



Impacts des pollutions diffuses agricoles sur la ressource en eau



Impacts des pollutions diffuses agricoles sur la ressource en eau

Sous la direction de :
Gallois, N.^[1], Blanchoud, H.^[2], Garnier, J.^[2]

Contributeurs :
Thomas Puech^[3], Pascal Viennot^[1], Marie Hermès^[3], Adrien Renaud^[2], Vincent Thieu^[2], Nicolas Beaudoin^[4],
Gilles Billen^[2], Céline Schott^[3], Christine Le Bas^[5], Paul Passy^[7], Marie Silvestre^[6], Catherine Mignolet^[3],
Maxime Bignon^[2], Bruno Mary^[4], Thibaut Barbet^[8]

[1] ARMINES/Mines Paris, Centre de Géosciences, PSL Université, Fontainebleau - [2] Sorbonne Université, CNRS, EPHE, UMR METIS, Paris - [3] INRAE, UR 055 ASTER, Mirecourt
[4] INRAE, UR 1158 AgrolImpact, Barenton-Bugny - [5] INRAE, US 1106 Infosol, Orléans - [6] Fédération FIRE, CNRS, Paris - [7] CNRS, UMR 8586 PRODIG, Aubervilliers
[8] Agence de l'Eau Seine-Normandie, Courbevoie

Le socio-hydrosystème Seine en bref



Le bassin de la Seine s'étend sur plus de 76 000 km², dont 65 000 km² en amont de son estuaire, l'exutoire du bassin étant situé à Poses. La Seine prend sa source sur le plateau de Langres, en Côte-d'Or, avant de se jeter dans la Manche, entre le Havre et Honfleur. Représentatif de l'Anthropocène, le bassin versant de la Seine est fortement influencé par la société humaine. Depuis plusieurs siècles, il subit et continue de subir une forte pression anthropique, en raison de son industrie et de l'agriculture liées notamment au développement de l'agglomération parisienne, creuset économique et social de la France.

Entre 1901 et 2016, la densité de population de la région Île-de-France, et plus particulièrement de l'agglomération parisienne, n'a cessé de croître et de s'étendre spatialement (Figure A). Dans cette région, elle varie entre 1 000 et 5 000 habitants par km² dans les zones urbaines, alors que la densité moyenne est de 250 habitants par km² pour l'ensemble du bassin, et est inférieure à 20 habitants par km² dans les zones en amont. Actuellement, environ 18 millions de personnes, soit plus du quart de la population française, y habitent.

Cette évolution de la densité de la population se traduit par une pression urbaine sur le réseau hydrographique qui augmente d'amont en aval, pour culminer à l'aval de l'agglomération parisienne. Elle se traduit notamment par

des modifications des niveaux d'oxygène, des teneurs en matières organiques, en nitrites, ainsi qu'en bactéries fécales (importantes lors d'événements orangeux). À ces pressions urbaines, s'ajoutent des pressions agricoles qui se manifestent par un accroissement, non pas de pollutions ponctuelles, en aval de points de rejet, mais par des pollutions diffuses, plus difficiles à contrôler. En effet, après la Seconde Guerre mondiale, l'agriculture française a subi une transformation profonde sous l'impulsion de grandes politiques telles que le plan Monnet (1945), le plan Marshall (1947), et la Politique agricole commune (1962). Ces décisions avaient alors pour but de favoriser des exploitations à la fois plus grandes et plus productives pour répondre à la demande parisienne de plus en plus forte, mais également aux demandes européenne et mondiale.

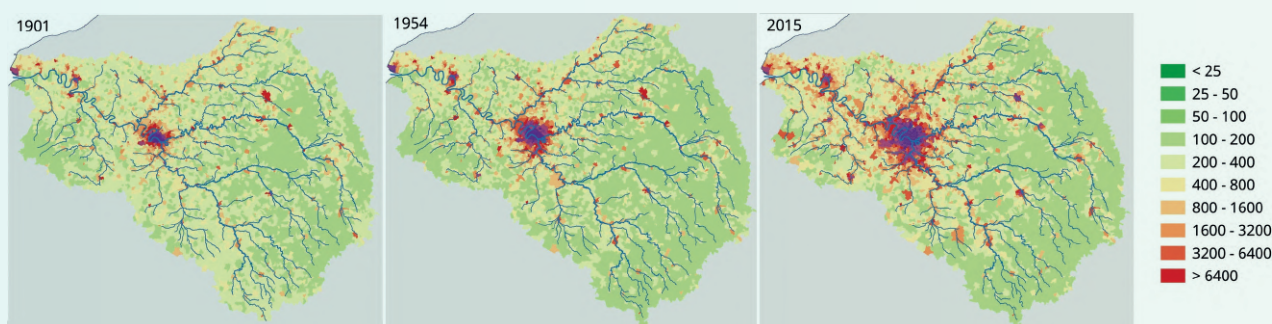


Figure A : Évolution de la densité de population du bassin de la Seine (en hab/km²) en 1901, 1954 et 2015 (d'après Flipo et al., 2020).

Ces politiques se traduisent aujourd’hui par une occupation du sol du bassin de la Seine très contrastée avec près de 8 % de sols artificialisés, principalement avec l’agglomération parisienne et les métropoles de Rouen et du Havre (Figure B). Soixante pour cent de la surface du bassin est, quant à elle, dédiée à l’agriculture, dont la très grande majorité

est occupée par des terres arables. Cette prédominance de grandes cultures, couplée à un usage généralisé des pesticides et des engrais azotés, a largement contribué à la dégradation de nombreuses masses d’eau souterraines et de surface. Une pression qui risque de s’accroître avec le changement climatique et la raréfaction de la ressource en eau.

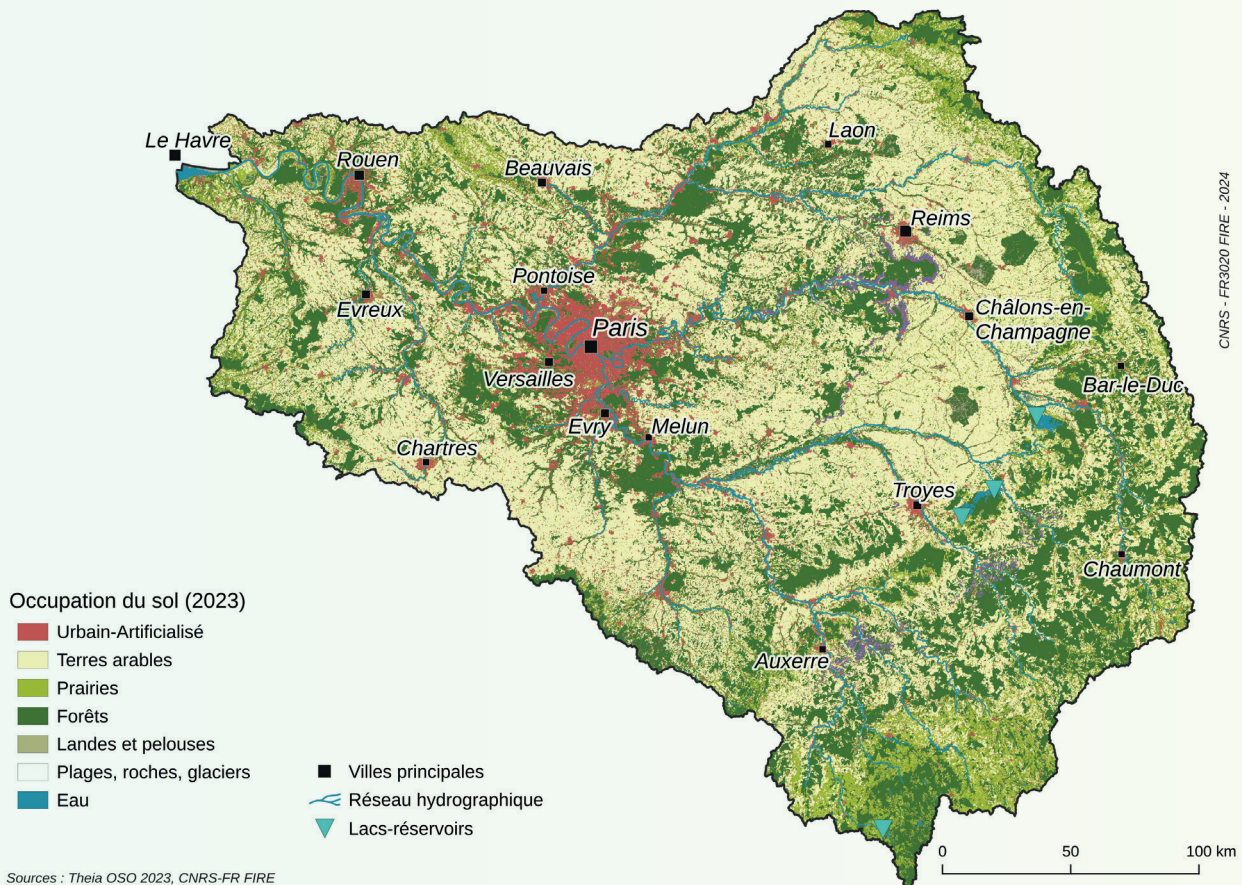


Figure B : Occupation du sol du bassin versant de la Seine (d’après Théia OSO, 2023).

| Type de sol | Occupation du sol (en %) |
|--------------------------|--------------------------|
| Terres arables | 45,7 |
| Urbain-Artificialisé | 8 |
| Prairies | 13,5 |
| Cultures permanentes | 1 |
| Forêts | 30 |
| Landes et pelouses | 0,5 |
| Plages, roches, glaciers | 0,04 |
| Surfaces en eau | 0,8 |
| Serres | 0,01 |

Tableau : Statistiques de l’occupation du sol sur le bassin de la Seine (données Theia OSO 2023).

L'hydrogéologie du bassin de la Seine en bref

Le bassin versant de la Seine coiffe une grande partie du bassin sédimentaire de Paris, ce dernier étant l'un des plus grands réservoirs d'eau souterraine d'Europe. De ce fait, les ressources en eau dans le bassin de la Seine y sont très importantes. Le bassin de Paris est composé d'un empilement de roches calcaires, argileuses et sableuses qui ont été déposées lors des ères secondaires, tertiaires et quaternaires (Figure C). Les nombreuses nappes phréatiques et alluviales qui le composent contribuent significativement à l'alimentation des cours d'eau et des rivières suivant le pendage naturel du bassin du sud-est vers le nord-ouest, son relief étant peu marqué avec une altitude moyenne inférieure à 300 m. L'ensemble de ces rivières et cours d'eau représente un linéaire de 27 500 km.

La pluviométrie moyenne du bassin (prise sur la période 2003-2020) est d'environ 760 mm/an, mais tous ses territoires ne sont pas soumis aux mêmes quantités de précipitations. En effet, son centre (Beauce, Gâtinais, ...) ne reçoit que 550 mm/an en moyenne, contre plus de 1200 mm/an pour les côtes normandes. De cette eau

apportée par les précipitations, 70 % repartent dans l'atmosphère par évapotranspiration, et 17 % rechargent les nappes, qui en retour contribuent aux deux tiers du débit de la Seine à l'entrée de son estuaire à Poses. Par ailleurs, la saisonnalité de l'évapotranspiration est marquée entre l'hiver et l'été, jouant également sur le débit des rivières selon les saisons.

À titre d'exemple, le débit moyen de la Seine à la station de Paris, Pont Austerlitz est de 310 m³/s, avec des extrêmes hydrologiques marqués : d'un minimum de 20 m³/s pour la sécheresse historique de 1921 à un maximum de 2 600 m³/s pour la crue historique de 1910.

Cette variabilité spatiotemporelle des débits (Figure D) est aujourd'hui, en grande partie, compensée par quatre grands lacs-réservoirs disposés à l'amont du bassin. Ces « Grands Lacs de Seine » peuvent stocker 840 millions de m³ d'eau et sont gérés par l'EPTB Seine Grands Lacs. Construits durant la seconde moitié du XX^e siècle, ils ont pour but de réguler le débit de la Seine, en le soutenant lors des étiages et en écrétant les crues. Ce dispositif permet également de maintenir un niveau d'eau plus ou moins constant nécessaire aux activités humaines.

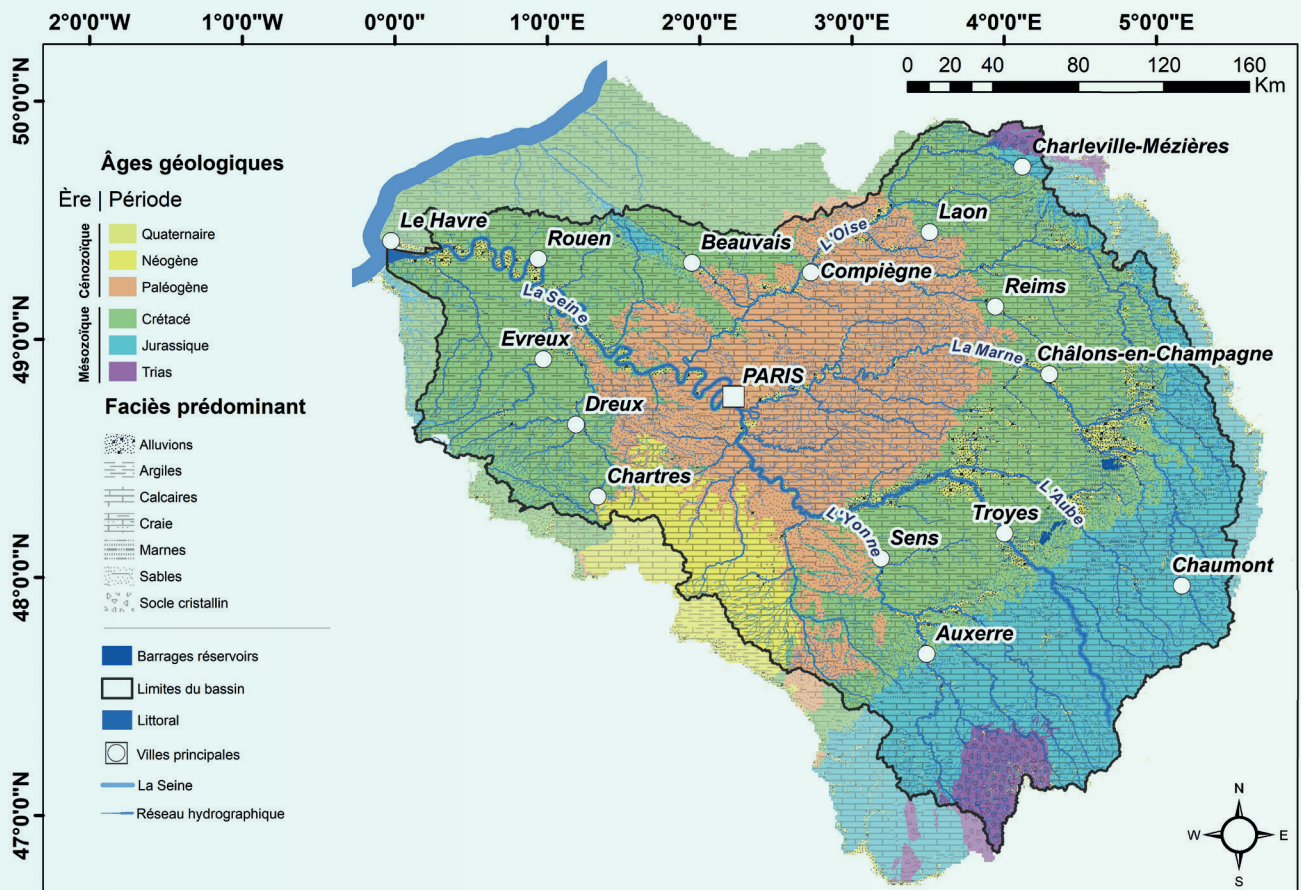


Figure C : Géologie à l'affleurement du bassin de la Seine et réseau hydrographique principal.



Figure D : Réseau hydrographique du bassin de la Seine et principaux sous-bassins versants.

| Numéro sur la carte | Station | Nom du cours d'eau | Débit moyen (2007-2023) en m ³ s ⁻¹ |
|---------------------|-------------------|--------------------|---|
| 1 | Bazoches-lès-Bray | Seine | 70,9 |
| 2 | Saint-Fargeau | Seine | 199,1 |
| 3 | Austerlitz | Seine | 307,9 |
| 4 | Vernon | Seine | 462,5 |
| 5 | Creil | Oise | 101,4 |
| 6 | Créteil | Marne | 100,2 |
| 7 | Arcis-sur-Aube | Aube | 32,5 |
| 8 | Pont-sur-Yonne | Yonne | 88,7 |
| 9 | Épisy | Loing | 19 |
| 10 | Ballancourt | Essonne | 8 |
| 11 | Morsang | Orge | 3,9 |
| 12 | Louviers | Eure | 21,2 |

Tableau : Débits moyens sur la période 2007-2023 aux différentes stations hydrologiques de la Seine et celle à l'aval des sous-bassins du bassin de la Seine (d'après les données Hydroportail / EauFrance).

Les pratiques anthropiques influencent fortement le devenir de la ressource en eau souterraine. Outre les pollutions liées aux activités humaines, 1,15 milliards de m³ sont prélevés chaque année dans les aquifères, ce qui représente un tiers des prélèvements totaux pour les usages anthropiques (alimentation en eau potable, secteur industriel et agriculture). Les deux autres tiers correspondent aux prélèvements qui ont lieu directement en rivière.

La gestion de la ressource en eau se trouve actuellement confrontée à des tensions significatives. Cette pression est appelée à s'intensifier, d'une part, en raison de la croissance démographique au sein du bassin, et d'autre part, sous l'effet des bouleversements climatiques affectant le bassin de la Seine. Face à ces défis croissants, il devient impératif d'interroger nos stratégies collectives afin d'anticiper ces évolutions, d'atténuer les impacts du changement climatique et, *in fine*, d'assurer une adaptation durable à ces transformations.



Sommaire



| | |
|---|-----------|
| INTRODUCTION | 10 |
| CHAPITRE 1 : Reconstituer l'évolution de long-terme du système agri-alimentaire régional | 12 |
| 1. Observer et mesurer : état de la pollution d'origine agricole à l'échelle du territoire Seine-Normandie | 15 |
| 2. Encadrer les contextes réglementaires associés aux pollutions d'origine agricole | 23 |
| 3. Identifier les sources et les modalités de transferts dans l'environnement | 25 |
| 4. Reconstituer de façon quantifiée les sources anthropiques diffuses | 30 |
| 5. Décrire les traitements phytosanitaires du territoire sur le long terme : un défi technique | 35 |
| CHAPITRE 2 : Modéliser l'impact environnemental du système hydro-agri-alimentaire | 42 |
| 1. Quantifier les facteurs de pression sur l'hydrosystème régional : les approches GRAFS et STICS-spatialisé | 44 |
| 2. Déterminer les transferts des polluants dans le continuum Homme-Terre-Mer : le couplage multi-modèles du PIREN-Seine | 51 |
| 3. Étendre ces méthodes à la modélisation des transferts de pesticides | 65 |
| CHAPITRE 3 : Quelles agricultures pour réduire les impacts environnementaux ? Perspectives quantifiées | 70 |
| 1. Des scénarios de changements structurels | 72 |
| 2. Des scénarios de changements biophysiques | 80 |
| CONCLUSION GÉNÉRALE | 86 |
| Références | 88 |
| Glossaire | 94 |
| Sigles | 96 |



Introduction

Surfaces toujours en herbe incluses, les terres agricoles représentent près de 60 % de la surface du territoire Seine-Normandie, faisant ainsi de l'agriculture la première activité en termes d'occupation du sol. À la fois, très structurante du paysage, du fonctionnement du socio-écosystème et du métabolisme territorial, cette activité précieuse du bassin concourt à l'approvisionnement alimentaire en céréales de près de 20 millions d'habitants, mais entretient surtout une exportation importante. Indissociable de la ressource en eau à laquelle elle est étroitement associée, l'agriculture y exerce une pression significative : elle conditionne le fonctionnement d'une large partie des sols, contribue à la contamination de la ressource en eau via des rejets de polluants diffus dans l'environnement (azote, pesticides) et en prélève une partie pour des besoins d'irrigation estivale. Certains dommages écologiques comme l'eutrophisation des eaux de surface et marines côtières, voire l'hypoxie (Passy et al., 2013; Garnier et al., 2021), l'émission d'oxyde nitreux (N_2O) (Garnier et al., 2019a; Yao et al., 2020) ou les concentrations excessives dans l'eau potable (Ward et al., 2018) illustrent certaines des conséquences de l'utilisation massive d'intrants artificiels en agriculture. Leurs utilisations croissantes depuis les cinq dernières décennies sont clairement liées à l'intensification de l'agriculture du territoire.

En conformité avec la directive européenne 91/676/EEC de 1991 sur le nitrate, des plans de gestion de l'eau ont été instaurés pour limiter les impacts environnementaux liés à ce type de contaminations, protéger la ressource en eau et en améliorer sa qualité. La gestion durable de l'eau, tant du point de vue de sa disponibilité, que de sa qualité physico-chimique est, en partie, sous-tendue par une aptitude

à anticiper (i) l'évolution des demandes, les nouveaux systèmes de gouvernance relatifs à la gestion des milieux anthropisés (gestion des infrastructures, politiques de développement territorial), mais aussi (ii) les effets d'un changement climatique, de plus en plus tangible. Dans ce contexte, comprendre l'héritage environnemental et anticiper les dynamiques de réponses futures d'un système

aussi complexe qu'un bassin versant est d'intérêt majeur. Pour parvenir aux objectifs d'atteinte du « bon état » des eaux de surface et souterraines exigés par l'Union européenne, des diagnostics territoriaux d'état doivent être réalisés, fondés sur des éléments quantifiés et robustes. Un tel défi repose sur un prérequis fondamental : pouvoir identifier, à différents niveaux, les principaux moteurs de transfert et leviers d'actions possibles (efficience environnementale de pratiques alternatives par exemple) pour une préservation pérenne de la qualité de ces eaux.

Dans le cas des pesticides, la directive 2009/128/CE instaure un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation compatible avec le développement durable. Ainsi, les États membres doivent adopter des plans d'action en vue de réduire les risques et effets de l'utilisation des pesticides et mettre en œuvre des moyens de surveillance adéquats. Pour cela, l'autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) donne une approbation préalable de mise sur le marché des produits phytosanitaires et fixe les limites maximales acceptables de résidus dans les aliments. Pourtant, les connaissances sur les voies d'exposition à cette contamination chimique de la population humaine et des écosystèmes restent parcellaires pour identifier les leviers d'actions permettant de concilier une agriculture durable et productive avec la préservation de la qualité de l'eau. Tant au niveau européen qu'en France, les tentatives de réduire de 50 % les usages de pesticides ont, jusqu'à présent, échoué.

Dans ce contexte, des chercheurs du PIREN-Seine se préoccupent, depuis la fin des années 1990, de comprendre et de décrire précisément les évolutions spatio-temporelles des pollutions environnementales d'origine agricole ainsi que les principaux facteurs qui en régissent les transferts. L'agro-hydrosystème régional et ses étroites relations avec la société humaine qui l'investit y sont étudiés selon une approche holistique, adoptée dès le début du programme, en 1989. À la croisée de l'agronomie, de l'hydrologie, de la biogéochimie et des sciences sociales, cette étude est assistée par des développements originaux de modélisation multidisciplinaire, couplant des concepts et méthodes, des modèles et des bases de données dédiés, outils désormais phares du programme.

Illustré par les plus récents travaux et dernières avancées en termes d'outils de quantification d'impacts environnementaux, ce fascicule rend compte de la

démarche générale employée par les scientifiques du programme pour traiter cette problématique des apports diffus. L'approche s'articule en trois étapes principales :

- Reconstituer finement la trajectoire passée des systèmes de culture du bassin, en portant un soin particulier à l'étude des liens entre production agricole du territoire et consommation humaine (Chapitre 1);
- Quantifier les flux de pression agricole expliquant les niveaux et dynamiques de pollutions actuellement mesurés dans les rivières et principales formations aquifères du territoire (Chapitre 2);
- Explorer, par des méthodes complémentaires, des trajectoires futures possibles, contrastées, voire en rupture avec le système agri-alimentaire actuel, mais aussi et surtout, quantifier l'impact spatio-temporel sur la ressource en eau et identifier les marges requises d'évolution de l'agriculture du bassin pour une transition plus vertueuse, bénéfique à l'environnement (Chapitre 3).





CHAPITRE 1



Reconstituer l'évolution de long terme du système agri-alimentaire régional

L'analyse quantifiée de l'héritage environnemental, des trajectoires et des dynamiques futures du système hydro-agri-alimentaire du bassin de la Seine est aussi difficile que cruciale, tant elle met en jeu des processus physico-chimiques divers et variés, dont l'étude permet d'appréhender une importante partie du métabolisme territorial.

Identifier les zones vulnérables, étudier les liens entre production agricole du territoire et consommation humaine,

évaluer l'efficacité d'alternatives agricoles ou encore le temps nécessaire à la remédiation de masses d'eau restent des tâches complexes.

En effet, elles présupposent toutes une caractérisation fine et une connaissance approfondie des sources de pression sur le long terme qui pèsent sur les milieux aquatiques et les eaux souterraines.

Au cours des cinquante dernières années, l'agriculture française a connu de profondes mutations, encadrées par l'inscription croissante des filières dans les marchés internationaux¹ et les politiques agricoles européennes et nationales de modernisation de l'agriculture (Chatellier et Gagné, 2012; Barles et al., 2024). Elles ont progressivement conduit à une spécialisation des territoires et de leurs exploitations ainsi qu'à une progressive dissociation de l'élevage et des cultures (Schott et al., 2018; Le Noë et al., 2018). Le territoire Seine-Normandie, une des zones agricoles les plus productives à l'échelle nationale et européenne, s'est majoritairement orienté vers des productions de grandes cultures (Fig. 1a et b), destinées à la transformation industrielle (céréales, oléagineux, betterave sucrière) ainsi qu'à l'exportation. Ce type de productions occupe aujourd'hui la plus grande partie de son assolement et place la France au premier rang de la production agricole européenne.

Les formes mixtes d'association entre cultures et élevages au sein d'une même exploitation ont progressivement disparu au profit d'exploitations spécialisées de taille croissante, augmentant en moyenne nationale, de 19 à 55

hectares entre 1970 et 2010, mais avec de fortes disparités régionales cependant (plus de 120 ha en Haute-Marne ou en Meuse). Cet agrandissement a été rendu possible par une artificialisation croissante des milieux (drainage, irrigation, intrants de synthèse, etc.), un développement des échanges internationaux (importation de protéines végétales pour l'alimentation animale, exportation de céréales) ainsi qu'un développement du machinisme agricole (puissance des tracteurs doublée entre 1979 et 2013 - Lerbourg et Dedieu, 2016), conjointement lié à une baisse du prix de l'énergie (Le Noë et al., 2018; Garnier et al., 2019a).

Parallèlement, les systèmes de culture, ont fait l'objet de simplifications, notamment des rotations de cultures, d'une intensification de la production végétale et d'une spécialisation d'une grande partie du bassin vers des productions céréalières au centre et un élevage bovin lait en Normandie et bovin viande dans le Morvan (Mignolet et al., 2007; Anglade et al., 2015). Ainsi, l'élevage y est aujourd'hui globalement en retrait, même s'il persiste cependant dans les marges orientales (Bourgogne, Lorraine) et occidentales (Normandie) du territoire.

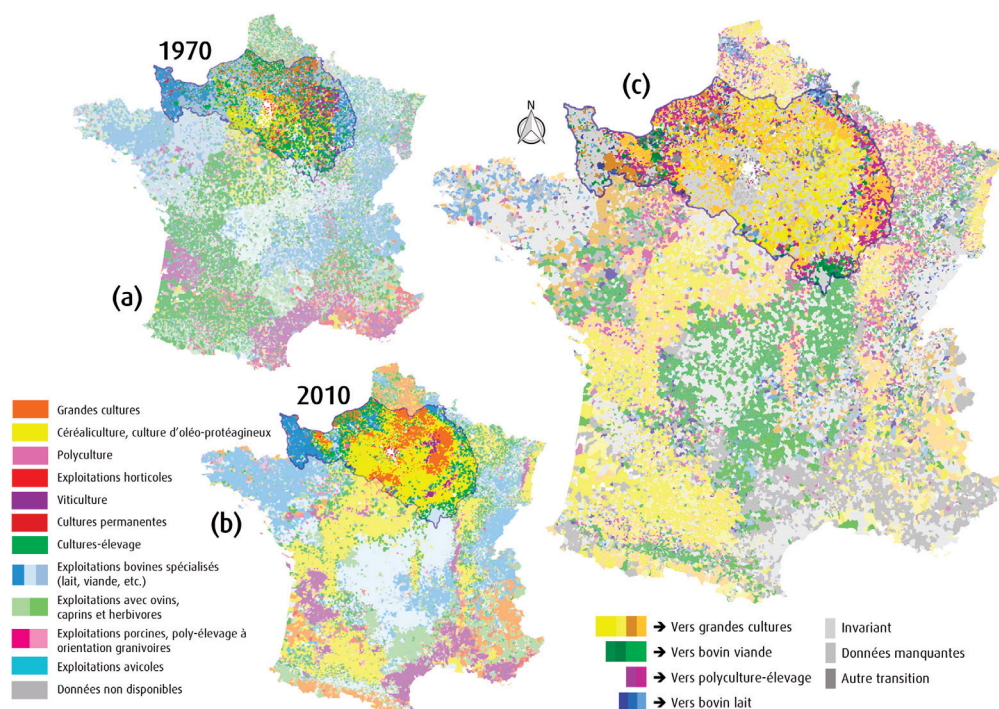


Figure 1. Orientations technico-économiques des exploitations agricoles (OTEX) majoritaires. Cartographies à l'échelle communale en (a) 1970 et (b) 2010². (c) Transformations majoritaires sur cette même période. Données sources issues des recensements agricoles de 1970 et 2010.

1 Découvrir la fiche "4-pages" sur l'état des lieux des filières agricoles du bassin de la Seine https://www.piren-seine.fr/publications/fiches_4_pages/etat_des_lieux_des_filières_agricoles_du_bassin_de_la_seine

2 Ce travail a bénéficié d'une aide de l'État gérée par l'Agence Nationale de la Recherche au titre du programme d'Investissements d'avenir portant la référence ANR-10-EQPX-17 (Centre d'Accès Sécurisé aux Données - CASD).

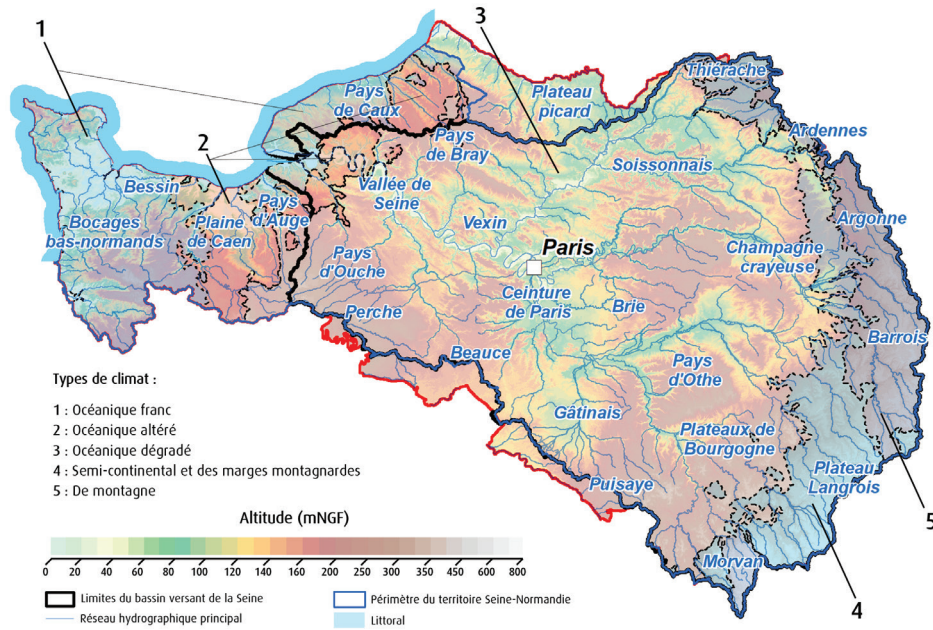


Figure 2. Principales régions agricoles et climatiques du territoire Seine-Normandie. Sectorisation climatique d'après Joly et al., 2010.

Dans les régions de Champagne humide, du Bessin, des Pays d’Ouche ou de Caux, les exploitations ont complété leurs activités d’élevage par des ateliers de grandes cultures de plus en plus importants, traduisant un recul des activités d’élevage au profit des cultures annuelles et transformant ainsi des **OTEX**** (Orientations technico-économiques des exploitations) d’élevage vers celles de type polyculture-élevage (Fig. 1c).

Désormais largement dominé par de grandes cultures sans bétail, fertilisées aux engrais minéraux de synthèse, le territoire est très emblématique de l’extrême spécialisation de l’agriculture française, tout comme l’est, à l’inverse, la Bretagne, hyperspécialisée dans l’élevage industriel dépendant des importations de nourriture pour bétail. Des spécificités régionales importantes subsistent cependant, en partie expliquées par des facteurs géomorphologiques (altitude, climat par exemple - Fig. 2), et pédologiques. Par ailleurs, le centre du bassin de la Seine est caractérisé par la présence d’une des plus grandes métropoles européennes, Paris, avec une demande considérable de consommation alimentaire, bien en deçà de ce qui est produit. Cette forte demande a conduit l’industrie agro-alimentaire et la grande distribution à s’y développer fortement.

Empreint d’une double exigence, celle de l’exportation d’une production agricole spécialisée abondante et de

l’approvisionnement de la population de l’agglomération parisienne, l’organisation du système agri-alimentaire du bassin induit une empreinte néfaste pour l’environnement, avec une pollution atmosphérique et des émissions de gaz à effet de serre importants (Marescaux et al., 2018; Garnier et al., 2019a; Garnier et al., 2023), une pollution considérable des aquifères (Ledoux et al., 2007) et des milieux aquatiques (Meybeck et al., 2007; Blanchoud et al., 2020).

1. Observer et mesurer : état de la pollution d’origine agricole à l’échelle du territoire Seine-Normandie

La collecte, l’archivage et la libre disponibilité de données de suivi de la ressource en eau sont essentiels à l’élaboration de stratégies de protection et de préservation de l’environnement. Traduisant à elles seules le fonctionnement des aquifères, lacs et cours d’eau ainsi que la diversité et l’intensité des impacts liés aux activités agricoles, ces données constituent un socle de connaissance précieux, à la fois aux scientifiques et décideurs. En France, le développement de ce suivi est historiquement lié à

** Les mots en gras suivis de deux astérisques sont explicités dans le glossaire à la fin de l’ouvrage.

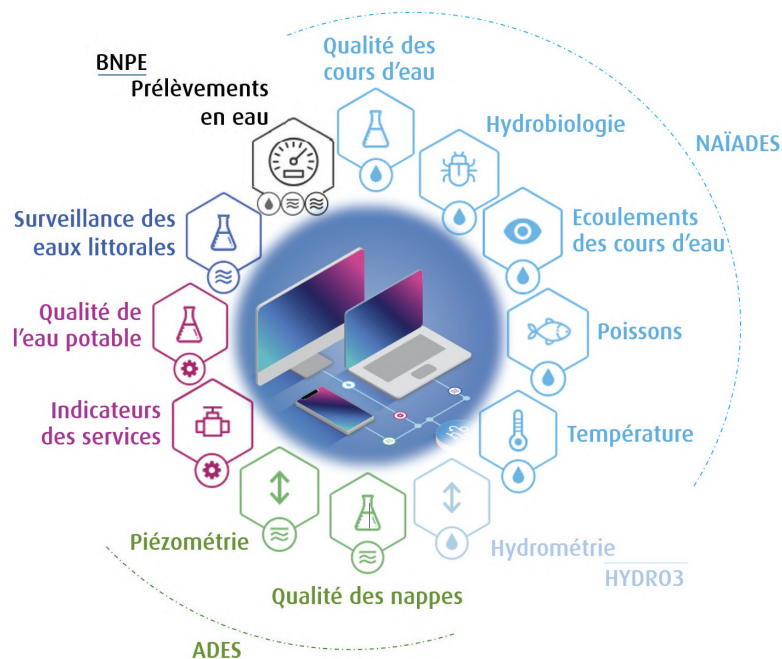


Figure 3. Déclinaisons thématiques du SIE EauFrance favorisant l'accès aux données de suivi sur la ressource en eau (bleu clair : eaux de surface, vert : eaux souterraines, pourpre : suivi des réseaux, bleu foncé : littoral, noir : service commun).

l'évolution du contexte réglementaire. La loi sur l'eau de 1964 est, par exemple, à l'origine de la création des premiers réseaux de suivis piézométriques et de qualité des eaux souterraines. Aujourd'hui encore, la directive européenne cadre sur l'eau (DCE) de 1991, fixe le cadre commun pour l'action dans le domaine de la politique de l'eau, notamment en imposant un suivi dense et régulier des eaux souterraines, de surface et côtières, entre autres, via des réseaux d'ouvrages de contrôle de surveillance (RCS) et de contrôle opérationnel (RCO).

Encouragés par un cadre facilitant la disponibilité et le partage de données au sein de l'Union européenne (directives *Open Data*, *Data Governance Act*³, etc.), plusieurs pays ont ainsi développé, amélioré et partagé différents Systèmes d'Information sur l'Eau (SIE). Désormais intégré au code de l'environnement par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques, le SIE EauFrance (eaufrance.fr) assure ces missions à l'échelle nationale. Il s'agit d'un dispositif créé par l'État pour le partage et la mise à disposition des données sur l'eau du secteur public. Au travers d'un référentiel et d'un langage communs, il collecte, archive et diffuse librement et gratuitement les données de suivi sur l'eau, les milieux aquatiques et les services publics

d'eau et d'assainissement à l'échelle nationale, en appui à de nombreuses politiques publiques (planification et réglementation des usages de l'eau, contrôles, protection des milieux, réglementation des installations classées, prévision, etc.). Ceci se traduit aujourd'hui par plusieurs portails en ligne, déclinés de façon thématique (Fig. 3), dont une grande partie est mobilisée par les scientifiques du PIREN-Seine. Dans le cadre plus particulier de ces travaux, plusieurs types de données rendus disponibles par le SIE sont intégrés aux outils de modélisation développés au sein du programme (Chapitre 2). Les usages et prélèvements en eau, extraits de la Banque Nationale des Prélèvements quantitatifs en Eau (BNPE - bnpe.eaufrance.fr), instaurée en 2014, en sont un exemple, permettant d'y renseigner ce type de contrainte anthropique sur la ressource.

De façon plus cruciale, les données de suivis de quantité et de qualité des eaux constituent le principal support de calibration et de validation des simulations produites par les outils de modélisation ici mobilisés (Chapitre 2 et encart « Calibration et validation des modèles à large échelle : quelles mesures mobilisables? »). La qualité, fiabilité et disponibilité de ces suivis, en particulier sur le temps long, sont fondamentales pour asseoir la robustesse des modèles

³ La directive 2019/2024 (ou Directive *Open Data*) cible les données dont la mise à disposition est jugée à forte valeur pour la société, l'environnement et l'économie (données d'observation de la Terre, de l'environnement, météorologie, indicateurs démographiques, etc.). Elle tend à en favoriser la diffusion, moyennant un minimum de restrictions légales et techniques. Proposé par la Commission européenne, le *Data Governance Act* (2023) est un texte visant à créer un cadre facilitant la disponibilité et le partage de données au sein de l'Union européenne.

La Directive européenne Cadre sur l'Eau (ou 2000/60/CE) et l'exercice d'Etat des lieux

Datée du 23 octobre 2000, cette directive fixe le cadre général d'une politique de gestion de l'eau, se traduisant notamment par la définition d'objectifs environnementaux communs à atteindre et des échéances associées pour y parvenir. Dans cette optique, elle établit une procédure de planification fondée sur des cycles de gestion d'une durée de six ans, initiés par un exercice « d'état des lieux », mené à l'échelle de chacun des six grands bassins du territoire national. Cet exercice permet une double caractérisation :

- › De la qualité actuelle des milieux aquatiques et des eaux souterraines (diversité et état des écosystèmes, qualité physico-chimique des milieux aquatiques, etc.);
- › Des pressions qui pèsent sur la ressource et qui expliquent sa qualité effectivement mesurée (urbanisation, exploitations, rejets ponctuels et diffus, prélèvements, etc.).

Cet état des milieux aquatiques continentaux, littoraux et des eaux souterraines, est évalué selon trois niveaux :

- › Leur composition chimique (ou état « chimique »);
- › Pour les eaux superficielles continentales et littorales, leur aptitude à abriter des écosystèmes (ou état « écologique »);
- › Pour les eaux souterraines uniquement, la disponibilité de la ressource.

Cet exercice vise, par ailleurs, à anticiper ces pressions et leurs impacts sur les huit années suivantes dans l'hypothèse où aucune mesure n'est prise pour améliorer la situation. Un programme de surveillance doit alors être défini et une participation des acteurs du territoire assurée dans le cadre de l'élaboration du calendrier, du programme de travail et de la synthèse des problématiques importantes et des projets de plans de gestion, à inclure, *in fine*, dans un SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux) et un Programme de Mesures (PDM).

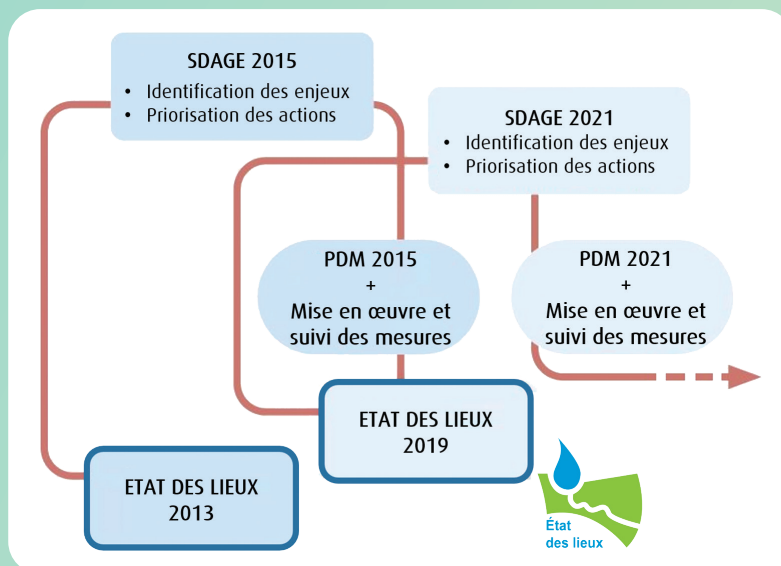


Figure 4. Les principales étapes du cycle de gestion de l'eau : diagnostic, suivi et remédiation. (Infographie retravaillée d'après AESN, 2019).

Depuis plus de 15 ans désormais, co-réflexions et collaborations pérennes entre gestionnaires du territoire et scientifiques du programme, consolident à chaque état des lieux, les méthodes, données et outils mis en œuvre pour quantifier, de façon toujours plus robuste, pressions et impacts sur la ressource. Motivés par un objectif de production d'une synthèse des connaissances acquises, utiles, facilement mobilisables et adaptées aux actions menées par les décideurs, ces exercices définissent le cadre général et justifient la démarche scientifique détaillée dans ce fascicule.



et conférer une solide confiance dans les résultats produits. Dans cette optique, trois portails sont tout particulièrement sollicités :

- ADES, initié en 1999 (Winckel et al., 2022), pour les données de piézométrie (Fig. 30) et de concentrations en polluants (nitrate, pesticides) des eaux souterraines (Fig. 5b et 7);
- Naiades, créé en 2015, pour les teneurs en polluants des eaux de surface (Fig. 5a et 8);
- HYDRO3, depuis 2019, pour le suivi de débits et de hauteur des cours d'eau (Fig. 30).

Pour 40 des 57 masses d'eau souterraine (encart « Les masses d'eau souterraine et de surface ») du territoire, le nitrate d'origine diffuse, tout comme les herbicides ou

certaines de leurs **métabolites**** étaient, encore en 2019, recensés comme principaux facteurs contribuant à leur état chimique « médiocre ». Près d'une masse d'eau sur deux est aujourd'hui considérée comme soumise à des pressions significatives par le nitrate d'origine diffuse (AESN, 2019). Parallèlement, depuis 2013, les masses d'eau de surface dégradées par le seul nitrate ont doublé, pour une proportion avoisinant désormais les 10 % sur le territoire Seine-Normandie, soit 141 en 2019 contre 67 en 2013, sur les 1651 du territoire.

L'analyse des données d'observations disponibles sur le domaine montre l'étendue actuelle de ces pollutions et permet d'identifier les secteurs les plus fortement impactés (Fig. 5, 7 et 8).

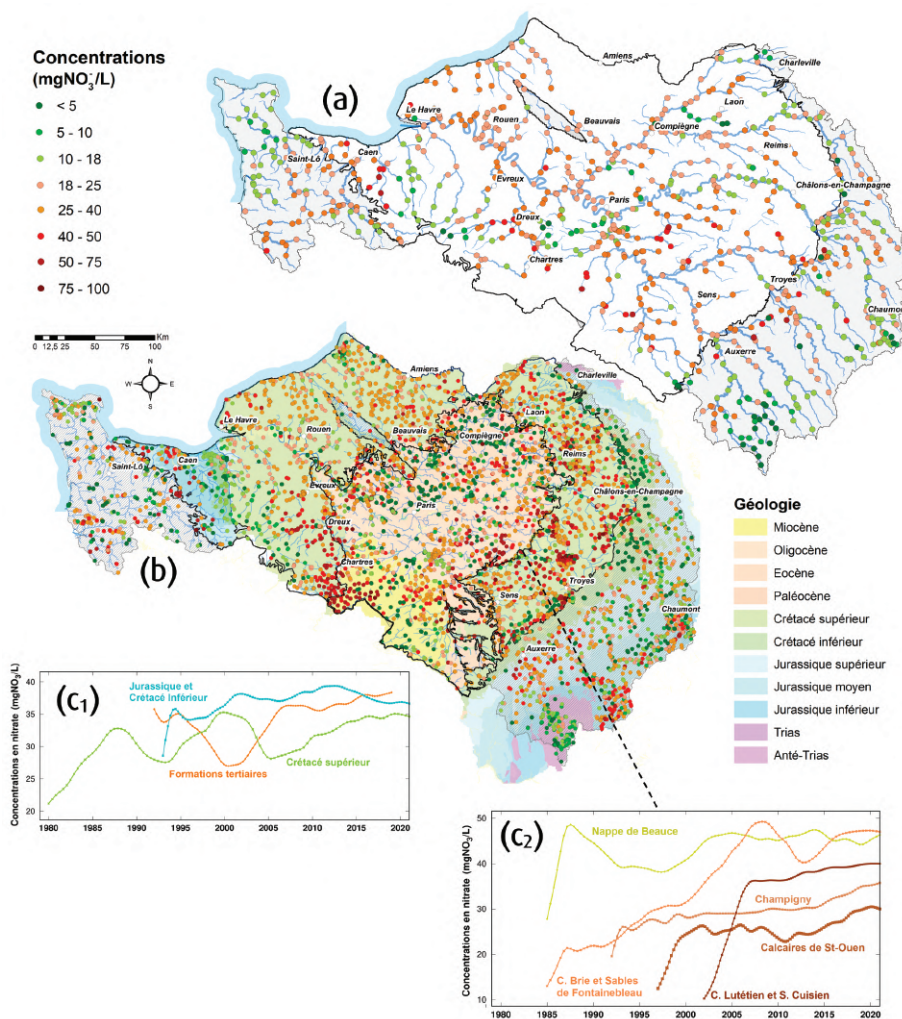


Figure 5. (a) Concentrations (en mgNO₃/L) de nitrate en rivière, mesurées en moyenne, entre 2017 et 2021. (b) Concentrations (en mgNO₃/L) en nitrate dans les formations aquifères, mesurées en moyenne, entre 2010 et 2021. (c) Evolutions temporelles des médianes des concentrations (en mgNO₃/L) en nitrate aux ouvrages de mesure en nappes : (c₁) Tendances agrégées par grands ensembles aquifères. (c₂) Détail à l'échelle des principaux horizons ou sous-ensembles aquifères du centre du bassin (formations du Tertiaire). Tendances identifiées par moyennes glissantes quinquennales décentrées. Données sources issues des portails SIE (a) NAIADES et (b, c) ADES. (Compléments de légende : Champagne = Calcaires de Champagne *stricto sensu*, C. Brie = Calcaires de Brie, C. Lutétien et S. Cuisien = Calcaires du Lutétien et Sables du Cuisien). Les secteurs grisés correspondent aux zones avec formations aquifères actuellement non modélisées.

