

Flux de nutriments de la Seine et des fleuves côtier normands et picards : modélisation et exploration de scénarios alternatifs

Josette Garnier*, Antsiva Ramarson, Sylvain Théry, Vincent Thieu, Gilles Billen*

¹ Sorbonne Universités, UPMC, CNRS, EPHE, UMR 7619 METIS, 4 place Jussieu, 75005 PARIS, France

*josette.garnier@upmc.fr; gilles.billen@upmc.fr

Résumé

Le fonctionnement de l'écosystème Manche dépend étroitement des apports de nutriments par les fleuves qui s'y déversent, dont la Seine, la Somme, l'Orne et tous les autres fleuves côtiers normands et picards. De cette manière, l'écosystème marin dépend aussi des activités humaines qui se déroulent dans les bassins versants normands, séquanais et picards. Ce sont en effet les quantités importantes d'azote, de phosphore et de silice, dont les proportions sont déséquilibrées par rapport aux besoins des algues, qui sont en général à l'origine des floraisons indésirables en milieu côtier. L'objectif du projet FLAM (effLorescences microAlgales en Manche : rôle des bassins versants sur le développement du phytoplancton toxique) a été d'améliorer et de valider les outils de modélisation développés dans le cadre du PIREN-Seine, et de permettre, une fois couplés, d'établir le lien entre le fonctionnement des bassins versants et celui des milieux côtiers de la Baie de Seine et de la Manche orientale.

Le travail a porté sur trois axes :

- 1. L'implémentation nouvelle du modèle Seneque/Riverstrahler sur les fleuves côtiers Normands et Picards (constitution des bases de données) sur la période 2002-2014. Mise à jour des données sur le bassin de la Seine pour cette même période.*
- 2. La validation du modèle Seneque/Riverstrahler et le calcul des flux de transferts de nutriments et des indicateurs du potentiel d'eutrophisation (ICEP) à l'exutoire des bassins versant.*
- 3. l'élaboration et l'évaluation de scénarios alternatifs du fonctionnement des territoires des bassins versants, suggérés par le dialogue avec des acteurs, et destinés à explorer l'effet de certaines pratiques ainsi que les leviers disponibles pour modifier les flux de nutriments apportés à la mer.*

Il apparait que les flux d'azote sont largement excédentaires par rapport à la silice, et même au phosphore, et sont déséquilibrés du point de vue des besoins physiologiques des algues. Si la réglementation concernant les stations d'épuration et les bonnes pratiques agricoles ne modifient pas considérablement les flux de nutriments, en revanche une réorientation de l'agriculture permettrait de réduire la contamination nitrique et l'eutrophisation à la zone côtière. Alors qu'un scénario pristine, écartant toute activité humaine, montre des flux minimum, un autre scénario simulant les traitements des stations d'épuration des années 1980, permet de mesurer les améliorations apportées sur la qualité de l'eau par l'application des directives (directive eaux résiduaires urbaines, DCE...).

1 Introduction

Les eaux côtières continentales de la Manche, depuis les côtes Normandes jusqu'aux côtes Picardes, sont soumises à l'influence majeure des apports déséquilibrés de nutriments de la Seine. Il en résulte, dans le panache du fleuve, un état d'eutrophisation chronique. En parallèle, plusieurs épisodes d'efflorescences microalgales indésirables compromettant les activités de pêche et conchyliculture ont été observés dans cet écosystème. Historiquement, deux crises majeures de toxicité due à l'acide domoïque produit par *Pseudo-nitzschia spp.* se sont produites en 2004 (Nézan et al., 2006) et 2011 (données Ifremer), entraînant la fermeture partielle de la pêche de coquilles Saint-Jacques en Baie de Seine pendant plusieurs mois. En 2005, une toxine produite par *Dinophysis sp.* a également engendré des interdictions de pêche dans cette zone (Amzil et al., 2007).

Si le chaînage d'un modèle biogéochimique de bassin versant (Seneque/Riverstrahler) et d'un modèle de la dynamique de l'écosystème marin (ECOMARS-3D) a déjà contribué à appréhender le phénomène d'eutrophisation côtière (Passy et al., 2016) en Baie de Seine, il s'agissait dans le cadre de ce projet de s'intéresser à la physiologie des espèces marines, *Dinophysis* et *Pseudo-nitzschia*, en lien avec la production de toxines afin de modéliser l'effet de mesures à prendre sur les bassins versants pour réduire les flux de nutriments et leurs impacts néfastes au bon fonctionnement de la zone côtière.

Les précédentes études prenaient en compte la Seine et les fleuves côtiers normands et considéraient la période 2002-2006. Dans le cadre du projet FLAM (*effLorescences microAlgales en Manche : rôle des bassins versant sur le développement du phytoplancton toxique*), il s'agissait d'accroître le domaine géographique à la côte picarde et de réactualiser les périodes de simulations jusqu'aux années les plus récentes compte tenu de la disponibilité des données (2002-2014). Ainsi, l'objectif a été de modéliser les flux de la Seine, de la Somme et des principaux petits fleuves côtiers, dont les bassins versants définissent collectivement un 'territoire littoral' pour comprendre comment les activités humaines (agricoles et urbaines, gestion des zones humides) dans ce territoire influencent le fonctionnement des réseaux hydrographiques et *in fine* l'écosystème marin côtier. Une spécificité du projet a aussi consisté en une démarche originale de concertation avec les acteurs en appui à la modélisation, permettant une vision intégrée commune du fonctionnement des systèmes, des têtes de bassins aux zones côtières, et une co-construction de scénarios de modélisation.

2 Mise en œuvre du modèle Seneque/Riverstrahler

Le modèle Seneque/Riverstrahler est un modèle biogéochimique décrivant le transfert des nutriments depuis les milieux terrestres d'un bassin versant jusqu'à l'exutoire du réseau hydrographique. Il permet le calcul des flux et des concentrations de nutriments en tout point du réseau hydrographique à partir des contraintes constituées par la morphologie et l'hydrologie du réseau de rivières, des apports ponctuels liés aux rejets urbains et des apports diffus résultant des pratiques agricoles. Ces derniers sont évalués à partir d'une représentation de l'ensemble de la chaîne agro-alimentaire du territoire (GRAFS, Billen et al., 2014), qui permet le calcul des surplus azotés des terres arables et des prairies permanentes et déterminent les apports diffus de nitrates vers l'hydrosystème (Figure 1).

Pour les besoins du projet FLAM, la version 3.6 du logiciel Seneque/Riverstrahler (Garnier et Billen, 1995 ; Ruelland et al., 2007 ; Thieu et al., 2009) a été utilisée (le développement de la version 3.7 a été réalisée alors que le projet FLAM avait déjà commencé, cf. Rapport dans ce volume, Billen et al., 2016). Son domaine d'application est montré à la figure 2.

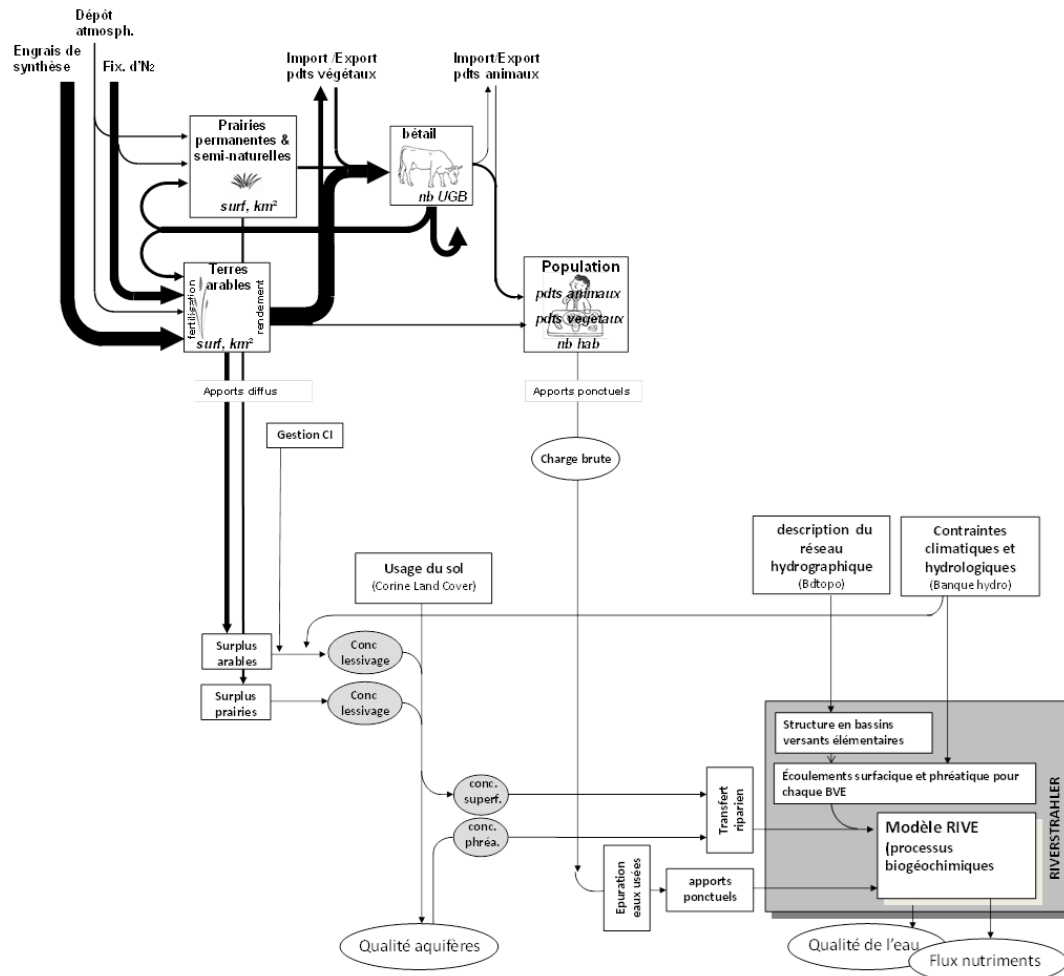


Figure 1. Connexions entre le modèle GRAFS et le modèle Riverstrahler, permettant l'évaluation des conséquences d'une modification structurale du système agro-alimentaire en termes de qualité de l'hydrosystème.

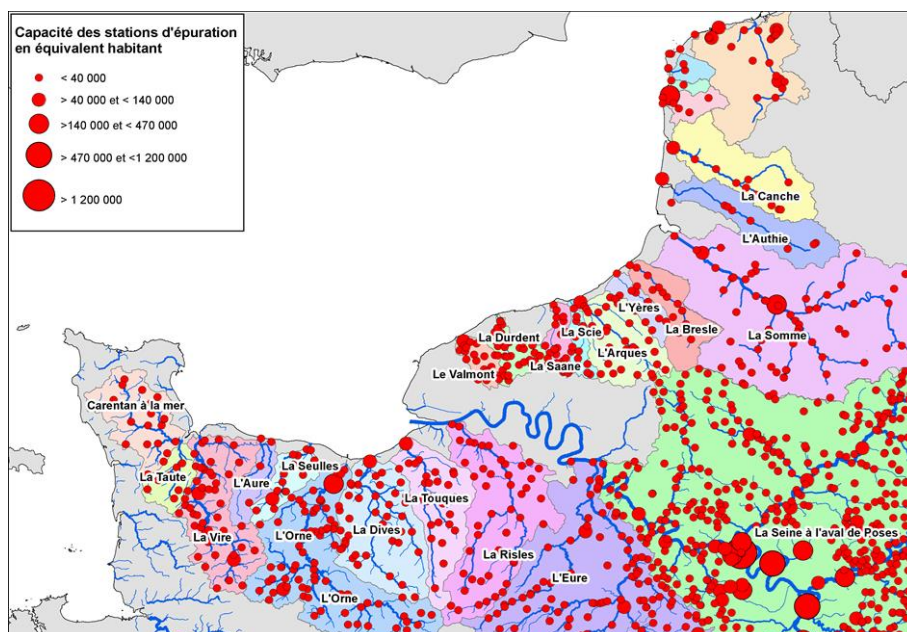


Figure 2. Emprise spatiale du modèle Seneque/Riverstrahler utilisé dans le projet FLAM. Rejets urbains pris en compte dans la modélisation (source des données : AESN).

Le tableau 1 résume les contraintes prises en compte pour les simulations couvrant la période 2002-2014.

Tableau 1. Contraintes prises en compte par Seneque/Riverstrahler pour le calcul des flux de nutriments aux exutoires de principaux fleuves du littoral Normand et Picard.

	Basse Normandie	Seine	Haute Normandie	Somme	Picardie
Jeu de données	Seine-Normandie (AESN)			Somme	Picardie
Hydrologie	Ecoulements spécifiques reconstitués à partir de la Banque hydro				
Apports ponctuels					
step	AESN			AEAP	AEAP
Indus	AESN			-	-
Apports diffus					
Usage du sol	Corine Land Cover 2006				
Conc associées	Pour les nitrates, calculés à partir des surplus GRAFS par région agricole				
Retention riparienne	Ajustée ; relation à la t°C avec topt 40°C et dti 10-90°C				

Les rejets ponctuels urbains sont issus des bases de données des Agences de l’Eau et tiennent compte des progrès constatés dans l’épuration des eaux usées au cours de la période couverte par la simulation (2002-2014). Outre les rejets de stations d’épuration pris en compte dans les bassins versants, les rejets côtiers ont été pris en compte pour les simulations à la zone côtière.

Les apports diffus de nitrates sont calculés à partir des surplus issus de l’analyse GRAFS de la chaîne agro-alimentaire réalisée pour l’année 2006 à partir des données d’Eurostat, croisés avec les écoulements spécifiques moyens sur la période 2002-2014 (Figure 3), compte tenu d’un flux de lessivage représentant 70% du surplus.

