



Rapport de synthèse

Phase 7
(2015-2019)

Volume 1

Le système agro-alimentaire
du bassin de la Seine :
passé, présent et futurs possibles



Sommaire général

Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : Introduction générale.....	4
Modélisation intégrée de la cascade de l'azote générée par le système agro-alimentaire et de son impact sur la qualité des eaux de l'hydrosystème Seine ...	8
Bilan et modélisation des systèmes de grandes cultures biologiques dans le bassin de la Seine.....	28
Le système-Alimentation-Excrétion de l'agglomération parisienne : verrouillage socio-technique autour d'un fonctionnement linéaire	70
Dynamique et régulation du système alimentaire : quels rôles des demandes alimentaires plus durables dans la reconquête de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques ?.....	96
Trajectoire socio-écologique du système agro-alimentaire du bassin de la Seine : une approche par les flux	114
Le phosphore hérité des sols agricoles : d'où vient-il, où va-t-il ?.....	128
Trajectoire à long terme des émissions de gaz à effet de serre et de la séquestration du carbone dans les sols agricoles du bassin de la Seine.....	146
Dynamiques agricoles sur le territoire de Seine-Normandie : impacts de deux scénarii contrastés à l'horizon 2050 sur la qualité de la ressource en eau.....	164
Deux scénarios prospectifs du système agro-alimentaire du bassin de la Seine et leurs conséquences agro-environnementales	184
Visions prospectives des relations eau-ville-territoire.....	202
La transition agroécologique : le bassin de la Seine en son Europe.....	230

Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : Introduction générale

Gilles Billen¹ *, Sabine Barles², Nicolas Beaudoin³, Florent Chlébowski³, Fabien Esculier^{1,4}, Nicolas Gallois⁵, Josette Garnier¹, Julia Le Noë^{1,6}, Sarah Lumbroso⁷, Bruno Mary³, Paul Passy¹, Thomas Puech⁸, Marie Silvestre⁹, Vincent Thieu¹, Xavier Poux⁷, Pascal Viennot⁵

¹ Sorbonne Université, CNRS. UMR Metis, Paris

² Géographie-Cités, Université Paris I – Panthéon-Sorbonne

³ INRA, UR AgroImpact, Laon

⁴ LEESU, Ecole des Ponts ParisTech, Université Paris-Est Créteil Val-de-Marne (UPEC).

⁵ Centre de Géosciences, MINES ParisTech - PSL Université, Fontainebleau

⁶ Institute of Social Ecology, BOKU, Vienne, Autriche

⁷ AScA

⁸ INRA Aster, Mirecourt

⁹ Sorbonne Université/CNRS, FIRE, Paris

* gilles.billen@upmc.fr, sabine.barles@univ-paris1.fr

Un axe fort de la phase VII du PIREN-Seine réside dans la mise en œuvre d'une approche d'écologie territoriale du bassin de la Seine. L'idée selon laquelle le métabolisme du territoire formé par le bassin versant est à la base de la qualité des eaux souterraines et de surface, et que c'est à ce niveau que doivent se concevoir et se mener toutes les politiques visant à la préservation ou à l'amélioration de la qualité de la ressource hydrique, sous-tend en effet la plupart des thèmes de recherche du programme. Ainsi, la présence dans l'eau de tel polluant ne doit pas seulement inciter à en étudier les effets et les transferts entre compartiments environnementaux, mais doit être considérée comme le révélateur du fonctionnement du socio-écosystème territorial qui produit ce polluant et donne lieu à sa dispersion dans le milieu. C'est dans le fonctionnement socio-écologique du territoire que se trouvent le plus souvent les clés des problèmes environnementaux. Par socio-écosystème il faut entendre les interactions entre les sociétés qui investissent un territoire et l'environnement biophysique dont elles sont indissociables. Ces interactions incluent à la fois l'aménagement du territoire et l'ensemble des processus mis en œuvre dans l'extraction, la transformation, la circulation et la consommation des matières premières pour assurer les besoins vitaux et sociaux (alimentation, énergie, habitation, ...) de la population.

Plus spécifiquement, on désigne par système agro-alimentaire l'ensemble des structures et des activités qui concourent à l'approvisionnement alimentaire de la population, et aux échanges de denrées alimentaires avec l'extérieur du territoire. Cela recouvre l'agriculture et l'élevage, ses pratiques, sa gouvernance ; l'industrie des intrants agricoles, engrais, pesticides ; les filières de collecte et de transformation des produits agricoles ; la distribution et la consommation alimentaire, mais aussi la gestion des déchets qui en sont issus (déchets alimentaires, urines, matières fécales), c'est à dire du sous-système alimentation-excrétion humaine. Le système agro-alimentaire représente une part majeure du métabolisme territorial, occupe la plus grande partie des sols du bassin et contribue très largement à la contamination de l'environnement : c'est ce qui justifie l'importance qui lui a été donnée dans les travaux de la phase VII du programme.

La démarche adoptée dans l'étude du système agro-alimentaire au cours de la phase VII du PIREN-Seine s'est structurée selon 3 axes : (i) décrire et comprendre dans sa complexité le système agro-alimentaire du bassin tel qu'il est aujourd'hui; (ii) retracer son évolution historique à long terme, afin de mieux cerner sa trajectoire d'évolution ; (iii) imaginer des futurs possibles pour ce système compte tenu des tendances, parfois contradictoires, que l'on peut percevoir actuellement.

Ces trois axes concourent à un même objectif prospectif: comprendre la dynamique de ce système complexe, son influence sur la qualité de la ressource en eau et des milieux aquatiques qui en font partie intégrante, les manières dont elle pourrait évoluer vers un fonctionnement plus durable sur le plan social et environnemental.

1. Décrire et comprendre le système agro-alimentaire du bassin de la Seine

Plusieurs angles de vue ont été adoptés en parallèle, mobilisant l'agronomie, la biogéochimie et les sciences sociales, pour appréhender cet objet complexe qu'est le système agro-alimentaire et en comprendre la dynamique.

Le fonctionnement hydro-biogéochimique du système Seine et les cascades de nutriments qui résultent des transferts depuis les sols agricoles jusqu'à l'exutoire du réseau hydrographique sont maintenant bien décrites par des outils de modélisation intégrés qui permettent de relier les pratiques agricoles, renseignées depuis 1970 à l'échelle fine des PRA dans la base ARSEINE, à la contamination des eaux souterraines, grâce aux modèles STICS et MODCOU, et de surface, grâce au couplage avec le modèle pyNuts-RIVERSTRAHLER. L'ensemble des processus affectant la qualité de la ressource en eau du bassin au cours de son cheminement le long du continuum aquatique est ainsi couvert par des outils intégrés de modélisation (Gallois et al., ce volume). Plus de détails sur ces outils sont également exposés dans le Volume 2 de ce rapport de synthèse (Garnier et Gasperi, Flux dans le continuum Homme-Terre-Mer).

Si les systèmes de culture dominants dans le bassin de la Seine restent ceux de l'agriculture conventionnelle, les systèmes alternatifs autonomes vis-à-vis des intrants (engrais et pesticides), tels que ceux de l'agriculture biologique, devaient être étudiés pour en caractériser les performances agronomiques et environnementales et calibrer les outils de modélisation de leur fonctionnement (Beaudoin et al., ce volume).

Dans une perspective de métabolisme socio-écologique, le système agro-alimentaire doit aussi être appréhendé sous l'angle de la gestion des déchets qu'il génère en aval. C'est l'objet des recherches menées sur le système alimentation-excrétion et sur les alternatives au système linéaire qui le caractérise actuellement (Esculier et Barles, ce volume).

Enfin, l'analyse des liens complexes et changeants entre la demande alimentaire du territoire et les différents types d'offre qui lui répondent, organisées à une échelle nationale, européenne et mondiale, montre combien est central le rôle des acteurs intermédiaires que sont les industries transformatrices, les centrales d'achats et les acteurs de la grande distribution (Poux et Lumbroso, ce volume).

2. Retracer les trajectoires historiques et les héritages qu'elles engendrent

Se tourner vers le passé pour retracer les trajectoires historiques des systèmes agro-alimentaire est nécessaire pour plusieurs raisons. C'est d'abord un moyen de comprendre les dynamiques (biophysiques et sociales) qui ont mené à l'état présent et d'en analyser les causes. Il n'y a pas d'approche prospective possible sans ce regard historique.

L'histoire biogéochimique du bassin a ainsi été retracée depuis 1850 sous l'angle de l'organisation des flux (Billen et al., ce volume). Les flux commerciaux (en particulier le trafic du port de Rouen), tout comme les flux internes aux systèmes agro-alimentaires régionaux (qui révèlent les relations entre culture, élevage et alimentation) révèlent une tendance lourde de spécialisation et d'ouverture du système agro-alimentaire du bassin de la Seine. La progressive linéarisation de la gestion des excréments humains, après cependant un pic de circularité au début du XXe siècle, est analysée en détail par Esculier et Barles (ce volume).

L'analyse historique permet aussi d'évaluer les héritages qu'ont laissés ces trajectoires en raison de la grande inertie de certains réservoirs. Le contenu en nitrates des aquifères reflète ainsi, et pour des décennies, les pratiques antérieures de fertilisation azotée des terres arables (Gallois et al, ce volume). Le contenu en phosphore des sols arables est hérité pour une large part des excédents de fertilisants minéraux phosphorés épandus au cours de la période 1950-1980 et issus des anciennes colonies et protectorats français du Maghreb (Le Noë et al., ce volume). Ce phosphore hérité suffirait à soutenir la production agricole actuelle sans apports nouveaux pendant plusieurs décennies. Enfin l'analyse comparée des trajectoires des émissions de gaz à effet de serre par le système agroalimentaire et de la dynamique passée des stocks de C du sol montre qu'il ne peut y avoir de compensation par la séquestration de carbone dans le stock de matière organique des sols, processus sur lequel on fonde parfois de grands espoirs (Garnier et al., ce volume).

Les verrouillages socio-techniques, comme celui autour du principe du tout-à-l'égout (Esculier et Barles, ce volume), peuvent aussi se voir comme un héritage des trajectoires antérieures, qu'il importe de dépasser pour infléchir l'évolution future du socio-écosystème.

3. Imaginer des futurs possibles

La construction, la caractérisation et l'analyse de scénarios contrastés de l'avenir du système agro-alimentaire du bassin de la Seine à l'horizon de 30 ou 50 ans ont été parmi les activités les plus fédératrices pour les équipes du programme au cours de sa phase VII. A quelques variantes près, les scénarios explorés par les différentes équipes, chacune selon leur approche et leur point de vue, se rattachent à ces deux grands types : (i) un scénario qui poursuit les tendances historiques lourdes d'ouverture, de spécialisation, d'intensification de l'agriculture et de marchandisation de l'alimentation ; (ii) un scénario de rupture basé sur la généralisation des pratiques de l'agro-écologie et la diversification des productions, sur la reconnexion de l'agriculture et de l'élevage, de la production et de la consommation alimentaire, sur la sobriété alimentaire notamment en termes de consommation de produits animaux, sur la re-circularisation de la gestion des excréments humains.

La chaîne de modélisation ARSEINE-STICS-MODCOU a été mobilisée pour (i) décliner finement ces deux récits en termes d'évolution spatialisée des pratiques agricoles ; (ii) en calculer l'impact en termes de qualité de la ressource en eau souterraine (Puech et al., ce volume). L'approche GRAFS a été mise en œuvre pour traduire ces deux scénarios en termes de flux biogéochimiques, de dynamique du phosphore dans les sols, d'émissions de gaz à effet de serre et de séquestration du carbone (Billen et al., ce volume). Les effets de ces scénarios sur la qualité de l'eau, et leurs effets sur le milieu marin sont détaillés également dans le Volume 2 de ce rapport de synthèse (Garnier et Gasperi, Flux dans le continuum Homme-Terre-Mer)

Les deux récits ont aussi été à la base d'un travail prospectif plus général portant, au-delà des aspects agro-alimentaires stricts, sur les dynamiques territoriales urbaines qui y sont associées (Barles et al., ce volume). Ce travail s'attache aussi à imaginer des trajectoires qui pourraient conduire à la société telle que décrite dans chacun des scénarios.

Comment penser la transition agro-écologique d'un système territorial actuellement si imbriqué dans un réseau d'acteurs nationaux et européens ? Telle est la question que posent aussi Lumbroso et Poux (ce volume) autour de trois dimensions clés : (i) Les moteurs et conditions d'un changement des comportements

alimentaires ; (ii) Les voies possibles pour une reconfiguration profonde de l'ensemble des filières agro-alimentaires dans le cadre d'une transition massive à l'agriculture biologique ; (iii) Les leviers de politiques publiques prioritaires sur lesquels agir pour déverrouiller le système alimentaire, qui concernent les politiques commerciales, agricoles et alimentaires.

Modélisation intégrée de la cascade de l’azote générée par le système agro-alimentaire et de son impact sur la qualité des eaux de l’hydrosystème Seine

Nicolas Gallois^{1*}, Pascal Viennot¹, Thomas Puech⁴, Gilles Billen^{2*}, Paul Passy³, Vincent Thieu², Josette Garnier², Nicolas Beaudoin⁵, Marie Silvestre³

¹ Centre de Géosciences, MINES ParisTech - PSL Université, Fontainebleau

² Sorbonne Université/CNRS, UMR METIS, Paris

³ Sorbonne Université/CNRS, FIRE, Paris

⁴ INRA Aster, Mirecourt

⁵ INRA AgroImpact, Laon

*nicolas.gallois@mines-paristech.fr, gilles.billen@upmc.fr

Résumé

Initialement conçue et continuellement améliorée dans de précédents travaux, au sein et en marge du PIREN Seine, la plateforme STICS-MODCOU modélise l’impact spatio-temporel exercé par la pression agricole sur la qualité des eaux souterraines du bassin Seine-Normandie. Dans sa dernière version 2018 ici présentée, outre plusieurs améliorations techniques permettant, *in fine*, une restitution conjointe très satisfaisante de l’hydrodynamisme global de l’hydrosystème Seine et des niveaux de contamination aquifère nitrates récents, de nouvelles connexions ont été créées avec le modèle PyNuts-RIVERSTRAHLER complétant désormais cette caractérisation par une modélisation quantifiée de l’impact de ces pollutions diffuses sur les eaux superficielles. Dotée d’une nouvelle procédure d’interfaçage avec la dernière version de la base de données agricole ARSEINE, permettant d’intégrer aux simulations des descriptions quantifiées évolutives toujours plus précises des systèmes de culture du domaine, cet outil interdisciplinaire tend à rendre compte de l’ensemble des processus bio-physico-chimiques majeurs affectant la qualité de la ressource en eau du bassin au cours de son cheminement le long du *continuum* aquatique.

Points clefs

- Une base de données spatialisée sur les systèmes de culture et leurs itinéraires techniques (ARSEINE) a été rassemblée sur l’ensemble du bassin Seine Normandie depuis 1970.
- Cette base renseigne le modèle STICS simulant les flux d’eau, de carbone et d’azote dans les sols cultivés.
- Le modèle MODCOU décrit le cheminement des flux hydriques et de leur contenu en nitrates dans les systèmes vadoses et aquifères.
- Le modèle RIVERSTRAHLER (dans son nouvel environnement PyNuts) calcule le cheminement de ces flux à travers les zones humides ripariennes et le réseau hydrographique jusqu’à son exutoire.

Pour citer cet article : Nicolas Gallois et al., *Modélisation intégrée de la cascade de l’azote générée par le système agro-alimentaire et de son impact sur la qualité des eaux de l’hydrosystème Seine*, dans *Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : passé, présent et futurs possibles*, Billen et al. (eds.), *Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 1*, 2019.

Sommaire

Introduction.....	10
1. Données de modélisation : la base de données ARSEINE	10
2. La plateforme STICS-MODCOU-RIVERSTRAHLER	13
3. Conclusion	23
Bibliographie.....	25

Introduction

Parce que l'agriculture occupe 70% des terres à l'échelle du bassin de Seine-Normandie (~ 100 000 km²), elle constitue de fait, à la fois, un élément structurant majeur des paysages du territoire et de sa biodiversité mais aussi un des principaux déterminant conditionnant le fonctionnement de l'éco-hydrosystème auquel elle est associée.

La multiplicité des processus hydro-bio-géo-physiques intervenant dans le transfert des macronutriments (N, P, C, Si) issus du domaine agricole et impliqués dans diverses problématiques de contamination environnementales (eutrophisation estuarienne, contamination des aquifères, diminution de la biodiversité, etc.) rendent la question de la caractérisation de leurs impacts sur la qualité de la ressource en eau du bassin particulièrement délicate.

Certains aspects viennent encore complexifier un peu plus cette problématique dans la mesure où, à titre d'exemple :

- les échelles de temps moyennes qui leurs sont respectivement associées peuvent varier d'une durée infra-journalière (fort épisode de précipitation par exemple) (Blanchoud *et al.*, 2019) à une dimension pluriannuelle voire décennale (transferts de polluants en domaine aquifère) (Philippe, Habets and Ledoux, 2010),
- les réponses respectives de ces processus sont constamment à lier à de fréquentes modifications dans le temps et l'espace des paramètres d'entrée du système (conditions climatiques, systèmes de culture, conditions hydrologiques et hydrogéologiques) (Costa *et al.*, 2002; Silgram *et al.*, 2008), en plus d'être dépendants de sa structure générale même (géologie par exemple).

Ainsi, en réponse à cette problématique, divers outils numériques ont été élaborés, visant chacun à la modélisation des flux d'eau ainsi que des différents processus impliqués dans le transport, la réactivité et la rétention de ces éléments au sein des compartiments de cet hydrosystème. En vue d'affiner la compréhension et la description des processus majeurs de transfert à l'échelle du bassin Seine-Normandie, une démarche de mutualisation d'outils, méthodes et bases de données développés au sein et en marge du programme PIREN Seine depuis plusieurs décennies, a été constituée sous la forme d'une plateforme interdisciplinaire de couplage multi-modèles. Elle a pour objectif 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, *i.e.* des sols agricoles, jusqu'au littoral, en passant par les aquifères, le réseau hydrographique et ses annexes hydrauliques.

Le couplage de ces différents outils ouvre la voie à une gestion intégrée de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques.

1. Données de modélisation : la base de données ARSEINE

Depuis le début des années 2000, plusieurs méthodologies développées au sein des travaux de recherche de l'unité Aster de l'INRA Mirecourt ont permis d'aboutir à la constitution de bases de données structurées formalisant les évolutions de systèmes de culture à différentes échelles d'espace et de temps (Mignolet, Schott and Benoit, 2004; Schott, Mimet and Mignolet, 2010; Schott, 2012).

La base de données ARSEINE (base de données Agricoles Régionalisée sur le bassin SEIne-NormandiE) (Puech, Schott et Mignolet, 2015b, 2018, s.d.) en constitue la déclinaison sur l'ensemble de territoire de Seine-Normandie (~ 100 000 km²). Elle résulte d'une méthodologie de caractérisation fine et robuste des évolutions des systèmes de culture (*i.e.* assolements et itinéraires techniques associés) à partir du croisement de multiples sources de données (cf. Figure 1), variées en nature et en résolution, parmi lesquelles figurent :

- des informations de recensements agricoles, disponibles, de manière exhaustive à l'échelle spatiale de la commune et au pas de temps décennal environ. Celles-ci fournissent des informations sur les types d'assolements, OTEX, effectifs animaux, etc.,

- des données d’enquêtes *Ter-Uti* et *Ter-Uti Lucas*, précisant l’occupation du sol sur plus de 70 000 points agricoles sur le bassin. Leur exploitation permet d’extraire les régularités de séquences de cultures sur un ensemble de points et d’en déduire les successions de cultures dominantes à l’échelle d’un territoire donné,
- des données de statistiques agricoles annuelles (SAA), mobilisées afin d’apprécier l’évolution des surfaces cultivées et des rendements pour les principales cultures du bassin,
- des données d’enquêtes *pratiques culturales*, fondées sur des échantillons de parcelles sélectionnées par département sur des critères de représentativité et permettant d’accéder aux itinéraires techniques principaux d’un territoire,
- des dires d’experts locaux, recueillis *via* plus de 120 enquêtes menées auprès d’acteurs de la profession agricole répartis sur le bassin (Puech, Schott and Mignolet, 2015b).

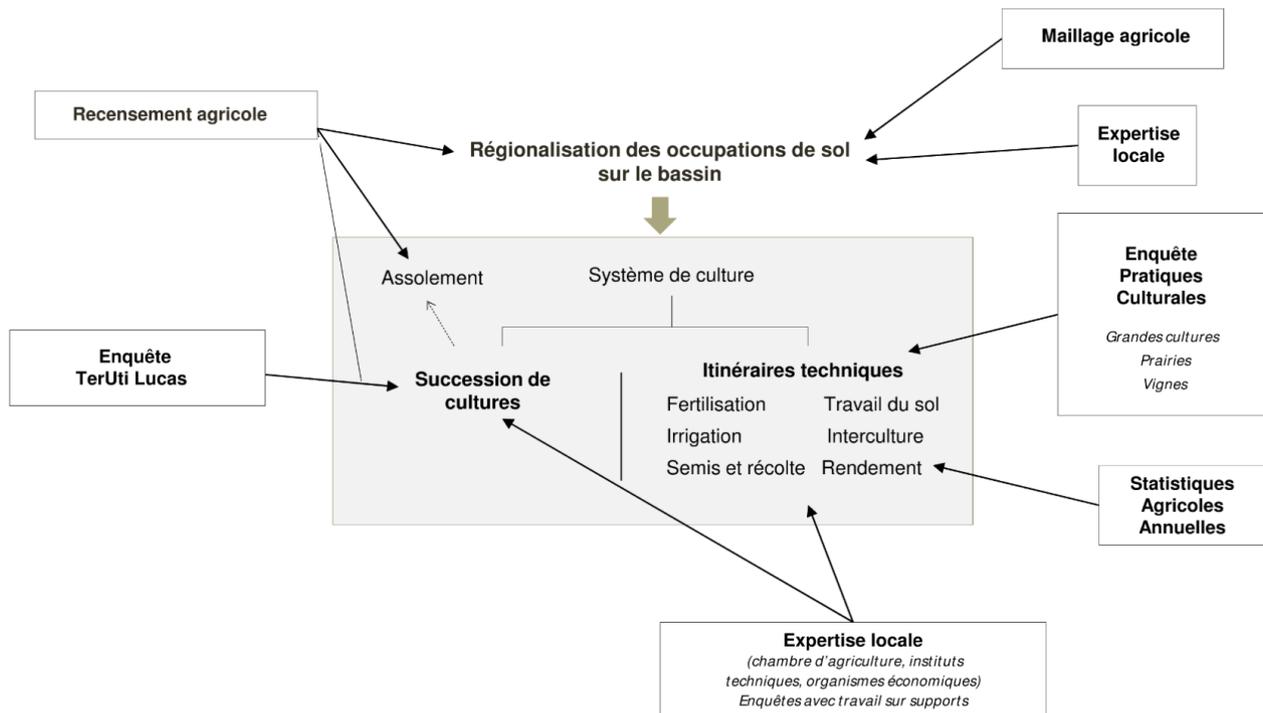


Figure 1 : Sources d’informations intégrées à la méthodologie d’élaboration de la base de données structurée ARSEINE v.3.4.3 de description de l’évolution des systèmes de culture du bassin Seine-Normandie

Spatialement, cette base subdivise le territoire de Seine-Normandie en 95 unités spatiales délimitées sur un critère de relative homogénéité (cf. Figure 2a) des typologies de productions agricoles (Puech, Schott and Mignolet, 2015b) au sein desquelles les proportions surfaciques des différents systèmes recensés évoluent au pas de temps annuel (Puech, Schott et Mignolet, 2018) (cf. Figure 2b).

Sur la période rétrospective couverte (1970-2014), la caractérisation de ces évolutions sur l’ensemble du territoire est traduite par près de 4 500 systèmes de culture, chacun d’entre eux, composés, à la fois, d’une succession culturelle, en tant que suite ordonnée de cultures et d’inter-cultures, et, pour chaque cycle culturel, d’un itinéraire de conduite, composé de séquences d’opérations réalisées sur le couvert végétal, toutes ordonnées, datées et quantifiées. Ce dernier, se décline en particulier, en informations ayant trait aux opérations de travail du sol, aux différents types d’apports azotés, à l’irrigation, à la gestion des résidus de culture, etc.

Comparativement à la version précédente conçue dans le cadre de travaux réalisés pour l’Agence de l’Eau Seine-Normandie (Puech, Schott and Mignolet, 2015b, 2015a), la méthodologie de conception a été révisée

en 2017 (ARSEINE v3.4.3) afin d’affiner, entre autres, la notion de continuité temporelle¹ dans l’évolution des assolements (cultures annuelles et prairies permanentes) ainsi qu’une flexibilité accrue dans la représentation de certaines pratiques auparavant uniquement prises en compte sous forme binaire² (couvert intermédiaire, irrigation, apports de fumure organique par exemple).

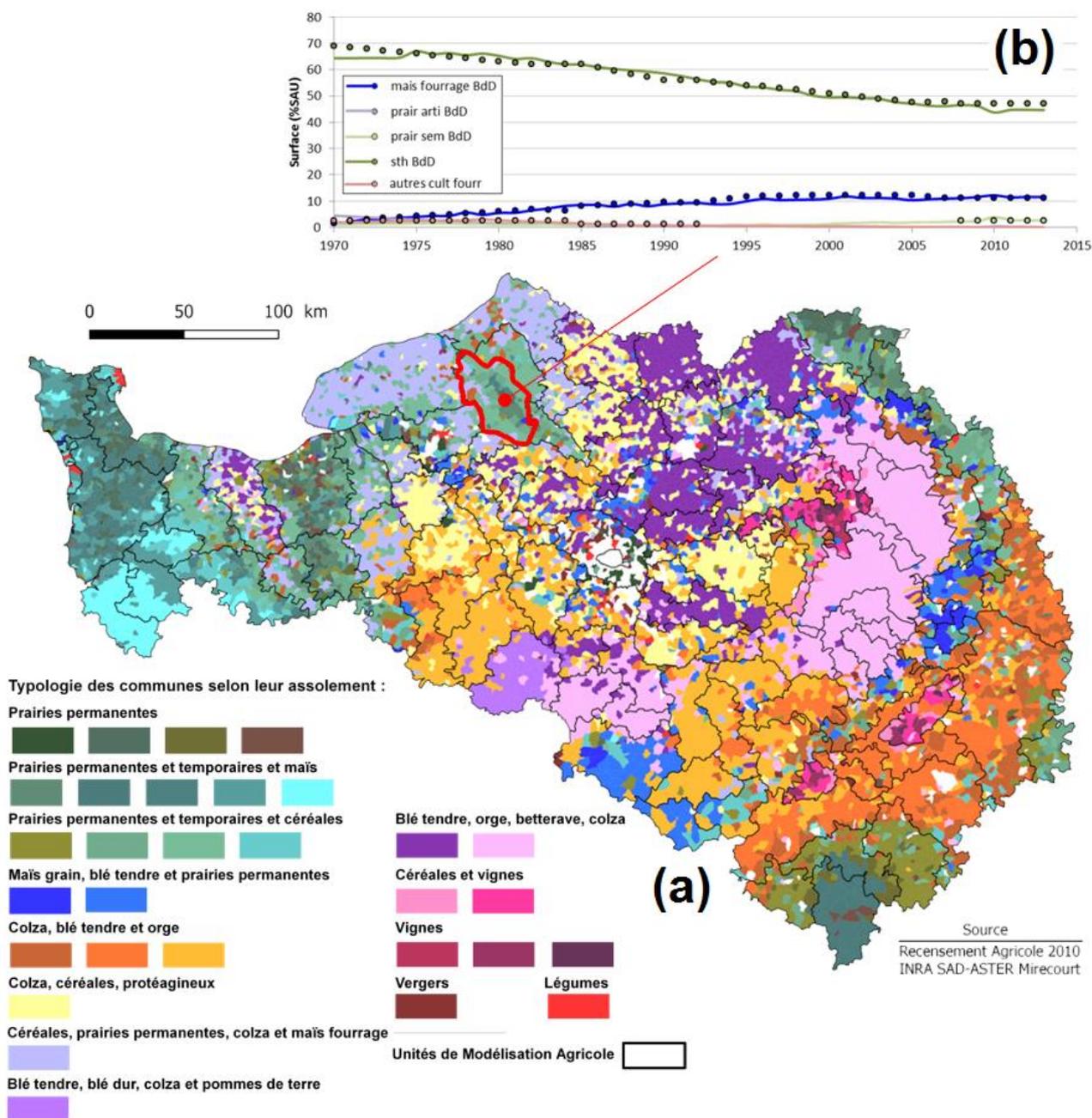


Figure 2 : (a) Typologie des assolements à l’échelle communale et sectorisation du domaine d’étude en 95 Unités de Modélisation Agricole (UMA). (b) Evolutions synchrones comparées des surfaces annuelles en maïs, prairies (artificielles, semées et permanentes) et fourrages divers synthétisées via les données de statistiques agricoles (figurés ponctuels) et via la base de données ARSEINE (traits pleins) - exemple pour l’UMA n°302 (Pays de Bray)

¹ Dans les précédentes versions de la base de données, les surfaces attribuées à chaque système de culture était considérées constantes au cours d’une « période homogène » (période d’une durée d’environ 10 ans).

² A titre d’exemple : si moins de 50% d’occurrence d’une culture sur un territoire donné, recevait un apport d’azote organique, cette culture était considéré comme ne pas recevoir de fumure organique.

Ces travaux possèdent ainsi une faculté de déclinaison de ces évolutions sur des objets agricoles très fins que sont les systèmes de culture, tout en assurant parallèlement une cohérence agronomique sur les dynamiques matérialisées au niveau des exploitations (*i.e.* relations entre cultures/élevage - s’exprimant à travers les occupations du sol et leurs usages notamment en termes de pâturage et de fertilisation organique, par exemple).

Outre la précision spatiale que cette base offre, elle donne également accès à un important recul temporel de près de 45 ans³, avantage fondamental quant à une de ses applications principales détaillée ci-après : la caractérisation de l’impact des systèmes de cultures sur la qualité de la ressource en eau du bassin. En effet, il s’agit là d’un atout principal lorsqu’il s’agit de caractériser, dans les réponses hydrogéologiques associées à différentes sollicitations agro-climatiques, les transferts de flux de matière pouvant être associés, dans certains compartiments du domaine souterrain et en certains endroits du bassin, à de temps long de transfert.

2. La plateforme STICS-MODCOU-RIVERSTRAHLER

Le mode de description technique, précis et quantifié des systèmes agricoles *via* la base ARSEINE font de ces données des informations riches et mobilisables par des outils de modélisation. De fait, cette nouvelle version v.3.4.3 a été spécifiquement interfacée pour la rendre compatible avec la plateforme de modélisation STICS-MODCOU (Gallois et Viennot, 2018) *via* la librairie de code dédiée *libITK* (Gallois, 2018), offrant ainsi la possibilité de simuler l’impact les pollutions diffuses azotées d’origine agricole.

En effet, le centre de Géosciences de MINES-ParisTech a développé dans le cadre du PIREN Seine, une méthodologie de couplage spatialisé à l’échelle macro-régionale entre le code hydrogéologique MODCOU (Ledoux, Girard et Villeneuve, 1984) et le modèle agronomique STICS (Brisson *et al.*, 1998, 2009), développé à l’INRA. Dans son ensemble, le système d’interactions créé entre ces trois modules (cf. Figure 4) a pour objectif de simuler, de manière continue dans le temps et l’espace :

- le comportement du système-sol-plante-atmosphère, ainsi que l’impact des variations de ce milieu et des systèmes de culture sur la production d’une parcelle agricole et/ou sur l’environnement *via* le modèle agronomique STICS sous version spatialisée (v.2018.03) (Gallois et Viennot, 2018) (cf. Figure 3). Cette simulation interfacée, contrainte par des bases de données décrivant respectivement l’évolution du climat (SAFRAN, Météo-France), le contexte pédologique local (Base de Description Géographique des Sols de France, INRA) et les évolutions des systèmes de culture (ARSEINE) est menée à un pas de temps journalier et une résolution spatiale d’environ 10 km² (cf. Figure 4). Elle permet d’accéder à de multiples types de sorties, sur l’ensemble du territoire, représentatives de grandeurs agronomiques (biomasse végétale, rendements, etc.) et surtout, environnementales (flux d’eau drainée et flux d’azote lixivié en base de zone sous-racinaire),
- l’ensemble des transferts de flux transitant au sein de l’hydrosystème *via* la suite hydrogéologique MODCOU-NEWSAM (pas de temps décadaire). Cette partie de la plateforme simule conjointement
 - les flux d’eau transitant dans le réseau hydrographique, en domaine de surface et sub-surface, en zones vadoses et aquifères ainsi qu’au travers des échanges nappe/rivière,
 - les flux de matière en zones non saturée et saturée uniquement. Les évolutions du débit au niveau des stations hydrométriques, de la piézométrie et des concentrations en aquifère sont alors calculées sur l’ensemble du domaine.

³ Dans la mesure où la méthodologie ARSEINE a été également remobilisée afin de structurer les évolutions des pratiques agricoles envisagées dans deux scénarii agricoles contrastés sur le territoire (Puech *et al.*, 2019), à l’horizon 2050, sa couverture temporelle totale est en réalité d’environ 80 ans.

