelle (le bassin versant) et sur le facteur de l'effet basé sur la charge critique.

7.2.3. Modèles de quantification de l'impact potentiel d'eutrophisation via la méthodologie d'empreinte N

Parallèlement au développement de modèle de quantification de l'impact eutrophisation en ACV, la méthodologie d'empreinte azote s'est développée. La méthodologie de l'empreinte azote est basée sur la compréhension du cycle de l'azote afin d'en identifier les pertes et donc de questionner l'efficacité de l'azote. 6 articles du corpus décrivent cette méthodologie et des cas d'application (Kimura and Hatano 2007, Singh and Bakshi 2013, Pelletier and Leip 2014, Singh and Bakshi 2015, Oita et al. 2016, Xue et al. 2016). Les cas d'application sont majoritairement agricoles.

Une des notions clés de l'empreinte azote est la notion d'azote réactif souvent noté Nr (International Nitrogen initiative en 2004, initrogen.com). Le Nr est l'azote participant aux processus radiatif, biologique et chimique (Kimura and Hatano 2007) et regroupe tous les composés azotés sauf N₂ (Oita et al. 2016). L'empreinte azote est une méthodologie de bilan pouvant traduire les surplus et pertes d'azote à l'origine de l'eutrophisation.

L'empreinte azote permet de faire le lien entre impacts environnementaux et efficacité des agrosystèmes en mettant en évidence les relations entre production et impacts environnementaux (Kimura and Hatano 2007). L'agrosystème considéré dans cet article est composé des hommes, du bétail et des terres agricoles. La méthodologie d'empreinte azote permet une modélisation simplifiée des échanges complexes d'azote dans l'agrosystème étudié. L'objectif de la publication est de discuter des causes des changements historiques en réalisant une analyse rétrospective des changements des flux d'azote d'une ville au Japon entre 1912-2002 et en étudiant les interactions entre la population, l'occupation de l'espace, la production et les impacts environnementaux. Quatre types de flux sont considérés : N entrant, N exporté, N perdu dans l'air et l'eau et N recyclé (réutilisé dans les cultures principalement) en interne. Les données utilisées sont des données statistiques et sont finalement relativement robustes pour les surfaces agricoles et la population et un peu moins pour la quantification du bétail. L'empreinte azote met en évidence trois périodes avec de bonnes corrélations : 1912-1950 l'époque *manure*, 1950-1970 la période de transition et 1970-2002 l'époque de la fertilisation minérale. Par ailleurs, de 1912 à 2002, il a été observé une augmentation de la population, une diminution de l'agriculture, un changement de l'élevage et une tertiarisation de l'économie de la ville. La méthodologie n'est cependant pas suffisante pour orienter les décisions mais utile pour observer de manière globale les conséquences des changements sur le système dans sa globalité.

Dans un autre cas d'étude au Japon concernant l'empreinte azote de la culture de fruits de mer, l'empreinte est y développée et utilisée pour une comptabilité basée sur la consommation pour aider à des choix de consommation plus durables (Oita et al. 2016). Un autre exemple porte sur la production du riz dans le sud de la Chine (Xue et al. 2016). La fertilisation est identifiée comme la principale contributrice à l'eutrophisation du fait des importantes pertes d'azote au regard de son efficacité. Deux de ces cas d'études couplent ACV et empreinte azote : en termes de notion cycle de vie (Kimura and Hatano 2007) et en termes de calcul de l'impact en utilisant la méthode de caractérisation CML-IA (Xue et al. 2016). Ces cas d'application souvent asiatiques sont révélateurs du besoin de ces types de bilan dans le cas des grandes cultures dont la fertilisation est rarement monitorée et contrôlée.

Parallèlement à ces cas d'application, d'autres auteurs développent la méthodologie et l'appliquent à des grands secteurs industriels américains (Singh and Bakshi 2013, 2015). Un modèle intégré *EcoLCA input-output model* est alors développé couplant des données d'inventaire économique (*input-output*) de cycle de vie des différents secteurs industriels et la philosophie du cycle de l'azote proposée par la méthodologie de l'empreinte azote. Ce modèle permet de capturer les impacts directs et indirects des activités économiques sur le cycle de l'azote. Trois catégories d'azote réactif (Nr) sont alors construites :

- *reactive N mobilization* traduisant le passage d'une forme inerte à une forme réactive mobilisée : cas du dépôt, de l'épandage d'azote sur les sols pour la culture de légumineuses, de l'azote fixé par les microorganismes et de l'azote industriel fixé par la production d'ammonium ;
- *reactive N in product use* traduisant le passage d'une forme réactive mobilisée à un produit économique : cas de la production des fertilisants, la production des effluents, la production des plastiques, la production des explosifs, la production de la nourriture animale, la production de la culture et de l'élevage pour l'alimentation humaine ;
- *reactive N losses* traduisant le passage d'un produit économique à un déchet ou traduisant une inefficience de l'usage de l'azote : cas des émissions atmosphériques (N_2O , NO_x), des changements d'affectation des sols, de l'épandage des effluents, des brûlages, des incendies et de la production d'acide nitrique.

Les cycles azote et carbone ont été ensuite étudiés simultanément par les mêmes auteurs (Singh and Bakshi 2015) avec une discussion sur la vision anthropocentrée ou biocentrée de la méthodologie empreinte azote.

De manière approchante, des auteurs ont étudié l'empreinte azote du panier de consommation européen moyen en créant un inventaire et une catégorie d'impact permettant d'identifier la contribution des activités anthropiques à la perturbation du cycle biogéochimique de l'azote pour les *process-based LCA* (Pelletier and Leip 2014). L'impact « azote » est alors défini comme la perturbation du cycle de l'azote via la mobilisation et les pertes de Nr. Le calcul se base sur le ratio de la masse d'azote sur la masse molaire du composé d'intérêt dans l'inventaire. Deux approches sont proposées pour l'acquisition des données : la base de données de l'*International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) ou celle de l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE) concernant les produits chimiques existants produits à gros volume (HPV ou *High production Volume*).

7.2.4. Autres modèles ou méthodologies d'évaluation

Outre les modèles développés strictement par les scientifiques, il existe des modèles mêlant des informations grises, réglementaires et issues de dires d'expert à des informations scientifiques et données de monitoring. Ces modèles, élaborés la plupart du temps dans le cadre de convention pour aider à la gestion et à la prévention de l'occurrence de l'eutrophisation, décrivent un état des milieux en tentant parfois de remonter aux causes, permettant d'établir des recommandations pour réduire et préserver un bon état des masses d'eau concernées. Il s'agit donc d'une approche *bottom-up* : du milieu aux activités humaines (approche inverse de celle de l'ACV et de l'empreinte azote). Les exemples trouvés dans cette revue de littérature concernent exclusivement l'eutrophisation marine. Deux

modèles sont régulièrement cités en ce qui concerne les pays européens (Tableau 6.8) : OSPAR (Claussen et al. 2009, Almroth and Skogen 2010) et HELCOM (Andersen et al. 2010, Fleming-Lehtinen et al. 2015). Ces modèles ont pour objectif de déterminer les états écologiques (ou *eutrophication status*) des différentes masses d'eau, cette détermination étant un processus complexe. Une des publications s'attache par exemple à montrer comment la combinaison de modèles écosystémiques et d'observations peut être utilisée pour évaluer l'eutrophisation marine en utilisant un ensemble de cibles environnementales existantes (valeurs seuils) pour l'identification des statuts d'eutrophisation établis par les politiques (OSPAR et HELCOM) en mer Baltique et en mer du nord (Almroth et Skogen 2010). Une autre propose une méthode simple non statistique pour élaborer un taux de confiance pour classer les statuts de l'eutrophisation marine via HELCOM (Helsinki Commission) et son outil d'évaluation de l'eutrophisation (HEAT ou *HELCOM Eutrophication Assessment Tool*) (Andersen et al. 2010). Cette méthode est appliquée à un cas d'étude dans la mer Baltique pour la période 2001-2006. Enfin une étude s'intéresse à une mise à jour de Andersen et al (2010) basée sur l'évaluation des nouvelles et récentes cibles consensuelles d'eutrophisation (Fleming-Lehtinen et al. 2015). Il s'agit de l'application de HEAT 3.0 qui est la version révisée du HEAT. L'étude est une évaluation complètement harmonisée et intégrée de 17 bassins maritimes ouverts de la mer Baltique utilisant les données de monitoring entre 2007 et 2011 fournies par les états de la mer Baltique. Les 17 bassins (unité de l'évaluation) sont caractérisés par des différentes conditions hydromorphologiques, physiques, chimiques et biologiques.