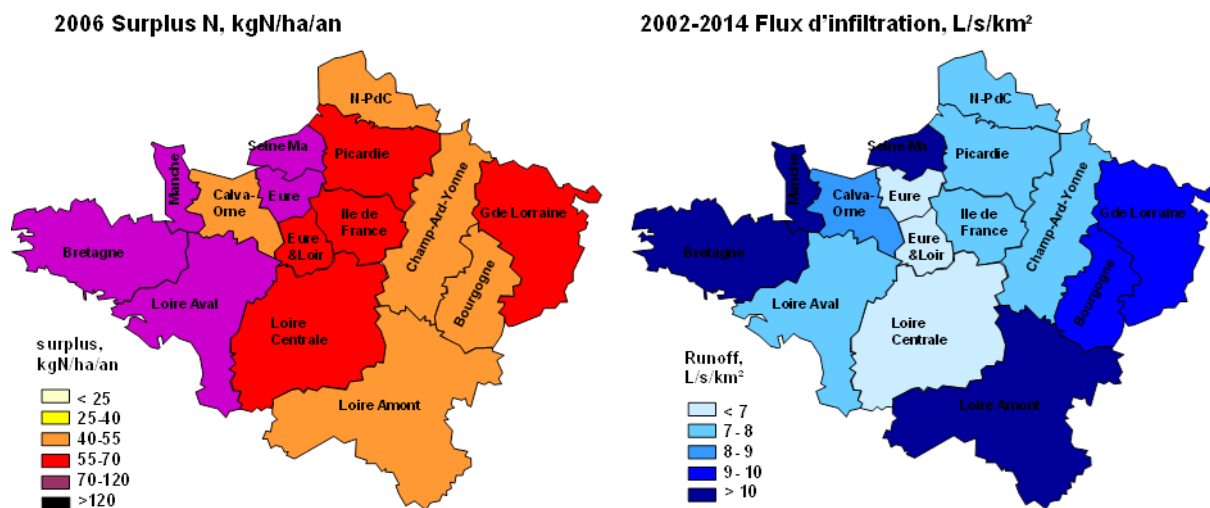


Figure 3. Surplus azotés des sols arables du domaine FLAM, issus de l’analyse GRAFS du système agro-alimentaire en 2006 et flux moyen annuel d’infiltration sur la période 2002-2014.

Les variables calculées par Seneque/Riverstrahler sont rendues avec une résolution temporelle de 10 jours (décade, notée « dec » dans la suite du document). Les résultats pour chaque variable sont donc fournis sous forme de 36 valeurs au long du cycle annuel (1 à 36). Le tableau 2 indique la liste de ces variables.

Tableau 2. Liste des variables prises en compte dans le modèle Seneque/Riverstrahler. Leurs unités sont aussi indiquées.

Variable	Description	Unité
Q	débit moyen décadaire	m ³ /s
DIA	biomasse des diatomées	mgC/l
GRA	biomasse des algues vertes (Chlorophycées)	
CYA	biomasse des Cyanobactéries	
MES	matière minérale en suspension	mg/l
NO3	nitrate	µmol/l
NH4	ammonium	
PO4	o-phosphates	
PIT	phosphore inorganique total (*).	
SIO	silice dissoute	
OXY	oxygène dissous	mgC/l
ZOR	zooplancton rotiférien	
ZOC	zooplancton cladocérien	
BAG	bactéries hétérotrophes > 1µ (allochtones)	
BAP	bactéries hétérotrophes <1µ (autochtones)	
NIT	bactéries nitrosantes (ammonium oxidizing)	
NAT	bactéries nitratantes (nitrite oxidizing)	
HD1	matière organique dissoute rapidement biodégradable	
HD2	matière organique dissoute lentement biodégradable	
HD3	matière organique dissoute réfractaire	
HP1	matière organique particulaire rapidement biodégradable	
HD2	matière organique particulaire lentement biodégradable	
HD3	matière organique particulaire réfractaire	
DSS	substrats organique de faible poids moléculaires directement assimilables	
SIB	silice particulaire amorphe non vivante	
HB1	matière organique benthique (déposée) rapidement biodégradable	gC/m ²
HB2	matière organique benthique (déposée) lentement biodégradable	
HB3	matière organique benthique (déposée) réfractaire	
BPI	phosphore inorganique benthique (déposée)	mmolP/m ²
SED	matière inorganique déposée (couche fluide de sédiments)	g/m ²
FEL	bactéries fécales libres	nb/l
FEA	bactéries fécales attachées aux particules	
BFE	bactéries fécales benthiques (déposées)	
N2O	oxide nitreux	µmol/l
NO2	nitrite	
CH4	méthane	
BBS	silice biogénique benthique (déposée)	mmol/m ²

Pour le PIT, un équilibre instantané est considéré pour l'adsorption des ortho-phosphates sur les MES, de sorte que PIT est la seule variable primaire à considérer.

Toutes les biomasses (DIA, GRA, CYA, BAG, BAP, NIT, NAT, ZOR, ZOC) et les stocks de matière organique (HD1, HD2, HD3, HP1, HP1, HP3, HB1, HB2, HB3) sont supposés avoir un rapport C:N:P constant, avec C/N=7 (en poids) et C/P=40 (en masse). Le rapport molaire Si/C ratio pour les diatomées est de 0.4, soit un C/Si = 1.07 (en masse)

Les valeurs des flux sont calculées selon les équations suivantes :

FlxN Le flux d'azote total par décade, en kgN/dec, est calculé comme le produit du débit et des concentrations de la décade correspondante selon la relation :

$$\text{FlxN} = Q \times 3600 \times 24 \times 10 \times [(\text{NO}_3 + \text{NH}_4 + \text{NO}_2) \times 14 / 1000 + (\text{DIA} + \text{GRA} + \text{CYA} + \text{HD}_{1,2,3} + \text{HP}_{1,2,3}) / 7] / 1000$$

FlxP Le flux de phosphore total par décade, en kgP/dec, est calculé comme le produit du débit et des

concentrations de la décade correspondante selon la relation :

$$\text{FlxP} = Q \times 3600 \times 24 \times 10 \times [(\text{PIT}) \times 31 / 1000 + (\text{DIA} + \text{GRA} + \text{CYA} + \text{HD}_{1,2,3} + \text{HP}_{1,2,3}) / 40] / 1000$$

FlxSi Le flux de silice biogénique totale par décade, en kgSi/dec, est calculé comme le produit du débit et des concentrations de la décade correspondante selon la relation :

$$\text{FlxSi} = Q \times 3600 \times 24 \times 10 \times [(\text{SIO} + \text{SIB}) \times 28 / 1000 + (\text{DIA}) / 12 \times 0.4 \times 28] / 1000$$

Les flux ainsi calculés contiennent toutes les formes de N, P et Si, y compris les formes organiques.

3 Variations saisonnières des concentrations et flux des nutriments

3.1 Simulation des variations saisonnières des concentrations en nutriments et validations

Les variations saisonnières des débits et des concentrations en nutriments simulées en quelques stations de contrôle sont comparées avec l'ensemble des données observées en ces mêmes stations (Figure 4a, b). Cette comparaison constitue une véritable validation dans la mesure où la formulation mathématique de la cinétique des processus et les paramètres correspondants sont déterminés de manière indépendante.

Les valeurs de débits, après une procédure de séparation des composantes superficielles et phréatiques, nécessaires à la prise en compte des apports diffus, les apports ponctuels étant associés à la composante superficielle seulement, sont bien simulées en valeurs totales, exigence nécessaire aux simulations des variables du modèle, sensibles au processus de dilution par le débit.

Les niveaux des concentrations en nitrate et en ammonium sont bien représentés par le modèle. Ils montrent une tendance à la diminution des concentrations en nitrate au cours des années récentes (pour la Seine notamment, trop peu de données étant disponible pour la Somme) (Figure 4a). La diminution notable de l'ammonium en 2007, est liée à la nitrification des eaux usées en stations d'épuration (Aissa, Grouz et al., 2015).

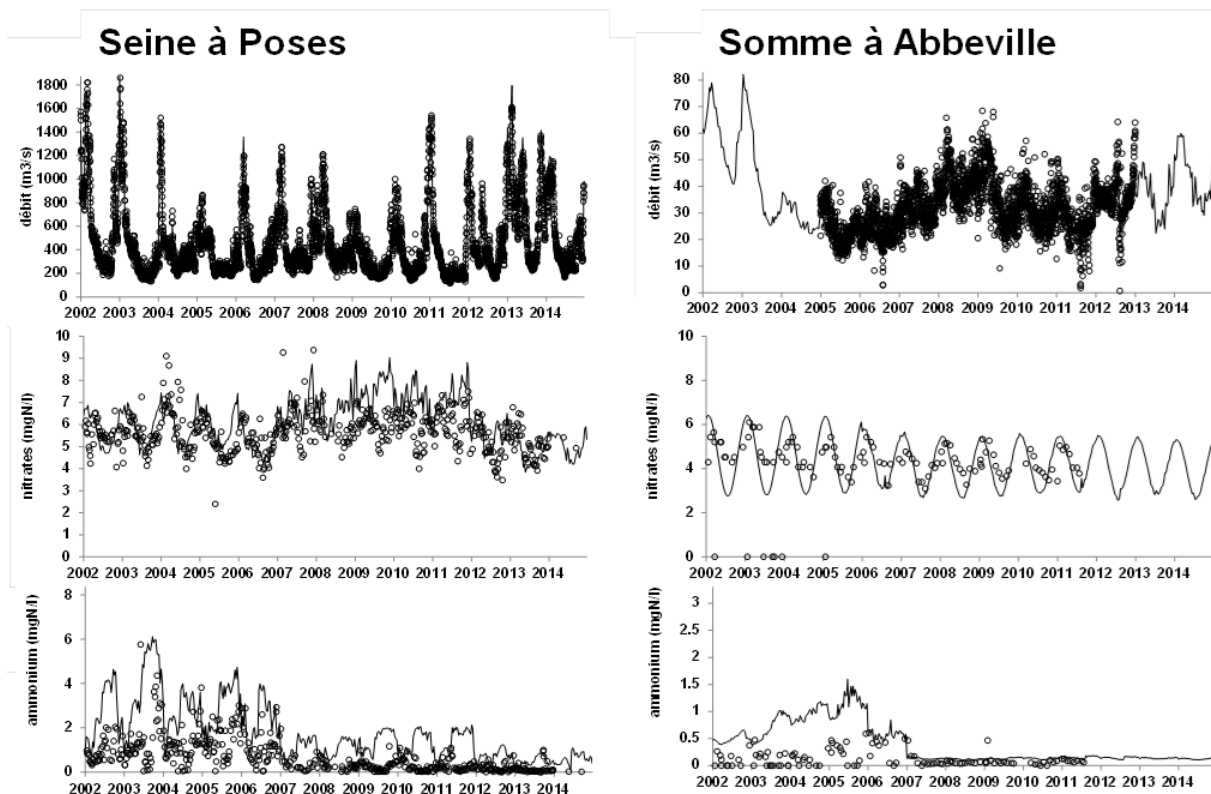


Figure 4a. Variations saisonnières et interannuelles du débit et des concentrations en azote nitrique et ammoniacal dans la Seine à Poses et la Somme à Abbeville : simulations par le modèle Seneque/Riverstrahler et observations.

Les concentrations en phosphates, qui connaissent une diminution depuis les années 1990, avec la réduction des phosphates dans les lessives, continuent de décroître, notamment à partir de 2007 quand des traitements supplémentaires sont mis en place en station d'épuration (Aissa Grouz et al., 2016). Les concentrations en silice sont variables au cours de l'année, avec des diminutions importantes, correspondant aux prélèvements par les diatomées (Figure 4b). Les concentrations en silice seraient plus élevées dans la Somme, sans doute en liaison avec la lithologie ; toutefois les données manquent pour confronter les simulations produites par le modèle, aux concentrations observées à Abbeville. Les matières en suspension, plus variables en Seine, qu'en Somme, sont bien simulées par le modèle.

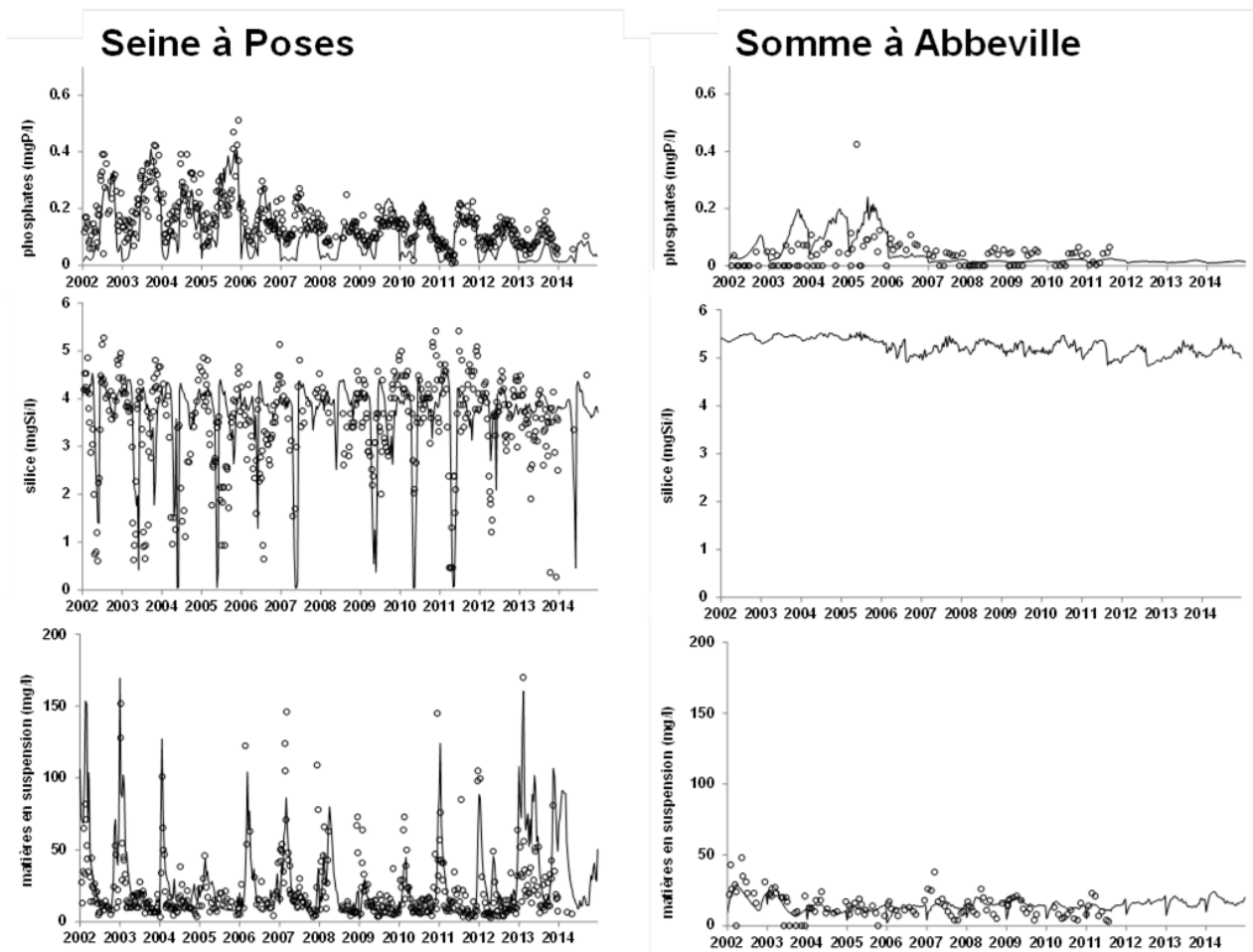


Figure 4b. Variations saisonnières et interannuelles des concentrations en phosphates, silice et matières en suspension dans la Seine à Poses et la Somme à Abbeville : simulations par le modèle *Seneque/Riverstrahler* et observations.