À l'exception de la frange Jurassique amont, les formations du Tertiaire et de la Craie du Crétacé supérieur sont associées à des tendances continuellement à la hausse depuis le début des années 2000 (Fig. 5c₁). Ce constat est notamment valable pour les régions de la Beauce, du

Perche, de l'Ouche, de la Brie et de Craie Champenoise, pour lesquelles les concentrations analysées à partir de l'eau des qualitomètres (ouvrages de mesure) avoisinent ou dépassent, en moyenne sur la dernière décennie, la norme de potabilité de 50 mgNO₃⁻/L (Fig. 5b).

Les masses d'eau souterraine et de surface

Il s'agit d'unités géométriques élémentaires de gestion des milieux aquatiques, à l'échelle desquelles la notion de « bon état » ainsi que les objectifs fixés par la DCE sont évalués. Deux déclinaisons sont le plus couramment considérées, délimitées selon des critères d'homogénéité des objets hydrologiques auxquels elles se rattachent :

- › Les masses d'eau de surface (MESU). Principalement délimitées selon des caractéristiques morphologiques et d'hydro-écorégion des cours et plans d'eau, elles désignent des parties distinctes des eaux superficielles, telles qu'un lac, un bief de rivière, fleuve ou canal ;
- › Les masses d'eau souterraine (MÉSO). Elles correspondent à une zone d'extension régionale représentant un aquifère ou regroupant plusieurs aquifères en communication hydraulique. Leurs limites sont déterminées soit par des crêtes piézométriques (lorsqu'elles sont connues et stables - à défaut par des crêtes topographiques), soit par de grands cours d'eau constituant des barrières hydrauliques, ou encore par l'extension de formations géologiques.

L'ensemble du territoire de gestion de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie comptabilise 1651 masses d'eaux superficielles continentales, 27 masses d'eau côtières et 57 masses d'eau souterraine affleurantes.

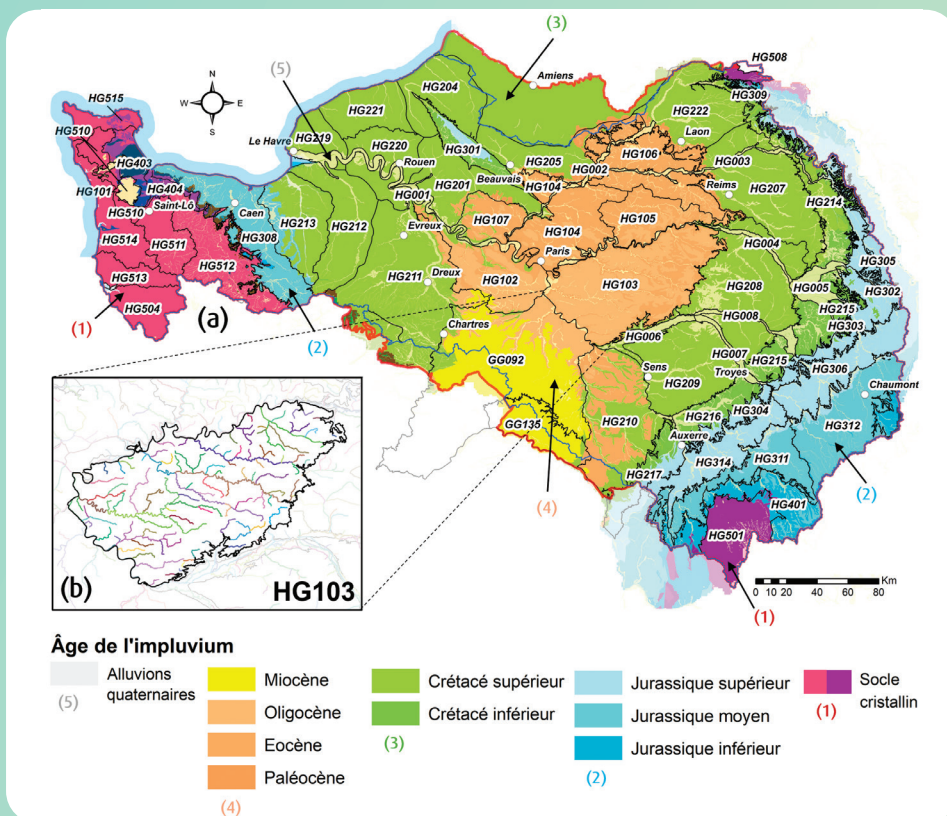


Figure 6. (a) Géométrie des masses d'eau souterraine, notamment support de l'exercice de rapportage européen d'état des lieux sur le territoire Seine-Normandie. (b) Exemple du découpage du réseau hydrographique en masses d'eau de surface, à l'échelle d'une masse d'eau souterraine (multicouches du Tertiaire, Champigny, Brie et Soissonnais - FRHG103).

Les formations aquifères sub-affleurantes, premières rencontrées depuis la surface, sont logiquement les plus contaminées, à l'exemple de la nappe de Beauce, de Calcaires de Brie et Sables de Fontainebleau (région de la Brie) et des Calcaires du Lutétien et Sables du Cuisien, affleurant dans les régions du nord de Paris. Les horizons aquifères sous couverture d'une couche peu perméable sont davantage protégés de ces pollutions de surface, à l'instar des Calcaires de Champagne, présentant des niveaux moyens plus faibles, et ce, malgré une tendance générale à la hausse (Fig. 5c₂). À l'inverse, des secteurs comme le pays d'Auge, à SAU^{***} (Surface Agricole Utile) prairiale dominante stable sur les dernières décennies (Fig. 14), sont associés à de plus faibles concentrations en nitrate dans les eaux souterraines.

Ces niveaux de pollutions diffuses peuvent être perçus comme un indicateur simple afin d'identifier les cours d'eau les plus fortement dépendants des contributions en provenance des eaux souterraines. En effet, la lecture conjointe des deux cartes 5a et 5b met en évidence une cohérence d'intensité de niveaux de pollution dans certains secteurs. C'est notamment le cas pour les petits

cours d'eau des domaines de Craie et du Tertiaire, pour lesquelles la dépendance très forte aux eaux souterraines a pu être démontrée de manière plus précise pour la Juine et l'Essonne en Beauce, l'Yerres et le Grand Morin en région de Brie, ou encore les différents affluents en rive gauche de l'Eure (Gallois et Flipo, 2022). En l'absence de mesures d'anticipation, il est estimé que le nombre de cours d'eau dégradés par le nitrate double à nouveau d'ici 2027 auxquels s'ajouteront cinq masses d'eau souterraine supplémentaires (AESN, 2019).

Le suivi des pesticides est plus complexe que celui du nitrate, car non seulement les molécules s'adsorbent sur les particules de sol, mais de nouvelles sont constamment mises sur le marché. Un tel suivi nécessite donc une adaptation constante des listes de substances à rechercher en fonction des nouvelles autorisations à la vente. Les pesticides dits « historiques » permettent d'avoir une vision du potentiel de transfert de ces substances vers les eaux de surface ou souterraines. Si les substances actives sont en partie dégradées dans les sols, elles génèrent des métabolites qui n'ont pas forcément été recherchés ni même encore identifiés.

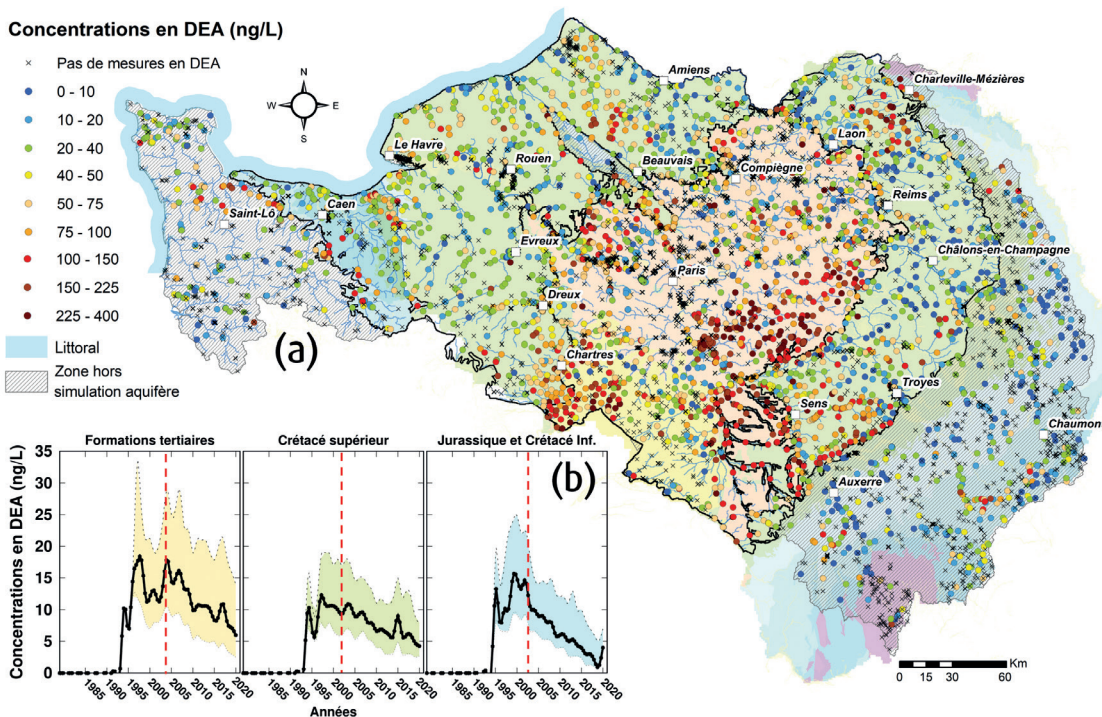


Figure 7. (a) Concentrations moyennes (en ng/L) en DEA (déséthylatrazine), au niveau des ouvrages de mesure (qualitomètres) du territoire. Moyennes calculées entre 2004 et 2020. (b) Évolutions, en ng/L des médianes annuelles en DEA (traits pleins noirs), agrégées pour les trois grands ensembles aquifères du domaine⁴. Pour chacun, l'enveloppe colorée correspond à l'intervalle entre premier et troisième quartile. Les traits pointillés rouges rappellent la date d'interdiction de sa molécule mère : l'atrazine. Les deux modes de représentation ne considèrent uniquement que les mesures indiquées comme étant dans l'intervalle de quantification (c.-à-d. supérieures à la limite de quantification). Cette limite est variable au cours du temps. (Données source : SIE ADES).

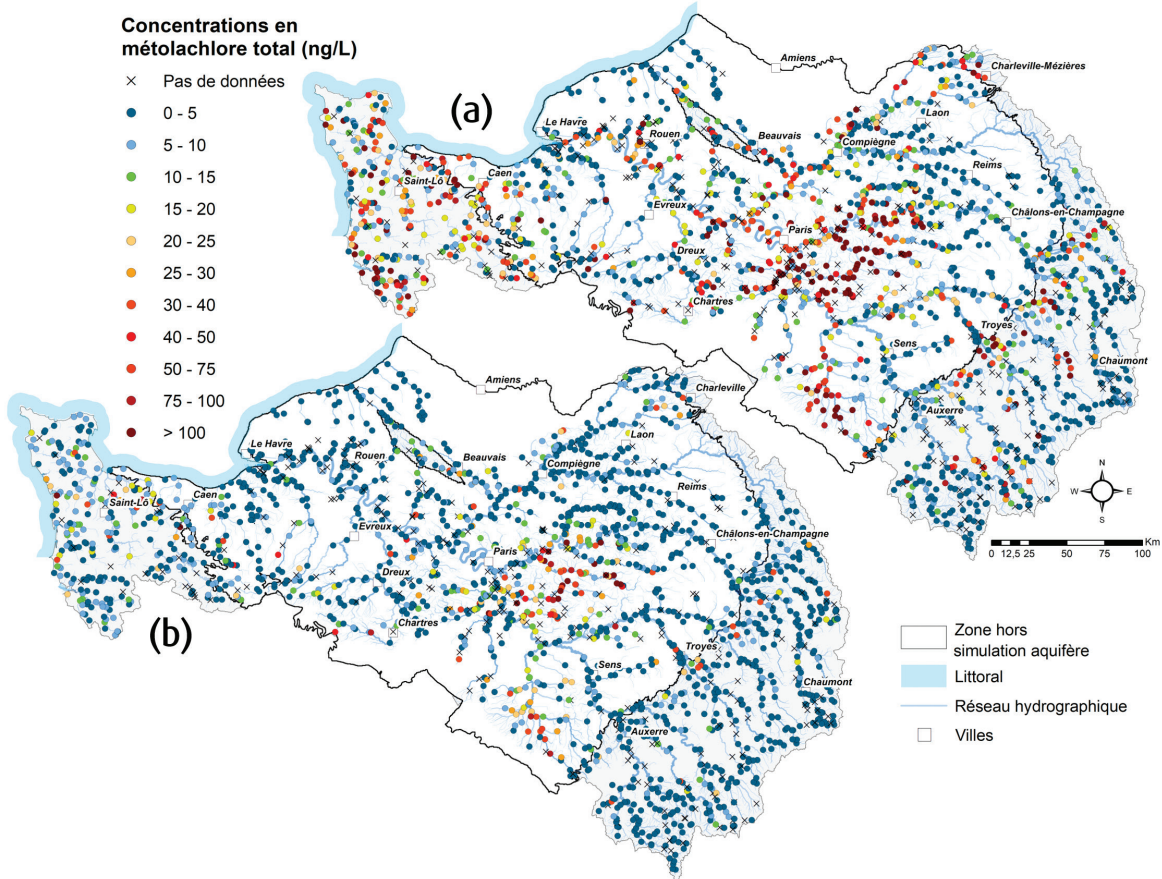


Figure 8. Concentrations moyennes saisonnières (en ng/L) mesurées en rivières en métolachlore total. (a) Période estivale : de mai à août inclus. (b) Période hivernale : de novembre à janvier inclus. (Source : SIE Nâïades).

Les résidus de pesticides les plus étudiés sont ceux de l'atrazine, un herbicide largement utilisé depuis les années 1950 et interdit en 2003, et son principal métabolite : la déséthylatrazine (DEA). L'état de contamination des eaux souterraines par la DEA montre l'impact de l'usage répété de l'atrazine sur la qualité de l'eau, pourtant interdite depuis 20 ans, et doit donc alerter sur les pratiques actuelles d'introduction de nouvelles molécules (Fig. 7a). Le niveau de contamination des formations superficielles peuvent localement dépasser les 200 ng/L, tel que mesuré sur la période 2004-2020 pour l'aquifère de la Brie ou du Champigny. Si les tendances d'évolution temporelle sont à la baisse (Fig. 7b), l'exploitation des aquifères les plus contaminés nécessite des traitements pour l'élimination des résidus de pesticides avant la distribution d'eau potable. Certains métabolites sont cependant présents dans les eaux de distribution. C'est le cas par exemple du métolachlore ESA, recherché depuis 2014 dans l'eau du robinet, à l'origine du déclassement de 22 % des non-conformités en 2018.

Contrairement à la contamination des eaux souterraines, le transfert des pesticides, tout comme celui de l'azote, vers les eaux de surface est rapide et dépend, entre autres, d'événements pluviométriques générant du ruissellement en période de traitement. La contamination saisonnière par les pesticides est mise en évidence dans les petits bassins versants agricoles particulièrement réactifs comme l'Orgeval⁴, mais il est possible d'en faire également le constat à large échelle (Fig. 8), avec des concentrations moyennes sur les mois de mai à août globalement plus élevées qu'en période hivernale. Des événements particuliers peuvent être responsables d'exports particulièrement intenses vers les eaux superficielles. Ce fut le cas de la crue de juin 2016, qui a engendré un export exceptionnel de métolachlore avec une concentration maximale mesurée de 330 ng/L dans l'estuaire de Seine (Fascicule « Les effets de la crue de juin 2016 sur la qualité de l'eau du bassin de la Seine », Flipo et al., 2018).

4 Si ces graphiques témoignent de la tendance générale à l'échelle du territoire, il est à bien noter qu'ils sont agrégés sur de larges étendues. Il n'est donc pas exclu que cette agrégation lisse certains sous-secteurs associés à des tendances différentes voire à l'augmentation (Fig. 38).

5 Cet aspect est détaillé dans le fascicule « Les micro-contaminants dans le bassin de la Seine » de cette même collection.

Les pollutions ponctuelles

Par opposition aux pollutions « diffuses », appliquées sur de larges surfaces, aux origines difficilement traçables une fois diffusées dans le milieu, des apports dits « ponctuels » sont également à considérer. Il s'agit de contaminants collectés et rejetés avec ou sans traitements préalables, en un point précis du réseau hydrographique. Ils peuvent être émis par les stations de traitement des eaux usées (STEU), collectant des eaux usées d'origine domestique, industrielle ou pluviale, dans le cas de réseaux unitaires. De même, une partie des rejets industriels, non raccordés au système de collecte et de traitement des STEU, constitue une source ponctuelle additionnelle (Fig. 9). En termes de masse, les apports ponctuels totaux d'azote par les quelque 2900 STEU du territoire Seine-Normandie augmentent d'amont en aval du réseau, du fait de l'installation des principales stations de traitement en aval des grandes agglomérations, situées sur l'axe Seine. Les données de collecte et des suivis récents de l'agence de bassin ont mis en lumière une nette diminution en azote de ces rejets, -30 % entre 2013 et 2019 (AESN, 2019). Entre 2017 et 2021, les apports annuels totaux de STEU étaient évalués à environ 21000 tN/an, dont les trois quarts apportés par moins de 5 % des points de rejets. Sur cette même période, les apports industriels d'azote (réduit et organique) comptabilisent un apport total de 4000 tN/an (Renaud et al., 2024a).

Une quantification comparée des différents types d'apports azotés aux rivières met en exergue la contribution dominante des rejets diffus sur une très large partie du territoire (Fig. 10 - Renaud et al., 2024a). Le secteur sud des Yvelines ainsi que l'aval de la Marne et le long de la Seine à partir de Paris dénotent cependant, secteurs où les apports ponctuels sont au moins aussi importants que les apports diffus, notamment du fait de l'apport des STEU d'Île-de-France. L'introduction de ces flux nitriques ponctuels modifie significativement les taux de contribution des masses d'eau situées en aval jusqu'à l'estuaire de la Seine.

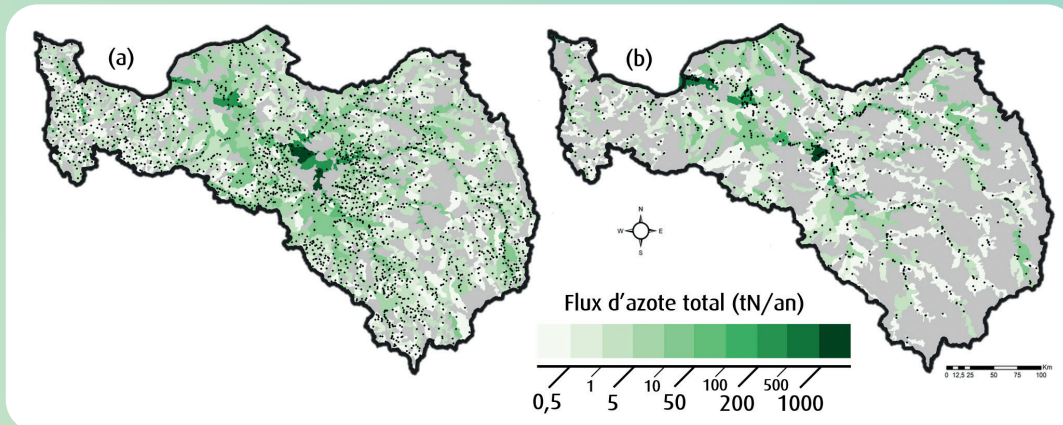


Figure 9. Rejets ponctuels annuels moyens d'azote (en tonnes par an) par (a) les stations de traitement des eaux usées et (b) les industries. Valeurs agrégées à l'échelle des masses d'eau de surface. Les points noirs indiquent la localisation des points recensés de rejets. Moyennes entre 2017 et 2023.

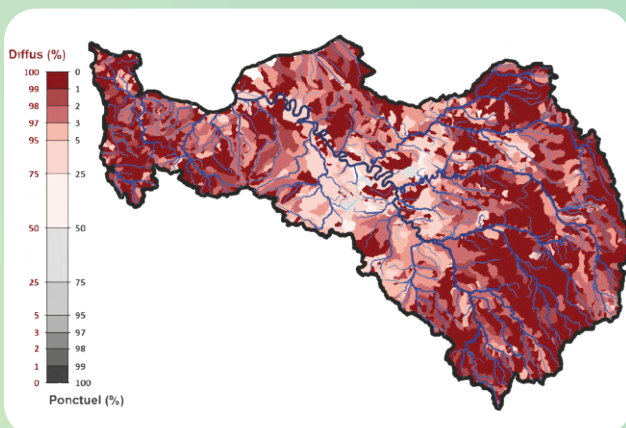


Figure 10. Proportions de contribution (%) par les apports diffus et ponctuels en nitrate le long du réseau hydrographique du territoire Seine-Normandie. Données 2017-2021.

Pour une masse d'eau donnée, la valeur cartographiée du ratio reprend les apports diffus et ponctuels qui y parviennent directement ainsi que ceux de toutes les masses d'eau situées en amont. Ce principe d'intégration spatiale permet donc de suivre l'évolution de ce ratio, d'amont en aval, le long des différents biefs du réseau hydrographique.

Le cadre général de gestion et de suivi des eaux instauré par la DCE est complété, à l'échelle nationale, par plusieurs directives et plans thématiques réglementaires adaptés aux différents types de pollutions diffuses.

2. Encadrer les contextes réglementaires associés aux pollutions d'origine agricole

Si notre alimentation, par des ingestions régulières de faibles doses de nitrate sont inévitables, mais jugées sans effet néfaste pour la santé (ANSES, 2022), des consommations régulières dépassant la dose journalière admissible définie par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) de $3,7 \text{ mgNO}_3^-/\text{kg}$ de masse corporelle/jour ne sont pas sans risques. Elles justifient ainsi le suivi permanent des teneurs en nitrate dans les réseaux de distribution d'eau. Des maladies désormais bien identifiées comme la **méthémoglobinémie**** ou la production possible de **nitrosamines**** à propriétés cancérigènes (Leclerc, 2008 ; Hamon, 2007) à partir de nitrite ont conduit l'OMS à instaurer une norme de concentration maximale acceptable de nitrate dans l'eau potable : $50 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$ (OMS, 2011). Pour endiguer cette pollution et garantir de faibles concentrations dans l'eau potable, la directive européenne 91/676/CEE dite « directive Nitrates » fixe un cadre réglementaire national commun en instaurant une politique de gestion de toutes formes d'azote agricole confondues (c-à-d. engrais chimiques, effluents d'élevages et agroalimentaires, etc.).

Elle permet, tout particulièrement la définition de « zones vulnérables », secteurs identifiés sous pressions significatives de rejets directs ou indirects de nitrate et d'autres composés azotés d'origine agricole, menaçant à court terme la qualité des milieux aquatiques et l'alimentation en eau potable. Dans ces périmètres, la définition et la mise en pratique d'un programme d'actions spécifiques sont obligatoires. Les pratiques agricoles y sont orientées vers la gestion raisonnée de l'azote (suivis détaillés des pratiques) afin de limiter les pertes vers l'environnement (couverture des sols, **CIPAN****, etc.). Leur mise en œuvre, révisée tous les quatre ans, est, depuis 2011, pensée à l'échelle nationale, selon un socle d'actions communes sur l'ensemble des zones vulnérables françaises, puis complétée, dans un second temps, par des programmes régionaux tenant compte de spécificités locales.

En ce qui concerne les pesticides, le cadre réglementaire a considérablement évolué depuis le premier plan « Ecophyto », élaboré en 2008. La mise sur le marché d'un nouveau pesticide est ainsi soumise à une évaluation préalable au niveau européen puis à une autorisation de mise sur le marché par l'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) pour les produits phytosanitaires et biocides. Le code de la santé publique fixe les dispositions réglementaires applicables aux eaux destinées à la consommation humaine. Ce cadre législatif impose une surveillance constante par les responsables de production et un contrôle sanitaire par les Agences Régionales de Santé (ARS). Les limites de qualité fixées par l'arrêté du 11 janvier 2007 pour les pesticides dans l'eau du robinet étaient de $0,1 \mu\text{g}/\text{L}$ pour chaque substance (sauf exception) et $0,5 \mu\text{g}/\text{L}$ pour la somme de pesticides. Cette valeur de gestion arbitraire datant initialement des années 1970 correspondait à l'époque à la limite de quantification des appareils destinés à la recherche de pesticides dans l'eau. Cependant, dans l'évaluation du risque a posteriori, des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR, exprimée en μg de pesticide par kg de masse corporelle et par jour) propres à chaque substance sont calculées afin de caractériser certains dangers encourus par les populations. Les valeurs sanitaires maximales à ne pas dépasser dans l'eau potable sont calculées à partir de 10 % de la VTR en considérant l'ingestion de 2 litres d'eau par jour pour une personne de 60 kg. Cette réglementation se heurte aujourd'hui à l'amélioration des techniques d'analyse qui permettent de détecter un nombre considérable de métabolites de pesticides pour lesquels aucune VTR n'a été jusqu'ici calculée et dont les connaissances sur leurs effets sont parcellaires, voire inexistantes. Se pose alors la question de la pertinence de la prise en compte des métabolites, à savoir si leur détection dans l'eau présente un risque pour la santé ou non. En attendant une réponse, le principe de précaution s'applique et la limite est alors fixée temporairement à $0,1 \mu\text{g}/\text{L}$. Si le métabolite est par la suite jugé non pertinent, la limite est rehaussée à $0,9 \mu\text{g}/\text{L}$. C'est ainsi que 97 % des non-conformités des eaux distribuées au robinet liées à la présence d'ESA-metolachlor (métabolite du S-metolachlor) sont à nouveau considérées comme potables. Pourtant, aucun traitement supplémentaire n'a été mis en œuvre pour améliorer la qualité de cette eau distribuée.

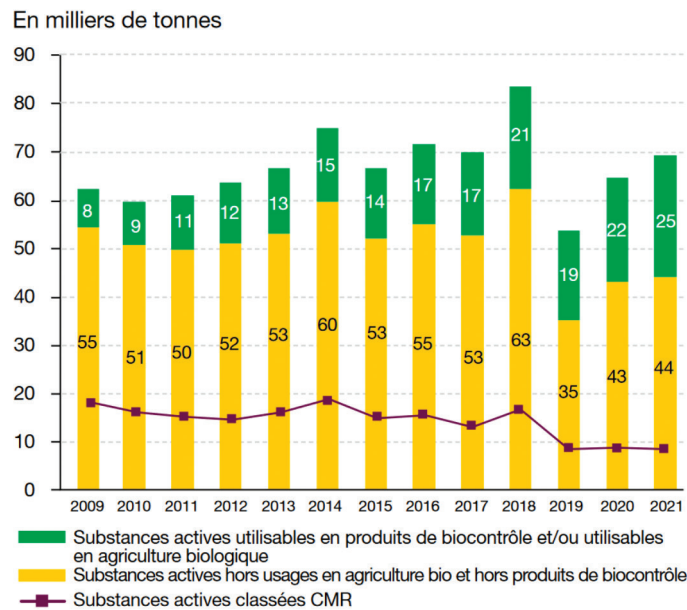


Figure 11. Évolution des quantités totales de substances actives vendues en France depuis 2009, en milliers de tonnes. (Source base BNV-d, traitement OFB, 2022 et SDES, 2023).

La mise en place des actions visant à protéger ou à restaurer la qualité des ressources est préférable à la mise en œuvre de solutions curatives. Le plan «Ecophyto», établi en 2008, avait donc pour objectif de réduire de 50 % l'usage des pesticides à l'horizon 2018. Pourtant, les quantités totales de substances actives vendues en France sont restées globalement stables sur les 12 ans examinés (Fig. 11). Le choix d'interdire ou de taxer plus sévèrement les substances classées CMR (substances cancérigènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction) a entraîné une diminution des pesticides les plus toxiques au profit des substances dites de biocontrôle (substances naturelles) dont les quantités ont triplé sur la période. Cette diminution des pesticides les plus toxiques est encourageante, malgré l'augmentation de l'usage des produits phytosanitaires dans le monde. La France, grande utilisatrice, passe ainsi du 3^e rang mondial et 1^{er} européen en 2008 au 9^e rang mondial des utilisateurs et au 2^e rang européen derrière l'Espagne. Afin de préserver la ressource en eau, des actions visant à réduire les usages à fort transfert ont également été mises en œuvre. C'est le cas par exemple de la loi Labbé interdisant depuis le 1^{er} janvier 2017 le recours aux pesticides en milieu urbain (hors produits de biocontrôle). De nouveaux indicateurs permettant d'inclure le risque sanitaire dans le calcul de la pression polluante sont mis en place, en remplaçant notamment le **NODU**** par le **HRI1****. Cependant, cet indicateur n'est pas assez

discriminant et doit encore être amélioré, notamment en prenant en compte les impacts par les métabolites.

Les déclarations des distributeurs s'inscrivent dans le cadre de la redevance pour pollutions diffuses. Cette redevance est modulée en fonction du niveau de toxicité des substances.

La Banque Nationale des Ventes des distributeurs (BNV-d)

Créée en 2009, la BNV-d est alimentée par les déclarations des bilans annuels de ventes transmis par les distributeurs au niveau départemental. Depuis 2013, une nouvelle base dite «achats» recense le code postal des agriculteurs achetant leurs produits auprès des distributeurs et permet d'avoir une information plus précise du lieu d'utilisation des produits. Cependant, ces informations comportent des biais liés à la préservation du secret statistique (si moins de trois agriculteurs sont présents sur une même commune) et à l'incertitude sur la localisation des parcelles de l'agriculteur. Malgré cela, l'intérêt principal pour la modélisation est la mise à disposition de données spatialisées des usages phytosanitaires en France.

3. Identifier les sources et les modalités de transferts dans l'environnement

L'extrême diversité des processus hydro-bio-géo-physiques intervenant dans le transfert des macronutriments et polluants dans l'environnement rendent la question de la caractérisation de leurs impacts sur la qualité des eaux de surface et souterraines délicate. D'une part, les échelles moyennes de temps qui leur sont associées peuvent varier d'une durée infra-journalière (fort épisode de précipitation par exemple) à une dimension pluriannuelle, voire décennale (transferts lents en système aquifère). En plus de varier selon un certain nombre de paramètres (propriétés de la molécule, structure du substrat, facilité à l'écoulement selon le type de géologie rencontrée), les effets de ces processus sont aussi liés à des modifications incessantes de contraintes telles que les conditions météorologiques et/ou les systèmes de culture (changements de rotations et pratiques culturales).

La compréhension du rôle de ces processus qui régissent les transferts de polluants présuppose de commencer par un recensement des sources majeures à l'origine de ces flux, qu'il sera essentiel à intégrer à la modélisation. Afin d'illustrer cette diversité, une approche commode est de considérer l'environnement comme compartimenté en un certain nombre de sources et/ou de processus majeurs caractérisant respectivement chaque compartiment. Ceux-ci seront, par la suite, structurants dans l'approche multi-modèles développée pour quantifier et anticiper les flux (Chapitre 2). L'ensemble de ces compartiments que sont le sol, le réseau hydrographique (cours d'eau) ou encore les nappes communiquent entre eux, au moyen d'interfaces (connexions nappe-rivière par exemple). Cet ensemble, fortement soumis à l'action de l'homme, constitue le réceptacle général de ces pollutions. Il s'agit ici de l'objet d'étude central : l'hydrosystème régional.



Les sources naturelles et anthropiques d'azote

Fixation de l'azote atmosphérique

→ L'azote est naturellement présent dans les sols, même en l'absence de fertilisation agricole. Il provient de la fixation de l'azote atmosphérique par certaines espèces végétales: les légumineuses. Cet azote est capté via des nodosités formées par des bactéries présentes sur les racines des plantes. Ces nodosités sont le siège d'une activité symbiotique dans laquelle la plante fournit les sucres et l'énergie issus de la photosynthèse et bénéficie en retour, des acides aminés créés. Cette activité peut produire jusqu'à 300 kgN/ha, quantité exportée lors de la récolte mais aussi stockée dans le sol. En fin de cycle cultural, cette matière organique azotée est progressivement décomposée par les bactéries nitrifiantes présentes dans le sol et transformée en nitrate, pour la plupart, utilisés à leur tour par d'autres espèces végétales pour leur propre croissance, mais aussi lixivié ou dénitrifié.

Stockage dans les sols

→ En moyenne, il est estimé qu'un sol contient environ 1 tN/ha, sous forme de matière organique plus ou moins fraîche ou en cours de décomposition, le cycle de cette matière organique pouvant être très long (plusieurs dizaines d'années de résidence). Chaque année, seule une fraction de cet azote est transformée (minéralisée) en nitrate. En régime normal, elle est remplacée par de la matière organique fraîche, si bien que le stock d'azote est maintenu relativement constant au cours du temps. Cependant, tout changement de l'occupation du sol peut perturber cet équilibre. Une destruction de prairie par labour, par exemple, engendre une augmentation significative des flux d'azote vers les nappes car le stock de matière organique se décompose et s'oxyde plus vite, libérant ainsi le nitrate.

Apports ponctuels par rejets urbains

→ Ce sont des contaminants collectés et rejetés avec ou sans traitements préalables, en un point précis du réseau hydrographique. Ils peuvent être émis par les stations de traitement des eaux usées (STEU), collectant des eaux usées d'origine domestique, industrielle ou pluviale, dans le cas de réseaux unitaires. De même, une partie des rejets industriels, non raccordés au système de collecte et de traitement des STEU, constitue une source ponctuelle additionnelle.

ote et de pesticides dans l'environnement

Engrais minéraux et organiques

- Les engrais azotés constituent la source majeure d'apport extérieur. Une grande facilité et souplesse d'utilisation, accompagnée d'une haute efficacité sur la croissance des cultures ont expliqué leur utilisation accrue sur la seconde moitié du XX^e siècle. Ces apports s'effectuent sous trois formes majeures : de nitrate directement, d'ammonitrate à base de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) ou d'urée (CON_2H_4). Ces deux derniers seront ensuite transformés en nitrate dans le sol. Dans le cas d'épandages de lisier d'élevage, c'est la forme ammoniacale qui domine. Une fertilisation azotée optimale consiste à apporter l'azote au niveau des racines des cultures au moment de leur croissance. Les principaux apports s'effectuent donc après le semis, sous forme directement assimilable. Dans le cas contraire, une décomposition de cet apport devra se faire au rythme de la demande de la végétation, procédé beaucoup plus hasardeux, à moins d'en épandre en excès. Si la majorité de cet azote est consommée par les plantes, une fraction disponible dans les sols est lixiviée par l'eau de pluie et s'écoule dans le milieu naturel.

Les apports de pesticides

- Contrairement au nitrate, les pesticides représentent une liste considérable de substances dont les usages et modes d'action diffèrent en fonction de l'effet recherché. On distingue les herbicides, les insecticides et les fongicides qui composent la majorité des usages. Au 1^{er} juillet 2024, 385 substances actives sont autorisées en agriculture en France (ephy.anses.fr). Cette liste est fonction des retraits, homologations et autorisations de mise sur le marché de nouvelles substances.
- Ce sont généralement des composés xénobiotiques: ils n'existent pas naturellement dans l'environnement et sont issus de l'industrie chimique. Certains composés sont considérés comme naturels, c'est le cas par exemple des produits cupriques comme la bouillie bordelaise mais aussi d'autres substances dites de biocontrôle. C'est l'agriculture qui concentre les usages de pesticides les plus importants, dits phytosanitaires, car ils sont utilisés en agriculture conventionnelle à rotations courtes pour sécuriser les rendements agricoles.
- Depuis la loi Labbé du 1^{er} janvier 2017, les pesticides hors produits de biocontrôle sont interdits en milieu urbain pour le désherbage des voiries, l'entretien des espaces verts ou pour les particuliers. Cependant, d'autres usages biocides et vétérinaires sont recensés et peuvent accentuer la contamination des cours d'eau dans les zones très urbanisées. C'est le cas des produits de traitement du bois, des composés intégrés dans les matériaux ou les antiparasitaires.

Les modalités de transfert de l'azote et

Volatilisation

→ La pulvérisation des pesticides est une étape sensible car ceux-ci peuvent être disséminés à plus ou moins longue distance en fonction des conditions météorologiques (température, vent, humidité, etc.) lors du traitement. Le risque de transfert vers l'atmosphère dépend également des propriétés physico-chimiques (pression de vapeur). Il convient ainsi de prendre des précautions pour limiter les pertes. Dans le cas des pesticides, ce processus n'est actuellement pas modélisé.

L'excrétion des animaux au champ et la gestion des lisiers et fumiers stockés en élevage fermés puis épanchés sur les cultures sont aussi une source d'ammoniac qui se volatilise dans l'atmosphère. Ces émissions sont relativement faibles dans le bassin de la Seine, dominé par les grandes cultures céréalières (Garnier et al., 2023). Cette volatilisation est prise en compte dans le modèle GRAFS du système agri-alimentaire, qui inclut le modèle empirique MANNER (Misselbrook et al., 2004; Sanz-Cobena et al., 2014).

Journalier

Transferts de subsurface

CaWaQS

→ Eau et contaminants circulent à la surface du sol ainsi qu'à faible profondeur à travers le sol pour rejoindre rapidement les milieux aquatiques superficiels les plus proches, sans transit par les nappes. L'intensité de ces écoulements est plus importante en période hivernale, lorsque la capacité maximale d'infiltration des sols est plus souvent atteinte. Ils peuvent être favorisés par des structures denses de sol (limons par exemple) ou encore localement perturbés par des drains enterrés installés sous les parcelles agricoles sensibles aux excès d'eau. Dans ce cas, des fossés restituent alors très rapidement ces solutés aux cours d'eau les plus proches.

Journalier/pluri-journalier

Transferts en rivière et aux interfaces

PyNuts-Riverstrahler

→ Si la dégradation souterraine du nitrate et des pesticides n'est généralement que très rarement mentionnée, des processus de stockage temporaire et de dégradation à proximité des rivières sont connus. Les zones de végétation riveraine (ripisylve) constituent, en effet, un système tampon vis-à-vis des apports diffus de nitrate et pesticides en provenance des nappes. Zones de passage obligatoire des nappes vers les cours d'eau, elles offrent de conditions de réaction propices à des processus d'absorption racinaire, de sorption et de dégradation des pesticides ainsi que de dénitrification microbologique (réduction d'oxydes d'azote en produits gazeux - N_2 inerte, mais aussi des intermédiaires NO , et N_2O , dommageables pour l'environnement).

Journalier

⁽²⁾ La réduction naturelle du nitrate en diazote gazeux (réaction de dénitrification) est principalement due à la présence de bactéries dénitrifiantes, oxydant un substrat soit organique soit minéral. Un milieu pauvre en oxygène, voire anoxique, ou encore la présence d'un substrat minéral spécifique comme la pyrite (disulfure de fer) favorise cette réaction. Dans le premier cas (aquifère pleinement confiné par un horizon semi-perméable par exemple), les bactéries consomment à défaut l'oxygène de l'ion nitrate. Dans le second, plus souvent recensé dans les aquifères de socle, la pyrite est oxydée par le nitrate pour former des sulfates de fer et de l'azote gazeux. Ces conditions spécifiques ne sont que très peu souvent rencontrées à l'échelle du bassin Seine-Normandie.

⁽³⁾ Dans les régions constituées de calcaire ou de granite peu fissuré, de craie, de sables ou d'alluvions, leur progression n'excède pas, en général, quelques mètres par an.

Des pesticides dans l'hydrosystème

Dégradation et sorption dans les sols

STICS-PeSTICS spatialisé

→ La dégradation des pesticides est observée dans les sols de surface et est estimée par la durée de demi-vie (DT50). Elle est généralement incomplète et à l'origine de la formation de résidus de pesticides appelés métabolites. Contrairement au nitrate, les pesticides peuvent s'adsorber, c'est-à-dire se fixer sur les particules de sol. En fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques et de la composition du sol, notamment la teneur en matière organique, les pesticides sont retenus dans les sols et vont progressivement se désorber, parfois plusieurs années après application. C'est la raison pour laquelle la migration des pesticides vers les eaux souterraines est bien plus longue que pour le nitrate.

Journalier/pluriannuel

Transferts souterrains

CaWaQS

→ Les intrants agricoles excédentaires, de même que l'azote naturel des sols, sont entraînés par la fraction des précipitations qui s'infiltré dans le sol et alimente, *in fine*, les nappes. Débute alors un très long périple souterrain. Le nitrate, en général très peu retenu ou dégradé lors de sa migration souterraine^(*), atteint donc inexorablement les nappes, après un premier transit le plus souvent pluriannuel^(**), au travers d'une zone dite non saturée, située entre le sol et les nappes. Les pesticides, eux, n'y sont que très peu dégradés également mais continuent de s'adsorber et se désorber progressivement. La migration des solutés dans les nappes est également lente, de l'ordre du mètre par jour, quelquefois moins. Ainsi, plusieurs dizaines d'années peuvent s'écouler avant que l'atrazine et la DEA ne soient mesurées dans les eaux souterraines après leur pulvérisation en surface. En contexte karstique, milieu caractérisé par des zones d'infiltration préférentielle, ces polluants peuvent localement rejoindre les nappes de façon concentrée et très rapide (quelques jours).

Pluriannuel/pluridécennal

Flux au littoral

PyNuts-Riverstrahler

→ Les flux azotés issus de la lixiviation des sols agricoles représentent près de 70 % du flux total de nitrate à l'exutoire. Principalement apportés par la Seine, plus que par les fleuves côtiers du bassin Seine-Normandie, les flux d'azote au littoral, s'ils sont excédentaires par rapport aux autres flux nutritionnels (phosphore et silice), peuvent être à l'origine de blooms algaux, parfois toxiques à l'origine de la contamination des coquillages avec interdiction de pêche. Si le rôle des zones ripariennes et de transferts et transformations de l'azote sont représentés dans la modélisation de la qualité des eaux de surface, d'amont en aval des réseaux hydrographiques par le modèle pyNuts-Riverstrahler, la prise en compte des pesticides n'est pas encore finalisée.

Journalier

Lixiviation des sols

STICS-PeSTICS spatialisé

→ La lixiviation (ou lessivage) désigne la perte de nutriments et pesticides solubles, dissous et entraînés par infiltration d'eau (précipitations, irrigation), des sols vers les eaux souterraines. Ce phénomène est associé à de très larges surfaces et constitue, à ce titre, une préoccupation environnementale toute particulière. Elle est sensible à quatre principaux types de facteurs:

- les propriétés physico-chimiques des pesticides et de l'azote: les pesticides à demi-vie courte ou ceux fortement adsorbés sur la matrice de sol sont peu entraînés. L'azote sous forme minérale est le produit de minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne sous les formes successives de l'ammonium, du nitrite et du nitrate. Ce dernier est hautement lixiviable, car très soluble dans l'eau, à la différence des autres formes, surtout de l'azote organique;
- la texture (argile, sable, limon, etc.) et la structure du sol déterminent la capacité d'infiltration des pluies à travers le sol, entraînant le nitrate et les pesticides au-delà de la zone racinaire;
- le climat a une forte influence. La fréquence et l'intensité des précipitations participent au risque de lixiviation. Il est notamment important lorsqu'une **pluie efficace**^{***} est directement consécutive à une application. La température conditionne également l'activité microbienne de minéralisation de l'azote organique du sol. Après la période végétative, cet azote minéral, potentiellement associé à un surplus, souvent qualifié de « reliquat entrée hiver », pourra être lixivié en période hivernale;
- des pratiques culturales comme le labour, augmentent la porosité du sol et le potentiel de minéralisation par oxygénation du sol, favorisant la lixiviation. La mise en place d'un couvert du sol en période d'inter-culture en limite les effets.

Journalier



4. Reconstituer de façon quantifiée les sources anthropiques diffuses

Même si une certaine stabilisation des apports en azote sur les terres cultivées est mise en exergue depuis près d'une décennie désormais sur le territoire Seine-Normandie (AESN, 2019), conjuguée à des efforts pour limiter la lixiviation du nitrate des sols, cet azote d'origine anthropique reste source et facteur majeur de pression sur la qualité de la ressource en eau. Son intégration aux modélisations d'impact est donc primordiale.

Dans cette optique, des travaux de caractérisation des activités agricoles et de leurs évolutions sur le temps long ont été initiés au sein du programme dès 1997. Fondés sur une première mouture d'une base de données descriptive, alors limitée au bassin de la Seine (Benoit et al., 2000), puis étendue en 2009, au secteur de Basse-Normandie (Schott et al., 2010), les travaux les plus récents (Puech et al., 2018; Hermès et al., 2024) ont abouti à une profonde refonte des systèmes d'information disponibles décrivant les assolements et successions de cultures, les pratiques agricoles et leurs évolutions respectives régionalisées depuis 1970. Ces descriptions sont aujourd'hui structurées par un maillage commun sur l'ensemble du territoire tenant compte, dans sa construction, des facteurs les plus structurants des systèmes de culture du territoire (géomorphologie, pédologie, climat, assolements, etc.). Ce maillage, dit « UMA » (Unités de Modélisation Agricole) divise le bassin en 95 secteurs marqués par une relative homogénéité des typologies locales de productions agricoles. Ces UMA sont regroupées en sept grandes régions agricoles (ou GRA - Fig. 12), homogènes du point de vue des occupations du sol :

- Le croissant des « petites terres à cailloux » à l'est du bassin (GRA n°1);
- La région herbagère du Morvan (GRA n°2);
- Un croissant herbage des Ardennes à la Champagne humide (GRA n°3);
- Une large façade nord-ouest caractérisée par des cultures diversifiées (lin, betteraves) (GRA n°4);
- La Basse Normandie dominée par des surfaces herbagères et des cultures fourragères de type maïs (GRA n°5);
- Une région orientée vers la production de betterave au nord du Bassin parisien (GRA n°6);
- Une région très céréalière au sud du Bassin parisien (GRA n°7).