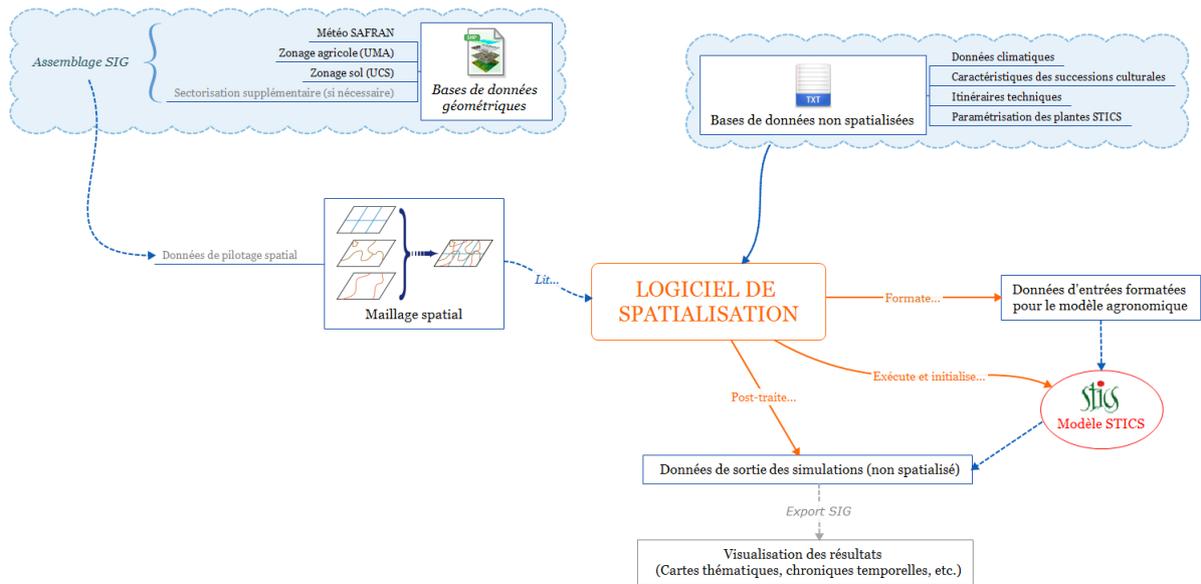


Figure 3 : Schématisation très simplifiée du logiciel de spatialisation du modèle agronomique STICS

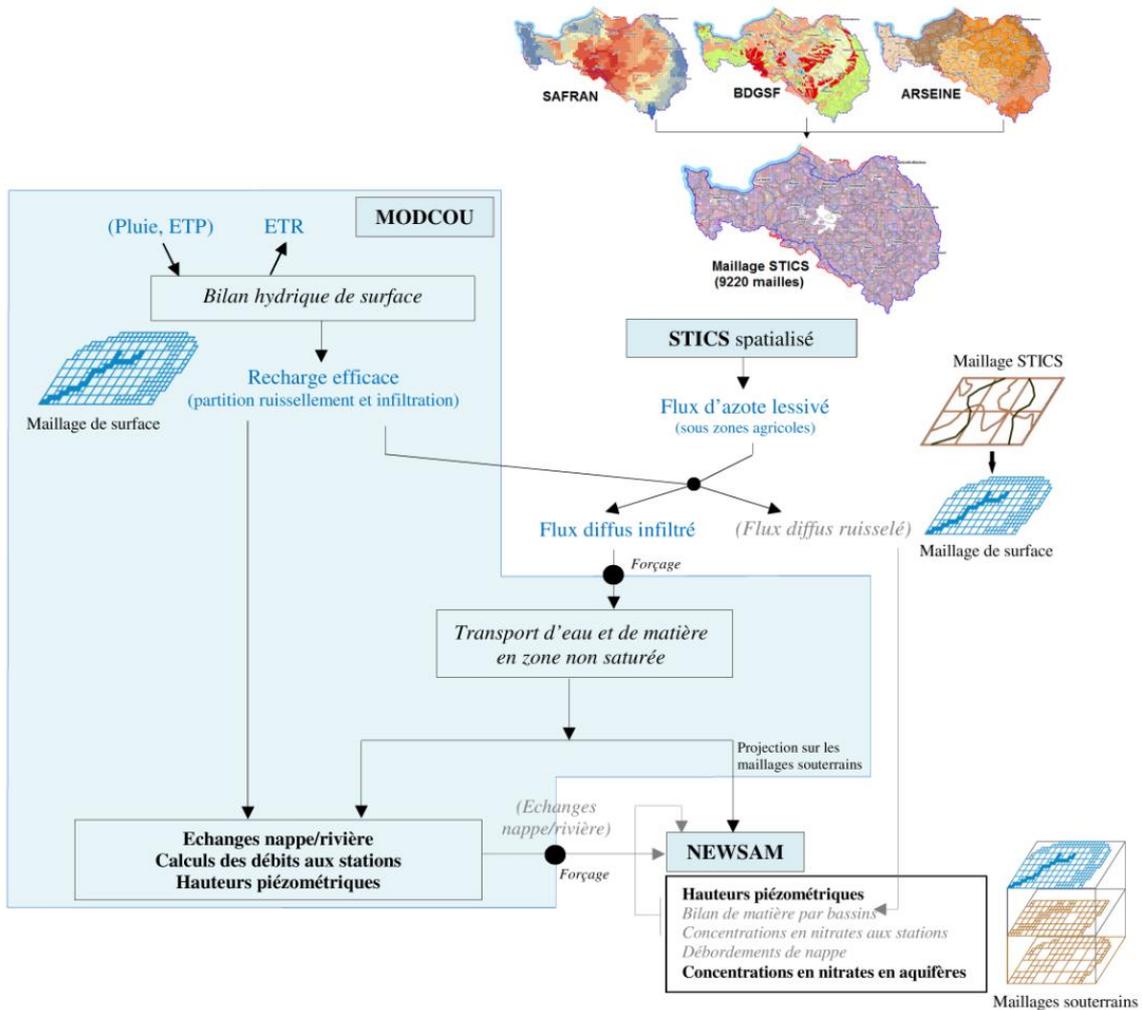


Figure 4 : Schématisation simplifiée de l'association des modules ARSEINE, STICS et MODCOU (Gallois et Viennot, 2018). Les éléments grisés font référence à des fonctionnalités spécifiques mises en œuvre sur certains secteurs du bassin, non détaillées dans ce document.

Dans l’objectif d’améliorer la reproduction du fonctionnement de l’hydrosystème modélisé, les outils couplés ici dans leurs nouvelles moutures, diffèrent de ceux précédemment présentés (Gallois and Viennot, 2015; Gallois *et al.*, 2015), en particulier, par :

- l’intégration d’une nouvelle version de recherche du modèle agronomique (moduloSTICS v.10) au logiciel de spatialisation permettant, entre autres :
 - de mieux simuler sur le long terme les bilans en carbone et azote dans le cas de cultures pérennes par le biais d’une amélioration de la simulation de la dynamique racinaire et du renouvellement des racines vivaces (Strullu *et al.*, 2014),
 - d’intégrer de nouveaux types de cultures (triticale, féverole de printemps, sorgho, etc.) et espèces variétales (Chlébowski *et al.*, 2017),
 - d’améliorer les processus d’émission de N₂O (Léonard, 2016) et de minéralisation de l’humus (Clivot *et al.*, 2017).
- l’amélioration du logiciel de spatialisation *via* la prise en compte :
 - des phénomènes de retournement de prairies permanentes,
 - des descriptions des systèmes agricoles avec pâturages,
 - de fonctions-réponse, dans le cas de systèmes avec pâtures, de la concentration sous-racinaire en nitrates au chargement UGB et aux apports d’urine (Gallois and Viennot, 2018),
- la révision du paramétrage de certaines applications hydrogéologiques (application « Seine-Eure » par exemple – cf. Figure 5 et Figure 6) ou même le développement et l’utilisation d’une nouvelle application hydrologique (Gallois, Viennot et Verjus, 2017 - application « Tertiaire » (cf. Figure 6). Précisons en complément que, sur le principe méthodologique de (Bellier, 2013), cette dernière application intègre explicitement, dans le calcul de transport de matière en aquifère, la notion d’échanges nappe-rivière, afin de permettre un transfert de nitrates depuis la rivière vers l’aquifère, lorsque, localement, ce mode de recharge est significatif.

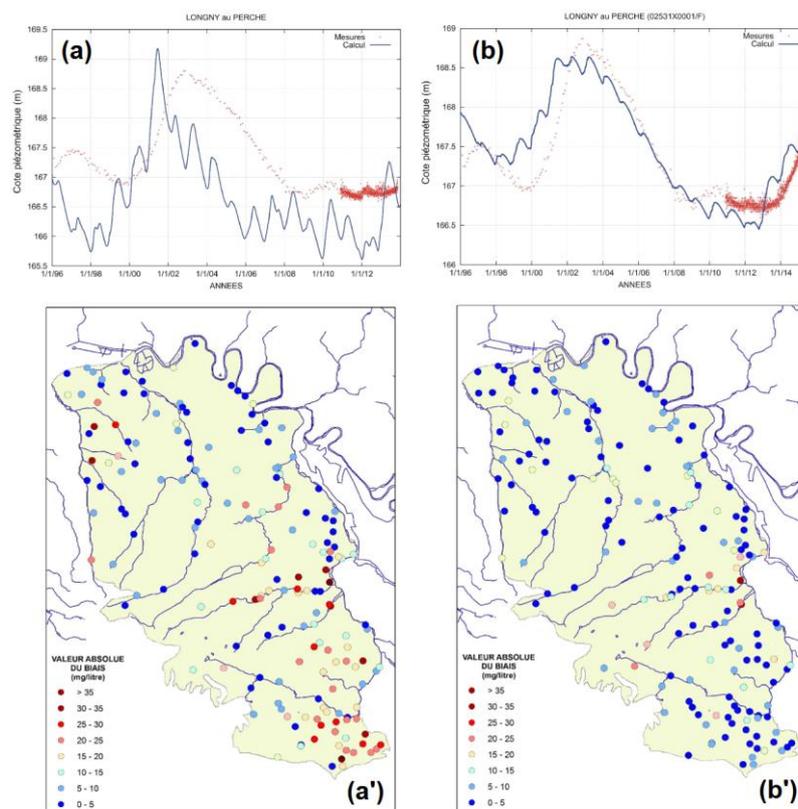


Figure 5 : Comparaison, à titre d’exemple, de la piézométrie simulée au niveau du piézomètre de Longny-au-Perche (02531X0001/F) avant (a) et après (b) recalage de l’application « Seine-Eure ». Les traits pleins bleus identifient les résultats de simulations, les observations étant en points rouges. Biais (1995-2016) obtenus sous les anciens (a’) et nouveaux (b’) forçages nitrates obtenus via le modèle STICS spatialisé.

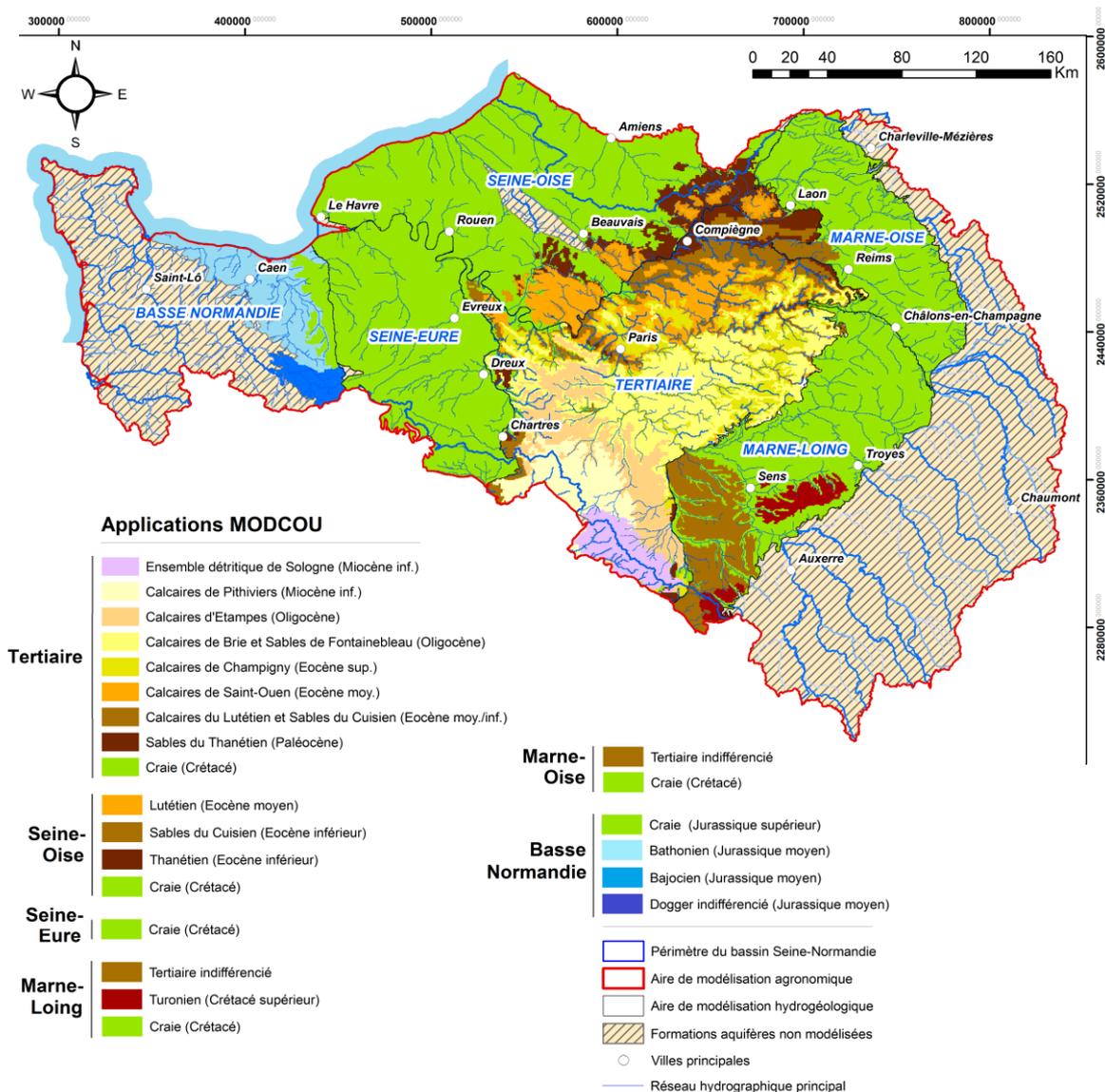


Figure 6. Configuration hydrogéologique implémentée sur le bassin Seine-Normandie via les différentes applications MODCOU utilisées dans la version 2018 de la plateforme ARSEINE-STICS-MODCOU

Ainsi, dans cette configuration à jour, l’hydrosystème est représenté par un ensemble de 6 applications, au sein desquelles, les domaines de surface et souterrain sont respectivement discrétisés par des ensembles de 420 000 mailles environ, d’une résolution variant entre 250 m et 2 km. 14 horizons aquifères décrivent les 3 principaux systèmes rencontrés sur le bassin, à savoir :

- un ensemble tri-couche jurassique normand,
- l’aquifère régional de Craie,
- un ensemble de 8 couches décrivant le fonctionnement d’ensembles aquifères complexes situés au centre du bassin.

Les aquifères jurassiques affleurant à l’Est du bassin de même que les aquifères de socle bas-normands ne sont pas implémentés à cette représentation explicite du domaine souterrain.

Les résultats de l’interaction de ces trois éléments permettent ainsi, dans un premier temps de rendre compte de l’impact des pratiques agricoles sur la qualité des eaux souterraines au sein des principales formations aquifères du bassin.

Cependant, le modèle MODCOU n’ayant pas été initialement conçu pour simuler l’évolution de concentrations au sein du réseau hydrographique, l’association seule de ces trois modules ne permet pas la caractérisation de la qualité des masses d’eau de surface. Ainsi, la plateforme a récemment bénéficié d’une nouvelle extension par l’ajout du modèle RIVERSTRAHLER, développé à l’UMR METIS (Billen, Garnier and Hanset, 1994; Garnier, Billen and Coste, 1995). Ce modèle permet le calcul des transferts et transformations de l’azote vers et au sein du réseau hydrographique du bassin, en donnant accès à la distribution géographique et saisonnière des nutriments dans chaque tronçon des 36 000 km de réseau, et ce, à une résolution temporelle décadaire.

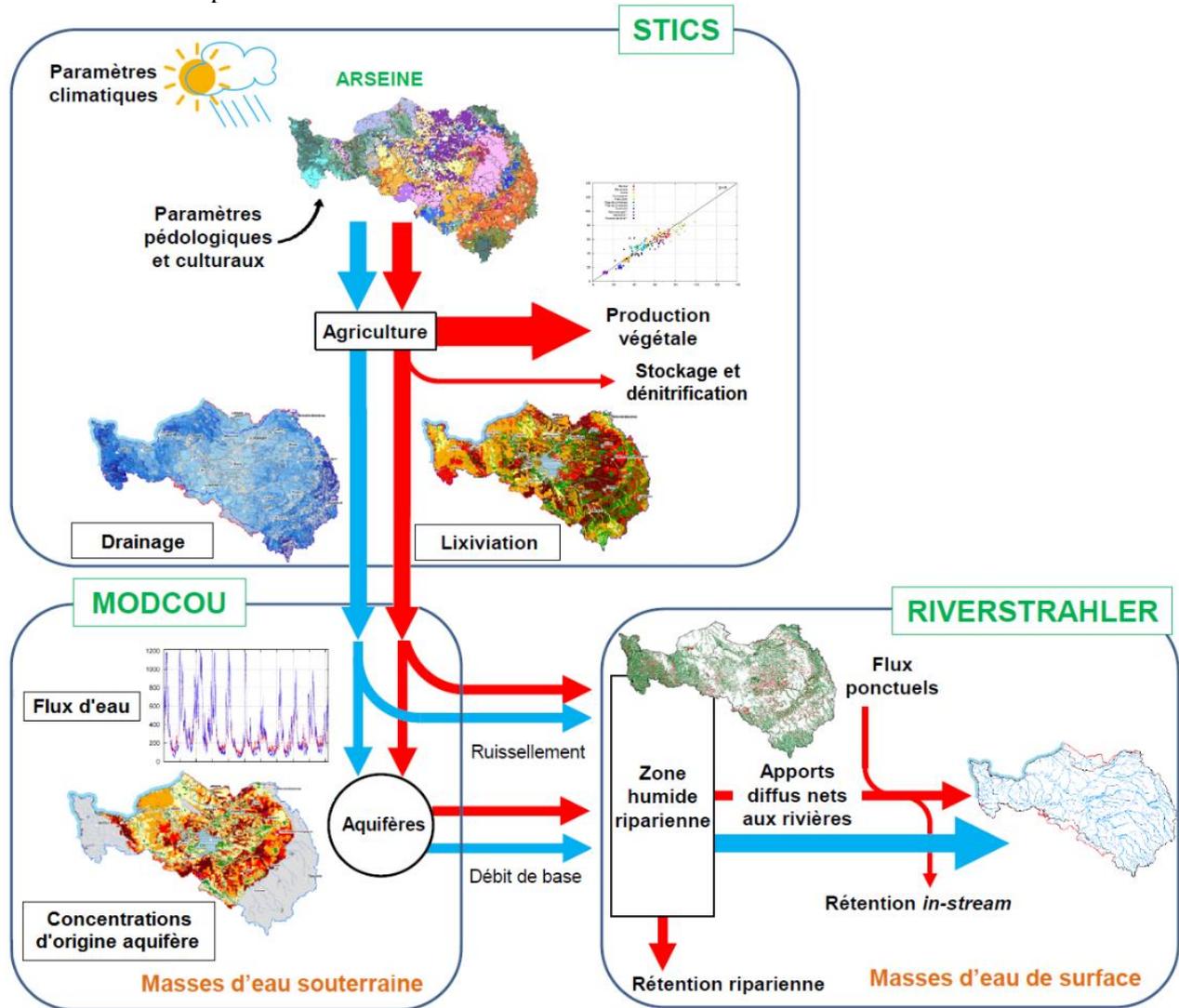


Figure 7. Schéma d’ensemble simplifié de la plateforme actuelle de modélisation de la cascade des nutriments. Les flux d’eau figurent en bleu, les flux de nutriments en rouge.

La représentation du processus de dénitrification intervenant dans les zones riveraines, à l’interface entre eaux superficielles et phréatiques, y a été récemment améliorée, par implémentation d’un filtre riparien, occasionnant ainsi un abattement des flux nitriques avant que ceux-ci ne rejoignent le réseau hydrographique (Billen et al., 2018) (cf. Figure 8). Ces zones sont définies à partir d’un croisement issu des cartographies des milieux potentiellement humides (INRA-AgroCampus) et de l’occupation du sol (Corine Land Cover 2012), afin de ne retenir que les secteurs associés à des couvertures de type prairial ou forestier, seuls considérés comme actifs pour la dénitrification. À l’exception de la caractérisation des apports ponctuels (STEP, etc.) au réseau, réalisé par des bases externes, cette nouvelle addition à la plateforme permet de contraindre

désormais, à la fois, les apports diffus d’azote⁴, sous la forme de la concentration en nitrates mais aussi l’hydrologie⁵ du modèle RIVERSTRAHLER, *via* les lames d’eau en composantes rapides (ruissellement - écoulements superficiels) et lentes (écoulement phréatique - débit de base) calculées par MODCOU (cf. Figure 7), et ce, pour les 10 000 bassins élémentaires de calcul. Ce point permet en particulier de tenir compte d’une répartition spatiale de flux hydriques précise et réaliste, issue d’un calcul des différents termes du bilan hydrologique.

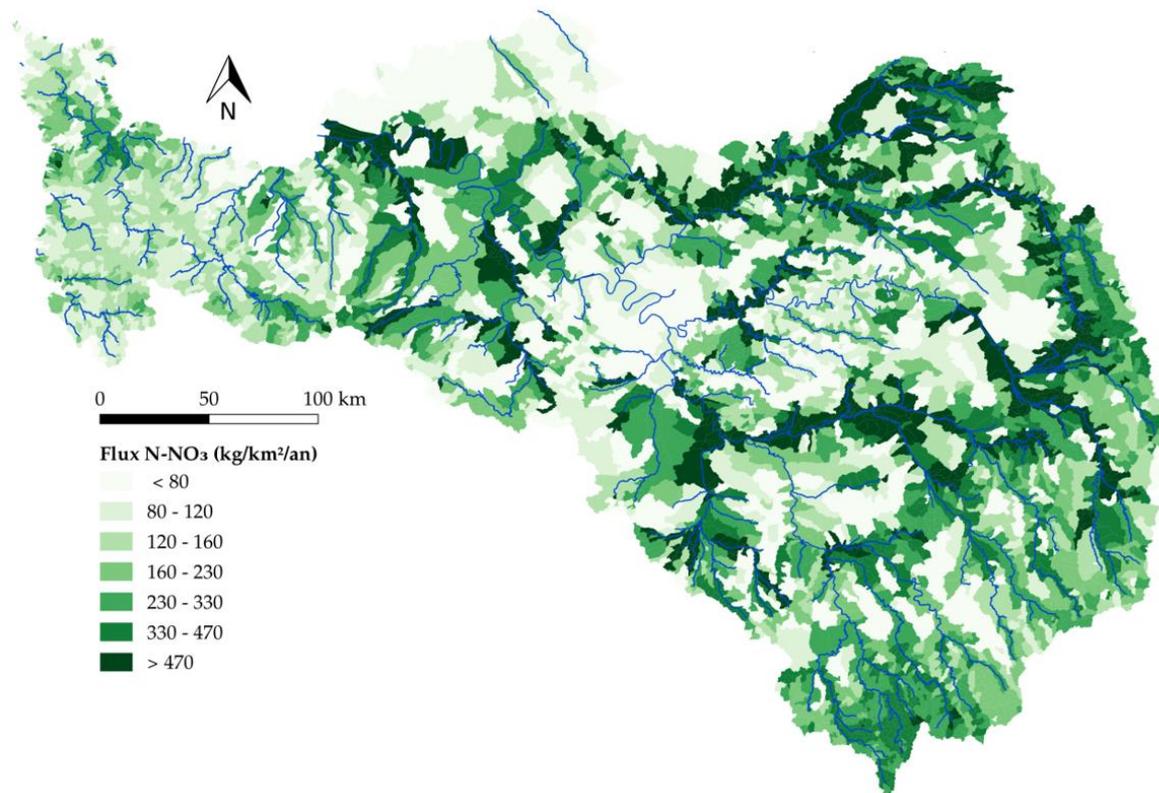


Figure 8 : Différence de flux de nitrates entre l’amont et l’aval de la zone riparienne en moyenne annuelle au cours de période 2010-2016 (flux exprimés en kgN/km²/an)

Ce chaînage (Passy *et al.*, 2018) est permis par la mise en œuvre d’une nouvelle interface gérant les différences respectives de maillages, de résolution spatiale et de domaine de définition des différents modèles dans la définition des flux d’entrée pour le modèle RIVERSTRAHLER. *In fine*, l’association de ces quatre modules permet ainsi de compléter la connaissance de la pollution azotée des masses d’eau souterraines par celle des masses d’eau de surface.

La capacité de la plateforme à reproduire les gammes de valeurs et dynamiques des principales variables d’intérêt est alors, testée à plusieurs niveaux :

- *Validation indirecte des flux de drainage et de lixiviation azotée.* Afin de pallier la trop faible densité de mesures de ces variables, voire une absence même dans le cas de la lixiviation, le processus de validation s’est orienté vers l’élaboration d’une méthodologie d’analyse de cohérence et de sensibilité des sorties du modèle STICS, réalisée à titre d’expert et ayant débouchée sur le développement du protocole détaillé d’analyse QAP (*Quality Assurance Protocol*) (Beaudoin *et al.*, 2018) afin d’évaluer la fiabilité macro-régionale de la simulation agronomique.

⁴ Pris indépendamment de l’association STICS-MODCOU, le modèle s’appuie sur une caractérisation des flux diffus initialement caractérisés par l’approche GRAFS (Billen *et al.*, 2016).

⁵ De même, indépendamment de MODCOU, le modèle RIVERSTRAHLER n’intègre pas de module hydrologique. Dans un tel cas d’utilisation, les écoulements de base et de surface sont fournis en entrée de chaque bassin versant élémentaire de calcul à partir de l’analyse des chroniques de débits journaliers en un certain nombre de stations jaugeées traitées par filtre récursif *Bflow* (Arnold and Allen, 1999).

A titre d’exemple, parmi les 135 indicateurs identifiés et spatialement quantifiés, la comparaison entre rendements simulés et observés (données SAA) a démontré une capacité satisfaisante à reproduire les taux de production moyens des cultures majoritaires du bassin. Par d’exemple, un écart absolu inférieur à 2 quintaux/ha a été identifié en moyenne interannuelle sur la période de simulation 1971-2016 pour les cultures de blé tendre, colza, orge d’hiver et de printemps, de pois de printemps et de maïs ensilage (Gallois and Viennot, 2018) (cf. Figure 9).

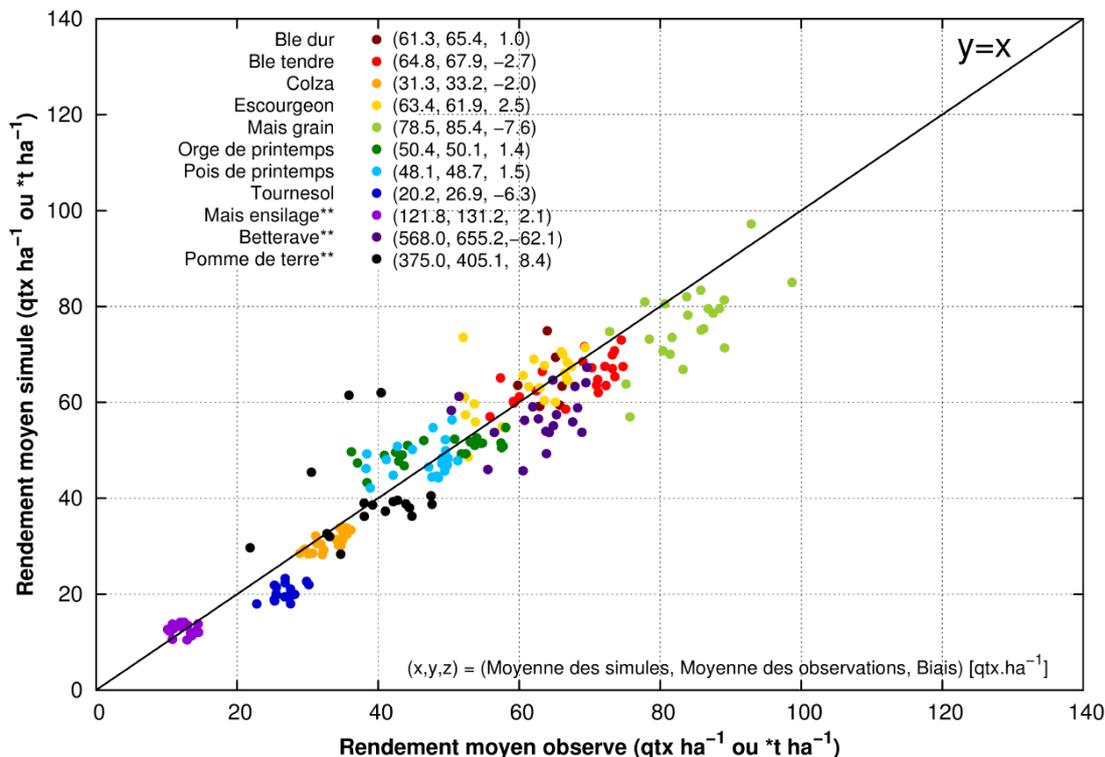


Figure 9 : Comparaison des rendements simulés et observés à l’échelle départementale pour les cultures majoritaires du bassin Seine-Normandie (moyenne 1971-2016)

- *Validation de la reproduction de comportement hydrodynamique général de l’hydrosystème.* Une calibration du paramétrage du bilan en eau simulé en domaine souterrain permet une restitution très satisfaisante des niveaux et dynamiques piézométriques mesurées sur la base de données observées aux niveaux de 220 piézomètres du bassin (cf. Figure 10a). Sur 1995-2016, 63% de l’effectif total des piézomètres présentent un biais absolu inférieur à 1 m, 180 points (soit 79%) sont caractérisés par un biais absolu de moins de 2 m, 140 ouvrages (61%) possèdent une RMSE strictement inférieure à 2 m (Gallois et Viennot, 2018). Cette calibration est complétée en surface, sur les données de débit de 147 stations hydrométriques afin de calculer le bilan hydrologique (aspect non détaillé ici).
- *Validation des niveaux moyens de pollution nitrique aquifère.* La reproduction de la dynamique générale de mise en place de la pollution nitrique des aquifères a été testée sur la base des observations disponibles sur près d’un millier de points de mesure. Près de 580 ont effectivement été utilisés lors du calage du fait de chroniques suffisamment longues et le complément à des fins de vérification ponctuelle. Sur l’ensemble du bassin, 44%, 57% et 70% des points de contrôle font respectivement état de biais absolus moyens inférieurs à 3, 5 et 10 mgNO₃⁻ L⁻¹ (cf. Figure 10b) (Gallois et Viennot, 2018).

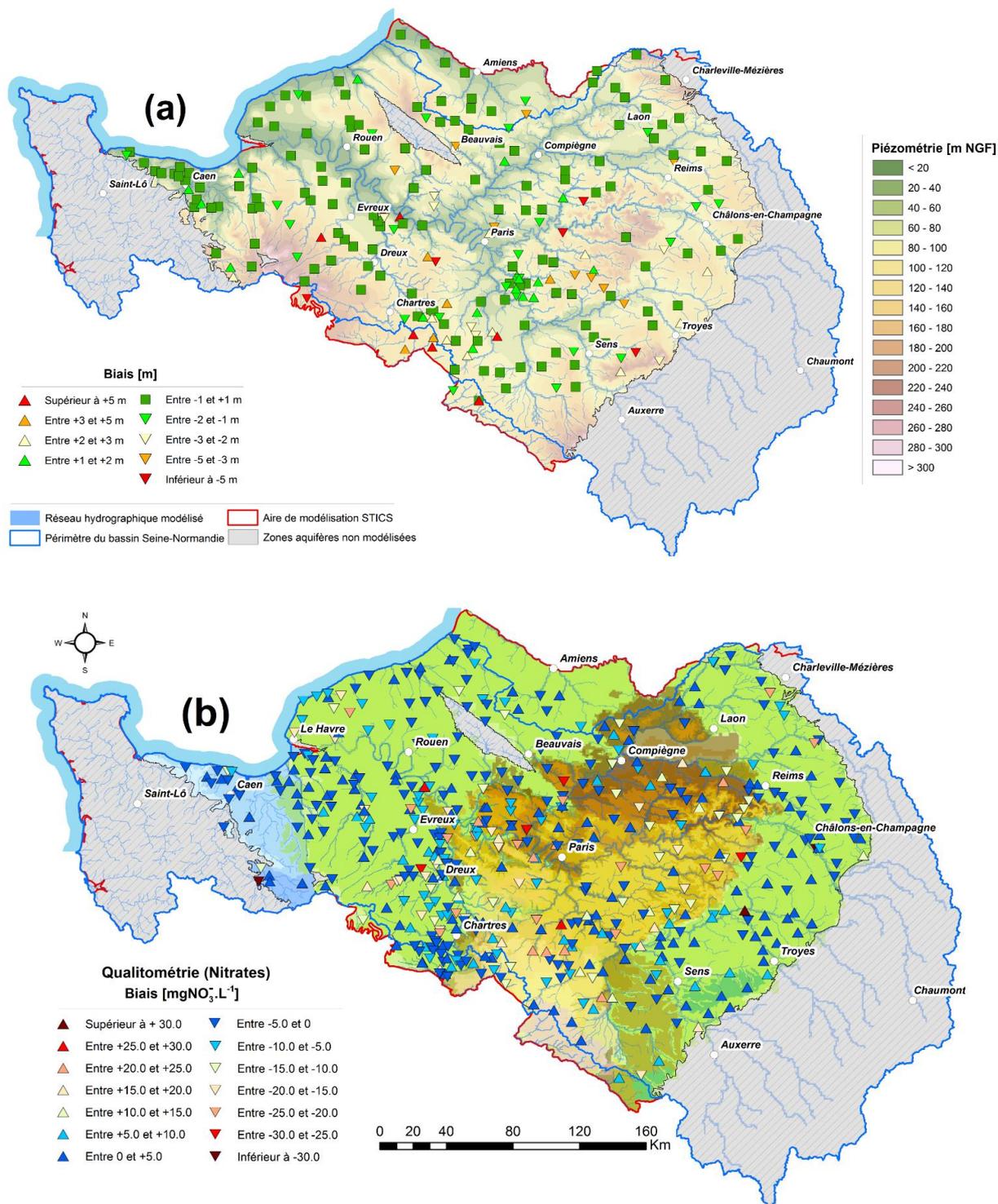


Figure 10 : Biais moyens calculés sur la période 1995-2016 après calibration 2018 des applications hydrogéologiques MODCOU, aux niveaux des ouvrages de mesure : (a) piézomètres et (b) qualitomètres nitrates. Le fond de carte (a) représente la piézométrie des formations aquifères affleurantes calculée en fin de simulation (décembre 2016). Dans les deux cas, un biais positif (resp. négatif) rend compte d’une surestimation (resp. sous-estimation) du modèle par rapport à la série observée au point de mesure considéré

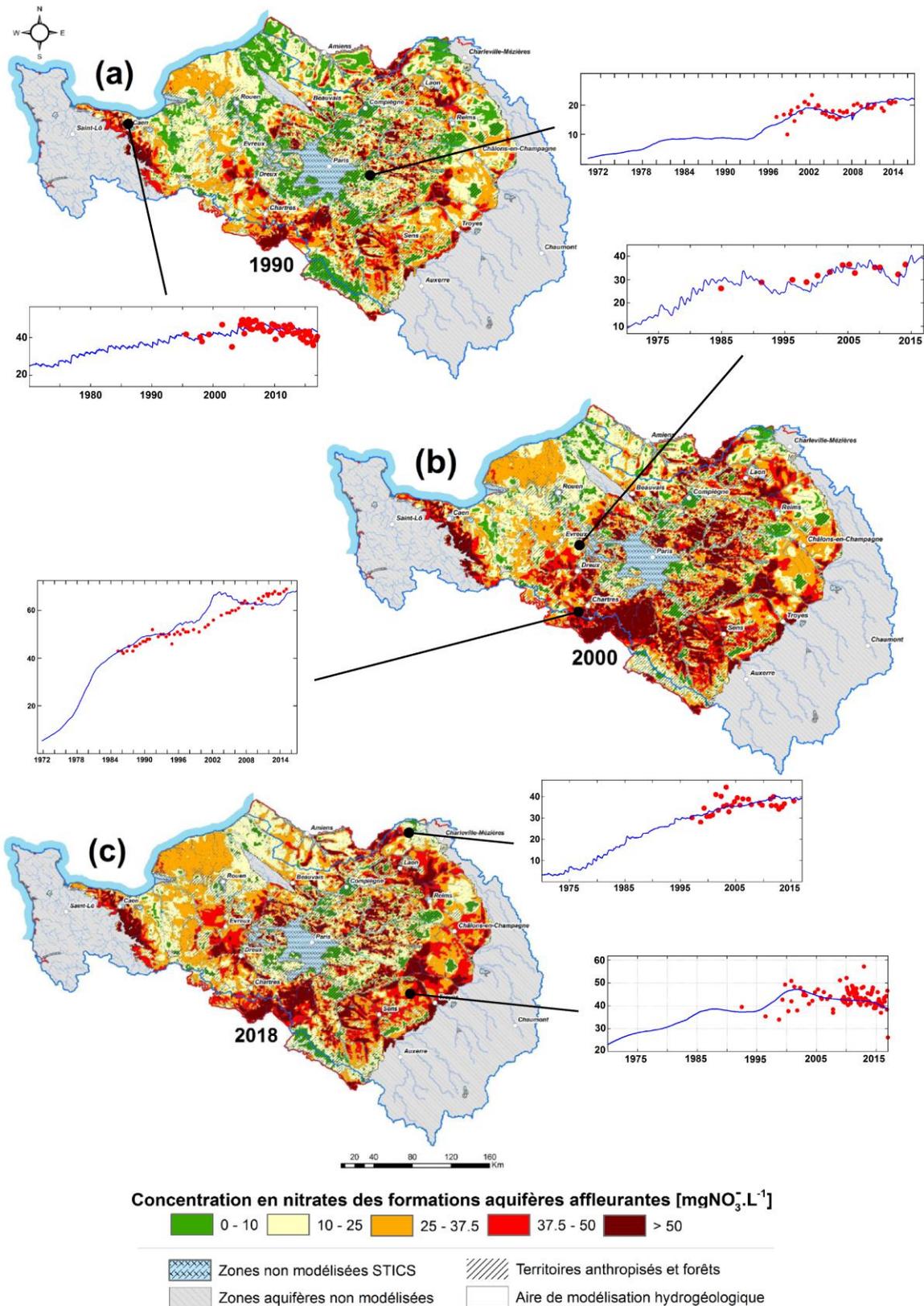


Figure 11 : Cartographie des concentrations nitriques des formations aquifères affleurantes du bassin aux dates de simulation (a) fin 1990, (b) fin 2000 et (c) fin 2018. Les graphiques précisent, à titre d'exemples, pour des qualitomètres appartenant à 6 régions distinctes du bassin, les chroniques simulées (courbe bleue), comparées aux concentrations mesurées (figurés ponctuels rouges).