Les difficultés de mise en pratique des mesures curatives et préventives dans le cadre des conventions inter-états résident dans l'harmonisation des unités de mesure, la disponibilité des données nécessaires à l'évaluation notamment les données de monitoring et de télédétection et l'usage de modèles écosystémiques. Ces difficultés ont été mises en évidence notamment dans le cadre du Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM) datant de 1975 et sont rencontrées par les pays de l'Afrique du Nord bordant la Méditerranée (Garmendia et al. 2015). Aujourd'hui, le PAM compte 21 pays sur le pourtour méditerranéen et la Communauté européenne. L'enjeu de la mise en œuvre du PAM, phase II depuis 1995, est que les Pays d'Afrique du Nord soient en capacité à implémenter l'approche écosystémique recommandée afin d'être en mesure de proposer des objectifs écologiques, de mettre en place des moyens de mesure et donc de surmonter les problèmes pratiques empêchant l'évaluation de l'état écologique (statut d'eutrophisation) de la Méditerranée.

L'approche ou gestion écosystémique, dont la mise en œuvre est souhaitable, représente une vision plus large des écosystèmes marins que la vision traditionnelle, tenant compte de l'interdépendance des composants des écosystèmes et de l'importance fondamentale de la structure de l'écosystème et de son fonctionnement fournissant un large éventail de services aux hommes (Curtin and Pallezo 2010).

Une dernière possibilité est de combiner approche nationale et approche bassin versant pour évaluer les causes et conséquences de l'eutrophisation afin d'y remédier. Cette solution a été appliquée aux Etats-Unis dans le Golfe du Mexique afin d'avoir l'éclairage de ces deux perspectives sur la problématique d'eutrophisation (Scavia and Bricker 2006). L'approche nationale est basée sur la connaissance des experts, la plupart familiers des questions d'estuaires, et intégrée à un cadre commun général, le *National Estuarine Eutrophication Assessment* (NEEA). Plus précisément, le modèle NEEA de type Pression-Etat-Réponse se décompose en une collecte de données concernant les variables relatives à la présence de nutriments dans l'eau. Ces données servent à préciser les caractéristiques générales de la masse d'eau et des données ou bases de données additionnelles sont utiles pour déterminer les causes probables des conditions observées et réaliser des projections. L'approche bassin versant est une évaluation intégrée qualitative et quantitative des causes et conséquences du phénomène d'hypoxie dans le nord du Golfe du Mexique, s'inscrivant dans le cadre de la loi *Harmful Algal Bloom and Hypoxia Research and Control Act* (HABHCA) et arguant qu'il s'agit de l'échelle la plus pertinente pour agir sur le phénomène d'eutrophisation.

Tableau 6.8 : Description des modèles OSPAR et HELCOM.

Nom du modèle	Principe
OSPAR pour « Oslo-Paris » La Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est ou Convention OSPAR définit les modalités de la coopération internationale pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est. Elle est entrée en vigueur le 25 mars 1998, et remplace les Conventions d'Oslo et de Paris. OSPAR est une association de 15 pays en plus de l'union européenne.	- Production de recommandations sur la réduction des nutriments dans la mer du nord. OSPAR développe une procédure commune (OSPAR CP) pour l'identification des statuts d'eutrophisation des zones maritimes de la convention de Paris et d'Oslo (1997), mise à jour en 2005. - « OSPAR joint Assessment and monitoring programme » (JAMP) : évaluation en 2006 des statuts d'eutrophisation attendus des zones maritimes couvertes par OSPAR en suivant l'implémentation des mesures consensuellement actées. Utilisation de quatre modèles écosystémiques : NORWECOM, RCO-SCOB, MIKE III, BalEco (tous ces modèles couvrent la mer baltique et la mer du nord et ont tourné pour l'année 2006). - Développement de la "comprehensive procedure (COMPP) pour évaluer les statuts d'eutrophisation des zones marines d'OSPAR de manière harmonisée : classification en « problem area », « potential problem area » et « non-problem area » dépendante des valeurs seuils et des EQO basés sur les évaluations nationales qui diffèrent d'une région à l'autre. « Guideline » disponible pour harmoniser cette évaluation holistique de l'eutrophisation par la COMPP considérant les synergies et une harmonisation avec la directive cadre sur l'eau incluant un schéma de cause à effet du processus d'eutrophisation. Un certain nombre de paramètres réunis en 4 catégories : enrichissement en nutriment, effets directs, effets indirects, autres effets. L'intérêt principal de OSPAR est la définition (du niveau) de la concentration bruit de fond qui servira de niveau de référence. Il existe des rapports compilant ces niveaux (Integrated report, 2003).
HELCOM pour « Helsinki commission" HELCOM est une commission de 1974 qui gère la Convention d'Helsinki, visant la protection de l'Environnement pour la zone de la mer Baltique, associant les pays baltes dans cet objectif. Helcom est une association de 9 pays en plus de l'union européenne. Sa mission est équivalente à celle de la Commission OSPAR qui traite, elle, de l'Atlantique Nord-Est.	- Protection de l'environnement marin de la mer baltique de toute forme de pollution et restauration et préservation des équilibres écologiques - Développement d'objectifs communs et d'actions promouvant la protection de la qualité de l'eau de la mer Baltique - Production de recommandations et de mesures avec le « HELCOM monitoring manual » - Lancement d'un projet pilote, HELCOM EUTRO pour développer des outils d'évaluation, critères et procédures de l'eutrophisation harmonisés pour différentes parties de la mer Baltique - Développement de HEAT pour HELCOM Eutrophication Assessment Tool : outil d'évaluation de l'eutrophisation via cinq indicateurs : niveau de nutriment (azote et phosphore inorganiques dissous), effets directs (Chlorophylle-a et profondeur de Secchi), effets indirects. Les cibles ont été scientifiquement déterminées puis validées par un groupe d'experts. Les données ont plusieurs sources et notamment la base de données « HELCOM COMBINE » et la base de données « Baltic environment » ont été combinées.

7.2.5. Conclusions

Les différents modèles et méthodes (ACV, empreinte N et modèles intergouvernementaux) d'évaluation de l'impact eutrophisation provoqué par les activités humaines sur les milieux marins ou d'eau douce s'entendent de manière générale sur la nécessité de prendre en compte les émissions qu'elles soient atmosphériques, dans le sol ou dans l'eau et sur l'intérêt de la notion de charge critique. Dans ce cadre, la question des dépôts atmosphériques est régulièrement étudiée et des modèles font référence notamment EMEP. Concernant l'effet, le cœur du sujet est la prise en compte de la sensibilité du milieu et donc la capacité à évaluer le bruit de fond et par conséquent un niveau seuil ou de saturation. Les méthodes d'évaluation associées ne font pas l'objet de consensus que ce soit pour l'ACV ou les méthodes type OSPAR ou HELCOM. Une ligne se dégage cependant, celle de porter attention aux effets directs (croissance algale) et indirects (anoxie) afin d'évaluer l'effet.

Les modèles s'accordent également sur une simplification grossière mais nécessaire grâce au concept de l'élément limitant et du ratio commun de Redfield : l'impact d'une activité humaine sur l'eutrophisation marine est généralement évalué en quantifiant les émissions azotées, et l'impact d'une activité anthropique sur l'eutrophisation d'eau douce est généralement évalué en quantifiant les émissions phosphorées.