Sources de données mobilisées pour une reconstitution du système agro-alimentaire

Les systèmes de culture et les pratiques agricoles sont aujourd'hui synthétisées sous forme d'une base unique de données relationnelles, maillon amont de la chaîne de modélisation du PIREN-Seine : la base ARSeiNE (base de données Agricole Régionalisée sur le bassin SEine-Normandie - Puech et al., 2018; Hermès et al., 2024). Elle est fondée sur une méthodologie de description des systèmes de culture très robuste et détaillée à partir du croisement de sources variées de données, mobilisables sur une large échelle temporelle, de 1970 à 2023. Mobilisant de multiples sources d'informations, elle fournit aussi spatialement une vision détaillée des tendances régionalisées d'évolutions de l'agrosystème du territoire. Reconstituées, complétées via des données locales puis confrontées à des dires d'experts territoriaux, les informations synthétisées se déclinent selon deux niveaux :

- Les successions de cultures (ou assolement), en tant que suites ordonnées de cultures et d'intercultures sur une même zone agricole;
- Les itinéraires techniques, séquences ordonnées dans le temps d'opérations culturales réalisées sur le couvert végétal (travail du sol, fertilisation minérale et organique, traitements phytosanitaires, irrigation, etc.) en vue d'en tirer une production (Fig. 13b).

Cette base retranscrit la continuité temporelle des assolements, en restituant les évolutions d'occupation de la surface agricole des UMA au pas de temps annuel, tout en intégrant le phénomène de destructions de prairies dans son évolution (Fig. 14).

Sa conception modulaire⁶ a rendu possible une récente extension aux pratiques phytosanitaires, permettant de les rattacher aux assolements déjà décrits. En compléments de travaux très récents (voir § 1.5), les données d'usage recueillies lors de travaux antérieurs du PIREN-Seine y ont été incorporées comme les données issues du bassin de l'Orgeval (Nicola et Schott, 2009) ou encore de la Vesle (Schott et al., 2005). Pour garantir une cohérence spatiale de ces descriptions, les UMA et les GRA sont conservées à l'identique.

6 Il s'agit d'une approche courante, souvent appliquée au domaine de la conception logicielle. Elle consiste à scinder l'outil (base de données, code source d'un programme) en plusieurs sous-parties distinctes, autonomes et thématiquement liées. Cette dissociation facilite ainsi son développement, en limitant le nombre de modifications à apporter en cas d'évolutions successives.

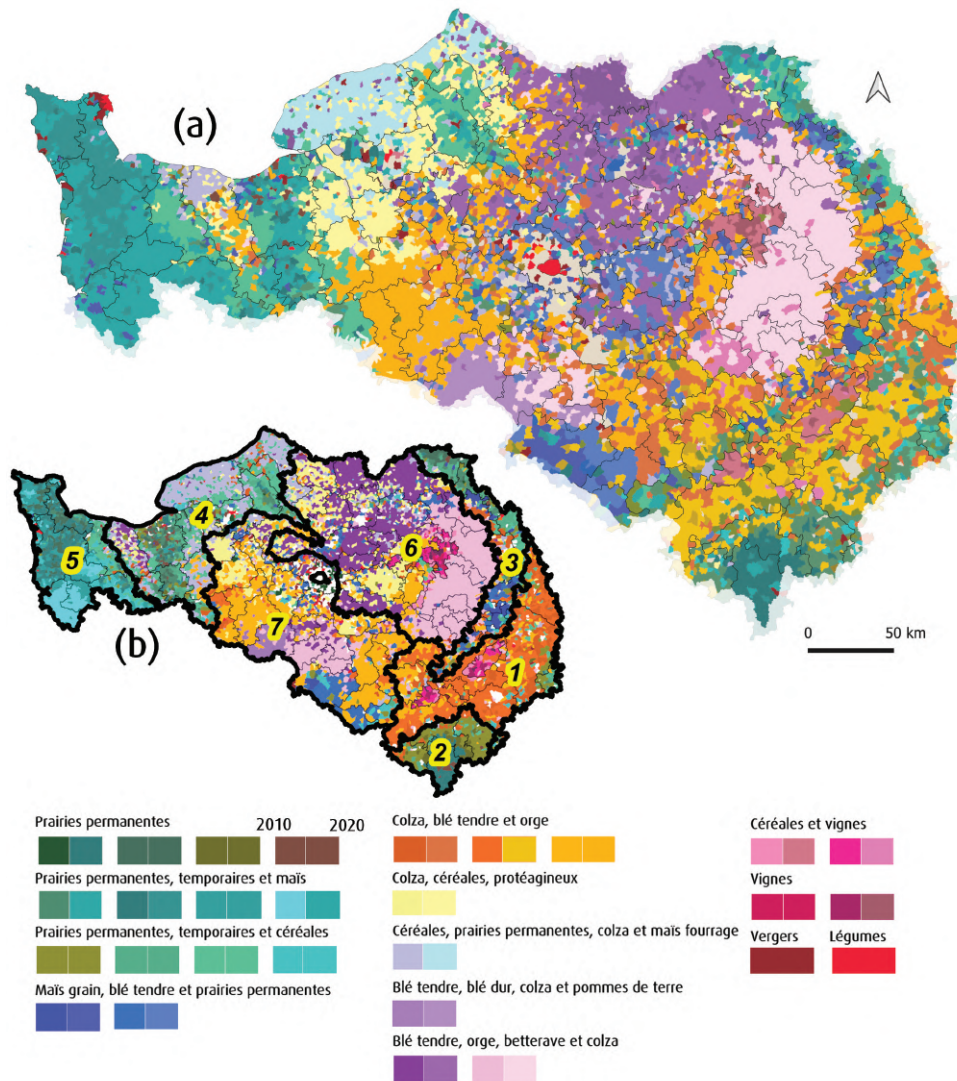


Figure 12. Typologie des assolements⁷ du territoire Seine-Normandie, agrégée à l'échelle communale. Données issues des recensements agricoles (a) de 2020 et (b) de 2010. Les délimitations des unités de modélisation agricole (UMA) et des grandes régions agricoles (GRA) apparaissent respectivement en traits noirs fins et épais.

Les sources d'informations mobilisées :

- **Les recensements agricoles (RA).** Recensements exhaustifs des exploitations agricoles conduits à un intervalle décennal environ (1970, 1979, 1988, 2000, 2010 et 2020), ils fournissent une large diversité d'information à l'échelle de l'exploitation agricole comme les assolements, OTEX, effectifs animaux, etc. ;
- **Les enquêtes TerUti-LUCAS⁷.** Il s'agit d'une enquête annuelle réalisée depuis 1982 par les services statistiques du ministère de l'Agriculture ayant pour objectif de suivre l'évolution de l'occupation et de l'usage des sols sur tout le territoire national. L'exploitation des données associées aux quelque 70 000 points de suivi sur le territoire Seine-Normandie permet d'identifier et d'extraire les régularités de séquences de cultures et d'en formaliser

les successions de cultures majoritaires à l'échelle des UMA ;

- **Le registre parcellaire graphique (RPG).** Fournissant à la fois les délimitations des parcelles agricoles ainsi que la culture principale associée, ce jeu de données est également mobilisé pour la détermination des successions majoritaires de cultures. Produit par l'agence de services et de paiement (ASP) depuis 2007, il s'agit, entre autres, d'une base de référence pour l'instruction des aides de la politique agricole commune (PAC) ;

7 Enquête sur l'occupation et l'Utilisation du Territoire (Land Use and Cover Area frame statistical Survey).

- Les statistiques agricoles annuelles (SAA).** Ces statistiques sont mobilisées pour apprécier l'évolution des surfaces cultivées, de la fertilisation et des rendements pour les principales cultures du bassin. Elles sont établies annuellement à l'échelle départementale par les services des directions régionales de l'agriculture et de la forêt à partir de diverses enquêtes statistiques sur des échantillons représentatifs ou exhaustifs ;
- Les enquêtes « pratiques culturales ».** Mises en place depuis 1986, puis renouvelées en 2001, 2006, 2011, 2017 et 2021 pour les grandes cultures, elles se fondent sur un échantillon de parcelles sélectionnées sur des critères de représentativité à l'échelle régionale. Elles permettent de reconstituer l'itinéraire technique conduit

sur une parcelle culturale, afin de mieux connaître les pratiques et suivre leurs évolutions ;

- Les enquêtes de consolidation à dire d'experts.** Les principales phases de constitution de cette base ont donné lieu à des enquêtes auprès d'acteurs de la profession agricole (chambres d'agriculture, organismes privés, instituts techniques, etc.) permettant de vérifier et compléter les systèmes de culture des périodes les plus récentes, mais aussi d'aider à la reconstitution de ceux plus anciens, en l'absence de statistiques agricoles généralisées. C'est notamment le cas pour déterminer les pratiques phytosanitaires les plus anciennes pour lesquelles des archives papier ont été conservées ;

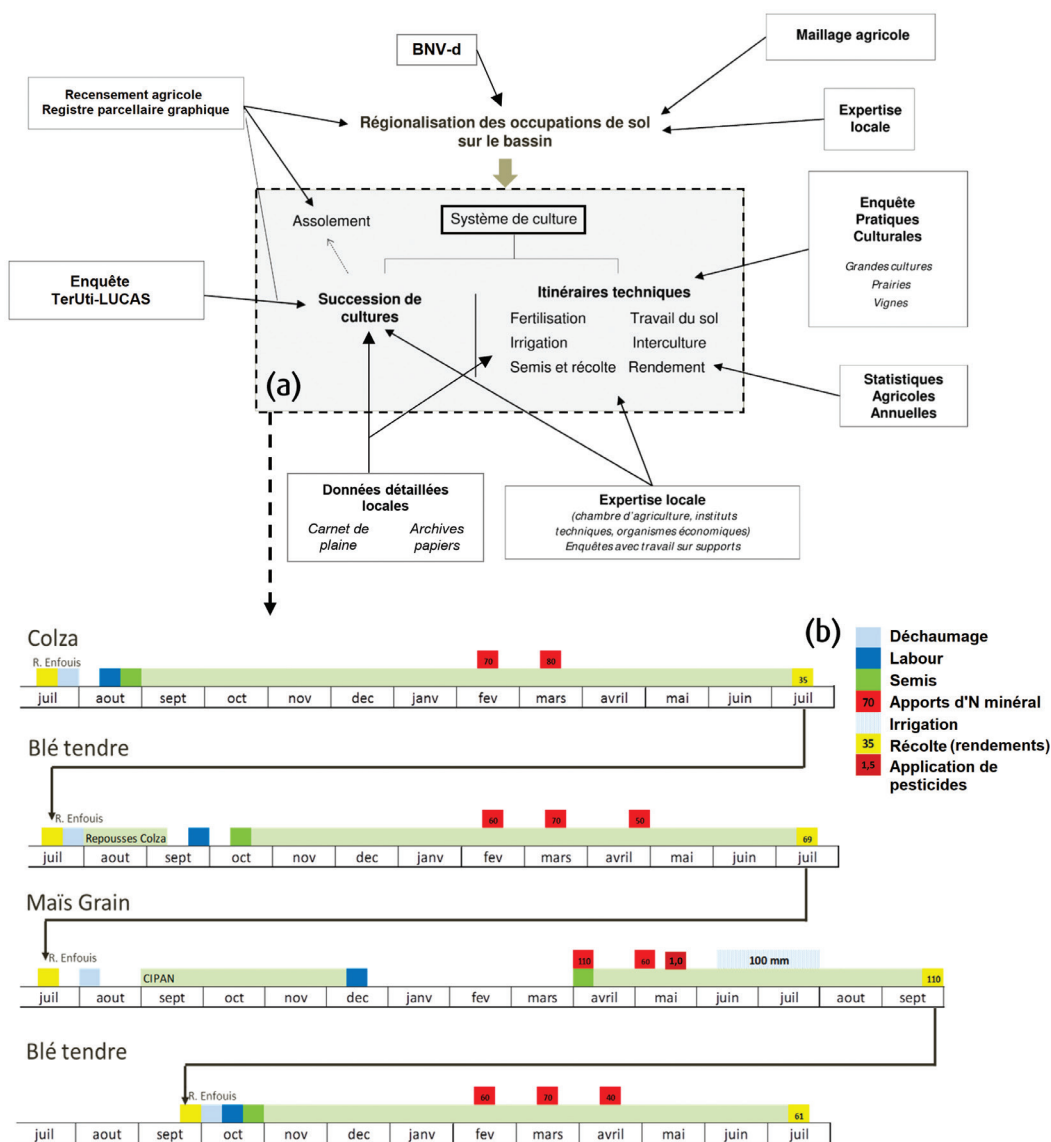


Figure 13. (a) Sources d'informations intégrées à la méthode d'élaboration de la base de données relationnelle ARSeiNE décrivant l'évolution des systèmes de culture du territoire Seine-Normandie. (b) Illustration du jeu d'informations biotechniques fourni. Exemple d'une succession colza-blé-maïs-blé (Beauce - Eure-et-Loir). R. Enfouis = restitution au sol des résidus de la culture précédente.

- **Les carnets de plaine des agriculteurs.** Les détails des pratiques culturales phytosanitaires à l'échelle de la parcelle permettent de mieux comprendre les relations entre développement cultural et traitement. S'ils ne garantissent pas la représentativité de l'ensemble des pratiques d'un territoire, ils indiquent néanmoins précisément la succession des traitements à la parcelle (dates et doses appliquées);
- **La base nationale de ventes auprès des distributeurs (BNV-d).** Réalisée pour calculer le montant des taxes liées aux activités polluantes, cette base de données recense les usages annuels de pesticides pour chaque département depuis 2008 et au code postal d'achat depuis 2013. Si elle représente une mine d'information pour spatialiser les usages phytosanitaires, elle n'est pas reliée aux pratiques agricoles.

Évolution à long terme des systèmes de culture du territoire Seine-Normandie

Quelques enseignements issus d'ARSeiNE méritent d'être soulignés. Ils concernent (i) l'évolution des assolements et de leur diversité, (ii) la fertilisation, (iii) le labour et (iv) la couverture des sols.

- (i) L'analyse des données synthétisées dans la base ARSeiNE permet de retracer, depuis 1970, les principales phases d'évolution des assolements et de leur diversité, ainsi que celles associées à des pratiques culturales ayant une influence sur le lessivage d'azote des sols.

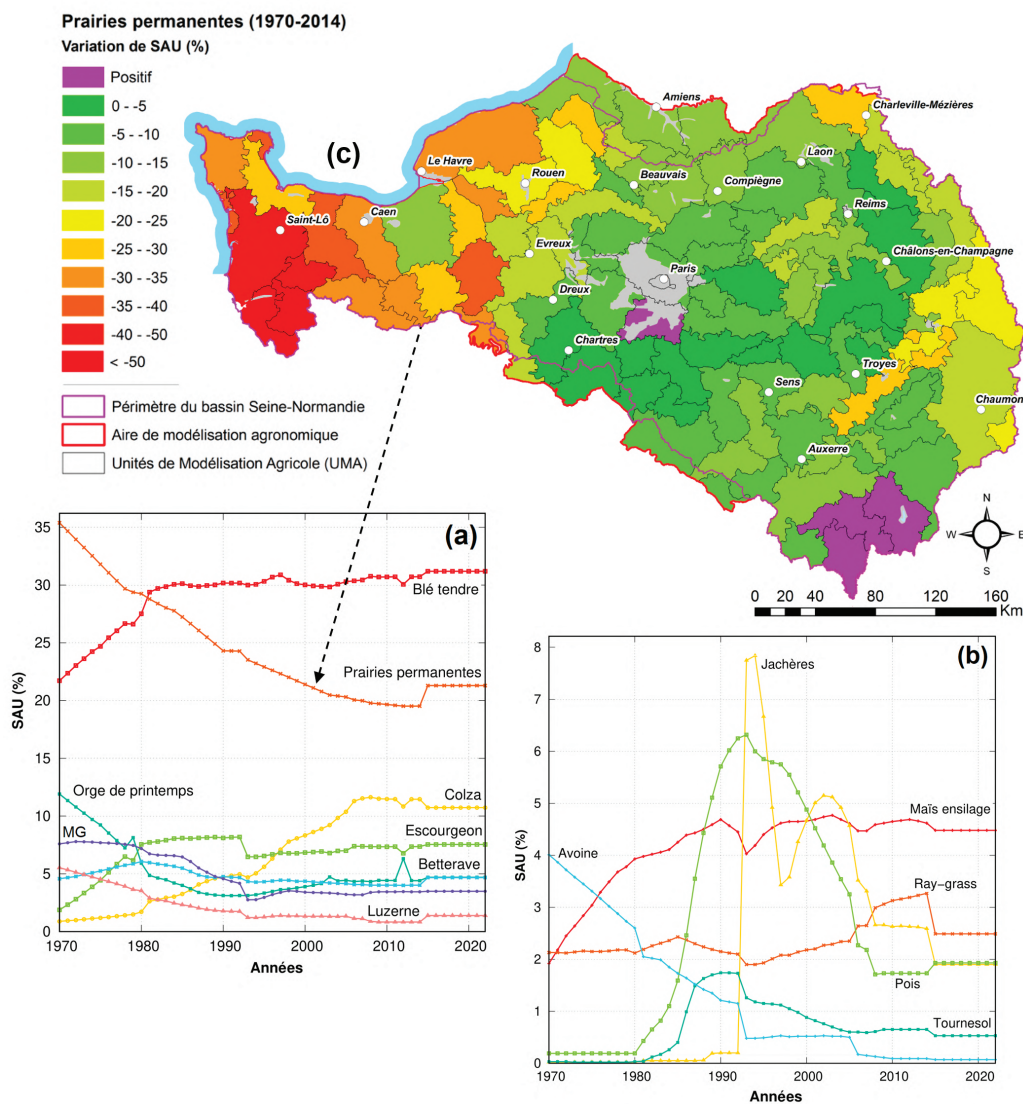


Figure 14. Assolements annuels associés aux principales cultures du territoire Seine-Normandie : Cultures (a) majoritaires et (b) minoritaires en termes de SAU. Les types de cultures représentant de l'ordre de 1 % de SAU ou moins (c.-à-d. lin, vigne, pomme de terre, salade, féverole, blé dur, vergers et triticales) ne sont pas représentés. (c) Pourcentage de variation de SAU par UMA associée aux prairies permanentes. Des valeurs négatives traduisent du phénomène de destructions de prairies.

ARSeiNE en quelques chiffres

- 54 années de caractérisation des pratiques (1970-2023) découpées en 5 grandes périodes, homogènes du point de vue des pratiques agricoles;
- 5 640 successions de cultures pour former autant de systèmes de culture;
- 3 930 itinéraires techniques différents;
- 24 espèces étudiées (cultures et prairies);
- 160 acteurs de la profession agricole enquêtés.

La décennie 1970 est marquée par une progression de plus de 50 % des surfaces en blé tendre. Le maïs fourrage s'impose progressivement comme culture fourragère au détriment des prairies (permanentes ou temporaires). Durant cette période, l'orge d'hiver devient une des principales cultures du bassin en substitution de l'orge de printemps. Sous l'impulsion des politiques publiques, une montée en puissance apparaît du pois, du tournesol et du colza, en remplacement du maïs grain et de l'orge de printemps. Le blé tendre et l'orge d'hiver restent stables sur la période. Le maïs fourrage poursuit sa progression observée depuis 1970.

Les années 1990 sont marquées par les réformes successives de la PAC avec l'instauration des jachères. Dans un premier temps (1992-1997), les surfaces en jachère (généralement sous forme de sol nu) sont intégrées dans la rotation (jachères rotationnelles), puis deviennent fixes. L'arrivée de la jachère marque le début de déclin des surfaces en pois. Cette période marque aussi l'essor du colza, qui devient la deuxième culture annuelle du bassin. Au début de la période, l'orge de printemps et le maïs grain sont à leur minimum observé des quarante dernières années. Le colza continue sa progression jusqu'au milieu des années 2000. Depuis cette date, les surfaces sont relativement constantes, voire en légère diminution. Le pois poursuit son déclin amorcé en 1992 malgré certains plans de relance (plan Barnier de 2010). Les surfaces en maïs fourrage restent relativement stables depuis la fin des années 1990 (Fig. 14a et b).

De façon très notable, mais aussi très hétérogène (Fig. 14c), les prairies permanentes ont nettement régressé

par destruction, passant de plus de 35 % de la SAU au début des années 1970 à moins de 20 % au milieu des années 2000, pour atteindre un certain palier stable.

Une réduction de la fréquence des cultures de printemps, en particulier dans les départements de l'Eure, de l'Eure-et-Loir ainsi qu'à l'est du bassin (Meuse, Haute-Marne, Yonne) est identifiée (Fig. 15a). Dans ces régions, elles représentent actuellement moins de 20 % des surfaces labourables contre plus de 40 % dans les années 1970. Il s'agit du résultat d'une diminution dans les années 1980 et 1990 de l'orge de printemps, du maïs grain, du pois et dans une moindre mesure du tournesol dans les années 2000 et 2010 au profit des céréales d'hiver (blé tendre, orge d'hiver et escourgeon) et du colza. Seules la Normandie (maïs), la Picardie et la Champagne (orge de printemps, betterave) conservent une proportion de cultures de printemps supérieure à 35 %.

L'évolution de la diversité des assolements, estimée via l'emploi de **l'indice de Shannon** et calculée sur les terres labourables (Fig. 15b) met en exergue une diminution de la diversité des assolements dans le Sud-Ouest du Bassin parisien (Eure, Eure-et-Loir) et une relative bonne diversité en Champagne et en Picardie, due notamment à la présence de betterave (Picardie, Champagne) et de luzerne (Champagne) dans les assolements. Inversement, les assolements bas-normands sont peu diversifiés du fait que les seuls maïs de fourrage, blé tendre et prairies temporaires représentent plus de 90 % des surfaces labourables⁸.

8 Notons cependant que l'estimation quantitative de cette diversité par le simple indice de Shannon n'est pas à assimiler à un indicateur de la qualité des masses d'eau environnantes. En effet, une moindre diversité dans les rotations n'est pas stricto sensu négatif vis-à-vis de l'usage d'intrant et de la qualité de l'eau (exemple des espaces prairiaux normands à faible diversité mais bien évidemment plus vertueux que des successions de grandes cultures – Fig. 15b).

Quantifier la diversité des assolements : l'indice de Shannon

Cet indicateur (Shannon et Weaver, 1948) est couramment utilisé dans certaines disciplines, dont l'écologie, pour caractériser la notion de diversité. Utilisé ici pour la diversité des assolements des terres labourables (hors jachères et surfaces gelées), il est défini tel que :

$$H_{(UMA, \text{année})}^{\text{assolement}} = - \sum_{i=1}^n p_i \ln(p_i)$$

avec p_i la part de la culture i dans la sole de l'UMA considérée pour une année donnée. n représente le nombre de cultures observées. Il peut être soit positif, soit nul. Plus l'indice est élevé, plus la diversité est grande.

(ii) Sur l'ensemble du domaine, la fertilisation azotée des céréales à pailles a globalement augmenté jusqu'au début des années 1990 puis s'est stabilisée (orge d'hiver, blé dur) ou a, de nouveau, légèrement augmenté (blé tendre⁹), à l'exception de l'orge de printemps dont la fertilisation a continué d'augmenter, mais à des rythmes inférieurs aux évolutions des décennies 1970 et 1980. Il y a eu une coévolution de l'augmentation des doses d'azote et des rendements, la fertilisation étant pilotée par le besoin des cultures, directement proportionnel au rendement. Les progrès génétiques et de protection des cultures (pesticides) ont entraîné une augmentation du potentiel de production et donc des besoins azotés. Une stagnation du rendement en blé est identifiée en France depuis une vingtaine d'années, en partie liée à un plafonnement physiologique et pour partie aux conséquences du changement climatique sur le développement physiologique du blé (phénomène d'échaudage).

La fertilisation du maïs grain suit les mêmes tendances que celle du blé tendre. Enfin, la fertilisation du maïs fourrage, de la betterave et du tournesol ont diminué progressivement de 1970 au début des années 2000, bien que l'origine des baisses soit différente selon les cultures (prise en compte de l'azote des apports organiques pour le maïs fourrage, contraintes industrielles d'extrahibilité du sucre pour la betterave, etc.). Une augmentation significative des doses

moyennes entre les décennies 1970 et 1980 est identifiée suivie d'une stagnation dans les années 1990, avant de légèrement diminuer dans les années 2000 et 2010 (Fig. 15c).

(iii) Si le labour fut, jusqu'au début des années 1990, une pratique quasiment systématique (à raison de plus de 9 ha sur 10 en moyenne), il est en régression depuis notamment avec le développement des techniques sans labour dans les grandes exploitations de l'est du bassin, en particulier sur les cultures d'hiver (colza, blé tendre, orge d'hiver). Environ 75 % des terres arables du bassin restent labourées dans les années 2010 où des cultures comme la pomme de terre, le maïs et la betterave le sont toujours systématiquement.

(iv) Concernant l'évolution de la couverture des sols, l'implantation de couverts intermédiaires avant cultures de printemps rendue obligatoire en 2012 sur les « zones vulnérables nitrates » (soit environ 90 % du bassin) a suivi une forte progression à partir du milieu des années 2000. L'implantation de couverts intermédiaires avant betteraves s'est développée dès les années 1970. À noter également qu'un faible pourcentage des surfaces cultivées en maïs fourrage bénéficient d'un couvert intermédiaire (généralement sous la forme de cultures dérobées fourragères jusque dans les années 2000).

5. Décrire les traitements phytosanitaires du territoire sur le long terme : un défi technique

Avec un intérêt toujours plus grandissant autour de la caractérisation d'impact des traitements phytosanitaires, ARSeiNE a fait l'objet, dans la poursuite logique des travaux précédents, d'une extension récente incluant des traitements phytosanitaires représentatifs de pratiques passées. Contraint par la forte inertie générale du système sol-nappe-rivière, par endroits de l'ordre de plusieurs décennies (Fig. 32), un important recul temporel est nécessaire, qui impose de renseigner des pratiques à partir des années 1970. Le recensement des anciennes pratiques phytosanitaires sur les GRA de Seine-Normandie a débuté

9 Légère augmentation de 173,3 à 182,1 kgN/ha en moyenne sur le bassin entre les périodes 2006-2014 et 2015-2023 (données ARSeiNE).

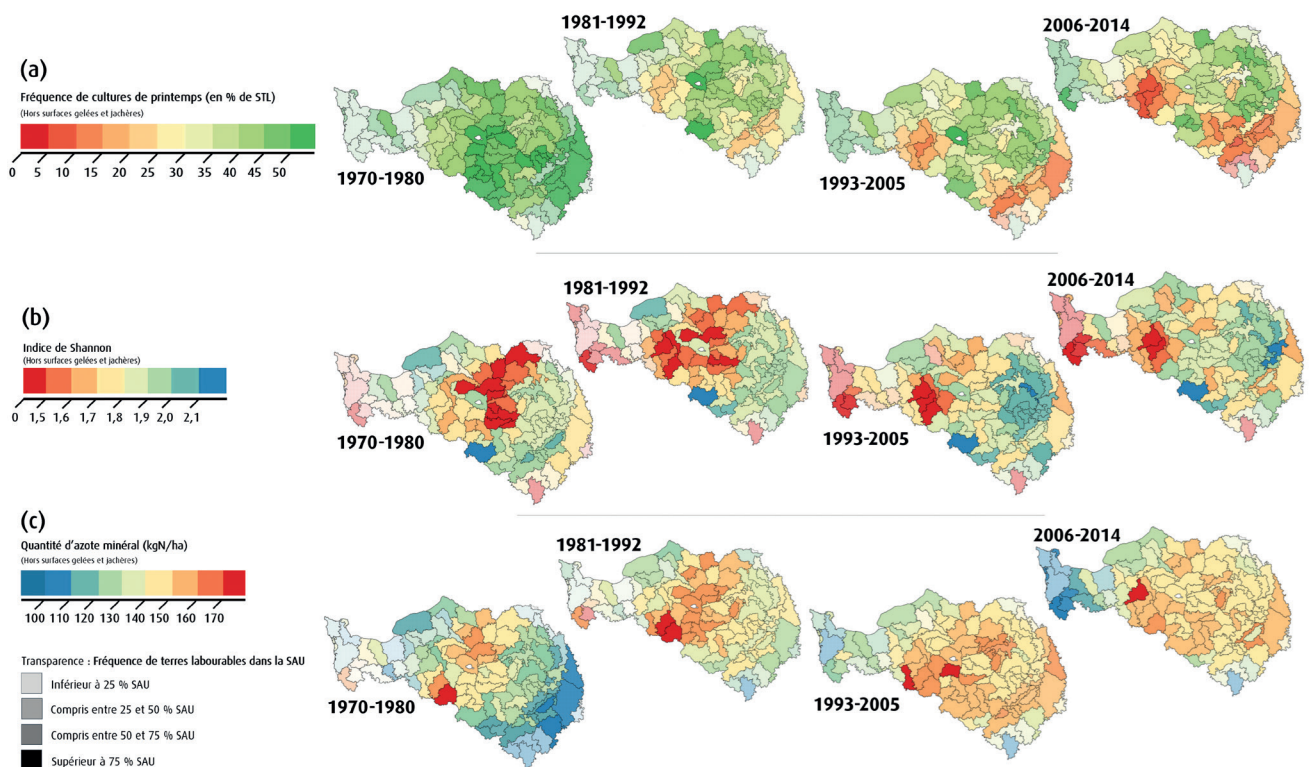


Figure 15. Évolution entre 1970 et 2014 (a) de la fréquence de cultures de printemps sur le territoire Seine-Normandie, (b) de la diversité des assolements et (c) de la quantité d'azote minérale moyenne épandue sur les surfaces de terres labourables (STL). Représentation à l'échelle des UMA.

en 2021 auprès d'experts agricoles et est progressivement intégré à cette base (Bignon et al., 2022). Ceci constitue un défi technique majeur, ce type de documents n'étant généralement pas informatisés, les archives difficiles à localiser et les techniciens détenteurs d'information désormais bien souvent en retraite.

Ainsi, les recherches se sont principalement appuyées sur des documents de synthèse disponibles auprès d'experts agricoles. Il s'agit, pour la plupart, de cahiers d'expérimentation technique détaillant assez finement l'ensemble des opérations menées sur une culture ou une parcelle donnée. Des enquêtes auprès d'organismes de conseil du monde agricole ont été réalisées : chambres d'agriculture, coopératives et structures d'innovation du milieu agricole. Soixante-dix prises de contact ont été effectuées et l'ensemble des documents disponibles photographiés ou scannés, à des fins de préservation de la donnée brute.

Certaines régions souffrent cependant d'un manque crucial de données anciennes à traiter, à la suite bien souvent

des disparitions ou des destructions malheureuses lors de réaménagements de locaux. Actuellement, pour les périodes les plus anciennes (c.-à-d. entre 1970 et 1990), des données ont été obtenues pour la région d'Île-de-France et des départements de la Marne et du nord de la France. Cette étape de recensement de données a permis d'identifier des régions où les données sont relativement conséquentes et précises comme l'Île-de-France, pour laquelle 864 photos de carnets d'expérimentation ont été prises, ou encore la Marne avec 974 photos de carnets d'itinéraires techniques (Bignon et al., 2021). Des documents supplémentaires (carnet de recommandations ou de techniciens) ont également pu être mis à disposition et analysés afin de consolider l'apport d'information, nécessitant une étape très chronophage de saisie numérique.

La difficulté majeure dans la saisie de données relatives aux itinéraires techniques phytosanitaires réside dans la détermination de la méthodologie à employer permettant de concilier une conservation de l'information la plus exacte possible et une restitution de l'information de façon homogène pour la modélisation. En effet, un

itinéraire technique peut présenter une grande diversité d'informations (nom de spécialité commerciale, culture traitée, date d'application et dose appliquée). Ainsi, un itinéraire technique phytosanitaire peut préciser plusieurs applications à des temporalités simultanées ou différentes : plusieurs applications de produits phytosanitaires peuvent être réalisées en même temps, sur plusieurs jours.

La saisie des données a été réalisée en intégrant le maximum d'informations possible (culture, date, localisation, travail du sol, fertilisation). De plus, un soin tout particulier a été apporté à la bancarisation de la source d'information, afin de pouvoir isoler ou lier les divers leviers agronomiques d'un même itinéraire technique (travail du sol, irrigation, fertilisation, pratiques phytosanitaires et semis). Concernant le levier des pratiques phytosanitaires, les pratiques ont été dissociées selon le type d'activité biologique (herbicide, fongicide, insecticide, régulateur de croissance) de la spécialité commerciale appliquée (produit).

Pour chaque GRA (Fig. 12b), les enregistrements ci-dessous suivant une logique emboîtée, ont été retenus :

- pour chaque enregistrement, les attributs de la culture renseignée (type, année, dates de semis et de récolte) ;
- pour chaque culture, les successions de traitements en distinguant les types de traitements fongiques, herbicides ou insecticides ;
- pour chaque type de traitement, le nombre et la date de passage ;
- pour chaque passage, le nombre de spécialités commerciales et la dose appliquée ;
- pour chaque spécialité commerciale, la composition des matières actives et la concentration (ou teneur) associée.

Les cultures renseignées dépendent des experts enquêtés et des grandes régions agricoles. Dans le cas des cahiers de recommandation de la Marne, les cultures sont peu nombreuses (Tab. 1) et ne correspondent pas nécessairement à toutes celles décrites dans ARSeiNE.

Ces données sont présentées en doses moyennes de matière active pour chaque couple « période homogène-culture » sur chaque GRA en comptant le nombre de fois que cette pratique a été observée en fonction du nombre total de traitements recensés.

La dose moyenne de chaque matière active ($D_{moy}(MA)$), en g/ha, pour un couple période culture est calculée ainsi :

$$D_{moy}(MA) = \sum_{n=1}^{N_{spé}} \left(D_{spé} Q_{spé} \frac{N_{spé}}{N_{tot}} \right)$$

Avec :

- $Q_{spé}$ la quantité de matière active dans la spécialité commerciale (en g/kg ou L) ;
- $D_{spé}$ la dose de la spécialité commerciale appliquée (en kg/ha) ;
- $N_{spé}$ le nombre de fois où la spécialité commerciale a été utilisée dans un traitement phytosanitaire ;
- N_{tot} le nombre total de traitements phytosanitaires différents recensés pour l'action considérée.

Afin de représenter au mieux la dynamique temporelle, les données d'usage de pesticides peuvent être considérées annuellement. Dans le cas de la betterave, les informations sont principalement recueillies dans les limites de la GRA n° 6, où la betterave sucrière peut dépasser 20 % de la SAU. En ciblant sur les traitements insecticides, il apparaît une diminution des doses moyennes d'insecticides au cours du temps. Certains insecticides dont les doses d'application sont élevées ont été retirés du marché (aldicarb, oxydemeton méthyl, endosulfan, terbufos, chlormefos, etc.) et les usages se limitent à quatre substances, dont l'imidaclopride avec des graines enrobées Gaucho représentant plus de 60 % des parcelles du département de la Marne (Fig. 16).





| Culture | Herbicide | Insecticide | Fongicide | Autres |
|-------------------|-----------|-------------|-----------|--------|
| Blé | 401 | 958 | 563 | 965 |
| Pomme de terre | 725 | 724 | 640 | 0 |
| Betterave | 484 | 1206 | 725 | 0 |
| Colza | 642 | 963 | 652 | 640 |
| Maïs | 641 | 1201 | 0 | 0 |
| Orge d'hiver | 650 | 1121 | 880 | 802 |
| Orge de printemps | 560 | 804 | 561 | 480 |
| Pois | 637 | 885 | 642 | 0 |
| Tournesol | 720 | 802 | 0 | 480 |

Tableau 1. Nombre d'itinéraires renseignés sur la Marne pour les cultures pour la GRA n° 6 (« Plateau Picard - Brie - Soissonnais et Champagne Crayeuse ») sur la période 1970-2005.

Les traitements herbicides sur le blé montrent une même tendance de simplification des traitements phytosanitaires au cours du temps avec une diminution du nombre de matières actives utilisées par les agriculteurs (Fig. 16).

À partir des années 1980, les phénylurées sont particulièrement utilisées avec l'isoproturon en tête, suivi du chlortoluron. Cette harmonisation des usages phytosanitaires n'est pas souhaitable en raison de phénomènes de résistance qui peuvent apparaître si

tous les agriculteurs utilisent la même substance. Cette utilisation massive est visible sur la période récente par l'exploitation des données issues de la BNV-d « achats » qui recense spatialement les usages phytosanitaires au code postal de l'agriculteur (Fig. 18). Pourtant, l'application d'une seule substance contribue à dépasser les normes de qualité environnementale plus rapidement que l'application de substances individuelles, ce qui pourrait réduire l'utilisation totale des pesticides.

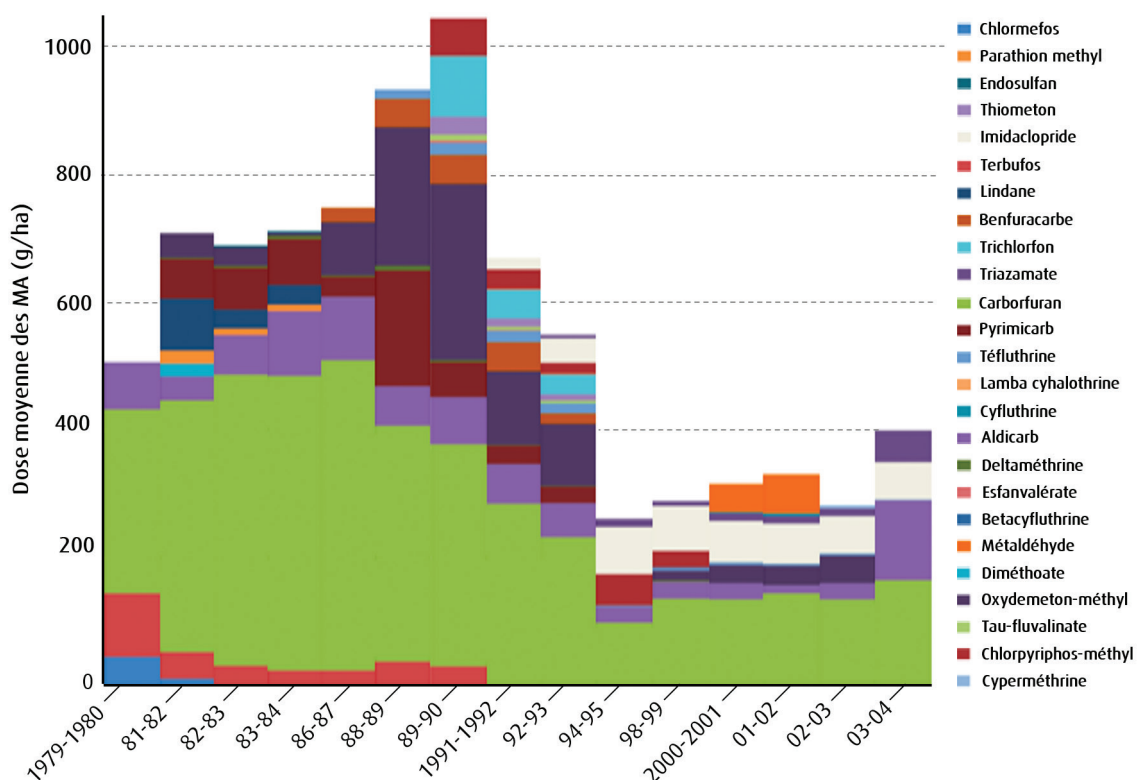


Figure 16. Doses moyennes annuelles d'insecticides (en g/ha) sur culture de betterave pour la GRA n° 6 (« Plateau Picard - Brie - Soissonnais - Champagne Crayeuse »).

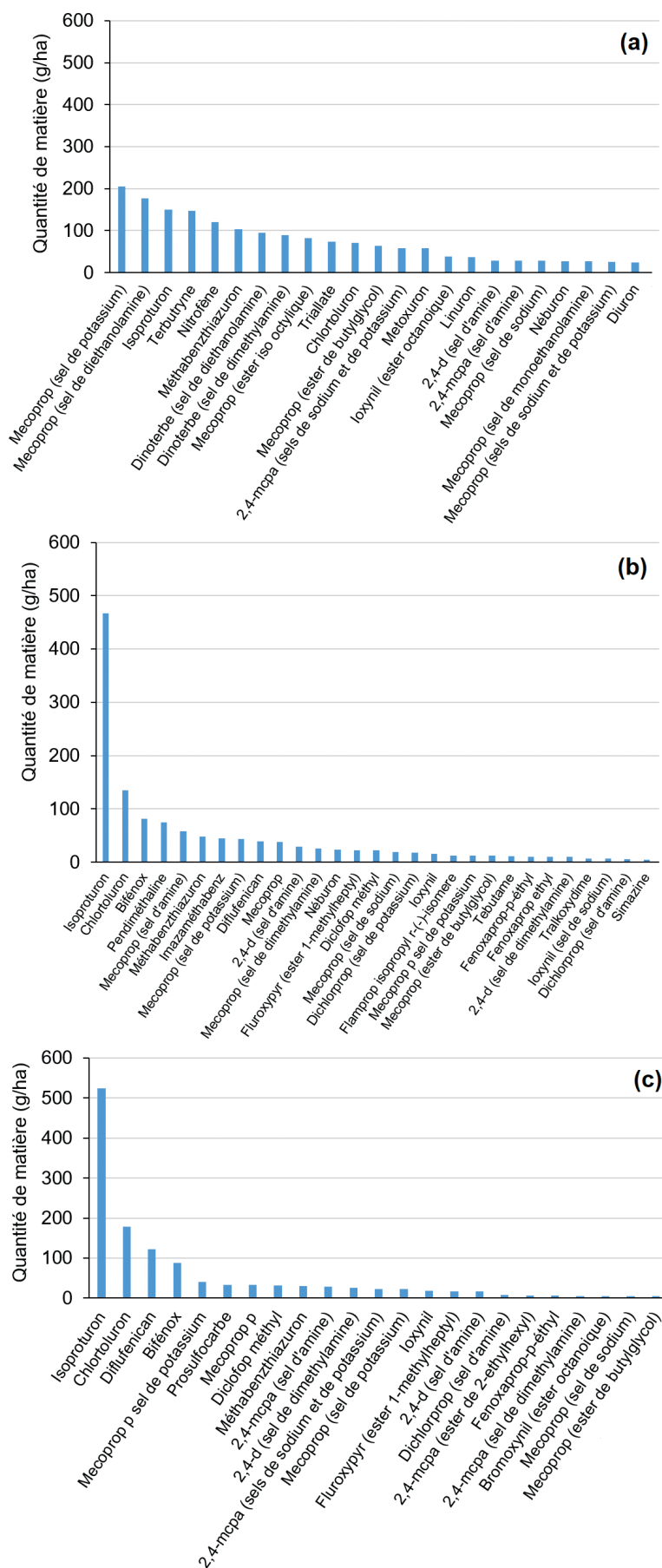


Figure 17. Évolution des doses moyennes appliquées de matière active sur blé tendre sur la GRA n° 7 (« Beauce et Gâtinais ») pour 3 périodes : (a) 1970-1980, (b) 1981-1992 et (c) 1993-2005.

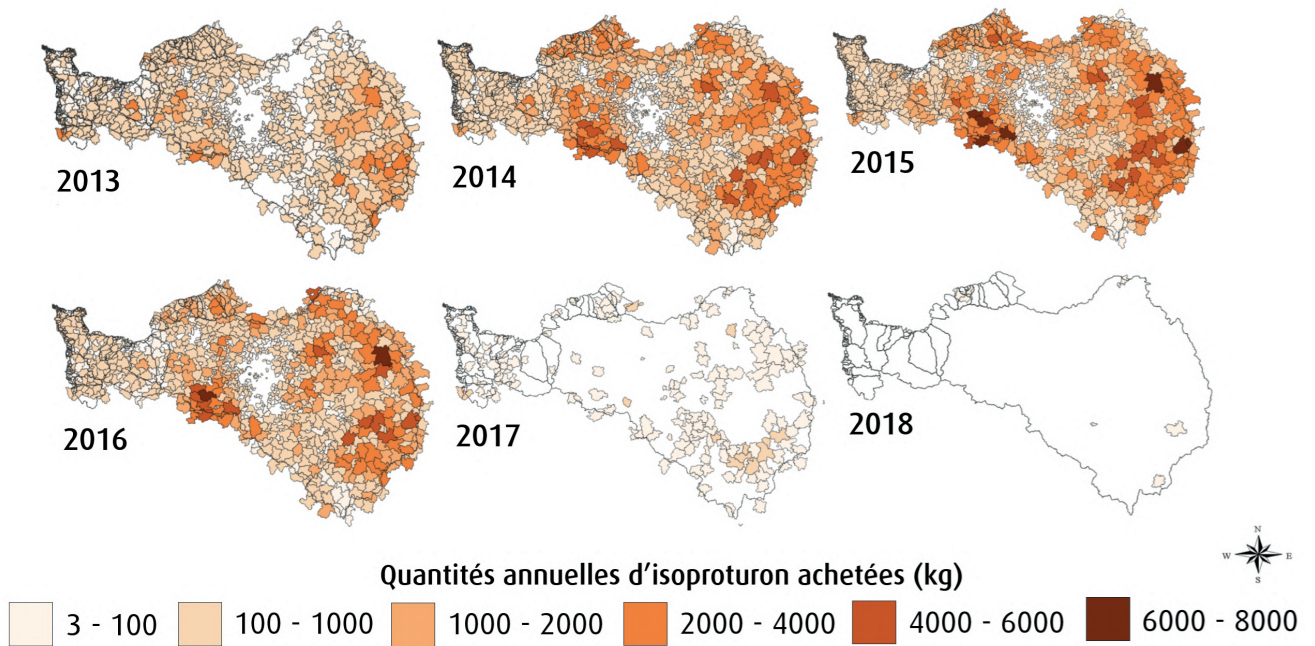


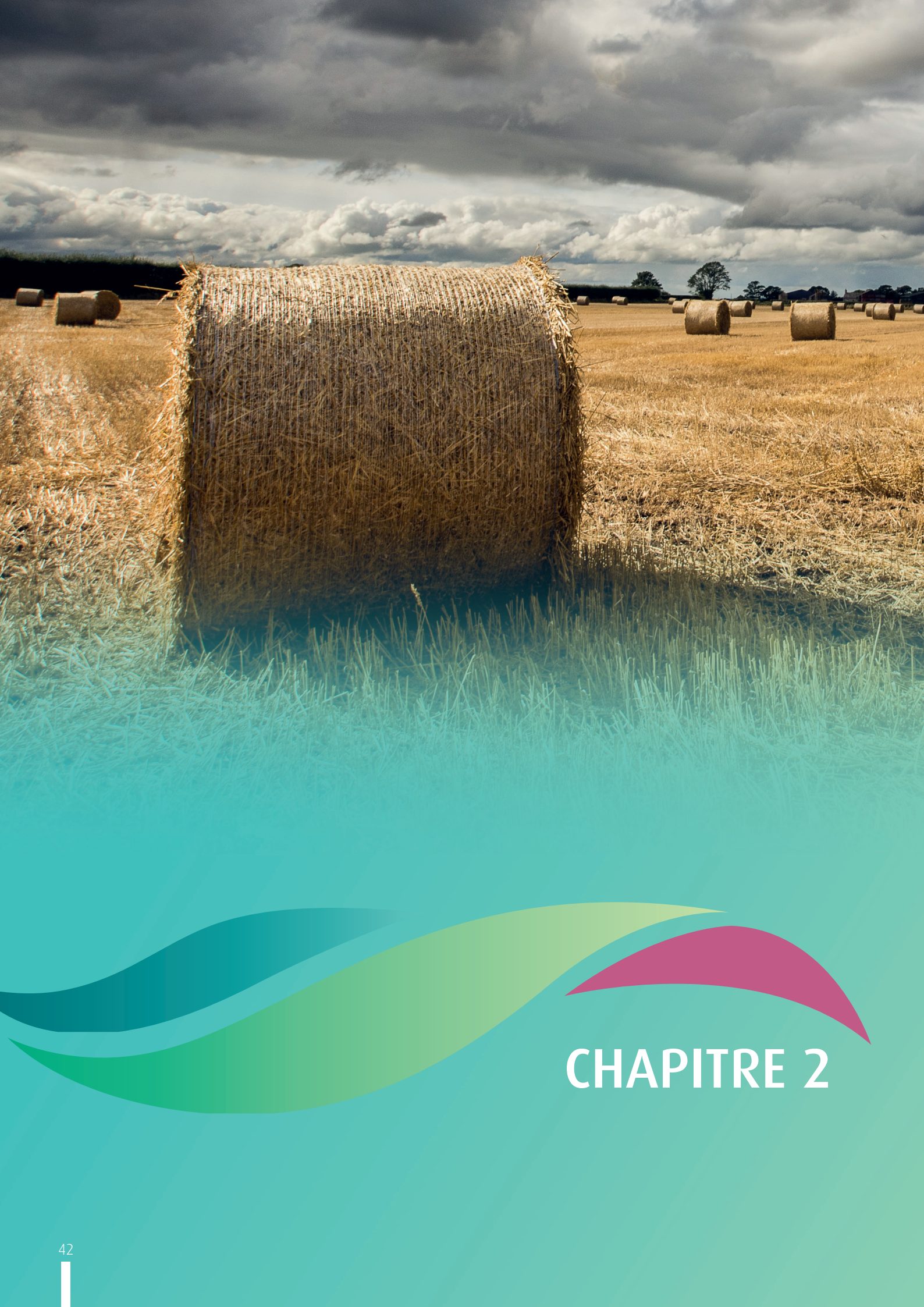
Figure 18. Évolution des quantités d'isoproturon annuelles achetées (en kg) entre 2013 et 2018. Distribution agrégées selon le code postal (Données source : BNV-d achat).