- *Validation des dynamiques d’apports de nutriments au réseau hydrographique.* La capacité de la nouvelle version de la chaîne STICS-MODCOU-RIVERSTRAHLER à fournir une image réaliste des apports de nutriments aux masses d’eau de surface être évaluée à partir de la comparaison des chroniques simulées des nutriments concernés aux observations disponibles en un certain nombre de stations de mesure de la qualité des eaux. La Figure 12 montre ainsi les variations saisonnières observées et simulées des concentrations en nitrates (exprimées en $\text{mgN-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$), aux stations de Vernon pour la Seine, ainsi qu’aux exutoires de l’Oise, de la Marne, et de l’Orne, représentatives des grands axes et amonts hydrauliques. Le niveau général de concentration et les dynamiques de variations saisonnières sont généralement bien rendus.

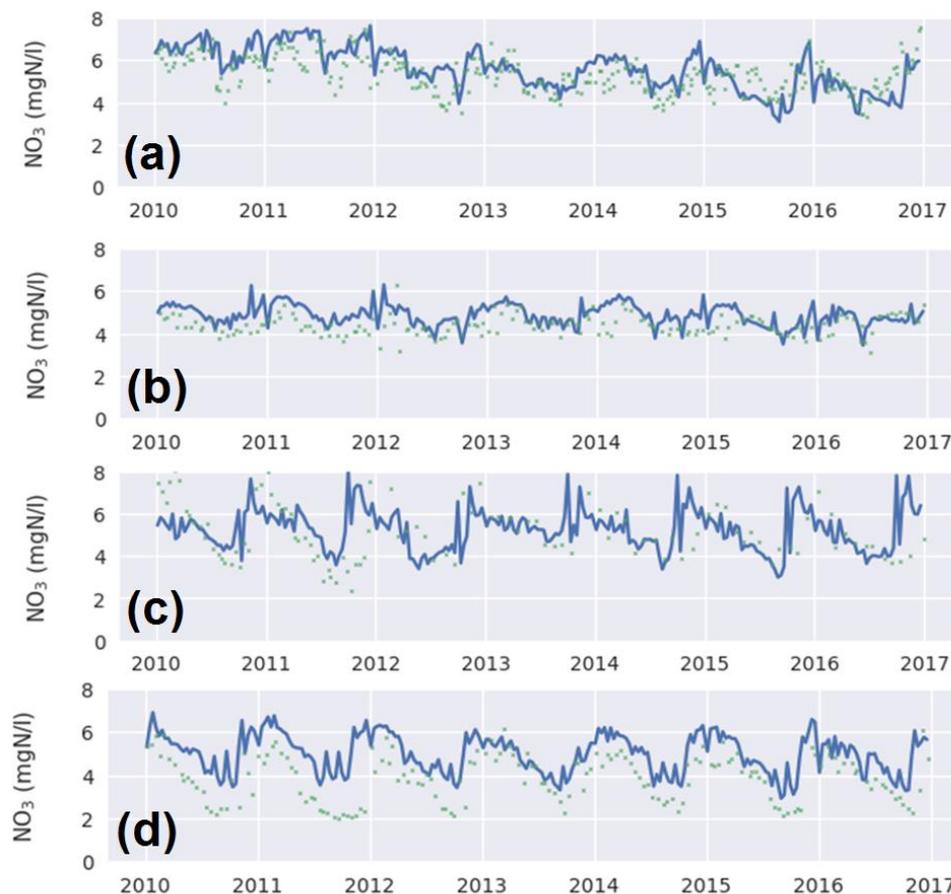


Figure 12 : Observations et simulations sur la période 2010-2016, des concentrations en nitrates, (exprimées en $\text{mgN-NO}_3\text{-/L}$) issues de la plateforme STICS/MODCOU/RIVERSTRAHLER aux niveaux de (a) la Seine à Vernon, et des exutoires des rivières (b) Oise, (c) Orne et (d) Marne.

Au final, un des intérêts d’une telle modélisation intégrée rend possible l’établissement d’un bilan complet des processus de transferts et de transformations de l’azote le long du continuum sol-hydrosystème. La Figure 13 présente ainsi le bilan d’azote associé à cet ensemble, établi dans les limites du bassin topographique de la Seine (exutoire à Vernon), sur la période 2010-2016, à partir des données et des résultats d’ensemble de modélisation fournis par la plateforme.

Ce bilan (Passy *et al.*, 2018) montre la prédominance du lessivage des sols agricoles, essentiellement sous forme de nitrates, dans les apports au réseau hydrographique. Les surfaces non agricoles y contribuent pour moins de 30 %, bien qu’elles occupent une surface supérieure à 50 % de la surface du bassin. Les zones humides ripariennes éliminent, avant qu’elle n’atteigne les cours d’eau, 18 % des apports diffus de nitrates. Les apports ponctuels, fortement abattus par l’épuration en station d’épuration (dont l’efficacité est globalement de 54 %) représentent 26 % des apports totaux aux eaux de surface. La dénitrification benthique

en rivière ne représente que 7 % de la charge totale. C’est au final 1753 kgN/km²/an qui est exporté à l’exutoire du bassin, soit 80 % des pertes diffuses vers l’hydrosystème. Les sols eux-mêmes représentent un filtre très efficace, puisqu’ils ne laissent passer en lixiviation que 43% du surplus agricole.

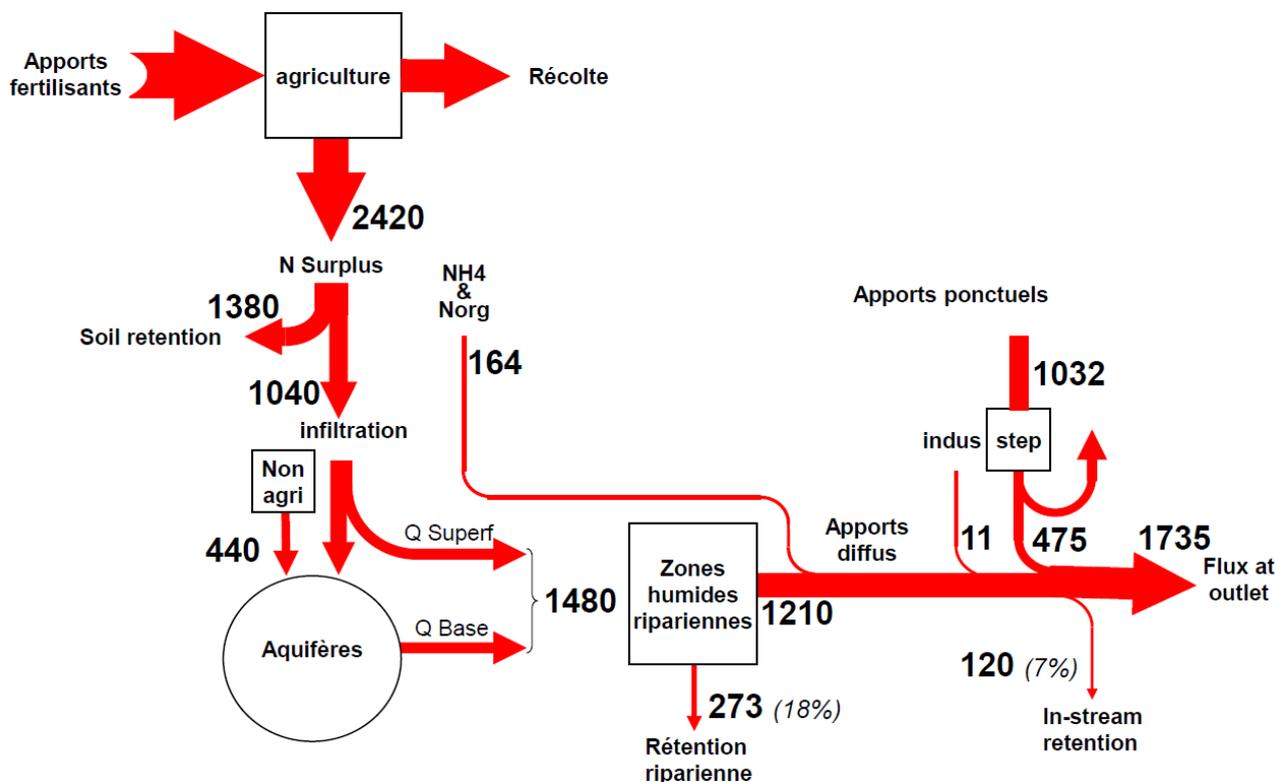


Figure 13 : Bilan d’azote du bassin de la Seine à Poses, pour la période 2010-2016. Tous les flux sont exprimés en kg/km²/an.

3. Conclusion

Pour la première fois, une chaîne de modélisation cohérente permet d’appréhender finement, à l’échelle de tout le domaine Seine-Normandie, les transferts d’azote depuis les systèmes agricoles jusqu’à l’exutoire du réseau hydrographique, en prenant en compte de façon mécaniste, tous les processus de transformation et d’immobilisation qui affectent ces transferts.

Cette chaîne complète a pu jusqu’ici être mise en œuvre sur une chronique de 7 ans⁶, avec l’objectif de définir de façon précise les apports diffus d’azote, avant et après rétention riparienne, à chaque masse d’eau de surface du bassin Seine Normandie.

Les applications à venir permettront d’aller beaucoup plus loin, et de reconstituer par exemple les transferts d’azote sur une période historique beaucoup plus longue puisque les données de pratiques agricoles sont maintenant renseignées dans la base ARSEINE depuis 1970, et que les données hydrologiques nécessaires à alimenter STICS sont également disponibles. La simulation de scénarios prospectifs sur l’évolution des pratiques agricole (Puech *et al.*, 2019) pourra également être réalisée, jusqu’à leur conséquences en termes

⁶ En effet, à l’heure actuelle, les modélisations utilisant RIVERSTRAHLER n’ont été réalisées que sur 2010-2016 tandis que le reste de la plateforme couvre la période 1971-2016.

de flux dans le réseau hydrographique, comme ils l’ont déjà été en termes de flux lixiviés et d’effet sur la contamination des aquifères.

Même s’il apparaît déjà clairement que la nouvelle version de la plateforme (*i.e.* intégrant une nouvelle version du modèle STICS, des améliorations ARSEINE, une nouvelle calibration de l’hydrodynamisme des applications MODCOU, etc.) permet de restituer de manière satisfaisante, et ce, à l’échelle du territoire de Seine-Normandie dans son entier⁷, les niveaux de contamination aquifère nitriques récents, il a été jugé pertinent, dans l’optique de futurs travaux généralisables sur l’ensemble du bassin, de défricher des voies complémentaires d’étude pouvant aboutir à une spatialisation plus précise du drainage et de la lixiviation azotée (cf. Figure 14).

Les avancées testées jusqu’ici sont fondées sur un changement d’échelle de maillage de simulation, conséquence de l’utilisation d’une nouvelle base de données de description pédologique, par passage de la Base de Données Géographiques des Sols de France au 1/1000000^{ème} à l’utilisation d’un Référentiel Régional Pédologique (RRP) défini à l’échelle 1/250000^{ème}. Le développement de cette nouvelle méthodologie permet également une meilleure spatialisation des cultures simulées, en permettant leur association à des unités typologiques de sols précises.

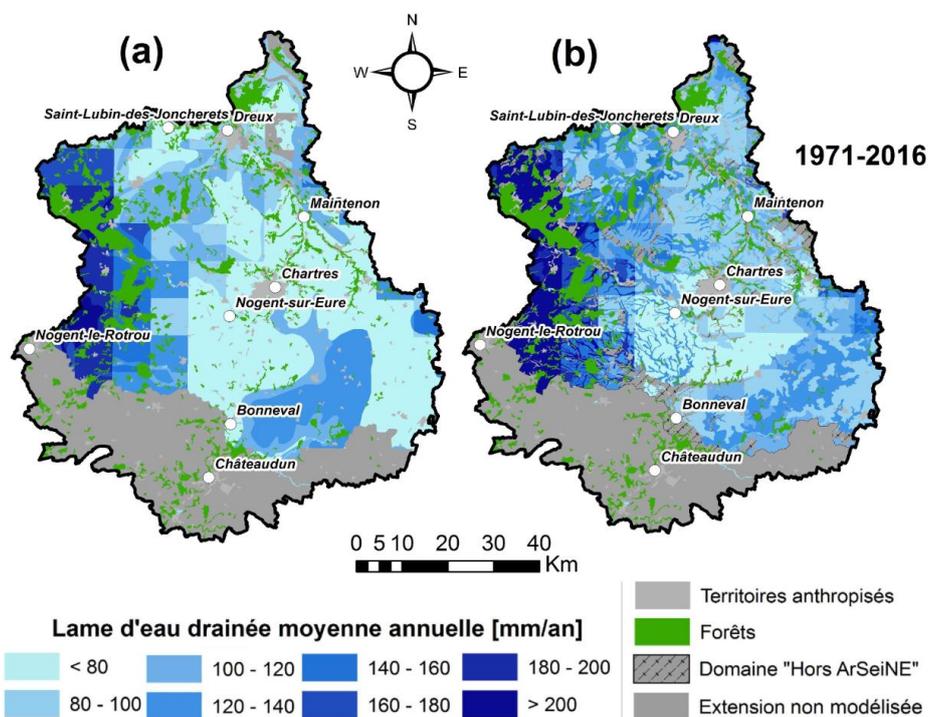


Figure 14 : Comparaison des lames d’eau drainées annuelles moyennes sur la période 1971-2016, simulées à l’échelle du département de l’Eure-et-Loir par utilisation (a) des données BDGSF au 1/1 000 000^{ème} (rotations culturales supposées homogènes à l’échelle de l’UMA) et (b) du Référentiel Pédologique Régional au 1/250 000^{ème} (intégrant des règles d’association entre types de culture et de sol)

⁷ ...et tout particulièrement, sur des secteurs initialement ciblés comme problématiques (secteur d’Eure-et-Loir par exemple, concentrant de forts biais de simulations aux qualitomètres) (cf. Figure 5).

Bibliographie

- Arnold, J.-G. and Allen, P.-M. (1999) ‘Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records’, *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 35, pp. 411–424.
- Beaudoin, N. *et al.* (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, pp. 23529–23558. doi: 10.1007/s11356-016-7478-3.
- Bellier, S. (2013) *Modelling of nitrogenous contamination in Champigny’s limestone aquifer : Application to protection of priority well-fields in ‘Melun depression’ and in the lower Yerres valley.* Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Billen, G. *et al.* (2016) *Modélisation de la cascade de l’azote et de la rétention riparienne par la suite {GRAFS-SENEQUE3.7}*.
- Billen, G. *et al.* (2018) ‘Nitrate retention at the river–watershed interface: a new conceptual modeling approach’, *Biogeochemistry*, 139(1), pp. 31–51. doi: 10.1007/s10533-018-0455-9.
- Billen, G., Garnier, J. and Hanset, P. (1994) ‘Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : The Riverstrahler model applied to the Seine river system’, *Hydrobiologia*, 289, pp. 119–137.
- Blanchoud, H. *et al.* (2019) ‘How to integrate agricultural practices to understand and simulate long term contamination by pesticides in the Seine basin?’, in: Springer (Handbook of Environmental Chemistry), p. In press.
- Brisson, N. *et al.* (1998) ‘STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1- Theory and parametrization applied to wheat and corn.’, *Agronomie*, 18, pp. 311–346.
- Brisson, N. *et al.* (2009) *Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model.* Edited by Quae. Update Sciences and Technologies.
- Chlébowski, F. *et al.* (2017) *Calibration et test de STICS en système de grande culture biologique.*
- Clivot, H. *et al.* (2017) ‘Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems’, *Soil Biology & Biochemistry*, 111, pp. 44–59.
- Costa, J.-L. *et al.* (2002) ‘Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone’, *Agricultural Water Management*, 57(1), pp. 33–47. doi: 10.1016/S0378-3774(02)00036-7.
- Gallois, N. *et al.* (2015) *Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères du bassin Seine-Normandie.*
- Gallois, N. (2018) *Notice d’utilisation des outils de spatialisation des modèles STICS et PeSTICS - version 2018.03.*
- Gallois, N. and Viennot, P. (2015) *Modélisation de la pollution nitrique d’origine agricole des grands aquifères du bassin de Seine-Normandie à l’échelle des masses d’eau : Modélisations couplées hydrogéologie-agriculture.*
- Gallois, N. and Viennot, P. (2018) *Modélisation de la pollution diffuse d’origine agricole des grands aquifères du bassin Seine-Normandie : Actualisation des modélisations couplées STICS-MODCOU – Modélisation de scénarios agricoles sous changement climatique.*
- Gallois, N., Viennot, P. and Verjus, P. (2017) *Modélisation mathématique du comportement hydrogéologique des formations tertiaires du bassin parisien.*
- Garnier, J., Billen, G. and Coste, M. (1995) ‘Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling’, *Limnol. Oceanogr.*, 40(4), pp. 750–765.
- Ledoux, E., Girard, G. and Villeneuve, J. P. (1984) ‘Proposition d’un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique’, *La Houille Blanche*, pp. 101–110.
- Léonard, J. (2016) *Nitrification, dénitrification et émissions de N₂O dans STICS.*
- Mignolet, C., Schott, C. and Benoit, M. (2004) ‘Spatial dynamics of agricultural practices on a basin territory: a retrospective study to implement models simulating nitrate flow. The case of the Seine basin’, *Agronomie*, 24, pp. 219–236.
- Passy, P. *et al.* (2018) *Modélisation des apports diffus d’azote et de phosphore aux masses d’eau de surface du bassin Seine-Normandie.*
- Philippe, E., Habets, F. and Ledoux, E. (2010) ‘Improvement of the solute transfer in a conceptual unsaturated zone scheme : a case study of the Seine river basin’, *Hydrol. Process.*, 25, pp. 752–765.
- Puech, T. *et al.* (2019) *Dynamiques agricoles sur le territoire de Seine-Normandie : impacts de deux scenarii*

contrastés à l’horizon 2050 sur la qualité de la ressource en eau.

Puech, T., Schott, C. and Mignolet, C. (2015a) *Actualisation de la base de données Agricole Régionalisée sur le bassin Seine-Normandie pour l’analyse de l’évolution récente des pratiques agricoles.*

Puech, T., Schott, C. and Mignolet, C. (2015b) *Evolution des systèmes de culture sur le bassin Seine-Normandie depuis les années 2000 : construction d’une base de données spatialisée sur les pratiques agricoles.* Available at: <http://prodinra.inra.fr/record/341192>.

Puech, T., Schott, C. and Mignolet, C. (2018) *Modélisation des pollutions diffuses d’origine agricole sur le bassin Seine-Normandie : Evolution des bases de données pour caractériser les dynamiques des systèmes de cultures sur le bassin Seine-Normandie.*

Puech, T., Schott, C. and Mignolet, C. (no date) ‘Characterizing the diversity and spatial differentiation of crop farming practices at a regional scale’, *European Journal of Agronomy*.

Schott, C. (2012) *Création d’une base de données sur les pratiques agricoles à l’échelle de la nappe des calcaires de Champigny dans la fosse de Melun et dans la basse vallée de l’Yerres.*

Schott, C., Mimet, A. and Mignolet, C. (2010) *Création d’une base de données sur les pratiques agricoles de Basse-Normandie de 1970 à 2006.*

Silgram, M. *et al.* (2008) ‘Evaluating catchment-scale models for diffuse pollution policy support: some results from EUROHARPS project’, *Environ. Sc. Policy*, 11, pp. 153–162.

Strullu, L. *et al.* (2014) ‘Simulation of biomass and nitrogen dynamics in perennial organs and shoots of *Miscanthus giganteus* using the STICS model’, *BioEnergy Research*, 7(4), pp. 1253–1269. doi: 10.1007/s12155-014-9462-4.

Bilan et modélisation des systèmes de grandes cultures biologiques dans le bassin de la Seine

Nicolas Beaudoin^{1*}, Florent Chlébowski¹, Bruno Mary¹, Julie Berthou², Josette Garnier²

Avec la contribution des travaux de thèse de Bénédicte Autret¹, Lucia Rakotovololona¹ et Marie Benoit², ainsi que des post doctorats de Loïc Strullu³ et Alice Cadéro⁴.

¹ INRA AgroImpact, 180 rue Pierre-Gilles de Gennes, 02000 Barenton-Bugny, France

² Sorbonne Universités, UPMC, CNRS, EPHE, UMR 7619 METIS, 75005 Paris, France

³ INRA, UR P3F, 86600 Lusignan, France

⁴ INRA-Agrocampus Ouest, UMR 1348 PEGASE, Domaine de la Prise, 35590 Saint-Gilles, F

* nicolas.beaudoin@inra.fr

Résumé

L'agriculture biologique (AB) est promue par la FAO comme prototype d'agriculture durable. Cependant, ses impacts liés aux cycles C-N sont souvent questionnés. Les systèmes de grandes cultures AB sans élevage en sont un cas d'étude privilégié pour la complexité de leurs régulations biologiques et la difficulté du bouclage de leurs cycles biogéochimiques. Les projets ABAC (UMR METIS) et ENBIO (UR AgroImpact) visaient d'étudier les déterminants de leurs bilans eau, carbone (C), azote (N) et phosphore (P). Ils ont combiné le suivi de parcelles agricoles en situation réelle, avec démarche participative, les traitements d'essais de longue durée et la modélisation déterministe. Cette dernière s'est appuyée sur l'hypothèse que les formalismes et paramètres des systèmes conventionnels (CONV) peuvent être étendus à l'AB sous conditions que la fourniture minérale autre que l'azote (P, K) et les bio-agresseurs y soient bien maîtrisés.

Le couplage observation-modélisation a permis de tester des hypothèses sur le fonctionnement de ces systèmes complexes et de prédire l'impact de scénarii. Une version de recherche du modèle STICS a été utilisée, explicitant la dynamique des flux de carbone et d'azote dans l'ensemble des compartiments de la plante (aérien + souterrain). Ce travail a permis de rendre compte du fonctionnement souvent carencé en azote des cultures AB. Cette version a été calibrée pour plusieurs espèces utilisées en AB, puis testée dans plusieurs cas d'étude des projets ABAC et ENBIO. L'évaluation positive permet désormais d'intégrer des cultures pérennes et légumineuses telle la luzerne dans des scénarios impliquant des systèmes AB.

La comparaison des performances des systèmes AB et CONV est délicate, leurs rotations différant considérablement. Les rendements du blé sont moindres en AB, de 0 à 58% selon les cas d'étude, tandis que ceux des cultures de luzerne ou de trèfle blanc sont identiques. L'application du modèle STICS a permis de quantifier le rendement potentiel des céréales à pailles du réseau ENBIO, et en couplant observations et simulations, de montrer que l'azote était le premier facteur limitant du rendement réel (« yield gap»). Ainsi, les entrées d'azote sont moindres en AB tandis que la part de la fixation symbiotique y varie de 39 à 84% selon les sites contre 12 à 40% en CONV; les systèmes AB sont donc plus autonomes en azote (et totalement en pesticides). Cependant, les surplus d'azote

Pour citer cet article : Beaudoin N, Chlébowski F, Mary B, Berthou J & Garnier J. *Bilan et modélisation des systèmes de grandes cultures biologiques dans le bassin de la Seine*, dans Le système agroalimentaire du bassin de la Seine, Billen G. et al (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 1, 2019.

au sein d'un même site varient peu entre traitements CONV et AB, mais beaucoup plus entre sites (de -20 à +63 kg N.ha⁻¹.an⁻¹). Les bilans en phosphore sont en majorité négatifs (jusqu'à -43 kg P.ha⁻¹.an⁻¹), mais moindre en AB.

L'étude des bilans C-N dans trois essais de longue durée a abouti à établir leurs bilans d'émission de gaz à effet de serre (GES). Sur l'essai La Cage (INRA Versailles), les observations ont permis de quantifier le stockage du carbone, le surplus d'azote, la lixiviation d'azote et les émissions de N₂O dans quatre systèmes de culture. Le surplus d'azote et les pertes de N par voies gazeuses se classent comme suit : CA > CONV > BI > AB (CA : Agriculture de Conservation, BI : Bas Intrants). Leur bilans d'émission de GES, résultant d'effets de compensation entre flux, se classent par CONV >> CA > 0 > AB. Sur les essais DOK (en Suisse) et Organic Foulum (au Danemark), l'application de STICS confirme la possibilité de simuler la production, et les impacts C et N avec des formalismes communs, là où les bio-agresseurs sont bien contrôlés.

L'application du modèle STICS en AB s'avère donc prometteuse, sous réserve d'une expertise des conditions de végétation, pour l'analyse du « yield gap », l'évaluation multicritères des impacts de systèmes ou la co-construction de scénarios alternatifs avec les agriculteurs.

Points clefs

- Deux projets expérimentaux en agriculture biologique ont montré une variabilité des surplus azotés et des fuites en azote sous racinaires, ainsi que des marges d'amélioration
- L'étude de trois essais de longue durée ont permis de hiérarchiser les surplus d'azote et les pertes de N par voie gazeuses pour différents systèmes : Conservation > Conventionnel > Bas intrants > Biologique
- Le modèle STICS a été calibré pour les cultures biologiques et apparaît un outil d'intérêt pour explorer des scénarios en lien avec les acteurs et agriculteurs.

Sommaire

Introduction.....	31
1. Matériel et méthodes.....	33
1.1. Suivi de deux réseaux de parcelles avec démarche participative.....	33
1.2. Sites expérimentaux de longue durée.....	34
1.3. Calculs du bilan apparent des éléments N et P.....	35
1.4. Mesure ou calcul des pertes d'azote.....	36
1.5. Calcul du bilan de gaz à effet de serre liés aux cycles C-N.....	37
1.6. Modélisation déterministe.....	37
2. Résultats de la calibration indépendante de STICS en situation AB.....	38
2.1. Extension de la calibration de STICS pour le blé tendre à l'AB.....	38
2.2. Adaptation de STICS à la production de luzerne, du semis à sa destruction.....	40
2.3. Calibration de STICS pour la culture de trèfle blanc.....	41
2.4. Résultats préliminaires pour simuler la production et le stockage C sous prairie.....	42
3. Niveaux de rendement et ses facteurs limitants en AB.....	43
3.1. Comparaison des rendements du blé tendre et des fourrages par site.....	43
3.2. Diagnostics des facteurs limitants du blé et du triticales sur le réseau ENBIO.....	44
4. Bilans apparents des éléments azote et phosphore.....	45
4.1. Surplus d'azote.....	45
4.2. Bilan du phosphore.....	47
5. Etude de la lixiviation d'azote.....	47
5.1. Etude transversale aux sites.....	47
5.2. Etude approfondie sur le réseau ENBIO.....	48
6. Etude des bilans d'azote et d'émission de GES à long terme.....	50
6.1. Etude expérimentale sur le site de La Cage (Autret et al., 2019).....	50
6.2. Modélisation du bilan d'azote et de GES à long terme (Autret <i>et al.</i> , in press).....	51
7. Utilisation de STICS pour l'optimisation des systèmes AB en situation réelle.....	53
7.1. Test de STICS à l'échelle de la succession culturale en situation agricole.....	53
7.2. Co-construction et simulation d'impact de scénarios alternatifs en AB.....	54
8. Conclusion.....	56
Remerciements.....	56
Bibliographie.....	57
Annexes.....	62

Introduction

Contexte agro-environnemental

La tendance suivie majoritairement par l'agriculture en Europe et France depuis cinquante ans conjugue spécialisation, intensification et simplification des systèmes, associée le plus souvent avec une séparation croissante entre cultures et élevage (Mignolet *et al.*, 2007). Les systèmes agricoles conventionnels (CONV) apparaissent cependant démunis pour relever cinq défis sociétaux majeurs qui les concernent : alimentaire, énergétique, climatique, environnemental et social. Différentes alternatives apparaissent en s'appuyant sur les génies génétiques, technologiques ou écologiques (Prospective Agrimonde, 2009). La voie s'appuyant sur les synergies proposées par l'agroécologie, est considérée comme la plus sûre pour relever le défi alimentaire mondial (De Schutter, 2011). Ainsi, l'agriculture biologique (AB) et l'agriculture de conservation (CA) sont présentées comme agro-écologiques et promues par la FAO (2001). Toutefois, si l'agriculture de conservation se base sur trois grands principes agro-écologiques, à savoir la perturbation minimale du sol ou l'absence de labour profond, la diversification des cultures dans la rotation, et une couverture végétale permanente des sols (www.fao.org/ag/ca/), l'utilisation des pesticides n'y est pas systématiquement réduite (Sans *et al.*, 2011). Des expérimentations de longue durée comparant d'autres systèmes à bas intrants (BI) ont montré la sensibilité de la réponse de la production et/ou des sorties environnementales au niveau et à l'origine des entrées d'azote (Wells *et al.*, 2000 ; Eltun *et al.*, 2002 ; Torstensson *et al.*, 2006 ; Ross *et al.*, 2008). Néanmoins, la valorisation économique des systèmes alternatifs, en dehors des systèmes agro-biologique et/ou fourragers, n'est pas acquise. Un scénario agro-écologique, de la ferme Europe, combinant agriculture biologique et agroforesterie, et changement de régime alimentaire vers 50% de produits animaux en moins (demitarien) serait crédible pour relever les différents défis posés, d'une façon cohérente, dans une logique d'autonomie alimentaire (Poux et Aubert, 2018). Dans le cadre du PIREN-Seine, un scénario A/R/D d'autonomie en termes d'intrants chimiques et de nourriture animale, de reconnexion de la grande culture et de l'élevage en AB, et régime alimentaire demitarien (Billen *et al.*, 2018) a également été élaboré et l'AB apparaît une voie alternative privilégiée.

L'AB est un prototype d'agriculture durable, ayant anticipé la tendance agro-écologique de longue date (Gautronneau, 1997). Elle est économiquement viable et socialement acceptable grâce à la proscription des produits de synthèse et la certification de la chaîne de production / transformation (Viaux, 2016). La protection des cultures s'appuie exclusivement sur les régulations biologiques, la lutte mécanique et le renforcement de la résilience des systèmes (Lammerts *et al.*, 2002). Leur bilan environnemental est *a priori* favorable face aux risques d'érosion de la biodiversité et de pollution par les produits phytosanitaires. Leur impact sur les cycles de l'eau, du carbone et de l'azote nécessite d'être précisé, en particulier pour les systèmes de culture sans élevage (Mondelaers *et al.*, 2009 ; Tuomisto *et al.*, 2012 ; Benoit *et al.*, 2014 ; Sautereau *et al.*, 2016). L'AB se caractérise par une rotation culturale complexe ; soit dans le nord de la France, des rotations longues de 7 à 11 ans, avec de la luzerne en tête de rotation et l'introduction d'une légumineuse à graines au milieu de la rotation (lentille, pois, haricot par ex.)

Contexte scientifique

L'étude et la maîtrise de la durabilité de systèmes de culture AB sans élevage, récurrent dans le bassin parisien, posent des questions agronomiques spécifiques, en termes de maîtrise des adventices et de gestion de la fertilité des sols. Le levier principal consiste à injecter de l'azote réactif *via* la fixation de légumineuses dans ces systèmes (Rochester *et al.*, 2001 ; Crews et Peoples, 2004). Cependant les pertes d'azote sont majoritairement dues au devenir des résidus de culture de légumineuses car la quantification dynamique de leur minéralisation est incertaine (Jeuffroy *et al.*, 2013). Plus globalement, la nutrition azotée, voire phosphatée, et la maîtrise des adventices déterminent ensemble la production agricole, dont dépend la durabilité de ces systèmes. Il est probable que ces facteurs impactent les pertes d'azote, de stockage de carbone et/ou d'émission de gaz à effet de serre (GES), en extrapolant les connaissances acquises en CONV (Justes *et al.*, 2012 ; Benoit *et al.*, 2015 ; Peyrard *et al.*, 2016). La quantification et la compréhension des déterminants de la variabilité des bilans liés aux cycles eau-C-N de ces systèmes innovants constitue donc un front de connaissances scientifiques.