3.2 Flux annuels moyens

Les flux annuels moyens d'azote et de phosphore calculés à l'exutoire des principaux fleuves côtiers du domaine montrent que ceux de la Seine dominent largement, tant en azote qu'en phosphore (Figure 5). Les flux de la Seine (incluant la Risle et l'Eure) représentent 24% et 20% de la contribution totale des tous les autres fleuves pris en compte, respectivement en azote et en phosphore.

Exprimés par unité de surface (km² de bassin versant), les flux spécifiques de la Seine (incluant Risle et Eure) avec 75000 km², en comparaison des 20000 km² pour tous les autres, sont finalement assez proches. Un petit fleuve comme l'Arques ayant même des flux spécifiques plus importants que la Seine (Figure 6). Les flux les plus faibles en phosphore correspondent en outre aux régions les moins densément peuplées (de l'ordre de 200 hab/km² pour la Seine et de 100 hab/km² pour les autres fleuves).

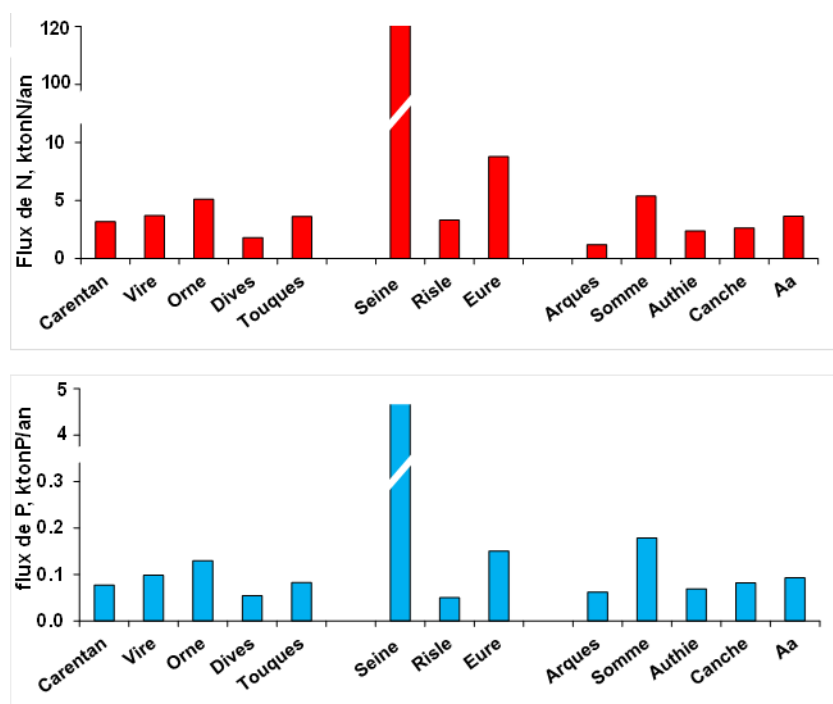


Figure 5. Flux annuels moyens d'azote et de phosphore calculés sur la période 2002-2014 à l'exutoire des principaux fleuves côtiers du domaine FLAM.

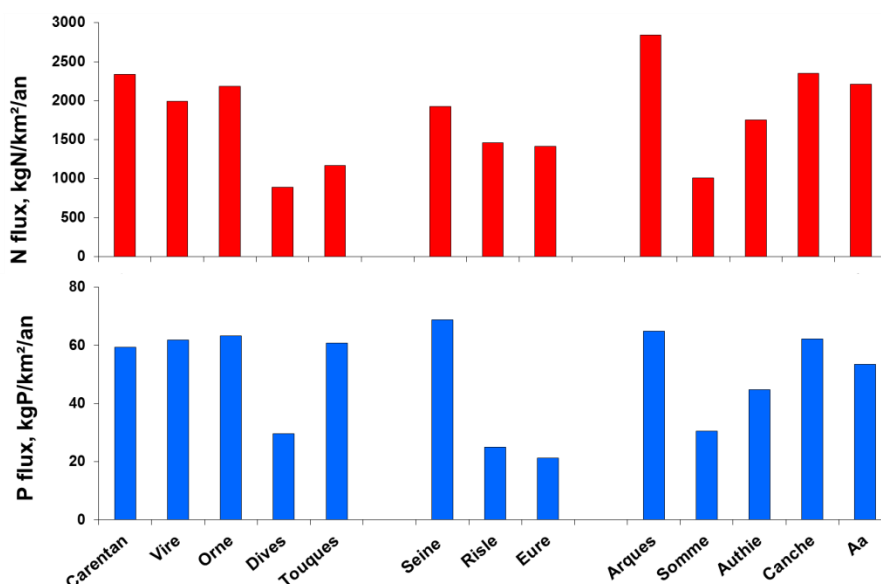


Figure 6. Flux annuels moyens spécifiques en azote et en phosphore calculés sur la période 2002-2014 à l'exutoire des principaux fleuves côtiers du domaine FLAM.

3.3 Indicateur du potentiel d'eutrophisation

Plus que la valeur absolue des flux d'azote et de phosphore, les rapports de ces flux entre eux et avec la silice jouent un rôle important dans le déterminisme de l'eutrophisation. L'ICEP (indicateur de potentiel

d'eutrophisation côtière, Billen et Garnier, 2007 ; Garnier et al., 2010 ; Romero et al., 2013) exprime ainsi l'excès d'azote (ICEP-N) ou de phosphore (ICEP-P) par rapport à la silice au regard des besoins de la croissance des diatomées ; il s'exprime en mgC par jour et par km^2 de surface de bassin versant, et correspond donc à la quantité de biomasse d'algues non siliceuses susceptible d'être produite après épuisement de la silice apportée par le même rejet fluvial. Les risques d'eutrophisation sont faibles si l'ICEP présente une valeur nulle ou négative, mais deviennent importants quand on s'éloigne positivement des valeurs d'équilibre entre les nutriments (ICEP égal zéro) (Figure 7).

Il apparaît ainsi que les N-ICEP sont largement positifs pour toutes les rivières, attestant d'un potentiel d'eutrophisation élevé vis-à-vis de l'azote, plus limité pour la Touques. Les P-ICEP sont au contraire le plus souvent négatifs pour toutes les rivières côtières, sauf pour la Seine et l'Arques pour lesquels ils sont faiblement positifs, toutefois. À noter cependant que pour l'ensemble des flux issus de la Seine et de ses affluents estuariens (l'Eure et la Risle) le potentiel d'eutrophisation vis-à-vis du phosphore est deux fois moindre que celui de la Seine en amont de Poses.

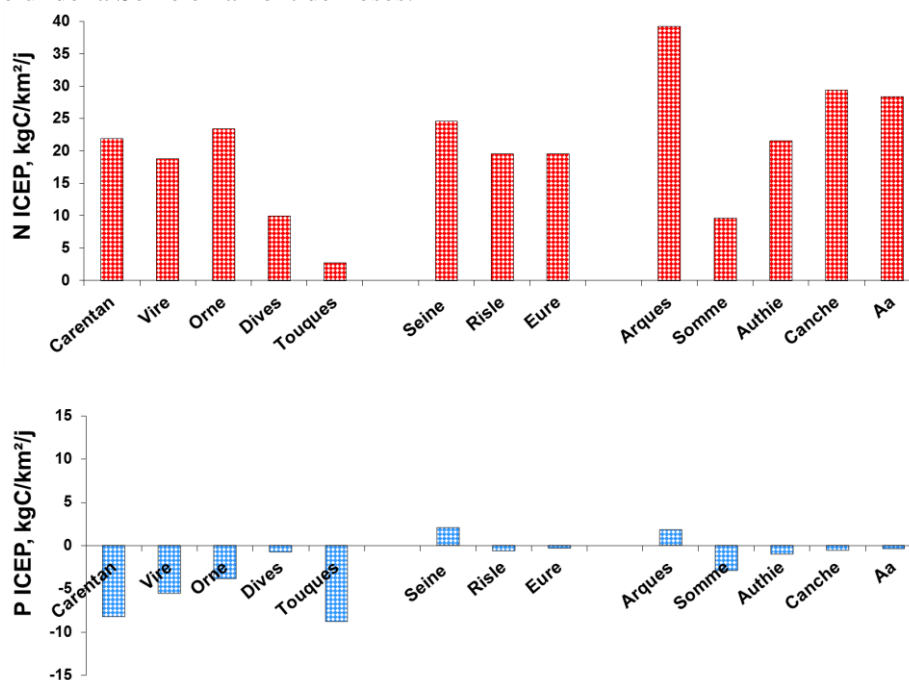


Figure 7. Valeurs des indicateurs N-ICEP et P-ICEP, exprimés en $\text{kgC}/\text{km}^2/\text{j}$ pour une comparaison entre l'ICEP relatif au N et au P.

3.4 Évaluation de la modélisation

Le recours à des flux modélisés des rivières pour les simulations du modèle de l'écosystème marin, alors que des séries de mesures sont disponibles, est nécessaire pour au moins deux raisons :

(i) Des données d'observations suffisamment fréquentes ne sont pas disponibles pour tous les fleuves du domaine, ni pour toutes les années de la chronique que nous cherchons à représenter. Il est donc nécessaire de recourir à la modélisation pour reconstruire des séries complètes et homogènes des flux délivrés à la Manche.

(ii) La volonté d'étudier l'effet de certains scénarios modélisés, nécessite de disposer d'une situation de référence calculée selon les mêmes procédures pour la situation actuelle.

Pourtant, les résultats du modèle s'écartent parfois des observations. Le modèle Seneque/Riverstrahler étant basé sur la représentation déterministe des processus et ne faisant pas appel à une procédure de calage, les différences entre simulations et observations résultent soit d'une incomplète représentation des processus, soit d'une mauvaise connaissance des contraintes exercées sur le système (ou les deux). Notre connaissance des sources diffuses (bilan d'azote des sols agricoles, lithologie,...) et des sources ponctuelles (base de

données de l'AESN sur les rejets de stations d'épuration) n'est, par ailleurs, pas parfaite.

Il convient donc de s'assurer que les simulations rendent bien compte du niveau général des observations et de leur variabilité interannuelle et saisonnière, sans biais systématique. C'est l'objet de ce paragraphe. Pour les principales variables du modèle, deux types d'analyse ont été conduites :

(i) la comparaison des variations saisonnières et interannuelles simulées et observées (Figure 8). Le critère de Nash-Sutcliffe a été calculé sur ces séries :

$$\text{Critère de Nash-Sutcliffe} = 1 - \frac{(\sum(N_{\text{simulé}} - N_{\text{observé}})^2)}{(\sum(N_{\text{observé}} - N_{\text{observé moyen}})^2)}$$

(ii) un scatter plot des données simulées (à chaque décade) par rapport à la moyenne des observations disponibles par décade. La droite de corrélation, forcée ou non par l'origine est calculée, avec son r^2 . La pente de la droite permet d'évaluer les biais systématiques (voir Figure 8).

Les résultats de cette évaluation, effectuée sur les flux issus de la Seine à Poses pour lesquels de nombreuses données d'observation sont disponibles, sont résumés dans le tableau 3.

Tableau3. Résultats de l'analyse de la fiabilité des simulations de débit et de concentrations en nutriments dans la Seine à Poses

variable	R ²	pente	Nash-Sutcliffe	remarque
débit	0.97	1.083	0.95	Simulation très fidèle
MES	0.26	0.97	-0.73	Simulation correcte, sans biais systématique
nitrites	0.18	1.09	-0.11	Simulation correcte, sans biais systématique
ammonium	0.056	1.8	-3.8	Simulation médiocre, sans doute à cause des incertitudes sur le traitement des eaux usées.
P total	-3.3	0.93	-0.39	Simulation médiocre, mais sans biais systématique
chlorophylle	-0.064	0.3	-0.54	Bon rendu de l'amplitude des pics, parfois avec un léger décalage temporel
silicates	-0.74	0.99	-0.25	Bon rendu du niveau de base ; creux liés au développement des diatomées parfois légèrement décalé dans le temps

L'hydrologie étant le premier déterminant des variations saisonnières et interannuelles des flux, il importe avant toute chose de simuler correctement les débits. La simulation des flux hydriques est tout à fait fidèle : excellent Nash, biais < 10%, très bonne corrélation simulé/observé. Notons que la simulation des débits est basée sur la distribution des écoulements calculés à partir des observations journalières de débits en une quinzaine de stations hydrologiques réparties dans le bassin. Il ne s'agit donc pas des résultats d'une modélisation pluie-débit, mais d'une procédure de reconstitution, qui est donc ici parfaitement validée.

Les variations de la concentration en matières en suspension sont essentiellement contrôlées par le débit, à travers les processus d'érosion du fond et de sédimentation, processus difficile à modéliser à l'échelle d'un réseau hydrographique complet. Pour autant, le modèle rend bien l'allure générale des variations observées, sans biais systématique.

Les modifications au cours de la dernière décennie du traitement des eaux usées (implémentation d'étapes de nitrification, puis de dénitrification) expliquent les variations interannuelles de l'ammonium. Des imprécisions dans la documentation de ces modifications dans notre base expliquent probablement la dispersion des points d'observation autour d'une tendance générale que traduit bien le modèle. Au final, la simulation n'est pas très bonne, avec un biais de +80%, et un r^2 assez médiocre.