Les modèles interrogent également de manière générale la question de la fiabilité des calculs en testant la variabilité et l'incertitude des paramètres du calcul tels que la quantification des émissions, les caractéristiques du milieu, la variabilité spatiale et les modèles de devenir. Tant pour les modèles ACV que OSPAR et HELCOM, il y a l'enjeu de la résolution spatiale, variable selon les modèles. Il apparaît cependant évident que l'échelle la plus adaptée est celle du bassin versant (quelle que soit sa taille). Hors, la mise en œuvre de calcul à cette échelle relativement fine n'est pas aisée. Les modèles maillés sont légions et prometteurs quant à une évaluation de plus en plus fine spatialement, mais les données ne sont souvent pas disponibles à ces résolutions fines.

L'empreinte N est une méthode d'autant plus prometteuse qu'elle est couplée à l'ACV : le cycle de l'azote est étudié en intégrant les activités humaines et le milieu dans lesquelles elles s'inscrivent, permettant une vue holistique de l'usage et l'efficacité de N. Une des notions fondamentales mise en lumière par la méthodologie de l'empreinte est la notion d'azote réactif, celui dont l'usage présente un intérêt mais qui contribue à l'eutrophisation des milieux.

Sans grande surprise, la plupart des études de cas mettant en œuvre ces méthodologies d'évaluation de l'impact eutrophisation des activités anthropiques sont des études de systèmes agricoles. Par ailleurs, le lien entre émissions azotées et phosphorées et l'impact eutrophisation est, pour ces études de cas, un champ de recherche à part entière avec le développement de modèles d'inventaire de cycle de vie spécifiques au sol, car le sol n'est pas qu'un milieu récepteur mais fait partie intégrante des agrosystèmes.

7.3. Références bibliographiques

- Alexander, G.C., Stevens, R.J., 1976. Per capita phosphorus loading from domestic sewage. *Water Research*, 10: 8
- Alvarez, R.; Steinbach, H.S., 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil and Tillage Research*, 104 (1): 1-15. 10.1016/j.still.2009.02.005
- Andersen, J.H.; Murray, C.; Kaartokallio, H.; Axe, P.; Molvær, J., 2010. A simple method for confidence rating of eutrophication status classifications. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (6): 919-924. 10.1016/j.marpolbul.2010.03.020
- Arai, Y.; Sparks, D.L., 2007. Phosphate reaction dynamics in soils and soil components: a multiscale approach. *Advances in agronomy*, 94: 135-179
- Azevedo, L.B.; Henderson, A.D.; van Zelm, R.; Jolliet, O.; Huijbregts, M.A.J., 2013. Assessing the Importance of Spatial Variability versus Model Choices in Life Cycle Impact Assessment: The Case of Freshwater Eutrophication in Europe. *Environmental Science & Technology*, 47 (23): 13565-13570. 10.1021/es403422a
- Barba-Brioso, C.; Quaranta, G.; Galan, E.; Fernandez-Caliani, J.C.; Miras, A., 2010. The life cycle impact assessment applied to the Domingo Rubio tidal system by the study of seasonal variations of the aquatic eutrophication potential. *Science of The Total Environment*, 408 (23): 5897-5902. 10.1016/j.scitotenv.2010.08.002
- Barrow, N.J., 2015. Soil phosphate chemistry and the P-sparing effect of previous phosphate applications. *Plant and Soil*, 397 (1-2): 401-409. 10.1007/s11104-015-2514-5
- Beaudoin, N.; Saad, J.K.; Van Laethem, C.; Machet, J.M.; Maucorps, J.; Mary, B., 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111 (1-4): 292-310. 10.1016/j.agee.2005.06.006
- Benbi, D.; Richter, J., 2002. A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils*, 35 (3): 168-183. 10.1007/s00374-002-0456-6
- Boy-Roura, M.; Cameron, K.C.; Di, H.J., 2016. Identification of nitrate leaching loss indicators through regression methods based on a meta-analysis of lysimeter studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (4): 3671-3680. 10.1007/s11356-015-5529-9
- Brentrup, F.; Kusters, J.; Lammel, J.; Kuhlmann, H., 2000. Methods to Estimate On-Field Nitrogen Emissions from Crop Production as an Input to LCA Studies in the Agricultural Sector. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 5 (6): 349-357. 10.1065/lca2000.08.030
- Bünemann, E.K., 2015. Assessment of gross and net mineralization rates of soil organic phosphorus – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 89: 82-98. 10.1016/j.soilbio.2015.06.026
- Byrnes, B.H., 1990. Environmental effects of N fertilizer use—An overview. *Fertilizer Research*, 26 (1-3): 209-215
- Cameron, K.C.; Di, H.J.; Moir, J.L., 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review: Nitrogen losses. *Annals of Applied Biology*, 162 (2): 145-173. 10.1111/aab.12014
- Campling, P.; Terres, J.M.; Vande Walle, S.; Van Orshoven, J.; Crouzet, P., 2005. Estimation of nitrogen balances from agriculture for EU-15: spatialisation of estimates to river basins using the CORINE Land Cover. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 30 (1-3): 25-34. 10.1016/j.pce.2004.08.014
- Cannavo, P.; Recous, S.; Parnaudeau, V.; Reau, R., 2008. Modeling N Dynamics to Assess Environmental Impacts of Cropped Soils. *Advances in Agronomy*. Elsevier, Vol.97, 131-174
- Chien, S.H.; Prochnow, L.I.; Cantarella, H., 2009. Recent developments of fertilizer production and use to improve nutrient efficiency and minimize environmental impacts. *Advances in agronomy*, 102: 267-322
- Claussen, U.; Zevenboom, W.; Brockmann, U.; Topcu, D.; Bot, P., 2009. Assessment of the eutrophication status of transitional, coastal and marine waters within OSPAR. *Hydrobiologia*, 629 (1): 49-58. 10.1007/s10750-009-9763-3
- Colomb, B.; Debaeke, P.; Jouany, C.; Nolot, J.M., 2007. Phosphorus management in low input stockless cropping systems: Crop and soil responses to contrasting P regimes in a 36-year experiment in southern France. *European Journal of Agronomy*, 26 (2): 154-165. 10.1016/j.eja.2006.09.004
- Constantin, J.; Beaudoin, N.; Launay, M.; Duval, J.; Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147 (0): 36-46. 10.1016/j.agee.2011.06.006
- Constantin, J.; Mary, B.; Laurent, F.; Aubrion, G.; Fontaine, A.; Kerveillant, P.; Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135 (4): 268-278. 10.1016/j.agee.2009.10.005
- Cordell, D.; Drangert, J.-O.; White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought *Global environmental change-human and policy dimensions*, 19 (2): 14. 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009
- Cosme, N.; Koski, M.; Hauschild, M.Z., 2015. Exposure factors for marine eutrophication impacts assessment based on a mechanistic biological model. *Ecological Modelling*, 317: 50-63. 10.1016/j.ecolmodel.2015.09.005
- Debaeke, P.; Rouet, P.; Justes, E., 2006. Relationship Between the Normalized SPAD Index and the Nitrogen Nutrition Index: Application to Durum Wheat. *Journal of Plant Nutrition*, 29 (1): 75-92. 10.1080/01904160500416471
- Deronzier, G.; Choubert, J.M., 2004. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées. Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique. *Document technique FNDAE*, (29):