La durabilité de ces systèmes doit être évaluée par une approche multicritère, qui intègre les variabilités spatiale et temporelle et combine les finalités agronomique et environnementale. Cela amène à privilégier le suivi de réseaux de parcelles en situation réelle, pour capter la diversité des systèmes, et des suivis d'essais à long terme pour comparer des systèmes. Comme les mesures *in situ* ne permettent pas d'accéder à toutes les variables d'intérêt, elles peuvent être avantageusement couplées à la modélisation (Beaudoin *et al.*, 2008 ; Constantin *et al.*, 2012). Cette approche peut suivre deux voies complémentaires : i) coupler des données acquises avec un modèle de calcul d'un flux d'intérêt, comme le stockage du carbone ou la lixiviation d'azote, respectivement grâce aux modèles AMG et LIXIM (Mary *et al.*, 1999 ; Autret *et al.*, 2017) ; ii) appliquer une modélisation déterministe qui prédit l'évolution de l'état du système en fonction de l'influence de variables externes de forçage, à condition de disposer d'une bonne description des valeurs initiales et des paramètres du système.

La modélisation déterministe répond aux nouveaux enjeux de conception ou d'évaluation interdisciplinaires de nouveaux systèmes de culture (Jones et Porter, 2013). En système AB, elle représente un double défi, scientifique et technique. Le premier est dû à la complexité : importance des régulations biologiques, prise en compte de facteurs limitants d'origine biotique, possibles modifications du turn-over des matières organiques en lien avec l'importance accrue du flux d'azote d'origine atmosphérique et/ou exogène. Le second est dû à la diversité des variétés ou espèces, souvent ignorées de l'agriculture conventionnelle, et aux aléas ou à la rareté qui affectent les données. Deux voies existent pour dépasser ces difficultés : i) utiliser les concepts ou outils développés en système CONV sous condition d'une analyse de leur pertinence ; ii) s'appuyer sur une démarche participative qui mobilise l'expertise des agriculteurs sur le fonctionnement de leur système (Desclaux *et al.*, 2012). Les exemples d'application d'une modélisation déterministe de systèmes AB sont très rares ou limités en termes de variables prédites (David *et al.*, 2004 ; Leifeld *et al.*, 2009 ; Doltra *et al.*, 2011, Borgen *et al.*, 2012 ; Smith *et al.*, 2015). Ils pourraient prendre part dans la nécessaire quantification des impacts d'une possible généralisation du scénario A/R/D à l'échelle de grands bassins (Garnier *et al.*, 2018 ; Garnier *et al.*, 2019).

Ces besoins de connaissance et de maîtrise des impacts des systèmes AB ont conduit l'UMR Métis, puis l'UR AgroImpact, à monter les projets respectifs ABAC, AC valant pour Agriculture conventionnelle dans le cas (2011/2018) et ENBIOexpé (2013/2017) en s'appuyant sur des suivis expérimentaux en situation AB réelle, sur des dispositifs expérimentaux de long terme comparant des systèmes AB et CONV et sur le modèle STICS, en étendant son domaine de définition aux systèmes AB.

Objectifs, stratégie et structuration

Les objectifs sont de comprendre et modéliser la variabilité des bilans d'eau, N et C et de GES de systèmes AB de grandes cultures et, si possible, d'en faire la comparaison avec des systèmes CONV. La stratégie scientifique consiste à coupler expérimentation (*in situ* et *in vitro*) et modélisation (empirique ou déterministe) afin d'accéder aux flux d'eau, C et N et de tester des hypothèses de fonctionnement de ces systèmes en s'appuyant sur la participation des agriculteurs. Les hypothèses relatives aux systèmes AB sont :

- (H1) ils perdent une quantité moindre de nitrate et émettent moins de GES par unité de surface, en moyenne, que des systèmes CONV, en raison d'une moindre disponibilité en azote minéral dans le sol (H1a), mais la forte variabilité entre systèmes AB entraîne une forte variabilité des émissions (H1b) ;
- (H2) ils stockent autant de carbone dans le sol qu'en CONV grâce à une compensation entre une moindre production agricole et un stockage accru permis par l'introduction de légumineuses pérennes ;
- (H3) ils peuvent faire l'objet d'une modélisation déterministe des flux d'eau, C et N en utilisant les mêmes formalismes que les systèmes CONV sous conditions que la fourniture minérale autre que l'azote (par ex. P, K) et les bio-agresseurs soient bien maîtrisés.

Le présent chapitre synthétise les résultats des deux projets ABAC et ENBIO. Il explique brièvement les matériels et méthodes. Il traite de la calibration de STICS puis décline et discute les sujets d'intérêt agro-environnementaux ; les illustrations du test de STICS afférent à chacun de ces sujets sont reportées en annexe.

1. Matériel et méthodes

1.1. Suivi de deux réseaux de parcelles avec démarche participative

Deux réseaux ont été suivis, avec le même objectif principal, de quantifier la lixiviation du nitrate à l'échelle de la succession culturale et du ratio pertes/rendement, dans le cadre d'une démarche participative. Ils ont différé sur des objectifs secondaires : le réseau ABAC visait une comparaison avec des systèmes CONV en termes de lixiviation du nitrate à l'échelle de la rotation et d'émissions de N_2O sur certaines parcelles ; le réseau ENBIO visait à relier les variables agricoles et environnementales par des mesures fréquentes du reliquat d'azote minéral du sol.

Le réseau ABAC a étudié 6 systèmes de culture en AB et 8 en CONV dans l'Île de France et pourtours, qui sont représentés par 60 à 80 parcelles pour les années retenues ici (Figure 1). Il visait à tester les hypothèses H1 et H2. Les rotations longues en AB (7-11 ans) comprennent une plus forte proportion de légumineuses, avec pour exemple pour une succession de 9 ans : 2 à 3 ans de luzerne - blé - céréale - légumineuse - blé - 2 ans de céréale. Les rotations CONV sont représentées par des rotations plus courtes (3-4 ans) dont notamment les successions colza-blé-orge et maïs ou betterave-blé-blé, représentatives de la région avec parfois une culture de féverole. Les données retenues ici concernent uniquement les exploitations sur 3 années culturales (2013-2014, 2014-2015, 2015-2016), les essais ne reflétant pas toujours les pratiques réelles (Annexe 12.1a).

Le protocole d'acquisition de données est décrit précisément dans les publications de Benoit *et al.* (2014 ; 2016). Les parcelles ont toutes été équipées de systèmes escamotables de prélèvement de l'eau sous la zone racinaire, à raison de 6 bougies poreuses placées verticalement à 90 cm de la surface du sol sur une ligne à environ 2 m d'intervalle et une dizaine de mètres du bord. L'eau de chaque bougie est extraite au rythme bimensuel pendant la phase de drainage et la teneur en nitrate y est dosée individuellement. Lors de la pose en octobre et de la dépose en mars, des échantillons de sols sont prélevés pour une analyse des reliquats d'azote minéral (nitrate et ammonium), dit d'entrée hiver (REH) et de sortie hiver (RSH). Le reste de l'échantillon est utilisé pour une mesure de la granulométrie et le dosage des éléments C et N organique, P et K. Enfin, certains sites ont été équipés d'enceintes manuelles et automatiques de mesure d'émission de N_2O , dont les résultats ont déjà été traités dans le rapport de la phase 5 et publiés (Benoit *et al.*, 2015). Les sols sont des limons moyens ou argileux, reposant sur de l'argile ou de la craie (Annexe 12.1b). Les agriculteurs de toutes les exploitations ont été enquêtés chaque année de 2013 à 2017 (ainsi qu'en 2019), afin d'établir un bilan de leurs pratiques au cours des années d'étude (2012-2017). Autant que possible, les renseignements ont été collectés pour les précédents n-1 et n-2, souvent nécessaires à l'interprétation de l'année n.

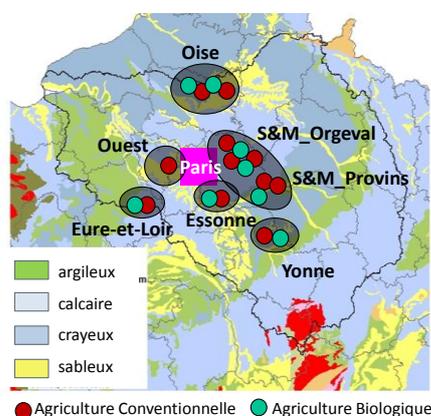


Figure 1. Carte d'implantation des bougies poreuses sur le fond de carte lithologique du Bassin Parisien du réseau ABAC



Figure 2. Localisation des exploitations en AB et nombre de parcelles suivies par site du réseau ENBIO

Le réseau ENBIO est composé de 35 parcelles en AB appartenant à 9 exploitations agricoles dans les Hauts-de-France (Figure 2). Seul un quart des systèmes suivis ont un lien avec l'élevage. Le réseau est conçu pour tester l'hypothèse H2b et l'hypothèse H3, en choisissant un protocole adapté. La comparaison avec des systèmes CONV est faite d'après la bibliographie, en s'appuyant en priorité sur les données du suivi du bassin d'alimentation de captage de Bruyères de 1990 à 2012 (Beaudoin *et al.*, 2005 ; Beaudoin *et al.*, en préparation). Sur chaque exploitation, 3 parcelles ont été choisies pour représenter le même sol, la même succession culturale mais pas la même culture. Les onze triplets de parcelles suivies peuvent être distingués en 3 classes de rotation culturale, à savoir : 5 en « Luzerne-Céréales », 2 en « Céréales-Légumes de plein champ », 3 en « Luzerne-Céréales-Légumes de plein champ » et 1 en « Luzerne-Céréales-Oléagineux » (Annexe table 12.2a).

Le protocole d'acquisition de données est décrit précisément dans la publication de Rakotovololona *et al.* (2018). Des informations détaillées sont recueillies sur les pratiques culturales des agriculteurs, portant sur la culture principale, l'éventuelle culture associée et la gestion de l'interculture, dans le cadre d'un partenariat avec Agrotransfert Ressources & Territoires. La période étudiée est bornée par les récoltes 2014 et 2017. Les données climatiques quotidiennes sont issues du modèle Safran (Quintana-Segui *et al.*, 2008). Les sols sont des limons profonds limoneux ou argilo-limoneux sur argile à silex à l'exception d'une rendzine calcaire pour un système (Annexe 12.2b). Sur chaque parcelle, les données sont acquises sur deux blocs indépendants, de façon à assurer une puissance minimale au test des modèles. Les mesures portent sur les variables d'état du sol et des cultures d'une façon concomitante à quatre périodes clés : 15 février, début avril, récolte, 15 novembre, afin de pouvoir établir un bilan de l'azote minéral ou absorbé du système. La biomasse aérienne et l'exportation d'azote du couvert (culture principale et adventices) sont estimées à partir de 6 placettes et l'état sanitaire est évalué. Les stocks d'eau et d'azote minéral du sol (nitrate et ammonium) sont mesurés sur 0-150 cm d'épaisseur à partir de 8 carottes de sol assemblées avec un pas de 30 cm. Les restes des échantillons de sol de 2014/2015 ont été assemblés pour analyser la granulométrie, le pH et les teneurs en éléments C, N, P, K, Mg.

1.2. Sites expérimentaux de longue durée

L'objectif était de quantifier et comparer les flux d'azote et le stockage du carbone de systèmes AB et CONV entre autres, à long terme afin de tenir compte de la variabilité du climat, des effets cumulatifs et des processus lents. Un seul essai de ce type était disponible en France : le dispositif INRA de La Cage à Versailles. Deux autres dispositifs expérimentaux de longue durée ont été choisis en Europe pour élargir la variabilité des systèmes étudiés, avec comme critères : i) des systèmes de culture arable (apport d'effluent organique nul ou modéré) ; ii) des mesures rigoureuses des stocks d'azote organique (SON) et de carbone organique (SOC) du sol et des stocks d'eau (SWC) et d'azote minéral (SMN) sur le profil du sol (profondeur 90 cm). Trois essais européens du Nord de l'Europe ont été ainsi comparés :

- Therwil (Suisse) pour l'expérimentation "DOK", initiée en 1978 et gérée par le FiBL et Agroscope (Zürich), dont 2 traitements AB et 2 traitements CONV (Mäder *et al.*, 2002 ; 2007).
- Foulum (Danemark) pour l'expérimentation "Foulum Organic", débutée en 1997 et gérée par l'Université Aarhus, dont 3 traitements AB et 1 CONV (Olesen *et al.*, 2000 ; 2009) ; elle sera appelée ici « Foulum ».
- Versailles (France) pour l'expérimentation "La Cage", initiée en 1998 et gérée par l'UMR Agronomie de l'INRA-AgroParisTech (Thiverval-Grignon), dont 1 traitement AB et 1 CONV, Balabane *et al.*, 2005)

Tableau 1. Caractéristiques des 3 essais et de leurs traitements expérimentaux.

Essai	Climat (P : m/an ETP : m/an T° C)	Type de sol	Age	Systèmes de culture	Rotations	Traitements			
						Fertilisation			CI
Minérale (kg N/ha/an)	Effluents (kg N/ha/an)	Résidus de culture							
DOK, Thervil (CH)	semi- continental tempéré P= 860 ETP= 684 T = 10,7	Haplic Luvisol	39 (1978)	Intégré / AB / biodynamique	Maïs ensilage– soja – blé 1 –pomme de terre – blé 2 – prairie 2 ans	N+ (140) / 0 fert	M+ (92) / M– (46) / 0 M Fumier frais, décomposé ou composté, lisier de porc	Restitués / Exportés en +M	+CI[1]
Organic Foulum, (DK)	océanique tempéré P =716 ETP = 574 T = 8.2	Typic Haplud ult	20 (1997)	Conventionnel / biologique	O2: Orge:prairie – Prairie - Blé- Pois/orge O4: Avoine – Blé - Céréale d’hiver – Pois/orge	N+ (100)	M (70) / 0 M Lisier de porc	Restitués	+CI [2] / -CI
La Cage, Versailles (F)	océanique tempéré P= 627 ETP = 673 T = 11, 3	Luvisol	19 (1998)	Conventionnel / intégré / AB / AC	Blé1 – Colza – Blé 2 – Pois OU Luzerne (2 ans) – Blé 1 – Blé 2	N+ (145) / N- (110) / 0 fert	0 M	Restitués	+CI[3] / -CI

[1] Après pomme de terre : engrais vert *Phacelia tanacetifolia* ; après blé d’hiver 1 : culture fourragère

[2] CC semée au printemps dans la culture en place. Pour O2 : Ray gras (*Lolium perenne*) en pur ou en mélange avec luzerne lupuline (*Medicago lupulina*), lotier (*Lotus corniculatus*), serradelle (*Ornithopus sativus*) et trèfle souterrain (*Trifolium subterraneum*) ; pour O4 : Trèfle blanc (*Trifolium repens*).

[3]En SCV: fêtuque, en avoine vesce, moutarde blanche, radis fourrager selon la succession culturale

Les trois essais diffèrent sur plusieurs plans (Tableau 1) : DOK et Foulum ont un excédent de la pluie sur l’ETP *a contrario* de La Cage ; Foulum a une texture sableuse *a contrario* de DOK et La Cage. Leurs traitements diffèrent tant par les contenus de CONV et AB que par les autres traitements présents, car chaque essai répond à une problématique locale. Les rotations sont purement céréalières à La Cage ainsi que les traitements C4 et O4 à Foulum. Des effluents organiques sont apportés sous forme de lisier à Foulum, de fumier ou de compost à DOK tandis qu’aucun ne l’est à La Cage. Une description plus détaillée est donnée pour DOK et Foulum, en annexe 12.3a, 12.3b ainsi que dans Autret *et al.* (in press) et pour La Cage, en annexe 12.3c, 12.3d ainsi que par Autret *et al.* (2016).

Les données acquises régulièrement sur ces 3 sites portent sur le rendement, les exportations d’azote et les stocks de carbone et d’azote organique. D’autres données sont acquises spécifiquement : les RSH à La Cage, des mesures du nitrate par bougies poreuses à Foulum, des mesures ponctuelles d’émission de N₂O certaines années à Foulum et DOK. Des acquisitions supplémentaires pendant les 3 années d’étude ont concerné : les REH et RSH à DOK, les REH à La Cage, la mesure continue émissions de N₂O à La Cage.

Les prélèvements de terre pratiqués pour quantifier le stockage d’azote et de carbone organique ont été espacés par période de 4 à 8 ans. La masse volumique du sol et la teneur en C et N ont été mesurées d’une façon concomitante sur des horizons bien identifiés (Autret *et al.*, 2017). Le stock de C ou N organique est ensuite calculé jusqu’à la profondeur « z » du plus ancien labour de façon à considérer une masse de sol équivalente sur l’ensemble de la période, en suivant le protocole proposé par Constantin *et al.* (2010).

Les émissions de N₂O et de CO₂ ont été mesurées, sur tous les traitements du site de La Cage, à l’aide de 3 enceintes par traitement de 0.49 m² d’aire chacune placées à l’intérieur des parcelles d’un même bloc, pendant les trois ans d’étude (Autret *et al.*, 2019). Chaque enceinte de mesure automatique est connectée aux analyseurs infra-rouge, l’un pour le CO₂ (LiCor 820, LiCor Biosciences, USA) et l’autre pour le N₂O (Thermo 46c, Thermo Fisher Scientific, USA) eux-mêmes installés en bordure de champ

1.3. Calculs du bilan apparent des éléments N et P

Le bilan apparent $B(X)$ d’un élément chimique X à l’échelle d’une parcelle ou d’une exploitation, pour une période donnée, correspond au bilan :

$$B(X) = \sum Entrées(X) - \sum Exportations(X) \quad (1)$$

Pour l'élément azote, le bilan appliqué à l'échelle parcellaire est souvent appelé « bilan CORPEN » ou selon les termes anglophones « N surplus » ou « soil surface balance » (Barataux *et al.*, 2015). Il est égal à :

$$N_{surp} = A + F + S - E \quad (2)$$

Où A est le dépôt atmosphérique, F est la fertilisation minérale et/ou organique, S est la fixation symbiotique d'azote de l'air et E est le total des exportations par les cultures, pour une période Δt donnée. Le seul terme non directement accessible est S ; il peut être estimé par une relation empirique assez étroite établie par Anglade *et al.* (2015), entre S et la quantité d'azote mobilisée par la culture :

$$S = \alpha \cdot Ny + \beta \quad (3)$$

Où α est la pente et β , l'ordonnée à l'origine, de la régression linéaire établie pour chaque espèce légumineuse. La signification environnementale du N surplus est obtenue à l'aide de la loi de conservation des masses (Mary *et al.*, 2002), par l'équation suivante :

$$N_{surp} = \Delta N_{org} + \Delta N_{min} + G + L \quad (4)$$

Où ΔN_{org} et ΔN_{min} sont les variations de stock des compartiments N organique du sol, N minéral du sol respectivement alors que la variation ΔN_{crop} de l'azote N mobilisé par des cultures annuelles et/ou herbacées est négligée. G représente la somme des pertes par voie gazeuse (dénitrification et volatilisation), et L est la lixiviation par la culture ; les pertes d'azote par ruissellement étant négligées. Le N surplus varie considérablement à l'échelle annuelle, il est difficile à interpréter à cause de l'importance relative de ΔN_{min} à cette échelle, d'autant plus si la fertilisation est organique. Son principal intérêt est d'être une variable intégratrice, facilement accessible, qui permet le test d'un modèle déterministe d'une façon standardisée quelle que soit la production. A l'échelle d'une rotation culturale, ou mieux à long terme, le N surplus a un intérêt agro-environnemental : il représente l'enrichissement global du système en azote. Le terme ΔN_{min} devenant relativement négligeable. On obtient donc la relation suivante :

$$\sum_i N_{surp_i} \approx \Delta N_{org_i} + \sum_i G_i + \sum_i L_i \quad (5)$$

1.4. Mesure ou calcul des pertes d'azote

Les pertes, c'est-à-dire les termes L et G décrits dans la partie précédente, sont soit calculées à partir de mesures soit modélisées. Les flux d'eau et de nitrate au-delà de la zone de profondeur d'enracinement sont calculés en couplant des mesures et un modèle de calcul. Le type de couplage diffère cependant entre sites :

- Sur le réseau ABAC, la variable mesurée est la teneur en nitrate extraite régulièrement dans des bougies poreuses soumises à une dépression. Le drainage qui lui est associé est calculée à l'aide de STICS pour ABAC ou d'un modèle de bilan hydrique à Foulum. La lixiviation annuelle ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) est calculée par intégration entre dates selon la méthode trapézoïdale (Lord et Shepherd, 1993) par cette formule :

$$L = 2.26 \cdot 10^{-3} \sum_{i=1}^n \left[\frac{C_i + C_{i+1}}{2} \right] \times D_i \quad (6)$$

Où C_i est la concentration moyenne du nitrate ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$) dans les bougies poreuses à la date i et D_i est le drainage cumulé ($\text{L} \cdot \text{m}^{-2}$) durant l'intervalle de temps ($i, i+1$).

- Sur le réseau ENBIO et l'essai La Cage, les stocks d'eau et d'azote minéral du sol, et aussi d'azote des plantes, sont mesurés à plusieurs dates. Les données climatiques journalières sont couplées au modèle de calcul LIXIM (Mary *et al.*, 1999) qui calcule les flux journaliers d'évapotranspiration, de drainage d'eau, de minéralisation et de lixiviation d'azote par méthode inverse en utilisant les mesures de stocks.
- Sur les essais de Foulum et DOK, la lixiviation est calculée par STICS (cf. ci-dessous). Des données de

concentration mesurées à Foulum ou de stocks d'eau et d'azote minéral servent à en tester les prédictions.

Sur le site de La Cage, les pertes par voies gazeuses (N_2 et N_2O) ont été estimées globalement par défaut du bilan de masse à partir des équations 1 et 4, de la façon suivante :

$$\sum_i G_i \approx \sum_i N_{surp_i} - \Delta N_{org_i} - \sum_i L_i \quad (7)$$

Sur les essais DOK et Foulum, les pertes d'azote par voie gazeuse sont simulées avec STICS (cf. ci-dessous).

Pour le réseau ABAC, seules les émissions de N_2O ont été directement mesurées, les pertes de N_2 , n'ont pas encore été estimées.

1.5. Calcul du bilan de gaz à effet de serre liés aux cycles C-N

Les émissions de gaz à effet de serre (GES_b , en $kg\ CO_{2eq}.ha^{-1}.an^{-1}$) liés aux cycles C & N ont été simulées par le modèle STICS sur les expérimentations de longue durée, de la façon suivante (Autret *et al.*, 2019) :

$$GES_b = F + OC + 296 \cdot \frac{44}{28} (direct\ N_2Oe + indirect\ N_2Oe) - \frac{44}{12} \Delta C_{org} \quad (8)$$

Où F est la quantité de CO_2 émise durant la synthèse des fertilisants ($kg\ CO_2.ha^{-1}.an^{-1}$), OC est la quantité de CO_2 émise pendant les opérations culturales ($kg\ CO_2.ha^{-1}.an^{-1}$), $direct\ N_2Oe$ est la quantité de N_2O émise par le sol ($kg\ N_2O-N.ha^{-1}.an^{-1}$), $indirect\ N_2Oe$ est la quantité émise de N_2O depuis l'azote initialement volatilisé ou lixivié ($kg\ N_2O-N\ ha^{-1}.an^{-1}$) et ΔN_{org} est la quantité de carbone stockée dans le sol ($kg\ C.ha^{-1}.yr^{-1}$). Ce bilan prend en compte les processus primaires et secondaires en considérant nulles, les émissions de CH_4 , et négligeable, l'impact des pesticides. Les coefficients utilisés sont ceux de Gac *et al.* (2011) pour les fertilisants, de Lorin (2010) pour les opérations culturales, de De Klein *et al.* (2006) pour les émissions indirectes.

1.6. Modélisation déterministe

Le modèle STICS a été choisi pour sa finalité agro-environnementale, ses propriétés de généralité, de robustesse, d'évolutivité et d'accessibilité de son code ainsi que pour sa capacité à simuler des successions de cultures ou des cultures associées (Brisson *et al.*, 2009). Ces qualités lui permettent d'être intégré à la chaîne de modélisation du PIREN-Seine, appliquée à l'échelle d'un bassin hydrologique (Beaudoin *et al.*, 2016a ; Ledoux *et al.*, 2007). Sa performance a été évaluée pour un panel de situations CONV pour des contextes pédo-climato-culturels variés en France, en fonction de la disponibilité du rayonnement, de l'eau ou de l'azote (Coucheney *et al.*, 2015). Son développement est assuré par une équipe pluridisciplinaire dont le projet est de prendre en compte les processus agro-écologiques (Beaudoin *et al.*, 2019).

Une version de recherche de STICS, dite « pérennes », a été choisie, car elle permet une compartimentation complète de l'azote entre parties aériennes et souterraines de la plante d'une façon dynamique et symétrique avec celle du carbone (Strullu *et al.*, 2014 ; 2015). La calibration a intégré cette compartimentation de l'azote dans l'ensemble des parties de la plante tout au long des simulations (Chlébowski *et al.*, 2017). Cette version de recherche a été aussi complétée pour prendre en compte les spécificités des techniques culturales des systèmes de culture AB. Pour cela, la mobilisation de l'hypothèse H3 présente le double intérêt de bénéficier des conceptions et des calibrations effectuées antérieurement en situation CONV.

La calibration s'est appuyée sur des jeux de données indépendants, qualifiés comme ayant une faible pression des bio-agresseurs. Par ailleurs, les jeux de données sont qualifiés en terme de disponibilité des variables d'entrées du modèle (valeurs initiales, données sol-techniques-climat) et des données observées, en termes de cinétique en cours de cycle ou de valeurs finales, avec saisies de métadonnées. La méthode de

calibration d'une espèce végétale est la suivante, décrite par Falconnier *et al.* (2019) :

- Réalisation d'une étude bibliographique sur la phénologie et l'écophysiologie et sur les modèles existants pour chaque espèce. Conclusion sur le choix d'une espèce apparentée déjà calibrée dans STICS.
- Constitution et qualification d'une base de données par espèce en suivant le cahier des charges du test de STICS, et en se donnant des critères de classement en fonction de l'état phytosanitaire des parcelles.
- Calibration et test de chaque module spécifique suivant la méthode formalisée pour STICS. Les étapes sont : 1) paramétrage selon la bibliographie quand cela est possible ; 2) optimisation sur des jeux de données à l'aide d'outils informatiques sous Java ou Matlab ; 3) test sur un jeu de données indépendant.

Dans les systèmes en AB, les situations culturales permettant d'accéder au rendement potentiel génétique sont quasi inexistantes. Cette limite est une contrainte majeure. Les facteurs biotiques peuvent affecter la croissance des plantes de plusieurs façons comme les adventices qui sont des compétiteurs pour l'eau, la lumière et l'azote, réduisant alors la croissance et le rendement de la culture, qui seront alors surestimés par le modèle par rapport aux observations. Les maladies peuvent affecter le feuillage et donc la biomasse en cours de végétation par une moindre interception de la lumière ou directement la biomasse des fruits. Le recours à l'hypothèse H1 permet de calibrer les paramètres jouant sur l'expression du potentiel de rendement en situation CONV.

Pour chaque jeu de paramètre du modèle, les performances du modèle sont évaluées à l'aide d'une routine de calcul fonctionnant sous le logiciel R (package *SticsEvalR*). Le logiciel produit pour chaque variable d'intérêt, deux types de visualisation sur la confrontation entre valeurs simulées et observées : i) Cinétique d'évolution journalière par situation ; ii) Graphique de type XY, avec Y = variable simulée et X = valeur observée, regroupant toutes les situations confondues. Chacune des représentations graphiques est accompagnée de paramètres statistiques pour évaluer le modèle. Ces différents paramètres sont : la *RMSE* (Root Mean Square Error), *E* ou *MD* (Mean Difference) et *EFF* (model EFFiciency). Leur calcul est défini ci-après par les équations suivantes :

$$\mathbf{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\text{Sim}(i) - \text{Obs}(i))^2} \quad (9)$$

$$\mathbf{MD} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Obs}(i) - \sum_{i=1}^n \text{Sim}(i)}{n} \quad (10)$$

$$\mathbf{EFF} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\text{Sim}(i) - \text{Obs}(i))^2}{\sum_{i=1}^n (\text{Obs}(i) - \overline{\text{Obs}})^2} \quad (11)$$

Avec *Obs(i)* = Valeur observée, *Sim(i)* = Valeur simulée et $\overline{\text{Obs}}$ = Valeurs moyennes observées.

2. Résultats de la calibration indépendante de STICS en situation AB

Les espèces et variétés concernées sont le blé d'hiver, le triticale, l'orge de printemps, l'escourgeon, le trèfle blanc et la prairie permanente. S'y ajoutent des espèces calibrées dans de projets menés en partenariat, pour la féverole d'hiver (projets UE Legato et Climate Cafe, ANR Legitimes ; Falconnier *et al.*, 2019), la luzerne (projet CASDAR Variluz, Strullu *et al.*, 2020) et la prairie permanente (projet ADEME/Graine CarSolEl). Enfin, la calibration d'effluents organiques employés en AB a été assurée en collaboration avec l'UMR Ecosys. Sont présentées ici, à titre d'exemples, les cas d'étude blé tendre, luzerne, trèfle blanc et prairie permanente. Ces deux derniers sont en cours et n'ont pas encore été valorisés dans les chapitres suivants de ce rapport.

2.1. Extension de la calibration de STICS pour le blé tendre à l'AB

Ce travail s'est effectué en trois étapes. La première a porté sur la calibration des paramètres variétaux. L'une des particularités de l'AB en céréaliculture, est l'utilisation de variétés adaptées. Il a donc fallu paramétrer de nouvelles variétés. C'est à l'aide des données de 4 essais, conduits en AB dans

différentes régions de France, où la phénologie des cultures a été suivie, que les stades ont été paramétrés. Ces sites sont les suivants :

- La ferme expérimentale du CREAB Midi-Pyrénées à Auch dans le Gers ;
- Les sites expérimentaux de Boigneville et de La Motte, en région parisienne, conduit par ARVALIS ;
- Les essais de sélection variétale de blé destiné à l'agriculture biologique de l'INRA de Rennes.

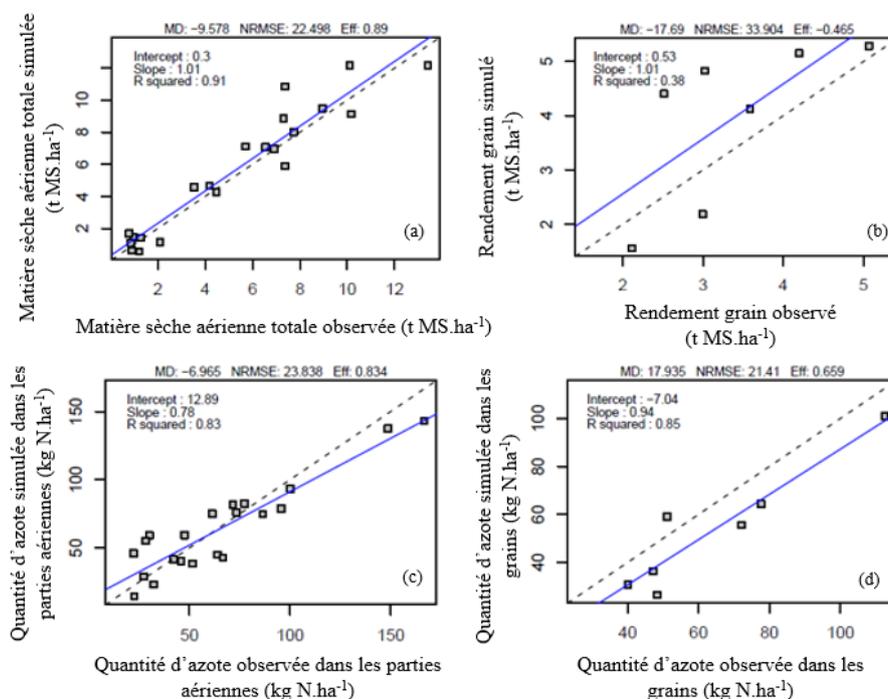


Figure 3. Comparaisons des simulations aux observations en cours de végétation ou à la récolte après calibration sur les données AB : (a) de la matière sèche aérienne (t MS.ha⁻¹), (b) du rendement grain (t MS.ha⁻¹), (c) et (d), des quantités d'azote des parties aériennes et des grains, respectivement (kg N.ha⁻¹)

Grâce à ces essais et résultats, il a été possible d'aboutir à 7 nouvelles variétés spécifiques de ces systèmes agricoles. Ces différentes variétés sont : Renan, Paledor, Arpege, Astaro, Orpic, Saturnus et Pireneo.

La seconde étape a concerné la calibration de paramètres de croissance en situations AB. L'utilisation de la version de recherche a donné l'accès à une fonction d'allocation dynamique de l'azote vers les racines. Son utilisation est cruciale pour rendre compte des conditions de croissance souvent limitantes en azote dans les systèmes en AB et donc de la compétition prononcée entre organes. Ensuite, l'activation de l'option « lien trophique », complétée de l'optimisation de trois paramètres relatifs à la croissance racinaire du blé et sa relation avec la biomasse aérienne, a permis d'améliorer le réalisme du profil de densité racinaire en s'appuyant sur la littérature (Zuo *et al.*, 2004 ; Fan *et al.*, 2016). La simulation du profil racinaire paraît réaliste tant en dynamique qu'en densité, et a donc permis d'éviter une compétition trop forte à l'azote du système racinaire (Chlébowski *et al.*, 2017). Plusieurs paramètres ont pu être optimisés en utilisant les bases de calibration précédemment citées, en mobilisant le paramétrage des nouveaux produits organiques épandus dans les essais concernés. Les résultats obtenus en AB valident l'hypothèse H1 (Figure 3).