Les variations saisonnières et interannuelles du phosphore total sont essentiellement liées aux apports ponctuels urbains. L'amélioration du traitement au cours de la période étudiée complique la modélisation pour les mêmes raisons que celle de l'ammonium. Il n'y a pas de biais systématique sur l'ensemble de la période, mais une légère surestimation du modèle dans les années récentes.

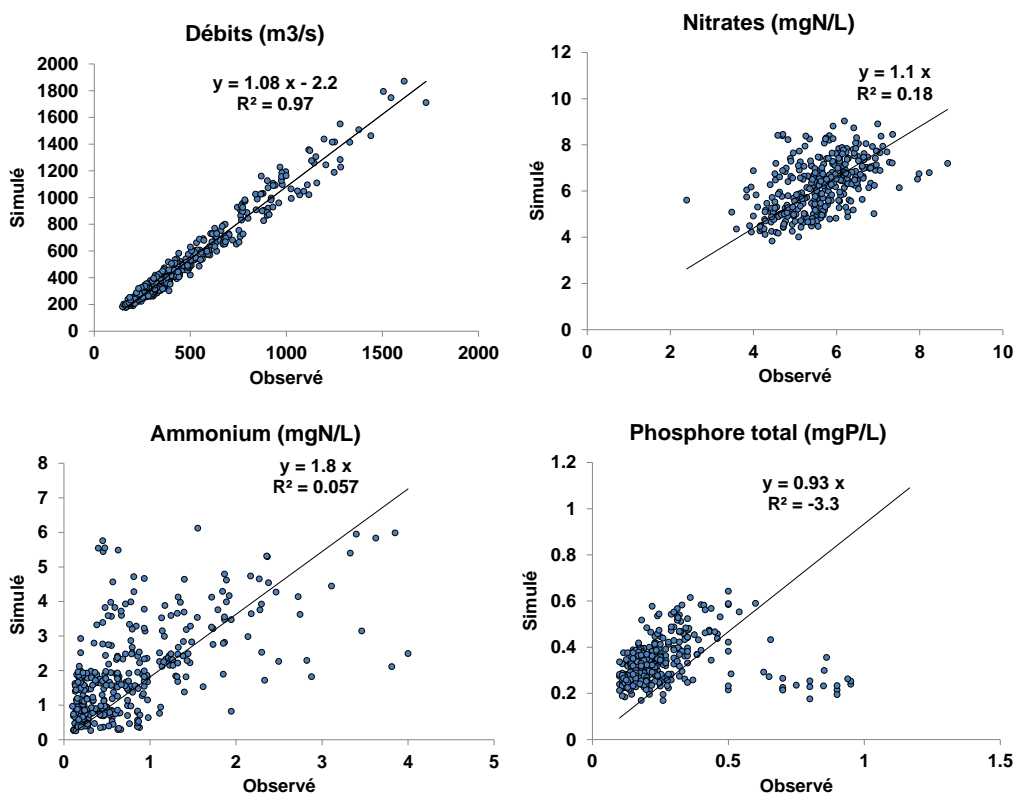


Figure 8. Corrélations entre les valeurs simulées et les observations (moyennées par décades) pour le débit, et les concentrations en nitrates, ammonium et phosphore total dans la Seine à Poses.

4 Élaboration et évaluation de scénarios

4.1 Événail des scénarios

La démarche de modélisation exposée ci-dessus, couplant l’approche GRAFS d’analyse du système agro-alimentaire avec le modèle Sénèque/Riverstrahler, permet de tester les effets sur la qualité de l’eau et les flux de nutriments apportés aux zones côtières, de changements de diverse nature dans l’organisation de la chaîne agro-alimentaire.

Ces changements, techniques ou structurels, sont pratiquement les seuls leviers dont nous disposons pour modifier les conditions de l’eutrophisation marine. Ils peuvent concerner l’épuration des eaux usées urbaines, les pratiques agricoles ou plus profondément la nature de la production agricole, le régime alimentaire, la répartition spatiale de l’agriculture et des échanges entre régions.

Le premier atelier citoyen organisé à Caen en octobre 2014, avait permis de définir les scénarios qui permettraient de mesurer l’efficacité d’actions préventives à prendre pour limiter l’eutrophisation, par comparaison avec la situation modélisée de la dernière décennie (2002-2014).

Outre le scénario de référence représentant la situation actuelle, 5 scénarios ont été construits (Figure 9) :

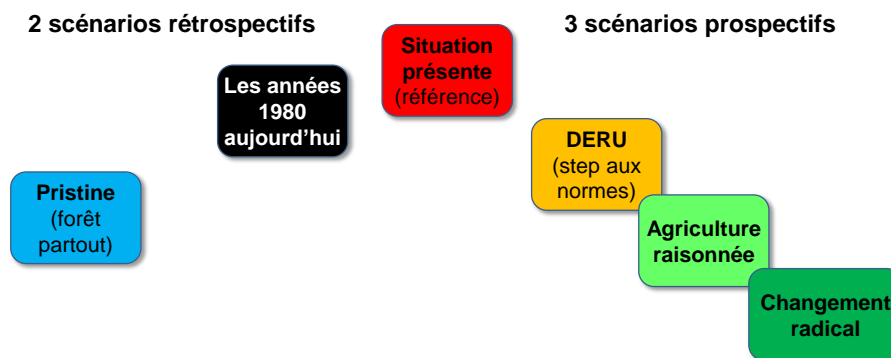


Figure 9. Présentation des 5 scénarios considérés dans le projet FLAM

Le scénario pristine est construit autour de bassins versants exempts de toute action humaine. Il s'agit à travers lui de s'assurer d'une sorte d'état de perturbation zéro, que l'on pourrait légitimement caractériser de 'naturel' si la nature n'était pas elle-même une construction sociale.

Le scénario des années 1980 vise à reconstituer les bassins dans l'hypothèse où aucune politique publique n'aurait été mise en œuvre depuis 30 ans, ni dans le domaine de l'épuration des eaux usées, ni dans celui des pratiques agricoles.

Le scénario DERU est destiné à évaluer les progrès qui peuvent encore être accomplis par l'achèvement du programme de mise en œuvre, déjà très avancé, de la directive sur les eaux résiduaires urbaines.

Le scénario d'agriculture raisonnée, qui fait aussi l'hypothèse de l'achèvement de la mise aux normes des stations d'épuration, explore les potentialités de mesures de généralisation de bonnes pratiques agricoles, sans remise en cause des orientations actuelles de l'agriculture.

Le scénario de changement radical imagine enfin une complète réorganisation de la chaîne agro-alimentaire, avec modification du régime alimentaire humain, reconnexion de l'élevage et de l'agriculture et généralisation des pratiques de l'agriculture biologique.

Tous ces scénarios sont contraints par les mêmes conditions hydrologiques, celles simulées pour la période 2002-2014 et peuvent ainsi facilement être comparés à la situation présente (2002-2014).

4.2 Description des scénarios

Situation présente ou scénario de référence (cf. Figure 4). Le modèle Seneque/Riverstrahler appliqué à la Seine et l'ensemble des fleuves côtiers du domaine du projet FLAM (de la pointe du Cotentin au Pas de Calais) s'appuie sur une description/construction spatialisées des contraintes s'exerçant dans les bassins qui a été validé sur la période 2002-2014.

Il offre donc une reconstitution au pas de temps décadaire (10 j) des flux de nutriments apportés par ces fleuves au milieu marin et contribuant à son eutrophisation. Cette série de flux constitue le scénario de référence. Nous détaillons ici la démarche utilisée pour l'évaluation des apports ponctuels et diffus dans la mesure où les scénarios suivants s'appuieront sur les mêmes procédures.

En ce qui concerne les apports ponctuels liés essentiellement à l'activité domestique, les données de charge brute et d'efficacité de traitement des stations d'épuration ont été fournies par l'AESN et l'AEAP.

Pour l'estimation des apports diffus d'azote de l'agriculture, la démarche repose sur l'approche GRAFS (Billen et al., 2014), basée sur un bilan détaillé des flux d'azote impliqués dans la production, la transformation et la consommation de produits animaux et végétaux, et des fuites environnementales associées. En formalisant les relations entre ces différents flux, cette approche permet d'établir un lien direct entre différents aspects du système hydro-agro-alimentaire, comme par exemple, entre élevage, surfaces en prairie et cultures fourragères ; entre régime alimentaire de la population, structure productive du territoire et échanges commerciaux.

Le bilan des apports totaux d'azote au sol et de l'exportation d'azote par la récolte permet de définir le surplus azoté des terres arables et des prairies permanentes. Ce surplus est un indicateur des pertes environnementales, notamment sous forme de lixiviation des nitrates.

La relation surplus-lixiviation a été déterminée empiriquement (Anglade, 2015). Pour les terres arables, la lixiviation représente environ 70-75% du surplus intégré sur l'ensemble de la rotation culturale. Les prairies permanentes sont capables d'absorber jusqu'à une centaine de kgN/ha/an de surplus avant qu'apparaissent une lixiviation importante. L'usage systématique des cultures intermédiaires piège à azote (CIPAN), en évitant les périodes automnales de sol nu, permet de limiter le lessivage des sols arables.

Les surplus générés sur les terres arables dans les différentes régions agricoles du domaine FLAM s'échelonnent entre 48 et plus de 125 kgN/ha/an (voir Figure 3) ; ils sont particulièrement élevés dans les régions du Grand Ouest, en raison des excédents structurels de déjections animales dans ces régions spécialisées dans l'élevage.

Cette spécialisation extrême de l'agriculture entre régions de grande culture céréalière d'exportation, presque entièrement privées d'élevage au centre du bassin parisien, et les régions d'élevage intensif dans le Grand Ouest recourant massivement à l'importation de protéagineux depuis l'Amérique latine, est le trait dominant de la géographie agricole de la moitié Nord de la France. Cette organisation à cycle ouvert de la chaîne agro-alimentaire est à l'origine de pertes environnementales d'azote considérables, notamment vers l'hydrosystème par lixiviation des sols arables.

Le scénario Pristine. Dans l'objectif de définir les niveaux 'naturels' de nutriments et d'estimer ce que pourrait être le fonctionnement des écosystèmes marins côtiers en l'absence de toute perturbation anthropique, un scénario qualifié de 'pristine' a été élaboré.

Il correspond à un bassin versant couvert entièrement de forêts, avec par conséquent les apports diffus correspondant à ceux attribués au milieu forestier non perturbé, et aux apports directs de litière dans les cours d'eau. Le régime hydrologique est conservé identique à celui des années 2002-2014, mais sans perturbations par les retenues ou les prélèvements.

Dans ce scénario, les apports diffus pris en compte sont ceux attribués à la forêt dans les scénarios actuels, qui correspondent à une concentration de 0.15 mgN/l sous forme minérale (nitrate et ammonium) et 0.3 mgN/l sous forme organique. Les apports ponctuels se limitent aux apports de litière par la végétation riveraine, estimés entre 15 et 80 kgN/an et par km linéaire de cours d'eau selon l'ordre hydrologique, à partir des données de Chauvet et Jean-Louis (1988).

Les flux calculés de cette manière dans une série de rivières de la façade Atlantique de l'Europe ont été comparés aux rares estimations disponibles dans la littérature (Tableau 4 et Figure 10) et qui résultent soit d'autres approches de modélisation, soit d'observations sur des rivières nordiques qui peuvent être considérées comme pristines. L'accord est tout à fait satisfaisant, ce qui valide la démarche mise en œuvre pour la construction de ce scénario.

Tableau 4. Revue de la littérature sur les flux spécifiques de N, P et Si de rivières pristines.

		kgN/km ² /y	kgP/km ² /yr	kgSi/km ² /yr
Europe (NANI, y intercept)	◀	160		
Phison (Billen et Garnier, 1997)	▲	29	1	1230
3S (Thieu et al, 2010)	■	50 - 250	8 - 30	350 - 1500
Seine (Cugier et al., 2005)	▲	27 - 53	2 - 3	590 - 1120
Seine (Billen et al, 2007)	◆	30 - 100	2 - 5	500 - 1300
Swedish rivers (Humborg et al, 2003)	○	120 - 160	5 - 9	450 - 1100

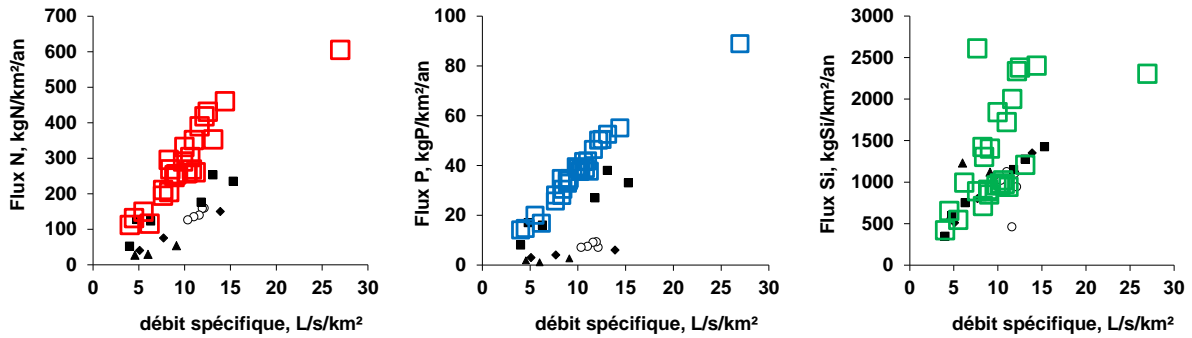


Figure 10. Flux spécifiques de nutriments des rivières de la façade de la Manche en condition pristine calculés dans cette étude, et comparés avec d'autres estimations de la littérature.

Le scénario DERU. Ce scénario DERU correspond à l'achèvement de la mise en conformité des stations d'épuration par rapport à la Directive sur les Eaux Résiduaires Urbaines, dans laquelle l'ensemble des agglomérations du domaine FLAM sont identifiés comme rejetant vers des milieux récepteurs qualifiés de « sensibles ». Le scénario DERU est ainsi calculé en affectant à toutes les stations d'épuration de taille nominale supérieure à 2000 eqhab des performances d'épuration, correspondant à un traitement tertiaire du phosphore et de l'azote éliminant respectivement 90% et 65% du flux d'entrée de ces deux éléments. Ce scénario ne concerne donc que la partie technique de la gestion des eaux usées urbaines ; les apports diffus sont laissés inchangés par rapport à la référence actuelle.