- Duchêne, P., 2005. Cent ans de procédés d'épuration des eaux résiduaires. *Techniques Sciences Méthodes hors série*, (11): 9
- Duchêne, P.; Vanier, C., 2002. Réflexion sur les paramètres de qualité exigés pour les rejets de station d'épuration. *Ingénieries*, 29: 13
- EC-JRC, 2010. Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment (LCIA) models and indicators. *ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union*: 116
- Ehrmann, J.; Ritz, K., 2014. Plant: soil interactions in temperate multi-cropping production systems. *Plant and Soil*, 376 (1-2): 1-29. 10.1007/s11104-013-1921-8
- Eme, C.; Boutin, C., 2015. *Composition des eaux usées domestiques par source émission à l'échelle de l'habitation. Etude bibliographique. Rapport ONEMA du partenariat 2015 ONEMA-Irstea du thème « L'eau en espace urbanisé »*, 91.
- Fageria, V.D., 2001. Nutrient interactions in crop plants. *Journal of Plant Nutrition*, 24 (8): 1269-1290
- Filali, A.; Hauduc, H.; Rieger, L.; Philippe, F.; Gillot, S., 2015. Analyse et consolidation des données de fonctionnement des stations d'épuration: une étude de cas. *Techniques Sciences Méthodes*, 12: 30
- Fleming-Lehtinen, V.; Andersen, J.H.; Carstensen, J.; Łysiak-Pastuszek, E.; Murray, C.; Pyhälä, M.; Laamanen, M., 2015. Recent developments in assessment methodology reveal that the Baltic Sea eutrophication problem is expanding. *Ecological Indicators*, 48: 380-388. 10.1016/j.ecolind.2014.08.022
- Gallego, A.; Rodriguez, L.; Hospido, A.; Moreira, M.T.; Feijoo, G., 2010. Development of regional characterization factors for aquatic eutrophication. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (1): 32-43. 10.1007/s11367-009-0122-4
- Gallejones, P.; Pardo, G.; Aizpurua, A.; del Prado, A., 2015. Life cycle assessment of first-generation biofuels using a nitrogen crop model. *Science of The Total Environment*, 505: 1191-1201. 10.1016/j.scitotenv.2014.10.061
- Garmendia, M.; Borja, Á.; Breton, F.; Butenschön, M.; Marín, A.; Miller, P.I.; Morisseau, F.; Xu, W., 2015. Challenges and difficulties in assessing the environmental status under the requirements of the Ecosystem Approach in North African countries, illustrated by eutrophication assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (5). 10.1007/s10661-015-4316-x
- Garnier, P.; Neel, C.; Aita, C.; Recous, S.; Lafolie, F.; Mary, B., 2003. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European Journal of Soil Science*, 54 (3): 555-568
- Giacomini, S.J.; Machet, J.M.; Boizard, H.; Recous, S., 2010. Dynamics and recovery of fertilizer 15N in soil and winter wheat crop under minimum versus conventional tillage. *Soil and Tillage Research*, 108 (1-2): 51-58. 10.1016/j.still.2010.03.005
- Gonzalez-Dugo, V.; Durand, J.-L.; Gastal, F., 2010. Water deficit and nitrogen nutrition of crops. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (3): 529-544. 10.1051/agro/2009059
- Grotz, N.; Guerinot, M.L., 2002. Limiting nutrients: an old problem with new solutions? *Current Opinion in Plant Biology*, 5 (2): 158-163
- Hao, X.; Chang, C.; Larney, F.J., 2004. Carbon, Nitrogen Balances and Greenhouse Gas Emission during Cattle Feedlot Manure Composting. *Journal of Environmental Quality*, 33 (1): 37-44
- Harrison, R.; Webb, J., 2001. A review of the effect of n fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in agronomy*, 73: 65-108
- Hart, M.R.; Quin, B.F.; Nguyen, M., 2004. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects. *Journal of Environmental Quality*, 33 (6): 1954-1972
- Haygarth, P.M.; Heathwaite, A.L.; Jarvis, S.C.; Harrod, T.R., 2000. Hydrological factors for phosphorus transfer from agricultural soils. *Advances in agronomy*, 69: 153-178
- He, M.; Dijkstra, F.A., 2014. Drought effect on plant nitrogen and phosphorus: a meta-analysis. *New Phytologist*, 204 (4): 924-931. 10.1111/nph.12952
- Heinen, M., 2006. Simplified denitrification models: Overview and properties. *Geoderma*, 133 (3-4): 444-463. 10.1016/j.geoderma.2005.06.010
- Helmes, R.J.K.; Huijbregts, M.A.J.; Henderson, A.D.; Jolliet, O., 2012. Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17 (5): 646-654. 10.1007/s11367-012-0382-2
- Henze, M.; Comeau, Y., 2008. Wastewater characterization. *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design*. IWA Publishing, 33-52
- Henze, M.; Harrenmoes, P.; La Cour Jansen, J.; Arvin, E., 1996. *Wastewater Treatment Biological and chemical Processes*. Berlin, Germany:
- Hoang, V.-N.; Alauddin, M., 2010. Assessing the eco-environmental performance of agricultural production in OECD countries: the use of nitrogen flows and balance. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87 (3): 353-368. 10.1007/s10705-010-9343-y
- Hosper, S.H.; Gulati, R.D.; Van Lieke, L.; Roozack, R.M.M.; Beusen, A.H.W.; Klepper, O.; Meinardi, C.R., 1995. Integrated Water Resources Management Modelling the flow of nitrogen and phosphorus in Europe: From loads to coastal seas. *Water Science and Technology*, 31 (8): 141-145. 10.1016/0273-1223(95)00364-S
- Howarth, R.W., 2008. Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*, 8 (1): 14-20. 10.1016/j.hal.2008.08.015
- Howarth, R.W.; Billen, G.; Swaney, D.; Townsend, A.; Jaworski, N.; Lajtha, K.; Downing, J.A.; Elmgren, R.; Caraco, N.; Jordan, T., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Nitrogen cycling in the North Atlantic Ocean and its watersheds*. Springer, 75-139

- Huijbregts, M., 1999. Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants - Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. 40
- Huijbregts, M.A.J.; Schöpp, W.; Verkuijlen, E.; Heijungs, R.; Reijnders, L., 2001. Spatially explicit characterization of acidifying and eutrophying air pollution in life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 4 (3): 75-92. 10.1162/108819800300106393
- Huijbregts, M.A.J.; Seppala, J., 2001. Life cycle impact assessment of pollutants causing aquatic eutrophication. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6 (6): 339-343. 10.1007/bf02978864
- Isermann, K., 1990. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. *Fertilizer Research*, 26 (1-3): 253-269
- ISO, 2006a. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. EN ISO 14040:2006 International Organization for Standardization.
- ISO, 2006b. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. EN ISO 14044:2006 International Organization for Standardization.
- Jedelhauser, M.; Binder, C.R., 2015. Losses and efficiencies of phosphorus on a national level – A comparison of European substance flow analyses. *Resources, Conservation and Recycling*, 105: 294-310. 10.1016/j.resconrec.2015.09.021
- Jégo, G.; Sánchez-Pérez, J.M.; Justes, E., 2012. Predicting soil water and mineral nitrogen contents with the STICS model for estimating nitrate leaching under agricultural fields. *Agricultural Water Management*, 107: 54-65. 10.1016/j.agwat.2012.01.007
- Johnson, G.V., 1991. General model for predicting crop response to fertilizer. *Agronomy Journal*, 83 (2): 367-373
- Jönsson, H.; Baky, A.; Jeppsson, U.; Hellström, D.; Karrman, E., 2005. *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model. The Mistra Programme Urban Water*: Chalmers University of Technology 49.
- Jordan-Meille, L.; Dorioz, J.M., 2004. Soluble phosphorus dynamics in an agricultural watershed. *Agronomie*, 24 (5): 237-248
- Jordan-Meille, L.; Rubaek, G.H.; Ehlert, P.A.I.; Genot, V.; Hofman, G.; Goulding, K.; Recknagel, J.; Provolo, G.; Barraclough, P., 2012. An overview of fertilizer-P recommendations in Europe: soil testing, calibration and fertilizer recommendations: <i>P fertilizer methods in Europe</i>. *Soil Use and Management*, 28 (4): 419-435. 10.1111/j.1475-2743.2012.00453.x
- Karrman, E.; Jonsson, H., 2001. Including oxidation of ammonia in the eutrophication impact category. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6 (1): 29-33
- Kautz, T.; Amelung, W.; Ewert, F.; Gaiser, T.; Horn, R.; Jahn, R.; Javaux, M.; Kemna, A.; Kuzyakov, Y.; Munch, J.-C.; Pätzold, S.; Peth, S.; Scherer, H.W.; Schloter, M.; Schneider, H.; Vanderborght, J.; Vetterlein, D.; Walter, A.; Wiesenberger, G.L.B.; Köpke, U., 2013. Nutrient acquisition from arable subsoils in temperate climates: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 57: 1003-1022. 10.1016/j.soilbio.2012.09.014
- Keener, H.M.; Elwell, D.L.; Grande, D., 2002. NH₃ emissions and N-balances for a 1.6 million caged layer facility: Manure belt/composting vs. deep pit operation. *Transactions of the ASAE*, 45 (6): 1977-1984
- Kim, D.-G.; Saggar, S.; Roudier, P., 2012. The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soils: a meta-analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93 (1): 51-64. 10.1007/s10705-012-9498-9
- Kimura, S.D.; Hatano, R., 2007. An eco-balance approach to the evaluation of historical changes in nitrogen loads at a regional scale. *Agricultural Systems*, 94 (2): 165-176. 10.1016/j.agry.2006.08.005
- Kirchmann, H.; Pettersson, S., 1995. Human urine-chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research*, 40 (2): 6. 10.1007/BF00750100
- Kissinger, W.F.; Erickson, G.E.; Klopfenstein, T.J., 2006. Summary of manure amounts, characteristics, and nitrogen mass balance for open beef feedlot pens in summer and winter feeding periods. *Journal of Animal Science*, 84: 132-133
- Klevenhusen, F.; Kreuzer, M.; Soliva, C.R., 2011. Enteric and manure-derived methane and nitrogen emissions as well as metabolic energy losses in cows fed balanced diets based on maize, barley or grass hay. *Animal*, 5 (3): 450-461. 10.1017/s1751731110001795
- Klop, G.; Velthof, G.L.; van Groenigen, J.W., 2012. Application technique affects the potential of mineral concentrates from livestock manure to replace inorganic nitrogen fertilizer: <i>Can mineral concentrates replace N fertilizer?</i>. *Soil Use and Management*, 28 (4): 468-477. 10.1111/j.1475-2743.2012.00434.x
- Knoden, D.; Vertès, F.; Foray, S., 2015. La directive Nitrates dans quelques régions d'Europe. *Fourrages*, 224: 269-278
- Kroeze, 2003. Uncertainties in the fate of nitrogen I: An overview of sources of uncertainty illustrated with a Dutch case study. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66: 43-69
- Kruse, J.; Abraham, M.; Amelung, W.; Baum, C.; Bol, R.; Kühn, O.; Lewandowski, H.; Niederberger, J.; Oelmann, Y.; Rüger, C.; Santner, J.; Siebers, M.; Siebers, N.; Spohn, M.; Vestergren, J.; Vogts, A.; Leinweber, P., 2015. Innovative methods in soil phosphorus research: A review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178 (1): 43-88. 10.1002/jpln.201400327
- Kumar, K.; Goh, K.M., 1999. Crop Residues and Management Practices: Effects on Soil Quality, Soil Nitrogen Dynamics, Crop Yield, and Nitrogen Recovery. *Advances in Agronomy*. Elsevier, Vol.68, 197-319
- Lacroix, A.; Beaudoin, N.; Makowski, D., 2005. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics*, 53 (1): 115-127. 10.1016/j.ecolecon.2004.11.001
- Ladha, J.K.; Pathak, H.; Krupnik, T.J.; Six, J.; van Kessel, C., 2005. Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: retrospects and prospects. *Advances in agronomy*, 87: 85-156