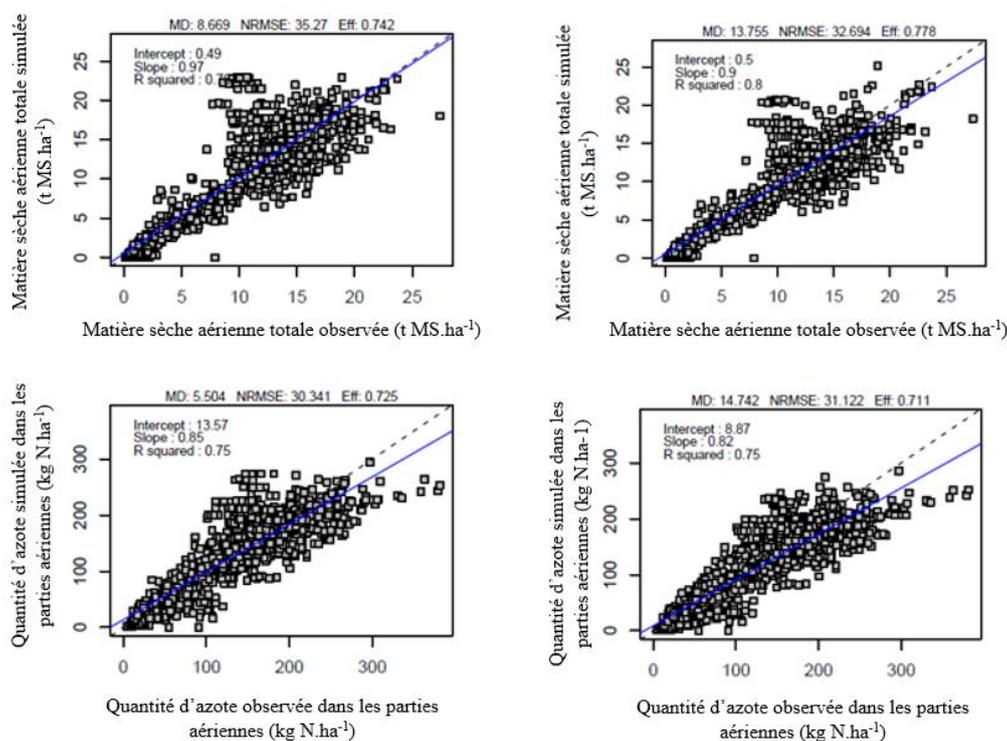


Figure 4. Test des prédictions de la version standard (gauche) et de recherche (droite) de STICS pour la matière sèche aérienne totale (en haut ; $t MS.ha^{-1}$) et de la quantité d'azote dans les parties aériennes (en bas ; $kg N.ha^{-1}$) sur la base de données de test de STICS pour l'espèce blé d'hiver.

La troisième étape a consisté en un test de non-régression des performances du modèle appliqué aux situations CONV. Ce test consiste à comparer les performances de la version de recherche à la version standard, la seule distribuée, toutes deux étant appliquées sur la base de situations CONV utilisée par Coucheney *et al.* (2015). La comparaison montre que leurs résultats sont proches et cohérents, sachant que la version de recherche n'a pas bénéficié d'une re-paramétrage global (Figure 4). Cette version de recherche de STICS peut donc être appliquée indifféremment en systèmes AB où les bio-agresseurs sont suffisamment contrôlés ou en systèmes CONV.

Ce résultat est notoire, car il démontre la généricité des formalismes du modèle, ce qui permet de mutualiser les efforts de recherche et de calibration entre systèmes AB et CONV. Cette conclusion ouvre sur deux compléments : i) l'adoption de la version de recherche comme version standard appliquée indifféremment en AB ou CONV ; ii) l'application de STICS en AB nécessitera une expertise conjointe sur la pression des bio-agresseurs, en particulier dans les situations réelles dites « on farm », comme le montreront les exemples des réseaux ABAC et ENBIO.

2.2. Adaptation de STICS à la production de luzerne, du semis à sa destruction

La luzerne est une plante pérenne et légumineuse ; elle accumule des réserves azotées dans l'organe pérenne appelé pivot. Adapter STICS à cette espèce représente un enjeu majeur pour la prédiction des variables d'intérêt tant agricole qu'environnemental. Les nouveaux formalismes de la version de recherche ont permis de prendre en compte les réserves C et N de la culture. Les formalismes conçus et éprouvés pour le Miscanthus (Strullu *et al.*, 2014 ; 2015) ont été étendu à la luzerne, qui a fait l'objet d'une re-calibration. Les dynamiques d'accumulation de matière sèche et d'azote de la pousse initiale et des repousses sont simulées avec le même corpus de formalisme et de paramètres (Strullu *et al.*, 2020). Cette version prédit correctement les impacts des saisons et du rythme de coupe sur la production (non présenté), même si des recherches sont encore nécessaires sur les déterminismes de la reprise de végétation au printemps et de la qualité du fourrage.

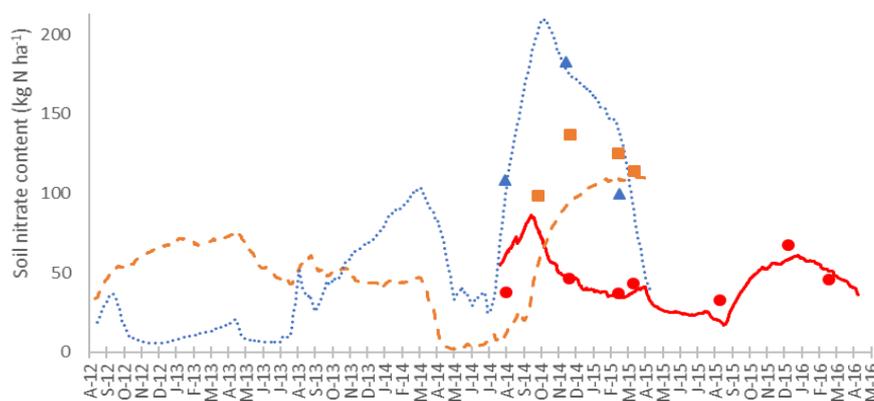


Figure 5. Simulations (lignes) et observations (symboles) du reliquat d'azote nitrique (kg N ha^{-1}), sur 150 cm d'épaisseur, pendant et après destruction (Juil-Sept 2014) de luzernières à : Rubempré (bleu), Villotran (bleu puis rouge), La Neuville-sur-Oudeuil (marron). Test prédictif sur les données du réseau ENBIO

Le modèle peut également prédire, après la destruction d'une légumineuse comme la luzerne, la minéralisation de l'azote de ses résidus et donc l'azote disponible aux cultures suivantes, à moyen terme et long terme. La simulation par STICS de l'impact du devenir de la dernière coupe de culture (enfouie *versus* exportée) et de sa date de destruction a été testée à l'aide de données du réseau ENBIO. L'évolution du stock d'azote nitrique est simulée pendant et après la production de luzerne sur des parcelles agricoles en AB (Figure 5). Ces résultats permettent désormais d'intégrer des cultures pérennes et légumineuses dans l'étude des impacts agro-environnementaux de scénarios impliquant l'AB.

2.3. Calibration de STICS pour la culture de trèfle blanc

Les associations Graminée-Légumineuse sont de plus en plus pratiquées en AB, et dans lesquelles le trèfle est souvent présent. L'objectif est de tester la capacité du modèle STICS à simuler la biomasse aérienne du trèfle blanc (*Trifolium pratense*) ainsi que sa capacité à fixer l'azote atmosphérique (Chlébowski et al., soumis).

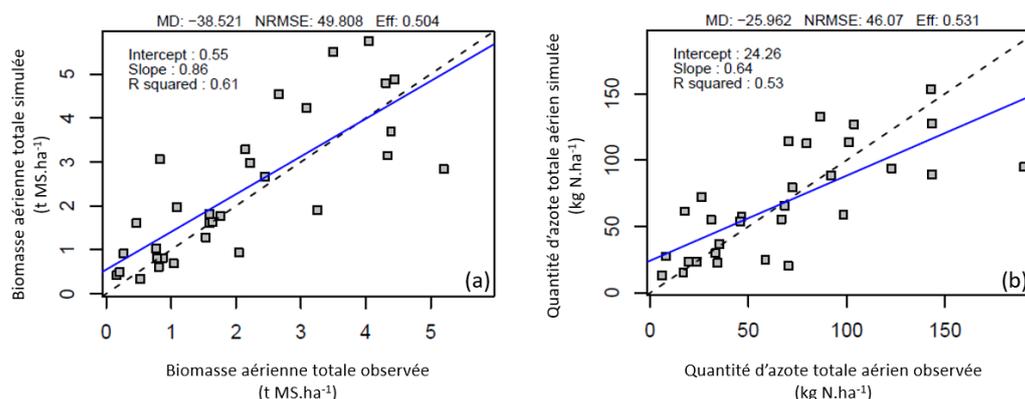


Figure 6. Comparaison des valeurs simulées et observées : (a) biomasses aériennes totales (t MS.ha^{-1}) ; (b) quantité d'azote aérienne (kg N.ha^{-1}) du trèfle blanc après calibration sur des données de l'INRA de Lusignan.

Les données de deux sites expérimentaux conduit par l'INRA de Lusignan - Unité URP3F ont été mobilisées. L'objectif des essais "Div-Leg", conduit entre 2012 et 2016 et « Association », mené depuis 2016, est de déterminer la valeur de trois espèces légumineuses, dont le trèfle blanc, en association avec une fétuque élevée (Graminée). Ces espèces légumineuses y sont testées à la fois en association et en culture

pure. Cela permet de faire la calibration sur les seules données de trèfle blanc, sans compétition avec la Graminée en place, avec des suivis en dynamique de trèfle blanc, en culture pure, sur plusieurs années. La pression en adventice, également suivie en termes de biomasse présente, a généralement été très faible.

La synthèse bibliographique permet de définir certains paramètres. Ensuite, les autres paramètres et notamment les fonctions de stress liées à l'azote et à l'eau ont été optimisés par essais-erreur. Les résultats obtenus après calibration sont présentés en Figure 6. Ces premiers résultats sont encourageants puisqu'ils montrent une qualité globale de l'estimation de la biomasse aérienne et de la quantité d'azote aérien proche des variables observées. La suite du travail à engager sera de tester en association céréales à pailles et trèfle blanc. Pour cela, d'autres essais seront valorisées, notamment celles du réseau ENBIO.

2.4. Résultats préliminaires pour simuler la production et le stockage C sous prairie

L'objectif du travail conduit est d'améliorer la capacité du modèle STICS à simuler la dynamique de la matière organique des sols dans des rotations culturales, incluant de la prairie de différentes durées d'installation, en tenant également mieux compte de la composition botanique des prairies (Cadéro et al., soumis). *In fine* ce travail doit permettre de mieux rendre compte des évolutions du C des sols avec ce modèle et les outils d'aide à la décision qui en découlent, et ainsi de préciser l'évaluation des services offerts par les exploitations agricoles herbagères (fourniture de fourrages, séquestration de C). Le modèle STICS présente l'intérêt d'intégrer une représentation du sol et des racines et de pouvoir simuler à la fois des grandes cultures et des prairies de différentes durées, seules ou en rotation. Dans la version de recherche « pérennes », la représentation de la végétation intègre une compartimentation entre organes pérennes et non pérennes et une différenciation des racines fines et grosses, qui jouent respectivement un rôle dans la reprise de croissance de l'herbe et dans le stockage de C dans les sols. Une calibration spécifique pour les prairies intégrera leurs différences de composition botanique.

Une base de données est en cours de construction regroupant les observations et simulations de 3 essais expérimentaux long-terme implantés dans des conditions pédoclimatiques contrastées (SOERE ACBB Lusignan et Theix, un essai breton à Kerberbez, Figure 7a). Cette base de données offre un suivi pendant 12 à 27 ans de l'état des cultures et des sols dans des rotations culturales incluant de la prairie temporaire et permanente, appartenant à différents types fonctionnels de prairie (Cruz *et al.*, 2010). Elle contient actuellement la quasi-totalité des données de l'essai breton (Figure 7b).

Pour l'instant, seul un test en aveugle a été fait avec la version standard pour simuler 6 des 9 rotations de l'essai breton. Il porte sur les rendements du maïs ensilage et des prairies (ray-grass italien ou ray-grass anglais) ainsi que sur le contenu en C des sols. La production de maïs ensilage est globalement surestimée, en particulier à cause, certaines années, de la non prise en compte par le modèle d'une forte présence d'adventices (non présenté). Les niveaux de production de la prairie sont actuellement plutôt sous-estimés par cette version. Le modèle reproduit correctement la dynamique du C des sols dans le cas de la monoculture de maïs recevant uniquement de l'ammonitrate mais a tendance à surestimer cette évolution dans le cas des autres rotations, en particulier dans le cas des rotations I et J (Figure 7b) où la prairie est installée plus longuement (non présenté). Ces premiers résultats confirment l'intérêt de calibrer la version de recherche « pérennes » tout en représentant différents types fonctionnels de prairie.

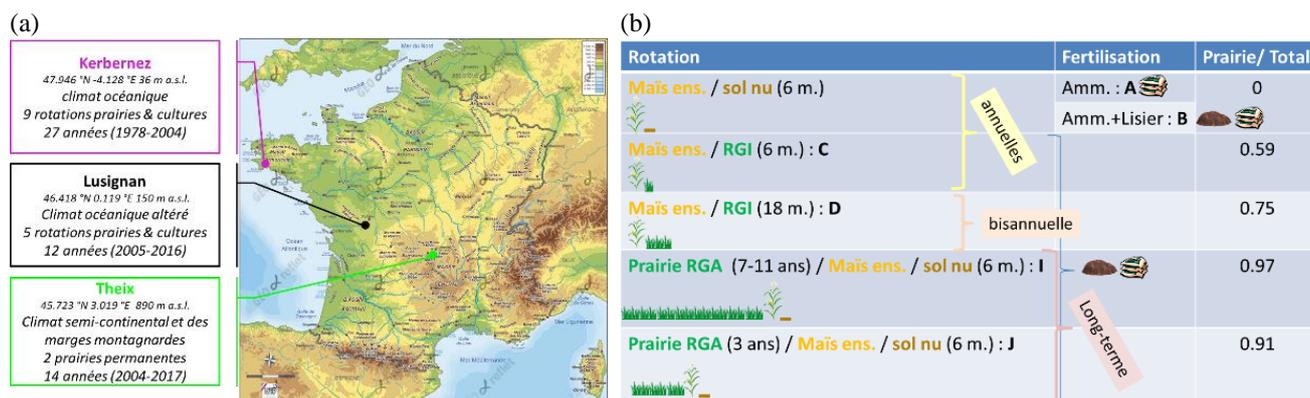


Figure 7. (a) Localisation des essais expérimentaux long-terme et (b) description des rotations de l'essai de Kerbernez simulées (m. = mois).

3. Niveaux de rendement et ses facteurs limitants en AB

A l'échelle globale, la capacité de l'AB à faire face à la demande alimentaire mondiale est objet de débat. A l'échelle locale, un niveau prix élevé peut compenser des rendements plus faibles dus à la pression biotique ainsi que la réduction des dépenses en intrants (pesticides, et engrais minéraux par ex.). Le niveau de production est néanmoins déterminant du revenu de l'agriculteur et des impacts de la culture sur le milieu, via les exportations en éléments du système. L'objectif est ici de caractériser le niveau de production puis d'analyser les causes d'un manque de rendement par rapport au potentiel pédo-technico-climatique.

3.1. Comparaison des rendements du blé tendre et des fourrages par site

L'objectif est ici de caractériser le niveau de production du blé des systèmes AB, culture commune entre tous les systèmes et d'une espèce fourragère, la luzerne ou l'association trèfle-raygrass, sur l'ensemble des sites, et de les comparer à celui des systèmes CONV, considérés *a priori* comme peu limités par les facteurs biotiques. A noter que les successions culturales AB *versus* CONV diffèrent grandement pour ABAC, ENBIO/Bruyères et La Cage. Elles diffèrent surtout par la présence d'une culture intermédiaire (CC) à Foulum (O4+CC-M *versus* C4-CC+IF) et elles sont rigoureusement identiques à DOK (BIOORG *versus* CONMIN).

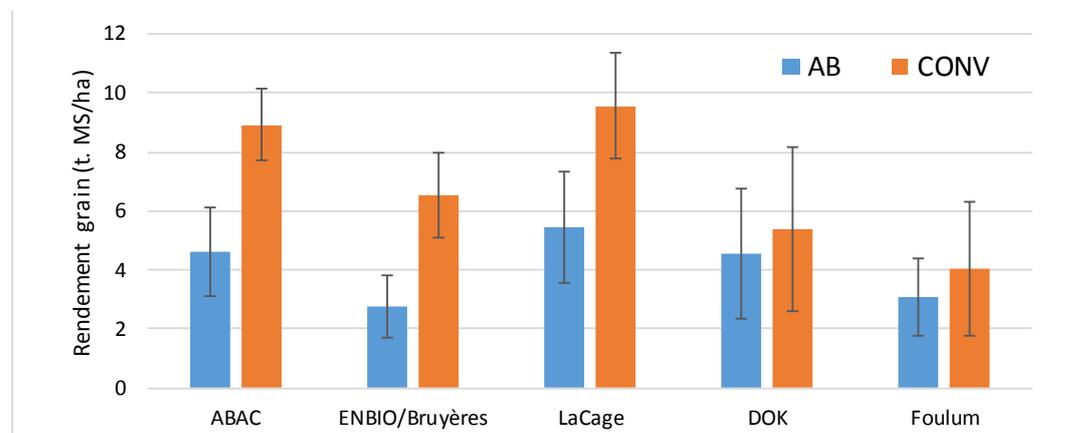


Figure 8. Histogrammes de la moyenne (écart type en barre d'erreur) du rendement ($t MS.ha^{-1}$) du blé tendre d'hiver sur les dispositifs étudiés.

Le rendement du blé, exprimé en tonne de matière sèche par ha ($t MS ha^{-1}$) varie logiquement en fonction du pédo-climat mais aussi du contexte technique (Figure 8). La conduite en parcelle agricole pour les données ABAC et ENBIO/Bruyères permet une moindre maîtrise des bio-agresseurs que dans les sites expérimentaux. L'écart entre les systèmes apparaît plus fort sur les réseaux de parcelles et plus généralement sur les dispositifs français alors qu'il est infime sur les essais DOK et Foulum, où la production des systèmes CONV est assez faible. La variabilité des rendements est égale en valeur absolue entre AB et CONV et donc plus forte en relatif ; ce qui est prévisible puisque les premiers sont soumis à l'aléa des stress biotiques.

La production des cultures fourragères ne présente aucune différence entre AB et CONV. Ainsi la production moyenne de luzerne mesurée sur les réseaux ABAC et ENBIO est de 7.9 ± 2.1 et $8.9 \pm 2.0 t MS ha^{-1}$, ce qui est similaire à la valeur moyenne de $2.7 t MS ha^{-1}$ par coupe pour 3 coupes par an dans les données expérimentales issues des sites d'Ile de France et de Champagne utilisées dans la publication de Strullu *et al.* (2020). De même, la valeur moyenne de la production par coupe de l'association ray-grass et trèfle blanc de l'essai DOK était de 2.5 ± 1.2 et $2.6 \pm 1.3 t MS ha^{-1}$ respectivement pour les systèmes AB et CONV.

Les différences de niveaux de production entre les systèmes AB et CONV dépendent donc de l'espèce produite. Les céréales d'hiver sont un cas d'étude intéressant pour approfondir les causes de défaut de rendement.

3.2. Diagnostics des facteurs limitants du blé et du triticale sur le réseau ENBIO

Ces données viennent de la thèse de L. Rakatovolona (2018). L'étude des relations entre variables d'état, permet un diagnostic préalable de l'élaboration du rendement à partir des seules données observées. Le calcul du ratio du rendement en grain sec sur la biomasse aérienne sèche à la récolte, appelé indice de récolte est parlant. Sa valeur moyenne est de 0.35 pour le blé et de 0.33 pour le triticale, bien plus basse que celle de 0.50 mesurée en CONV sur le site de Bruyères (Beaudoin *et al.*, 2016b). Cela révèle un problème de transfert des assimilés lors du remplissage du grain, en particulier en 2016, avec des valeurs moyennes de 0.23 pour le blé et de 0.25 pour le triticale. Cette année 2016 est connue pour avoir été catastrophique même pour les systèmes CONV.

L'analyse de défaut de rendement, appelée ici « yield gap », consiste à coupler les données expérimentales et la modélisation déterministe pour diagnostiquer quels facteurs limitent le rendement *in situ* (Affholder *et al.*, 2003). STICS est utilisé ici en dehors de son domaine de validité, *a priori* au moins pour la prédiction du rendement du blé et du triticale. Cependant, les autres variables d'intérêt que sont les stocks d'eau et d'azote, la biomasse aérienne et la quantité d'azote des plantes, sont prédites d'une façon très satisfaisante (Annexe 12.4). Cela permet d'utiliser les simulations où seul le rendement prédit est attendu comme irréaliste.

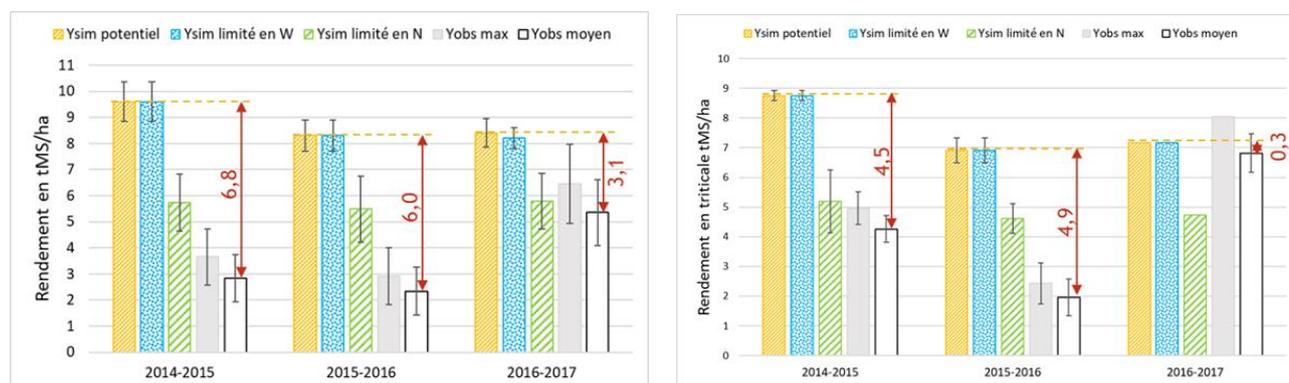


Figure 9. Comparaison des rendements potentiels de STICS et des rendements moyens et maximaux observés pour estimer le « yield gap » (flèche rouge). Moyenne et écart-type entre parcelles, de blé (gauche)

et de triticales (droite).

Les rendements potentiels (*Ysim potentiel*), sont uniquement contraints par les conditions pédoclimatiques de la parcelle, sans limitation ni en eau, ni azote. Ils sont en moyenne de 8,5 t MS ha⁻¹ pour le blé et 8,0 t MS ha⁻¹ pour le triticales, tandis que les rendements réels moyens (*Yobs moy*) vont de 2,3 à 5,0 t MS ha⁻¹ pour le blé et de 2,5 à 4,3 t MS ha⁻¹ pour le triticales (Figure 9). Le rendement réel moyen observé des 6 placettes est de 15 à 20% inférieur au rendement maximal observé (*Yobs max*), qui est la moyenne des deux placettes les plus productives (bâton de couleur grise).

Le *yield gap* du blé est variable en fonction des années (Tableau 2). Sa part de variabilité, expliquée par les facteurs de stress abiotiques et biotiques, varie selon les années climatiques. La limitation en azote représente en moyenne de 48% à 75% du *yield gap* pour le blé et de 48% à 79% pour le triticales. Pour les deux espèces, l'indice de récolte, le nombre de grains produits et le poids de mille grains simulés par le modèle en activant les fonctions de stress eau et azote, sont plus élevés que les valeurs observées correspondantes ; cela signale l'effet probable de stress survenu au cours des différentes phases d'élaboration du rendement. Pour le triticales, la part du *yield gap* expliqué par les stress biotiques, est moins importante que pour le blé, surtout en 2015 ; la rusticité du triticales vis-à-vis des stress biotiques se révèle ici.

Tableau 2. *Yield gap* et part des facteurs explicatifs du *yield gap* en fonction de la culture et de la campagne

campagne	2014 - 2015				2015 – 2016				2016 - 2017			
	Yield gap t MS ha ⁻¹	Stress (%)			Yield gap t MS ha ⁻¹	Stress (%)			Yield gap t MS ha ⁻¹	Stress (%)		
culture		eau	azote	biotique		eau	azote	biotique		eau	azote	biotique
Blé	6.8	0	58	42	6	0	48	52	3.1	6	75	18
Triticales	4.5	0	79	21	4.9		48	52	0			

La confrontation du *yield gap* résiduel, aux facteurs biotiques mesurés expérimentalement permet de mettre statistiquement en évidence des relations avec l'infestation par des adventices et/ou la présence des maladies. Les faibles rendements des céréales en conditions réelles AB peuvent donc être expliqués par la plus faible disponibilité en azote pour les cultures, puis partiellement par la pression des adventices et des maladies foliaires. La fourniture en azote et la maîtrise des adventices sont les principaux verrous techniques identifiés par les producteurs en systèmes de grande culture AB (Fontaine *et al.*, 2012). A l'échelle d'une culture donnée, le *yield gap* en AB est encore plus marqué que celui identifié en systèmes CONV mais ces derniers sont probablement moins résilients face au changement climatique ; le dérèglement climatique a été déjà identifié comme une des causes de la stagnation du rendement des céréales (Brisson *et al.*, 2010).

STICS, utilisé à l'échelle annuelle comme outil de diagnostic en AB, est performant grâce au travail de paramétrage d'espèces, variétés et amendements. Le stress azoté est une réalité primordiale pour les systèmes AB de grande culture, d'où la nécessité et l'intérêt d'étudier les voies d'amélioration de la disponibilité en azote.

4. Bilans apparents des éléments azote et phosphore.

4.1. Surplus d'azote

Les entrées d'azote varient grandement entre systèmes et surtout leur origine, minérale *versus* fixation symbiotique (Figure 10a). Cette dernière ne dépasse pas 20% dans les traitements CONV, excepté celui de DOK. Les exploitations en AB montrent au total une plus grande autonomie vis-à-vis des intrants

fertilisants que les exploitations CONV. Les sorties reproduisent la même tendance que les rendements, mais avec un écart réduit entre CONV et AB, car les légumineuses plus fréquentes, exportent plus d'azote (non montré). Le surplus d'azote varie davantage entre sites géographiques, de -20 à +63 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (Figure 10b). Il varie peu entre les traitements CONV et AB au sein d'un même site géographique, les plus grandes entrées du système CONV étant compensées par des plus fortes exportations. Les variabilités internes aux systèmes AB et CONV sont plus grandes que leur différence. Elle mérite donc d'être explorée ici pour l'AB.

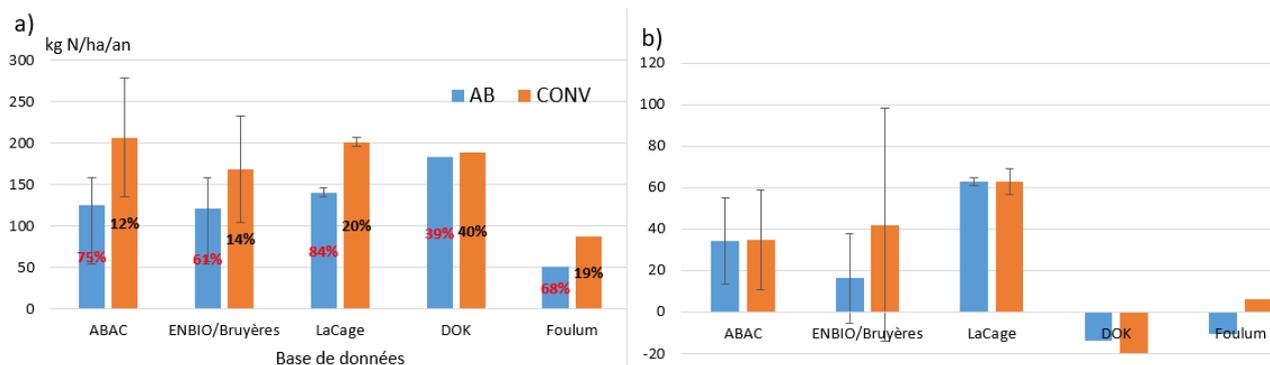


Figure 10. Valeurs moyennes (écart-type en barre d'erreur) en kg N.ha⁻¹.an⁻¹ : a) des entrées totales d'azote, avec le % d'origine symbiotique en étiquette ; b) du surplus d'azote.

La variabilité du N surplus est importante dans le réseau ENBIO, où l'écart-type est de 21 kg N.ha⁻¹.an⁻¹. Dans le réseau ABAC, le bilan d'azote a été renseigné pour chacune des exploitations par l'ensemble des apports et des exportations par les récoltes (Figure 11, gauche).

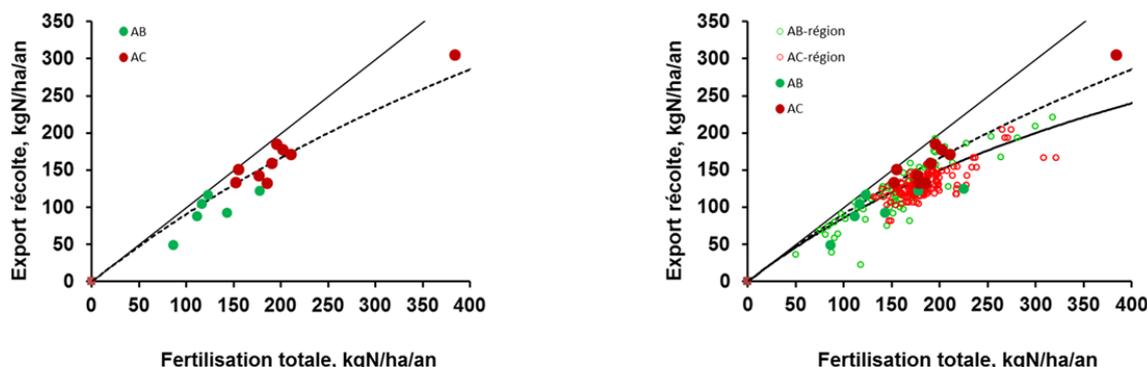


Figure 11. Relation entre l'export par les récoltes et les apports totaux (incluant la fixation biologique) : à gauche, exploitations instrumentées et enquêtées pendant le projet ABAC ; à droite, exploitations enquêtées pendant la thèse de J. Anglade (Anglade *et al.*, 2015b). Le sigle AC signifie ici Agriculture conventionnelle.

Les exports et les apports s'alignent sur une courbe typique rendement vs. fertilisation assez proche de la diagonale qui représente chaque kg d'azote fourni au sol se transformant en produit récolté sans perte. L'écart à la diagonale de la relation trouvée pour les exploitations étudiées est le surplus azoté. Les résultats des exploitations étudiées expérimentalement dans ABAC, comparés à des exploitations enquêtées à l'échelle du nord de la France, montrent une meilleure performance (Figure 11, droite). La relation (en pointillé) est en effet plus proche de la diagonale que l'autre série de données (Anglade *et al.*, 2015b), qui est à la fois plus ancienne et plus hétérogène en termes de systèmes de production. Les exploitations en AB et en CONV (noté AC ici) suivent les mêmes relations (Figure 11). Les exploitations en AB du réseau ABAC se situent toutefois dans la gamme basse des exports et des imports par rapport à celles en CONV et donc de surplus. Les exploitants CONV (AC) du réseau ABAC sont particulièrement attentifs à la contamination des eaux et tendent à mieux gérer leurs pertes. L'étude des conséquences de ces niveaux du N surplus sur

l'environnement nécessite une approche plus détaillée du bilan d'azote (cf. chapitres suivants).

4.2. Bilan du phosphore

Dans le réseau ABAC, excepté pour l'exploitation AB1, les bilans en phosphore sont négatifs, ce qui montre que les exportations par les récoltes sont supérieures aux apports et que les exploitations puisent dans les stocks encore élevés des sols (Figure 12). En moyenne, les exploitations en AB puisent moins que celles en CONV (-7 kg P.ha⁻¹.an⁻¹ en AB, -12 kg P.ha⁻¹.an⁻¹ en CONV), ce qui s'explique tant par les apports organiques en AB, riches en phosphore et par une exportation moins grande par la récolte.

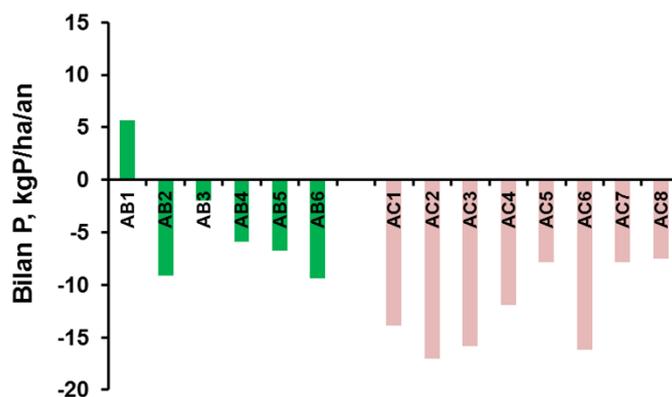


Figure 12. Variations du bilan phosphoré des exploitations instrumentées et enquêtées en AB et en CONV (noté AC ici). Calculs à l'échelle des assolements moyens des exploitations pendant la durée de l'étude.

Dans le réseau ENBIO, les bilans apparents de phosphore établis des exploitations AB montrent les mêmes tendances, avec une fourchette de variation de -10 à -20 kg P ha⁻¹.an⁻¹ (Rakotovololona, 2013). Ces valeurs sont plus basses pour le site de La Cage, avec -43 à -23 kg P ha⁻¹.an⁻¹.

Sur le réseau ABAC, ces bilans apparents négatifs ont été confrontés aux mesures des stocks du sol. Le stock en P issu de la méthode Joret-Hébert représente le phosphore disponible, au même titre que le phosphore analysé par la méthode Olsen (PJoret = 1,3 POlsen). Le phosphore a été considéré ici pour l'horizon 0-90 cm, car les teneurs sont évidemment encore importantes sous le seul l'horizon [0-30cm] que l'on examine habituellement. Le phosphore des horizons plus profonds représente 30 à 40 % en plus, tout à fait accessible par le système racinaire. En considérant une moyenne de 400 kg P ha⁻¹, avec un bilan de -5 kg P ha⁻¹.an⁻¹, le stock peut durer 80 ans, avec un bilan de -20 kg P ha⁻¹.an⁻¹, le stock ne dure alors que 20 ans.

L'intérêt de ce bilan est d'abord local et agronomique, mais aussi global pour la gestion de cet élément non renouvelable. Il est par contre impossible de le relier aux risques de perte, qui sont déterminés par l'érosion.

5. Etude de la lixiviation d'azote

5.1. Etude transversale aux sites

Le drainage est une variable d'intérêt intrinsèque. Sa variabilité est d'abord déterminée par des facteurs pédoclimatiques qu'il n'est pas prioritaire de traiter ici. C'est aussi une variable intermédiaire car il détermine fortement la variabilité de la lixiviation d'azote. Sa valeur moyenne annuelle varie de 145 à 241 mm an⁻¹ entre site (Figure 13a, étiquettes).