Scénario 'retour aux années 1980'. Ce scénario correspond à une situation hypothétique qui aurait résulté de l'absence de toute mesure de politique publique sur les apports ponctuels et diffus dans les bassins versants : il explore ce que serait la situation présente si rien n'avait été fait depuis les années 1980 ni en matière de traitement des eaux usées, ni en matière de raisonnement de la fertilisation.

En ce qui concerne les apports ponctuels, on a considéré que les rejets bruts actuels étaient rejetés sans traitement. Pour les apports diffus, on a calculé les concentrations sous racinaires des terres agricoles sur la base des surplus évalués à partir des statistiques agricoles du début des années 1980. En effet, l'analyse des chroniques disponibles au niveau national pour tous les pays européens à partir des données de la FAO (Lassaletta et al, 2014) montre que le surplus azoté des terres arables a connu un maximum entre 1975 et 1985, cette période étant suivie par une amélioration progressive de l'efficacité d'utilisation de l'azote. En termes de qualité de l'eau, une tendance similaire est observée sur la Seine (Romero et al., 2016).

Cette tendance se retrouve dans les données rassemblées à partir des statistiques agricoles françaises à l'échelle départementale qui nous ont permis de reconstituer la trajectoire du rendement et de la fertilisation des terres arables dans le bassin de la Seine au cours du siècle dernier, ainsi que l'évolution du surplus azoté (Figure 11a). Une inflexion très nette de trajectoire s'observe en effet dans les années 1980, avec accroissement des rendements sans augmentation (et même avec réduction) de la fertilisation. En conséquence, les surplus du début des années 1980 apparaissent en moyenne deux fois plus élevés que ceux d'aujourd'hui (Figure 11b), même si ces derniers restent encore largement supérieurs à ce qu'ils devraient être pour garantir la production d'une eau sous-racinaire conforme à la norme de potabilité de 50 mgNO₃/l.

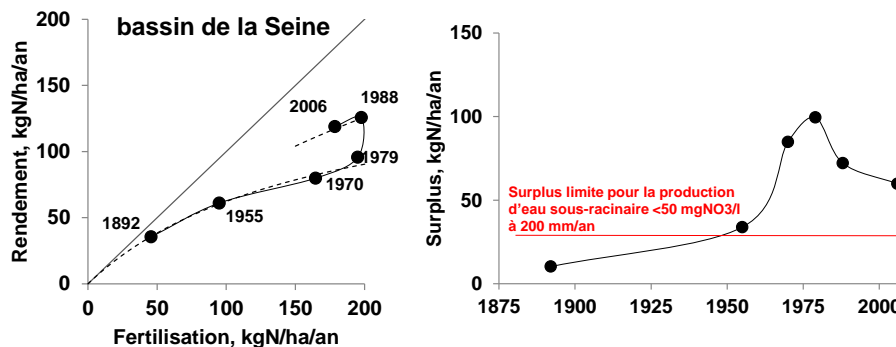


Figure 11 a. Trajectoire de la production agricole en fonction des apports totaux d'azote aux sols arables dans le bassin de la Seine. b. Évolution du surplus azoté des terres arables depuis la fin du XIXe siècle.

Scénario 'retour en 1980'

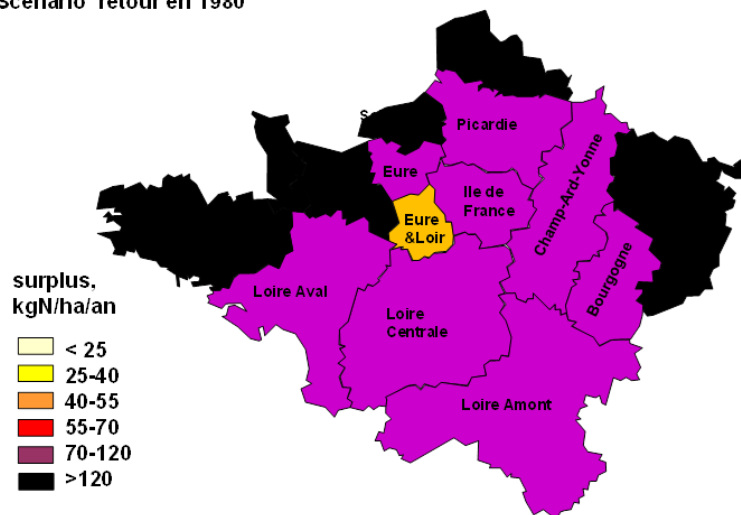


Figure 12. Surplus azoté sur les terres arables des régions agricoles dans le scénario 'retour aux années 1980'.

Scénario d'agriculture raisonnée. La réduction notable des surplus azotés des terres arables constatée dans la chronique établie pour le bassin de la Seine (Figure 13) est le résultat des politiques de raisonnement et de réglementation des pratiques agricoles menées depuis la fin des années 1980 dans tous les pays européens.

Le principal levier de l'agriculture raisonnée consiste dans le raisonnement de la fertilisation azotée pour atteindre ce qui est généralement désigné comme l'équilibre de la fertilisation, c'est-à-dire le calcul de la dose nécessaire et suffisante pour atteindre un objectif de rendement, compte tenu des besoins de la croissance des plantes et des fournitures endogènes d'azote minéral par le sol. Le COMIFER (www.comifer.asso.fr/), qui a pris la suite du programme Fertimieux, prodigue ainsi des recommandations très détaillées, qui sont devenues réglementaires dans les zones sensibles depuis 2012.

Pour les rotations culturales principales pratiquées dans le bassin de la Seine, Anglade et al. (2015) ont calculé les fertilisations exogènes recommandées correspondant aux rendements effectivement réalisés. Les résultats (Figure 13) montrent que les pratiques effectives décrites par les statistiques agricoles correspondent étroitement aux recommandations de fertilisation équilibrée, montrant que l'agriculture raisonnée est à cet égard appliquée de manière générale dans ces territoires. Pour autant, comme nous l'avons vu, les surplus correspondant à ces pratiques optimisées restent supérieurs à ce qui serait nécessaire pour une production d'eau sous-racinaire de qualité potable.

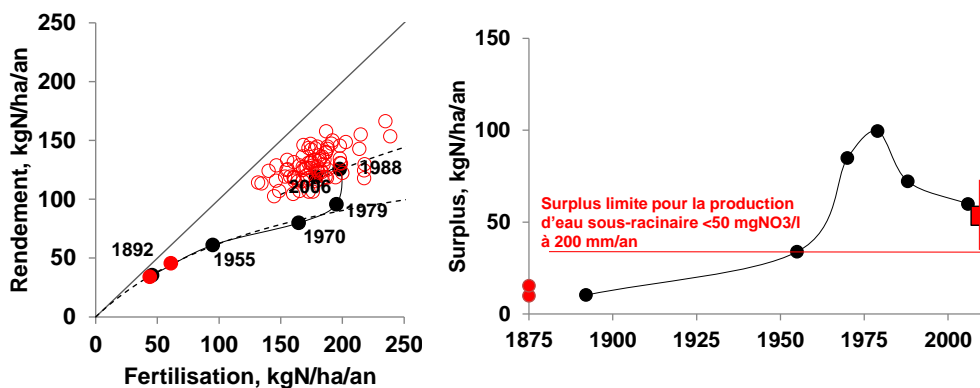


Figure 13. Position dans le diagramme rendement/fertilisation des principales rotations culturales pratiquées dans le bassin de la Seine en conformité avec les principes de la fertilisation équilibrée (Anglade et al., 2015), et surplus moyen correspondant.

Sur le plan du raisonnement de la fertilisation, l'agriculture raisonnée a donc atteint ses limites et l'on ne peut attendre de ce côté de progrès supplémentaires par rapport à ceux réalisés depuis une trentaine d'années.

La seule mesure, récemment rendue réglementaire en zone sensible, et encore imparfaitement appliquée, consiste dans la généralisation de l'implantation de cultures intermédiaires piège à azote (CIPAN) pour éviter l'absence de couverture du sol en période de drainage hivernal avant les cultures de printemps. Le scénario « Agriculture raisonnée » consistera donc dans la généralisation de ces CIPAN avant les cultures de printemps, sans autre changement de pratique de fertilisation ni modification des rotations culturales. Il en résulte une légère diminution de la fertilisation à objectif de rendement identique (-10 kgN/ha sur l'ensemble de la rotation par occurrence de culture de printemps, selon les préconisations du COMIFER, donc une diminution équivalente du surplus. D'autre part, la relation entre surplus et lessivage s'en trouve modifiée du fait de la couverture du sol dans la période où le sol aurait autrement été laissé nu (Fig. 16).

Anglade (2015) a proposé une formule empirique pour estimer le lessivage à partir du surplus à l'échelle du cycle de rotation, en tenant compte du niveau de couverture automnale du sol (ICA). Cet indicateur intègre à l'échelle d'une rotation complète l'abattement moyen de la lixiviation calculé par Justes et al. (2012) pour différents types d'intercultures. Nous avons simplifié cette formule de la façon suivante :

$$\text{Lixiv (kgN/ha/an)} = 0.7 \cdot (1 - \% \text{CI}_{\text{occur}} / 100 \cdot 0.7) \cdot \text{surplus (kgN/ha/an)}$$

où $\% \text{CI}_{\text{occur}}$ est la fréquence d'occurrence de culture intermédiaire dans la rotation.

Dans l'exemple d'une rotation triennale avec une culture de printemps, la lixiviation représenterait donc 54% du surplus avec CIPAN, contre 70% sans CIPAN, soit une réduction de lixiviation de 23% en plus de celle liée à la réduction du surplus par ajustement de la fertilisation.

Les CIPAN n'étant implantées qu'avant les cultures de printemps, c'est la fréquence de ces cultures dans les rotations actuelles qui limite la portée de cette modification de pratique. Pour chaque région, nous avons estimé cette fréquence à partir de la place des cultures de printemps (orge, maïs, pomme de terre, betterave, pois, tournesol, légumes de plein champ) dans l'assolement. Elles n'y occupent que moins de 20%. Au total, la généralisation des CIPAN permettrait de réduire la lixiviation de 10 à 18% selon les régions (Tableau 5).

Tableau 5. Part des cultures de printemps dans l'assolement actuel des différentes régions, et calcul du surplus et de la lixiviation des terres arables correspondant à la généralisation de l'implantation des CIPAN avant cultures de printemps.

terres arables			Référence		Agri raisonnée	
	mm/yr	% cult printemps	surplus kgN/ha/an	conc NO3 mgN/l	surplus kgN/ha/an	conc NO3 mgN/l
Bourgogne	289	30	48	12	45	9
Bretagne	323	27	124	27	121	21
Calvados-Orne	277	27	17	4	14	3
Champ-Ard-Yonne	240	40	48	14	44	9
Eure	215	21	71	23	69	19
Eure-et-Loir	183	30	64	24	61	18
Grande Lorraine	293	25	60	14	58	11
Ile-de-France	225	37	63	20	59	14
Loire Amont	355	30	52	10	49	8
Loire Aval	238	10	110	32	109	30
Loire Centrale	161	30	66	29	63	22
Manche	382	10	88	16	87	15
Nord Pas de Calais	228	40	49	15	45	10
Picardie	245	40	65	19	61	13
Seine Maritime	301	26	91	21	88	17

Scénario de changement radical de la chaîne agro-alimentaire. Face aux limites de l'agriculture raisonnée, il est utile d'examiner les marges de progrès que pourraient apporter les pratiques alternatives d'agriculture, au premier rang desquelles l'agriculture biologique.

Anglade et al. (2015) ont évalué les performances des rotations en grande culture biologique sans élevage pratiquées dans le bassin parisien. Il s'agit pour l'essentiel de rotations longues (8 ans ou plus) et diversifiées intégrant en tête de rotation deux ou trois ans de légumineuses fourragères (luzerne ou trèfle) et souvent une

autre légumineuse à graines au milieu du cycle cultural. Avec une fertilisation azotée souvent inférieure à celle des grandes exploitations conventionnelles, mais assurée pour plus de 75% par la fixation symbiotique d'azote atmosphérique, ces rotations montrent dans la plupart des cas un bilan de production de protéines similaire, et un surplus sensiblement inférieur (Figure 14). Elles donnent donc lieu à une lixiviation plus faible d'au moins 30% par rapport aux rotations conventionnelles, comme l'ont démontré les mesures effectuées à l'aide de bougies poreuses sur un réseau de fermes instrumentées (Benoit et al., 2014, 2015).

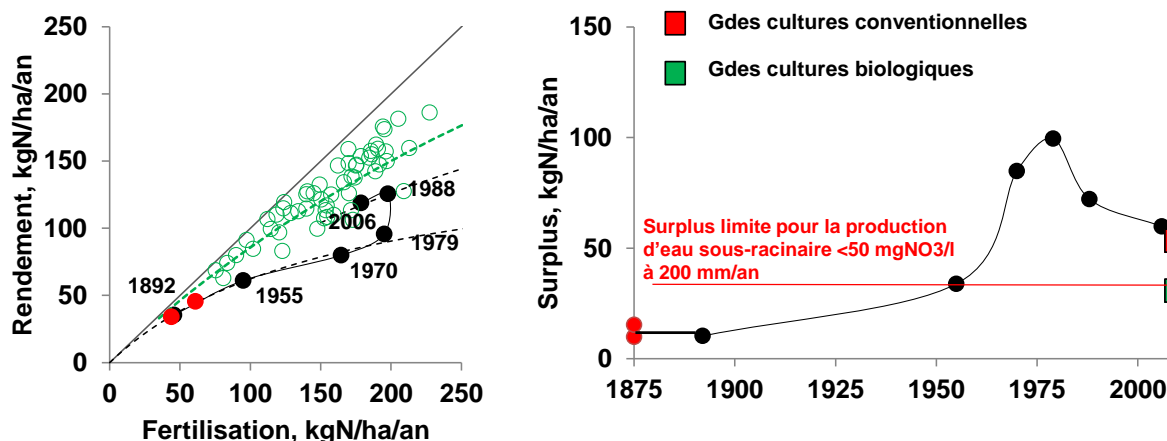


Figure 14. Position dans le diagramme rendement/fertilisation des principales rotations culturales biologiques pratiquées dans le bassin de la Seine (Anglade et al., 2015), et surplus moyen correspondant.