- Lambert, R.; Toussaint, B.; Peeters, A., 2004. *Estimating nitrogen losses from animal manures using their phosphorus balance*. Wageningen: Wageningen Acad Publ (*Controlling Nitrogen Flows and Losses*)
- Lemaire, G.; Jeuffroy, M.-H.; Gastal, F., 2008. Diagnosis tool for plant and crop N status in vegetative stage. *European Journal of Agronomy*, 28 (4): 614-624. 10.1016/j.eja.2008.01.005
- Lemercier, B.; Walter, C.; Arrouays, D.; Arousseau, P.; Follain, S.; Michaud, A.R.; Saby, N.; Sarr, J.-B.; Schwartz, C.; Vertes, F., 2009. *Stockage de phosphore dans les sols: surveillance et diagnostic aux échelles nationale et régionale*. Océanis
- Li, C.S.; Salas, W.; Zhang, R.H.; Krauter, C.; Rotz, A.; Mitloehner, F., 2012. Manure-DNDC: a biogeochemical process model for quantifying greenhouse gas and ammonia emissions from livestock manure systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93 (2): 163-200. 10.1007/s10705-012-9507-z
- Li, S.X.; Wang, Z.H.; Stewart, B., 2013. Responses of crop plants to ammonium and nitrate N. *Advances in agronomy*, 118: 205-397
- Li, S.X.; Wang, Z.H.; Stewart, B.A., 2011. Differences of some leguminous and nonleguminous crops in utilization of soil phosphorus and responses to phosphate fertilizers. *Advances in agronomy*, 110: 125-249
- Li, Y.; Niu, S.; Yu, G., 2016. Aggravated phosphorus limitation on biomass production under increasing nitrogen loading: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 22 (2): 934-943. 10.1111/gcb.13125
- Liao, W.J.; van der Werf, H.M.G.; Salmon-Monviola, J., 2015. Improved Environmental Life Cycle Assessment of Crop Production at the Catchment Scale via a Process-Based Nitrogen Simulation Model. *Environmental Science & Technology*, 49 (18): 10790-10796. 10.1021/acs.est.5b01347
- Liu, J.; Aronsson, H.; Ulén, B.; Bergström, L., 2012. Potential phosphorus leaching from sandy topsoils with different fertilizer histories before and after application of pig slurry: <i>Phosphorus leaching from sandy topsoils</i>. *Soil Use and Management*, 28 (4): 457-467. 10.1111/j.1475-2743.2012.00442.x
- Liu, X.; Zhang, A.; Ji, C.; Joseph, S.; Bian, R.; Li, L.; Pan, G.; Paz-Ferreiro, J., 2013. Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions—a meta-analysis of literature data. *Plant and Soil*, 373 (1-2): 583-594. 10.1007/s11104-013-1806-x
- Liu, Y.; Wu, L.; Baddeley, J.A.; Watson, C.A., 2011. Models of biological nitrogen fixation of legumes. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31 (1): 155-172. 10.1051/agro/2010008
- Luebke, M.K.; Erickson, G.E.; Klopfenstein, T.J.; Greenquist, M.A.; Benton, J.R., 2011. Effect of dietary cation-anion difference on urinary pH, feedlot performance, nitrogen mass balance, and manure pH in open feedlot pens. *Journal of Animal Science*, 89 (2): 489-500. 10.2527/jas.2009-2458
- McGeachan, M.B., 2002. Sorption of Phosphorus by Soil, Part 2: Measurement Methods, Results and Model Parameter Values SW—Soil and Water. *Biosystems Engineering*, 82 (2): 115-130. 10.1006/bioe.2002.0068
- Meals, D.W.; Dressing, S.A.; Davenport, T.E., 2010. Lag Time in Water Quality Response to Best Management Practices: A Review. *Journal of Environment Quality*, 39 (1): 85. 10.2134/jeq2009.0108
- Menzi, H.; Katz, P.E.; Fahrni, M.; Neftel, A.; Frick, R., 1998. A simple empirical model based on regression analysis to estimate ammonia emissions after manure application. *Atmospheric Environment*, 32 (3): 301-307. 10.1016/s1352-2310(97)00239-2
- Mercoiret, L., 2010. *Qualité de eaux usées domestiques produites par les petites collectivités. Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2000 Equivalents Habitants. Rapport ONEMA du partenariat 2010 ONEMA-Irstea du domaine « Ecotechnologies et pollution »*: ONEMA Cemagref, 64.
- Mesdaghinia, A.; Nasser, S.; Mahvi, A.H.; Tashauoei, H.R.; Hadi, M., 2015. The estimation of per capita loadings of domestic wastewater in Tehran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 13 (25). 10.1186/s40201-015-0174-2
- Miller, S.A.; Landis, A.E.; Theis, T.L., 2006. Use of Monte Carlo Analysis to Characterize Nitrogen Fluxes in Agroecosystems. *Environmental Science & Technology*, 40 (7): 2324-2332. 10.1021/es0518878
- Misselbrook, T.H.; Nicholson, F.A.; Chambers, B.J., 2005. Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. *Bioresource Technology*, 96 (2): 159-168. 10.1016/j.biotech.2004.05.004
- Montes, F.; Rotz, C.A.; Chaoui, H., 2009. Process modeling of ammonia volatilization from ammonium solution and manure surfaces : a review with recommended models. *Transactions of the Asabe*, 52 (5): 1707-1719
- Nangia, V.; Gowda, P.H.; Mulla, D.J.; Sands, G.R., 2008. Water Quality Modeling of Fertilizer Management Impacts on Nitrate Losses in Tile Drains at the Field Scale. *Journal of Environment Quality*, 37 (2): 296. 10.2134/jeq2007.0224
- Nannipieri, P.; Eldor, P., 2009. The chemical and functional characterization of soil N and its biotic components. *Soil Biology and Biochemistry*, 41 (12): 2357-2369. 10.1016/j.soilbio.2009.07.013
- Neal, C.; Jarvie, H.P., 2005. Agriculture, community, river eutrophication and the Water Framework Directive. *Hydrological Processes*, 19 (9): 1895-1901. 10.1002/hyp.5903
- Némery, J.; Garnier, J.; Morel, C., 2005. Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry*, 72 (1): 35-66. 10.1007/s10533-004-0078-1
- Nesme, T.; Senthilkumar, K.; Mollier, A.; Pellerin, S., 2015. Effects of crop and livestock segregation on phosphorus resource use: A systematic, regional analysis. *European Journal of Agronomy*, 71: 88-95. 10.1016/j.eja.2015.08.001
- Nestler, A.; Berglund, M.; Accoe, F.; Duta, S.; Xue, D.; Boeckx, P.; Taylor, P., 2011. Isotopes for improved management of nitrate pollution in aqueous resources: review of surface water field studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 18 (4): 519-533. 10.1007/s11356-010-0422-z