Les recensements mis à disposition, à la fois, des ventes auprès des distributeurs depuis 2008 à l'échelle départementale et des achats par les exploitants agricoles à l'échelle communale depuis 2013 permettent de compléter les données historiques. Cette double approche de recherche des données anciennes associée à l'exploitation de la BNV-d permet ainsi de voir l'évolution de certaines pratiques sur le long terme. La simplification des pratiques de désherbage du blé n'est pas sans conséquences sur l'évolution réglementaire, l'usage massif d'isoproturon conduisant à la contamination des masses d'eau et donc à son interdiction en 2017.

Outre la confirmation de l'utilisation grandissante de l'isoproturon, notamment dans certains secteurs, l'analyse des données issues de la BNV-d Achat montre une répartition plus précise des usages sur le territoire Seine-Normandie pour chaque substance. Même si la BNV-d ne donne pas d'indication concernant la culture recevant le traitement¹⁰, la localisation des usages majoritaires permet de faire le lien avec les cultures de blé particulièrement présentes dans la région de la Beauce, atteignant près de 45 % de la SAU.

10 En effet, cette base n'inclut pas les pratiques agricoles et n'associe donc pas les usages phytosanitaires avec les cultures traitées ni les périodes d'application. Pour certaines matières actives dont l'usage est homologué pour un nombre restreint de cultures, il sera possible de faire l'association culture-usage. Ce ne sera pas le cas pour d'autres matières actives comme le glyphosate utilisé en interculture, par exemple.





CHAPITRE 2



Modéliser l'impact environnemental du système hydro-agri-alimentaire

Les interactions entre sources majeures de polluants et processus de transfert au sein des différents compartiments de l'hydrosystème régional (Chapitre 1) sont ici étudiées grâce à l'association de différents outils de simulation spécialisée. Cette approche transdisciplinaire s'est concrétisée, au cours des phases 7 et 8 du PIREN-Seine, par la mise en œuvre d'une plateforme multi-modèles. Cette dernière simule l'impact sur la ressource en eau régionale, conséquence des transferts d'eau et de solutés diffus d'origine agricole, depuis les sols jusqu'aux exutoires du réseau hydrographique, en passant le système

aquifère (§. 2.2.). Sa relative généralité permet son association avec différentes approches de caractérisation quantifiée et distribuée de la pression agricole, méthodes également développées dans le cadre du programme (§. 2.1.). Bien que les résultats ici présentés se concentrent majoritairement sur le cas de la pollution nitrique, la structure générale de cet outil, de même que les bases de données et modèles qui l'intègrent constitue une base de réflexion particulièrement adaptée pour étendre, à terme, son champ d'application à la simulation des impacts liés aux pratiques phytosanitaires (§. 2.3.).



1. Quantifier les facteurs de pression sur l'hydrosystème régional : les approches GRAFS et STICS-spatialisé

Deux approches complémentaires de quantification des flux diffus agricoles ont historiquement été développées au sein du PIREN-Seine. Conceptualisées pour assurer une cohérence à l'échelle macro-régionale ou européenne, leur mise en œuvre permet, à la fois, d'approfondir des questions de recherche étudiant les liens entre production agricole et consommation humaine, mais aussi de répondre à des objectifs opérationnels de diagnostics fins de pression sur le territoire ou sous-territoires qui le composent. Leur couplage à des modèles distribués conçus, développés et maintenus dans le cadre du programme permet d'évaluer les conséquences environnementales associées afin d'aboutir à des visions quantifiées de l'état actuel de contamination des eaux souterraines et de surface.

Estimation des flux liés au système agroalimentaire : la méthode GRAFS

Le modèle GRAFS (*Generalized Representation of Agro-Food Systems*, Billen et al., 2013) a été développé pour documenter les flux d'azote à travers les systèmes agroalimentaires. Cette approche a été utilisée à différentes échelles, des petits bassins versants (Garnier et al., 2016) aux nations (Lassaletta et al., 2014a, 2014 b; Le Noë et al., 2017; 2018), mais aussi aux échelles de l'Europe (Billen et al., 2021) et des macro-régions du monde (Billen et al., 2014; Lassaletta et al., 2016).

L'approche GRAFS décrit les systèmes agroalimentaires en considérant quatre composantes principales participant aux échanges de flux de nutriments : les terres cultivées (cultures arables et permanentes), les prairies permanentes, les systèmes d'élevage et la population locale. Les flux d'azote sont renseignés pour :

- Les apports de nutriments au sol (fertilisation exogène telle que la fertilisation synthétique et/ou organique, les dépôts atmosphériques ainsi que la fixation symbiotique);
- Les aliments nécessaires au bétail existant;
- La taille de la population humaine, ses préférences alimentaires et ses excréments;
- Les importations/exportations de denrées alimentaires

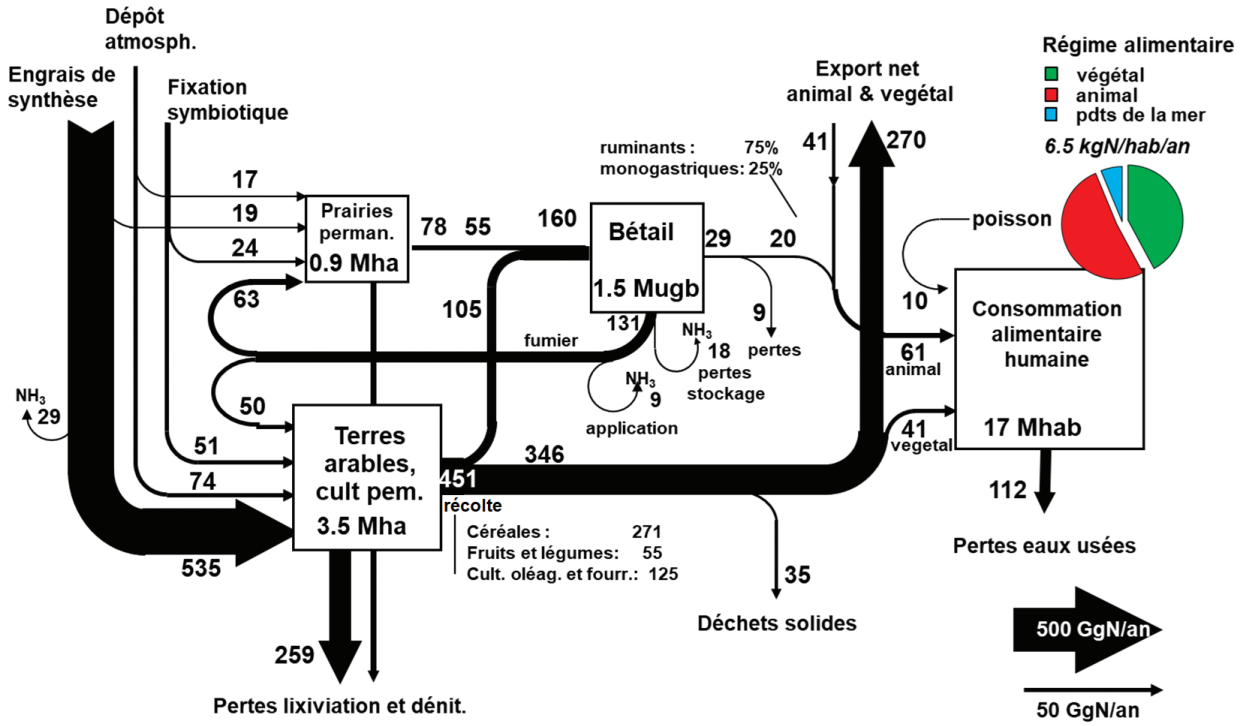
et d'aliments pour animaux (Billen et al., 2018; 2021). Ces flux d'azote relient la productivité des prairies et des terres cultivées (à partir de cultures annuelles et pérennes) à l'alimentation du bétail et, enfin, à l'alimentation humaine.

Le système agroalimentaire est ici documenté pour la période 2014-2019, à l'échelle des unités administratives NUTS2 (Nomenclature des Unités Territoriales Statistiques) de l'Union européenne (Fig. 19). GRAFS fournit une représentation synthétique des flux d'azote entre les différents compartiments du système agri-alimentaire du bassin de la Seine (Fig. 19a). La même représentation pour la Bretagne (Fig. 19b) permet de comparer la situation d'un territoire dominé par les grandes cultures exportatrices avec peu d'élevage, comme le bassin de la Seine, avec celle d'une région d'élevage intensif comme la Bretagne, qui importe le tiers de l'alimentation de son cheptel et exporte de la viande et du lait dans l'ensemble du territoire national et au-delà.

Il est possible d'établir une typologie des systèmes agri-alimentaires à partir des flux majeurs d'azote entre terres arables, prairies, élevage et population. Elle vise à caractériser le degré de couplage entre agriculture et élevage ainsi qu'entre production et consommation locales. Les critères utilisés sont très proches de ceux proposés par Le Noë et al. (2018) pour analyser la trajectoire des systèmes agri-alimentaires régionaux de la France de 1850 à 2014, ou de Garnier et al. (2023) pour étudier les pertes environnementales d'azote dans un gradient tempéré-méditerranéen. L'arbre de décision (Fig. 20a) et son application à l'échelle des régions européennes permettent d'obtenir la distribution des six grands types de systèmes agri-alimentaires (Fig. 20b) :

- **Les systèmes urbains** sont ceux pour lesquels la demande alimentaire humaine dépasse la production alimentaire locale (production des terres cultivées et production comestible de l'élevage), de sorte que l'importation de nourriture est une composante majeure du système agri-alimentaire ;
- **Les systèmes intensifs spécialisés d'élevage** se caractérisent par une forte densité d'élevage associée à une part importante d'aliments importés pour répondre à l'alimentation animale. Dans ces systèmes, l'élevage n'est que très peu lié à l'agriculture ;
- Au contraire, **les systèmes de polyculture-élevage** ont un degré élevé de couplage entre les activités de culture

a Bassin de la Seine, 2014-2019
GgN/an



b Bretagne, 2014-2019
GgN/an

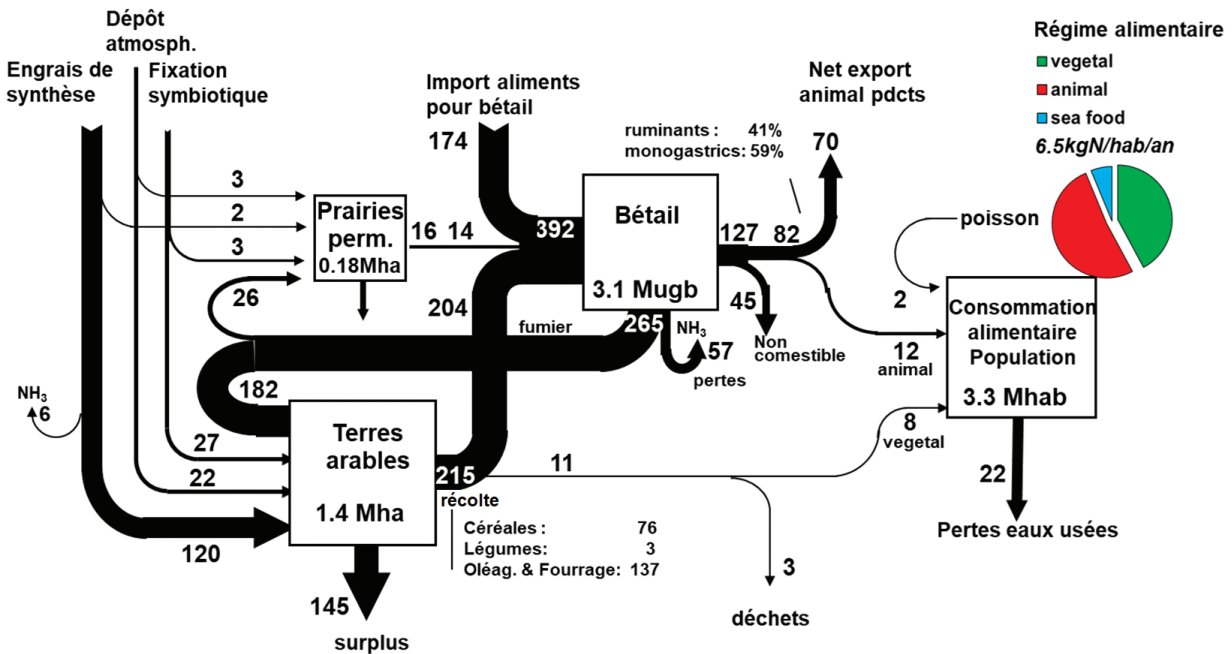


Figure 19. Représentation GRAFS des flux d'azote à travers le système agri-alimentaire du bassin (a) de la Seine et (b) de la Bretagne en 2015-2019. GgN = ktN.



et d'élevage. En effet, d'une part, le fumier fournit une proportion relativement élevée de fertilisation des sols des terres cultivées et, d'autre part, la production agricole locale fournit une grande part de la nutrition animale ;

- Dans les systèmes **basés sur l'herbe**, les prairies permanentes fournissent au moins la moitié de l'alimentation animale, tandis que dans les systèmes **basés sur le fourrage**, les terres cultivées locales représentent une part importante de l'alimentation animale ;
- Dans les systèmes de **culture et d'élevage déconnectés**, l'agriculture et l'élevage coexistent, mais sans liens étroits en termes de fumier utilisé par les terres cultivées et de produits alimentaires locaux pour l'alimentation du bétail. Les systèmes spécialisés en grande culture, sans élevage, désignent les systèmes agri-alimentaires où la production végétale est beaucoup plus importante en termes de flux de matière que l'élevage ;
- Les systèmes **spécialisés en grande culture**, sans élevage, désignent les systèmes agri-alimentaires où la production végétale est beaucoup plus importante en termes de flux de matière que l'élevage.

L'approche GRAFS, à la différence de STICS, n'est pas une modélisation mécaniste des interactions sol-plante, mais plutôt une approche qui calcule des bilans à l'échelle de rotations spécifiques régionales, définissant notamment

une relation $Y = Y_{max} * F / (F + Y_{max})$ entre les rendements (Y , intégrés sur la rotation) et la fertilisation (F , moyenne des apports d'azote au sol par dépôt atmosphérique, épandage d'engrais organique ou minéraux et fixation symbiotique par les légumineuses) (Lassaletta et al., 2014a; Billen et al., 2024). Le paramètre Y_{max} caractérise, à la fois, un plafond hypothétique de production à fertilisation saturante, mais surtout le niveau de fertilisation (à $Y_{max}/2$), à partir duquel la réponse de la rotation en termes de rendement s'écarte fortement de la linéarité. Au-delà de ce niveau de fertilisation, les pertes environnementales d'azote, vers l'hydrosphère ou l'atmosphère deviennent particulièrement élevées.

D'autres relations permettent par ailleurs de calculer, par exemple, les flux associés au métabolisme des animaux d'élevage (séparément pour les ruminants et les monogastriques) ou encore le devenir du fumier excréte par les ruminants et les monogastriques, ainsi que les pertes d'azote provenant du stockage du fumier et de son épandage sur les prairies et les terres arables (Billen et al., 2024).

La grande diversité de données exigées par STICS pour une simulation robuste ne permet pas de proposer un équivalent à l'application régionalisée de GRAFS à de si larges échelles.

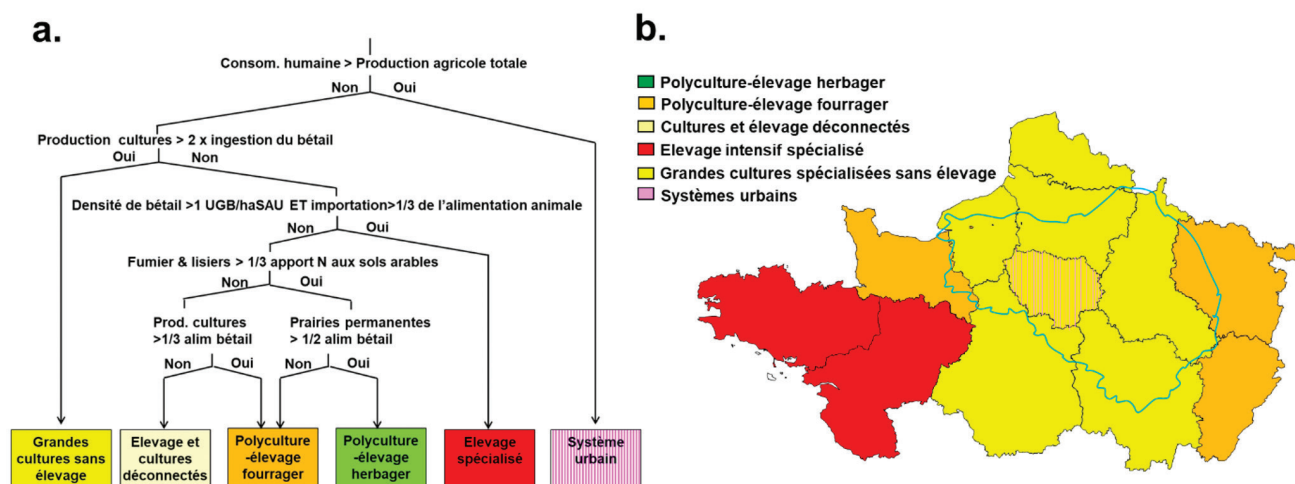


Figure 20. (a) Arbre de décision pour la typologie des systèmes agro-alimentaires territoriaux. (b) Application aux régions agricoles du bassin de la Seine et du Nord de la France (Billen et al., 2024).

Simulation explicite des systèmes de culture : la modélisation ARSeiNE-STICS

Une autre approche vise à quantifier les rejets diffus générés par l'activité agricole en simulant explicitement les évolutions spatio-temporelles reconstituées des systèmes de culture sur l'ensemble du territoire (§. 1.4.). Cette approche s'appuie sur une étroite association entre, d'une part, les descriptions fournies par la base ARSeiNE et, d'autre part, une version spatialisée du modèle agronomique STICS. Cette dernière tient compte des facteurs (sols, climat, etc.), des sources anthropiques et des processus majeurs du compartiment sous-racinaire identifiés au chapitre précédent (§. 1.3.).

Sur l'ensemble des terres arables de territoire, les **pluies efficaces**** simulées sont d'environ 220 mm/an en moyenne interannuelle sur pluies efficaces. (Fig. 21b). Sa distribution est marquée par de fortes disparités géographiques, les régions les plus drainantes

étant localisées en bordure de domaine (c-à-d. Barrois, Ardennes, Morvan, Basse Normandie, Pays de Caux - Fig. 21a). Ce constat est en relation directe avec la répartition caractéristique des précipitations, ces régions recevant en moyenne, les plus forts cumuls annuels. À l'inverse, les sols de l'axe central du bassin sont beaucoup moins drainés vers les nappes, la zone la plus marquée étant localisée en Beauce (Fig. 21c). En intensité, ce drainage est marqué par une très forte variabilité annuelle, bien que cette distribution caractéristique très structurante se reproduit (Fig. 21a₂ et a₃).

Sur la période récente 2015-2022, la gamme de drainage la plus fréquemment simulée, comprise entre 100 et 225 mm/an, concerne près de la moitié de la surface agricole totale (52 %). Les régions en périphérie, représentant environ 20 %, sont associées à des lames moyennes comprises entre 300 et 450 mm/an. Sur cette même période, pour l'ensemble du territoire, la concentration moyenne sous-racinaire en nitrate simulée, résultante à

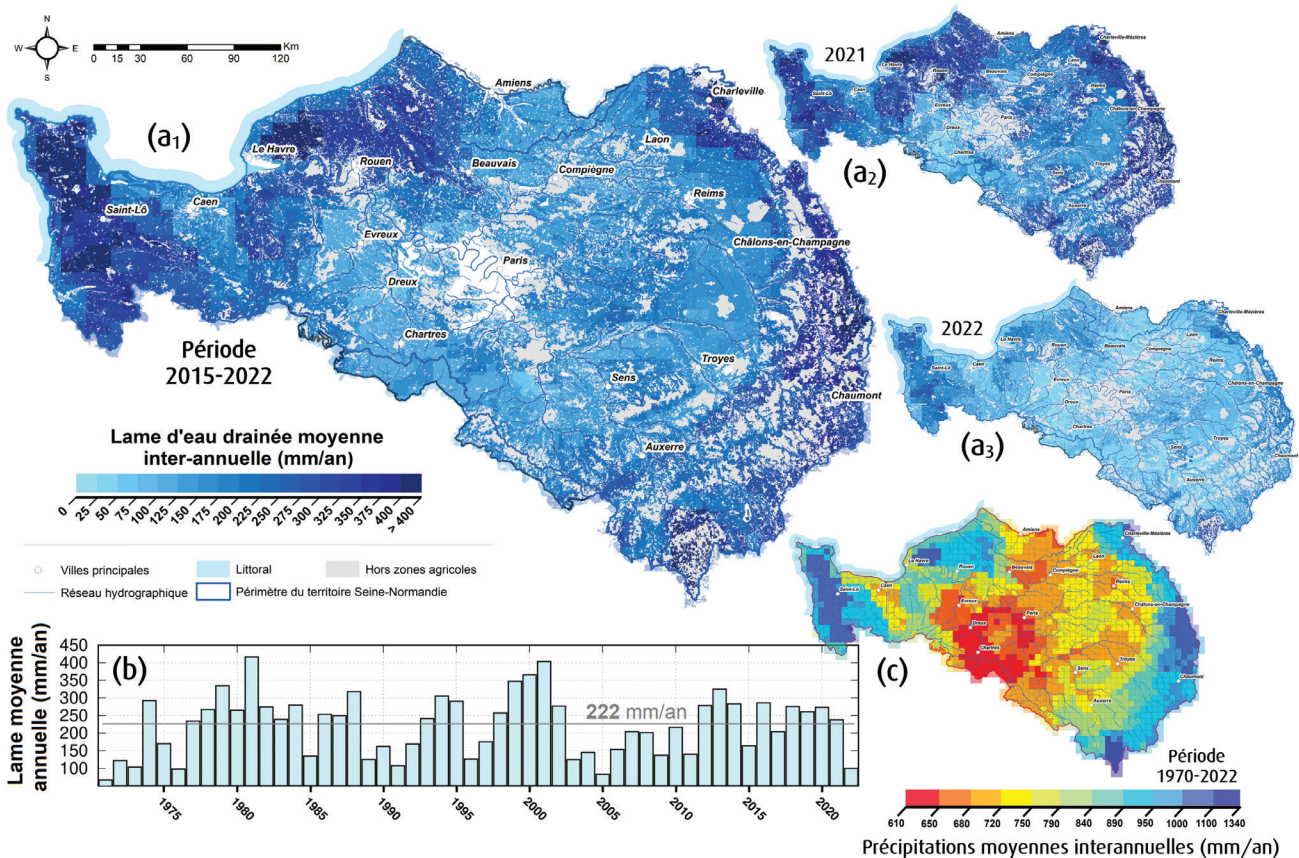


Figure 21. Distribution des quantités d'eau drainées simulées par le modèle STICS spatialisé (en mm/an), sous zones agricoles. (a₁) Valeurs moyennes interannuelles pour la période 2015-2022. (a₂, a₃) Distributions respectivement simulées pour une année récente moyenne (2021) et récente sèche (2022). (b) Cumuls annuels simulés (en mm/an), agrégés à l'échelle du territoire entier. La ligne horizontale grise indique la valeur de la moyenne sur la période de simulation 1971-2022. (c) Distribution moyenne interannuelle 1970-2022 (en mm/an), des précipitations sur le territoire. Données issues de la réanalyse SAFRAN Météo-France.

Le modèle agronomique STICS et le logiciel STICS-spatialisé

Logiciel de simulation agronomique développé par l'INRAE depuis 1996 en dehors du programme PIREN-Seine (Brisson et al., 2003; Beaudoin et al., 2023), il est ici mobilisé pour simuler le comportement du système sol-plante-atmosphère ainsi que les conséquences des variations du milieu et du système de culture sur la production d'une parcelle agricole et sur l'environnement. Les différents modules qui le composent simulent chacun un processus dédié (croissance aérienne, bilan en eau de la culture, développement racinaire, etc.). Ils permettent ainsi d'intégrer les descriptions fines fournies par ARSeiNE.

Ce modèle permet d'accéder à de nombreuses sorties journalières représentatives de grandeurs agronomiques ou environnementales. Deux sont essentielles ici : la lame d'eau drainée et le flux d'azote lixivié à la base du profil de sol. Il s'agit plus précisément, d'une part, des quantités excédentaires d'eau non évaporée, captée ou stockée par le système sol-plante-atmosphère et, d'autre part, d'azote apporté non prélevé par les plantes ou stocké dans le sol. Par association avec les moteurs de calcul CaWaQS (voir page 52) et pyNuts-Riverstrahler (voir page 60), ces flux vont alors pouvoir transiter dans les différents compartiments de l'hydrosystème.

Nativement conçu pour être appliqué à l'échelle de la parcelle agricole et d'une rotation de cultures, STICS a, dans le cadre des travaux du programme, fait l'objet d'une spatialisation (Gallois, 2024; Gallois et Viennot, 2018). Il s'agit d'un déploiement du modèle sur l'ensemble de tout le territoire Seine-Normandie, opéré afin :

- > de réaliser des simulations pluri-décennales du territoire;
- > de rendre compatible la disponibilité des flux sous-racinaires simulés avec les étendues des applications hydrogéologiques utilisées pour la simulation d'impact sur les nappes (voir page 52) et
- > d'intégrer la très grande diversité des conditions agro-pédo-climatiques rencontrées à cette échelle.

Dans cette optique, cette spatialisation s'appuie ainsi sur une grille de simulation d'un peu plus de 100 000 km² (9220 mailles d'une surface moyenne de 8,2 km²), produit de l'intersection des maillages supports des descriptions des systèmes de culture (UMA ARSeiNE), de données météorologiques (base de données SAFRAN - Météo-France) et pédologiques (BDGSF - Base de Données Géographique des sols de France - INRAE) (Fig. 22).

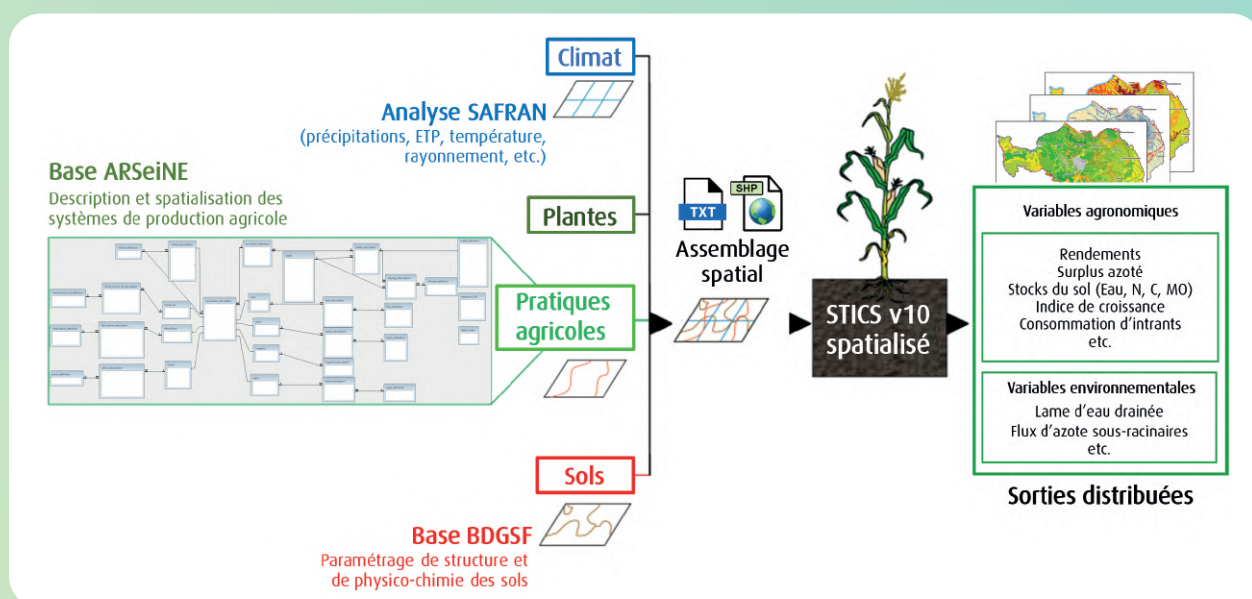


Figure 22. Le logiciel STICS spatialisé : principales entrées et sorties (ETP** : évapotranspiration potentielle, N : azote, C : carbone et MO : matière organique).

la fois des lames d'eau et du flux d'azote lixivié est de 47 mgNO₃⁻/L. La distribution spatiale associée est largement dictée par le zonage agricole du bassin (Fig. 23). Ainsi, les régions de Beauce, de Champagne Crayeuse, de Picardie et de Brie dénotent par des concentrations globales relativement élevées (Tab. 2). En revanche, les zones où les proportions de la SAU en herbe sont significatives, voire

dominantes, dessinent des secteurs à concentrations plus faibles (Pays de Caux, bordure Est Jurassique, Ardennes, Cotentin). Pour cette période, 62 % de la surface agricole totale de la zone simulée est associée à des concentrations comprises entre 25 et 50 mgNO₃⁻/L. 33 % sont associés à des valeurs supérieures à 50 mgNO₃⁻/L.

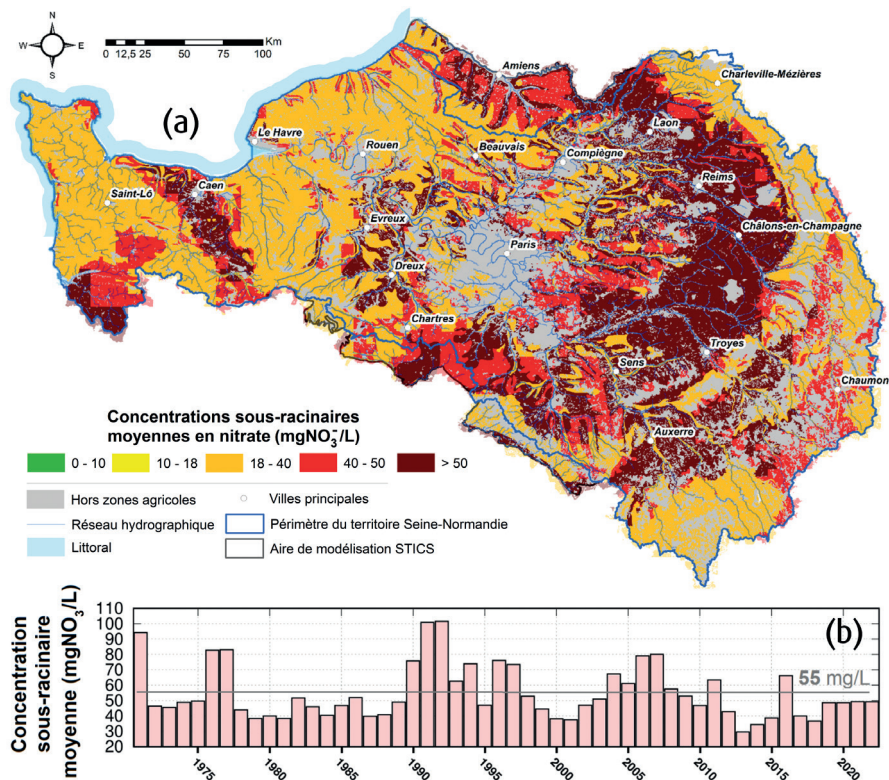


Figure 23. (a) Concentrations sous-racinaires moyennes en nitrates (1971-2022), simulées par le logiciel STICS spatialisé, sous zones agricoles. Valeurs en mgNO₃⁻/L. (b) Concentrations moyennes simulées, en mgNO₃⁻/L, agrégées à l'échelle du territoire entier. La ligne horizontale indique la valeur de la moyenne sur la période de simulation 1971-2022.

| GRA | Dénomination - Surface (km ²) | Drain (mm) | | Flux d'azote (kg/ha) | | Concentration (mgNO ₃ ⁻ /L) | |
|-----|--|------------|-----------|----------------------|-----------|---|-----------|
| | | 1971-2022 | 2015-2022 | 1971-2022 | 2015-2022 | 1971-2022 | 2015-2022 |
| 1 | Plateaux calcaires de l'Est (8 772) | 319 | 283 | 34,4 | 32,8 | 50,4 | 52,8 |
| 2 | Morvan (2 733) | 362 | 312 | 24,3 | 20,3 | 30,0 | 31,0 |
| 3 | Ardennes, Champagne humide (4 995) | 265 | 266 | 21,3 | 22,4 | 36,8 | 38,5 |
| 4 | Haute Normandie (12 404) | 248 | 263 | 20,3 | 25,0 | 37,5 | 42,8 |
| 5 | Basse Normandie (8 880) | 325 | 323 | 26,3 | 23,4 | 36,4 | 33,1 |
| 6 | Brie, Soissonnais, Champagne crayeuse (20 585) | 157 | 169 | 22,0 | 23,1 | 60,6 | 59,7 |
| 7 | Beauce et Gâtinais (14 880) | 135 | 151 | 17,5 | 17,3 | 56,1 | 49,3 |
| - | Surface agricole totale (73 249) | 222 | 226 | 22,8 | 23,2 | 54,8 | 47,1 |

Tableau 2. Moyenne 1971-2022 (en gras) et 2015-2022 (italique), des trois variables sous-racinaires, agrégées selon les limites des grandes régions agricoles. Calculs réalisés relativement aux surfaces agricoles uniquement et non aux surfaces totales. Ch. = Champagne.

Comment valider un modèle agronomique à l'échelle régionale ?

De manière générale, la performance de prédiction d'un modèle dépend, à la fois, du réalisme de ses formalismes, de sa calibration, de la robustesse de son paramétrage et de la fiabilité des données d'entrée. Même si les performances prédictives de STICS ont déjà fait l'objet de nombreuses évaluations, via des simulations locales à l'échelle de la parcelle-année, et ce, dans des contextes agro-pédo-climatiques contrastés, la confrontation entre simulation régionale et mesures est difficilement accessible et toujours partielle. Le plus simple consiste à évaluer la qualité de prédiction des rendements des cultures (Fig. 24) ou des flux d'eau et d'azote observables à l'exutoire de certains périmètres bien définis.

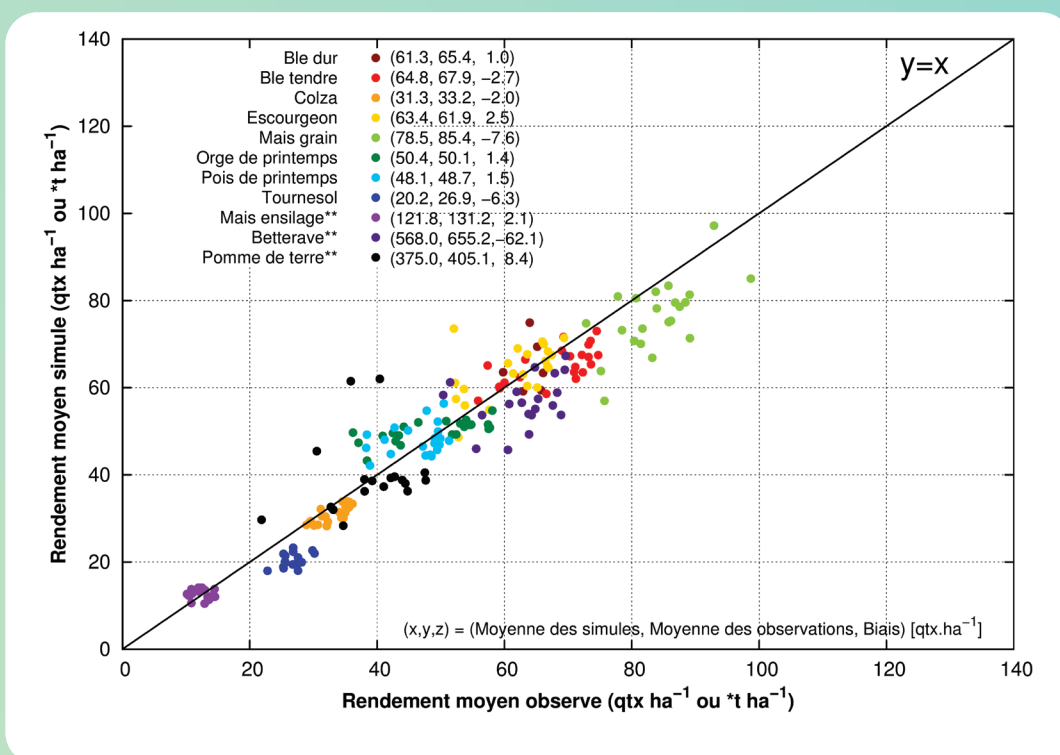


Figure 24. Comparaison des rendements moyens simulés par le logiciel STICS spatialisé et observés à l'échelle départementale. Données issues de la statistique agricole annuelle (SAA) AGRESTE (agreste.agriculture.gouv.fr) pour les types de cultures majoritaires du territoire. Les valeurs entre parenthèses indiquent respectivement, par culture, les valeurs moyennes simulées et observées sur l'ensemble du domaine, ainsi que le biais, exprimé en quintaux par hectare (à l'exception du maïs ensilage, de la betterave et de la pomme de terre, en tonne par hectare). Rendements simulés exprimés aux taux d'humidité** propres à chaque type de culture, d'après la norme SAA.

À cette échelle d'étude, l'évaluation du modèle agronomique distribué reste problématique; d'autant plus qu'il nécessite de mobiliser des compétences pluri-disciplinaires, étant donné la large gamme de pédo-techno-climats couverte et le gros volume de résultats bruts produits. Afin d'attribuer un degré de confiance confortable aux flux lixiviés produits, capitaux pour un couplage réaliste avec le modèle hydrogéologique, le paramétrage de l'appliquatif spatialisé utilisé (paramètres pédologiques et physiologiques d'entrée par exemple) est ici le résultat d'analyses avancées de cohérence et de sensibilité du modèle STICS. En effet, même si une confrontation entre concentrations en nitrate calculées et observées en nappes est réalisée en fin de chaîne (Fig. 31), la variable d'intérêt centrale (flux d'azote) n'est pas directement mesurable. Il est donc impossible de la comparer à des valeurs observées. Ainsi, une validation indirecte, conduite à dire d'expert, de l'analyse de résultats annexes du modèle (70 variables environ) a été réalisée afin de stabiliser ou réviser différents jeux de paramètres du logiciel de spatialisation, notamment ceux ayant une influence prononcée sur la lixiviation de l'azote (Beaudoin et al., 2018; 2015). Ces paramètres sont le produit d'un long travail collaboratif entre équipes de recherche.

2. Déterminer les transferts des polluants dans le continuum Homme-Terre-Mer : le couplage multi-modèles du PIREN-Seine

Depuis le début des années 1990, divers outils numériques ont été élaborés au sein du programme, visant à la modélisation des flux d'eau et des principaux processus impliqués dans le transport, la réactivité et la rétention de macronutriments dans tout ou partie de l'hydrosystème (Fig. 27). En vue d'affiner la compréhension et la description de ces transferts à l'échelle du territoire Seine-Normandie, pour les eaux de surface et souterraines, une démarche de mutualisation d'outils, méthodes et bases de données développés au sein et en marge du programme, a été constituée sous la forme d'une plateforme de modélisation interdisciplinaire (Fig. 25). Cet outil repose sur la notion de couplage entre outils de simulation.

Outre donc des associations permettant une estimation ou la production même de l'élément ou espèce chimique à transporter (§. 2.1.), la version actuelle de cette plateforme assure la simulation de leur transfert et de leurs transformations, à la fois, dans les différents compartiments souterrains (zones non saturées et système aquifère) via un modèle hydrogéologique, mais aussi, à **l'interface riparienne**** et dans le réseau hydrographique à l'aide d'un modèle de biogéochimie des rivières. Elle permet ainsi de caractériser l'impact de la pression agricole sur la ressource en eau du bassin et de rendre compte de l'ensemble des processus majeurs affectant sa qualité au cours de son cheminement le long du continuum aquatique, *c.-à-d.* des sols agricoles, jusqu'au littoral, en passant par les aquifères, le réseau hydrographique et ses annexes hydrauliques.

La notion de couplage

Ancrée au cœur de la démarche du PIREN-Seine, elle est le plus souvent motivée par la nécessité de créer des liens entre des processus physiques associés à des temporalités extrêmement variées, dans le but d'appréhender une problématique multidisciplinaire complexe. Un couplage peut être pensé de façon interne à un même modèle, permettant ainsi un dialogue direct étroit entre équations mathématiques des processus, à l'instar de la simulation de transfert d'eau et de solutés en nappe assurés par CaWaQS et la modélisation de la qualité de l'eau par le modèle biogéochimique RIVE (voir page 60). On parle, dans ce cas, de « couplages forts », ceux-ci pouvant être à sens unique ou bidirectionnel (notion de rétroaction).

Afin de mobiliser plusieurs modèles dédiés préexistants, un couplage dit « faible » peut être mis en place. Sa principale fonction est d'assurer la transmission d'un terme source, produit d'un modèle situé en amont de chaîne nécessaire à un processus aval. Le transit des flux sous-racinaires issus du modèle STICS vers les nappes (modèle CaWaQS), dans un premier temps, et les flux d'eau de CaWaQS vers les eaux de surface (modèle pyNuts-Riverstrahler), dans un second, en sont des exemples.

Assurer l'articulation et la compatibilité d'outils numériques initialement conçus de façon indépendante constitue le plus souvent un réel défi technique. Cependant, leur convergence présente plusieurs avantages :

- › Palier à des problèmes d'instabilités et de lourdeur en temps de calcul, qu'il serait très difficile à contourner dans le cas d'une intégration au sein d'un moteur unique de calcul;
- › Mutualiser rapidement des outils nativement développés pour assurer une description fine spécifique du comportement d'une partie donnée d'un système (développement des plantes, écoulements en milieu poreux, fonctionnement biogéochimique des zones riveraines, etc.);
- › Fournir une grande souplesse dans la représentation de ces processus, la mobilisation de chaque brique élémentaire de la plateforme pouvant être désactivée à souhait selon le problème à traiter et/ou les hypothèses considérées (cf. première application partielle aux pesticides par exemple - §. 2.3., Fig. 39).

Au sein du PIREN-Seine, un tel exercice implique souvent plusieurs équipes issues d'universités, d'écoles et d'instituts différents, et s'appuie sur une des grandes forces du programme : sa longévité.

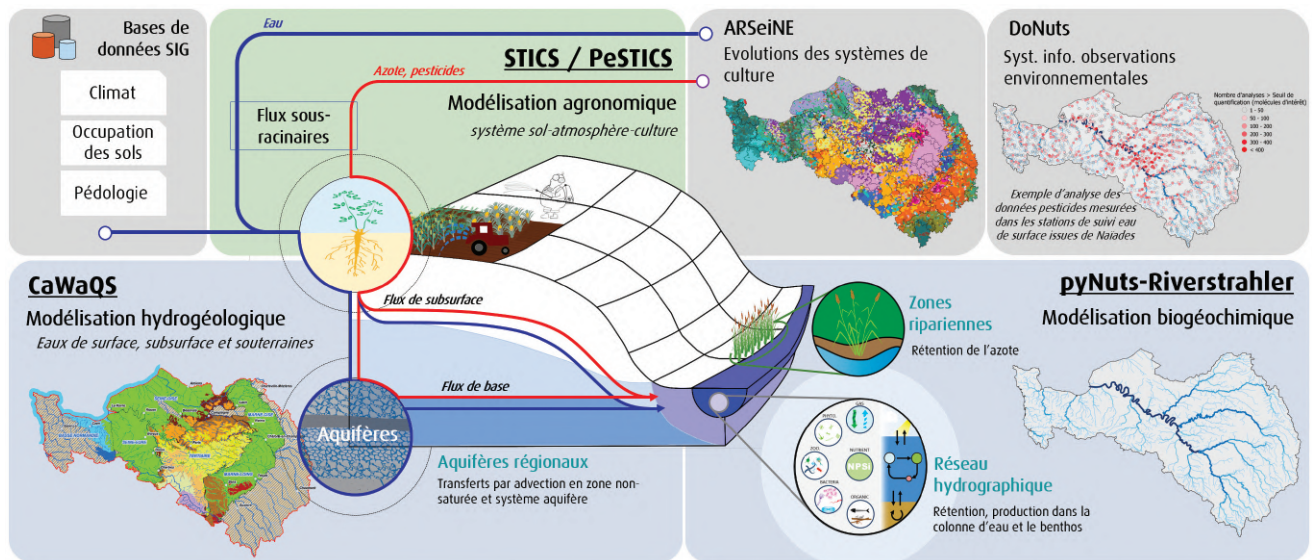


Figure 25. Structure générale de la plateforme multi-modèles du PIREN-Seine pour la simulation des transferts de polluants diffus d'origine agricole dans les eaux de surface et souterraines. Couplage des modèles STICS (agronomie), CaWaQS (hydrogéologie), pyNuts-Riverstrahler (biogéochimie des rivières) et de la base de description de l'évolution long-terme des systèmes de culture ARSeiNE (nitrate, pesticides).