La généralisation des pratiques d'agriculture biologique en grande culture se heurte cependant à l'écueil d'une production dans laquelle les légumineuses fourragères occupent une place prépondérante, ce qui nécessite un débouché local en élevage pour sa valorisation.

Le scénario que nous proposons ici est donc basé sur une modification radicale de la structure même du système hydro-agro-alimentaire, en agissant sur trois leviers qui font système : généralisation des pratiques de l'agro-écologie, reconnexion de l'agriculture et de l'élevage, redéfinition du régime alimentaire. Nous appelons ce scénario Bio-Local-Demitarrien, conformément au nom donné à une première version de ce même scénario appliquée au bassin de la Seine (Billen et al., 2012). Il a été construit à l'échelle de la France entière de manière à en assurer la cohérence au niveau national.

En matière de régime alimentaire humain, le scénario prévoit tout d'abord une réduction de 15% du gaspillage alimentaire (Gustaffson et al. 2011; Grizzetti et al., 2014), impliquant une politique pro-active en ce sens. D'autre part, la fraction des protéines animales dans le total des protéines consommées est réduite à 35-40% (au lieu de 65% actuellement), ce qui s'accompagne d'une augmentation de la proportion des protéines végétales, conformément au régime demitarrien proné par la Déclaration de Barsac (www.nine-esf.org/barsac-declaration). Cette modification du régime alimentaire avec réduction drastique de la consommation de viande et de lait, est aussi celle proposée par le modèle Afterres2050 sur la base d'une analyse diététique des risques associés à l'excès de consommation de produits animaux (Solagro, 2014). Le régime demitarrien est en fait assez semblable au régime dit méditerranéen (Lassaletta et al., 2014). Replacé dans l'évolution du régime alimentaire français depuis les années 1950, il correspond à ce qui était la norme au milieu du XXe siècle.

En vue de reconnecter au maximum l'agriculture et l'élevage, ainsi que pour assurer autant que possible un approvisionnement alimentaire local à l'échelle des régions agricoles, la taille du cheptel de chaque région est tout d'abord ajustée aux besoins en protéines animales de la population, compte tenu du régime alimentaire défini plus haut, jusqu'à un maximum de 0.8 UGB/ha de terres agricoles, et sans descendre en dessous de 0.14 UGB/ha. Les régions très peuplées qui ne peuvent pas subvenir à leurs besoins en protéines animales dans ces conditions, sont approvisionnées par les régions voisines qui ont encore des marges d'extension de leur cheptel. En outre, on s'interdit de réduire de plus d'un facteur 4 le cheptel des régions actuellement spécialisées en élevage intensif, comme la Bretagne. Dans l'ensemble de ces réaffectations, on considère que l'efficacité générale de la conversion des protéines végétales en protéines animales reste inchangée par rapport à sa valeur actuelle.

Le résultat de cette redistribution des densités de bétail à l'échelle de la France entière montre que quelques régions très peuplées, comme l'Île-de-France et le Nord-Pas-de-Calais restent dépendantes des importations de produits animaux de régions excédentaires comme celles du Grand Ouest, et continuent aussi à exporter vers le Maghreb, le Moyen Orient et l'Afrique. L'intensité de ces échanges est cependant très fortement réduite ; à l'échelle nationale les exportations de protéines animales s'élèvent à 26 ktN/an, moins de la moitié du niveau actuel.

En ce qui concerne *l'usage du sol et productivité agricole*, la réaffectation du cheptel (notamment bovin) impose de revoir la distribution des prairies permanentes dans le scénario. Leur étendue dans chaque région est ajustée jusqu'à un minimum de 0.25 ha/UGB ; en aucun cas cependant, la surface totale en prairie permanente n'est autorisée à diminuer en dessous de sa valeur actuelle. La surface en terres arables est calculée par différence entre la surface agricole totale, maintenue inchangée, et la surface en prairies permanentes. Le résultat de cette redistribution n'affecte significativement la surface des prairies permanentes que dans les régions actuellement spécialisées en grandes cultures, où la surface de prairie a considérablement diminué au cours des dernières décennies. À l'échelle nationale cependant, la contribution des prairies à l'alimentation animale s'accroît très considérablement, passant de 37% actuellement à 51% dans ce scénario, en dépit d'une diminution absolue de la production d'herbe liée à l'extensification.

Les performances de l'agriculture actuelle dans chaque territoire sont caractérisées par la valeur du paramètre Y_{max} de la relation entre rendement (Y) et fertilisation azotée totale (F) (Lassaletta et al, 2014b) :

$$Y = Y_{max} \cdot F / (F + Y_{max}) \quad (1)$$

qui implique que $Y_{max} = Y \cdot F / (F - Y) \quad (2)$

Dans le scénario, la capacité productive des systèmes de culture (Y_{max}) est maintenue inchangée, mais une autre rotation est supposée prendre place, avec plus de légumineuses fixatrices d'azote et aucun apport de fertilisants synthétiques. L'hypothèse de base est que la relation (1) et la valeur du paramètre Y_{max} restent applicables pour ce système alternatif. Cette hypothèse a pu être validée solidement dans le cas du bassin parisien (Anglade et al. 2015a). Elle permet de recalculer la production agricole de chaque région à partir des ressources locales en fertilisation azotée. Celles-ci sont constituées (i) du dépôt atmosphérique, supposé identique à la référence actuelle, (ii) des apports de déjections animales recalculés à partir de la taille du cheptel, en considérant que 50% des déjections produites sont destinées aux terres arables après perte de 30% de l'azote par volatilisation, (iii) de la fixation symbiotique des légumineuses. Cette dernière est calculée à partir du rendement des cultures de légumineuses considérées dans la rotation, en utilisant la version simplifiée de la formule établie par Anglade et al. (2015b) (voir Lassaletta et al., 2014b) :

$$\begin{aligned} \text{Fix Symb} &= 1.47 \cdot Y \text{ (légumineuses fourrage)} \\ &= 1.18 \cdot Y \text{ (légumineuses graines)} \end{aligned}$$

Typiquement, dans le Nord de la France, on considère une rotation de 8 ans de type [Luz, Luz, Blé, autre céréale, Tournesol, Légumineuse graine, Blé, autre céréale] avec donc 3 années de légumineuses dont le rendement est pris identique à celui observé aujourd'hui pour ces cultures dans chaque région. Dans le Sud de la France, on a considéré une rotation biologique plus courte de type [Luz, Luz, Blé, autre céréale, Tournesol].

Le tableau 6 rassemble les caractéristiques fonctionnelles de ce scénario, pour la France entière, le bassin de la Seine et le Grand Ouest. Les surplus azotés des sols arables, principale source de pertes environnementales, sont représentés dans la figure 15, à comparer avec les valeurs correspondantes de la situation de référence (Figure 3).

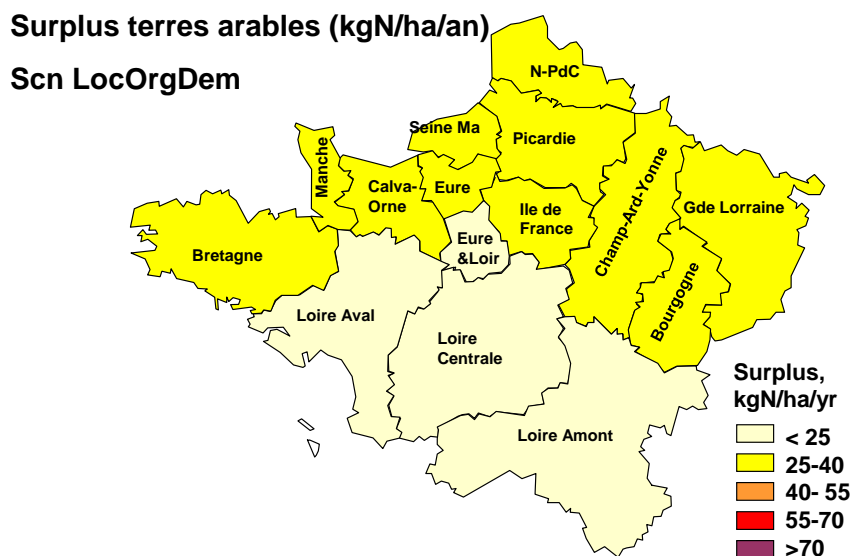


Figure 15. Surplus azoté sur les terres arables des différentes régions du Nord de la France dans le scénario Bio-Local-Demitarrien (à comparer avec la figure 3)

Tableau 6. Caractéristiques et principaux flux d'azote dans le système agro-alimentaire des territoires du bassin de la Seine, du Grand Ouest et de la France entière selon le scénario Bio-Local-Demitarrien

		TOTAL Seine	TOTAL GdOuest	France entière
surface	km ²	69713	65160	540498
population	M hab	17	7	64
cons totale (FAO)	ktN/an	101	43	389
	kgN/cap/an	6.1	6.1	6.1
cons prot végétales	ktN/an	62	26	237
cons prot animales (hors poisson)	ktN/an	35	15	136
surface agricole				
SAU	ha	3906940	4067964	26067544
prairies permanentes	ha	744445	922843	8495442
terres arables	ha	3162495	3145121	17572102
cheptel				
UGB	M UGB	1.4	2.1	10
UGB/haSAU	UGB/ha	0.35	0.51	0.4
production animale totale	ktN/an	22	34	162
conveff	sd	0.16	0.16	0.16
ingestion	ktN/an	138	210	1014
excretion totale	ktN/an	116	177	852
fertilisation & production terres arables				
déject animales s/ terres arables	ktN/an	40	62	298
engrais synth s/ terres arables	ktN/an	0	0	0
fix symbiot s/ terres arables	ktN/an	296	123	1183
dépôt atm	ktN/an	33	38	182
total apport N sol arable	kgN/ha/an	117	71	95
surplus sol arable	ktN/an	89	70	480
	kgN/ha/an	28	22	27
Ymax	kgN/ha/an	363	153	219
production totale terres arables	ktN/an	280	152	1183
	kgN/ha/an	89	48	67
fertilisation & production prairies permanentes				
déject animales s/ PP	ktN/an	40	62	298
engrais synth s/ PP	ktN/an	0	0	0
fix symbiot s/ PP	ktN/an	34	43	357
dépôt atm	ktN/an	9	12	93
total apport N prairies permanentes	kgN/ha/an	112	126	88
surplus prairies perm	ktN/an	24	50	232
	kgN/ha/an	33	54	88
Ymax	kgN/ha/an	229	178	200
production prairies permanentes	ktN/an	59	66	517
	kgN/ha/an	79	72	61
total production agricole	ktN/an	339	218	1700
imports (+) / exports (-)				
net import vegetal (bilan)	ktN/an	-140	18	-448
net import animal (bilan)	ktN/an	13	-19	-26
autotrophy/heterotrophy				
autotrophy	ktN/an	339	218	1700
heterotrophy	ktN/an	217	220	1241

Ce scénario Bio-Local-Demitarrien, sans doute extrême par les hypothèses très radicales qui le sous-tendent, n'apparaît pourtant pas comme totalement irréaliste. Son extension à l'échelle de la France (Tableau 7) montre un système agro-alimentaire qui subvient aux besoins de la population, sans compromettre les capacités exportatrices du pays. Si l'exportation de produits animaux est effectivement réduite de moitié par suite de la diminution drastique du cheptel, l'excédent de production agricole est au contraire bien supérieur à ce qu'il était dans le scénario de référence, en raison de la moindre demande d'aliments pour bétail. Cet excédent est disponible soit pour l'export, soit pour des usages non alimentaires comme la méthanisation ou la valorisation en matière première.

Tableau 7. Comparaison de la balance alimentaire de la France dans le scénario de référence 2006 et le scénario Bio-Local-Demitarrien

		France entière	
		2006	OrgLocDemit
population	Minhab	64	64
Surface agricole	M ha	26	26
<i>% prairies permanentes</i>	%	31	33
<hr/>			
Effectifs bétail	M UGB	21	10
production lait & viande	ktN/an	335	162
<i>fraction utilisée localement</i>	%	83	84
Disponible pour l'export	ktN/an	56	26
<hr/>			
Production des prairies	ktN/an	769	517
<i>fraction besoins du bétail</i>	%	37	51
<hr/>			
Production terres arables	ktN/an	1708	1183
Dont légumineuses	ktN/an	545	941
céréales & autres	ktN/an	1163	241
<i>fraction besoins humains</i>	%	726	102
Disponible pour l'export ou autres usages	ktN/an	222	448

La figure 16 montre que la dépendance du bétail du Grand Ouest aux aliments pour bétail d'Amérique latine est considérablement réduite sous ce scénario radical. Les fertilisations minérales en provenance de l'industrie chimique sont remplacées par de la fixation d'azote atmosphérique par les légumineuses. Le bassin de la Seine continue à exporter des céréales. L'important dans le cadre de cette étude et de montrer combien les pertes environnementales issues de l'agriculture sont réduites. Les pertes azotées en provenance des eaux usées domestiques sont également réduites en raison de la modification du régime alimentaire, mais cette différence est faible par rapport aux pertes agricoles qui représentent l'essentiel des apports diffus aux masses d'eau.

4.3 Évaluation des scénarios

Grâce à la démarche mise au point dans le cadre du projet FLAM, les 6 scénarios qui ont été construits peuvent être traduits en contraintes pour le modèle Seneque/Riverstrahler qui permet alors de calculer la qualité de l'hydrosystème résultant de l'organisation correspondante de la chaîne hydro-agro-alimentaire dans les bassins versants. En particulier, pour chaque scénario peuvent être évalués :

- (1) la concentration nitrique des flux de recharge des aquifères sous les terres arables et les prairies ;
- (2) la concentration en nutriments des cours d'eau de l'ensemble du réseau hydrographique ;
- (3) les flux de nutriments apportés à la Manche par chacun des fleuves côtiers.