- Ni, J.Q., 1999. Mechanistic models of ammonia release from liquid manure: a review. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 72 (1): 1-17. 10.1006/jaer.1998.0342
- Nieder, R.; Benbi, D.K.; Scherer, H.W., 2011. Fixation and defixation of ammonium in soils: a review. *Biology and Fertility of Soils*, 47 (1): 1-14. 10.1007/s00374-010-0506-4
- Nkoa, R., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (2): 473-492. 10.1007/s13593-013-0196-z
- Norris, G.A., 2003. Impact characterization in the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts: Methods for acidification, eutrophication, and ozone formation. *Journal of Industrial Ecology*, 6 (3-4): 79-101
- O'Rourke, S.M.; Foy, R.H.; Watson, C.J.; Ferris, C.P.; Gordon, A., 2010. Effect of Varying the Phosphorus Content of Dairy Cow Diets on Losses of Phosphorus in Overland Flow Following Surface Applications of Manure. *Journal of Environmental Quality*, 39 (6): 2138-2146. 10.2134/jeq2010.0205
- Ogejo, J.A.; Senger, R.S.; Zhang, R.H., 2010. Global sensitivity analysis of a process-based model for ammonia emissions from manure storage and treatment structures. *Atmospheric Environment*, 44 (30): 3621-3629. 10.1016/j.atmosenv.2010.06.053
- Oita, A.; Nagano, I.; Matsuda, H., 2016. An improved methodology for calculating the nitrogen footprint of seafood. *Ecological Indicators*, 60: 1091-1103. 10.1016/j.ecolind.2015.08.039
- Olfs, H.-W.; Blankenau, K.; Brentrup, F.; Jasper, J.; Link, A.; Lammel, J., 2005. Soil- and plant-based nitrogen-fertilizer recommendations in arable farming. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168 (4): 414-431. 10.1002/jpln.200520526
- Oorts, K.; Laurent, F.; Mary, B.; Thiebeau, P.; Labreuche, J.; Nicolardot, B., 2007. Experimental and simulated soil mineral N dynamics for long-term tillage systems in northern France. *Soil and Tillage Research*, 94 (2): 441-456. 10.1016/j.still.2006.09.004
- Oudart, D.; Robin, P.; Paillat, J.M.; Paul, E., 2015. Modelling nitrogen and carbon interactions in composting of animal manure in naturally aerated piles. *Waste Management*, 46: 588-598. 10.1016/j.wasman.2015.07.044
- Oudendag, D.A.; Luesink, H.H., 1998. The Manure Model: manure, minerals (N, P and K), ammonia emission, heavy metals and the use of fertiliser in Dutch agriculture. *Environmental Pollution*, 102: 241-246. 10.1016/s0269-7491(98)80039-0
- Parnaudeau, V.; Reau, R.; Dubrulle, P., 2012. Un outil d'évaluation des fuites d'azote vers l'environnement à l'échelle du système de culture: le logiciel Syst'N. *Innovations Agronomiques*, 21: 59-70
- Passy, P.; Gypens, N.; Billen, G.; Garnier, J.; Thieu, V.; Rousseau, V.; Callens, J.; Parent, J.Y.; Lancelot, C., 2013. A model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984. *Journal of Marine Systems*, 128: 106-122. 10.1016/j.jmarsys.2013.05.005
- Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G.; Vertès, F., 2007. Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. *Agricultural Systems*, 94 (2): 416-430. 10.1016/j.agsy.2006.11.014
- Pelletier, N.; Leip, A., 2014. Quantifying anthropogenic mobilization, flows (in product systems) and emissions of fixed nitrogen in process-based environmental life cycle assessment: rationale, methods and application to a life cycle inventory. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (1): 166-173. 10.1007/s11367-013-0622-0
- Pelzer, E.; Hombert, N.; Jeuffroy, M.-H.; Makowski, D., 2014. Meta-Analysis of the Effect of Nitrogen Fertilization on Annual Cereal-Legume Intercrop Production. *Agronomy Journal*, 106 (5): 1775. 10.2134/agronj13.0590
- Phillips, V.R.; Lee, D.S.; Scholtens, R.; Garland, J.A.; Sneath, R.W., 2001. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores, Part 2: Monitoring flux rates, concentrations and airflow rates. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 78 (1): 1-14. 10.1006/jaer.2000.0618
- COMIFER., 1993. Aide au diagnostic et à la prescription de la fertilisation phosphatée et potassique des grandes cultures - 1993 Comifer, Paris.
- Plaza-Bonilla, D.; Nolot, J.-M.; Raffaillac, D.; Justes, E., 2015. Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212: 1-12. 10.1016/j.agee.2015.06.014
- Plénet, D.; Lemaire, G., 1999. Relationships between dynamics of nitrogen uptake and dry matter accumulation in maize crops. Determination of critical N concentration. *Plant and Soil*, 216 (1-2): 65-82
- Port, O.; Aita, C.; Giacomini, S.J., 2003. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38 (7): 857-865
- Posch, M.; Seppala, J.; Hettelingh, J.P.; Johansson, M.; Margni, M.; Jolliet, O., 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (6): 477-486. 10.1007/s11367-008-0025-9
- Quemada, M.; Baranski, M.; Nobel-de Lange, M.N.J.; Vallejo, A.; Cooper, J.M., 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 174: 1-10. 10.1016/j.agee.2013.04.018
- Raghothama, K.G.; Karthikeyan, A.S., 2005. Phosphate Acquisition. *Plant and Soil*, 274 (1-2): 37-49. 10.1007/s11104-004-2005-6