Dynamiques des flux souterrains d'eau et d'azote : simulation de la pollution nitrique du système aquifère régional

Le moteur de calcul hydrologique et hydrogéologique couplé CaWaQS¹¹ (*Catchment WATER Quality Simulator*), est développé au Centre de Géosciences de l'École des Mines de Paris (Université PSL). Majoritairement fondé sur des principes physiques, il simule de façon distribuée, les bilans d'eau, de matière et d'énergie (Gallois, 2024; Flipo et al., 2023; Kiliç et al., 2023) ainsi que la dynamique des écoulements et des stocks associés dans tous les compartiments d'un hydrosystème (sols, réseau hydrographique, zone non saturée, système aquifère et échanges nappe-rivière). Il représente ces dynamiques au pas de temps quotidien à l'aide de cinq principaux modules :

➤ Un module de surface (Fig. 26a), qui estime l'évapotranspiration réelle** (ETR) ainsi que les flux de ruissellement rapide et d'infiltration lente à travers les sols. Ceux-ci alimentent respectivement les rivières et formations souterraines. Ce bilan hydrique tient compte des données climatiques (précipitations et évapotranspiration potentielle - ETP) ainsi que des

distributions des types et modes d'occupation des sols. Ce module permet également un forçage issu de flux simulés par un modèle externe (Gallois et al., 2020); fonctionnalité sur laquelle repose son couplage avec le modèle agronomique STICS (Fig. 26a');

- Un module de zone non saturée (Fig. 26b), qui transfère verticalement et retarde les lames d'eau et flux de matière infiltrés, depuis la zone sous-racinaire, jusqu'au toit des nappes d'eau souterraine¹² ;
- Un module de nappes (ou système aquifère - Fig. 26c et d), fondé sur des équations fondamentales régissant les écoulements d'eau et phénomènes de transport non réactif (convection, diffusion) en milieu poreux. En plus d'intégrer la recharge par infiltration depuis les sols ainsi que les prélèvements anthropiques, il représente le comportement des nappes libres et confinées ;
- Un module simulant les dynamiques d'échanges bidirectionnels entre nappes et rivières (Fig. 26f) ;
- Un module hydraulique de transfert des débits d'eau dans le lit des rivières (Fig. 26e). Intégrant un paramétrage en partie fondé sur des critères physiographiques, les débits simulés résultent, à la fois, des flux d'échanges nappe-rivière, des contributions dues au ruissellement de subsurface et des injections d'eau associées à des rejets anthropiques.

11 Outil de référence pour la simulation des hydrosystèmes dans le cadre du programme, CaWaQS est un code collaboratif *open source* disponible sous licence libre EPL v2.0 (*Eclipse Public Licence*). Des informations supplémentaires sont disponibles sur la fiche outil PIREN-Seine qui lui est dédiée, disponible sur https://www.piren-seine.fr/publications/fiches_outils/cawaqs

12 Une nappe d'eau souterraine correspond à l'eau qui sature la porosité des formations géologiques constituant le sous-sol. Lorsque les propriétés de ces formations permettent une bonne circulation de l'eau autorisant à soutenir un prélèvement dans le temps, on parle alors d'aquifère.

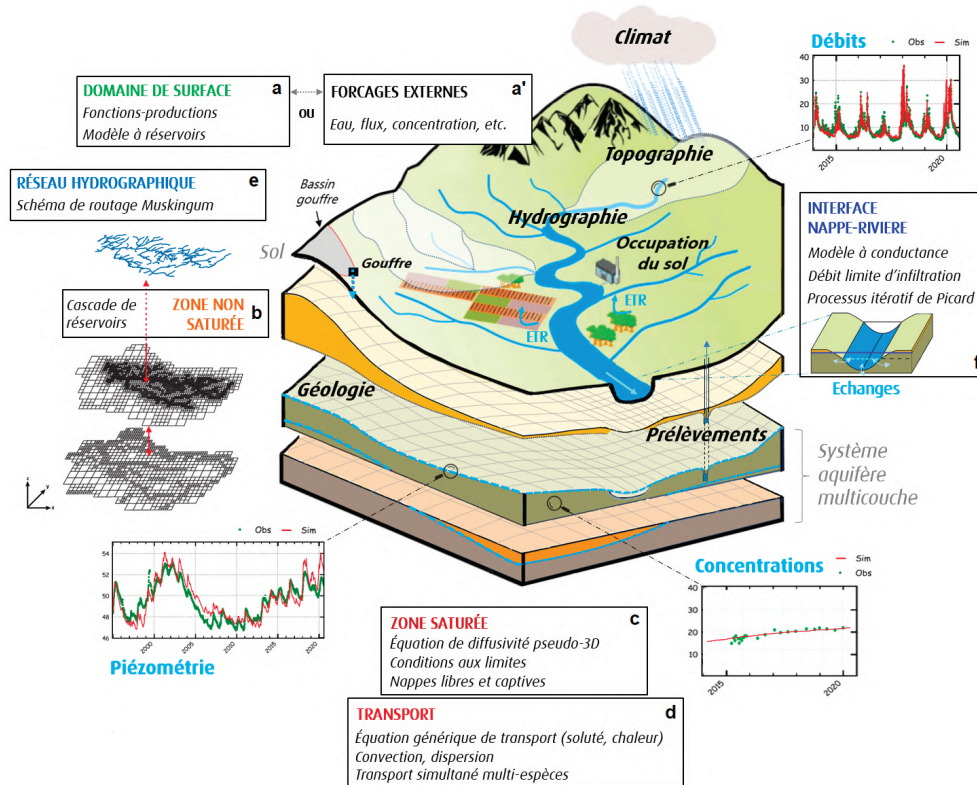


Figure 26. Structure schématique du moteur de calcul hydrologique et hydrogéologique CaWaQS (version 3.x) assurant la simulation de l'hydrodynamisme et du transport de soluté non réactif au sein d'un bassin versant et du système aquifère associé. Les principales variables d'intérêt simulées sont mentionnées en bleu clair.

Les applications de modélisation hydrogéologique utilisées pour le transport des polluants diffus dans les nappes : un couplage historique avec le modèle agronomique STICS.

L'approche par couplage entre un modèle hydrogéologique et le modèle agronomique STICS a été initiée, dès 2002 dans le programme (Fig. 27), dans le but principal de reconstituer spatialement et sur le long terme l'évolution des concentrations mesurées dans l'ensemble des formations aquifères d'un territoire. D'abord appliqué sur le bassin de la Marne (Gomez, 2002) puis étendu à celui de la Seine, en parallèle de la construction et de l'intégration de bases de données de pratiques agricoles chaque fois plus précises, ce couplage a permis, en 2009, d'obtenir de premières restitutions satisfaisantes. Celles-ci étaient alors obtenues par simples ajustements de la chronologie de la médiane des concentrations calculées à celle des données mesurées à l'échelle de chaque couche aquifère simulée. Ces simulations étaient alors limitées par un modèle hydrogéologique tri-couches du bassin de Paris décrivant uniquement les formations de l'Oligocène, de l'Éocène et de la Craie du Crétacé supérieur. Ces principaux résultats avaient été alors consignés dans la précédente mouture de ce fascicule (Viennot et al., 2009).

Toutefois, cette première calibration n'était faite sans précision aucune à l'échelle de chaque forage, l'écart type des erreurs calculées par ouvrage pouvant alors avoisiner plus de 25 mgNO₃/L. En l'état, le modèle régional développé à l'échelle du bassin de de la Seine et ce premier couplage n'étaient donc pas adaptés pour caractériser le bon état ou non d'une masse d'eau souterraine donnée et d'en prédire son évolution, conformément aux attentes de l'exercice d'état des lieux.

Une première application hydrogéologique, plus finement discrétisée, a alors été construite sur le secteur des bocages normands (Thiérier et al., 2007). Après calibration du comportement hydrodynamique des formations aquifères (Fig. 28b₀), puis couplage avec une première mouture du logiciel STICS spatialisé (Viennot et al., 2010), un tout premier calage a pu être mené par comparaison des concentrations mesurées et simulées ouvrage par ouvrage. L'application a ensuite été validée sur l'ensemble des ouvrages de mesure. Les résultats avaient notamment pu confirmer l'état médiocre de la principale masse d'eau du secteur.

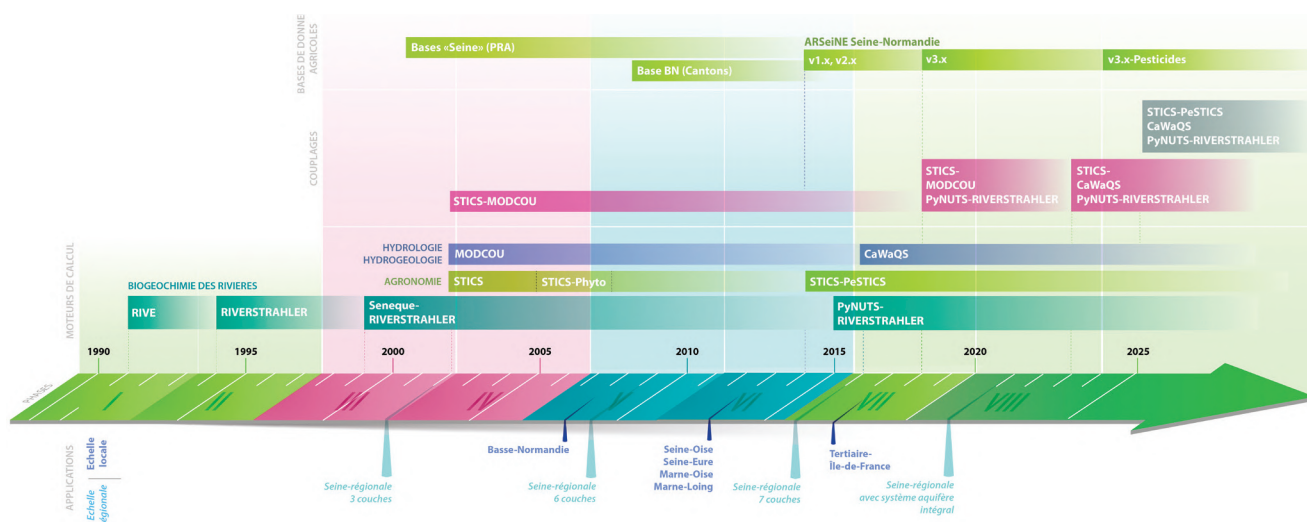


Figure 27. La plateforme multimodèle du PIREN-Seine pour la quantification des impacts des pollutions d'origine agricole : 30 ans d'avancées techniques et méthodologiques. Chronologie de développement des moteurs de calcul, applications, méthodes, bases de données et couplages associés. L'encart gris identifie la prochaine étape majeure d'évolution prévue en phase 9.

La poursuite des modélisations du comportement des formations aquifères de Seine, alors supportées par une nouvelle application régionale à six couches, discrétisant plus finement les formations d'âge oligocène et éocène (Viennot, 2009) a, par suite, donné lieu au développement de cinq sous-modèles locaux à fine résolution, complétant celui du secteur de Basse-Normandie :

- une modélisation détaillée de l'ensemble des formations d'âge tertiaire (Gallois et al., 2017a). Neuf horizons aquifères y sont décrits, formations constitutives des trois principaux systèmes complexes tertiaires du bassin :
 - la nappe de Beauce (ensemble détritique de Sologne, Calcaires de Pithiviers et d'Etampes) ;
 - la nappe de l'Oligocène (Calcaires de Brie et Sables de Fontainebleau) ;
 - la nappe de Champigny *sensu largo* (Calcaires de Champigny, de Saint-Ouen et du Lutétien).

À cela, s'ajoutent un horizon du Paléocène (Sables du Thanétien) ainsi que la Craie du Cénomanién, dans le secteur où celle-ci affleure, au nord-ouest de l'Île-de-France. Cette application, dite « Tertiaire-Île-de-France » (Fig. 28b₅) tient implicitement compte, dans sa paramétrisation, des extensions et épaisseurs associées de six niveaux aquitards**.

- Quatre sous-modèles (Viennot et Abasq, 2013), respectivement nommés en cohérence avec les rivières

principales qui en définissent les contours, divisent l'impluvium de Craie du Crétacé supérieur : « Seine-Eure », « Seine-Oise », « Marne-Oise » et « Marne-Loing » (Fig. 28b₁ à 28b₄).

Dans l'ensemble, ces six applications indépendantes décrivent le domaine souterrain (68 320 km²) par une structure aquifère multicouche composée d'environ 478 000 mailles. La résolution des mailles varie entre 250 m et 2 km de côté. Quatorze horizons distincts sont modélisés (Fig. 28).

L'exploitation de ces « sous-modèles » se poursuit en 2024, en parallèle et en complément des travaux menés autour de l'application unique régionale Seine¹³, récemment entièrement recalibrée (Gallois et al., 2021 ; Flipo et al., 2023), comprenant l'effet des fluctuations de niveaux d'eau en rivière sur le fonctionnement des nappes du bassin, une description des plaines alluviales (Labarthe, 2016) ainsi qu'une récente extension à la frange jurassique amont du bassin de la Seine.

La résolution de l'hydrodynamisme du système souterrain ou, en d'autres termes, la restitution des flux d'eau qui y sont effectivement mesurés, constitue un prérequis essentiel à la simulation du transport d'espèces chimiques dissoutes. Cette étape permet, en effet, l'accès aux directions et vitesses d'écoulement, variables sur lesquelles la résolution

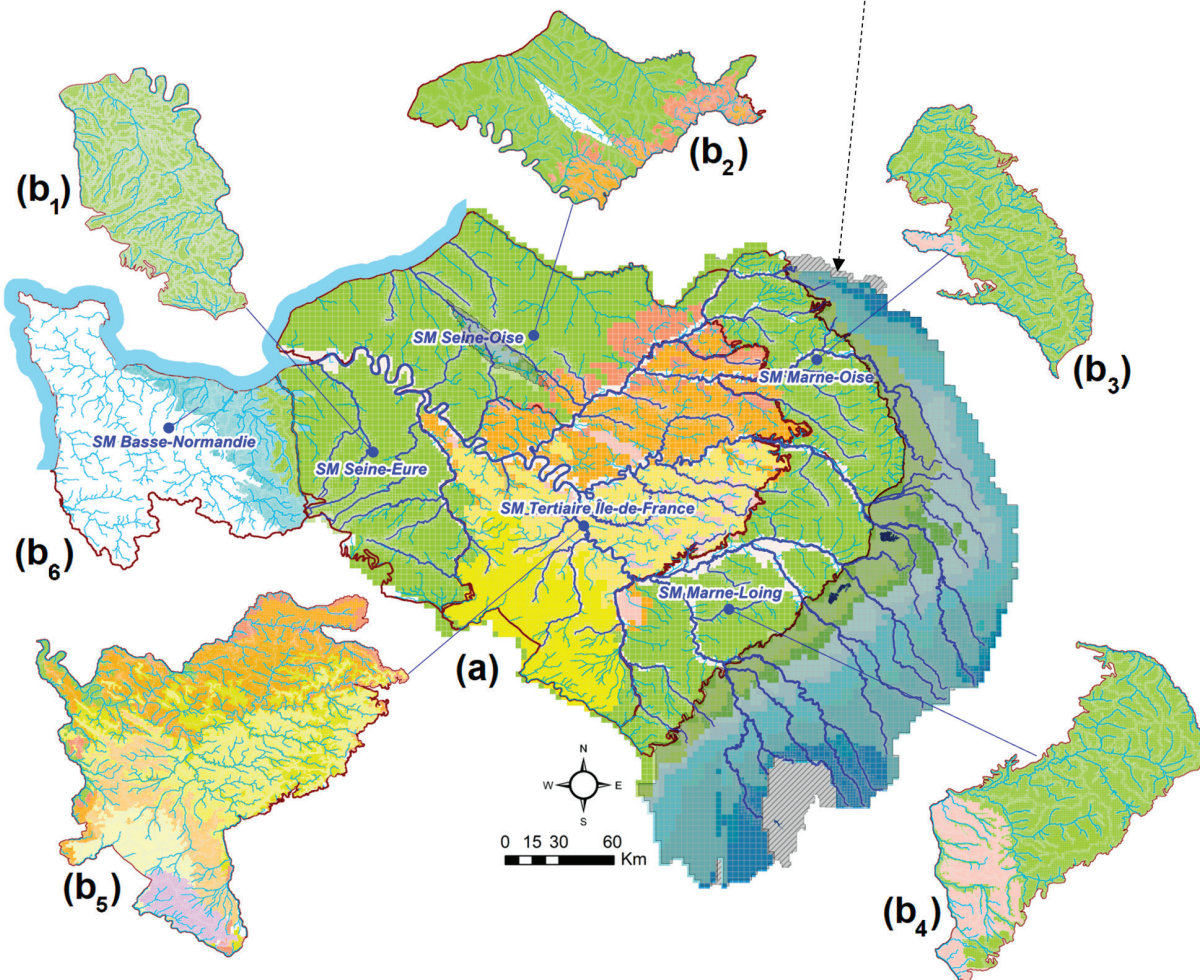
13 Cette application régionale est aujourd'hui le support des modélisations d'impact du changement climatique à l'échelle de la Seine, objet central du fascicule « Trajectoires hydrologiques du bassin de la Seine » de cette collection.

du problème mathématique de transport s'appuie. Ainsi, pour chaque application, les restitutions conjointes des niveaux, dynamiques de nappe (piézométrie) et des débits mesurés en rivière (Fig. 30) résultent d'un travail

d'optimisation des paramètres du modèle qui régissent ces écoulements (Encart « Calibration et validation des modèles à large échelle : Quelles mesures mobilisables ? »).

(a) Application Seine-Régionale | Lithologies affleurantes

| | | | | | |
|------------------------|-------------------------|-------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|
| Formations alluviales | EOCENE Moyen | CRETACE Inférieur | JURASSIQUE Supérieur | JURASSIQUE Moyen | JURASSIQUE Inférieur |
| MIOCENE / OLIGOCENE | Bartonien | Gault | Tithonien | Callovien | Lias |
| Aquitainien / Rupélien | PALEOCENE | Albien | Kimméridgien | Bathonien | Hettangien |
| OLIGOCENE | Thanétien | Néocomien | Oxfordien | Bajocien sup. | |
| Rupélien | CRETACE Supérieur | | | Bajocien moy. et inf. | |
| EOCENE Supérieur | Campanien / Cénomaniens | | | | |
| Priabonien | | | | | |



| Sous modèle | Lithologie |
|----------------------|--|
| (b5) Tertiaire | Ensemble détritique de Sologne (Miocène) |
| | Calcaires de Pithiviers |
| | Calcaires d'Etampes (Oligocène) |
| | Calcaires de Brie et Sables de Fontainebleau |
| | Calcaires de Champigny (Eocène) |
| | Calcaires de Saint-Ouen |
| (b6) Basse Normandie | Calcaires du Lutétien et Sables du Cuisien |
| | Sables du Thanétien (Paléocène) |
| | Craie (Crétacé) |
| (b1) Seine-Eure | Bathonien (Jurassique moyen) |
| | Bajocien |
| (b2) Seine-Oise | Dogger indifférencié |
| | Calcaires du Lutétien (Eocène moyen) |
| (b3) Marne-Oise | Sables du Cuisien (Eocène inférieur) |
| | Tertiaire indifférencié |
| (b4) Marne-Loing | Sables du Thanétien (Paléocène) |
| | Tertiaire indifférencié |
| (b1) Seine-Eure | Turonien (Crétacé sup.) |
| | Craie (Crétacé) |
| (b2) Seine-Oise | Craie (Crétacé) |
| | Craie (Crétacé) |

Figure 28. Applications CaWaQS développées sur le territoire Seine-Normandie pour la modélisation des transferts souterrains de nitrate. La frange grisée, à l'amont du bassin de la Seine, issue de l'application régionale, n'est actuellement pas intégrée à ces travaux (SM = Sous-modèle).

Calibration et validation des modèles à large échelle : quelles mesures mobilisables ?

Lors de sa conception, la comparaison des sorties de modèle à des mesures de terrain est fondamentale. Elle tend à satisfaire deux objectifs :

- › Établir une adéquation entre les modalités de simulation choisies et le système réel. Cette calibration vérifie l'aptitude de l'outil à restituer un ou plusieurs signaux observés (piézométrie, concentrations aquifères, débits par exemple) ;
- › Évaluer son degré de validité en le confrontant à des mesures complémentaires indépendantes, non considérées pour sa calibration. On parle alors de validation.

Quel que soit le type de modèle, sa mise en œuvre est le plus souvent motivée pour répondre à un besoin précis, et ce, à une échelle d'étude donnée. Le choix des données permettant la validation doit ainsi être fait en adéquation. À titre d'exemple, compte tenu des écoulements lents dans les nappes, la validation des applications hydrogéologiques requiert des chroniques longues, préférentiellement denses afin d'imprimer les différentes échelles temporelles de dynamiques (juxtaposition de la variabilité annuelle hautes eaux/basses eaux et de cycles basse fréquence décennaux de piézométrie par exemple). Pour être utilisables à des fins de calibration et/ou de validation, les chroniques de mesures doivent ainsi, a minima :

- › permettre d'identifier clairement les tendances et différentes dynamiques d'évolution, sur une longue durée ;
- › de disposer d'un nombre minimum d'observations afin de garantir le calcul de critères robustes de performances et ;
- › d'être rattachée, sans équivoque, à une entité modélisée (cours d'eau, horizon aquifère, etc.).

Une présélection, fondée sur ces critères, a ainsi été réalisée. Près de 1020 ouvrages de suivi des niveaux de nappes sont recensés dans les limites du secteur modélisé. Seuls 20 % fournissent un suivi long et robuste, débutant pour la plupart, à partir de 1990 ; suivi généralement très lacunaire sinon (Fig. 29a). Les densités de données sont également extrêmement variables. En effet, moins d'un ouvrage sur deux comptabilise plus de 2 000 valeurs, et ce, sur des périodes variant entre 4 et 30 ans (Fig. 29a'). Environ 360 ouvrages couvrant l'ensemble du domaine ont été retenus. La sélection est plus drastique encore pour les teneurs nitriques en nappes, puisque seuls 10 % des ouvrages, sur les 5000 du domaine, présentent un effectif de plus de 50 mesures (Fig. 29b). Finalement, 458 ont été retenus.



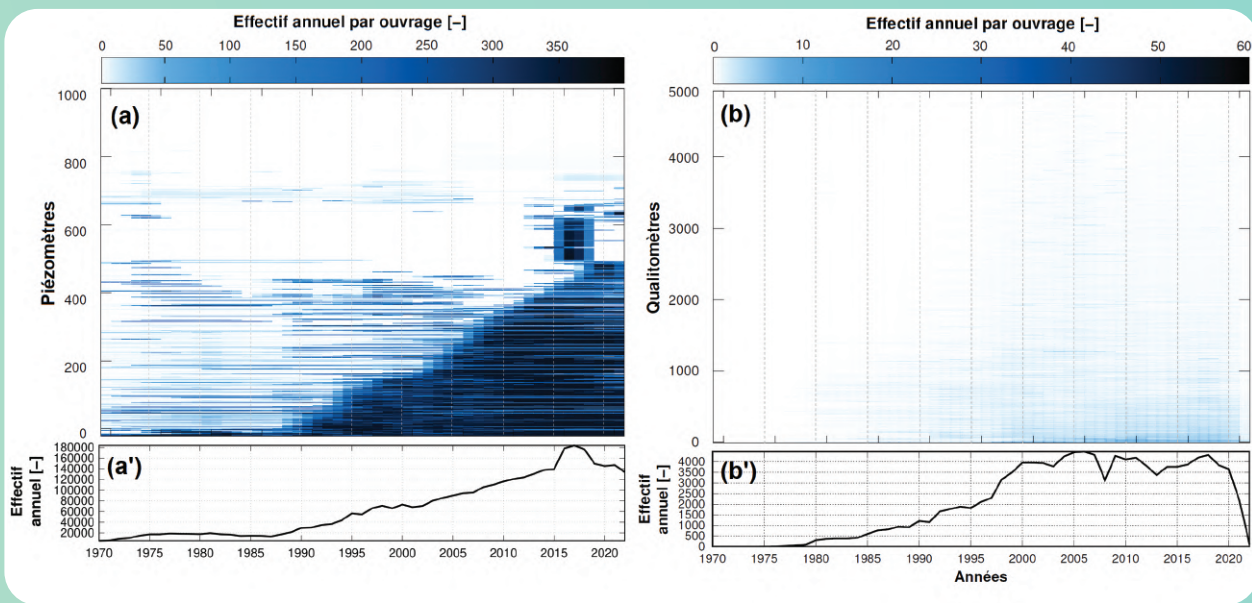


Figure 29. Évolutions des densités de suivis disponibles pour (a) la piézométrie et (b) les concentrations en nitrate en nappe à l'échelle du secteur souterrain modélisé du territoire (soit 68 000 km² environ). (a,b): Représentations par an et par ouvrage du domaine. (a', b'): Effectifs totaux annuels sur l'ensemble de ce domaine.

Quelle que soit la variable d'intérêt mesurée à reproduire, le degré de cohérence entre mesures et simulation est classiquement évalué par le calcul de critères statistiques usuels. À titre d'exemple, la figure 30 présente la comparaison de dynamiques piézométriques mesurées et calculées au niveau de quelques piézomètres du domaine, accompagnées de deux exemples simples de tels critères :

- › Le biais : Il évalue l'écart relatif moyen entre valeurs observées et simulées. Il s'agit donc d'un indicateur de la tendance du modèle à sous-estimer (valeurs négatives) ou surestimer (biais positifs) les niveaux mesurés. D'optimum nul, sa dimension est celle de la variable observée (Fig. 30a) ;
- › Le coefficient de corrélation : Il évalue les co-fluctuations entre chroniques simulées et mesurées. Il s'agit donc d'un indicateur de performance de la dynamique observée. Il est communément admis qu'une simulation est jugée satisfaisante pour des valeurs de coefficients supérieures comprises entre 0,7 et 1,0 (Fig. 30b).

Dans le cas des pesticides, la difficulté réside dans la recherche récente des pesticides et le manque de données de contamination. La calibration des modèles de transfert des pesticides a été réalisée pour l'atrazine et ses métabolites, car les résidus de cet herbicide sont recherchés depuis longtemps et le plus grand nombre de détections dans les eaux de surface et souterraines est recensé, malgré son interdiction en 2003. Pour cela, les bases de données ADES et Naiades fournissent une vision spatio-temporelle de la contamination permettant de renseigner les modèles pour ces substances. De nouvelles ont été mises sur le marché, mais les limites de détection sont trop élevées pour permettre un suivi des concentrations. De plus, les métabolites sont généralement inconnus. La connaissance des applications anciennes de l'atrazine sur le bassin permet la calibration du modèle. La validation peut être faite pour de nouveaux pesticides dont les usages récents sont recensés dans la BNV-d. La spatialisation des données d'usage sera un atout considérable dans le futur pour la caractérisation du risque d'exposition. Cependant, des verrous technologiques en chimie analytique sont encore très présents. La dégradation des pesticides dans les sols conduit au transfert privilégié des métabolites vers les eaux souterraines plutôt que les molécules mères. Seules des techniques d'analyse non ciblées pourraient offrir une empreinte chimique globale de l'eau exploitable a posteriori.

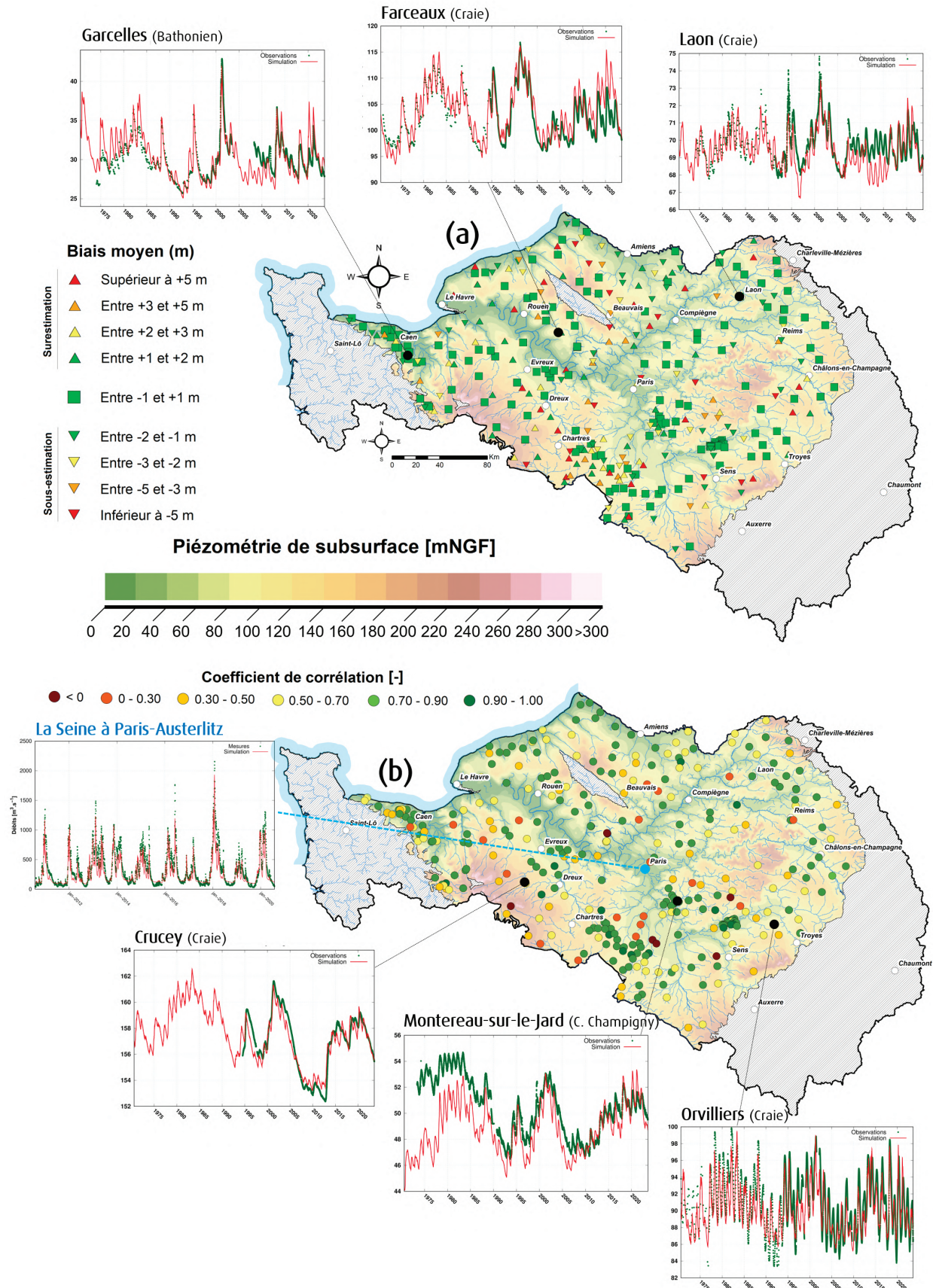


Figure 30. Critères de performances de calibration évalués au niveau de chacun des piézomètres de la zone modélisée : (a) biais (en m) et (b) coefficients de corrélation (sans unité). Évaluation sur la période 1988-2022. Les fonds de carte représentent la piézométrie simulée à fin juillet 2022, pour les premières formations aquifères rencontrées depuis la surface. Exemples (noms de localités en noir) de restitution des niveaux et dynamiques piézométriques (en mNGF), pour quelques piézomètres. Exemple (en bleu) de restitution de débit pour la Seine à la station de mesure de Paris-Pont d'Austerlitz. Chroniques simulées en rouge, mesures en points verts.

Performances du couplage STICS-CaWaQS pour la restitution des concentrations nitriques en nappes

Contraint par les flux dynamiques d'eau et d'azote issus de l'association ARSeiNE-STICS spatialisé (voir page 47), une seconde et dernière étape d'ajustement des modèles est réalisée : l'optimisation des champs de porosité. Ce paramètre représente le volume de vides connectés de la roche constitutive de chaque horizon aquifère dans laquelle le soluté peut circuler. Son ordre de grandeur est ainsi étroitement lié à la nature lithologique dominante traversée (sables, calcaires, marnes, etc.). À l'issue de cette phase de travail, et à l'instar de l'évaluation des dynamiques hydriques, les écarts de restitutions des concentrations nitriques en aquifère pour l'ensemble des 458 ouvrages de mesure disponibles et exploitables du domaine sont évalués (Fig. 31a). À l'échelle du domaine, la cohérence de la simulation aux niveaux mesurés y est très satisfaisante, quel que soit la zone géographique ou l'horizon aquifère mesuré : près de 70 % des ouvrages de mesure présentent un biais absolu inférieur à 5 mgNO₃⁻/L. L'objectif général de ces modélisations est de reproduire au mieux possible, les évolutions temporelles des

concentrations mesurées en nitrate dans différents ouvrages répartis sur l'ensemble de la zone étudiée. Cependant, compte tenu de la forte variabilité saisonnière, voire journalière qui peut être observée dans les mesures des concentrations, le modèle s'efforce surtout de reproduire la tendance générale de mise en place de la pollution, dynamique qui, si correctement reproduite, est suffisante pour assurer la robustesse de prédictions évaluées à large échelle.

À l'issue de ces travaux, des cartographies des niveaux passés et présents d'impact de cette pollution diffuse sur les masses d'eau souterraine sont alors accessibles. Les illustrations des figures 33a, b et c en sont des exemples. Ces figures, correspondantes aux années 1990, 2000 et 2022, matérialisent, selon un mode de représentation en « vue d'avion », les concentrations en nitrate des portions de formation aquifères sub-affleurantes, celles-ci étant les plus vulnérables aux pollutions de surface du fait de leur contact direct avec la zone non saturée. Cette figure met notamment en exergue le chargement progressif et relativement continu en nitrate, commun à une majeure partie des masses d'eau de l'auréole de Craie (Fig. 33 d₁). Celles-ci sont, en effet, caractérisées par une très grande

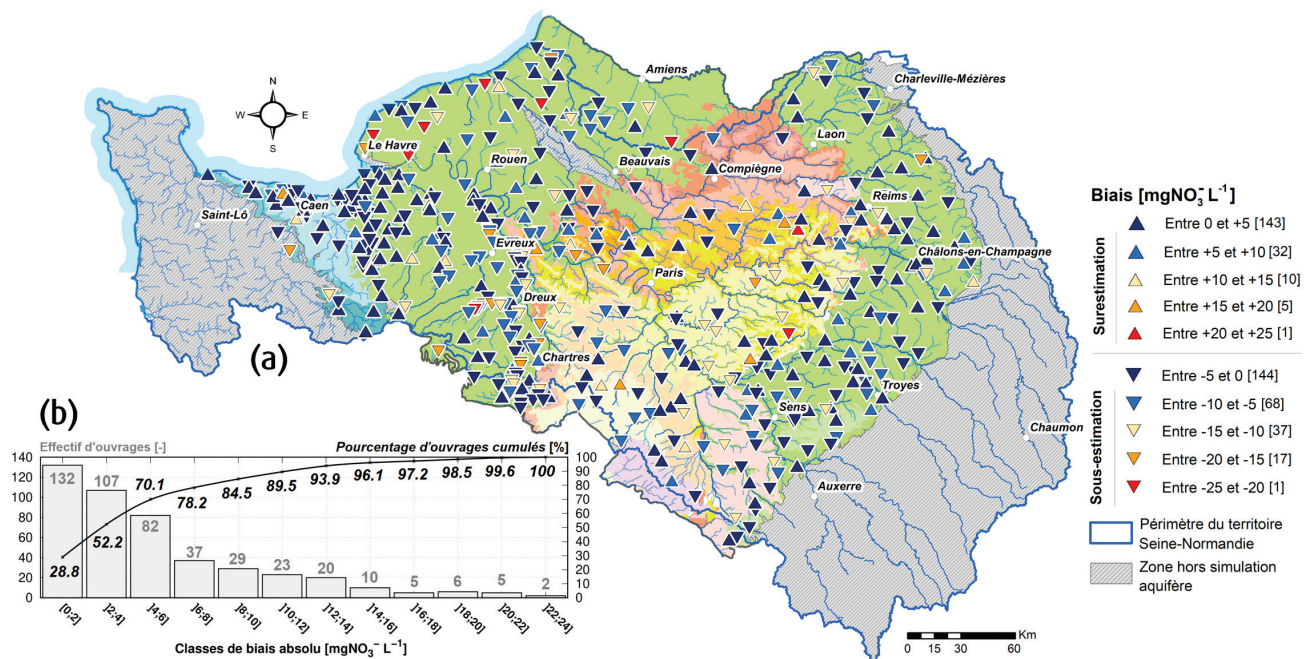


Figure 31. (a) Biais moyens (en mgNO₃⁻/L), de restitution des concentrations aquifères en nitrate au niveau des qualimètres du territoire. Une valeur positive de biais (respectivement négative) traduit d'une surestimation (respectivement d'une sous-estimation) des concentrations mesurées par la simulation. Critères statistiques calculés sur la période 1999-2022. Les nombres entre crochets précisent l'effectif de chaque classe. (b) Distribution des effectifs d'ouvrages par classe de biais absolu (ordonnée de gauche). Distribution (en %) cumulée, à droite.

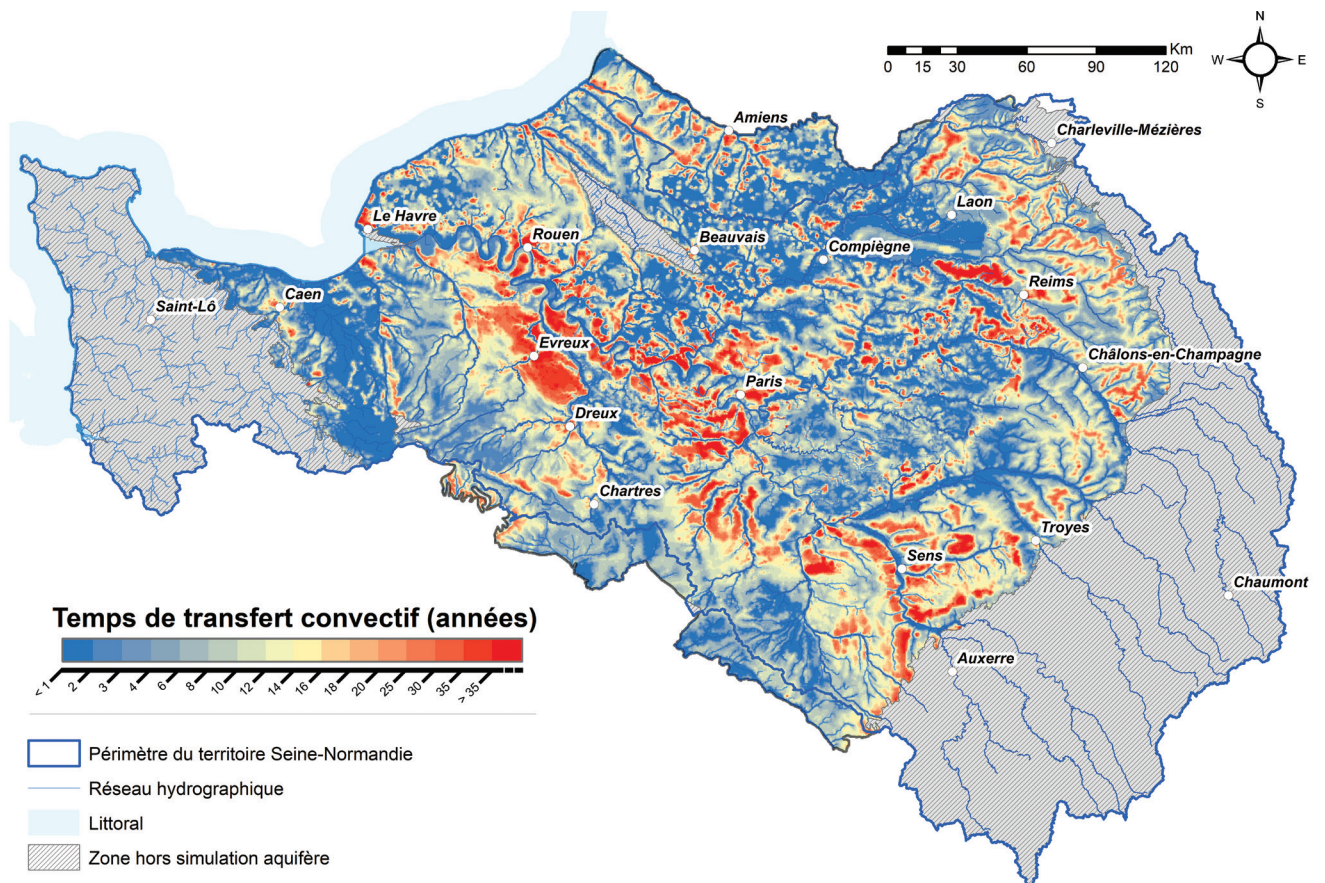


Figure 32. Temps de transfert convectif dans la zone non saturée (en années). Délais obtenus sous conditions de recharge des aquifères simulées sous réanalyse SAFRAN 1970-2023.

inertie, majoritairement conditionnée par des épaisseurs de zone non saturée à leur aplomb importantes. Par ailleurs caractérisé par une importante capacité de stockage, ce compartiment introduit un retard conséquent (Fig. 32) avant qu'un polluant produit en surface n'atteigne le système aquifère.

Ce type d'analyse a, par suite, été décliné à l'échelle des masses d'eau souterraine couvertes, pour tout ou partie, par la modélisation. La figure 33c présente deux exemples représentatifs de profils à réactivité contrastée, sélectionnés parmi les masses d'eau simulées.

Fonctionnement hydro-écologique des eaux de surface : modélisation des transferts azotés en rivières

La modélisation des transferts azotés en rivières a été réalisée à l'aide de l'outil de modélisation

pyNuts-Riverstrahler. Développé au sein de l'UMR METIS (Sorbonne Université, CNRS, EPHE) et de la fédération FIRE (CNRS, Sorbonne Université), cet outil permet la simulation du fonctionnement hydro-écologique et biogéochimique d'un réseau hydrographique (Billen et al., 1994; Garnier et Billen, 1994; Thieu et al., 2017).

Il est composé de plusieurs modules d'analyse et de simulation¹⁴, dont, entre autres :

- Un système de gestion d'informations permettant, sur n'importe quel territoire, le calcul des entrées nécessaires au modèle, à partir de bases décrivant les contraintes s'appliquant aux réseaux hydrographiques (c.-à-d. forçages naturels et anthropiques, morphologie des rivières, apports d'eau superficiels et phréatiques, contaminations terrestres diffuses en lien avec l'usage des sols et les pratiques agricoles, etc. - Fig. 34a);
- Le modèle RIVE (Wang et al., 2024 - Fig. 34b), moteur générique de simulation des principaux processus biogéochimiques caractérisant le fonctionnement des

14 Outil collaboratif *open source*, le dépôt GitLab de développement est accessible ici : <https://gitlab.in2p3.fr/rive/pynuts>. Des informations supplémentaires sont disponibles sur la fiche outil PIREN-Seine qui lui est dédiée, disponible sur le site web du PIREN-Seine.

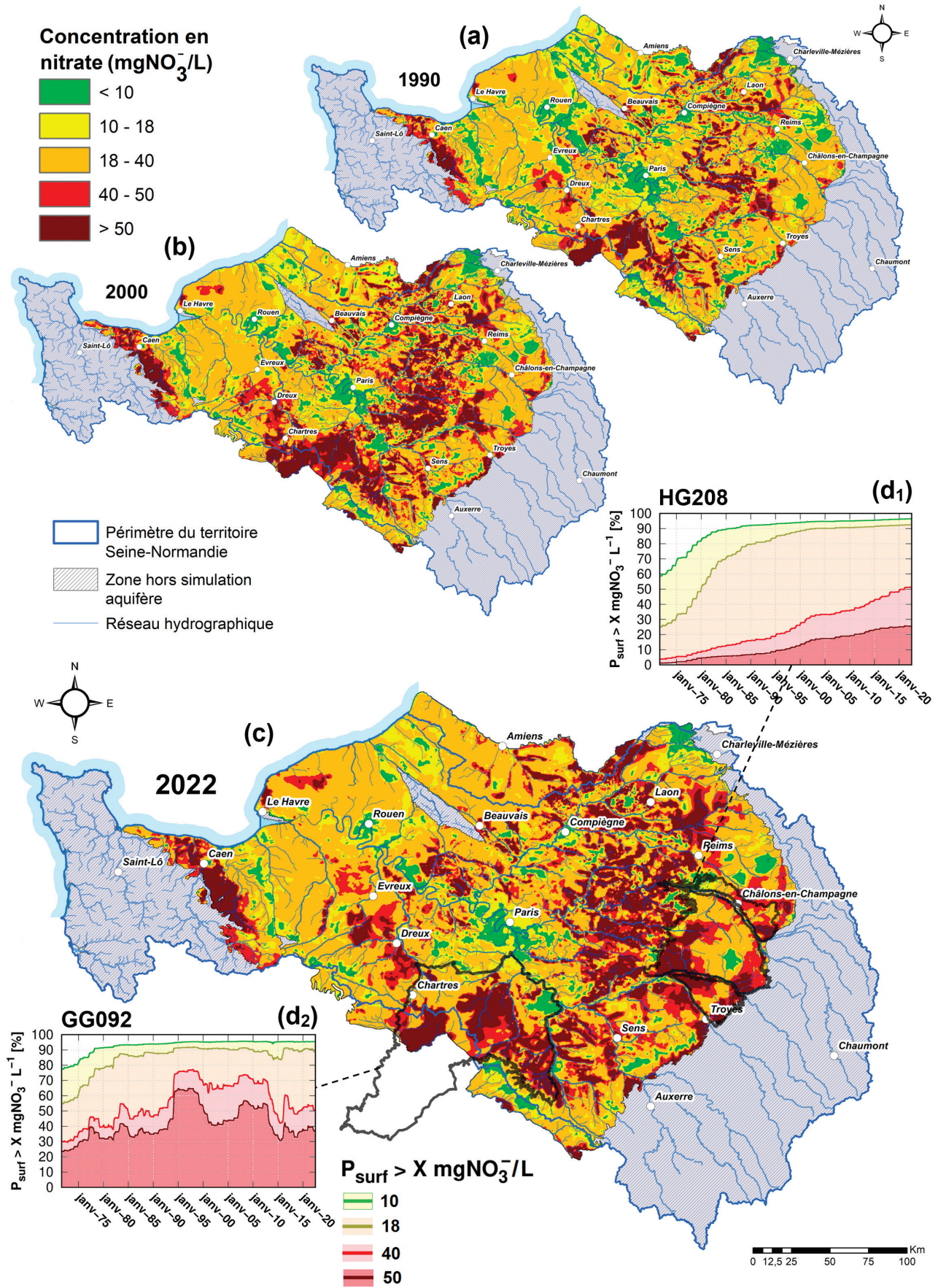


Figure 33. (a, b, c) Concentrations en nitrate (en mgNO_3^-/L) des formations aquifères sub-affleurantes simulées en fin d'années 1990, 2000 et 2022. (d₁, d₂) Évolutions des proportions surfaciques modélisées (en %) de masse d'eau souterraine avec concentrations en nitrate supérieures à 10, 18, 40 et 50 mgNO_3^-/L . Exemples des masses d'eau HG208 (Craie de Champagne sud et centre - d₁) et GG092 (Multicouche des Calcaires de Beauce et de la Craie du Séno-Turonien - d₂).