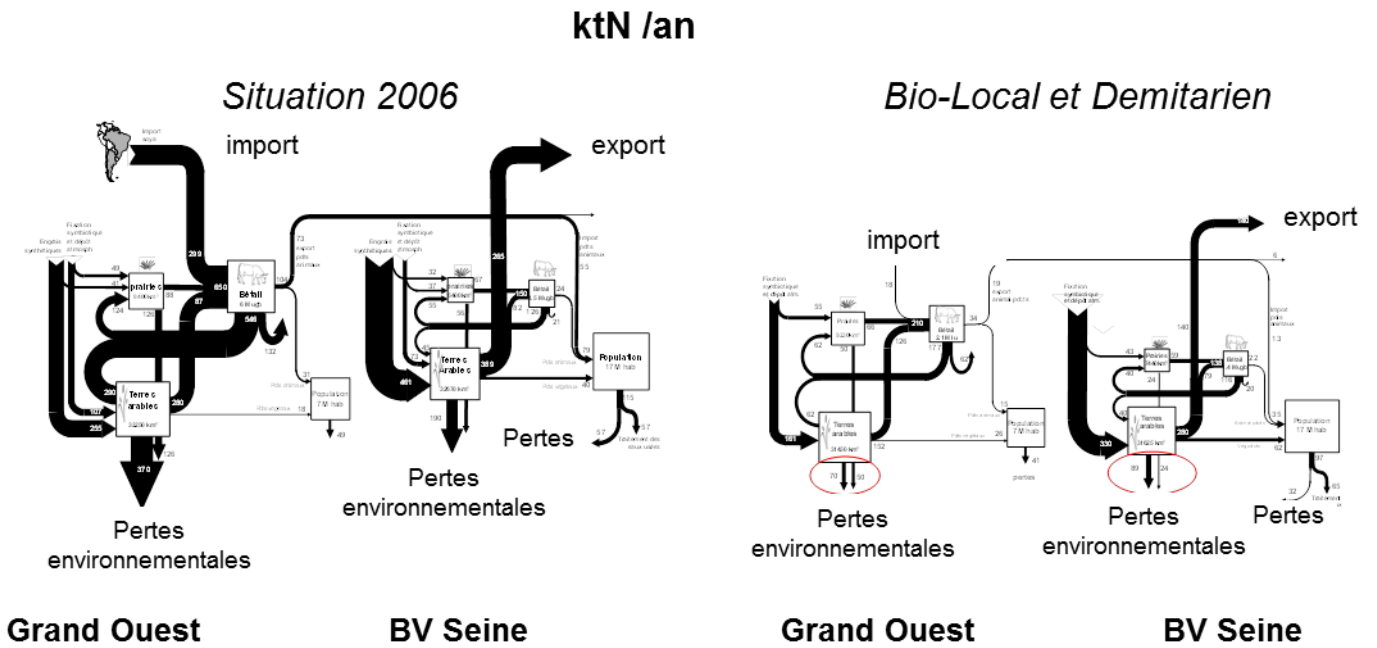


Figure 16. Flux d'azote associés au système agro-alimentaire du bassin de la Seine et du Grand Ouest (Bretagne, Loire Aval et Manche) pour le scénario bio-local- et demitarien en comparaison de la situation en 2006. (L'origine, la destination et l'épaisseur des flèches sont seules à observer, les chiffres peuvent être examinés dans Billen et al., 2012, Billen et al., 2015).

4.3.1. La recharge des aquifères

Comme expliqué plus haut, les concentrations nitriques sous-racinaires des terres arables peuvent être calculées à partir du bilan d'azote du sol, de la connaissance des pratiques de couverture automnale du sol des différentes rotations culturales et de la lame d'eau moyenne annuelle infiltrée. Le résultat de ces calculs est présenté dans la figure 17 pour les principaux scénarios discutés ci-dessus. Ils montrent que des progrès notables ont été accomplis depuis les années 1980, mais que la généralisation des mesures de raisonnement des pratiques agricoles sans changement de système ne permettra pas partout de satisfaire à l'exigence d'une recharge des nappes à concentration inférieure à 50 mgNO₃/l (soit 11.3 mgN-NO₃/l). Hormis le scénario pristine, seul le scénario de changement radical de la structure de la chaîne agro-alimentaire permet d'atteindre cet objectif.

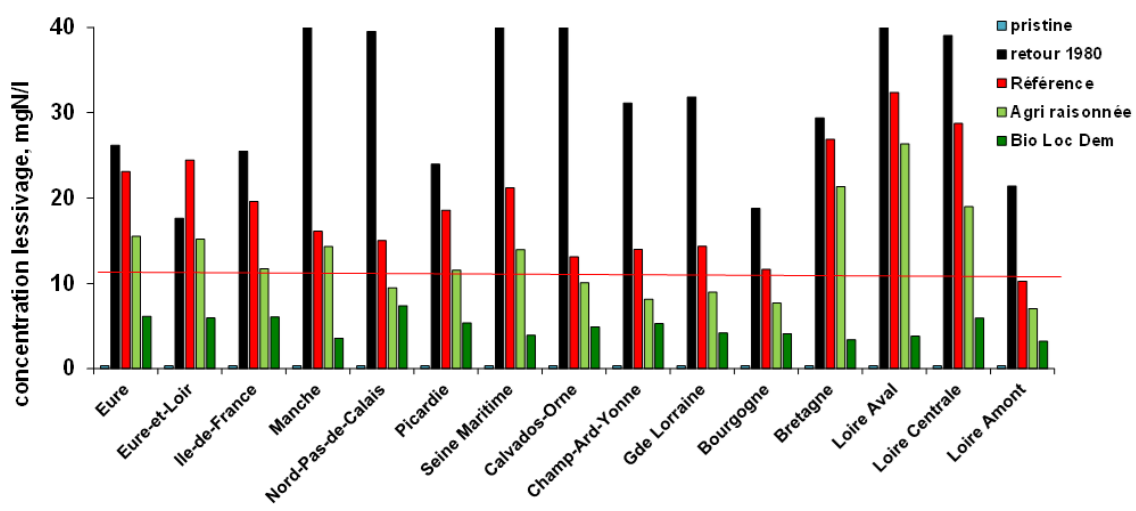


Figure 17. Concentration de recharge des aquifères sous terres arables dans les différents territoires agricoles du domaine FLAM pour les différents scénarios considérés. La ligne rouge horizontale indique le niveau de recharge de 50 mgNO₃/l (= 11.3 mgN-NO₃/l)

4.3.2. La qualité des eaux dans le réseau hydrographique

Le modèle Seneque/Riverstrahler calcule les variations saisonnières des concentrations en nutriments par tronçon kilométrique de tous les cours d'eau du réseau hydrographique du domaine FLAM sous le jeu de contraintes définis pour chaque scénario. Il offre donc une vision complète et comparative de la qualité des eaux de surface résultant de chacun de ces scénarios. La figure 18 montre que seul (mis à part le scénario pristine) le scénario de changement radical du système agro-alimentaire permet d'atteindre dans la plus grande partie du réseau hydrographique une concentration en nitrate inférieure à 10 mgNO₃/l (2.25 mgN/l), considérée comme le seuil au-dessus duquel les communautés biologiques perdent une part substantielle de leur biodiversité (James et al. 2005).

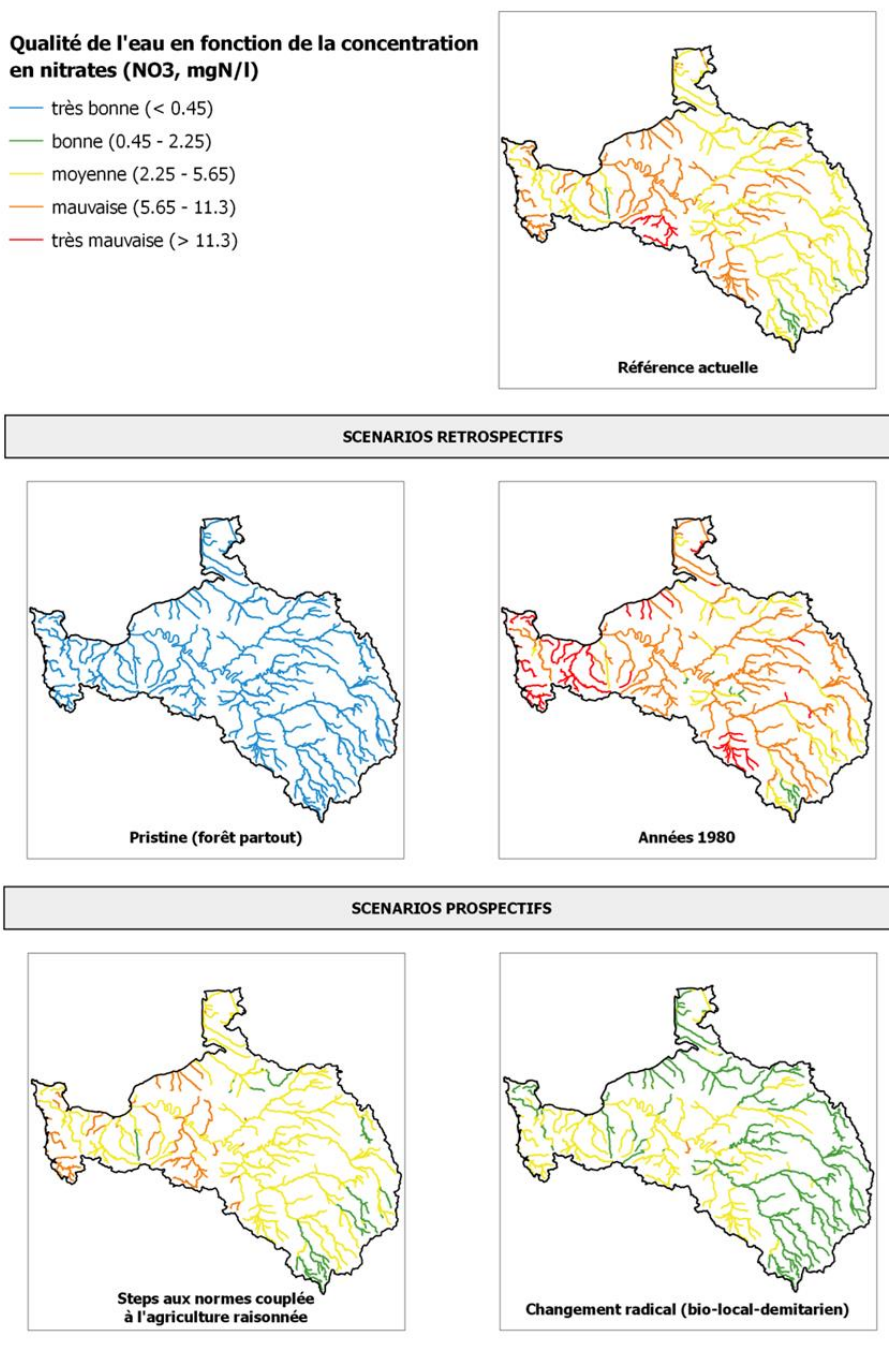


Figure 18. Concentration moyenne interannuelle (2002-2014) en nitrate des cours d'eau du domaine FLAM dans les scénarios considérés.

4.3.3. Les flux de nutriments apportés en Manche

L'examen des moyennes interannuelles sur la période 2002-2014 des flux d'azote et de phosphore apportés à la zone côtière sous les différents scénarios, montre que ceux de l'azote ont considérablement diminué par rapport à ce qu'ils étaient dans les années 1980. La diminution du lessivage sous-racinaire en est à l'origine (cf. Figure 17) même si l'inertie des aquifères (non prise en compte dans ces simulations) a probablement masqué en partie cette évolution (Figure 19).

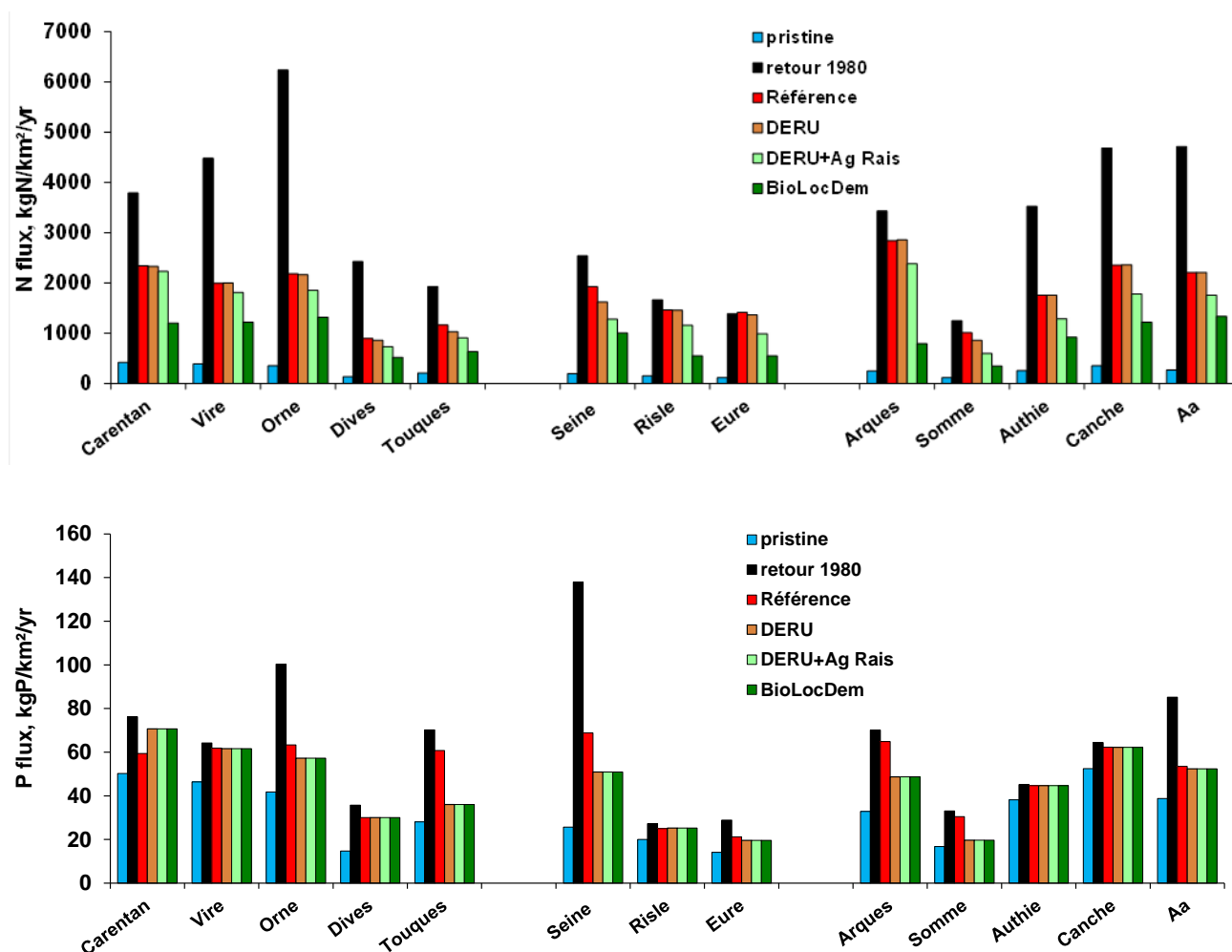


Figure 19. Flux d'azote et de phosphore délivrés en moyenne en Manche par les principaux fleuves du domaine FLAM, pour les différents scénarios testés.