- Rasouli, S.; Whalen, J.K.; Madramootoo, C.A., 2014. Review: Reducing residual soil nitrogen losses from agroecosystems for surface water protection in Quebec and Ontario, Canada: Best management practices, policies and perspectives. *Canadian Journal of Soil Science*, 94 (2): 109-127. 10.4141/cjss2013-015
- Reidy, B.; Dammgen, U.; Dohler, H.; Eurich-Menden, B.; van Evert, F.K.; Hutchings, N.J.; Luesink, H.H.; Menzi, H.; Misselbrook, T.H.; Monteny, G.J.; Webb, J., 2008a. Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: Liquid manure systems. *Atmospheric Environment*, 42 (14): 3452-3464. 10.1016/j.atmosenv.2007.04.009
- Reidy, B.; Rhim, B.; Menzi, H., 2008b. A new Swiss inventory of ammonia emissions from agriculture based on a survey on farm and manure management and farm-specific model calculations. *Atmospheric Environment*, 42 (14): 3266-3276. 10.1016/j.atmosenv.2007.04.036
- Reidy, B.; Webb, J.; Misselbrook, T.H.; Menzi, H.; Luesink, H.H.; Hutchings, N.J.; Eurich-Menden, B.; Dohler, H.; Dammgen, U., 2009. Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: Litter-based manure systems. *Atmospheric Environment*, 43 (9): 1632-1640. 10.1016/j.atmosenv.2008.12.015
- Remy, J.-C.; Hebert, J., 1977. Le devenir des engrais azotés dans le sol. *Compte Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 11: 700-714
- Rieger, L.; Gillot, S.; Langergraber, G.; Ohtsuki, T.; Shaw, A.; Takacs, I.; Winkler, S., 2012. *Guidelines for Using Activated Sludge Models* London, United Kingdom: IWA Publishing (*Scientific and Technical Report*)
- Rieger, L.; Gillot, S.; Langergraber, G.; Ohtsuki, T.; Shaw, A.; Takacs, I.; Winkler, S., 2013. *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. London, 280.
- Rigby, H.; Clarke, B.O.; Pritchard, D.L.; Meehan, B.; Beshah, F.; Smith, S.R.; Porter, N.A., 2016. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. *Science of The Total Environment*, 541: 1310-1338. 10.1016/j.scitotenv.2015.08.089
- Rigolot, C.; Espagnol, S.; Pomar, C.; Dourmad, J.Y., 2010a. Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part I: animal excretion and enteric CH₄, effect of feeding and performance. *Animal*, 4 (8): 1401-1412. 10.1017/s1751731110000492
- Rigolot, C.; Espagnol, S.; Robin, P.; Hassouna, M.; Beline, F.; Paillat, J.M.; Dourmad, J.Y., 2010b. Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal*, 4 (8): 1413-1424. 10.1017/s1751731110000509
- Ros, G.H.; Temminghoff, E.J.M.; Hoffland, E., 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science*, 62 (1): 162-173. 10.1111/j.1365-2389.2010.01318.x
- Roy, P.O.; Huijbregts, M.; Deschenes, L.; Margni, M., 2012. Spatially-differentiated atmospheric source-receptor relationships for nitrogen oxides, sulfur oxides and ammonia emissions at the global scale for life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment*, 62: 74-81. 10.1016/j.atmosenv.2012.07.069
- Rumpel, C.; Crème, A.; Ngo, P.T.; Velásquez, G.; Mora, M.L.; Chabbi, A., 2015. The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. *Journal of soil science and plant nutrition*, (AHEAD): 0-0
- Sadras, V.O., 2006. The N:P stoichiometry of cereal, grain legume and oilseed crops. *Field Crops Research*, 95 (1): 13-29. 10.1016/j.fcr.2005.01.020
- Scavia, D.; Bricker, S.B., 2006. Coastal eutrophication assessment in the United States. *Biogeochemistry*, 79 (1-2): 187-208. 10.1007/s10533-006-9011-0
- Scherer, L.; Pfister, S., 2015. Modelling spatially explicit impacts from phosphorus emissions in agriculture. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20 (6): 785-795. 10.1007/s11367-015-0880-0
- Scholtens, R.; Dore, C.J.; Jones, B.M.R.; Lee, D.S.; Phillips, V.R., 2004. Measuring ammonia emission rates from livestock buildings and manure stores - part 1: development and validation of external tracer ratio, internal tracer ratio and passive flux sampling methods. *Atmospheric Environment*, 38 (19): 3003-3015. 10.1016/j.atmosenv.2004.02.030
- Schoumans, O.F.; Chardon, W.J.; Bechmann, M.E.; Gascuel-Oudou, C.; Hofman, G.; Kronvang, B.; Rubæk, G.H.; Ulén, B.; Dorjoo, J.M., 2014. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of The Total Environment*, 468-469: 1255-1266. 10.1016/j.scitotenv.2013.08.061
- Schröder, J.J.; Neeteson, J.J.; Oenema, O.; Struik, P.C., 2000. Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? Reviewing the state of the art. *Field Crops Research*, 66: 151-164
- Sebilo, M.; Mayer, B.; Nicolardot, B.; Pinay, G.; Mariotti, A., 2013. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (45): 18185-18189. 10.1073/pnas.1305372110
- Seitzinger, S.P.; Harrison, J.A.; Dumont, E.; Beusen, A.H.W.; Bouwman, A.F., 2005. Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application: GLOBAL EXPORT OF C, N, AND P TO COASTAL SYSTEMS. *Global Biogeochemical Cycles*, 19 (4): n/a-n/a. 10.1029/2005GB002606
- Senthilkumar, K.; Mollier, A.; Delmas, M.; Pellerin, S.; Nesme, T., 2014. Phosphorus recovery and recycling from waste: An appraisal based on a French case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 87: 97-108. 10.1016/j.resconrec.2014.03.005

- Senthilkumar, K.; Nesme, T.; Mollier, A.; Pellerin, S., 2012a. Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: The case of France: DESIGN OF P FLOWS FOR FRANCE. *Global Biogeochemical Cycles*, 26 (2): n/a-n/a. 10.1029/2011GB004102
- Senthilkumar, K.; Nesme, T.; Mollier, A.; Pellerin, S., 2012b. Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: The importance of agricultural production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92 (2): 145-159. 10.1007/s10705-011-9478-5
- Seppala, J.; Knuuttila, S.; Silvo, K., 2004. Eutrophication of aquatic ecosystems - A new method for calculating the potential contributions of nitrogen and phosphorus. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9 (2): 90-100. 10.1065/lca2004.02.145
- Seppala, J.; Posch, M.; Johansson, M.; Hettelingh, J.P., 2006. Country-dependent characterisation factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11 (6): 403-416. 10.1065/lca2005.06.215
- Shannon, J.D., 1991. Modeled Sulfur Deposition Trends Since 1900 in North America. In: van Dop, H.; Steyn, D.G., eds. *Air Pollution Modeling and Its Application VIII*. Boston, MA: Springer US, 61-68. 10.1007/978-1-4615-3720-5_3
- Sharpley, A., 2016. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. *Scientia Agricola*, 73 (1): 1-8. 10.1590/0103-9016-2015-0107
- Singh, S.; Bakshi, B.R., 2013. Accounting for the Biogeochemical Cycle of Nitrogen in Input-Output Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 47 (16): 9388-9396. 10.1021/es4009757
- Singh, S.; Bakshi, B.R., 2015. Footprints of carbon and nitrogen: Revisiting the paradigm and exploring their nexus for decision making. *Ecological Indicators*, 53: 49-60. 10.1016/j.ecolind.2015.01.001
- Sommer, S.G.; Sibbesen, E.; Nielsen, T.; Schjorring, J.K.; Olesen, J.E., 1996. A passive flux sampler for measuring ammonia volatilization from manure storage facilities. *Journal of Environmental Quality*, 25 (2): 241-247
- Spiertz, H., 2013. Challenges for Crop Production Research in Improving Land Use, Productivity and Sustainability. *Sustainability*, 5 (4): 1632-1644. 10.3390/su5041632
- Spiertz, J.H.J., 2010. Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (1): 43-55. 10.1051/agro:2008064
- Stricker, A.-E.; Heduit, A., 2010. *Phosphore des eaux usées- Etat des lieux et perspectives. Rapport ONEMA du partenariat 2009 ONEMA-Irstea du domaine «Ecotechnologies et pollution»*, 54.
- Struijs, J.; Beusen, A.; de Zwart, D.; Huijbregts, M., 2011. Characterization factors for inland water eutrophication at the damage level in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16 (1): 59-64. 10.1007/s11367-010-0232-z
- Subbarao, G.V.; Sahrawat, K.L.; Nakahara, K.; Ishikawa, T.; Kishii, M.; Rao, I.M.; Hash, C.T.; George, T.S.; Srinivasa Rao, P.; Nardi, P.; Bonnett, D.; Berry, W.; Suenaga, K.; Lata, J.C., 2012. Biological Nitrification Inhibition—A Novel Strategy to Regulate Nitrification in Agricultural Systems. *Advances in Agronomy*. Elsevier, Vol.114, 249-302
- Suriyagoda, L.D.B.; Ryan, M.H.; Renton, M.; Lambers, H., 2014. Plant Responses to Limited Moisture and Phosphorus Availability. *Advances in Agronomy*. Elsevier, Vol.124, 143-200
- Swink, S.N.; Ketterings, Q.M.; Chase, L.E.; Czymmek, K.J.; van Amburgh, M.E., 2011. Nitrogen balances for New York State: Implications for manure and fertilizer management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 66 (1): 1-17. 10.2489/jswc.66.1.1
- Timilsena, Y.P.; Adhikari, R.; Casey, P.; Muster, T.; Gill, H.; Adhikari, B., 2015. Enhanced efficiency fertilisers: a review of formulation and nutrient release patterns: Enhanced efficiency fertilizers. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95 (6): 1131-1142. 10.1002/jsfa.6812
- Tonitto, C.; David, M.B.; Drinkwater, L.E., 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112 (1): 58-72. 10.1016/j.agee.2005.07.003
- Toor, G.S.; Hunger, S.; Peak, J.D.; Sims, J.T.; Sparks, D.L., 2006. Advances in the characterization of phosphorus in organic wastes: environmental and agronomic applications. *Advances in agronomy*, 89: 1-72
- Tørseth, K.; Aas, W.; Breivik, K.; Fjæraa, A.M.; Fiebig, M.; Hjellbrekke, A.G.; Lund Myhre, C.; Solberg, S.; Yttri, K.E., 2012. Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and observed atmospheric composition change during 1972–2009. *Atmos. Chem. Phys.*, 12 (12): 5447-5481. 10.5194/acp-12-5447-2012
- Ulen, B., 2007. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use and Management*, 23: 5-15
- Unifa, 2014. *Evolution des bilans régionaux de fertilisation en France de 1988 à 2013 pour les trois éléments nutritifs : Phosphore, Potassium, Magnésium*. Paris: UNIFA, 42.
- Valkama, E.; Lemola, R.; Känkänen, H.; Turtola, E., 2015. Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 203: 93-101. 10.1016/j.agee.2015.01.023
- Van, T.H.V.; Prapasongsa, T.; Poulsen, H.D.; Jorgensen, H., 2009. Prediction of manure nitrogen and carbon output from grower-finisher pigs. *Animal Feed Science and Technology*, 151 (1-2): 97-110. 10.1016/j.anifeedsci.2008.10.008
- Veresoglou, S.D.; Barto, E.K.; Menexes, G.; Rillig, M.C., 2013. Fertilization affects severity of disease caused by fungal plant pathogens. *Plant Pathology*, 62 (5): 961-969. 10.1111/ppa.12014