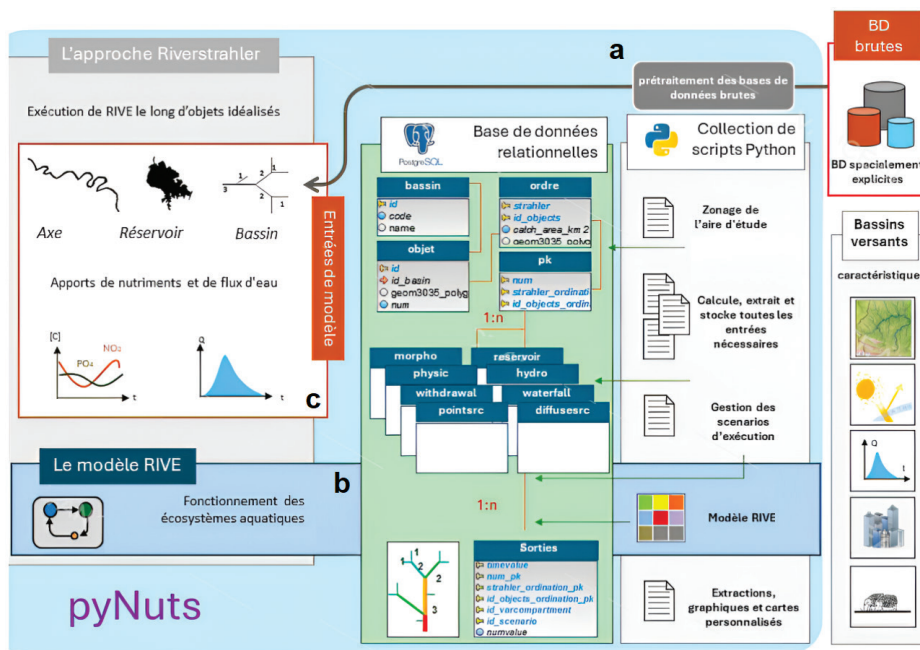


Figure 34. Structure de l'environnement pyNuts-Riverstrahler pour la modélisation du fonctionnement biogéochimique des rivières.

écosystèmes aquatiques, depuis les développements planctoniques, la dégradation des matières organiques au travers de la boucle bactérienne (*microbial loop*) et les échanges aux interfaces benthique et atmosphérique.

Les simulations sont produites en tout point d'un réseau hydrographique idéalisé, grâce à l'approche Riverstrahler (Fig. 34c), depuis les têtes de bassin versant jusqu'aux exutoires fluviaux. Elle permet d'adapter la résolution spatiale de l'outil en cohérence avec des objectifs spécifiques de modélisation, du degré de connaissance du territoire d'étude ou de la résolution spatiale des données décrivant les contraintes pesant sur le réseau. Distribués le long d'objets élémentaires tels que les sous-bassins versants, biefs de rivière et barrages-réservoirs, cet outil évalue la qualité des eaux de surface :

- Pour un grand nombre de variables d'intérêt comme l'oxygène, le carbone, différents nutriments (azote et phosphore notamment, mais aussi silicium), la biomasse phytoplanctonique ainsi que très récemment les produits phytosanitaires, et ce, sous leurs différentes formes possibles (organique, inorganique, dissoute, particulaire ou gazeuse);
- Avec une résolution temporelle décadaire.

Au-delà de la simple validation d'un état de référence des cours d'eau, la plateforme offre des possibilités d'exploration et de couplage puissants, dans le cadre de reconstruction de trajectoires historiques ou de prospectives, comme des

plans d'action réglementaire ou le changement climatique, à des échelles pluriannuelles.

Le couplage entre CaWaQS et le modèle de biogéochimie des rivières pyNuts-Riverstrahler traduit la façon dont le réseau hydrographique est alimenté en flux diffus d'eau et d'azote sur l'ensemble du territoire. Rendus compatibles en termes de pas de temps et de grain spatial de simulation exigés par le modèle biogéochimique, les produits de simulation hydrogéologique synthétisent deux jeux distincts de flux :

- La composante ruisselée, associée à des transferts rapides de subsurface. Ces flux d'eau et d'azote alimentent directement le réseau hydrographique, sans transiter par les nappes (Fig. 35a);
- La composante phréatique en eau et azote, somme des débordements locaux éventuels de nappes au niveau du sol, mais aussi et surtout des flux d'alimentation aux interfaces entre nappes et rivières.

La distribution des lames d'eau ruisselées (Fig. 35a) fait distinctement ressortir les zonages climatiques et géomorphologiques (zones de la plaine de Caen, des pays d'Auge et de Caux, etc. - Fig. 22) du territoire marqué par, par exemple, par les zones de socle Armoricaïn, de la Seine jurassique amont et de l'anticlinal du Pays de Bray, très ruisselants (Flipo et al., 2023; Gallois et al., 2021). Les plus grandes villes et leurs banlieues dénotent (Paris et Rouen, par exemple), en cohérence avec le fort degré local

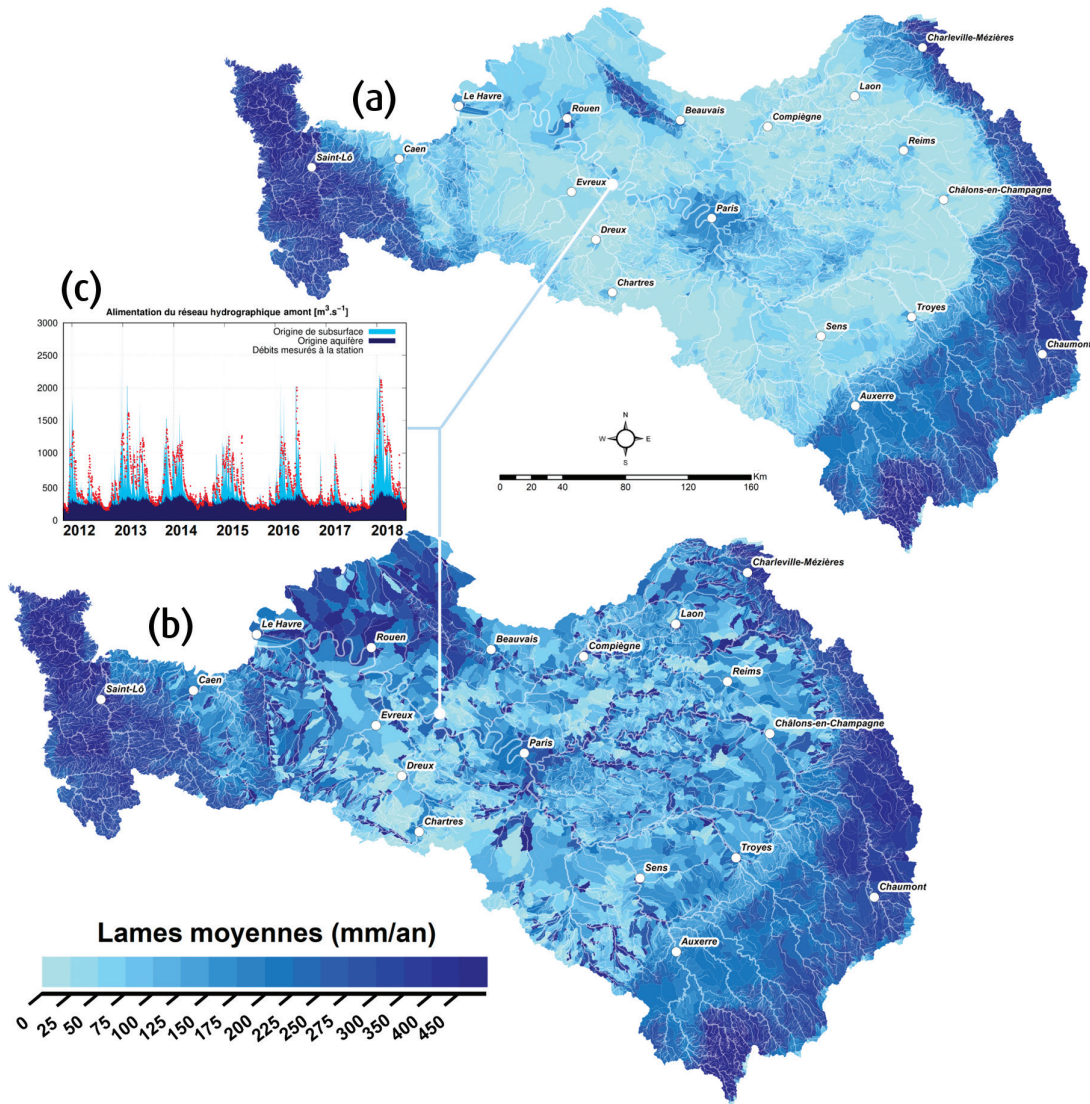


Figure 35. Forçages hydrologiques de pyNuts-Riverstrahler élaborés à partir de la synthèse des résultats du couplage STICS-CaWaQS. (a) Illustration d'une composante de forçage hydrologique : lames ruisselées inter-annuelles moyennes (en mm/an), sur la période 2008-2022. (b) Lames d'eau totales alimentant le réseau hydrographique, somme des flux de subsurface et phréatiques, intégrés à l'application pyNuts-Riverstrahler sur le territoire. (c) Décomposition du débit total simulé par CaWaQS d'alimentation du réseau hydrographique (en m³/s) dans les limites du bassin amont de la station de la Seine à Vernon. Distinction selon la composante d'apport : origine souterraine (domaine bleu foncé) ou de subsurface (domaine bleu clair). Illustration par superposition aux débits effectivement mesurés (figurés rouges - source SIE HYDR03).

d'urbanisation, de même que certains secteurs caractérisés par des proportions significatives de drains agricoles favorisant les processus d'écoulement rapides (Brie). Sur la zone centrale du bassin, les flux d'eau, entrés dans le système souterrain sont redistribués et concentrés le long de grandes vallées alluviales qui recueillent par écoulement profond une part significative des écoulements générés dans les têtes de bassin (Fig. 35b). Cette observation est tout particulièrement associée au secteur du Tertiaire, où se dessinent, en couleurs plus foncées, les vallées de l'Essonne, de la Juine, des deux Morins, de la Marne et de l'Ourcq tandis qu'un déficit de lames d'eau écoulées apparaît dans leurs interfluvés.

Ces lames d'eau sont le vecteur des apports diffus en nitrate aux cours d'eau. Ceux-ci sont calculés depuis les sorties CaWaQS comme la somme des concentrations des différentes composantes (subsurface et phréatique), pondérée par les flux d'eau respectifs associés. Le résultat de ce calcul, présenté à la figure 36, montre des concentrations importantes en apports diffus (supérieures à 40 mgNO₃/L en moyenne interannuelle sur la période 2017-2021) entre les vallées de l'Orne et de la Dive pour la partie occidentale du territoire; dans celles de la Vesle, la Marne et la Seine à l'est; sur la partie septentrionale du plateau de Beauce ainsi que dans l'Auxerrois au sud. Cette distribution des apports diffus reflète assez bien

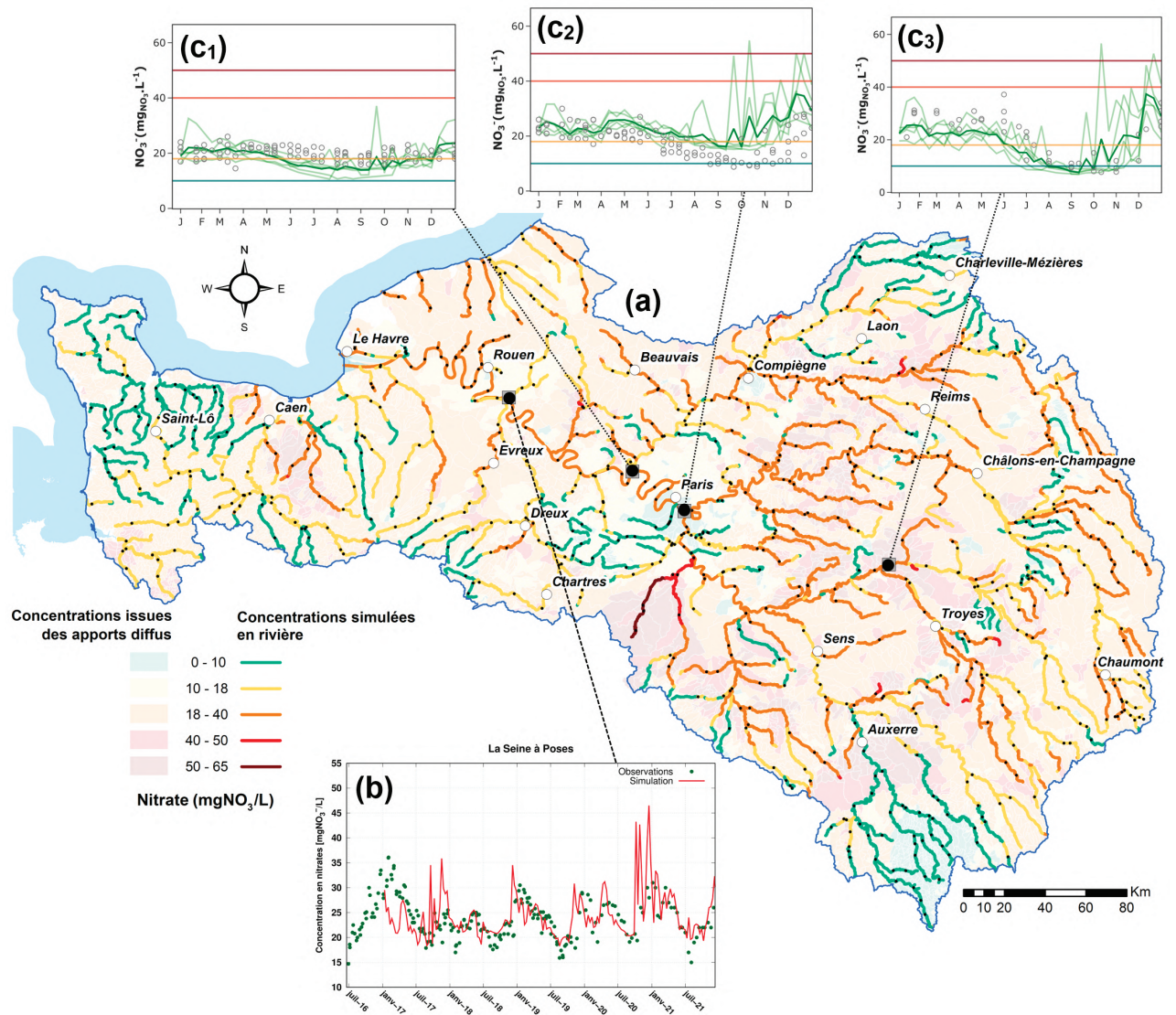


Figure 36. (a) Cartographie des concentrations moyennes en nitrate simulées (en mgNO_3^-/L) au sein du réseau hydrographique par le modèle pyNuts-Riverstrahler, après couplage avec l'ensemble STICS-CaWaQS. Valeurs moyennes sur la période 2016-2021. Le fond de carte représente la distribution des concentrations moyennes en nitrate sur cette même période associées aux apports diffus au réseau, intégrant à la fois, les alimentations dues aux écoulements rapides de sub-surface et lents depuis les formations aquifères. (b) Chronique de restitution des concentrations en nitrate (en mgNO_3^-/L) en rivières, à la station de la Seine à Poses. (c) Profils mensuels moyens interannuels (2017-2021) des évolutions simulées et mesurées en nitrate (en mgNO_3^-/L) pour trois stations : (c₁) L'Oise à Conflans-Sainte-Honorine, (c₂) La Marne à Charenton et (c₃) L'Aube à Baudement. Simulations en traits pleins et observations en figurés ponctuels.

la place des terres arables dans l'occupation des sols au sein du territoire Seine-Normandie. Sur la même figure sont aussi superposés les résultats de simulation pour le nitrate, dans chaque tronçon de cours d'eau modélisé. Ces derniers présentent majoritairement des concentrations comprises entre 10 et 18 mgNO_3^-/L (36 %) ou entre 18 et 40 mgNO_3^-/L (36 %), et 26 % présentent des concentrations inférieures à 10 mgNO_3^-/L . Seules la Juine et l'Essonne ont des concentrations simulées supérieures à 40 voire 50 mgNO_3^-/L . Ces résultats de simulation ont été validés sur quelques stations du réseau de surveillance : sur la Seine, sur l'Oise, sur la Marne et sur l'Aube. L'état des

tronçons modélisés est corrélé avec les concentrations en nitrate des masses d'eau qui les alimentent.

En termes de bilan de masse, à l'échelle du bassin de la Seine seulement, l'export d'azote lié au nitrate est de 131 ktN/an en moyenne sur la période 2017-2021. Ce chiffre est à comparer aux apports totaux aux cours d'eau qui s'élèvent à 162 kt/an, répartis principalement en apport diffus (150 kt/an) et secondairement (environ 9 %) en apport ponctuels (liés aux stations de traitement des eaux usées), même si localement ces derniers peuvent contraindre plus fortement le système (c'est le

cas de la station Seine-aval qui rejette près de 10 % des 12 t/an d'apports ponctuels totaux en azote lié au nitrate). L'abattement entre les exports et les apports d'azote simulés correspond à la fois au processus de rétention riparienne, lié à la présence de zone humide tampon au fort pouvoir dénitrifiant à l'interface des cours d'eau, et qui sont pris en compte dans la modélisation pyNuts-Riverstrahler, ainsi que des processus de rétention et/ou transformation biologiques dans la colonne d'eau (31 tN/an au total).

3. Étendre ces méthodes à la modélisation des transferts de pesticides

En ce qui concerne les pesticides, les études de modélisation menées jusqu'à présent se sont limitées à certains bassins versants expérimentaux, de taille réduite. L'analyse des usages phytosanitaires y a, chaque fois, nécessité un travail considérable de recueil et de reconstitution de données de long terme, allant de l'exploitation des carnets de plaine des agriculteurs sur le bassin de l'Orgeval, 104 km² (Nicola et Schott, 2009), à la mise en place d'un observatoire des pratiques agricoles sur le bassin versant de la Vesle (1400 km²), dans la région de Craie Champenoise (Schott et al., 2005).

Dans une logique d'harmonisation et d'extension des travaux menés sur l'impact des pollutions diffuses d'origine agricole, la modélisation du transfert des pesticides est fondée sur les mêmes outils couplés que pour le nitrate. Les premiers travaux (modèles STICS-phyto (Rat et al., 2006) et Phytodel (Guigon-Moreau, 2006)) présentés dans le fascicule #14 (Blanchoud et al., 2011), ont abouti à l'élaboration du module PeSTICS (Queyrel, 2014). Celui-ci simule les processus clés de transferts spécifiques aux pesticides, au sein du compartiment sol¹⁵. Aujourd'hui couplé avec la version de la base ARSeiNE étendue à la description des apports en pesticides (voir page 35), sa conception, en tant que module optionnel de STICS lui permet d'intégrer explicitement la notion de système de culture dans son fonctionnement, en s'appuyant sur certaines de ses variables et fonctionnalités. Développé et testé sur plusieurs molécules dont l'atrazine, le chlortoluron

et l'isoproturon, il fait intervenir plusieurs formalismes choisis issus de la littérature scientifique, dont tout particulièrement :

- Les apports de pesticides, par applications de matières actives, caractérisées, au sein du module, par un ensemble de propriétés physico-chimiques (solubilité, constantes cinétiques, temps de demi-vie, etc.);
- Les processus d'adsorption/désorption à l'équilibre et à cinétique lente. Ils permettent d'intégrer les phénomènes de rétention des matières actives, menant à la formation évolutive de résidus liés, selon le contenu en matière organique du sol;
- La transformation et dégradation en phase liquide et adsorbée à l'équilibre, permettant la création et l'évolution de métabolites, qui une fois transformés peuvent potentiellement être adsorbés, lixiviés ou à nouveau dégradés (§. 1.3.).

Dans le cas du bassin de la Vesle, le couplage avec l'hydrogéologie, réalisé à l'aide de la plateforme multi-modèles (Fig. 37) montre que même si le pourcentage d'exportation des pesticides vers les eaux souterraines est faible (moins de 1 % des quantités appliquées, Gallois et al., 2017b), le modèle couplé semble correctement simuler l'évolution temporelle de la contamination ainsi que les hétérogénéités spatiales.

Au-delà de la diversité des substances utilisées successivement sur l'ensemble du territoire Seine-Normandie, le manque d'information à cette échelle, sur les quantités appliquées et leur comportement très différent dans le milieu naturel, ces substances sont rarement quantifiées dans les réseaux de mesure des eaux de surface ou souterraines. Une première analyse des jeux de données disponibles dans ADES a été réalisée en 2014 afin d'étudier les tendances d'évolution de la contamination dans les eaux souterraines. Un focus a été réalisé pour la DEA, car ce métabolite de l'atrazine représente le résidu de pesticide le plus fréquemment détecté dans les eaux depuis l'origine des suivis. Si 3500 piézomètres sont recensés dans le bassin en amont de Paris, seuls 1436 possèdent au moins une mesure de DEA entre 2003 et 2014 et seulement 270 d'entre eux ont fait l'objet d'un suivi d'au moins 10 mesures. Parmi ces 270 points, 47 sont considérés comme non contaminés. Une certaine structuration apparaît à l'échelle de quelques zones du

15 Comme précédemment évoqué, certains phénomènes comme la volatilisation atmosphérique, l'interception foliaire ou encore la photo-dégradation ne sont pas intégrés à la version actuelle.

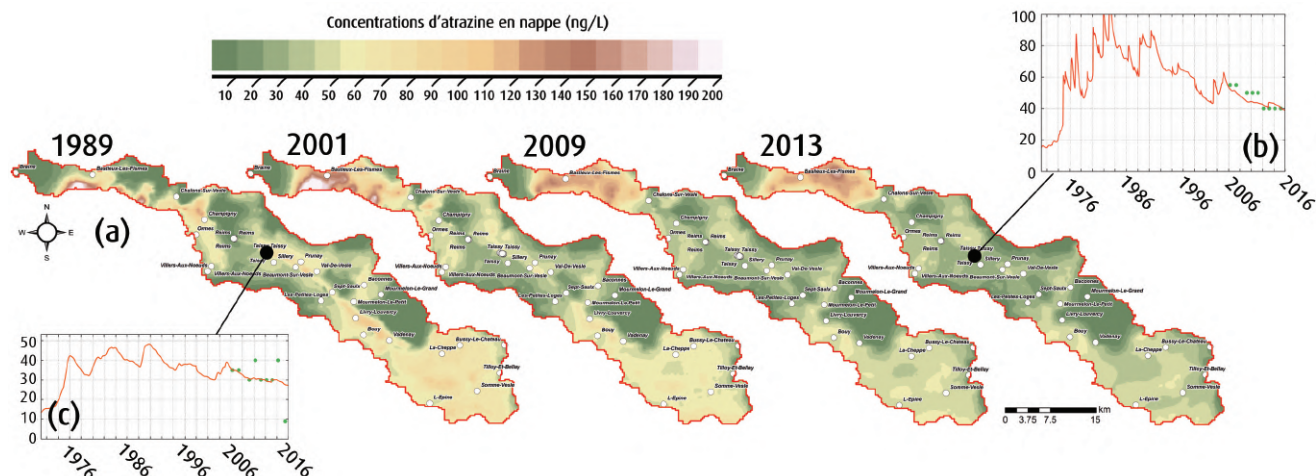


Figure 37. (a) Évolution spatialisée des concentrations en atrazine pour l'horizon aquifère de la Craie à fin 1989, 2001, 2009 et 2013. Évolutions temporelles des concentrations simulées (en ng/L, courbes rouges) et mesurées (mesures supérieures aux limites de quantification, en figurés verts) aux qualimètres de (b) Puisieulx (BSS000KFWF, atrazine) et (c) Puisieulx (BSS000KFWF, DEA).

bassin même si localement peuvent se côtoyer des points indiquant des tendances différentes. Ainsi, la région de la Brie et de la Champagne crayeuse montrent des tendances d'évolution à la hausse alors que les concentrations y sont déjà élevées (Fig. 38).

Sachant que l'atrazine a été interdite en 2003 en France, les sources de contamination sont considérées comme nulles. Les tendances d'évolution de la contamination en DEA pour chacun des aquifères du bassin sont considérées comme linéaires, à la baisse, à la hausse ou invariables. Cependant, étant donné le faible nombre de mesures, une méthode statistique de ré-échantillonnage a été utilisée afin d'estimer l'incertitude sur les tendances d'évolution (méthode *bootstrap* - Davison et Hinkley, 1997). Cette méthode a été appliquée sur 1173 points de mesures, c'est-à-dire les points ayant fait l'objet d'un suivi sur au moins deux ans. Par classe de contamination, la distribution des dates de fin de contamination a été estimée par cette méthode, appliquée à chaque point de mesure.

Outre des données anciennes d'usages phytosanitaires encore parcellaires malgré l'effort considérable mis en œuvre pour les compléter (Bignon et al., 2022, voir page 35), la modélisation du transfert des pesticides, plus récente et plus délicate que celles du nitrate, se heurte à de nombreux verrous. Ce travail, même s'il ne peut pas être reproduit pour d'autres pesticides par manque de données d'observation sur le long terme, permet cependant de poser des hypothèses de travail, afin de poursuivre le

couplage des modèles CaWaQS et pyNuts-Riverstrahler, appliqué au transfert des pesticides.

D'après les observations faites sur le bassin versant de l'Orgeval, il apparaît que les écoulements de surface ne contiennent plus d'atrazine et de DEA et que la principale source de ces substances dans les cours d'eau provient des eaux souterraines. Ceci se confirme par des teneurs maximales en atrazine et de DEA en période d'étiage, c'est-à-dire quand la contribution des nappes au débit est maximale (Blanchoud et al., 2020). Les sorties du modèle PeSTICS peuvent ainsi être considérées comme nulles pour ces deux substances (Fig. 39). Seules les eaux souterraines contribuent au flux d'atrazine et de DEA dans le cours d'eau. Les débits en rivière sont issus de la modélisation hydrogéologique CaWaQS qui décompose le flux hydrique selon les composantes de sub-surface et souterraine (Fig. 35).

Les apports en atrazine et en DEA sont estimés pour chaque aquifère par la moyenne des concentrations des points de mesure issus du SIE ADES pour la période 2017-2022 (Fig. 40).

Parmi les données récupérées, la très grande majorité était supérieure au seuil de quantification (85 % pour l'atrazine, 91 % pour la DEA). Afin d'éviter une surestimation des concentrations dans les eaux souterraines, en cas de non-quantification, les valeurs ont été retenues dans le calcul de la moyenne et fixées à la moitié du seuil de quantification.

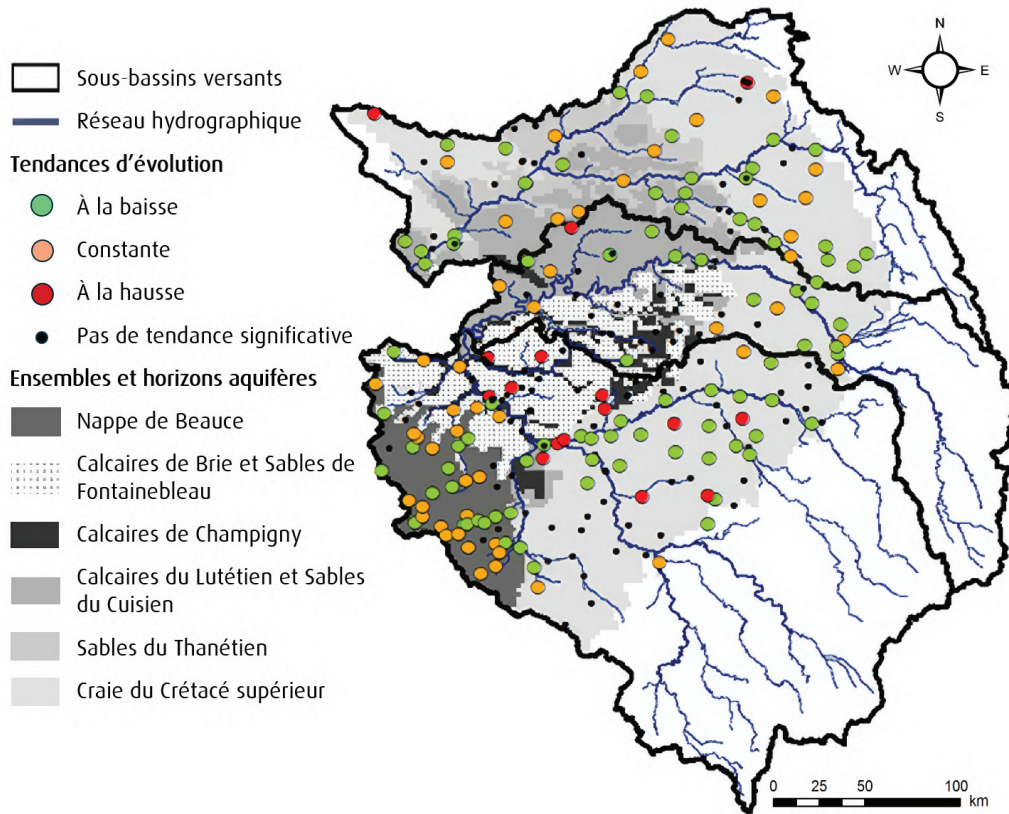


Figure 38. Tendances d'évolution de la contamination des piézomètres par la DEA sur la période 2003-2014 à partir des qualitomètres du SIE ADES. Extrait de Mattéi, 2016.

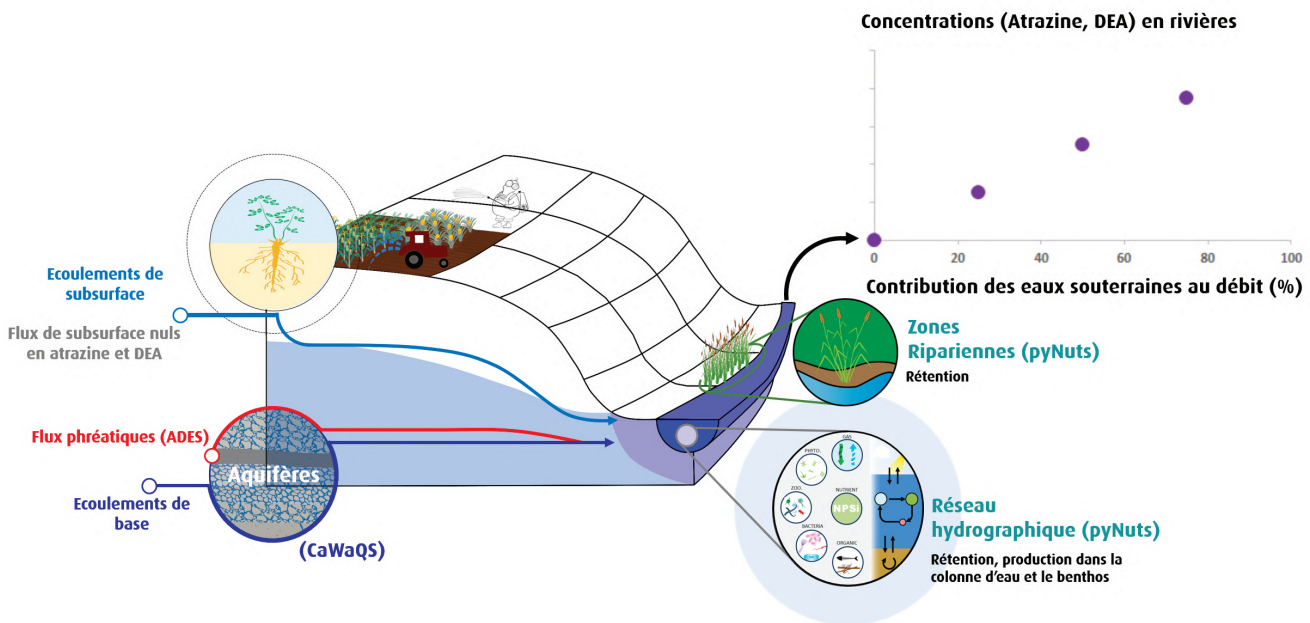


Figure 39. Structure simplifiée de la plateforme multi-modèles du PIREN-Seine pour une première application aux transferts de pesticides en rivière. Les intrants phytosanitaires ARSeiNE et les flux de lixiviation PeSTICS sont considérés comme nuls pour l'atrazine et la DEA : on considère qu'ils ont atteint la nappe. CaWaQS simule les flux d'eau de subsurface et les écoulements de base (traits bleus). Les entrées de pesticides (traits rouges) sont limitées à des apports de nappe issus des données de qualitomètres d'ADES. La résultante est un effet de dilution dans le cours d'eau en fonction de la contribution des eaux de subsurface.

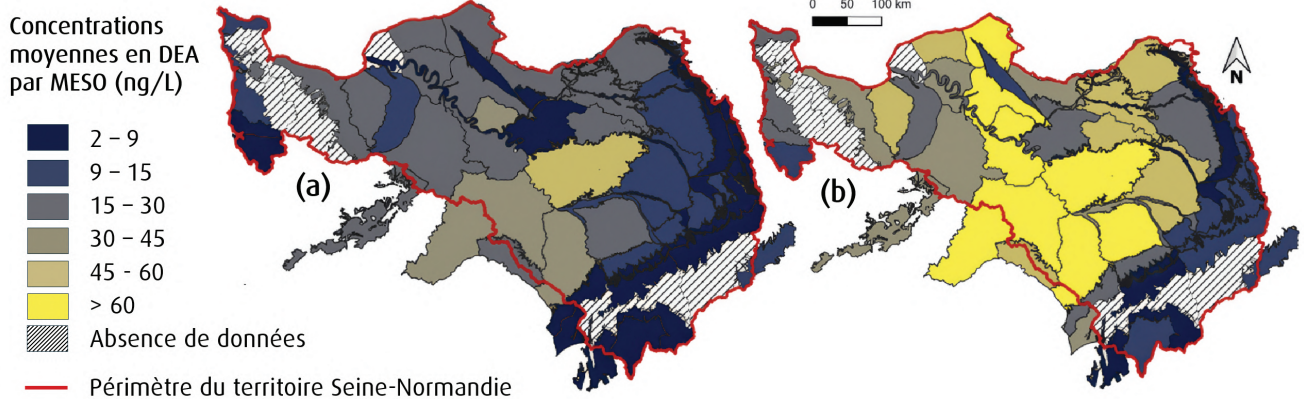


Figure 40. Moyenne des concentrations (en $\mu\text{g/L}$) en nappe (a) en atrazine et (b) en DEA. Valeurs moyennes pour la période 2017-2022. Agrégations à l'échelle des masses d'eau souterraine (Source : SIE ADES). Extrait de Renaud et al., 2024b.

Pour une année hydrologique dite « normale », la concentration simulée en Seine apparaît dépendante de la contribution des aquifères au débit et maximale en juillet (basses eaux) et minimale en janvier (hautes eaux). Dans des conditions hydrologiques particulières, cette logique peut être accentuée ou modifiée. C'est le cas notamment en janvier 2018 classé, au 1^{er} rang des mois de janvier, les plus arrosés sur la période 1959-2018 (meteofrance.com) et en juillet 2021 qui a été un mois particulièrement humide et dont les eaux de ruissellement ont plus fortement contribué au débit. Les profils en long issus de la simulation de pyNuts Riverstrahler pour les mois de janvier et juillet pour les années comprises entre 2017 et 2022 ont été comparés aux données observées pour ces mêmes mois.

Les concentrations observées en DEA varient entre 2 et 70 ng/L sur le profil de la Seine selon un gradient amont-aval (Fig. 41). Des concentrations plus importantes sont observées sur le tronçon central (entre la confluence de l'Yonne et celle de l'Oise), avec des valeurs assez similaires, en absolu, entre hautes eaux (janvier) et basses eaux (juillet), même si elles semblent plus dispersées en janvier. Les simulations reflétant globalement bien les observations, sont toutefois surestimées en période de basses eaux. À l'inverse, aucune tendance n'est observée en période de hautes eaux (janvier). Enfin, les plus faibles concentrations observées en janvier 2018 et en juillet 2021 sont représentatives de périodes plus humides. Ces résultats permettent de mettre l'accent sur des limites de la modélisation :

➤ Le modèle ne reproduit pas la contamination à l'amont du bassin. Deux raisons potentielles peuvent être émises : soit l'absence de données de contamination dans

certains aquifères ne permet pas de simuler ces apports, soit l'hypothèse selon laquelle les eaux de subsurface ne sont plus contaminées est fautive ;

- La diminution des concentrations en DEA observées en Seine entre les confluences avec la Marne et l'Oise n'est pas simulée : des écoulements d'eaux urbaines sont peut-être sous-estimés ;
- Les simulations surestiment les concentrations en juillet. Il est possible que d'autres processus de dégradation des pesticides en rivière, non pris en compte dans la modélisation (comme la photodégradation) deviennent non-négligeables en période estivale, lorsque les vitesses d'écoulement diminuent.

Des chroniques complètes sur la période de modélisation (2017-2021) ont aussi été extraites à l'exutoire de la Marne à Charenton-le-Pont et de l'Yonne à Montereau-Fault-Yonne (Fig. 42).

Les concentrations suivent une sinusoïde présentant un maximum l'été et un minimum l'hiver. Cette saisonnalité se retrouve dans les résultats de simulation, ce qui valide plutôt bien la pertinence de l'hypothèse des concentrations en atrazine et en DEA principalement liées à l'apport par les eaux souterraines et donc au débit de base des cours d'eau. Les simulations surestiment globalement les concentrations en DEA, surtout en période de basses eaux. Dans la modélisation hydrogéologique, la contribution des eaux souterraines est maximale en été, mais la concentration simulée ne représente pas cette dynamique pour certains cours d'eau comme pour la Marne par exemple. Ces interactions nappe-rivière doivent être plus précisément étudiées afin d'affiner les hypothèses de départ.

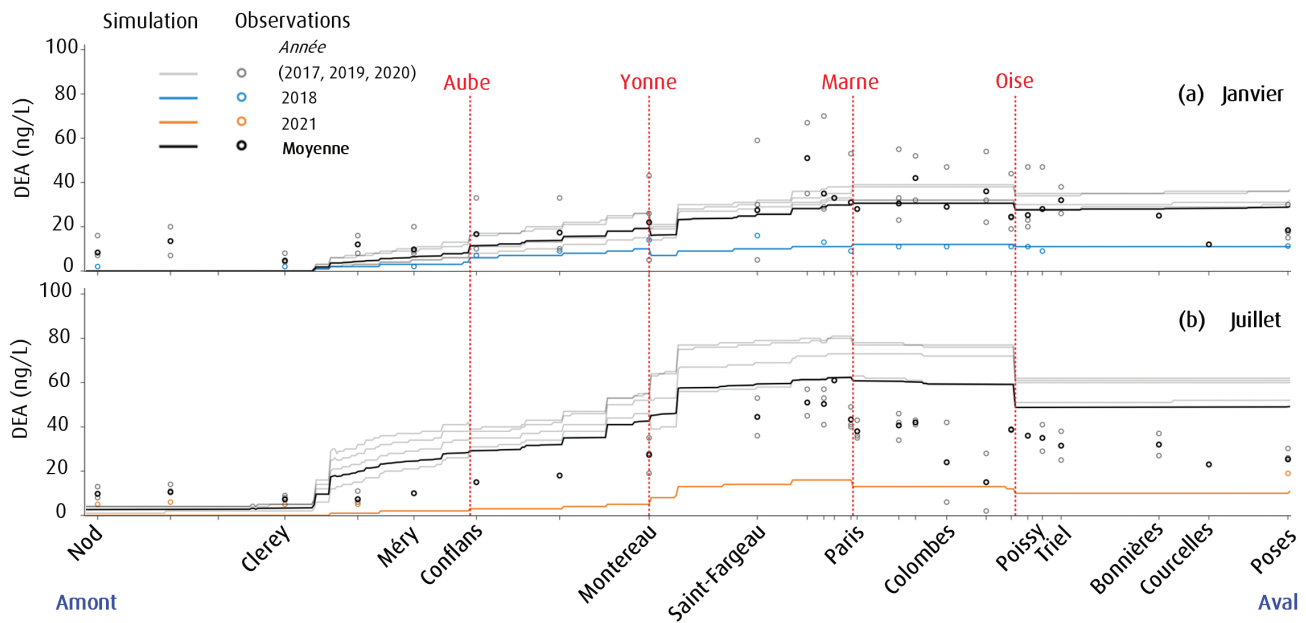


Figure 41. Profils de concentrations amont-aval simulées et observées en DEA pour les mois de (a) janvier et (b) juillet, le long du tracé amont-aval de la Seine. Extrait de Renaud et al., 2024b.

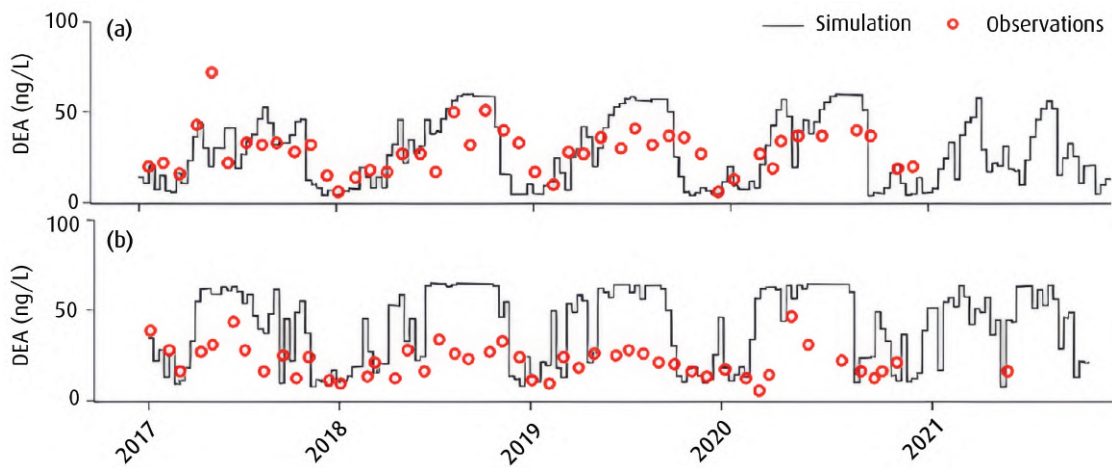


Figure 42. Évolutions temporelles, sur la période 2017-2022, des concentrations observées et simulées (en ng/L) en DEA aux stations de (a) l'Yonne à Montereau-Fault-Yonne et (b) la Marne à Charenton-le-Pont.



CHAPITRE 3



Quelles agricultures pour réduire les impacts environnementaux ? Prospectives quantifiées.

«Un bon scénario est par définition inacceptable. Il est là pour provoquer celui à qui on le présente, pour le forcer à remettre en question les hypothèses choisies. Un scénario est fait pour être récusé et, une fois rejeté, en nourrir un autre de ses propres dépouilles». (Découflé, 1980)

Prolongement naturel des travaux de reconstitution rétrospective, l'exercice de scénarisation agricole est ici envisagé comme un moyen d'éclairer les choix économiques et environnementaux futurs. Ni prédicteur ni prescripteur, mais support de discussion, il vise à interpeller, faire réagir et questionner un certain nombre d'acteurs publics et agricoles afin d'alimenter une réflexion sur des évolutions possibles et souhaitables.

Deux approches sont ici présentées, associées à des cadres de réflexion ainsi que des échelles d'étude et de quantification d'impacts complémentaires. Une première, conçue pour trouver une cohérence aux échelles nationales et européennes, pose un cadre général d'évaluation, au sein duquel le système hydro-agri-alimentaire régional est soumis à des changements structurels ambitieux, le tout dans une dynamique de transition, voire de rupture, en termes de systèmes de culture, d'autonomie des exploitations vis-à-vis des intrants chimiques et de nourriture animale (§. 3.1.). Les contextes et enjeux politiques et alimentaires proposés par ces scénarios ont inspiré deux supplémentaires (§. 3.2.). Tendanciel ou de transition, ces deux projections ont été déclinées et régionalisées sur l'ensemble du territoire Seine-Normandie, à l'échelle d'objets très fins que sont les systèmes de culture (incluant donc les rotations culturales ainsi que de nombreuses variables biotechniques comme les travaux du sol, la fertilisation, l'irrigation, etc.), tout en intégrant des dynamiques matérialisées au niveau des exploitations agricoles.

En cohérence avec les bases de données, méthodes et modèles précédemment présentés, une mobilisation des outils du PIREN-Seine a permis, quel que soit le type de scénario considéré, d'aller au-delà de conclusions qualitatives, en apportant des éléments quantifiés d'impact environnemental (voir pages 73 et 84).

1. Des scénarios de changements structurels

La structure même des systèmes agri-alimentaires, et en particulier leur ouverture et leur spécialisation sont clairement à l'origine des dysfonctionnements observés dans leur fonction même et dans leur impact sur l'environnement. Ce résultat a conduit à construire des scénarios alternatifs au fonctionnement actuel de ces systèmes pour explorer les conditions qui permettraient de réduire ces dysfonctionnements. La démarche GRAFS (voir page 44), initialement utilisée comme simple méthode de comptabilisation des flux d'azote permettant de révéler le fonctionnement d'ensemble du système régional Seine, a été complétée pour permettre la quantification de scénarios fondés sur des hypothèses de changement structurels.

Trois principaux leviers sont considérés dans ces premiers scénarios. Le premier consiste à généraliser les systèmes de culture qui ont fait leurs preuves en agriculture biologique (AB), fondés sur des rotations longues et diversifiées, alternant céréales et légumineuses. Ceci permet de se passer des engrais de synthèse, comme des pesticides comme prévu par le cahier des charges de l'AB. Le second levier consiste à reconnecter l'élevage et les cultures, avec des animaux nourris sur les seules ressources fourragères locales (herbe, légumineuses fourragères et grains seulement quand ceux-ci peuvent être produits en excédent des besoins humains). Cette reconnexion permet de recycler les excréments animaux sur place, assurant la fermeture maximale du cycle de l'azote. L'élevage industriel étant ainsi abandonné, la part de produits animaux dans le régime alimentaire humain doit être substantiellement réduite : c'est le troisième levier. Un régime alimentaire où les produits carnés et lactés sont réduits à 30 % du total des apports de protéines (contre 65 % en France actuellement) serait non seulement plus sain, permettant de réduire les risques de maladies cardiovasculaires et de certains cancers, mais également plus équitable, puisqu'il diminuerait la part de la production agricole aujourd'hui consacrée à l'alimentation du bétail, et pourrait être généralisé à tous les humains de la planète.

Continuer à nourrir la population avec des changements structurels

Le scénario « *Farm-to-Fork* (ou F2F) » vise à évaluer l'effet de plusieurs mesures prescrites dans les stratégies F2F et biodiversité de la Communauté européenne (CE), à l'horizon 2030. Les mesures envisagées sont les suivantes :

- Aucun changement dans le régime alimentaire humain n'est supposé dans ce scénario ;
- Une réduction d'au moins 20 % de l'utilisation d'engrais synthétiques est prévue afin d'atteindre l'objectif de réduire de moitié les pertes de nutriments dans l'environnement ;
- La part de la superficie agricole sous gestion de l'agriculture biologique doit atteindre au moins 25 % ;
- Au moins 10 % de la superficie agricole doit être réservée à des infrastructures écologiques aux caractéristiques paysagères de haute diversité, par exemple des haies ou jachères.