La lixiviation varie de 7 à 20 kg N ha⁻¹.an⁻¹ pour les systèmes AB et de 4 à 28 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ pour les systèmes CONV (Figure 13a). Les différences entre traitements AB et CONV d'un même site sont faibles, sauf à Foulum, où les moindres pertes du système AB sont dues à l'effet de la culture intermédiaire qui est

bien connu (Justes *et al.*, 2012). La forte valeur observée à Foulum en CONV est à la fois due au traitement, à l'importance du drainage et à la forte sensibilité du sol à la lixiviation. La même hiérarchie s'observe pour la teneur en nitrate de l'eau de percolation, qui varie de 21 à 63 mg NO₃⁻ L⁻¹ en AB et de 13 à 58 mg NO₃⁻ L⁻¹ en CONV (Figure 13b). La sensibilité du type de sol de Foulum est en partie compensée par un effet de dilution de la teneur en nitrate. La lixiviation n'est pas significativement corrélée au surplus ($r^2=0.31$) *a contrario* de la concentration ($r^2 = 0.74$), en lien avec la moindre sensibilité à la variabilité du drainage de la concentration. Ce dernier résultat peut résulter d'une relation de structure à l'échelle du système qu'il faudrait valider ailleurs.

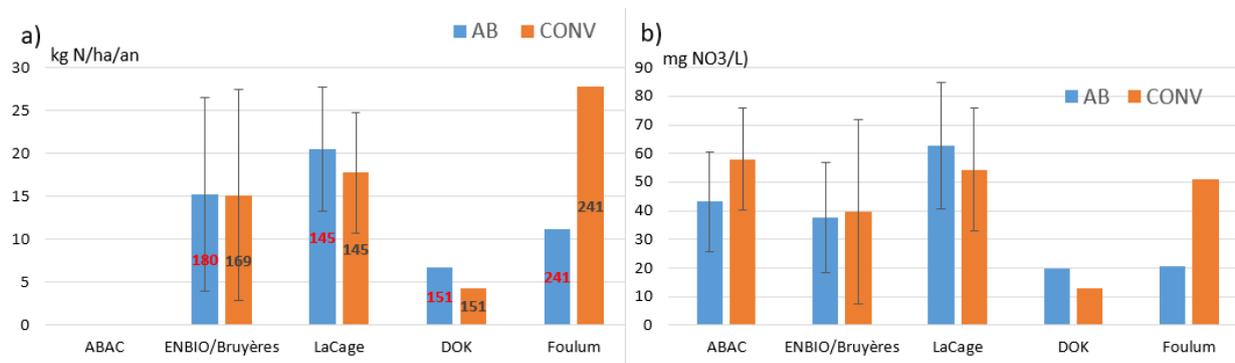


Figure 13. Valeurs moyennes (écart-type en barre d'erreur) des flux sous racinaires en AB et CONV : a) lixiviation d'azote (kg N ha⁻¹ an⁻¹) avec le drainage (mm.an⁻¹ en étiquette) ; b) teneur en nitrate (mg NO₃⁻ L⁻¹)

5.2. Etude approfondie sur le réseau ENBIO

L'approche transversale précédente peut être affinée par le focus des données du réseau ENBIO (Rakotovololona *et al.*, 2018). La variabilité de la lixiviation du nitrate y a été quantifiée et expliquée, d'abord à l'échelle de la parcelle-année (105 individus) puis à l'échelle du système de culture (11 individus).

A l'échelle de la parcelle-année, la lixiviation dépend du stock d'azote minéral mesuré à la mi-novembre (REH), également appelé reliquat d'azote potentiellement lessivable (Vandenberghe, 2016). Le REH mesuré s'explique par la valeur mesurée au moment de la récolte ($r^2 = 0.48$) et l'importance de la couverture en fin d'été et automne. Mesuré sur 1,5 m d'épaisseur, il varie fortement selon la séquence culturale. Il est en moyenne inférieur à 75 kg N ha⁻¹ pour les parcelles avec trèfle ayant été semé sous couvert de céréales et de luzerne en place ; il dépasse en moyenne 150 kg N ha⁻¹ dans les champs après la récolte des légumineuses à graines ou après destruction de la luzerne en été. Les valeurs par type de séquence culturale sont proches de celles mesurées les mêmes années en systèmes CONV (réseau AZUR-02) ou mesurées antérieurement sur le bassin hydrologique de Bruyères (Beaudoin *et al.*, 2005).

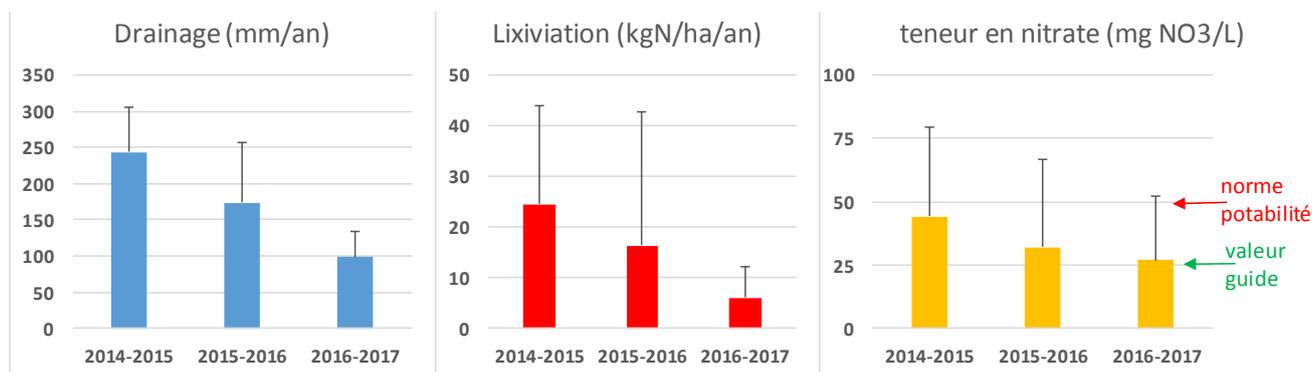


Figure 14. Flux moyens par année d'eau et d'azote sous la zone racinaire sur le réseau ENBIO (barre d'erreur = écart type inter-parcellaire)

Les valeurs moyennes arithmétiques du drainage, lixiviation et teneur en nitrate de l'eau de percolation sont respectivement de $160 \pm 91 \text{ mm an}^{-1}$, $15 \pm 11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $32 \pm 12 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ (Figure 14). La lixiviation est corrélée au drainage ($r^2 = 0.23$), lui-même corrélé aux pluies efficaces d'octobre à avril ($r^2 = 0.28$). La teneur en NO_3^- de l'eau de percolation est déterminée par la succession culturale automnale (Figure 15). Les parcelles après récolte de légumineuse ou destruction de la luzerne donnent les teneurs les plus fortes ($69 - 70 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$) tandis que celles avec culture de trèfle ou de luzerne en place, donnent les plus faibles ($7 - 16 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$). L'amplitude entre types, de 1 à 10, est plus forte que celle de 1 à 3 trouvée en situation conventionnelle (Beaudoin *et al.*, 2005). Elle met en exergue deux traits des systèmes AB : 1) le rôle dual de la légumineuse en tant que culture précédente, selon sa date de récolte ou de destruction ; 2) la mauvaise performance des cultures piège à nitrate semées en fin d'été qui s'explique par des conditions de semis non optimales du fait de la concurrence du travail du sol, requis pour lutter contre les mauvaises herbes (Bergkvist *et al.*, 2011) dont sont exemptes les situations où le trèfle a été semé sous-couvert d'une céréale.

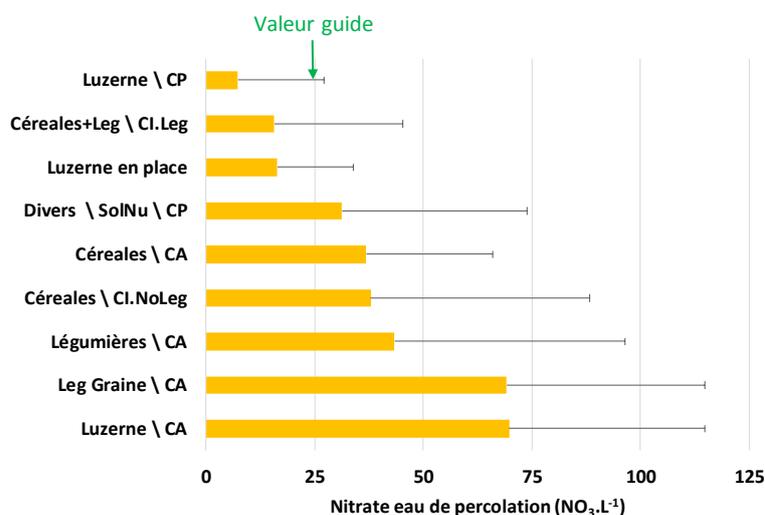


Figure 15. Teneur en nitrate moyenne par succession culturale automnale sur le réseau ENBIO (barre d'erreur = écart type inter-parcellaire). CA = culture d'automne ; CP = culture de printemps.

Ces résultats confirment l'existence des facteurs de contrôle mis en évidence dans les études précédentes (Askegaard *et al.*, 2011 ; Borgen *et al.*, 2012 ; Jabloun *et al.*, 2015). Ces facteurs ont pu être reliés dans un méta-modèle prédictif (non présenté ; cf Rakotovololona *et al.*, 2018).

A l'échelle du système de culture, la valeur moyenne de la lixiviation, de $15 \pm 11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ est très proche du surplus, qui est de $16 \pm 21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Cependant, le surplus et lixiviation ne sont pas corrélés ($r^2 = 0.00$). Cela confirme le constat de Constantin *et al.*, (2010) quand le surplus approche zéro. La

lixiviation varie de 3 kg N ha⁻¹ an⁻¹ à 46 kg N ha⁻¹ an⁻¹, la valeur haute étant le fait d'un système mené sur sol calcaire. Hormis ce dernier, la variabilité de la lixiviation est surtout due à la fréquence d'apparition des différentes séquences de cultures automnales. La plus faible valeur de 3 kg N ha⁻¹ est obtenue avec le système de culture dont le surplus est le plus grand, avec une rotation de 9 ans à base de légumes, céréales et luzerne retournée au printemps, sur sol limoneux profond avec apport d'engrais organique une fois tous les deux ans. La moyenne arithmétique de la concentration est de 38 ± 18 mg NO₃⁻ L⁻¹ avec une variabilité légèrement moindre que la lixiviation, mais un seul le système se positionne en dessous de la valeur guide ; elle n'est pas corrélée au surplus (r² = 0.02).

En conclusion, cette étude infirme l'hypothèse de valeurs significativement et systématiquement plus faibles en AB qu'en CONV, mais confirme celle de la forte variabilité des émissions de nitrate des systèmes AB tout comme en CONV. Il existe donc des marges de progrès en particulier dans la valorisation des arrières effets des légumineuses en AB et la gestion des cultures piège à nitrate tant en AB qu'en CONV.

6. Etude des bilans d'azote et d'émission de GES à long terme

La thèse de Autret (2017) a mobilisé les données des essais de longue durée : La Cage, DOK et Foulum. Ils permettent d'aboutir au bilan de GES, à partir de la quantification *in situ* conjointe du stockage organique du C et N du sol (Δ SOC et Δ SON), du surplus d'azote, de la lixiviation de NO₃⁻, des émissions d'oxyde nitreux (N₂O) à la Cage et du test de l'application de STICS sur certaines variables à DOK et Foulum.

6.1. Etude expérimentale sur le site de La Cage (Autret et al., 2019)

Après 16 ans d'expérimentation, les Δ SOC et Δ SON mesurés sur 0-30 cm sont significatifs en Agriculture de Conservation (CA) avec 630 kg C et 54 kg N ha⁻¹an⁻¹, et AB, avec 280 kg C et 31 kg N ha⁻¹ an⁻¹ *a contrario* de ceux mesurés en systèmes CONV et Bas Intrans (BI) (Autret *et al.*, 2016). Ceux des traitements CA et AB correspondent respectivement à un taux annuel relatif de 15‰ et 7‰. Ils excèdent l'objectif de 4‰ annoncé par le Ministère de l'Agriculture et de la Forêt. Ce stockage n'est pas dû à une différence de la vitesse de minéralisation de SOC, qui a été calculée *in situ* avec le modèle AMG (Saffih-Hdadi et Mary, 2008) ou mesurée *in vitro*. Il est principalement dû aux apports de C et N venant de la culture de couverture (luzerne), tandis que l'absence de travail du sol actée en AC n'a pas d'effet significatif sur ce stockage.

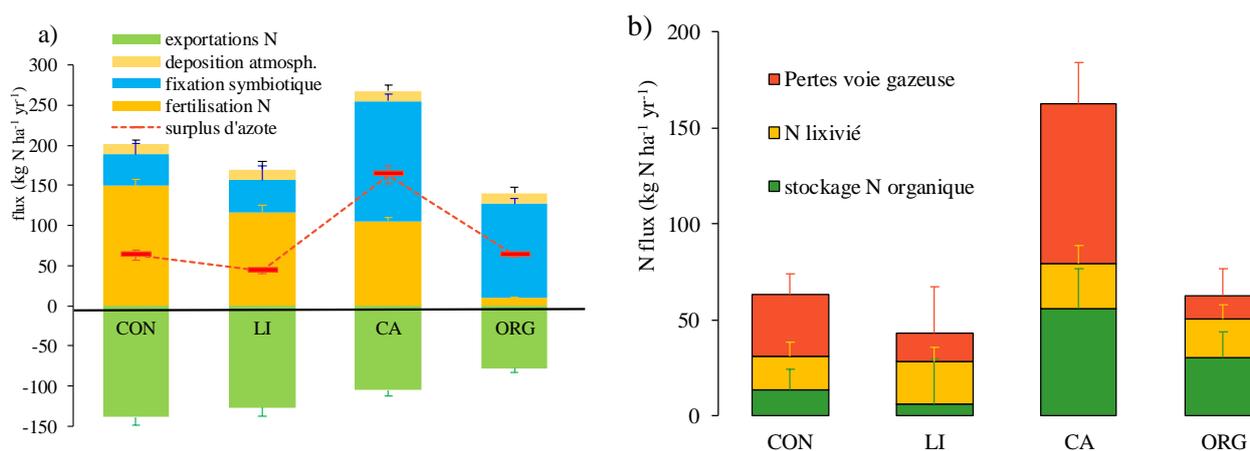


Figure 16. Valeur moyenne et écart type (barre d'erreur) du surplus d'azote à La Cage (kg N ha⁻¹ an⁻¹) : a) composition du surplus ; b) devenir du surplus (émissions gazeuses calculées par bilan de masse). Signification des sigles : CON= Conventionnel, LI = Bas Intrans, CA = Agriculture de conservation, ORG = agriculture biologique.

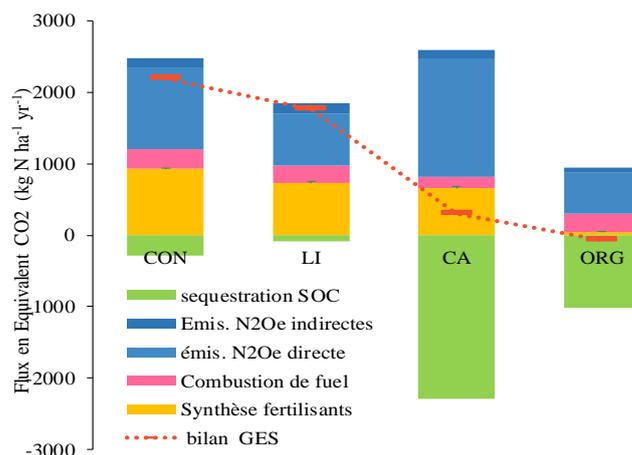


Figure 17. Emissions élémentaires et bilan de gaz à effet de serre à long terme ($\text{kg eq CO}_2 \text{ ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) sur le site de La Cage d'après les données expérimentales.

Le surplus d'azote calculé à l'échelle de la parcelle expérimentale varie largement entre les traitements, de 43 pour BI à $163 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour AC, surtout par effet de substitution de la fertilisation minérale par la fixation symbiotique (Figure 16a). Le devenir du surplus correspond à la somme du stockage et des pertes (Figure 16b). La lixiviation ne diffère significativement pas entre traitements. Le ΔSON , mesuré comme le ΔSOC , diffère fortement et significativement entre traitements. Les pertes par voie gazeuse (volatilisation et dénitrification), estimées par défaut de bilan (équation 7) se classent nettement par $\text{CA} \gg \text{CONV} > \text{AB}$. Elles sont fortement corrélées ($r^2 = 0.97$) aux émissions cumulatives de N_2O mesurées en continu pendant 3,3 ans. Comme les conditions du milieu défavorisent la volatilisation et favorisent la dénitrification, cette corrélation fait penser que le défaut de bilan est dû à la dénitrification, avec émission d'une minime fraction intermédiaire sous forme N_2O .

Les données de flux et de pratiques agricoles permettent d'établir le bilan d'émission de GES, en s'appuyant sur les coefficients fournis par le GIEC (2006), Lorin (2010), Gac *et al.* (2011). Ce bilan varie largement entre systèmes (Figure 17). Il est le plus élevé en CONV et BI avec respectivement 2198 et $1763 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. En AC, le bilan de GES est beaucoup moins déséquilibré ($306 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), car les pertes importantes de N_2O sont compensées par le stockage de C sous forme organique. Le traitement AB donne un bilan faiblement débiteur ($-65 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les tendances sont similaires lorsque les émissions de GES sont exprimées par unité d'azote exportée.

6.2. Modélisation du bilan d'azote et de GES à long terme (Autret *et al.*, in press)

Un moyen de tester sur le long terme l'hypothèse H3 est de confronter les prédictions et observations des pools d'azote minéral et organique sur les essais Foulum et DOK, en simulations enchainées. Chaque dispositif a permis de calibrer les paramètres locaux du sol sur le traitement CONV et de tester le modèle d'une façon indépendante sur les autres traitements, bénéficiant d'une maîtrise correcte des bio-agresseurs (Annexe 12.5a). Même après l'étalonnage, le modèle sous-estime le reliquat d'azote minéral, avec une déviation moyenne variant entre -31 et de $+2 \text{ kg N ha}^{-1}$ pour CONFYM et O4+CC-M, respectivement. Ce résultat révèle une limite du formalisme du modèle en simulation de long terme, commun à tous les systèmes et pas seulement l'AB (cf le paragraphe suivant à propos de la mortalité racinaire). Cependant, ce biais n'est pas assez important pour rendre caduque la comparaison des traitements. Par ailleurs, le modèle représente sans biais les fortes différences observées de surplus d'azote entre les traitements à DOK, de -58 (NOFERT) à $+21 \text{ kg N ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (CONFYM), et ses moindres variations à Foulum, de -9 (O4 + CC - M) à $+21 \text{ kg N ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (O2 + CC + M) (non présenté). Ceci est une condition pour bien simuler l'évolution du SON à long terme (Gabrielle *et al.*, 2002). L'évolution à long terme des stocks de SON est correctement simulée dans les deux essais (Annexe 12.5b). A DOK, essai avec un passé prairial, la diminution des stocks a été reproduite

par le modèle, surtout dans les premières années, avec une légère surestimation au cours des dernières années pour tous les traitements. A Foulum, les stocks de SON observés étaient assez constants entre les traitements et entre les années. Finalement, malgré le biais de prédiction du SMN à long terme commun à tous les systèmes, la démarche d'adaptation de STICS à l'AB rend compte du turn-over de la matière organique dans les sols et valide l'hypothèse H3. L'emploi du modèle pour prédire les termes du bilan N repose aussi sur le résultat positif des tests établis en situations CONV (Constantin *et al.*, 2012 ; Coucheney *et al.*, 2015 ; Piazza-Bonilla *et al.*, 2015).

Le modèle est utilisé pour prédire le devenir du surplus d'azote en termes de stockage et de pertes d'azote (Figure 18). Les résultats de simulation montrent que la hiérarchie entre stockage et pertes dépend des traitements et du pédoclimat : le site de Foulum étant plus propice à la lixiviation et celui de DOK à la dénitrification, tandis que l'occurrence des effluents favorise la volatilisation.

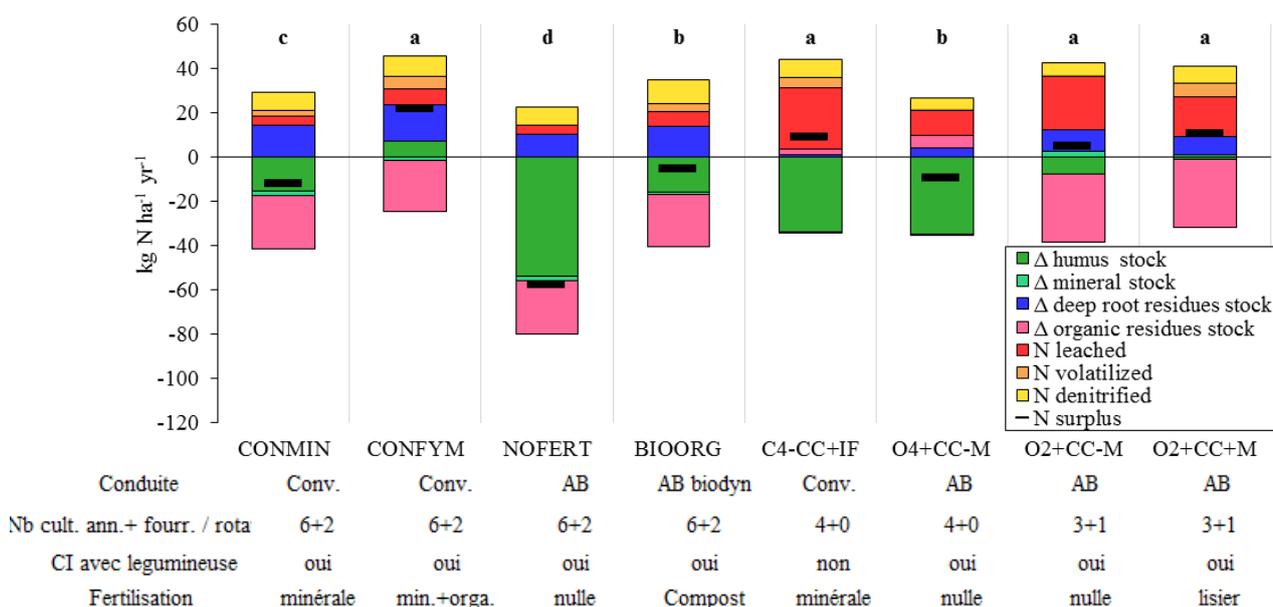


Figure 18. Moyennes des termes composant le surplus d'azote ($\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) simulés avec STICS (version de recherche, mode continu) sur les 4 traitements de DOK-Thervil (gauche) et de Organic-Foulum (droite). Les lettres de la ligne supérieure sont le classement de groupes homogènes en fonction du surplus.

La lixiviation simulée ne diffère pas entre les traitements à DOK contrairement à Foulum. Elle est réduite de 41% en O4 + CC-M par rapport à C4-CC + IF, en raison des effets combinés des cultures intermédiaires piège à nitrate et de l'absence d'engrais azoté minéral. La volatilisation d'azote simulée est la plus élevée dans les traitements avec effluents, CONFYM et O2 + CC + M. La dénitrification simulée est la plus élevée dans BIOORG à DOK et de 53% plus élevée dans les traitements fertilisés à Foulum. L'évolution de SON est toujours négative (de -18 à $-78 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Cependant, cette version de STICS simule une accumulation d'azote contenu dans les résidus de racines profondes (1 à $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), en dessous de la couche labourée, en particulier dans les systèmes comprenant un trèfle-raygrass. Le devenir de cet azote après mortalité racinaire n'est pas simulé par STICS car le déterminisme de sa minéralisation reste un défi scientifique (Yin *et al.*, 2020). Cette étude montre que STICS est capable de reproduire d'une façon cohérente le devenir de l'azote dans les systèmes de culture AB, BI et CONV avec des formalismes communs. Ces résultats sont en cohérence avec ceux de Leifeld *et al.* (2009), sur le carbone à DOK, ou de Pugesgaard *et al.* (2017), sur l'azote à Foulum.

Le bilan des GES calculé pour chaque système de culture a été estimé sur la période 1978-2016 à DOK et sur la période 1998-2016 à Foulum (Figure 19). Les bilans de GES diffèrent entre les deux sites

expérimentaux principalement en raison de la variation des émissions de N₂O et des stocks de SOC. La diminution marquée des stocks de SOC au fil du temps, en particulier dans l'expérience DOK, se traduit par un bilan des émissions de GES très positif (*i.e.* très défavorable). A DOK, cette diminution est plus faible dans les traitements CONFYM et BIORG, ce qui explique l'amélioration de leur bilan en GES par rapport au traitement CONV. A Foulum, le bilan en GES du traitement conventionnel (2 282 kg CO_{2eq}.ha⁻¹.an⁻¹) est proche de celui trouvé par Knudsen *et al.* (2014) avec 2 558 kg CO_{2eq}.ha⁻¹.an⁻¹. Le système CONV affiche un bilan de GES plus élevé que les trois systèmes organiques, en raison de l'usage des engrais. Cependant, il ne diffère pas significativement du traitement organique OGC + CC + M, ce qui montre que les traitements organiques peuvent produire autant d'émissions de GES que les traitements CONV. Cette conclusion serait renforcée si l'on prenait en compte les GES émis par unité de production du système. Cela appelle à réduire le défaut de rendement dans les systèmes AB pour améliorer leur bilan final en GES.

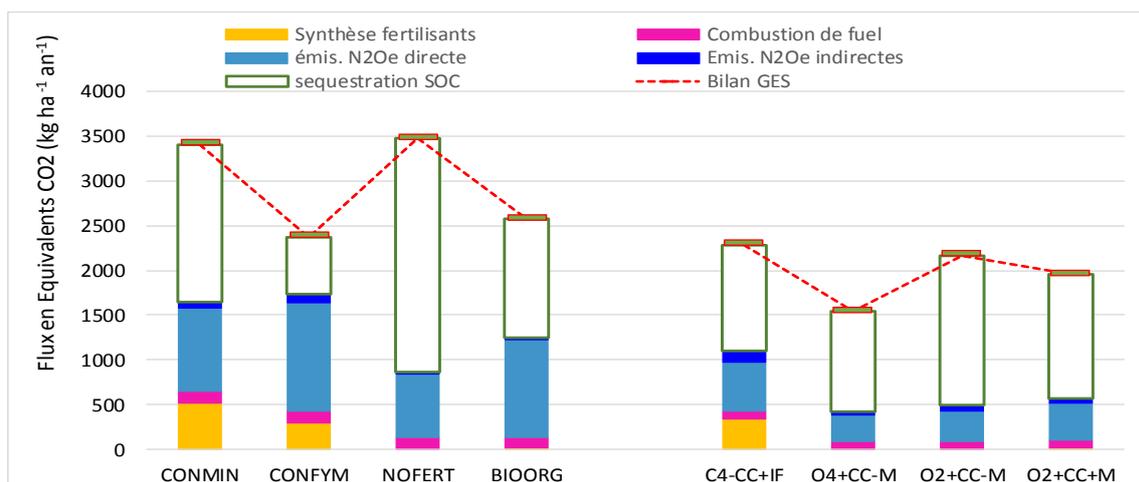


Figure 19. Emissions élémentaires et bilan de gaz à effet de serre (kg eq CO₂.ha⁻¹.an⁻¹) à long terme sur les sites DOK (à gauche) et Foulum (à droite), d'après les simulations de STICS (version de recherche)

7. Utilisation de STICS pour l'optimisation des systèmes AB en situation réelle

Les précédents chapitres ont montré la grande variabilité des performances agricoles et environnementales des systèmes AB. Une marge de progrès pourrait être franchie par les agriculteurs forts de ces diagnostics. Cependant, la conception de systèmes à l'échelle de la rotation, intégrant de plus l'aléa climatique, pourrait s'appuyer sur une démarche de modélisation d'accompagnement. Ce chapitre prospectif traite des performances de prédiction à l'échelle de la rotation en situation agricole puis d'une démarche innovante en AB de co-conception appuyé par des simulations basées sur STICS.

7.1. Test de STICS à l'échelle de la succession culturale en situation agricole

Le modèle STICS n'est pas encore calibré pour pouvoir être appliqué à toutes les situations AB, compte tenu de la grande variété d'espèces. Certains cas ont pu être néanmoins modélisés sur les réseaux ABAC et ENBIO. L'enjeu d'appliquer STICS sur le réseau ABAC est double : i) tester la performance du modèle ; ii) prédire la concentration pour une profondeur de sol supérieure à celle des bougies, sachant que les racines colonisent probablement une plus grande épaisseur que 90 cm. En première approche, le choix a été fait de s'intéresser à une exploitation en AB, suivie via 9 parcelles présentant des rotations distinctes (Annexe 12.6). La simulation des cultures non paramétrées a été réalisée au moyen d'une

substitution par une espèce dont la dynamique d'absorption d'azote est proche. La première étape a été de vérifier que les stocks en N-NO₃ soient correctement prédis par le modèle, sachant que la gestion des bio-agresseurs et notamment des adventices n'est pas aussi poussée qu'en situation expérimentale.

Les résultats confirment la possibilité de simuler ces stocks d'azote en situation réelle (Annexe 12.6). La seconde étape a été d'étudier le devenir de l'azote par lixiviation sachant que le pool de nitrate est correctement rendu. L'application de STICS rend bien compte, en moyenne, de la lixiviation du nitrate. Des écarts entre le modèle et la mesure pourraient être liés à une différence entre le formalisme de calcul par STICS de ces concentrations sous-racinaires et les mesures par les bougies qui captent de façon rayonnante autour du point de mesure. Ces résultats illustrent le potentiel du modèle STICS à simuler la concentration sous-racinaire de l'azote dans des systèmes complexes et moins bien connus qu'en situation expérimentale.

Sur le réseau ENBIO, 6 parcelles ont été choisies comme cas tests de simulation de scénarios (définis en §8.2). Le modèle a été préalablement testé sur les années antérieures (appelées « A ») avec des simulations enchainées sur une durée de 2 à 3 ans, dont les résultats sont montrés en Annexe 12.7. Les prédictions des variables de biomasse aérienne totale, de quantité d'azote dans la partie aérienne, de stock en eau du sol et de stock en N minéral du sol sont très satisfaisantes avec des efficacités de prédiction (eq. 11) de 0.93, 0.55, 0.63 et 0.64 respectivement. Cela permet de s'engager dans la simulation d'impact de scénarios prospectifs.

7.2. Co-construction et simulation d'impact de scénarios alternatifs en AB

Ce chapitre est issu de la thèse de L. Rakatovolona (2018). Deux thématiques principales ont été identifiées et proposées, correspondant aux attentes et questionnements émanant du collectif d'agriculteurs du réseau ENBIO, à partir du diagnostic des situations à risque de pertes par lixiviation de nitrate (Rakatovolona *et al.*, 2018). La situation S1 aborde la problématique de la gestion automnale pour les situations culturales après récolte de légumineuses à graines, et la situation S2 s'attache à la problématique de l'optimisation du retournement de la luzerne. Différents leviers de gestion ont été proposés par les agriculteurs, pour apporter des solutions à chaque thématique, déclinés en une combinaison de plusieurs facteurs à plusieurs modalités. L'expérimentation numérique a consisté à tester chaque combinaison de modalités et d'évaluer l'effet des facteurs sur les performances agronomiques et environnementales des systèmes de grandes cultures en AB, mais surtout d'identifier les meilleures combinaisons pour répondre au double objectif de production et de réduction des impacts environnementaux négatifs.

Pour chaque situation à risque étudiée, trois cas-tests représentés par un couple « parcelle-année » sont sélectionnés. Chacun a été choisi en fonction de la disponibilité des données expérimentales, afin de pouvoir tester préalablement les qualités prédictives du modèle. Ceux-ci peuvent ainsi être considérés comme des répétitions réalisées sur des contextes pédoclimatiques différents et des variantes d'un même système de culture. Pour les simulations, les mêmes combinaisons de modalités ont été appliquées à chacun des cas-test. Afin d'intégrer la variabilité liée au climat, les simulations sont répétées sur des séries climatiques réelles, d'une durée de 4 à 6 ans, glissantes sur l'intervalle 2000 – 2017. Un scénario est défini par la modification des conduites pendant deux années appelées « B », enchainées après les années réelles « A ». C'est une combinaison de modalités de gestion d'une parcelle donnée, pour une série climatique définie.

Les prédictions ont été évaluées avec les agriculteurs. Les variables d'intérêt étaient d'ordre agronomique (rendement, matière sèche, azote minéralisé...) et d'ordre environnemental (drainage d'eau, lixiviation du nitrate, émission de N₂O). La simulation du stock d'azote minéral suivant le scénario de gestion de l'interculture est donnée à titre d'exemple en Figure 20.

Les scénarios proposés ont été évalués par les acteurs mobilisés dans le cadre de la démarche administrative au cours d'une restitution finale. Concernant la démarche participative et le projet ENBIO, il ressort de l'évaluation individuelle des participants une satisfaction globale sur le niveau d'interaction, les restitutions et les livrables produits, avec des notes moyennes de respectivement 4.3, 4.2 et 4.0 sur une échelle de 1 à 5. Le choix des situations à risque sélectionnées a satisfait les participants, noté 4.5. Les avis sont unanimes sur la cohérence du travail, sur la qualité des simulations, estimée satisfaisante ; les résultats

offrent en effet des repères concrets pour le conseil auprès des agriculteurs, et confirment leurs connaissances et observations de terrain. Les résultats mettent en lumière de nouveaux questionnements, notamment sur les risques d'émission de N_2O par les systèmes de culture en AB pour les scénarios après légumineuses à graines, et sur l'intérêt des intercultures pour la fourniture d'azote de la culture suivante. Parmi les limites et perspectives du travail d'expérimentation numérique, le panel d'experts a indiqué : i) le manque de diversité des CIPAN testées par le modèle comparées aux pratiques réelles dans les systèmes en AB actuels ; ii) la limitation à un type de sol de limon profond pour les cas étudiés ; iii) la nécessité d'élargir l'approche à d'autres éléments minéraux tels que le phosphore et le potassium ; iv) l'intérêt de faire un bilan global de GES ; v) l'extension à d'autres scénarios de gestion pour aller plus loin dans l'évaluation des systèmes de grandes cultures en AB. Les conclusions de l'étude sont à formaliser autrement pour être valorisées en conseil, en rajoutant éventuellement des notions économiques pour s'assurer de plus d'opérationnalité dans les solutions proposées.