Les mesures relatives à la pollution ponctuelle ont certainement aussi participé à la réduction des flux d'azote, mais l'achèvement de la mise aux normes des stations d'épuration (scénario DERU) n'aura plus beaucoup d'effet sur les flux d'azote, à la fois parce que cette mise aux normes est déjà largement effective, et parce que les apports diffus dominent sur les apports ponctuels d'azote. Le scénario de l'agriculture raisonnée montre que l'amélioration des pratiques agricoles, déjà considérable depuis 3 décennies, a aujourd'hui atteint ses limites. Pour aller plus loin dans la réduction des apports diffus, des modifications beaucoup plus radicales de l'ensemble de la chaîne agro-alimentaire seraient nécessaires, comme le montre le scénario bio-local et demitarrien. Ce scénario extrême montre que de tels changements seraient possibles sans mettre en péril la capacité des territoires à subvenir aux besoins alimentaires des populations. Le scénario pristine révèle que l'activité humaine est dans tous les cas une source d'azote prédominante dans les hydro-écosystèmes.

En ce qui concerne le phosphore, la politique de réduction très efficace de ces apports menée depuis les années 1990 sur les apports ponctuels, a conduit à des niveaux actuels assez bas, qui ne peuvent plus guère être abaissés par les mesures que nous avons testées dans nos scénarios. Les flux calculés par les scénarios ne sont parfois qu'à peine plus élevés que ceux obtenus avec le scénario pristine, montrant que les flux de phosphore actuels sont aussi liés aux apports ponctuels que diffus (Figure 19).

5 Conclusion

Il est important de se rappeler que plus que la valeur absolue des flux de nutriments apportés en mer, c'est le déséquilibre entre les apports d'azote (ou de phosphore) et les apports de silice qui est le plus dommageable pour l'écosystème marin. En effet, quand les apports d'azote dépassent les apports de silice et que ces éléments ne sont plus dans les bonnes proportions par rapport aux besoins de la croissance des diatomées, une modification de la composition taxonomique du plancton marin en résulte, qui altère profondément le fonctionnement de l'écosystème. Des espèces algales non siliceuses, souvent des Dinoflagellés, se développent produisant des toxines, mais aussi certaines diatomées, sans doute plus adaptées aux faibles rapports Si/N et qui produisent aussi des toxines. Pour satisfaire le rapport massique Si/N de 2 (en g:g), compte tenu des concentrations en silice qui caractérisent le fond géochimique du bassin parisien, un plafond de 2 mgN/l (=10 mgNO₃/l) ne devrait pas être dépassé, ce qui correspond à une valeur nulle ou négative de l'Indicateur de potentiel d'eutrophisation côtière (ICEP; Billen & Garnier, 2007). La figure 20 montre que seul le scénario Bio-Local et Demitarrien permet le mieux de se rapprocher significativement de ce plafond en ce qui concerne l'ICEP-N.

Par contre en ce qui concerne le phosphore, les résultats montrent que déjà dans la situation actuelle, ainsi *a fortiori* que dans celle des autres scénarios à l'exception de celui du retour aux années 1980, le P-ICEP est le plus souvent négatif, traduisant des apports de phosphore sans excès par rapport à la silice qui les accompagne, et donc sans risque du point de vue de l'eutrophisation côtière. Il n'en reste pas moins que compte tenu des stocks en phosphore dans les sols, l'érosion doit être limitée, car dans la Seine, ce P-ICEP positif actuellement, ne devient que faiblement négatif sous les scénarios les plus radicaux.

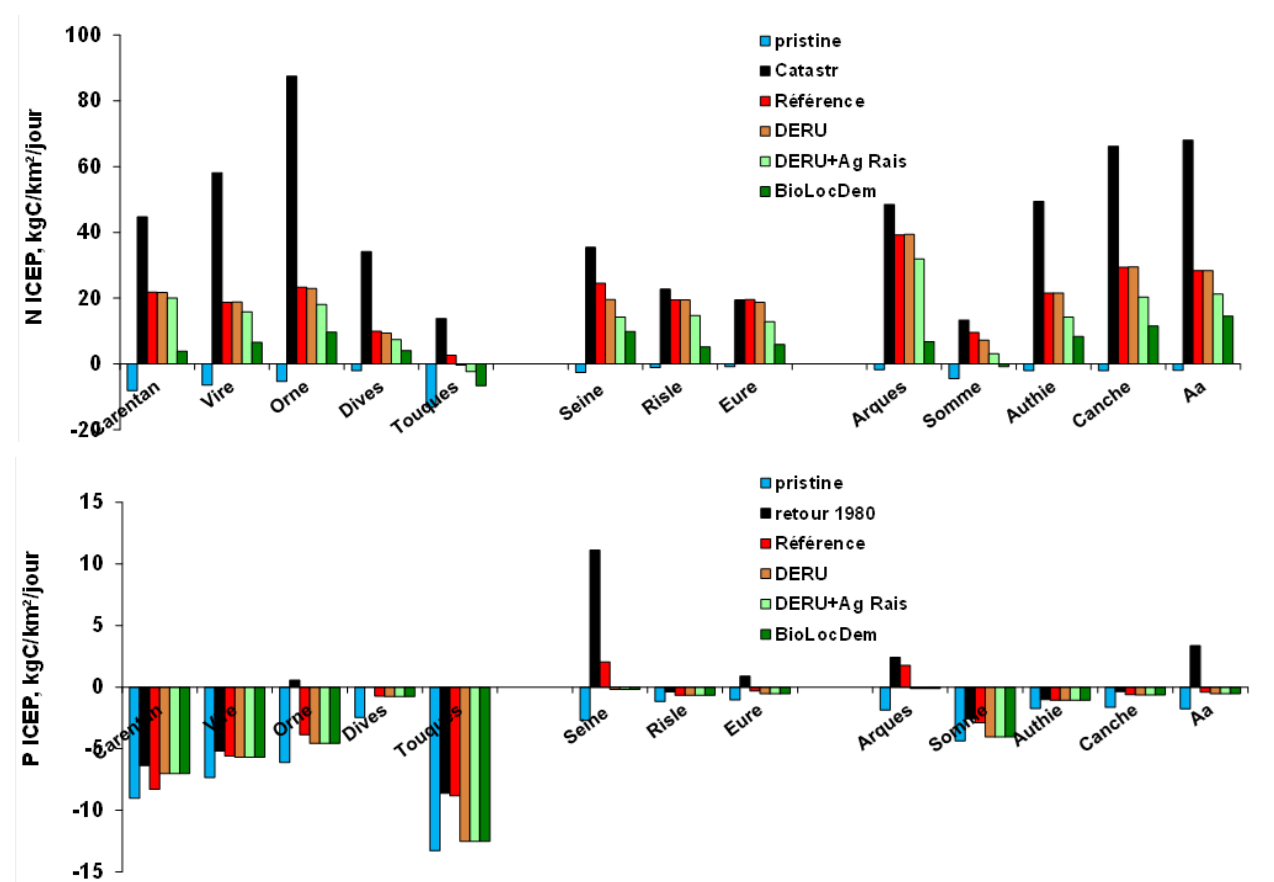


Figure 20. Excès d'azote (N-ICEP) et de phosphore (P-ICEP) par rapport à la silice amenée en Manche par les principaux fleuves du domaine FLAM (exprimé en kgC/j de biomasse d'algues non siliceuses potentiellement produite, selon la définition de l'ICEP, Billen & Garnier, 2007).

Cette étude montre que malgré les améliorations apportées en termes de réduction des apports ponctuels en azote ou en phosphore, il reste des efforts importants en termes de réduction des flux d'azote d'origine agricole que seules des mesures radicales permettront de réduire significativement pour combattre l'eutrophisation côtière. Outre le scénario bio-local et demitarien, qui représente plus une fiction qu'un futur à court terme, d'autres scénarios sont en réflexion dans le cadre du PIREN-Seine, prenant notamment en compte les évolutions possibles de la population, tant en nombre qu'en répartition géographique (cf. Grand Paris).

6 Références

- Aissa Grouz A., Garnier J., Billen G., Mercier B., Martinez A. (2015). The response of river nitrification to changes in wastewater treatment (The case of the lower Seine River downstream from Paris). *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 51: 351–364. DOI: 10.1051/limn/2015031
- Aissa Grouz N., Garnier J., Billen G. (2016). Long trend reduction of phosphorus wastewater loading in the Seine: Determination of phosphorus speciation and sorption for modeling algal growth. *Environ Sci Pollut Res.* doi:10.1007/s11356-016-7555-7
- Anglade J, Billen G, Makridis T, Garnier J, Puech T et Tittel C. (2015a). Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems* 139: 82-92.
- Anglade, J, Billen G, and Garnier J. (2015b). Relationships for Estimating N₂ Fixation in Legumes: Incidence for N Balance of Legume-Based Cropping Systems in Europe. *Ecosphere* 6 : art37.
- Anglade J (2015) *Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine*. Thèse UPMC.
- Billen G., Garnier J. (1997). The Phison River Plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aqu. Microb. Ecol.*, 13: 3-17.
- Billen G, Garnier J. (2007). River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non siliceous algae. *Marine Chemistry*. 106: 148-160.
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., M. Sebilio, A. Sferratore S. Barles, P. Benoit, M. Benoit (2007) Nutrient transfers through the Seine river continuum: mechanisms and long term trends. *The Science of the Total Environment*, 375: 80–97. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.005
- Billen, G; Garnier, J., Silvestre, M., Thieu, V., Barles, S., Chatzimpiros, P. (2012). Localising the nitrogen imprint of Paris food supply: the potential of organic farming and changes in human diet. *Biogeosciences* 9, 607–616.
- Billen G., Lassaletta L., Garnier J. (2014). A Biogeochemical View of the Global Agro-Food System: Nitrogen Flows Associated with Protein Production, Consumption and Trade. *Global Food Security* 3–4 209-19.
- Billen G., Le Noë J., Lassaletta L., Thieu V., Anglade J., Petit L., Garnier J. (2016). Et si la France passait au régime « Bio, Local et Demitarien » ? Un scénario radical d'autonomie protéique et azotée de l'agriculture et de l'élevage, et de sobriété alimentaire. Le DEMETER 2017, 23^{ème} Edition, *Economie et stratégie agricoles*, p 389-406. Club DEMETER, Paris ISSN/1166-2115.
- Chauvet E., Jean-Louis A.M. (1988). Production de litière de la ripisylve de la Garonne et apport au fleuve. *Acta oecologica. Oecologia Generalis* 9:265–79.
- Cugier, P., Billen, G., Guillaud, J.F., Garnier, J., Ménesguen, A. (2005). Modelling eutrophication of the Seine Bight under present, historical and future Seine river nutrient loads. *Journal of Hydrology* 304: 381-396
- Garnier J., Billen G., Coste M., 1995. Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the River Seine : Observations and modelling. *Limnol. & Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier J., Beusen A., Thieu V., Billen G., Bouwman L. (2010). N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach. *Special issue "Past and Future Trends in Nutrient Export from Global Watersheds and Impacts on Water Quality and Eutrophication"*, *Global*

Biogeochem. Cycles, 24, GB0A05, doi:10.1029/2009GB003583.

Grizzetti B, Pretabo U, Lassaletta L, Billen G, Garnier J. (2013). The contribution of food waste to global and European nitrogen pollution. *Environm. Sci. & Policy* 33: 186-195.

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R., Meybeck, A. (2011). *Global Food Losses and Food Waste*. FAO Report, Rome pp 38–39.

Humborg C., Danielsson A., Sjöberg B., Green M. (2003). Nutrient land-sea fluxes in oligotrophic and pristine estuaries of the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Est. Coast Shelf Sci.* 56, 781-793.

James et al. (2005) *Freshwater Biology*. 50, 1049–1063

Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B. (2012). *Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires. Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques*. Rapport d'Etude, INRA (France)

Lassaletta L., Billen G., Garnier, J. Romero, E. (2014a). How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at national scale: the case of Spain (1961-2009) *Regional Environmental Change* 14: 785-797

Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., Garnier J. (2014b) 50 Year Trends in Nitrogen Use Efficiency of World Cropping Systems: The Relationship between Yield and Nitrogen Input to Cropland *Environmental Research Letters* 9 : 105011.

Romero E., Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Le Gendre R., Riou P., Cugier P. (2013) Large-scale patterns of river inputs in SW Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry* 113, 481-505. DOI 10.1007/s10533-012-9778-0.

Romero E., Le Gendre R., Garnier J., Billen G., Fisson C., Silvestre M., Riou Ph. (2016). Long-term water quality in the lower Seine: lessons learned over 4 decades of monitoring. *Environmental Science and Policy*, 58: 141–154.

Passy, P., Le Gendre, R., Garnier, J., Cugier, P., Callens, J., Paris, F., Billen, G., Riou, P., Romero, E., 2016. Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Seine Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* doi: <http://dx.doi.org/10.3354/meps11533>.

Ruelland D., Billen G., Brunstein D., Garnier J. (2007). SENEQUE: a multi-scaled GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochemical functioning of river systems. *The Science of the Total Environment*. 375 : 257–273

Solagro (2014) *Afterres2050: Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en France à l'horizon 2050*. <http://www.solagro.org/site/393.html>

Thieu V., Billen G., Garnier J. (2009), Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: The Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model. *Water Research*, 43, 1740-1748.

Thieu V., Garnier J., Billen G. (2010). Assessing the effect of nutrient mitigation measures in the watersheds of the Southern Bight of the North Sea. *Science of the Total Environment*. 408: 1245–1255