Le scénario « agro-écologique demitarien », aussi appelé « **les Villes en leur Bassin** » dans le cadre du PIREN-Seine¹⁶ (Barles et al., 2024) a déjà été détaillé dans de précédents travaux au niveau national (Billen et al., 2018; 2019; Garnier et al., 2023) et européen (Billen et al., 2021; 2024). Il se caractérise brièvement par :

- La généralisation d'une alimentation saine selon les recommandations de l'OMS et de Willett et al., 2019, à faible teneur en protéines animales (30 %);
- L'adoption de pratiques agroécologiques excluant l'utilisation d'engrais et de pesticides de synthèse, mais utilisant les schémas de rotation actuellement adaptés et pratiqués dans les différentes régions d'Europe, dans lesquelles les légumineuses fournissent l'essentiel de l'apport d'azote;
- La reconnexion du bétail au sein de systèmes de culture et de pâturage sans importation d'aliments pour animaux et recyclage efficace du fumier vers les terres cultivées. La densité du bétail est donc ajustée à la production locale d'aliments disponibles dans chaque région considérée. Le scénario suppose également que 25 % de la teneur en azote des excréments humains sont recyclés vers l'agriculture. Les échanges commerciaux entre régions peuvent se faire librement et contribuent à corriger les inégalités de répartition de la population et des potentialités écologiques.

Un scénario de « **sobriété radicale** » (aussi appelé « **Post-métropolisation** » pour le bassin de la Seine) a également été construit à l'échelle européenne, puis décliné pour le bassin de la Seine (Barles et al., 2024). Ce scénario considère d'abord une redistribution de la population des grandes métropoles vers les régions actuellement moins peuplées. Ainsi, l'agglomération parisienne voit-elle sa population réduite de sept millions d'habitants en partie au bénéfice des régions rurales de l'Est du bassin. Le régime alimentaire est encore moins riche en protéines animales que le scénario « agro-écologique demitarien », avec 20 % de protéines issues de produits animaux. Le cheptel ruminant et monogastrique est strictement limité aux besoins alimentaires locaux, mais comprend aussi une part d'animaux de trait, car ce scénario fait l'hypothèse d'un recours à la traction animale pour la mobilité et le travail agricole. Ce scénario, au-delà des aspects agri-alimentaires, comporte également une discussion autour de la sobriété énergétique. La production agricole obéit aux mêmes règles que le scénario « agro-écologique demitarien », avec un

système de rotations longues et diversifiées où la fixation symbiotique par les légumineuses apporte l'essentiel des besoins des sols en azote non couverts par le recyclage des effluents animaux et humains, ces derniers étant recyclés à hauteur de 70 %. Le scénario de « sobriété radicale » fait en outre appel, pour les productions des fruits, légumes et tubercules, à l'agriculture syntropique, très exigeante en travail humain et associant sur une même surface les strates herbacées et arborescentes, sur le modèle des jardins créoles en milieu tropical. Les surfaces de terres arables et de **syntropus**** sont limitées à ce qui est nécessaire pour satisfaire les besoins locaux en produits végétaux, laissant place à des espaces de féralité ou de ré-ensauvagement propices au développement de la biodiversité sauvage.

Comme pour les scénarios biophysiques présentés ci-après (§. 3.2.), ces scénarios de changement structurel sont comparés à un scénario tendanciel « **BAU** » (ou « **business as usual** ») qui fournit une image du système agro-alimentaire en 2050, en l'absence de changement significatif dans sa structure et sa logique de fonctionnement, mais avec les changements de population prédits et ceux associés tels que la demande alimentaire. Les surfaces agricoles et leur répartition entre terres arables, maraîchères, cultures permanentes et prairies permanentes sont inchangées par rapport à la situation de référence 2014-2019. Le régime alimentaire humain est également maintenu identique. L'importation d'aliments en provenance de l'extérieur de chaque région est celle de la situation actuelle. Le taux d'apport d'engrais de synthèse sur les terres arables reste le même, mais une variante du scénario envisage une réduction de 20 % de l'application d'engrais azotés de synthèse.

Evaluation des performances et des impacts environnementaux

Dans ces scénarios, l'Europe dans son ensemble, comme la France et, a fortiori, le bassin de la Seine, restent en capacité de nourrir sa population et d'exporter des produits végétaux et animaux en dehors de ses frontières à condition, pour certains, d'importer des aliments pour bétail. Seuls les scénarios « agro-écologique demitarien » et de « sobriété radicale » seraient en mesure de se passer de ces importations d'aliments pour animaux (Tab. 3).

16 Scénario par ailleurs également nommé ARD (*Autonomy, Reconnection, Demitarian Diet*) dans son application au bassin de la Seine (Garnier et al., 2019a,b; 2021).



| Échelle de l'Europe | Réf. (2014-2019) | BAU (2050) | F2F (2050) | Agro-écologique (2050) | Sobriété radicale (2050) |
|---------------------------------------|---------------------|---------------|---------------|---------------------------|-----------------------------|
| Population (M hab) | 533 | 538 | 538 | 538 | 538 |
| Consommation humaine (GgN/an) | 3240 | 3240 | 3240 | 2690 | 2472 |
| Végétal | 1350 | 1355 | 1355 | 1880 | 1974 |
| Animal (incl. poissons) | 1680 | 1704 | 1704 | 672 | 498 |
| Cheptel (M UGB) | 111 | 146 | 107 | 81 | 51 |
| Import (+)/Export (-) (GgN/an) | | | | | |
| Aliments végétaux | -2530 | -2460 | -2145 | -607 | -420 |
| Aliments pour animaux | +2960 | +2960 | +2960 | 0 | 0 |
| Produits animaux | -557 | -844 | -1811 | -445 | -17 |
| Échelle du Bassin de la Seine | Réf. (2014-2019) | BAU (2050) | F2F (2050) | Agro-écologique (2050) | Sobriété radicale (2050) |
| Population (M hab) | 17 | 18.1 | 18.1 | 18.1 | 13.7 |
| Consommation humaine (GgN/an) | 111 | 118 | 118 | 90 | 63 |
| Végétal | 41 | 44 | 44 | 63 | 50 |
| Animal (incl. poissons) | 70 | 75 | 75 | 27 | 13 |
| Cheptel (M UGB) | 1.54 | 3.9 | 3 | 2.5 | 1.3 |
| Import (+)/Export (-) (GgN/an) | | | | | |
| Aliments végétaux | -270 | -112 | -65 | -30 | -40 |
| Aliments pour animaux | 0 | +6 | 0 | 0 | 0 |
| Produits animaux | +41 | +5 | +21 | -7.5 | -0.3 |

Tableau 3. Résumé de quelques propriétés des scénarios explorés de changement structurel du point de vue de leur niveau d'intensité agricole et de commerce extérieur aux limites géographiques des régions.

Les schémas GRAFS de circulation de l'azote dans les systèmes agri-alimentaires de l'Europe et du bassin de la Seine pour les scénarios «F2F», «agro-écologique demitarien» et de «sobriété radicale» montrent des flux d'azote aux intensités très contrastées (Fig. 43).

L'application à ces scénarios de la typologie structurelle des systèmes agricoles décrite en figure 22b montre que la spécialisation régionale reste forte dans le scénario «F2F», tandis qu'elle s'efface complètement dans les scénarios agroécologiques, où toutes les régions basculent en polyculture-élevage (Fig. 44).

L'approche GRAFS permet d'évaluer les ressources azotées mises en œuvre et les pertes environnementales d'azote à tous les stades de la chaîne agri-alimentaire (Tab. 4).

Le surplus brut d'azote des sols représente la source la plus importante de pertes d'azote vers l'hydrosystème et l'atmosphère. Les valeurs calculées de ce surplus dans les différentes régions du bassin de la Seine décroissent de manière spectaculaire par rapport à la situation de référence actuelle (Fig. 45), particulièrement pour les scénarios Agro-Écologique et de Sobriété Radicale. Seuls ces deux derniers scénarios permettent d'atteindre dans le bassin de la Seine une concentration médiane en nitrate inférieure à la norme de 11 mgN/L (ou 50 mgNO₃⁻/L).

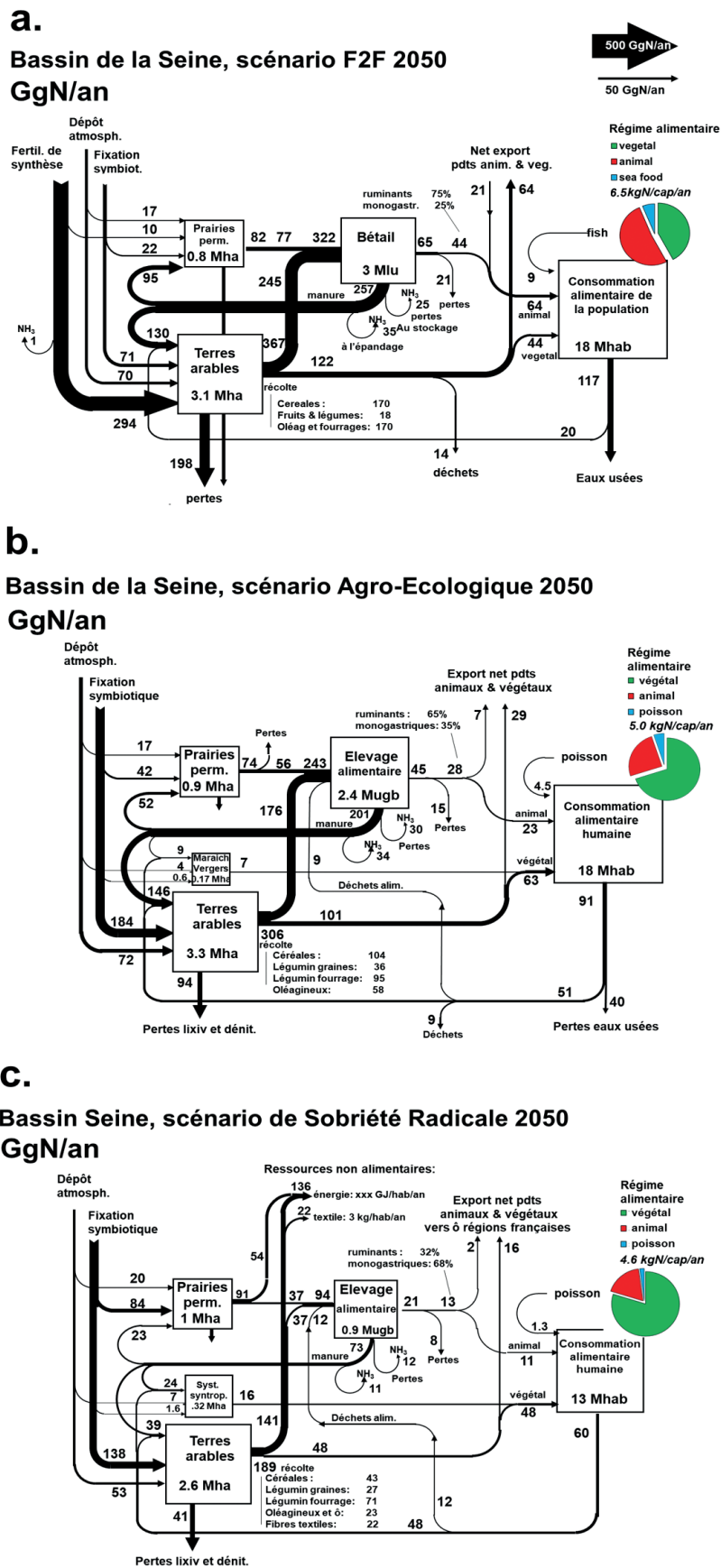


Figure 43. Représentation GRAFS des flux d'azote à travers le système agri-alimentaire du bassin de la Seine en 2050 selon trois scénarios établis pour 2050. (a) Scénario « Farm-to-Fork », (b) scénario « agro-écologique demitarien » (les Villes en leur Bassin) et (c) scénario de « sobriété radicale » (post-métropolisation).

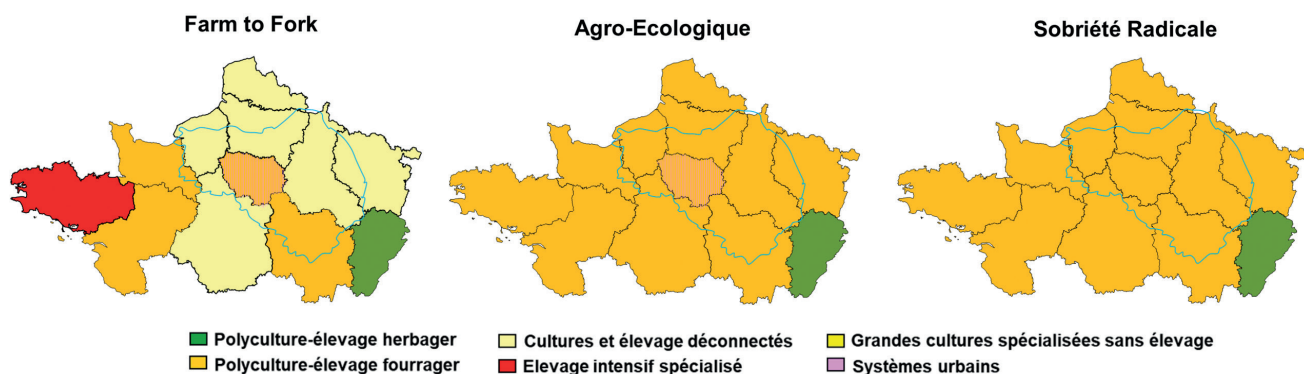


Figure 44. Spécialisation régionale des systèmes agro-alimentaire du bassin de la Seine en 2050, selon les scénarios « F2F », « agro-écologique demitarien » et de « sobriété radicale ».

| Échelle de l'Europe | Réf. (2014-2019) | BAU (2050) | F2F (2050) | Agro-écologique (2050) | Sobriété radicale (2050) |
|--|---------------------|---------------|---------------|---------------------------|-----------------------------|
| Pratique et ressources (GgN/an) | | | | | |
| Engrais synthétiques | 555 | 555 | 304 | 0 | 0 |
| Fixation symbiotique | 58 | 65 | 94 | 224 | 205 |
| Productions agricole ^Δ | 452 | 475 | 365 | 299 | 189 |
| Productions prairies permanentes | 78 | 97 | 82 | 75 | 97 |
| Pertes environnementales (GgN/an) | | | | | |
| Surplus azote brut ^{ΔΔ} | 256 | 247 | 194 | 88 | 50 |
| Volatilisation NH ₃ | 63 | 93 | 62 | 52 | 21 |
| Emission N ₂ O | 11 | 12 | 8.1 | 4.4 | 2.3 |

Tableau 4. Résumé de quelques propriétés des scénarios explorés dans cette étude du point de vue des pratiques agricoles et de leurs pertes environnementales d'azote à l'échelle du bassin de la Seine. (^ΔPrairies permanentes non incluses, ^{ΔΔ}À partir des terres arables).

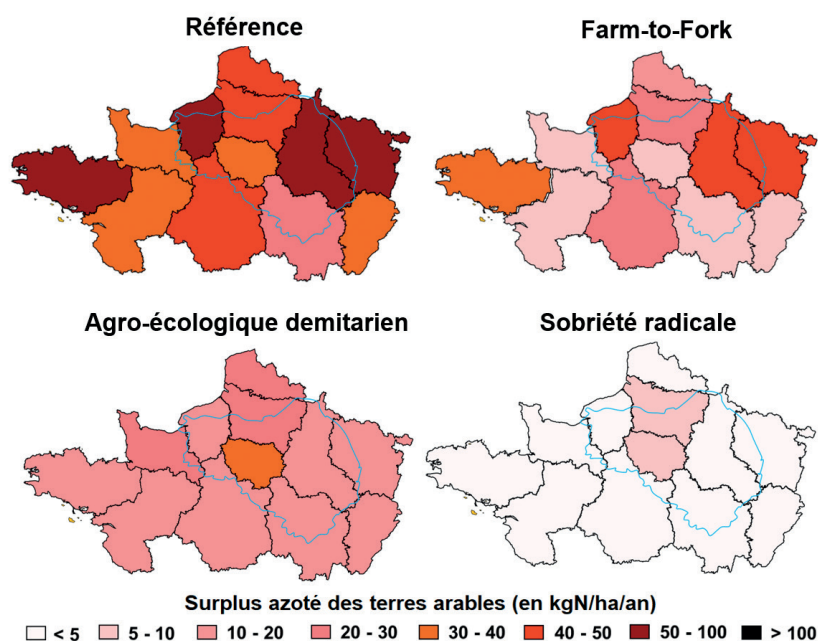


Figure 45. Surplus brut d'azote des sols arables dans le scénario « F2F », le scénario « agro-écologique demitarien » et le scénario de « sobriété radicale ».

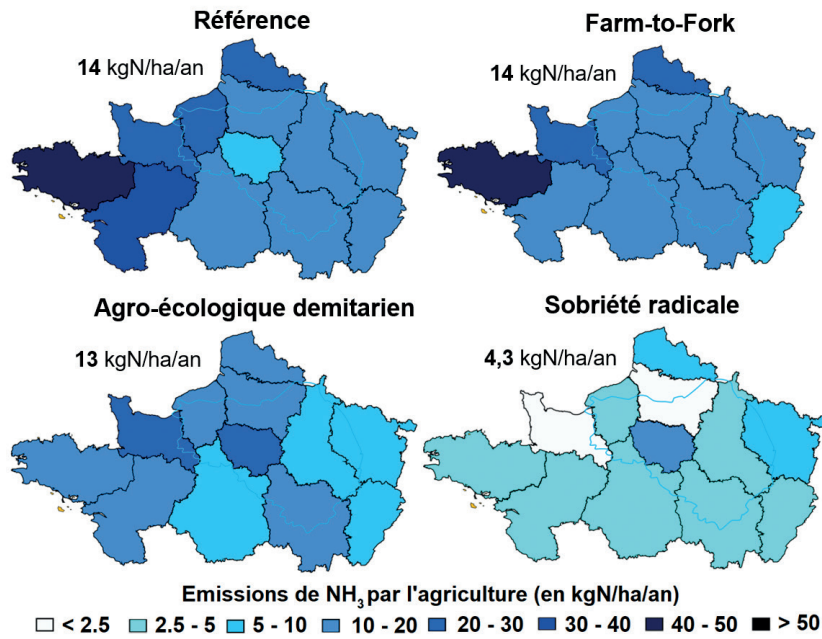


Figure 46. Volatilisation d'ammoniac dans le scénario « F2F », le scénario « agro-écologique demitarien » et le scénario de « sobriété radicale ».

Les mêmes observations valent pour les flux de volatilisation de NH₃ provenant de la gestion, du stockage et de l'épandage de fumier et de l'application d'engrais synthétiques, exprimés en kgN/ha/an de SAU (Fig. 46).

Par rapport à la situation actuelle, les émissions moyennes annuelles totales de N₂O provenant des sols agricoles et

de la gestion du fumier dans le bassin de la Seine sont à peine affectées dans le scénario « F2F », tandis qu'elles sont réduites de 56 % dans le scénario « agro-écologique demitarien » et de 95 % dans le scénario de « sobriété radicale » (Fig. 47).

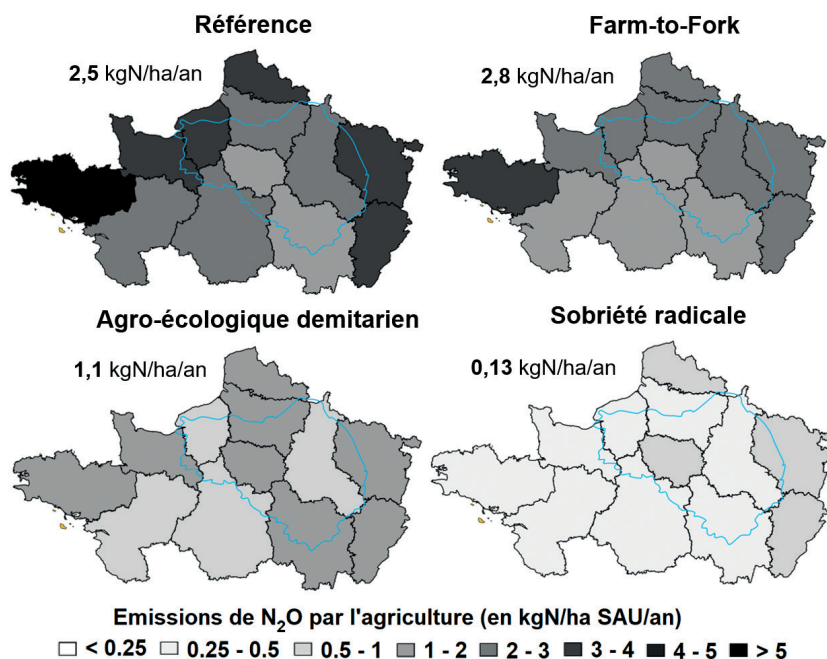


Figure 47. Répartition régionale des émissions d'oxyde nitreux (N₂O) de l'agriculture dans le bassin de la Seine pour le scénario « F2F », « agro-écologique demitarien » et de « sobriété radicale ».

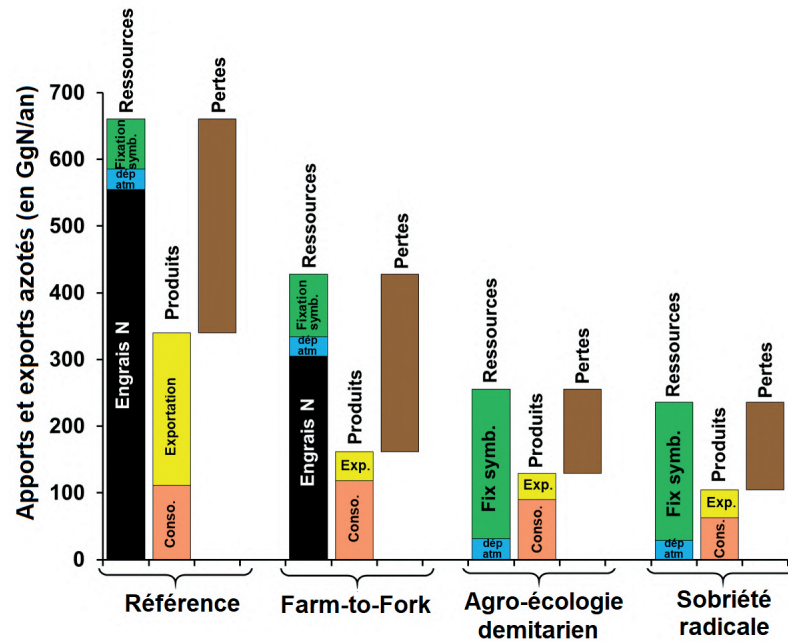


Figure 48. Bilan de l'utilisation des ressources azotées et de la production de déchets dans le système agri-alimentaire du bassin de la Seine pour la situation actuelle et les différents scénarios de changement structurel considérés.

Le couplage entre GRAFS et le modèle pyNuts-Riverstrahler (voir page 47) est utilisé pour explorer les scénarios « F2F » et socio-agroécologiques. La situation de référence montre des concentrations en nitrate des cours d'eau au-dessus de la norme des 50 mgNO₃/L (11,3 mgN/L) décrétées pour les eaux souterraines et la production d'eau potable, concentrations bien au-delà des teneurs recommandées pour une bonne qualité des eaux de surface, propice à la biodiversité (entre 2 et 3 mgN/L - Fig. 49). Les eaux des rivières de la Seine amont, de l'Aisne et de l'Eure sont particulièrement contaminées.

Le scénario « Farm-to-Fork » réduirait la contamination azotée des eaux de surface, mais seul le scénario « agro-

écologique demitarrien » permettrait d'obtenir une bonne qualité de l'eau avec des concentrations comprises entre 2 et 3 mgN/L (Fig. 45). Cette distribution des concentrations en nitrate suit logiquement les tendances obtenues pour les surplus azotés des terres arables (Fig. 47). En comparaison de la situation de référence, les flux d'azote à l'exutoire montrent en moyenne annuelle, tant en flux spécifique par hectare de surface de bassin qu'en valeurs absolues, une diminution de 22 % pour le scénario « Farm-to-Fork », mais de 71 % pour le scénario agroécologique. Le scénario de « sobriété radicale » n'a pas été exploré avec la chaîne de modélisation, les concentrations en azote pour une eau de bonne qualité étant déjà atteintes pour le scénario agroécologique.

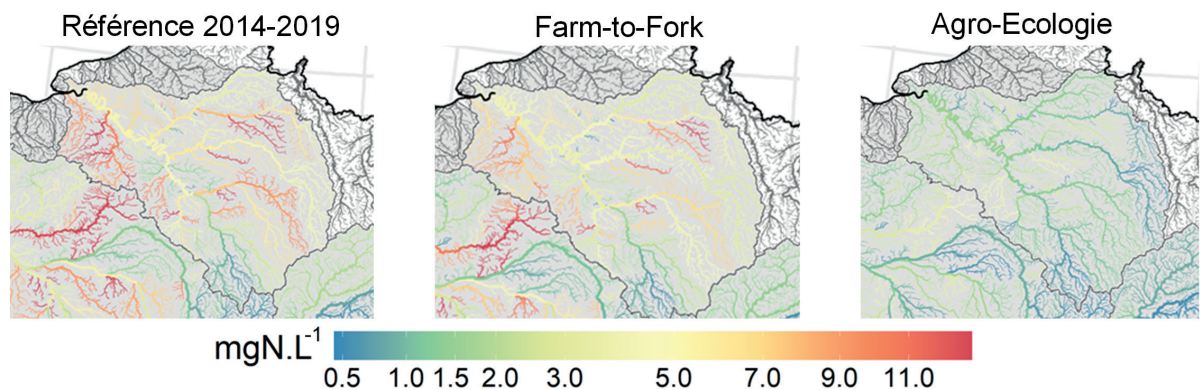


Figure 49. Distribution spatiale des concentrations en nitrate (en mgN/L) dans les cours d'eau du réseau hydrographique de la Seine pour la situation de référence (2014-2019) et pour les scénarios Farm-to-Fork et Agro-Écologique.

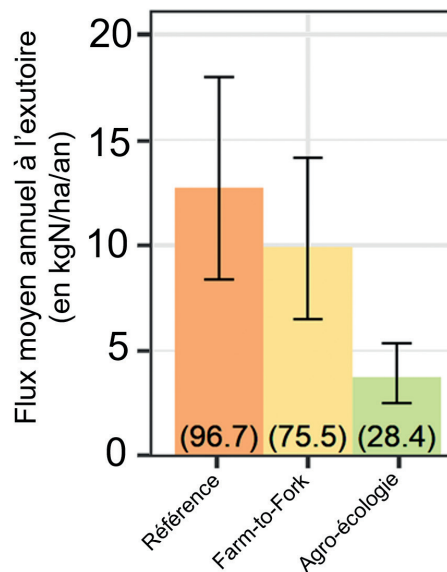


Figure 50. Flux moyen annuel en azote à l'exutoire du réseau hydrographique de la Seine (en kgN/ha/an). En bas de l'histogramme, les chiffres sont précisés en ktN/an.

Réduire l'eutrophisation à la zone côtière

Des cas d'eutrophisation côtière ont été signalés dans la plupart des régions du monde, et ses manifestations prennent diverses formes, par exemple la prolifération d'algues produisant des toxines neurologiques ou diarrhéiques, comme en Baie de Seine, la prolifération d'algues avec mucus, formant des « mousses » sur les côtes du Nord de la France et de Belgique, mais aussi l'accumulation d'épaisses couches d'algues vertes sur les plages bretonnes formant de l'hydrogène sulfuré toxique (Garnier et al., 2019b; 2021).

Il est aujourd'hui largement reconnu que l'eutrophisation des eaux de surface n'est pas seulement le résultat d'apports anthropiques en excès de nutriments (azote et/ou phosphore), mais aussi de leur déséquilibre, par rapport à la silice. La silice dissoute (DSi), d'origine diffuse provient naturellement de l'altération des roches, alors que l'azote et le phosphore proviennent tant des apports diffus que ponctuels. Ces deux éléments ont des propriétés différentes. Dans le bassin de la Seine, l'azote provient essentiellement des sols agricoles, alors que le phosphore, présent dans les sols agricoles, avec une grande capacité d'adsorption, est principalement libéré sous forme particulaire. Le phosphore participant le plus à l'eutrophisation provient des apports ponctuels. Dès le début des années 2000, les déséquilibres entre azote, phosphore et silice, amplifiés par un meilleur traitement des apports ponctuels ont conduit

à développer un indicateur fonctionnel permettant de décrire l'eutrophisation côtière (ICEP : *Indicator for Coastal Eutrophication Potential* - Billen et Garnier, 2007; Garnier et al., 2010). Il peut être calculé à partir de flux tant issus d'observations que de résultats de modélisation et permet ainsi d'explorer des scénarios.

Depuis février 2019, l'indicateur ICEP fait partie des indicateurs officiels de l'IOC-UNESCO (Objectifs de Développement Durable, ODD 14). Basé sur les flux journaliers des nutriments N, P, Si (en moyenne annuelle ou saisonnière), ICEP est calculé à l'exutoire des continuums aquatiques, et exprime l'excès de N ou de P par rapport à la silice et prend en compte les besoins en nutriment pour la croissance des diatomées selon les rapports de Redfield et al., 1963; les diatomées sont considérées comme un groupe algal favorisant des échanges équilibrés au sein du réseau trophique. Quand ICEP (ICEP N et P, convertis en carbone) est supérieur à 1 kgC/km²/j, il exprime un excès de biomasse algale non diatomique, susceptible d'effet dommageable pour la qualité des eaux marines côtières.

$$ICEP_N = \frac{12C}{N} \left(\frac{F_N}{14} - \frac{F_{Si} N}{28 Si} \right)$$

$$ICEP_P = \frac{12C}{P} \left(\frac{F_P}{31} - \frac{F_{Si} P}{28 Si} \right)$$

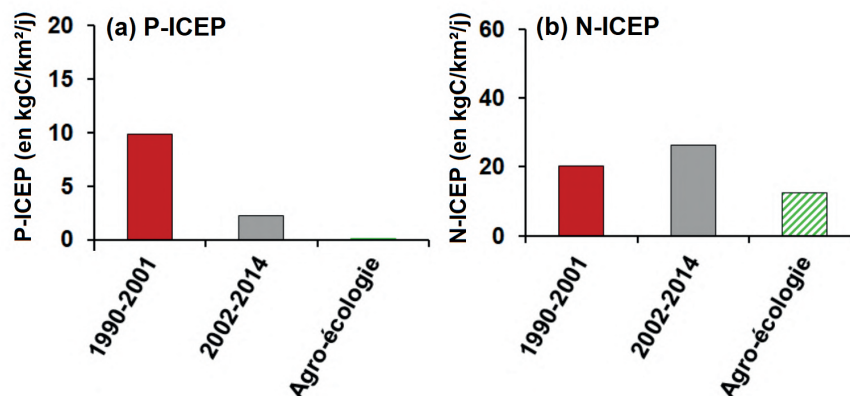


Figure 51. Évolution de l'indicateur du potentiel d'eutrophisation : (a) ICEP-P et (b) ICEP-N à l'exutoire de la Seine (en kgC/km²/j).

Les calculs de ICEP-P sur une longue période, de 1990 à 2014, ont montré que P étaient largement en excès par rapport à la silice ($> 1 \text{ kgC/km}^2/\text{j}$) jusque dans les années 2000, avant la période de mise en place de la DCE (Garnier et al., 2010). Depuis, une nette diminution est observée, et elle se poursuit vers un équilibre (proche de $0 \text{ kgC/km}^2/\text{j}$) avec le scénario agroécologique qui prend en compte aussi les nouvelles réglementations en termes d'épuration (Garnier et al., 2019b). L'ICEP-N sur cette même période, montre une augmentation liée à la spécialisation et l'intensification de l'agriculture, ICEP-N qui diminuerait, mais resterait positif malgré les efforts de changements structurels du scénario « Agro-écologique ».

Cet indicateur a depuis été complété par la prise en compte des caractéristiques de la zone côtière réceptrice, une baie fermée étant plus sujette à l'eutrophisation qu'une zone côtière ouverte, avec un fort renouvellement de l'eau (Garnier et al., 2021).

2. Des scénarios de changements biophysiques

Majoritairement centrées sur l'évaluation de l'efficacité de diverses mesures de protection (introductions systématiques de **CIPAN****, réduction de fertilisation, remise en herbe sur les aires d'alimentation de captages par exemple - Gallois et Viennot, 2015), les applications de prospective agricole menées sur le long terme au seul moyen du logiciel agronomique STICS spatialisé (voir page 48) ne permettaient pas, jusqu'ici, de tenir compte de possibles évolutions conjointes, d'une part,

des systèmes de production au regard des tendances observées ces cinquante dernières années et du climat futur d'autre part. Face à ces limites et à la multiplicité des plus récentes initiatives de scénarisation agricole (Vert et al., 2013; SOLAGRO, 2016; Poux et Aubert, 2018), une approche plus fine a été instaurée au cours des phases 7 et 8 du programme, tirant profit de la connaissance d'évolution rétrospective de l'agrosystème du territoire, désormais concentrée dans la base ARSeiNE. Outre le fait de disposer de données quantitatives, sa mobilisation permet désormais d'ancrer des prospectives dans la continuité ou non des tendances passées.

Les évaluations d'impact présentées dans cette section s'appuient sur deux scénarios d'évolutions possibles et contrastées de l'agriculture du bassin, fondés sur une caractérisation évolutive au temps long de certaines variables agronomiques plus systémiques que des seules doses de fertilisants ou des couvertures des sols en période d'interculture. Dans un souci de cohérence agronomique, l'image envisagée de l'agriculture du bassin à l'horizon 2050, est, pour chacun des deux scénarios (voir pages 81 et 82), atteinte de manière progressive à partir des traits caractéristiques des systèmes de culture actuels.

Continus en temps et en espace, progressifs, régionalisés, raisonnés en termes d'évolutions d'ensemble, ces scénarios s'inscrivent respectivement dans un cadre agro-socio-économique prédéterminé, caractérisés par des enjeux alimentaires jugés réalistes. Tous deux sont respectivement déclinés par un jeu de données ARSeiNE, compatibles avec les capacités et exigences du logiciel agronomique spatialisé, en permettant l'évaluation d'impact sur le système aquifère, au moyen du couplage STICS-CaWaQS.

Ces scénarios proposent des déclinaisons régionales de cette évolution de l'agriculture, fondés sur l'hypothèse que des facteurs s'exprimant à des échelles dépassant largement les contours du bassin pourraient induire des évolutions différenciées selon les grandes régions agricoles du territoire. Les systèmes agricoles peuvent ainsi évoluer de manières très différentes, voire antagonistes localement, au sein d'un même scénario. Ce travail décline, au final, ces évolutions sur des objets agricoles très fins : les systèmes de culture, incluant les rotations culturales, travail du sol, de fertilisation, etc., et ce, en intégrant des dynamiques matérialisées notamment au niveau des exploitations agricoles (c-à-d. intégration des contraintes de travail du sol, relations entre cultures et élevage), s'exprimant à travers les occupations du sol et leurs usages notamment en termes de pâturage et de fertilisation organique, par exemple.

Ces scénarios ont été conçus après étude préalable (Gallois et Viennot, 2018) d'évolutions d'indicateurs météorologiques reconnus comme ayant un impact sur écosystèmes agricoles, indicateurs issus des projections climatiques du 5^e exercice du GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Taylor et al., 2012). Réalisée pour des secteurs du territoire aux systèmes de culture et de production très contrastés, cette analyse a été conduite à la lumière d'indicateurs pertinents d'un point de vue agronomique (**somme de températures****, fréquence de jours chauds et de gel, précipitations mensuelles, etc.). Elle a permis de formaliser des modifications probables des assolements et des modalités de conduites de culture à prévoir et intégrer à ces scénarios :

- La mise en place d'un semis plus précoce des cultures de printemps ;
- L'apparition précoce de **stades phénologiques**** ;
- Le raccourcissement des cycles culturaux conjugué à une avancée probable des dates de récolte et un recul des dates de semis afin d'esquiver les risques de stress hydrique en automne ;
- Une augmentation probable des durées de périodes d'interculture estivales conjointement à la mise en place de **cultures dérochées**** ;
- Un allongement des périodes de pousse de l'herbe au printemps et en automne, et à l'inverse, une production moindre des surfaces en herbe du fait de l'intensification des périodes de déficit hydrique en période estivale.

Poursuite tendancielle de la spécialisation et de l'intensification de l'agriculture

Ce premier scénario s'inscrit dans un contexte de scepticisme de la part des acteurs de la profession agricole vis-à-vis des capacités de l'agriculture à atténuer les impacts liés au changement climatique. Son cadre général est caractérisé par :

- Une hyperspécialisation des productions du bassin (c.-à-d. agriculture hautement productive de précision et à forts niveaux d'intrants) : d'importants moyens sont mis en place par certaines firmes pour le développement de variétés tolérantes aux épisodes de sécheresse ainsi qu'à certaines maladies et ravageurs qui ont migrés depuis le sud de l'Europe suite à l'évolution du climat. Des options d'adaptation techniques aux nouvelles contraintes du milieu (irrigation, nouvelles variétés, nouveaux matériels et molécules) sont préférées à des options systémiques ;
- Une conjoncture agricole favorable à l'augmentation de la taille des exploitations (fusion, apparition de très grandes structures avec des politiques de production et commerciales) ;
- Un léger maintien des petites et moyennes exploitations. Ces exploitations sont plus ou moins spécialisées avec des labels d'origine (AOC, AOP, etc.) ou des signes de qualité (agriculture biologique) qui ne représentent pas plus de 5 % de la SAU en 2050 ;
- Une tendance à la simplification des systèmes de culture via une réduction de la diversité des espèces cultivées et la domination d'un petit nombre de cultures dans les assolements.

Plus concrètement...

- Les régions de plaine sont spécialisées dans de grandes cultures d'oléo-protéagineux et/ou de cultures industrielles avec une place importante des céréales et en particulier du blé. Les techniques culturales sont de plus en plus simplifiées par manque de temps pour travailler l'ensemble des surfaces des exploitations (réduction de la fréquence de labour) ;
- Des régions de montagne/plateaux sont progressivement délaissées par certaines filières (net recul de -10 % pour les bovins-lait, -20 % pour les bovins allaitants). Seules les régions de tradition laitière conservent cette activité (façade Ouest du bassin, Ardennes) ;
- Les régions littorales poursuivent leur spécialisation dans un élevage laitier. Les animaux pâturent moins

souvent, conséquence d'une large mécanisation et de l'utilisation de robots de traite. De fait, les surfaces en herbe sont quasi exclusivement fauchées. Il s'ensuit alors un accroissement des surfaces en maïs afin de permettre l'alimentation des vaches en bâtiment.

Une diminution progressive et lente en SAU des prairies permanentes persiste, passant de 20 % de la SAU à l'actuel, à moins de 15 % en 2050. Le colza et les céréales secondaires (orges d'hiver et de printemps) perdent des surfaces au profit du blé tendre, du maïs grain (souvent irrigué) et plus marginalement du tournesol, plus tolérant aux périodes de déficit hydrique, sur les surfaces ne pouvant bénéficier d'irrigation. Les protéagineux représentent moins de 5 % de la surface agricole totale. L'évolution des surfaces cultivées présentée à l'échelle de l'ensemble du territoire Seine-Normandie cache de fortes hétérogénéités spatiales liées d'une part aux activités d'élevage fortement identitaires de certaines régions du bassin et d'autre part aux spécificités historiques de certaines régions céréalières. Ce scénario est marqué par une augmentation de la fertilisation minérale, cependant restreinte à une dizaine d'unités d'azote par hectare (Fig. 52b₂). Cette moyenne lisse toutefois de fortes hétérogénéités territoriales. Cette augmentation est liée, d'une part, à des conversions de systèmes de production de blés fourragers vers des blés meuniers dans de nombreuses régions où l'élevage recule au profit de systèmes spécialisés à plus forts niveaux d'intrants et, d'autre part, par le recours de plus en plus fréquent à l'irrigation d'appoint sur le centre du bassin. Cette dernière se développe pour faire face à l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des périodes de stress hydrique. L'irrigation connaît globalement un fort développement sur le reste du bassin et est localisée principalement dans les régions où l'eau est disponible en domaine souterrain. La majorité des UMA du pourtour du bassin (GRA n° 1, 2, 3 et 5) n'ont pas recours à l'irrigation, du moins à des niveaux comparables à ceux des autres grandes régions. À l'échelle du bassin, un peu moins de 7 % des surfaces sont irriguées en 2050, à un équivalent de 100 mm/an (Fig. 52b₁).

Transition progressive par l'agro-écologie

Dominé par une diversification des exploitations et des productions du bassin, ce second scénario favorise :

- Une disparition progressive des élevages hors-sol (ou à forte concentration d'animaux), au profit de modes d'exploitation extensifs, principalement basés sur la valorisation des surfaces herbagères, plus robustes vis-à-vis des aléas climatiques ;
- Un développement des surfaces en biomasse énergie ;
- Un maintien, dans une certaine mesure, chez les exploitants les plus réticents, d'anciens systèmes, basés sur une production de masse à très haut niveau d'intrants azotés.

Plus concrètement...

- Un retour progressif de l'élevage dans les régions historiquement céréalières apparaît bien que le mode de production dominant reste associé aux grandes cultures ;
- Une diversification des exploitations de grandes cultures à travers l'introduction de cultures de printemps tolérantes à la sécheresse et à faible niveau d'intrants (tournesol), mais également de légumineuses ;
- Une diversification des exploitations de l'ouest du bassin (recherche d'autonomie alimentaire, en particulier vis-à-vis des protéines jusqu'alors importées d'Amérique du Sud). Des systèmes à base de luzerne trouvent leur place dans la rotation fourragère ;
- Un net recul des méthodes d'agriculture conventionnelle. 40 % de la SAU est en agriculture biologique contre environ 2 % en 2010. La grande majorité du reste de la SAU est en agriculture raisonnée.

Les cultures énergétiques, représentées par le miscanthus, se développent à partir des années 2030 pour représenter, en 2050, plus de 60 000 ha, soit environ 1 % de la SAU du bassin. Les légumineuses fourragères (luzerne) et des protéagineux (pois, féverole) représentent environ 25 % des terres labourables (hors mélanges céréales - protéagineux qui représentent un peu moins de 10 % de la SAU en 2050). L'escourgeon et le colza, respectivement deuxième et troisième cultures les plus fréquentes dans les années 2010 (avec quasiment 20 % de la SAU) sont en net déclin en 2050 pour ne représenter guère plus de 5 % cumulé. Le blé tendre perd également un peu de terrain. Les prairies permanentes se maintiennent à leur niveau de 2010. Les surfaces en tournesol croissent et sont

multipliées par 10 entre 2010 et 2050. Le tournesol et le sorgho remplacent progressivement le maïs, car tous deux sont plus tolérants aux périodes de stress hydriques.

La fertilisation moyenne azotée tend à diminuer d'une dizaine d'unités entre 2010 et 2050, baisse principalement liée à la nature des précédents culturaux du blé principalement composés de légumineuses (pois, féverole, luzerne). À noter que la fertilisation azotée minérale moyenne n'est calculée que sur les surfaces fertilisées (surfaces en herbes incluses), excluant les surfaces cultivées en agriculture biologique. En 2050, à l'échelle du bassin, un tiers des surfaces en blé sont conduites en agriculture

biologique donc sans apports d'azote minéral (Fig. 52c₂). L'irrigation tend à se généraliser au centre du bassin, avec un net recul en Beauce et dans le Gâtinais, mais est en progression en Picardie et en Haute-Normandie. Cette augmentation se fait cependant à un degré moindre (et quasiment trois fois inférieure dans ce scénario que dans le scénario de « spécialisation »). L'irrigation est utilisée en appoint (2,5 % de la SAU du bassin est irriguée en 2050 - (Fig. 52c₁). L'irrigation est principalement utilisée sur les cultures à forte valeur ajoutée (pommes de terre) et dans une moindre mesure sur les cultures de printemps type betterave ou maïs grain.

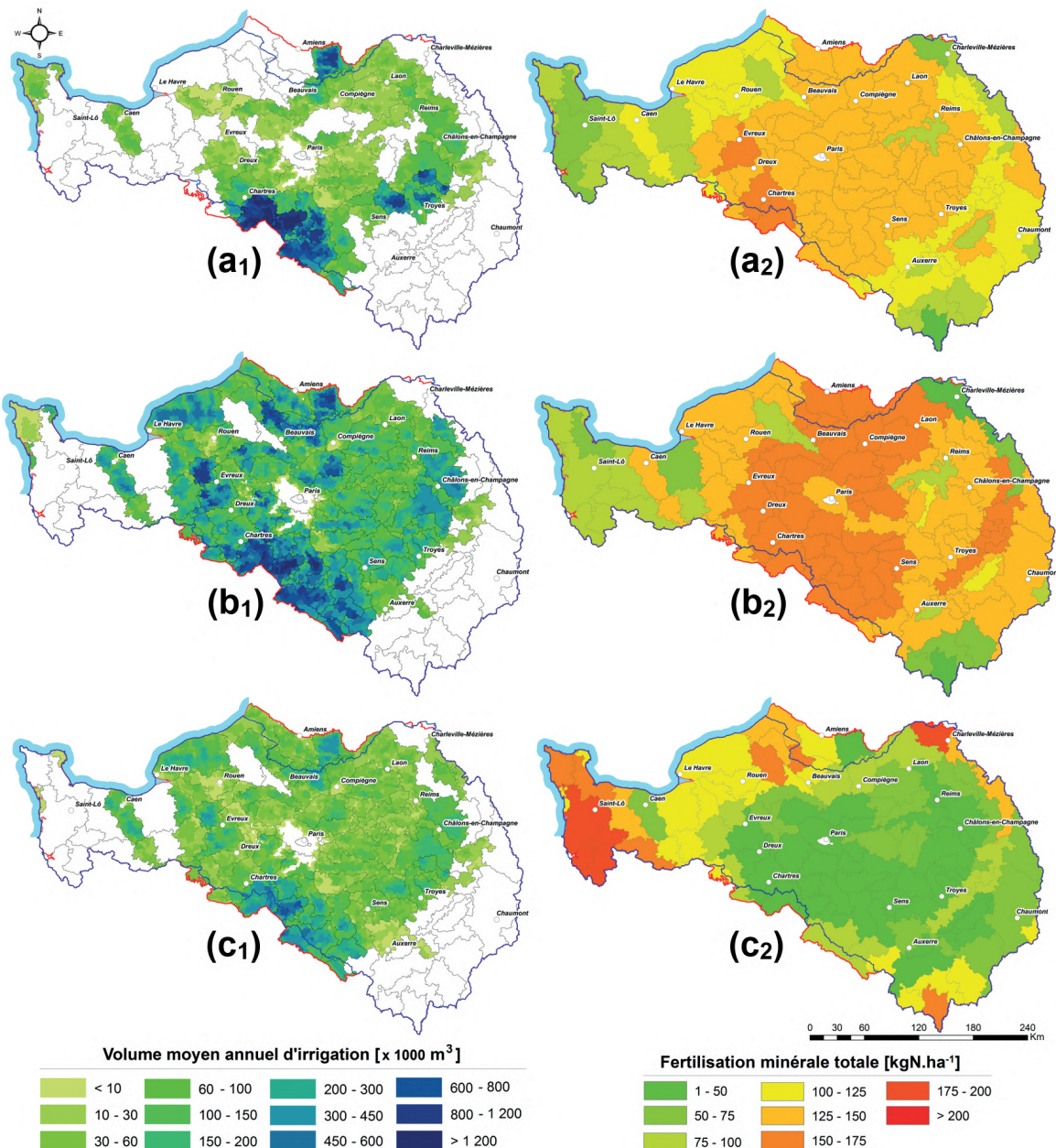


Figure 52. Evolutions (1) des volumes d'eau destinés à l'irrigation (en m³/an) et (2) des apports d'azote par fertilisation minérale (en kgN/ha) : illustrations à l'actuel (a₁, a₂) et dans le cas des scénarios (b₁, b₂) « de spécialisation » et (c₁, c₂) « de transition progressive » respectivement, à l'échéance 2050.