- Vilain, G.; Garnier, J.; Roose-Amsaleg, C.; Laville, P., 2012. Potential of denitrification and nitrous oxide production from agricultural soil profiles (Seine Basin, France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92 (1): 35-50. 10.1007/s10705-011-9470-0
- Vinnerås, B.; Jönsson, H., 2002. Faecal separation for nutrient management, evaluation of different separation techniques. *Urban Water*, 4 (4): 8. 10.1016/S1462-0758(02)00026-2
- Vu, T.K.V.; Vu, C.C.; Medoc, J.M.; Flindt, M.R.; Sommer, S.G., 2012. Management model for assessment of nitrogen flow from feed to pig manure after storage in Vietnam. *Environmental Technology*, 33 (6): 725-731. 10.1080/09593330.2011.592223
- Wade, A.J.; Durand, P.; Beaujouan, V.; Wessel, W.W.; Raat, K.J.; Whitehead, P.G.; Butterfield, D.; Rankinen, K.; Lepisto, A., 0001. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 6 (3): 559-582. 10.5194/hess-6-559-2002
- Wang, S.; Zhao, L.Y.; Wang, X.; Manuzon, R.; Darr, M.; Li, H.; Keener, H.M., 2014. Estimation of ammonia emission from manure belt poultry layer houses using an alternatives mass balance method. *Transactions of the Asabe*, 57 (3): 937-947
- Wang, Z.-H.; Li, S.-X.; Malhi, S., 2008. Effects of fertilization and other agronomic measures on nutritional quality of crops. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 88 (1): 7-23. 10.1002/jsfa.3084
- Waraich, E.A.; Ahmad, R.; Ashraf, M.Y.; Ahmad, M., 2011. Improving agricultural water use efficiency by nutrient management in crop plants. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 61 (4): 291-304. 10.1080/09064710.2010.491954
- Wattiaux, M.A.; Karg, K.L., 2004. Protein level for alfalfa and corn silage-based diets: II. Nitrogen balance and manure characteristics. *Journal of Dairy Science*, 87 (10): 3492-3502
- Webb, J.; Anthony, S.G.; Yamulki, S., 2006. Validating the MAVIS model for optimizing incorporation of litter-based manures to reduce ammonia emissions. *Transactions of the Asabe*, 49 (6): 1905-1913
- Webb, J.; Pain, B.; Bittman, S.; Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137 (1-2): 39-46. 10.1016/j.agee.2010.01.001
- Webb, J.; Sorensen, P.; Velthof, G.; Amon, B.; Pinto, M.; Rodhe, L.; Salomon, E.; Hutchings, N.; Burczyk, P.; Reid, J., 2013. An assessment of the variation of manure nitrogen efficiency throughout Europe and an appraisal of means to increase manure-N efficiency. *Advances in agronomy*, 119: 371-442
- Wilkerson, V.A.; Mertens, D.R.; Casper, D.P., 1997. Prediction of excretion of manure and nitrogen by Holstein dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 80 (12): 3193-3204
- Withers, P.; Neal, C.; Jarvie, H.; Doody, D., 2014. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? *Sustainability*, 6 (9): 5853-5875. 10.3390/su6095853
- Xia, Y.; Yan, X., 2011. Life-cycle evaluation of nitrogen-use in rice-farming systems: implications for economically-optimal nitrogen rates. *Biogeosciences*, 8 (11): 3159-3168. 10.5194/bg-8-3159-2011
- Xing, G.X.; Zhu, Z.L., 2013. Regional nitrogen budgets for China and its major. *The Nitrogen Cycle at Regional to Global Scales*, 57 (58): 405-427
- Xue, J.F.; Pu, C.; Liu, S.L.; Zhao, X.; Zhang, R.; Chen, F.; Xiao, X.P.; Zhang, H.L., 2016. Carbon and nitrogen footprint of double rice production in Southern China. *Ecological Indicators*, 64: 249-257. 10.1016/j.ecolind.2016.01.001
- Yadvinder, S.; Malhi, S.S.; Nyborg, M.; Beauchamp, E.G., 1994. Large granules, nests or bands: Methods of increasing efficiency of fall- applied urea for small cereal grains in North America. *Fertilizer Research*, 38: 61-87
- Yan, T.; Frost, J.P.; Agnew, R.E.; Binnie, R.C.; Mayne, C.S., 2006. Relationships among manure nitrogen output and dietary and animal factors in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 89 (10): 3981-3991
- Ye, Z.; Zhang, G.; Li, B.; Strom, J.S.; Dahl, P.J., 2008. Ammonia emissions affected by airflow in a model pig house : effects of ventilation rate, floor slat opening, and heaspace height in a manure storage pit. *Transactions of the Asabe*, 51 (6): 2113-2122
- Yi, H.; Jie, W., 2011. A bibliometric study of the trend in articles related to eutrophication published in Science Citation Index. *Scientometrics*, 89 (3): 919-927. 10.1007/s11192-011-0479-6
- Zanoni, A.E.; Rutkowski, R.J., 1972. Per Capita Loadings of Domestic Wastewater. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 44 (9): 6
- Zhang, R.H.; Day, D.L.; Christianson, L.L.; Jepson, W.P., 1994. A computer-model for predicting ammonia release rate from swine manure pits. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 58 (4): 223-229. 10.1006/jaer.1994.1052
- Ziadi, N.; Whalen, J.K.; Messiga, A.J.; Morel, C., 2013. Assessment and Modeling of Soil Available Phosphorus in Sustainable Cropping Systems. *Advances in Agronomy*. Elsevier, Vol.122, 85-126