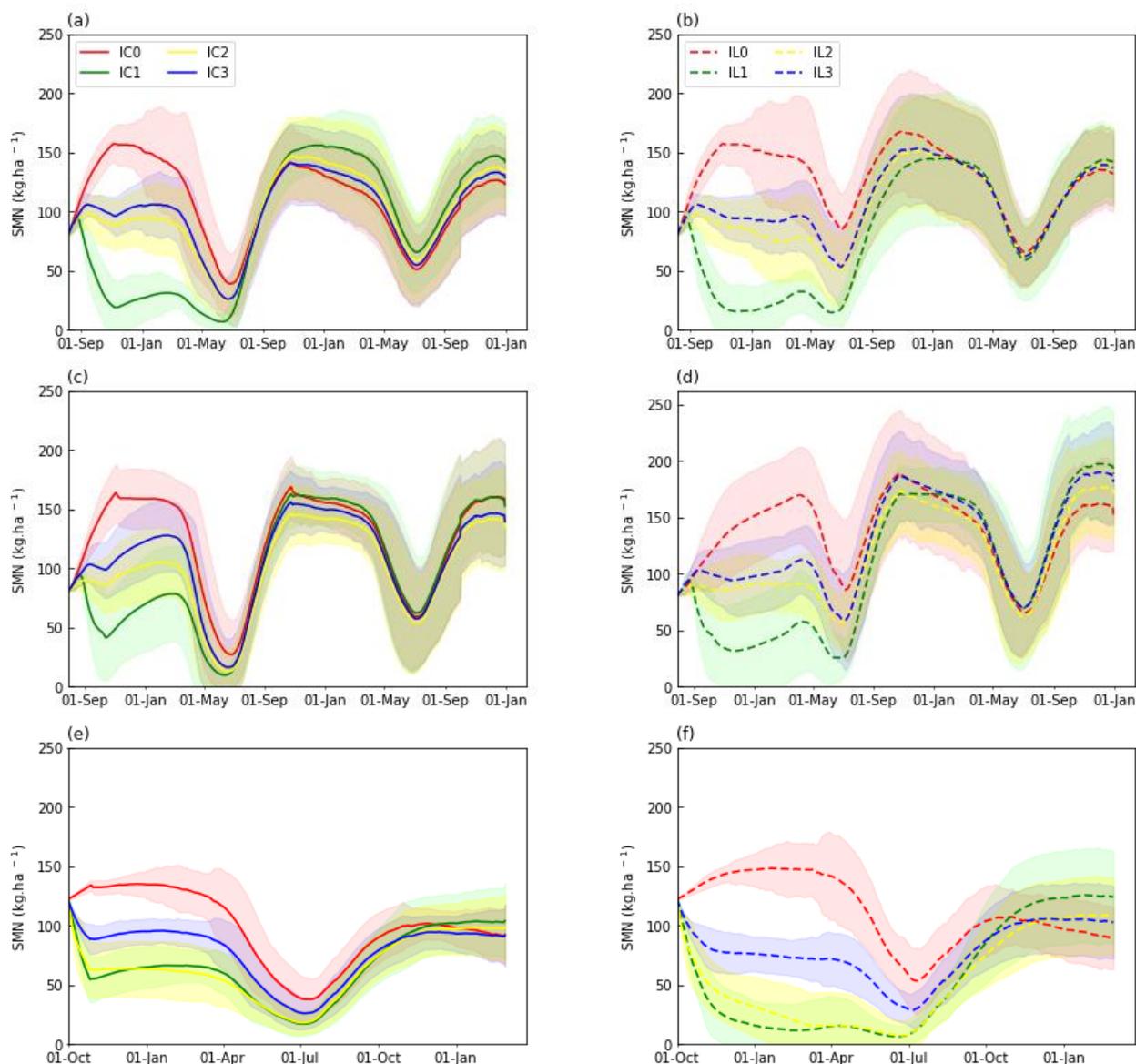


Figure 20. Dynamique moyenne du stock d'azote minéral du sol ($kg\ N\ ha^{-1}$) pour les scénarios de gestion automnale, avec interculture courte (IC) et interculture longue (IL), pour les trois parcelles p02, p13 et p36. Les graphes a et b correspondent à la parcelle p02, c et d à la parcelle p13, e et f à la parcelle p36. Les courbes en ligne continue représentent les scénarios IC, celles en pointillés les scénarios IL. Les scénarios à sol nu (IC0, IL0) sont représentés en rouge, les CIPAN à moutarde en vert (IC1, IL1), les CIPAN à mélange de vesce et orge en jaune (IC2, IL2), et ceux à vesce pure en bleu (IC3, IL3). La variabilité entre les années climatiques est représentée par les zones colorées (moyenne \pm écart-type).

En conclusion, cette démarche a couplé d'une façon dynamique et pédagogique, l'utilisation d'un modèle pour quantifier des flux biogéochimiques d'intérêt et la connaissance experte des agriculteurs et des conseillers, qui couvrent des domaines autres comme les risques biotiques ou de contrainte de temps de travail. Ce couplage pourrait être enrichi avec d'autres outils, comme ODERA, qui indique le risque adventice à l'échelle d'une rotation (<http://www.agro-transfert-rt.org/outils/odera-systemes-2/>).

8. Conclusion

Les résultats montrent une grande variabilité des impacts des systèmes, dont les déterminants dépendent des systèmes agricoles et des pratiques culturales mais aussi des conditions pédologiques et climatiques, ces dernières étant imprévisibles. Des phénomènes de compensation peuvent se produire entre les processus causant des pertes d'azote. Aussi, les systèmes AB ne montrent pas systématiquement des pertes d'azote plus faibles que les systèmes CONV, mais tous deux montrent une grande variabilité. Les analyses approfondies des successions cultural type, montrent qu'il existe une marge de progrès pour augmenter l'efficacité d'utilisation de l'azote au sein de ces systèmes. Une approche nominale est donc insuffisante pour évaluer les impacts environnementaux liés aux cycles C-N des systèmes de culture. Cependant, l'utilisation du stock en phosphore des sols serait moindre en AB qu'en CONV et les systèmes en AB n'utilisent pas de pesticides.

Ces démarches confirment l'intérêt de coupler les expérimentations de longue durée et la modélisation à la fois pour mieux décrire le réel et en quantifier les processus, calibrer le modèle, tester des hypothèses et simuler des variables non mesurées. Elles montrent aussi l'importance de simuler tous les termes du bilan d'azote et de carbone en utilisant la connaissance des pratiques culturales. Quantifier le surplus d'azote est nécessaire mais insuffisant pour évaluer les impacts couplés des cycles de l'azote et du carbone pour tout système de culture. Quantifier le stockage du carbone du sol par une méthode rigoureuse est nécessaire mais insuffisant, sans quantifier les émissions de N₂O et *in fine* le bilan d'émissions de GES. Ce dernier est l'indicateur ultime de l'impact environnemental des systèmes de culture par rapport aux flux C et N.

Sur le plan des pratiques agricoles, l'application de STICS avec les agriculteurs s'avère prometteuse à des fins de diagnostic ou de co-construction de scénarios alternatifs. La prochaine étape sera de généraliser le test de STICS en situation agricole à l'échelle de la rotation, en vue d'une modélisation d'accompagnement.

Remerciements

Le challenge de la modélisation déterministe de système AB a été relevé grâce à « un alignement de planètes » : (i) l'explicitation de la demande et l'engagement financier du PIREN-Seine, du département E&A de l'INRA (ii) la disponibilité de ressources intellectuelles et organisationnelles, que représentaient la version de recherche de STICS « pérennes » créée en s'appuyant sur des espèces à vocation énergétique, le projet CASDAR Variluz qui a permis de l'étendre à la luzerne, (iii) la formalisation du programme stratégique 2013/2017 de l'équipe projet STICS ; iv) le montage des projets ENBIO et ABAC.

Nous remercions les collègues de l'INRA. E. Venet, E. Gréhan, G. Grandeau, A. Teixeira, M. Ronsin, C. Dominiarczyk, F. Mahu, F. Bornet, O. Delfosse, P. Saulas, D. Le Floch, J.P. Pétraud, C. Montagnier, qui ont travaillé à la production des données du réseau ENBIO et de certaines des essais La Cage et DOK, ainsi que les collègues gestionnaires B. Rocourt et V. Dazin et du SDAR pour leur appui. Nous remercions les collègues de l'UMR Métis A. Azougui, B. Mercier, S. Bosc et A. Martinez pour leur travail sur le terrain et en laboratoire. Merci à M. Benoit qui, par sa thèse lors de la phase précédente du

PIREN-Seine, a contribué avec dynamisme au projet ABAC et à J. Berthou, lors d'un CDD d'ingénieur, a permis la continuité du projet. Enfin, nous remercions les animateurs du PIREN-Seine, entre autres, N. Flipo et A. Deloménie.

Nous remercions les agriculteurs et leurs conseillers agricoles des Hauts-de-France et Ile de de France pour leur accueil et leurs conseils, ainsi que la structure Agrotransfert Ressources et Territoires pour son animation. Nous sommes gré aux collègues gérant les essais La Cage de l'INRA de Versailles, Organic-Foulum de l'université d'Aarhus et de DOK-Thervil du FiBL d'avoir mis à disposition leurs données.

Nous remercions les membres de l'équipe projet STICS pour le travail sur la version de recherche « pérennes », entre autres, L. Strullu, D. Ripoché, P. Lecharpentier, S. Buis, F. Ferchaud, F. Levavasseur, A.I. Graux, J. Léonard, G. Louarn.

Enfin et surtout, nous exprimons notre reconnaissance pour la confiance de nos co-financeurs. Le projet ENBIO a bénéficié des financements de l'Agence de l'Eau Seine Normandie, du Ministère de l'Agriculture et de la Forêt (FCPR) et du PIREN-Seine pour le fonctionnement et 3/2 bourses de thèse et de l'INRA pour ½ bourse de thèse. Le projet ABAC, outre le soutien du PIREN-Seine, a bénéficié des financements de l'Agence de l'Eau Seine Normandie et de Eau-de Paris, ainsi que du DIM ASTREA (Région Ile-de-France) pour financement d'équipement et d'une bourse de thèse au cours de la phase précédent du PIREN-Seine.

Bibliographie

- Affholder, F., Scopel, E., Neto, J.M., Capillon, A. (2003). Diagnosis of the productivity gap using a crop model. methodology and case study of small-scale maize production in central Brazil. *Agronomie*, 23, 305-325. Agrimonde, 2009.
- Anglade J., Billen G., and Garnier J. (2015). Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* 6, 1–24.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T. & Tittel, C. (2015b) Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems*, 139, 82–92.
- Askegaard M., Olesen J.E., Rasmussen I.A., Kristensen K. (2011). Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 142, 149–160. doi:10.1016/j.agee.2011.04.014
- Autret B., Mary B., Chenu C., Balabane M., Girardin C., Bertrand M., Grandeau G., Beaudoin N. (2016). Alternative arable cropping systems: a key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 232, 150–164.
- Autret B. (2017). Quantification and modelling of carbon and nitrogen fate in alternative cropping systems experiments on the long term. Thèse de doctorat de l'UE et d l'Institut agronomique vétérinaire et forestier de France. 183 p +annexes.
- Autret B., Mary B., Gréhan E., Ferchaud F., Grandeau G., Rakotovololona L., Bertrand M., Beaudoin N. (2019). Can alternative cropping systems mitigate nitrogen losses and improve GHG balance? Results from a 19-yr experiment in Northern France. *GEODERMA*, 342, 20-33.
- Autret B., Mary B., Strullu L., Chlebowski F., Mäder P., Olesen J.O., Beaudoin N. (in press). Long-term trends in crop yield, nitrogen losses and GHG balance of organic cropping systems. *STOTEN*
- Balabane M. et al. (2005). Effets de systèmes de culture alternatifs sur les matières organiques et la structure des sols limoneux et approche du rôle fonctionnel de la diversité biologique des sols. Rapport Dmostra, GESSOL, A01494.
- Barataud F., Foissy D., Fiorelli J. L., Beaudoin N. and Billen G. (2015). Conversion of a conventional to an organic mixed dairy farming system: consequences in terms of N fluxes. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 39, 978-1002.
- Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Machet J.M. and Mary B. (2005). Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 111, 292-310.

- Beaudoin N., Launay M., Sauboua E., Ponsardin G., Mary B. (2008). Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment, *European Journal of Agronomy*, 29, 1, 46-57.
- Beaudoin N., Gallois N., Viennot P., Le Bas C., Puech T., Schott C., Mary B. (2016a). 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*.
- Beaudoin N., Launay M., Ripoche D., Buis S., Justes E., Ruget F., Jégo G., Garcia de Cortazar-Atauri I., Léonard J., Raynal H., de Noblet-Ducoudré N., Seguin B., Lescourret F., Aubertot J.N., Habets F., Jayet P.A., Gate P., Mary B. (2019). Modélisation du fonctionnement des agroécosystèmes : l'épopée STICS, in "une agronomie pour le XXI siècle", Richard G., Stengel P., Lemaire G., Cellier P., Valceschini E. Eds, Quae Eds, pp 128-149.
- Beaudoin et al., en préparation pour soumission à « *Journal of Environmental management* ». Long term responses of crop yield, soils and nitrate losses to best agricultural practices at the catchment scale.
- Benoit M., Garnier J., Anglade J., Billen G. (2014). Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 100(3):285– 299.
- Benoit, M., Garnier, J., Billen, G., Tournebize, J., Grehan, E. & Bruno, M. (2015) Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 213, 131–141.
- Benoit, M., Garnier, J., Beaudoin N., Billen, G. (2016). A participative network of organic and conventional crop farms in the Seine Basin (France) for evaluating nitrate leaching and yield performance". *Agricultural Systems*.
- Bergkvist, G., M. Stenberg, et al. (2011). "Clover cover crops under-sown in winter wheat increase yield of subsequent spring barley-Effect of N dose and companion grass." *Field Crops Research* 120(2): 292-298.
- Billen, G., Le Noë, J., Garnier, J. (2018). Two contrasted future scenarios for the French agro-food system. *Science of the Total Environment* 637–638: 695–705. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.043.
- Borgen S.K. – Lunde H.W. – Bakken L.R. – Bleken M.A. – Breland T.A. (2012). Nitrogen dynamics in stockless organic clover-grass and cereal rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92(3):363–378.
- Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N. Eds. (2009). Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. *INRA Science Update*, 297pp.
- Brisson N., Gate P., Gouache D., Charmet G., Oury F.X., Huard F. (2010). Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. *Field Crops Research* 119, 201-2012.
- Cadéro A., Vertés F., Ferchaud F., Beaudoin N., Chlébowski F., Graux A.I. (soumis). Aptitude de la version de STICS v680 à simuler la dynamique de la matière organique des sols de rotations culturales incluant des prairies. Actes du colloque des usagers de STICS 2020, Montpellier.
- Chlébowski F., Beaudoin N., Louarn G. (soumis). Modélisation de la repousse, de la fixation et du prélèvement en azote du sol du trèfle blanc et violet avec le modèle de culture STICS. Actes du colloque des usagers de STICS 2020, Montpellier.
- Chlébowski et al. (2017). Calibration et test de STICS en système de grande culture biologique. *Rapport PIREN-Seine*. 20 pp.
- Constantin J., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Fontaine A., Kerveillant P., Beaudoin N. (2010). Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agricult. Ecosys. Envir.*, volume 135, issue 4, pp 268-278.
- Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J. & Mary, B. (2012). Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147, 36–46.
- Coucheny E., Buis S., Launay M. Constantin J., Mary B., Garcia de Cortazar-Atauri I., Ripoche D., Beaudoin N., Ruget F., Andrianorisoa S., Le Bas C., Justes E., Léonard J. (2015). Environmental Modelling & Software. Accuracy, robustness and behavior of the STICS 8.2.2 soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. 64, 177-190
- Crews T.E., Peoples M.B. (2004) Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102: 279–297.
- Cruz, P., Theau, J.-P., Lecloux, E., Jouany, C., Duru, M. (2010). Functional typology of perennial forage grasses : a classification based on several characteristics. *Fourrages* 11–17.

- David, C., Jeuffroy, M.-H., Recous, S., Dorsainvil, F. (2004). Adaptation and assessment of the AZODYN model for managing the nitrogen fertilization of organic winter wheat. *European Journal of Agronomy* 24, 249-266.;
- De Klein, C., Novoa, R.S., Ogle, S., Smith, K.A., Rochette, P., Wirth, T.C., McConkey, B.G., Mosier, A., Rypdal, K., Walsh, M. & others (2006) N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, 4, 1–54
- De Schutter O. (2011). United Nation general Assembly Report on the right to food. Human rights council, sixteenth session, Agenda item 3, 20 December 2010.
- Desclaux, D., Ceccarelli, S., Colley, M., Navazio, J., Trouche, G., Aguirre, S., Weltzien, E., Lançon, J. (2012=). Chapter 6- Centralized or decentralized breeding: the potentials of participatory approaches for low-input and organic agriculture. In *Organic Crop Breeding - Edith T. Lammerts van Bueren and James R. Myers- Wiley-Blackwell*
- Doltra J., Laegdsmand M., Olesen J. (2011). Cereal yield and quality as affected by nitrogen availability in organic and conventional arable crop rotations: A combined modeling and experimental approach. *Europ. J. Agronomy* 34, 83-95.
- Eltun R, Korsæth A, Nordheim O. (2002). A comparison of environmental, soil fertility, yield, and economical effects in six cropping systems based on an 8-year experiment in Norway, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90: 155-168.
- FAO (2001) *Conservation Agriculture: Case Studies in Latin America and Africa*, Food & Agriculture Org.
- Falconnier G.N., Journet E.-P., Bedoussac L., Vermu A., Chlébowski F., Beaudoin N., Justes E. (2019). Calibration and evaluation of the STICS soil-crop model for faba bean to explain variability in yield and N₂ fixation. *Europ. J. Agronomy*, 104, 63-77
- Fan J., McConkey B., Wang H., Janzen H. (2016). « Root distribution by depth for temperate agricultural crops ». *Field Crops Research* 189 (mars):68-74. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.02.013>.
- Fontaine L., L. Fourrié, J.F. Garnier, M. Mangin, B. Colomb, M. Carof, A. Aveline, et al. (2012). Connaître, Caractériser et Évaluer Les Rotations En Systèmes de Grandes Cultures Biologiques. *Innovations Agronomiques*, 25, 27–40.
- Gabrielle B., Mary B., Roche R., Smith P., Gosse G. (2002). Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. *European Journal of Agronomy* 18: 107-120.
- Gac, A., Cariolle, M., Deltour, L., Dollé, J.B., Espagnol, S., Flénet, F., Guingand, N., Lagadec, S., Gall, L., l'Élevage, A., P.D.T. d'élevage et, Lellahi, A. Malaval, C., Ponchant, P., Tailleur, A. (2011) GES'TIM – des apports pour l'évaluation environnementale des activités agricoles.
- Garnier J., Ramarson A., Billen G., Théry S., Thiéry D., Thieu V., Minaudo C., Moatar F. (2018). Nutrient inputs and hydrology together determine biogeochemical status of the Loire River (France): current situation and possible future scenarios. *Science of the Total Environment*, 637–638 : 609–624. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.045
- Garnier J, Billen G., Legendre R., Riou Ph., Cugier Ph., Schapira M., Théry S., Thieu V., Menesguen A. (2019). Managing the Agri-Food System of Watersheds to Combat Coastal Eutrophication: A Land-to-Sea Modelling Approach to the French Coastal English Channel. *Geosciences* 2019, 9, 441; [doi:10.3390/geosciences9100441](https://doi.org/10.3390/geosciences9100441)
- Gautronneau Y. (1997). Une agriculture écologique pour des zones à enjeux environnementaux majeurs. *Le courrier de l'environnement de l'INRA* N°32.
- Jabloun M., Schelde K., Tao F., Olesen J.E. (2015). Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. *European Journal of Agronomy* 62, 55–64. [doi:10.1016/j.eja.2014.09.007](https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.09.007)
- Jeuffroy M.H., Baranger E., Carrouee B., de Chezelles E., Gosme M., Henault C., Schneider A., Cellier P. (2013). Nitrous oxide emissions from crop rotations including wheat, oilseed rape and dry peas. *Biogéosciences* 10, 3, 1787-1797.
- Jones J. et Porter J. (2013). Enjeux de la modélisation des cultures et défis planétaires. Exposé introductif à la journée d'hommage à Nadine Brisson., colloque INRA-AFA.
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Durr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Christine, Mary B., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchere V., Tournebize J., Savini I. & Rechauchère

- O. (2012) Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques.
- Knudsen, M.T., Meyer-Aurich, A., Olesen, J.E., Chirinda, N., Hermansen, J.E. (2014). Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations using a life cycle assessment approach. *J. Cleaner Production* 64, 609-618.
- Lammerts Van Buren E.T., Struik P.C., Jacobsen E. (2002). Ecological concepts in organic farming and their consequences for an organic crop ideotype. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 50, 1-26.
- Ledoux E., Gomez E., Monget J.M. et al. (2007) Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin: the STICS-MODCOU modelling chain. *STOTEN* 375: 33-47
- Leifeld J., Reiser R., Oberholzer H-R. (2009). Consequences of Conventional versus Organic farming on Soil Carbon: Results from a 27-Year Field Experiment, 2009. *Agronomy Journal*, 101: 1204-1218.
- Lord, E.I., Shepherd, M.A., (1993). Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *J. Soil Sci.* 44, 435-449.
- Lorin (2010). Guide des facteurs d'émissions. Version 6.1. Chapitre 2 – Facteurs associés à la consommation directe d'énergie. ADEME
- Mäder P., Fliessbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P. & Niggli U. (2002) Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296, 1694–1697.
- Mäder P., Hahn D., Dubois D., Gunst L., Alföldi T., Bergmann H., Oehme M., Amadò R., Schneider H., Graf U., Velimirov A., Fließbach A. & Niggli U. (2007) Wheat quality in organic and conventional farming: results of a 21 year field experiment. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 87, 1826–1835.
- Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M. (1999). Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soils using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science* , 50, 549-566.
- Mignolet C., Schott C., Benoit M. (2007) Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: methods for agronomic approaches on a regional scale. *STOTEN* 375: 13-32
- Mondelaers K., Aertsens J., VanHuylbroeck G. (2009). A meta-analysis of the difference in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*, 111: 1098-1119.
- Olesen J.E., Askegaard M. & Rasmussen I.A. (2000) Design of an organic farming crop-rotation experiment. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Plant Soil Science*, 50, 13–21.
- Olesen J.E., Askegaard M. & Rasmussen I.A. (2009) Winter cereal yields as affected by animal manure and green manure in organic arable farming. *European Journal of Agronomy*, 30, 119–128.
- Peyrard C., Mary B., Perrin P., Véricel G., Gréhan E., Justes E. & Léonard J. (2016). N₂O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 224, 145–156.
- Plaza-Bonilla D., Nolot J.-M., Raffaillac D., Justes E. (2015) Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212, 1–12.
- Poux X., Aubert P.M. (2018). An agro-ecological Europe : a desirable, credible option to adress food and environmental challenges. IDDRI, rapport de projet ANR-10-LABX-01.
- Prospective Agrimonde (2009): comment nourrir le monde en 2050 ? <http://www.inra.fr/Chercheurs-etudiants/Securite-alimentaire-mondiale/Tous-les-dossiers/Agrimonde-nourrir-le-monde-en-2050>.
- Pugesgaard, S., Petersen, S.O., Chirinda, N., Olesen, J.E. (2017). Crop residues as driver for N₂O emissions from a sandy loam soil. *Agric. Forest Met.* 233, 45–54.
- Quintana-Segui P, Le Moigne P, Durand Y et al. (2008) Analysis of near-surface atmospheric variables: validation of the SAFRAN analysis over France. *J Appl Meteorol Climatol* 47: 92-107.
- Rakotovololona, L. (2013). Etude de la variabilité interannuelle et inter-parcellaire des balances minérales (azote, phosphore et potassium) en système de culture biologique. Rapport de fin d'étude de l'Université d'Antananarivo. Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques. INRA, 51p+annexes.
- Rakotovololona L., Beaudoin N., Ronceux A., Venet E., Mary B. (2018). Driving factors of nitrate leaching in arable organic cropping systems in Northern France, *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 272, 38-51.
- Rakotovololona L. (2018). Quantification expérimentale et modélisation de la production, des flux d'eau et d'azote en systèmes de culture biologiques. Thèse de doctorat de l'institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech); 171 p +annexes.).

- Rochester I. J., Peoples M. B., Hulugalle N.R., Gault R.R., Constable G.A. (2001). Using legumes to enhance nitrogen fertility and improve soil condition in cotton cropping systems. *Field Crops Research* 70: 27-41.
- Ross S.M., Izaurralde R.C., Janzen H.H., Robertson J.A., McGill W.B. (2008). The nitrogen balance of three long-term agroecosystems on a boreal soil in western Canada, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127: 241-250.
- Saffih-Hdadi K., Mary B. (2008). Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. En ligne sur site *Soil Biology and Biochemistry* *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 594-607.
- Sans F.X., Berner A., Armengot L. & Mäder P. (2011) Tillage effects on weed communities in an organic winter wheat–sunflower–spelt cropping sequence. *Weed Research*, 51, 413–421.
- Sautereau N., Benoit M. et Saviny I. (2016). Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l’agriculture biologique ? Synthèse du rapport au MAFF, ITAB et INRA, 20 pp.
- Smith, L.G., Tarsitano, D., Topp, C.F.E., Jones, S.K., Gerrard, C.L., Pearce, B.D., Williams, A.G. and Watson, C.A. (2015). Predicting the effect of rotation design on N, P, K balances on organic farms using the NDICEA model. *Renewable Agriculture and Food Systems*. ISSN 1742-1705
- Strullu L., Beaudoin N., Garcia de Cortazar-Atauri I. and Mary B. (2014). Simulation of biomass and nitrogen dynamics in perennial organs and shoots of *Miscanthus × giganteus* using the STICS model. *BioEnergy Research* 7, 1253-1269
- Strullu L., Ferchaud F., Yates N. E., Shield I. F., Beaudoin N., García de Cortázar-Atauri I., Besnard A. and Mary B. (2015). Multisite yield gap analysis of *Miscanthus x giganteus* using the STICS model. *Bioenergy Research* 8, 1735-1749.
- Strullu L., Beaudoin N., Thiébeau P., Julier B., Mary B., Ruget F., Ripoche D., L Rakotovololona L., Louarn G. (2020). Simulation using the STICS model of C&N dynamics in alfalfa from sowing to crop destruction. *European Journal of Agronomy* 112, 125948
- Thieu V., Billen G., Garnier J., Benoît M. (2010). Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. *Regional Environmental Change*, DOI 10.1007/s10113-010-0142-4.
- Torstensson G., Aronsson H., Bergström L. (2006). Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal* 98: 603-615.
- Tuomisto H, Hodge I.D., Riordan P., Macdonald D.W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts?—a meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112:309–320.
- Vandenbergh C. (2016). Performance de l'indicateur Azote Potentiellement Lessivable pour l'évaluation de la gestion du nitrate en agriculture et du risque pour la qualité de l'eau. PhD thesis of Liège – Gembloux Agro-Bio Tech university, 222 p.
- Viaux P. (2016). Agriculture biologique et ressources naturelles: pas si simple (2016). *Agronomie, environnement et société*, 6, 89-91.
- Wells A.T., Chan K.Y., Cornish P.S. (2000). Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales; *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 80, 1-2: 47-60.
- Yin X., Beaudoin N., Ferchaud F., Mary B., Strullu L., Chlébowski F., Clivot H., Herre C., Duval J., Louarn G., (2020). Long term modelling of soil N mineralization and N fate using STICS in a 34-year crop rotation experiment. *Geoderma*, 357, 113956; DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.113956.
- Zuo, Qiang, Feng Jie, Renduo Zhang, et Lei Meng. 2004. « A Generalized Function of Wheat's Root Length Density Distributions ». *Vadose Zone Journal* 3 (1):271-77. <https://doi.org/10.2113/3.1.271>.

Annexes

Caractéristiques du réseau ABAC

Tableau 12.1a. Récapitulatif des parcelles étudiées en agriculture biologique (AB) et en agriculture conventionnelle (AC). Les numéros correspondent aux exploitations, en gris sont les essais expérimentaux. Les astérisques indiquent les systèmes mixtes.

	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017
AB						
AB1		9	9	9	9	9
AB2*	3	5	6	6	6	3
AB3			6	6	6	
AB4	5	8	8	8	9	6
AB5*		4	4	4	4	4
AB6		6	6	6	6	5
AB7			8	8	0	
AB8*			3	3	3	3
AB9*					6	6
Total AB	8	32	50	50	49	36
AC						
AC1		3	2	2	2	2
AC2			3	3	3	3
AC3*	1	2	2	2	2	1
AC4			3	3	3	
AC5			3	3	3	
AC6			3	3	3	3
AC7*		3	3	3	3	3
AC8			4	4	4	4
AC9			6	6	6	6
AC10*			1	1	1	1
AC11*					5	5
Total AC	1	8	30	30	35	28
	9	40	80	80	84	64

Tableau 12.1b. Caractéristiques du sol dans les régions étudiées en termes de textures (argile, sable), de carbone organique du sol, d'azote total, de densité apparente et de capacité de rétention en eau à la capacité au champ (WHC_{FC}).

Caractéristique unité	Profondeur (cm)	Oise	Orgeval	Voulzie	Yonne
Argile	0-30	24	21	20	19
g 100 g ⁻¹	30-60	27	23	24	24
	60-90	32	25	27	31
Sable	0-30	9	10	14	24
g 100 g ⁻¹	30-60	7	10	13	21
	60-90	8	10	16	22
Teneur en C	0-30	1.37	1.12	0.98	0.99
g 100 g ⁻¹	30-60	0.83	0.57	0.51	0.52
	60-90	0.52	0.46	0.39	0.35
Teneur total N	0-30	0.12	0.11	0.09	0.08
g 100 g ⁻¹	30-60	0.08	0.06	0.05	0.05
	60-90	0.05	0.05	0.05	0.03
Densité apparente	0-90	1.54	1.53	1.53	1.53
g cm ⁻³					
WHC_{FC} mm	0-90	199	199	173	168

Caractéristiques du Réseau ENBIO

Tableau 152.2a. Caractéristiques des fermes et des systèmes de culture du réseau ENBIO

code système	type	code rotation *	code sol **	nb de parc.	fréquence des cultures (%)						ferti. organiques	
					céréales hiver	céréales printemps	luzerne	Leg. à graine	toutes Leg.	cult. légumières	code ***	fréquence
CS01	grde cult.	S1	dL, dLp	3	44	33	22	0	44	0	F1	22
CS02	grde cult.	S1	dLp	3	44	22	22	11	56	0	F2	11
CS03	grde cult.	S1	dLp	4	33	33	17	0	33	17	F2	8
CS04	grde cult.	S2	dL	3	44	11	0	11	11	33	F2	89
CS05	poules+cult.	S2	dL	3	56	0	0	22	33	22	F2	67
CS06	grde cult.	S2	dL, dLp	3	22	0	0	0	11	67	F2	44
CS07	poules+cult.	S3	dL	3	33	0	11	0	22	56	F2	56
CS08	grde cult.	S3	dL	3	33	22	0	0	44	44	F2	56
CS09	laitier + cult	S1	sC	4	58	8	8	17	33	0	F1	33
CS10	laitier + cult	S2	dSL	3	78	11	0	0	11	11	F1	78
CS11	viande +cult	S1	dL, dLp	3	56	33	0	11	44	0	F1	56
Tous				35	46	16	7	7	31	23		47

* S1 = légumes & céréales ; S2 = céréales & luzerne ; S3 = légumes, céréales & luzerne ;

** dL: limon profond, dLp: limon profond & cailloux, sC: calcaire peu profond, dSL: limon sableux profond.

*** F1: engrais organiques avec C/N>10 (fumier, fumier composté); F2: engrais organiques avec C / N<10 (vinasse, fumier de volaille, mélange sang & plumes).

Tableau 162.2b. Caractéristiques physico-chimiques moyenne des sols du réseau ENBIO

sol	Type*	N	Horizon 0-30 cm					Profil du sol		
			Argile	CaCO ₃	pH	C tot.	N tot.	prof	Rcc	RU
			g kg ⁻¹	g kg ⁻¹		g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	cm	mm	mm
Limons profonds (dL, dLp, dSl)	moyenne	32	155	13	8.1	11.8	1.17	150	493	271
	Ecart type		22	20	0.1	1.3	0.12	0	34	19
rendzine calcaire (sC)		3	166	233	8.3	17.1	1.82	90	345	189

dL: limon profond, dLp: limon profond & cailloux, sC: calcaire peu profond, dSL: limon sableux profond.

Rcc = stock d'eau à la capacité au champ ; RU = réserve d'eau utile aux cultures.

Caractéristiques des sites expérimentaux de longue durée

Tableau 12.3a. Description des traitements des essais DOK et Foulum

	DOK à Thervil (CH)				Organic à Foulum (Dk)			
	CNMIN	CONFYM	NOFERT	BIOORG	C4-CC+IF	O4+CC-M	O2+CC-M	O2+CC+M
	CONV	CONV	AB	AB	CONV	AB	AB	AB
Rotation culturale	Maïs- Soja- Blé1- Pomme de terre- Maïs- Blé2- Trèfle1- Trèfle 2				Chanvre- Pois/Orge- Blé print.- avoine		Blé print- Pomme de terre – Orge Print- Raygrass/Trèfle	
Culture Intermédiaire	Différents mélanges de seigle, vesce, avoine, colza, tournesol, légumineuses, raygrass				/ Mélange de raygrass, chicorée, radis fourrager, trèfle, luzerne noire..			
Labour	annuel	annuel	annuel	annuel	annuel	annuel	annuel	annuel
Fertilisation (kg.Nha ⁻¹ an ⁻¹)	97	101	/	/	55	/	/	/
Apport Orga. (kg.Nha ⁻¹ an ⁻¹)	/	54	/	94	/	/	/	50

Tableau 12.3b. Caractéristiques de la couche arable utilisées dans STICS pour l'initialisation des sites DOK et Foulum, en 1977 (0-20 cm) et en 1996 (0-25 cm) respectivement

Treatment	DOK				Foulum				
	CONMIN	CONFYM	NOFERT	BIOORG	C4-CC+IF	O4+CC-M	O2+CC-M	O2+CC+M	
Texture class	Haplic Luvisol				Mollic Luvisol				
Argile	g kg ⁻¹	167	145	162	151	85	101	90	88
Limon	g kg ⁻¹	700	709	707	714	129	150	138	149
Sable	g kg ⁻¹	113	126	114	114	785	749	772	763
C Organique	g kg ⁻¹	16.2	15.2	18.1	16.7	21.4	24.2	21.5	23.9
Total N ^d	g kg ⁻¹	1.81	1.7	2.03	1.86	1.66	1.81	1.71	1.79
C:N ratio ^d		8.9	8.9	8.9	9	12.9	13.3	12.5	13.4
CaCO ₃	g kg ⁻¹	2.2	2.2	2.5	2.3	0	0	0	0
pH _{H2O}		6.18	6.29	6.21	6.3	6.45	6.43	6.59	6.5
Densité apparente	g cm ⁻³	1.32	1.32	1.32	1.31	1.42	1.42	1.42	1.42
WFC ^a	g kg ⁻¹	296	301	306	305	192	192	192	192
WPWP ^b	g kg ⁻¹	133	135	138	137	82	82	82	82
PAW ^c	mm	322	327	332	330	234	234	234	234

^a WFC: stock d'eau à capacité au champ

^b WPWP: stock 'eau au point de flétrissement permanent

^c PAW: réserve utile

^d N total calculé au DOK avec la teneur en C organique en 1977 et le rapport C/N de 2016

Tableau 12.3c. Description des traitements sur de l'essai « La Cage » de l'INRA Versailles. (CONV = conventionnel, BI = bas intrants, AC = Agriculture de Conservation, AB = Agriculture Biologique)

Traitements	CONV	BI	AC	AB
Rotation	Blé-pois-blé-colza	Blé-pois-blé-colza	Blé-pois-luzerne-luzerne-blé-colza	Blé-luzerne-luzerne-blé
Couvert végétal			Luzerne	
Labour	Tous les ans	Tous les 2 ans	Semis direct	3 années sur 4
Fertilisation azotée (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	143	114	104	10
Rendement blé (t ha ⁻¹ an ⁻¹)	9.7	8.9	6.7	5.4

Tableau 172.3d. Propriétés physiques et chimiques du sol à «La Cage» (couche 0-25 cm) mesurées au début de l'expérimentation en 1998. CON = conventionnel, LI = faible apport, CA = agriculture de conservation, ORG = agriculture biologique.