Quantification de l'impact des scénarios biophysiques

Au niveau de la zone sous-racinaire, la comparaison des ordres de grandeur de lixiviation entre les deux scénarios (c.-à-d. contexte de transition exprimé relativement à celui de spécialisation) identifie de fortes disparités entre grandes régions agricoles du centre du bassin : -25 % à la fois en flux (-6,3 kgN/ha/an) et en concentrations sous-racinaires (-15 mgNO₃⁻/L) sur la période 2030-2050 sur la région de Beauce-Gâtinais contre respectivement -10 et -12 % de diminution en flux (-2,2 kgN/ha/an) et concentration (-4,5 mgNO₃⁻/L) pour le secteur de Haute-Normandie. À l'extrême inverse, et de manière beaucoup plus locale, de très légères augmentations de concentrations sous racinaires, comprises entre 0 et 4 mgNO₃⁻/L sont identifiées sur certains secteurs à dominantes prairiales (nord des Ardennes, boutonnière de Bray), conséquence d'une réintroduction croissante de légumineuses et luzerne, fixant l'azote atmosphérique.

La cartographie des concentrations simulées en nitrate des formations aquifères affleurantes (Fig. 53a et b), permet, dans un premier temps, de replacer l'impact simulé sous scénario de spécialisation dans une évolution de plus long terme, à savoir une tendance générale progressive à l'augmentation des concentrations. Cette augmentation, poursuivie dans le cadre de ce scénario, est particulièrement plus marquée sur les régions centrales du bassin (Beauce, Gâtinais, Soissonnais, plateaux de Bourgogne et Brie), conséquence du développement de l'irrigation et de cultures à forts intrants (maïs grain par exemple). En termes de temps de réponse à un changement de système de culture, ce sont, à l'inverse, sous scénario de transition, ces régions centrales qui se voient bénéficier en premier de pratiques plus vertueuses en surface. Cette réaction est notamment permise par une inertie locale plus faible de l'hydrosystème. En effet, ces régions sont caractérisées par des épaisseurs de zone non saturée globalement restreintes comparativement aux secteurs de Champagne ou de Somme par exemple, occasionnant un renouvellement plus rapide des eaux souterraines.

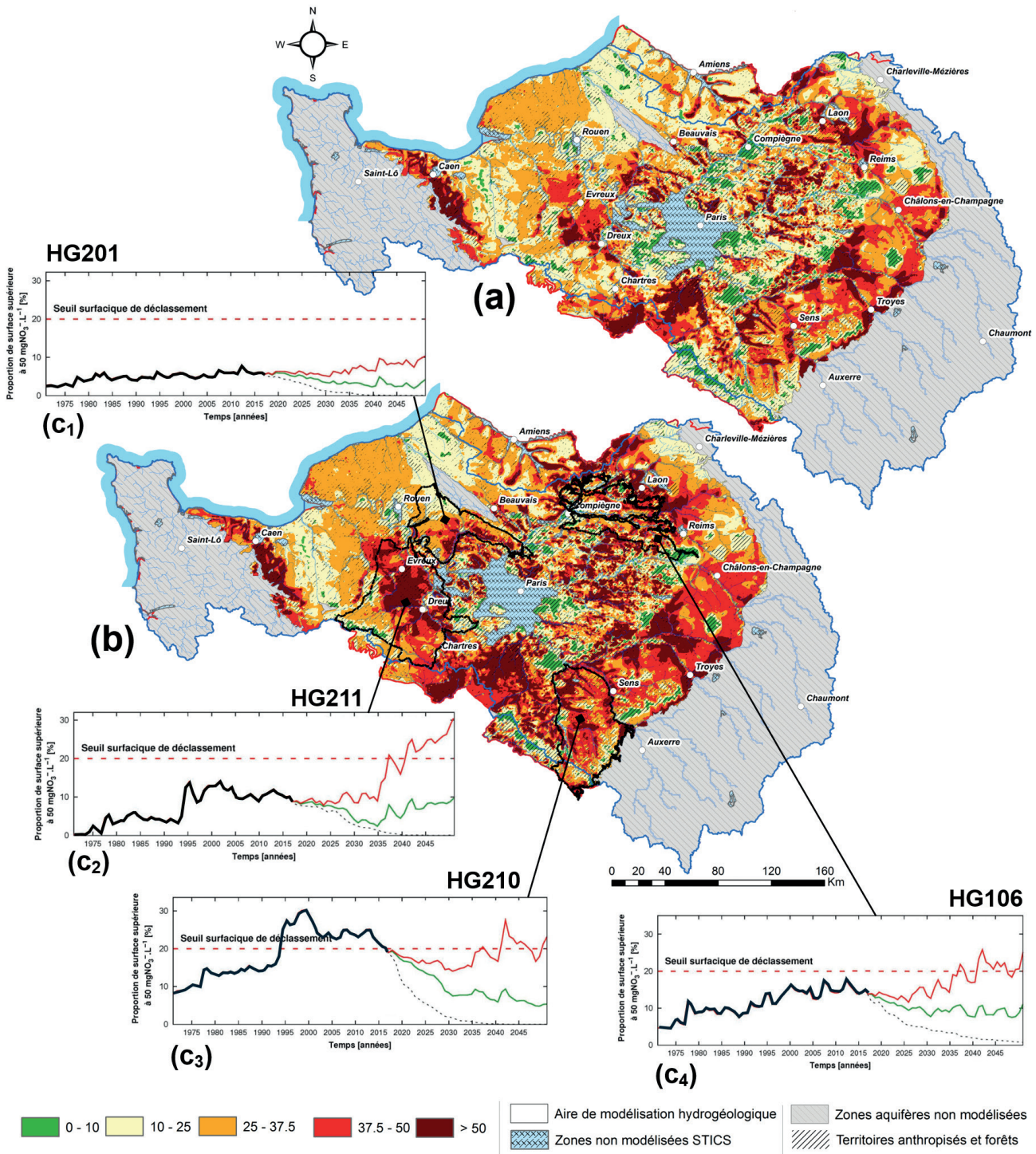
Vers des analyses tendanciennes de la contamination des eaux souterraines par les pesticides

Dans cette logique de prospective agricole, des réflexions ont été initiées sur la méthodologie à mettre en place pour anticiper et estimer les tendances d'évolution futures des concentrations des pesticides aux différents points de mesure de la qualité des eaux souterraines. Les premières évaluations réalisées, issues des travaux de Mattéi, 2016 (§. 2.3.), appliquées à la déséthylatrazine (DEA), ont permis d'estimer, par régression linéaire, la date de fin de contamination des eaux souterraines par la DEA.

Les résultats obtenus indiquent qu'il faudra encore près de 20 ans pour que la DEA ne soit plus détectée dans la majorité des points de mesure actuels (Tab. 5). D'ici moins de 10 ans, le problème de contamination par la DEA semblerait résolu pour les aquifères du bassin de l'Oise. En revanche, pour certains points de mesure, notamment sur le bassin de la Seine, cette molécule risque d'être encore détectée jusqu'en 2100. Le choix de cette méthode de prévision est discutable, car les coefficients de corrélation linéaire ne sont pas toujours bons. C'est particulièrement vrai lorsque certains points de mesure présentent encore des contaminations en DEA à la hausse comme c'est le cas dans les aquifères de Brie et du Champigny. À partir de ces données et en fonction des contributions de chacun des aquifères aux cours d'eau, il est possible d'estimer la fin de contamination de la Seine, la Marne et l'Oise.

| Seine | Marne | Oise |
|--------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| < LQ (170 piézomètres) | < LQ (67 piézomètres) | < LQ (141 piézomètres) |
| 2020-2050 (169 piézomètres) | 2020-2040 (82 piézomètres) | 2020-2030 (56 piézomètres) |
| 2025-2090 (116 piézomètres) | 2025-2065 (38 piézomètres) | 2020-2030 (44 piézomètres) |
| 2035-2135 (213 piézomètres) | 2035-2080 (44 piézomètres) | 2020-2035 (27 piézomètres) |
| 2070-2100 (5 piézomètres) | 20505 (1 piézomètre) | |

Tableau 5. Dates prévisionnelles de fin de contamination des eaux souterraines par la DEA (< 0,01 µg/L) selon un intervalle de confiance compris entre 2,5 % et 97,5 %. Les couleurs des cases indiquent l'état actuel de contamination des piézomètres : vert : < 0,01; jaune 0,01 - 0,05; orange : 0,05 - 0,10; rouge : 0,10 - 0,50; marron : > 0,50 µg/L.





Conclusion générale

Les travaux menés au sein du PIREN-Seine depuis 1989, sur la problématique des polluants d'origine agricole, se concrétisent aujourd'hui par un ensemble de méthodes d'analyses, de bases de données et de modèles transdisciplinaires conçus, validés et appliqués afin de comprendre et restituer, à différentes échelles d'espace et de temps, les impacts environnementaux liés à ces flux diffus. Ces derniers, produits d'interactions complexes entre de multiples facteurs dynamiques (système de culture, climat, pédologie, géologie, etc.) sont - outre un point de vue purement agronomique - également conditionnés par les liens entre production agricole et consommation humaine, phénomènes qui dépassent les limites du territoire Seine-Normandie. C'est, à ce titre, que plusieurs projections d'évolution souhaitables du système hydro-agri-alimentaire régional ont été élaborées, venant compléter le large panel d'outils du programme.

Tendanciels, contrastés, ou en rupture avec les caractéristiques actuelles du système, les différents futurs explorés l'ont été à la lumière des différents modèles présentés. Appliqués de façon couplée ou non, ces moteurs de calcul ont permis de caractériser les marges requises d'évolution de l'agriculture du bassin pour une transition environnementale vertueuse. Produits dans l'optique d'alimenter un débat rendu nécessaire par les effets des crises climatiques, alimentaires et sanitaires récentes, ils appellent à un changement significatif de paradigme par rapport aux objectifs de croissance économique qui ont présidé au développement de la société depuis plus d'un demi-siècle. Si les scénarios « agro-écologique demitarien » et de « sobriété radicale » évoqués impliquent de renoncer à l'utilisation de produits chimiques (fertilisants et pesticides), des scénarios moins ambitieux tels que le scénario régional de « transition agroécologique progressive » et le scénario européen « *Farm-to-Fork* » n'engagent qu'une réduction de 50 % par rapport à la moyenne triennale 2011-2013 (stratégie « Écophyto 2030 »).

Des verrous économiques et lobbyiste d'un changement structurel de l'agriculture

Si le nombre d'exploitations agricoles en agriculture biologique a plus que doublé entre 2011 et 2021, elles n'occupent encore qu'environ 7 % de la SAU du bassin de la Seine. Bien que la récente crise sanitaire ait été prometteuse en termes de consommation de produits « bio » et/ou locaux, il apparaît que la crise agricole alliée, dans un contexte d'inflation, à une situation économique défavorable pour la majorité des consommateurs, a freiné son développement. La communauté européenne préconise que l'agriculture biologique se développe à hauteur d'un quart de la SAU, et propose, par ailleurs, que 10 % des terres agricoles soient laissées pour la biodiversité. C'est ce qui est appliqué dans le scénario européen « *Farm-to-Fork* », outre une diminution de 20 % des fertilisants azotés afin d'en réduire les pertes environnementales. Le scénario « agro-écologique demitarien » du PIREN-Seine est plus ambitieux puisqu'il soutient une conversion complète du bassin de la Seine à l'agriculture biologique, tout en reconnectant l'élevage aux cultures et en réduisant la consommation

de protéines animales dans le régime alimentaire de la population. Ce scénario agroécologique permet aussi de réduire significativement la pollution atmosphérique en ammoniac et les émissions d'oxyde nitreux. Il montre en outre qu'il peut subvenir, d'un point de vue biogéochimique, aux besoins alimentaires de l'ensemble de la population, sans intrant chimique et sans importation de nourriture pour bétail. Le scénario de «sobriété radicale» a permis de pousser la réflexion plus loin encore, au-delà du système agri-alimentaire, incluant notamment le levier d'une redistribution de la population en dehors des grandes métropoles. Cette réflexion prospective intègre également une nécessaire sobriété énergétique et de consommation d'eau, deux problématiques d'une importance croissante. Ce dernier scénario pourrait être perçu comme un retour en arrière, aux années de l'entre-deux-guerres, mais il peut au contraire être vu comme inspirant et bénéfique, parce qu'il pousse à penser un avenir orienté davantage vers le développement des liens sociaux que des biens matériels.

Des verrous scientifiques et techniques

Malgré des verrous et biais soulevés comme la complexité des comportements physico-chimiques des molécules ou encore le manque de données disponibles sur le long terme, la première mise en œuvre de modèles du PIREN-

Seine autour des transferts des pesticides à l'échelle de l'hydrosystème régional montre tout l'intérêt d'une telle approche de simulation. Il apparaît très clairement que cette modélisation jouera un rôle important dans la compréhension de la contamination du territoire. Les évolutions réglementaires et les mesures incitatives de réduction des usages de pesticides des dernières années montrent combien le sujet est sensible. Cette situation se traduit par des interdictions de certaines molécules, leur remplacement par d'autres qui nécessitent de nouveaux développements méthodologiques. Le peu de connaissances sur les substances actuellement mises sur le marché et leurs métabolites laissent supposer que nous ne voyons que la partie émergée de l'iceberg. À ce stade, seule l'atrazine (molécule interdite en 2003) et la DEA ont été étudiées et les résultats prouvent la grande inertie du bassin à restituer cette contamination. En réitérant ce travail pour des substances récentes, et en l'associant aux écoulements de subsurface (travaux de phase 9), les hypothèses posées dans ce fascicule pourront être affinées. Cependant, un gros travail d'association des substances phytosanitaires à des pratiques culturales reste à faire pour y parvenir. Les indicateurs et les objectifs du plan «EcoPhyto» ont besoin d'être soutenus par des scénarios tendanciels présentant les conséquences des pratiques phytosanitaires anciennes et actuelles et en les comparant à des scénarios alternatifs.



Références



- AESN (Agence de l'eau Seine-Normandie) (2019). État des lieux 2019 du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands, 200p.
- Anglade, J. (2015). Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine : caractérisation des pratiques et applications territorialisées. Thèse de doctorat. Sciences de la Terre. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, ref 2015PA066102ff.
- ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). (2022). Évaluation des risques liés à la consommation de nitrates et nitrites. Avis révisé de l'ANSES. Rapport d'expertise collective. 306p.
- Barles S., Barataud F., Billen G., Esculier F., Garnier J., Lumbroso S., Petit, C., Poux X. (2024). Deux scénarios agri-alimentaires et urbains sobres pour le bassin de la Seine. Coord. : Barles, S., Poux, X., Garnier, J. Porte-folio #2 du PIREN-Seine, 64p. doi : 10.26047/6xbh-hc.
- Benoît, M., Bornerand, C., Mignolet, C., Bienaimé, E., Cosserat-Mangeot, R., Mari, J.-F., Trommenschlager J.-M. (2000). Étude rétrospective des dynamiques agricoles dans le bassin de la Seine depuis les années 70. Rapport PIREN-Seine.
- Beaudoin, N., Gallois, N., Mary, B., Le Bas, C., Puech, T., Schott, C., Viennot, P. (2015). Expertise multicritère de STICS spatialisé à l'échelle macro-régionale : Modélisation des flux d'eau et d'azote sur le bassin Seine-Normandie. Dans : Actes du colloque XIème séminaire des utilisateurs et concepteurs du modèle STICS, Rennes, France.
- Beaudoin, N., Gallois, N., Viennot, P., Le Bas, C., Puech, T., Schott, C., Mary, B. (2018). *Evaluation of a spatialized agronomic model in predicting yield and N leaching at the scale of the Seine-Normandie basin*. Environmental Science and Pollution Research, 25:25529–23558.
- Beaudoin, N., Lecharpentier, P., Ripoche-Wachter, D., Strullu, L., Mary, B., Léonard, J., Launay, M., Justes, E. (2023). *STICS soil-crop model. Conceptual framework, equations and uses*. Editions Quæ, Versailles, 02881NUM, 516p.
- Bignon, M., Blanchoud, H., Puech, T., Gallois, N., Garnier, J. (2021). Vers une typologie des pesticides à l'échelle du bassin de la Seine. Rapport PIREN Seine, 25p.
- Bignon, M., Blanchoud, H., Garnier, J., Puech, T., Gallois, N. (2022). Du recueil de données d'usage des pesticides (1970-2008) à une formalisation des pratiques types pour le bassin de la Seine. Rapport PIREN Seine, 23p.
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P. (1994). *Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system*. Hydrobiologia, 289, 119-137. doi: 10.1007/BF00007414.
- Billen, G., Garnier, J. (2007). *River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non siliceous algae*. Mar. Chem, 106: 148-160. doi:10.1016/j.marchem.2006.12.017.
- Billen, G., Garnier, J., Lassaletta, L. (2013). *Modeling the nitrogen cascade from watershed soils to the sea: from regional to global scales*. Phil. Trans. R. Soc. B, 368, 20130123. doi : 10.1098/rstb.2013.0123.
- 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 Secur. 3-4, 209-219. doi:10.1016/j.gfs.2014.08.003.
- Billen, G., Le Noë, J., Garnier, J. (2018). *Two contrasted future scenarios for the French agro-food system*. Science of the Total Environment, 637, 695-705.

- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., Le Noë, J., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A. (2019). *Opening to distant markets or local reconnection of agro-food systems? Environmental consequences at regional and global scales. Chapter 25.* Dans : Lemaire, G., Carvalho, P., Kronberg, S., Recous, S. (Eds.), *Agroecosystem Diversity. Reconciling Contemporary Agriculture and Environment Quality.* Elsevier.
- Billen, G., Aguilera, E., Einarsson, R., Garnier, J., Gingrich, S., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Le Noë, L., Sanz-Cobena, A. (2021). *Reshaping the European agro-food system and closing its nitrogen cycle: the potential of combining dietary change, agroecology, and circularity.* *One Earth* 4, 839–850. doi:10.1016/j.oneear.2021.05.008.
- Billen, G., Aguilera, E., Einarsson, R., Garnier, J., Gingrich, S., Grizzetti, B., ... , Sanz-Cobena, A. (2024). *Beyond the Farm to Fork Strategy: Methodology for designing a European agro-ecological future.* *Science of the Total Environment*, 908, 168–160.
- Blanchoud, H., Schott, C., Tallec, G., Queyrel, W., Gallois, N., Habets, F., Viennot, P., Ansart, P., Desportes, A., Tournebize, J., Puech, T. (2020). *How should agricultural practices be integrated to understand and simulate long-term pesticide contamination in the Seine River Basin ?* Dans : Flipo, N., Labadie, P., Lestel, L. (eds). *The Seine River Basin. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 90. Springer, Cham. doi:10.1007/698_2019_385.
- Blanchoud, H., Thiébaud, T. (2024). *Les microcontaminants dans le bassin de la Seine. Fascicule #25 du PIREN-Seine, ARCEAU IdF*, 92p.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H. (2003). *An overview of the STICS crop model.* *European journal of agronomy*, 18(3-4):309–332.
- Chatellier, V., Gaigné, C. (2012). *Les logiques économiques de la spécialisation productive du territoire agricole français,* *Innovations Agronomiques*, 22, 185-203.
- Chen N., Valdes D., Marlin C., Ribstein P., Alliot F., Aubry E., Blanchoud H. (2019). *Transfer and degradation of the common pesticide atrazine through the unsaturated zone of the Chalk aquifer (Northern France),* *Environmental Pollution*, 255, Part 1, December 2019, 113125. doi:10.1016/j.envpol.2019.113125.
- Davison, A.-C., Hinkley, D.-V. (1997). *Bootstrap Methods and Their Applications.* Cambridge University Press, Cambridge. ISBN 0-521-57391-2, doi:10.1017/CBO9780511802843.
- Découflé, C. (1980). *La prospective.* PUF.
- Flipo, N., Mouchel, J.-M., Fisson, C. (2018). *Les effets de la crue de juin 2016 sur la qualité de l'eau du bassin de la Seine. Fascicule #17, PIREN-Seine*, 70p.
- Flipo, N., Labadie, P., Lestel, L. (eds). (2020). *The Seine River Basin. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 90. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/698_2019_437.
- Flipo, N., Gallois, N., Schuite, J. (2023). *Regional coupled surface–subsurface hydrological model fitting based on a spatially distributed minimalist reduction of frequency domain discharge data.* *Geoscientific Model Development*, 16, 1, 353–381, doi:10.5194/gmd-16-353-2023.
- Gallois, N., Viennot, P., Puech, T., Schott, C., Mignolet, C., Beaudoin, N., Mary, B., Le Bas, C. (2015). *Modélisation de la pollution nitrique d'origine agricole des grands aquifères du bassin de Seine-Normandie à l'échelle des masses d'eau - Préparation du SDAGE 2016/2021 - Modélisations couplées hydrogéologie-agriculture. Rapport technique d'étude ARMINES, R151115NGAL*, 154p.
- Gallois, N., Viennot, P., Verjus, P. (2017a). *Modélisation mathématique du comportement hydrogéologique des formations tertiaires du bassin parisien. Rapport technique d'étude ARMINES/DRIEE Île-de-France, R170317NGAL*, 166p.

- Gallois, N., Puech, T., Viennot, P., (2017 b). Modélisation des transferts de produits phytosanitaires vers les eaux souterraines : Cas de l'atrazine et de ses métabolites sur le bassin amont de la Vesle (Marne), Rapport technique d'étude ARMINES/INRA SAD-Aster, R171020NGAL, 120p.
- Gallois, N., Viennot, P. (2018). Modélisation de la pollution diffuse d'origine agricole des grands aquifères du bassin Seine-Normandie - Actualisation des modélisations couplées agriculture-hydrogéologie - Préparation de l'État des lieux de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie 2019. Rapport technique d'étude, R191018NGAL, ARMINES/MINES ParisTech - Centre de Géosciences, 263p.
- Gallois, N., Rivière, A., Flipo, N. (2020). Développements numériques au sein de la plateforme de modélisation des hydrosystèmes CaWaQS : Introduction des premières fonctionnalités de transport conservatif. Rapport technique d'étude PIREN-Seine, ARMINES/MINES ParisTech - Centre de Géosciences.
- Gallois, N., Flipo, N., Schuite, J. (2021). Développement et calibration du comportement hydrodynamique de la frange orientale du bassin de la Seine dans la plate-forme CaWaQS3.0 - Projet AQUIVAR+. Rapport technique d'étude ARMINES/TerraScience, R091222NGAL, 137p.
- Gallois, N., Flipo, N., (2022). Éléments de caractérisation d'évolution long-terme du fonctionnement du réseau hydrographique du bassin de la Seine (1900-2100), rapport PIREN-Seine, 28p.
- Gallois, N. (2024). Modélisation des pollutions diffuses d'origine agricole sur le territoire Seine-Normandie. Actualisation des modélisations de l'état de pollution nitrique des masses d'eau en prévision de l'état des lieux 2025. Rapport technique d'étude ARMINES, réf : R11012024NGAL, 146p.
- Garnier, J., Billen, G. (1994). *Ecological interactions in a shallow sand-pit lake (Lake Créteil, Parisian Basin, France): a modeling approach. Nutrient dynamics and biological structure in shallow freshwater and brackish lakes*, 97-114.
- Garnier, J., Beusen, A., Thieu, V., Billen, G., Bouwman, L. (2010a). *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.
- Garnier, J., Billen, G., Némery, J., Sebilo, M. (2010b). *Transformations of nutrients (N, P, Si) in the turbidity maximum zone of the Seine estuary and export to the sea*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 90(3), 129-141.
- Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., Ramarson, A.,..., Tallec, G. (2016). *Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future*. Environmental Science & Policy, 63, 76-90.
- Garnier, J., Le Noë, J., Marescaux, A., Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Silvestre, M.,..., Billen, G. (2019a). *Long-term changes in greenhouse gas emissions from French agriculture and livestock (1852–2014): From traditional agriculture to conventional intensive systems*. Science of the Total Environment, 660, 1486-1501.
- Garnier, J., Billen, G., Legendre, R., Riou, Ph., Cugier, Ph., Schapira, M., Théry, S., Thieu, V., Menesguen, A. (2019b). *Managing the Agri-Food System of Watersheds to Combat Coastal Eutrophication: A Land-to-Sea Modelling Approach to the French Coastal English Channel*. Geosciences, 9, 441.
- Garnier, J., Billen, G., Lassaletta, L., Vigiak, O., Nikolaidis, N.-P., Grizzetti, B. (2021). *Hydromorphology of coastal zone and structure of watershed agro-food system are main determinants of coastal eutrophication*. Environ. Res. Lett. 16, 023005. doi:10.1088/1748-9326/abc77.
- Garnier, J., Billen, G., Aguilera, E., Lassaletta, L., Einarsson, R., Serra, J.,..., Sanz-Cobena, A. (2023). *How much can changes in the agro-food system reduce agricultural nitrogen losses to the environment? Example of a temperate-Mediterranean gradient*. Journal of Environmental Management, 337, 117732.

- Gomez, E. (2002). Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. Thèse de doctorat de l'École des Mines de Paris, 240p.
- Graux, A.-I., Delaby, L., Peyraud, J.-L., Casellas, E., Sousa, L. D., Faverdin, P., Le Bas, C., Meillet, A., Poméon, T., Raynal, H., Resmond, R., Ripoche, D., Ruget, F., Therond, O., Vertès, F. (2017). Les prairies françaises : production, exportation d'azote et risques de lessivage. Rapport d'étude INRA.
- Guigon-Moreau, E. (2006). Transferts des pesticides vers les eaux superficielles et l'atmosphère : Caractérisation et modélisation sur le bassin versant de la Vesle. Thèse de doctorat, Ecole pratique des hautes études.
- Hamon, M. (2007) *Les nitrates peuvent-ils induire une toxicité indirecte?* Ann. Pharm. Fr., 66, 347-355.
- Hermès, M., Puech, T., Schott, C., Mignolet, C. (2024). Modélisation des pollutions diffuses d'origine agricole sur le bassin Seine-Normandie : Actualisation sur la période 2015-2023 de la base de données ARSeiNE caractérisant les dynamiques des systèmes de culture et évolution des systèmes de production, Rapport technique d'étude INRAE-ASTER.
- Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailhès, J., Hilal, M. (2010). *Les types de climats en France, une construction spatiale.* Cybergeographie : Revue européenne de géographie / European journal of geography, 501, 1-23.
- Kiliç, D., Rivière, A., Gallois N., Ducharne, A., Wang, S., Peylin, P., Flipo, N. (2023). *Assessing water and energy fluxes in a regional hydrosystem: case study of the Seine basin.* Comptes rendus. Géoscience, 355, S1, 143-163.
- Labarthe, B. (2016). Quantification des échanges nappe-rivière au sein de l'hydrosystème Seine par modélisation multi-échelle. Thèse de doctorat. PSL Research University, 333p.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., Garnier, J. (2014a). *50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland.* Environ. Res. Lett. 9 doi:10.1088/1748-9326/9/10/105011.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A.-M., Galloway, J.-N. (2014b). *Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends.* Biogeochemistry, 118, 225-241.
- Lassaletta, L., Billen, G., Garnier, J., Bouwman, L., Velazquez, E., Mueller, N.-D., Gerber, J. S. (2016). *Nitrogen use in the global food system: past trends and future trajectories of agronomic performance, pollution, trade, and dietary demand.* Environmental Research Letters, 11(9), 095007.
- Laurent, F., Farruggia, A., Kerveillant, P. (2000). *Effets de la conduite de la prairie pâturée sur la lixiviation du nitrate. Propositions pour une maîtrise du risque à la parcelle.* Fourrages, 164, 397-420.
- Le Noë, J., Billen, G., Garnier, J. (2017). *How the structure of agro-food systems shapes nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes: the Generalized Representation of Agro-Food System applied at the regional scale in France.* Science of the Total Environment, 586, 42-55.
- Le Noë, J., Billen, G., Esculier, F., Garnier, J. (2018). *Long-term socioecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows in French regions from 1852 to 2014.* Agriculture, Ecosystems & Environment, 265, 132-143.
- Leclerc, H. (2008). *Nitrates de l'eau d'alimentation et risques pour la santé.* Acad Agric Fr., 14 mai 2008, 4p.
- Ledoux, E., Gomez, E., Monget, J.-M., Viavattene, C., Viennot, P., Ducharne, A., Benoit, M., Mignolet, C., Schott, C., Mary, B. (2007). *Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin.* The STICS-MODCOU modeling chain, Science of The Total Environment, 375, 1-3, 33-47, doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.002.
- Lerbourg, J., Dedieu, M.-S., (2016). L'équipement des exploitations agricoles : Un recours à la propriété moins marqué pour les machines spécialisées, Agreste Primeur, 334, 1-8.
- Marescaux, A., Thieu, V., Garnier, J. (2018). *Carbon dioxide, methane and nitrous oxide emissions from the human-impacted Seine watershed in France.* Science of the Total Environment, 643, 247-259.

- Mattei, A. (2016) Éléments de prospective de la contamination des cours d'eau d'Île-de-France par les pesticides. Rapport de fin d'étude Polytech Paris – Université Pierre et Marie Curie, 33p.
- Meybeck, M., de Marsily, G., Fustec, E. (2007). La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Paris, Elsevier. 749p.
- Mignolet, C., Schott, C., Benoit, M. (2007). *Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: methods for agronomic approaches on a regional scale*. Science of the Total Environment, 375 (1-3), 13-32. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.12.004.
- Misselbrook, T.-H., Sutton, M.-A., Scholefield, D. (2004). *A Simple Process-Based Model for Estimating Ammonia Emissions from Agricultural Land after Fertilizer Applications*, Soil Use and Management, 20, 365-372. doi:10.1111/j.1475-2743.2004.
- Nicola, L., Schott, C. (2009). Étude des pratiques de désherbage du blé tendre dans le bassin versant de l'Orgeval de 1990 à 2008. Rapport PIREN-Seine, 67p.
- OMS (2011). *Nitrate and Nitrite in Drinking-water. Background document for development of World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality*. 23p.
- 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, doi:10.1016/j.jmarsys.2013.05.005.
- Poux, X., Aubert, P., (2018). Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine. Enseignements d'une modélisation du système alimentaire européen. Paris, France.
- Puech, T., Schott, C., Mignolet, C. (2018). Évolution des bases de données pour caractériser les dynamiques des systèmes de culture sur le bassin Seine-Normandie - Préparation de l'état des lieux AESN 2019, Rapport technique d'étude INRAE, 219p.
- Queyrel, W. (2014). Modélisation du devenir des pesticides dans les sols à partir d'un modèle agronomique : Évaluation sur le long terme. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie.
- Queyrel, W., Habets, F., Blanchoud, H., Launay, M., Ripoche, D. (2016) *Pesticide fate modeling in soils with the crop model STICS: Feasibility for assessment of agricultural Practices*. Science of the total environment, 542, Part A, 787-802.
- Rat, A., Ledoux, E., Viennot, P. (2006). Transferts de pesticides vers les eaux souterraines. Modélisation à l'échelle d'un bassin versant - Cas d'étude du bassin amont de la Vesle, Rapport PIREN-Seine, Centre de Géosciences, Ecole des Mines de Paris.
- Redfield, A.-C., Ketchum, B.-H., Richards, F.-A. (1963). *The influence of organisms on the composition of sea-water*, The Sea, ed MN Hill (New York: John Wiley), 12-37.
- Renaud, A., Thieu, V., Silvestre, M., Garnier, J., Blanchoud, H., Gallois, N. (2024a). Modélisation des apports diffus d'azote et de phosphore aux masses d'eau de surface du bassin Seine-Normandie sur la période 2017-2021, Rapport d'étude UMR METIS-FIRE, Sorbonne-Université.
- Renaud, A., Blanchoud, H., Thieu, V., Silvestre, M. (2024 b). Modélisation du devenir de deux pesticides (Atrazine et DEA) au sein de l'hydrosystème Seine-Normandie à l'aide du modèle pyNuts-Riverstrahler. Rapport technique d'étude, METIS, Sorbonne-Université.
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Estelles, F., Del Prado, A., Guardia, G., Abalos, D., Aguilera, E., Pardo, G., Vallejo, A., Sutton, M., Garnier, J., Billen, G. (2014). *Yield-scaled mitigation of ammonia emission from N fertilization: the Spanish case*. Environ. Res. Lett. 9, 125005 doi:10.1088/1748-9326/9/12/125005.
- Schott, C., Mignolet, C., Benoit, M. (2005). Dynamique des pratiques phytosanitaires sur le bassin versant de la Vesle de 1970 à 2003 : constitution d'une base de données spatialisée pour la modélisation des flux de pesticides vers les eaux souterraines. Rapport d'activité PIREN-Seine.

- Schott, C., Mimet, A., Mignolet, C. (2010). Création d'une base de données sur les pratiques agricoles de Basse-Normandie de 1970 à 2006. Rapport d'étude INRAE.
- Schott, C., Puech, T., Mignolet, C., (2018). *Dynamiques passées des systèmes agricoles en France : une spécialisation des exploitations et des territoires depuis les années 1970*. Fourrages, 235, 28.
- Shannon, C., Weaver, W., (1948). *A mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana.
- SOLAGRO, (2016). Le scénario Afterres 2050, <https://afterres2050.solagro.org/>, 96p.
- Simon, J.-C., Peyraud, J.-L., Decau, M.-L., Delaby, L., Vertès, F., Delagarde, R. (1996). Gestion de l'azote dans les agrosystèmes. INRA.
- Taylor, K.E., Stouffer, R.J., Meehl, G.A. (2012). *An overview of CMIP5 and the experiment design*. Bulletin Of The American Meteorological Society, 93, 485-498. doi:10.1175/BAMS-D-11-00094.1.
- Thiérior, C. (2007). Modélisation hydrogéologique des aquifères du Bajocien-Bathonien dans le secteur des Bocages Normands, Rapport de Master 2, Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie de l'université Pierre et Marie Curie - Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, 50p.
- Thieu, V., Silvestre, M., Garnier, J., Billen, G. (2017). Introducing the biogeochemical pynuts-riverstrahler model to assess prospective scenario impact along the aquatic continuum in western EU rivers. <https://www.sgmeet.com/aslo/honolulu2017/viewabstract.asp?AbstractID=28904>.
- Vert, J., Schaller, N., Villien, C., Portet, F., Mahé, T., Sergent, A.-S. (2013). Prospective AFC : Agriculture, forêt, climat. Vers des stratégies d'adaptation, 234p.
- Viennot, P., Ledoux, E., Monget, J.-M., Schott, C., Garnier, C., Beaudoin, N. (2009). La pollution du bassin de la Seine par les nitrates, Fascicule n° 3 PIREN-Seine, ISBN : 978-2-918251-02-6, 43p.
- Viennot, P. (2009). Modélisation mathématique du fonctionnement hydrogéologique du bassin de la Seine. Rapport technique d'étude ARMINES/DRIEE Île-de-France, 147p.
- Viennot, P., Schott, C., Mimet, A., Le Bas, C., Roussel, N., Thiérior, C. (2010). Modélisation de la pollution nitrique des aquifères bas-normands - Simulation de l'impact des changements de pratiques culturales sur la qualité des eaux souterraines. Rapport technique d'étude ARMINES/INRA, 131p.
- Viennot, P., Abasq, L. (2013). Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères de bassin de Seine-Normandie à l'échelle des masses d'eau. Rapport technique d'étude ARMINES, 173p.
- Wang, S., Thieu, V., Billen, V., Garnier, J., Silvestre, M., Marescaux, A., Yan, X., Flipo, N. (2024). *The community-centered freshwater biogeochemistry model unified RIVE v1.0: a unified version for water column*. Geoscientific Model Development 17, 449-476. doi :10.5194/gmd-17-449- 2024.
- Ward, M.H., Jones, R.R., Brender, J.-D., de Kok, T.M., Weker, P.J., Nolan, B.T., Villanueva, C.M., van Breda, S.G. (2018). *Drinking water nitrate and human health: An updated review*, International Journal of Environmental Research and Public Health, 15, 7, doi: 10.3390/ijerph15071557.
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., et al. (2019). *Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems*. Lancet Commissions 393 (10170), 447-492. doi:10.1016/S0140-6736(18)31788-4.
- Winkel, A., Ollagnier, S., Gabillard, S. (2022). *Managing groundwater resources using a national reference database: the French ADES concept*. SN Appl. Sci. 4, 217, doi:10.1007/s42452-022-05082-0.
- Yao, Y., Tian, H., Shi, H., Pan, S., Xu, R., Pan, N., Canadell, J.G. (2020). *Increased global nitrous oxide emissions from streams and rivers in the Anthropocene*, Nat. Clim. Chang., 10, 138-142, doi : 10.1038/s 41558-019-0665-8.

Glossaire



- **Aquitard.** Un aquitard est une formation géologique peu perméable, dans laquelle l'eau souterraine circule à très faible vitesse. Ces formations peuvent néanmoins assurer une communication hydraulique verticale entre aquifères superposés. Leur exploitation en eau est généralement de capacité très limitée.
- **Culture dérobée.** Au sein d'une rotation, il s'agit d'une culture intercalée entre deux autres dites « principales », destinée à être récoltée en vue d'une valorisation (production de grains, fourrage, ensilage). Elle se différencie, à ce titre, d'une **CIPAN** (Culture Intermédiaire Piège à Nitrate), dont l'objectif est d'absorber rapidement l'azote du sol après récolte pour le restituer à la culture suivante.
- **ETR (évapotranspiration réelle).** L'évapotranspiration (ET) désigne le flux d'eau émis vers l'atmosphère, somme de l'évaporation de l'eau du sol et de la transpiration par les plantes. Ce processus dépend, à la fois, de paramètres physiques (température de l'air, de l'eau, vitesse du vent, humidité, etc.), mais également du type et de l'état de développement du couvert végétal. Si l'eau disponible pour satisfaire la demande atmosphérique vient à manquer, on parle d'évapotranspiration réelle (ETR), par opposition à une évapotranspiration potentielle (ETP), dans le cas où elle n'est pas limitante.
- **HRI1.** Il s'agit d'un indicateur de risques harmonisés, défini au niveau européen. Il correspond à la somme des quantités de substances actives vendues pour une année donnée, pondérée par des coefficients définis selon leur classification toxicologique.
- **Interface riparienne.** Zone de transition écologique bordant les cours d'eau. Recouverte de végétation dense, généralement boisée, cette interface assure un rôle de filtre biologique protecteur, en contribuant notamment à leur ombrage et en limitant l'érosion des sols. Différents noms sont couramment utilisés pour la désigner : ripisylve, bande riveraine ou encore zone tampon.
- **Métabolites.** Sous-produits de dégradation ou de transformation, partielle ou totale, d'une molécule active parente. Ces substances peuvent présenter des propriétés physico-chimiques très différentes des pesticides dont ils dérivent, dont parfois, une plus grande persistance dans l'environnement.
- **Méthémoglobinémie.** Maladie rare provoquée par une ingestion excessive de formes oxydées de l'azote (nitrite, nitrate). Conséquence d'un passage important de nitrite dans le sang, ceux-ci inhibent le fonctionnement de l'hémoglobine réduisant ainsi la capacité du sang à transporter l'oxygène. Affectant essentiellement les nouveau-nés, elle se traduit par des signes de bleuissement de certaines parties du corps, d'où son surnom de « syndrome du bébé bleu ». Bien que rare aujourd'hui dans les pays industrialisés, elle constitue essentiellement un risque dans les pays en développement.
- **Nitrosamines.** Composés chimiques organiques azotés et oxydés classés, pour une majeure partie, en tant que cancérigènes humains probables ou possibles. Produits d'une réaction entre nitrite ou nitrate et des amines ou amides, certains produits alimentaires en contiennent du fait de leur mode de préparation et de transformation.

- **NODU (nombre de doses unités).** Nombre de doses unités calculé à partir des données de vente des distributeurs de produits phytopharmaceutiques. Il correspond à un nombre de traitements moyens appliqués annuellement sur l'ensemble des cultures, à l'échelle nationale. Exprimé en nombre moyens de traitements par hectare, il permet d'indiquer la pression polluante des pesticides contrairement à la QMA (Quantité de Matières Actives) ne représentant qu'une somme de pesticides, sans distinction de la toxicité des substances.
- **Normes (ou taux) d'humidité.** Nomenclature commerciale associée à la Statistique Agricole Annuelle (SAA), propre à chaque type de culture, auxquelles les valeurs de rendements observés sont mises à disposition (15 % d'humidité pour les céréales, 9 % pour les oléagineux, par exemple, etc.).
- **Pluie efficace.** Part des précipitations qui contribuent à alimenter les milieux aquatiques et à recharger les nappes. Différence entre les précipitations totales (ou brutes) et l'évapotranspiration du sol et de sa couverture (réelle donc), cette fraction représente, en moyenne annuelle, à l'échelle du bassin de la Seine, environ un quart des précipitations seulement, soit 200 mm/an.
- **Rhizosphère.** Partie du sol pénétrée par les racines des plantes et les micro-organismes associés. Les éléments nutritifs y sont transformés en vue de leur absorption par la plante.
- **SAU (surface agricole utile).** La SAU représente la fraction d'un territoire donné consacré à la production agricole. Elle intègre les terres arables (grandes cultures, cultures maraîchères, jachères, etc.), les surfaces toujours en herbe (prairies permanentes) et les cultures pérennes (vignes, vergers, etc.). À l'échelle nationale, elle représente 54 % du territoire.
- **Somme de températures (ou « temps thermique »).** Quantité de chaleur nécessaire à une plante pour se développer. Elle permet d'estimer la date d'apparition d'un stade phénologique donné en additionnant les degrés jour au cours de sa période de croissance. Le degré jour est la moyenne entre températures maximales et minimale de la journée à laquelle est soustraite une température dite « de base » (ou « zéro de végétation »), en deçà de laquelle elle ne peut se développer.
- **Stade phénologique.** Évolution temporelle des phénomènes caractéristiques du cycle biologique des êtres vivants, et tout particulièrement, des végétaux. Pour ces derniers, ces étapes de développement suivent un calendrier qui partage l'année en dix saisons fondées sur des arguments physio-biologiques (germination, floraison, maturation, etc.), se calquant aux stades de développements des plantes typiques dites « indicatrices ».
- **Syntropus.** Systèmes de production très intégrés. Ils expriment une synergie entre différentes strates arbustives et une diversité de cultures et d'élevage. Ils constituent des ceintures nourricières où les flux de fertilité sont bouclés à un niveau local, avec une reconfiguration des systèmes techniques.
- **OTEX (Orientation Technico-Économique des Exploitations).** Produit de la réforme de la politique agricole commune (PAC) de 2003, il s'agit d'une typologie de classification européenne des exploitations agricoles selon leur spécialisation et leur taille économique. Une exploitation est dite « spécialisée » si plus de deux tiers de sa production totale est de même type.

Sigles



- › **AB** : Agriculture biologique
- › **AESN** : Agence de l'eau Seine-Normandie
- › **ANSES** : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
- › **ARS** : Agence régionale de Santé
- › **BNPE** : Banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau
- › **BNV-d** : Banque nationale des ventes auprès des distributeurs
- › **DCE** : Directive cadre sur l'eau
- › **DEA** : Déséthylatrazine
- › **EFSA** : Autorité européenne de sécurité des aliments
- › **ETR** : Évapotranspiration réelle
- › **GIEC** : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
- › **GRA** : Grandes régions agricoles
- › **ICEP** : Indicator for Coastal Eutrophication Potential
- › **MESO** : Masse d'eau souterraine
- › **MESU** : Masse d'eau de surface
- › **OMS** : Organisation Mondiale de la Santé
- › **PAC** : Politique agricole commune
- › **PDM** : Programme de mesures
- › **RA** : Recensement agricole
- › **RCO** : Réseaux d'ouvrages de contrôle opérationnel
- › **RCS** : Réseaux d'ouvrages de contrôle de surveillance
- › **RPG** : Registre parcellaire graphique
- › **SAA** : Statistiques agricoles annuelles
- › **SAU** : Surface agricole utile
- › **SDAGE** : Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
- › **SIE** : Système d'information sur l'eau
- › **STEU** : Station de traitement des eaux usées
- › **UMA** : Unité de modélisation agricole
- › **VTR** : Valeur toxicologique de référence

Pour citer cet ouvrage :

Gallois, N., Blanchoud, H., Garnier, J. (2024), *Impacts des pollutions diffuses agricoles sur la ressource en eau*, Fascicule #26 du PIREN-Seine, ISBN : 978-2-490463-22-0, ARCEAU-IdF, 100 p.

Cet ouvrage est édité par la cellule transfert des connaissances du PIREN-Seine, et son contenu est issu des recherches menées au sein du programme. Sauf mention contraire, les productions du PIREN-Seine sont régies par licence Creative Commons CC-BY-NC-SA v4.0 ou ultérieure (pas d'utilisation commerciale, partage des conditions initiales à l'identique).



Editeur :

ARCEAU-IdF 2024
www.arceau-idf.fr

Création graphique et impression :

 www.idbleue.com



PEFC/10-31-1510



IMPRIM'VERT®

Crédits photos :

Page de couverture : Nicolas Flipo / p. 8 : PIREN-Seine / pp. 10, 41 86, 87 : Alexandre Deloménie / p. 11 : François Mercier / pp. 12-13, 16-17, 42-43 : domaine public / p. 25, 70-71 : Marie Platel / pp. 37, 56 : Alexandre Deloménie



Le **PIREN-Seine** est un programme de recherche interdisciplinaire en environnement dont l'objectif est de développer une vision d'ensemble du fonctionnement du bassin versant de la Seine et de la société humaine qui l'investit, pour permettre une meilleure gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau. Il est l'un des programmes composant la Zone Atelier Seine du CNRS.

La *cellule transfert des connaissances* a pour but de valoriser les productions de savoirs scientifiques issues des recherches du **PIREN-Seine**, et de favoriser la mise à disposition de ces informations à un large public, des professionnels de la gestion de l'eau aux élus en passant par les usagers. Soutenue par l'Agence de l'eau Seine-Normandie et l'EPTB Seine Grands Lacs, et animée depuis octobre 2016 par l'association ARCEAU-IdF, cette cellule répond à une forte volonté de la part des chercheurs de participer au transfert des savoirs scientifiques et techniques vers la société civile. Elle est ainsi chargée de la rédaction et de l'édition de documents thématiques, de la mise en ligne de contenus scientifiques adaptés à la fois aux professionnels et au grand public, et de la mise en place d'ateliers de co-réflexion du programme.

La collection des fascicules du **PIREN-Seine** analyse différents aspects du fonctionnement du bassin de la Seine, correspondant aux multiples domaines de recherche du programme. Ils s'adressent à tous les publics concernés par l'analyse et la gestion du bassin versant de la Seine et des problématiques environnementales et humaines qui y sont liées. Tous ces fascicules sont disponibles en téléchargement gratuit au format PDF sur le site du programme. Une première série de neuf fascicules a été publiée en 2009. En 2011, six nouveaux titres sont venus enrichir la collection. En 2017, la production des fascicules reprend avec une nouvelle collection, pour permettre aux acteurs du domaine de l'eau et de l'environnement de rester informés des dernières recherches scientifiques menées par le **PIREN-Seine**.

Pour plus d'informations,
retrouvez-nous sur :
www.piren-seine.fr

ISBN 978-2-490463-22-0



9 782490 463220



Les partenaires opérationnels de la phase 8 du PIREN-Seine



Les partenaires scientifiques de la phase 8 du PIREN-Seine