Système de culture	Bloc	Argile	limon fin	limon grossier	Sable fin	sable grossier	Org. C	Total N	CaCO ₃	pH _{H₂O}	CEC	
		<2 µm	2-20	20-50	50-200	200-2000						
							g kg ⁻¹					cmol+ kg ⁻¹
CON	1	184	175	413	205	25	9.9	1.01	2.5	7.55	12.35	
	2	171	202	408	195	25	9.3	0.92	0.83	7.4	11.55	
LI	1	153	178	329	291	49	11.55	1.18	0.67	7.45	12.6	
	2	165	197	432	184	23	9.15	0.93	0.5	7.05	10.1	
CA	1	150	173	303	312	64	11.05	1.12	0.83	7.35	11.3	
	2	174	186	404	213	25	9.55	0.97	0.83	7.35	11.15	
ORG	1	177	181	411	208	24	9.45	0.94	0.33	7.35	11.5	
	2	161	165	342	282	51	8.9	0.9	0.67	7.5	11.6	

Test de STICS sur le réseau ENBIO préalable à la « yield gap analysis »

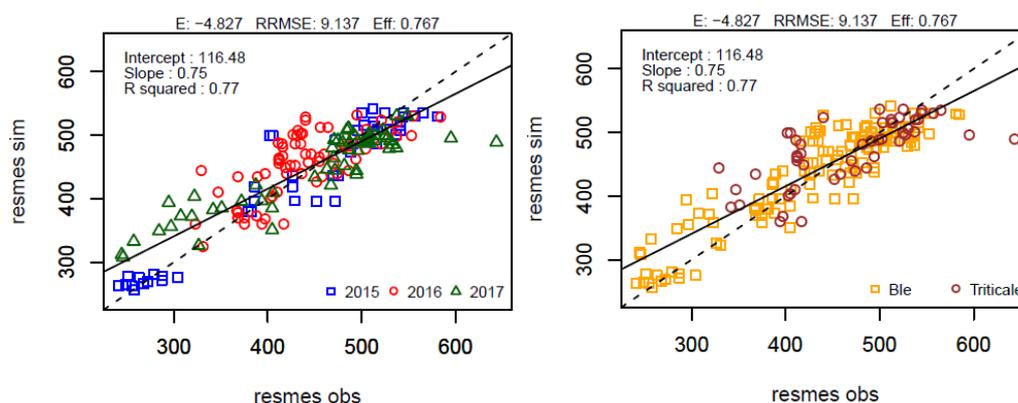


Figure 12.4a. Test de prédiction des stocks d'eau (resmes, en mm) simulés par rapport aux observations. A gauche détail des trois campagnes (2015, 2016 et 2017) et à droite détails des deux cultures (blé et triticale)

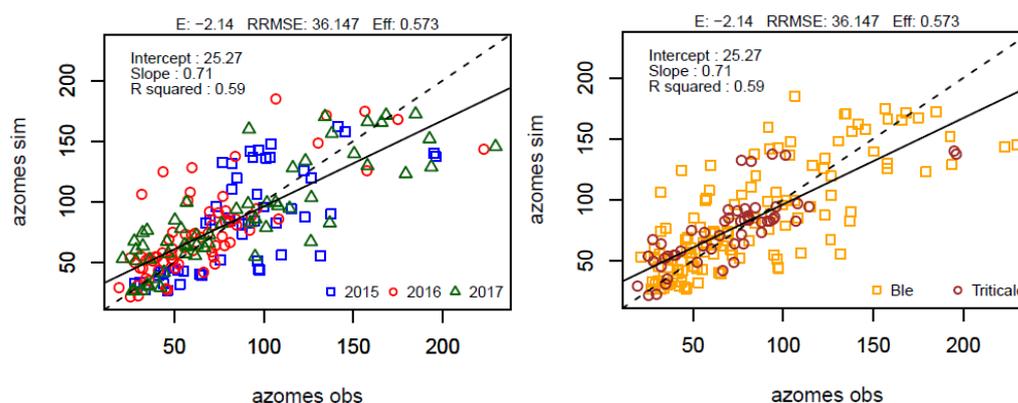


Figure 12.4b. Test de prédiction des stocks d'azote minéral (azomes, en kg N.ha⁻¹) simulés par rapport aux observations. A gauche détail des trois campagnes (2015, 2016 et 2017) et à droite détails des deux cultures (blé et triticale)

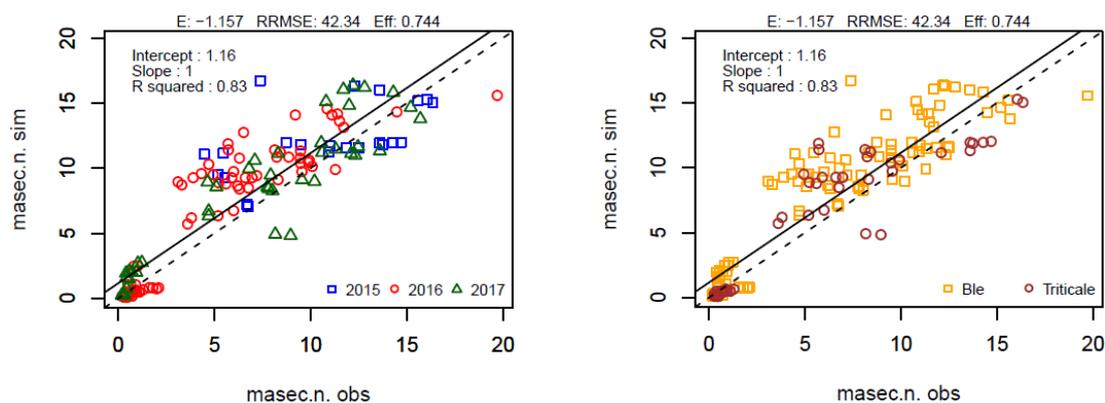


Figure 12.4c. Test de prédiction de la biomasse sèche aérienne ($mases.n.$, en $t MS.ha^{-1}$) simulée par rapport aux observations. A gauche détail des trois campagnes (2015, 2016 et 2017) et à droite détails des deux cultures (blé et triticale)

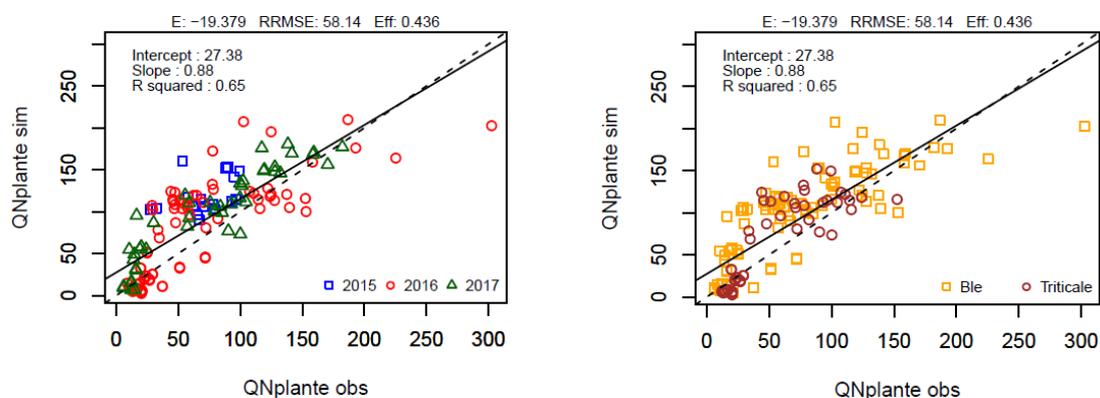


Figure 12.4d. Test de prédiction de la quantité d'azote dans la plante ($QNplante$, en $kg N.ha^{-1}$) simulée par rapport aux observations. A gauche détail des trois campagnes (2015, 2016 et 2017) et à droite détails des deux cultures (blé et triticale)

Test de STICS sur les données d'essais de longue durée DOK et Foulum

Tableau 12.5a. Test de la prédiction de la quantité d'azote minérale du sol ($kg N.ha^{-1}$) sur bases de données indépendante, sauf calibration de paramètres locaux vs traitement CONV (en italique). RMSE = écart quadratique moyen

Traitement	<i>CONMIN</i>	<i>CONFYM</i>	<i>NOFERT</i>	<i>BIOORG</i>	<i>C4-CC+IF</i>	<i>O4+CC-M</i>	<i>O2+CC-M</i>	<i>O2+CC+M</i>
n	116	119	42	118	74	17	53	57
X obs	47	56	56	50	42	9	16	23
X sim	24	30	25	28	24	8	18	19
Déviation moyenne	-23	-26	-31	-22	-17	-1	2	-4
RMSE total	36	40	48	40	48	9	38	44
RMSE systématique	31	33	44	32	43	7	32	40
RMSE aléatoire	20	23	21	24	22	5	20	17

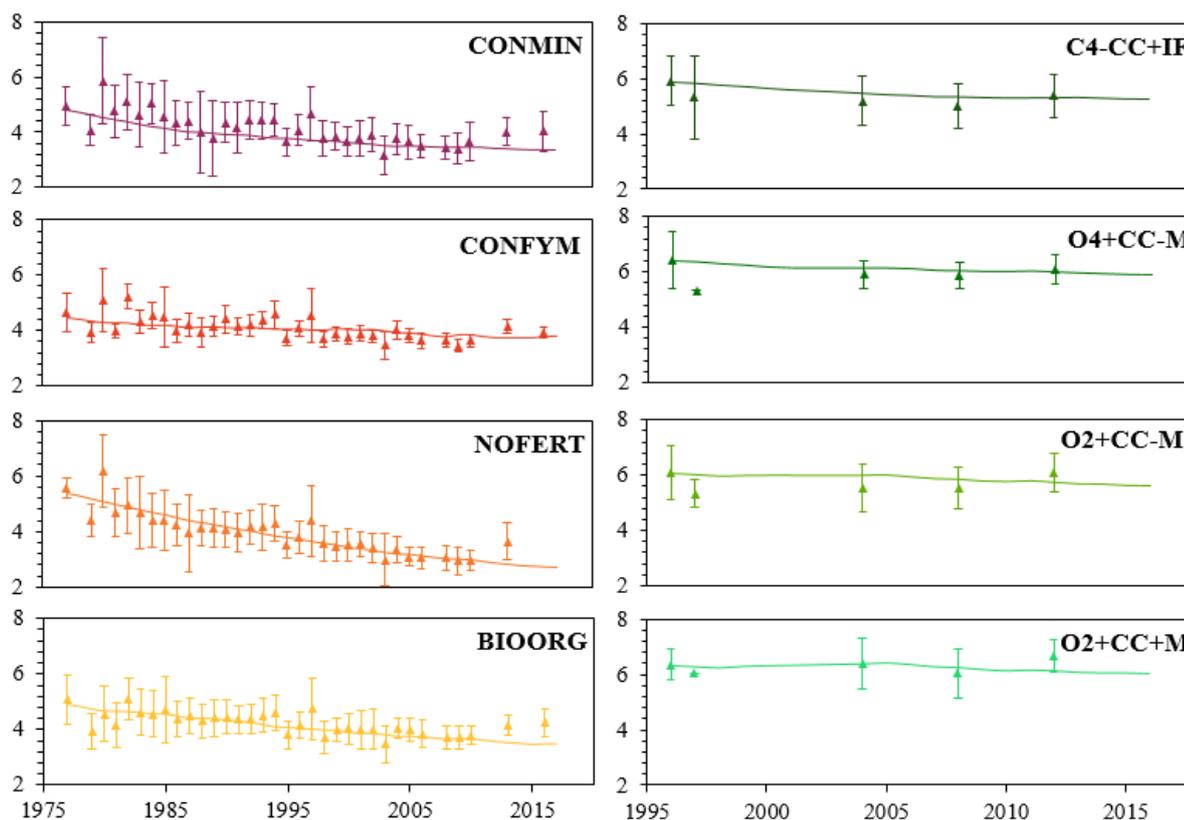


Figure 12.5b. Evolution des stocks d'azote (t N.ha⁻¹) mesurés et simulés sur les 4 traitements de DOK-Thervil (gauche) et de Organic-Foulum (droite)

Test de STICS sur une ferme du réseau ABAC

Rotation culturales simulées :

- Moutarde + Vesce en interculture | Féverole de printemps | Blé d'hiver + Trèfle blanc | Triticale
- Blé d'hiver + Trèfle blanc | Blé d'hiver + Trèfle blanc | Blé de printemps + Trèfle blanc
- Triticale + Trèfle violet | Trèfle violet | Blé d'hiver
- Blé d'hiver | Triticale | Avoine en interculture / Trèfle violet
- Avoine | Moutarde + Vesce en interculture | Féverole d'hiver | Blé d'hiver

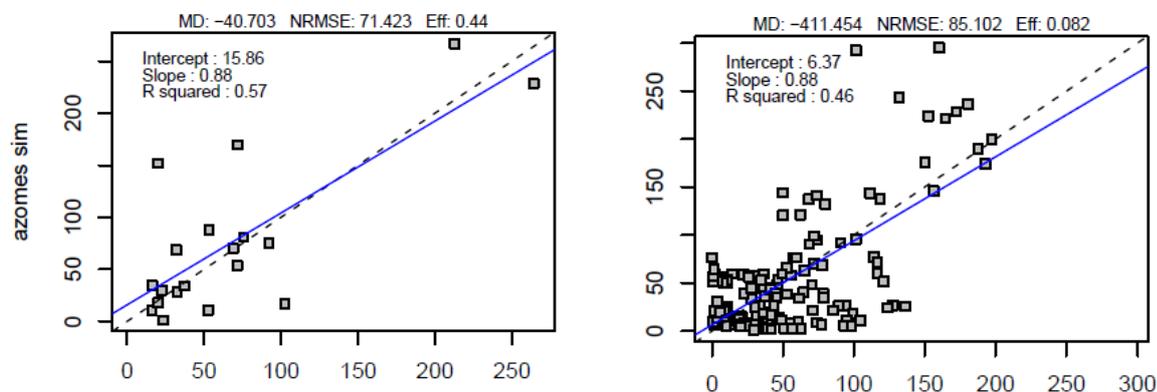


Figure 12.6. Comparaison des valeurs simulées par STICS (ordonnées) aux valeurs observées (abscisses) dans des exploitations AB de Seine et Marne suivies pendant 3 ans : à gauche, des stocks en azote nitrique (kg N-NO₃.ha⁻¹) ; à droite, des concentrations sous-racinaires d'azote nitrique (mg N-NO₃.L⁻¹)

Test de STICS sur le réseau ENBIO préalable à la simulation de scénarios

Tableau 12.7a. Caractéristiques culturales des cas-test

Parcelle	p02	p13	p36	p27	p31	p34
Localisation	Coucy (02)	Marcq en O. (59)	Rubempré (80)	Villotran (60)	La Neuville sur O. (60)	Rubempré (80)
Coordonnées	49°30 N ; 3°16 E	50°16 N ; 3°14 E	50°10 N ; 2°22 E	49°20 N ; 2°10 E	49°34 N ; 2°00 E	50°10 N ; 2°22 E
Précédent	féverole	pois	féverole	luzerne (2 ans)	luzerne (3 ans)	luzerne (3 ans)
Années récolte suivies						
B1	2015 - blé	2016 - blé	2015 - triticales	2016 - blé	2015 - épeautre	2015 - colza
B2	2016 - triticales	2017 - avoine	2016 - panais	2017 - triticales	2016 - épeautre	2016 - triticales
Gestion des résidus	exportés	restitués	restitués	exportés	exportés	restitués

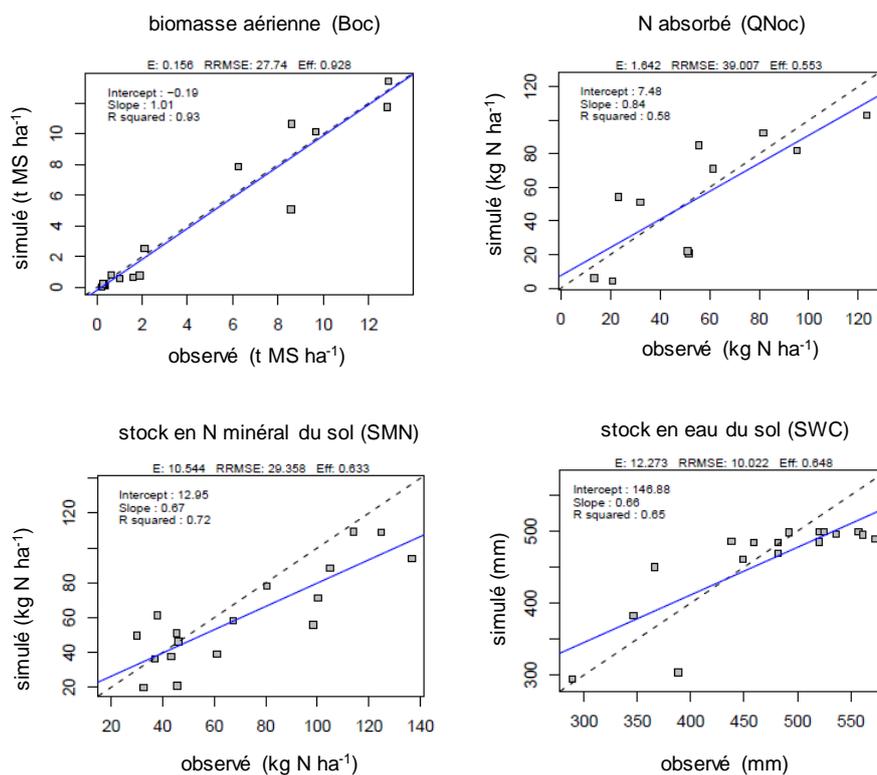


Figure 12.7b. Qualités prédictives du modèle STICS pour les cas-tests en situation réelle à l'échelle des parcelles-année. Boc = biomasse aérienne totale ($t MS \cdot ha^{-1}$) ; QNoc = quantité d'azote aérienne totale ($kg \cdot ha^{-1}$) ; SWC = stock en eau du sol

Le système-Alimentation-Excrétion de l’agglomération parisienne : verrouillage socio-technique autour d’un fonctionnement linéaire et scénarios de circularité

Fabien Esculier^{1,2*}, Sabine Barles³

¹ LEESU, AgroParisTech, École des Ponts ParisTech (ENPC), Université Paris-Est Créteil Val-de-Marne (UPEC). UMR MA-102.

² METIS, Sorbonne-Université, CNRS

³ Géographie-Cités, Université Paris I – Panthéon-Sorbonne

* fabien.esculier@enpc.fr

Résumé

Le système alimentation/excrétion désigne la façon dont les sociétés humaines s’organisent pour produire leur nourriture, s’alimenter et gérer les excréments qui en découlent. Dans l’agglomération parisienne, ce système a été de plus en plus circulaire au cours du XIX^e siècle, jusqu’à un maximum de circularité au tout début du XX^e siècle, avant qu’il ne se linéarise progressivement au cours du XX^e siècle. En ce début de XXI^e siècle, le système alimentation/excrétion parisien est essentiellement linéaire et encore relativement polluant. Son empreinte environnementale est exacerbée par un régime alimentaire très riche en protéines, majoritairement d’origine animale, et la non-consommation d’une part importante de la nourriture produite. Il n’apparaît donc pas soutenable. Or, depuis les années quatre-vingt-dix, une prise de conscience relative à l’urine a ré-émergé, principalement en Suède puis dans l’Europe scandinave et germanique. L’urine contient en effet les trois quarts des excréments azotés urbains et elle est salubre : après un simple stockage, elle peut être utilisée comme engrais agricole. Cette prise de conscience s’est traduite par de nombreuses réalisations et recherches autour de la séparation à la source de l’urine. Ce dispositif est actuellement le seul, dans le monde occidental, à avoir permis de nouveau la mise en œuvre de systèmes alimentation/excrétion circulaires. Pouvant être déclinée sous de multiples formes en fonction des contextes, la séparation à la source de l’urine bénéficie en France de conditions favorables à son développement, en dépit du verrouillage socio-technique autour du tout-à-l’égout. Dans des scénarios prospectifs, nous explorons ainsi la possibilité pour l’agglomération parisienne de retrouver en quelques décennies, l’extremum de circularité qu’elle avait connu à la Belle Époque. Les acteurs de ce territoire pourraient alors parvenir, à un régime soutenable de leur système alimentation/excrétion.

Points clefs

- Le système alimentation-excrétion de l’agglomération parisienne est aujourd’hui caractérisé par une très forte linéarité.
- Il n’en a pas toujours été ainsi, et un maximum de circularité a été atteint au début du XX^e siècle quand les excréments humains étaient encore considérés comme ressources plutôt que déchets.
- Un scénario de retour à la circularité du système alimentation-excrétion, basé sur la récupération à la source de l’urine humaine semble réalisable.

Pour citer cet article : Esculier, F, et Barles, S, *Le système-Alimentation-Excrétion de l’agglomération parisienne : verrouillage socio-technique autour d’un fonctionnement linéaire et scénarios de circularité*, dans *Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : passé, présent et futurs possibles*, Billen et al. (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 1, 2019.

Sommaire

Introduction.....	72
1. Le cadre spatial et temporel	72
2. Méthode	73
3. Période 1800-1905 : Gestion circulaire orienté ressource	75
3.1. Intention sans réalisation (1800-1868).....	75
3.2. Un mutualisme efficace (1868-1905).....	77
4. Période 1905-2019 : Gestion linéaire orientée déchet	79
4.1. Le sacrifice de la Seine (1905-1968).....	79
4.2. Traitement de la pollution par destruction de la ressource (1968-2019).....	81
4.3. Le système Alimentation-excrétion actuel de l’agglomération parisienne (2014).....	83
5. Scénarios futurs du système alimentation-excrétion.....	86
5.1. Verrouillage socio-technique et opportunités de changement	86
5.2. Atteindre la circularité par la séparation à la source	87
5.3. Flux d’azote du système alimentation-excrétion dans le scénario Circularité	88
6. Conclusion	92
Bibliographie.....	93

Introduction

Les toilettes à chasse d'eau sont aujourd'hui si profondément enracinées dans le mode de vie occidental que peu d'attention est accordée au sort de nos excréments quotidiens. Cependant, les problèmes écologiques majeurs auxquels a conduit le modèle de développement des pays occidentaux (eutrophisation, changement climatique, perte de biodiversité - pour ne citer que trois transgressions majeures des frontières planétaires, Steffen et al 2015) incitent à une remise en cause générale de ce mode de vie, et la gestion des excréments humains, ou plus généralement, l'organisation du système alimentation-excrétion ne peut échapper pas à cette réflexion.

La gestion des excréments humains a été analysée en détail pour Paris lors d'études précédentes menées dans le cadre du programme PIREN-Seine. Il a été démontré que les déchets et les eaux usées sont des "inventions" récentes du XXe siècle (Barles, 2005) et que l'économie linéaire qui caractérise le système actuel survient après une période de mutualisme dans laquelle les déchets urbains étaient considérés comme une matière précieuse pour l'industrie et l'agriculture.

Dans ce rapport (synthétisant principalement un chapitre (Esculier & Barles, 2019) de l'ouvrage collectif *The Seine River Basin*, Flipo, Labadie & Lestel, 2019 et certains chapitres de la thèse de Fabien Esculier (Esculier, 2018)), nous chercherons à donner une perspective à long terme de la gestion des excréments humains dans l'agglomération parisienne, en établissant un pont entre les études historiques et la «réinvention» actuelle des méthodes de gestion alternative. La trajectoire socio-écologique de ce territoire (Fischer-Kowalski & Haberl, 2007) sera retracée sur la base d'une analyse des flux de d'azote et de phosphore, en vue de caractériser deux aspects de la gestion des excréments humains : la circularité vs la linéarité et la pollution. La circularité est définie par la proportion d'excréments humains, telle que reflétée dans les flux massifs de N et de P, qui retourne aux terres agricoles. La linéarité est le contraire de la circularité: elle est définie comme la proportion d'excréments humains qui ne retourne pas sur les terres agricoles. Les quantités d'éléments issues d'excréments humains sont définies ici comme une pollution si elles sont rejetées sous une forme réactive dans l'environnement.

1. Le cadre spatial et temporel

Le cadre temporel de notre reconstitution historique de la gestion des excréments humains est la période 1800-2019. Cela permet de comprendre l'évolution de la trajectoire des flux de N et P, depuis la recherche de la circularité (XIXe siècle) jusqu'à la linéarité. En ce qui concerne l'approche prospective, le cadre temporel est 2020–2100. Étant donné le rythme caractéristique auquel la gestion des excréments humains a changé au cours des siècles passés, ce cadre temporel permet de se projeter dans de nouveaux régimes socio-écologiques concernant la gestion des excréments humains.

Le cadre géographique est celui de l'agglomération parisienne. Nous suivons la définition actuelle de l'unité urbaine donnée par l'INSEE: sa caractéristique principale est que la distance entre deux bâtiments ne dépasse pas 200 m. Au cours des deux derniers siècles, le périmètre de l'agglomération parisienne a donc beaucoup varié (Fig. 1).

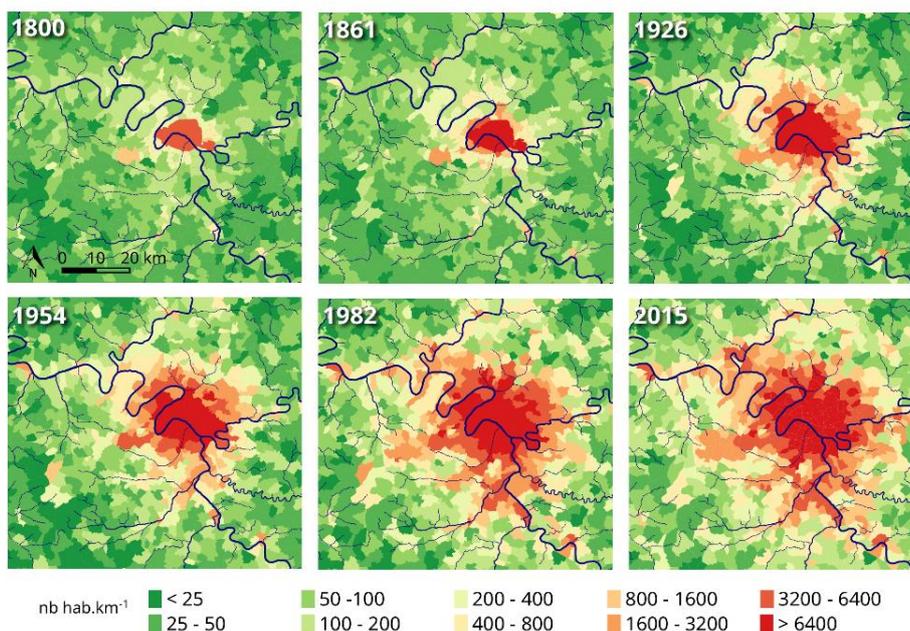


Figure 1. Densité de population des communes de l'agglomération parisienne (1800, 1861, 1926, 1954, 1982 et 2015). Les périmètres municipaux pour les six dates sont basés sur les périmètres municipaux de l'année 2000. Crédit: Sylvain Théry & Michel Meybeck.

L'agglomération parisienne a été incluse dans les limites administratives de Paris au début du XIXe siècle, avec une population d'environ 575 000 habitants au XIXe siècle. En 1860, les limites administratives de Paris ont été étendues aux villages voisins. La population de la ville est ainsi multipliée par trois et atteint environ 1 750 000 habitants dans les années 1860. Dans les années 1920, l'agglomération s'étend aux villes avoisinantes du département de la Seine et un tiers de sa population se situe en dehors de Paris: la population a été ainsi multipliée par 2,5 et comptait environ 4 550 000 habitants. Dans les années 1950, la population avait atteint environ 5 600 000 habitants, dont la moitié à Paris et la moitié dans les 123 villes environnantes formant trois nouvelles unités administratives en 1968 (Hauts-de-Seine, Val-de-Marne et Seine-Saint-Denis). En 2015, l'INSEE considère que l'agglomération parisienne compte 432 communes. La ville de Paris représente environ un cinquième de cette agglomération d'environ 10 700 000 habitants.

2. Méthode

Pour chaque décennie entre 1800 et 2010, nous avons estimé le degré de circularité de la gestion des excréments humains, c'est-à-dire la proportion de N et de P dans les excréments humains renvoyée aux terres agricoles. Quatre paramètres ont été définis dans cet objectif:

- 1) N-DEC est le taux de recyclage, calculé en termes de N, des excréments humains collectés au moyen d'un dispositif décentralisé, généralement un puisard, et restitués sur des terres agricoles.
- 2) P-DEC est identique à N-DEC calculé en termes de P
- 3) N-CENT est le taux de recyclage, calculé en N, des excréments humains collectés via un dispositif centralisé, à savoir un égout.
- 4) P-CENT est identique à N-CENT calculé en fonction de P.

Ces taux de recyclage sont multipliés par la proportion de personnes raccordées à un égout (paramètre SEWER) ou à un dispositif décentralisé (déduit du paramètre SEWER) pour obtenir la proportion globale de N et de P recyclés dans l'agglomération parisienne. À l'exception de la dénitrification dans les

stations de traitement des eaux usées et de l'incinération des boues, tout N et P non recyclé en agriculture est considéré comme transféré sous forme réactive au sol, au sous-sol, à l'air ou aux eaux de surface et est donc considéré comme une pollution.

Le paramètre SEWER est calculé pour la ville de Paris sur la base de données statistiques municipales [Annuaire statistique de la Ville de Paris]. Entre les années 1870 et 1910, le nombre de parisiens raccordés à l'égout via un dispositif de filtrage appelé tinette filtrante a été estimé (Jacquemet, 1979), et considéré comme un système combiné centralisé et décentralisé. En dehors de la ville de Paris, le paramètre SEWER a été augmenté linéairement de 0% dans les années 1890 à 33% dans les années 1940 (Bellanger, 2010) et extrapolé en tenant compte de l'évolution historique de la gestion des eaux usées (Rocher & Azimi, 2017), pour atteindre un taux de raccordement total de 98% estimé dans les années 2010 (Esculier et al, 2018). Jusque dans les années 1940, nous avons considéré que la population raccordée des banlieues était équitablement répartie entre les branchements au réseau d'égout principal de l'agglomération parisienne et à un réseau d'égouts de banlieue indépendant (Carré et al, 2017).

Diverses données (Vincey, 1910 ; Rocher & Azimi, 2017 ; Carré et al, 2017; Esculier 2018), ont permis d'estimer la proportion de quatre devenir différents de N et de P lorsqu'ils sont collectés à l'égout:

(i) rejet direct dans une rivière : dans ce cas, il a été considéré que $N / P \text{ CENT} = 0\%$ et que tout l'N et le P entraînent une pollution des eaux de surface ; (ii) champs d'irrigation : dans ce cas, il a été considéré que $N / P\text{-CENT} = 100\%$ puisque tous les N et P sont alors répartis sur les champs ; (iii) Station d'épuration des eaux usées avec épandage de boues dans les champs : $N / P\text{-CENT}$ est calculé par la proportion de N et de P contenue dans les boues. Le P restant est rejeté dans une rivière sous forme de pollution. L'azote restant est soit rejeté dans une rivière sous forme de pollution, soit dénitrifié dans l'atmosphère sous forme non réactive N_2 . Malgré leur importance en termes d'effet de gaz à effet de serre et leur niveau d'émission élevé dans les stations d'épuration des eaux usées de Paris, les émissions de N_2O n'ont pas été spécifiquement estimées dans cette étude car les différentes formes de N réactif ne sont pas distinguées ; (iv) stations d'épuration avec incinération de boues : dans ce cas, $N / P\text{-CENT} = 0\%$. En fonction de l'efficacité du traitement, une proportion de N et de P est rejetée dans une rivière sous forme de pollution; le reste de N est considéré comme pénétrant dans l'atmosphère sous forme non réactive. N_2 et P non rejetés dans la rivière sont contenus dans les cendres et sont généralement utilisés comme matériaux de construction, entraînant une perte du potentiel de fertilisation de P.

Pour les ménages non raccordés à un égout, nous avons basé nos calculs sur le fait que 90% de N et 65% de P sont excrétés par l'urine et le reste par les matières fécales (Esculier 2018).

N-DEC et P-DEC ont été calculés comme suit:

(i) L'excrétion de N de la population a été tirée des données sur l'alimentation N (Le Noë et al, 2018) auxquelles une diminution de 20% a été appliquée pour tenir compte des aliments non ingérés. La multiplication par la population totale donne alors la quantité totale de N contenue dans les excréments. Le N-DEC est calculé sur la base de la quantité totale et de la teneur en N des excréments collectés et du rendement des procédés de traitement. Le N-DEC a été estimé à 0% pour la période écoulée depuis les années 1980.

(ii) La teneur en P des produits issus de la gestion du puisard n'est pas disponible dans les études précédentes. Le taux de recyclage de P doit être supérieur au taux de recyclage de N, car celui-ci ne précipite pas et est généralement perdu par émissions de NH_3 dans beaucoup de procédés de traitement, alors que le P reste dans les phases solide et liquide (Paulet, 1853). Par conséquent, la meilleure estimation possible de P-DEC a été choisie comme la valeur médiane entre N-DEC et le taux de recyclage des excréments calculé en volume.

L'incertitude sur la plupart des données est difficile à quantifier. Il est considéré comme élevé pour les données relatives à la gestion décentralisée et à la gestion des eaux usées dans la banlieue parisienne jusqu'aux années 1960.

3. Période 1800-1905 : Gestion circulaire orienté ressource

3.1. Intention sans réalisation (1800-1868)

Au début du XIXe siècle, nos chiffres montrent des taux de circularité extrêmement faibles dans la gestion des excréments humains: 4% pour le N et 8% pour le P dans les années 1800. Le reste de N et de P est principalement perdu à trois stades différents: (i) juste après l'excrétion si les excréments ne sont pas stockés pour la collecte, (ii) pendant le stockage et (iii) pendant le processus de traitement.

Certains excréments humains sont abandonnés dans les espaces publics et privés, même si cette pratique était interdite depuis des siècles - sans succès - et la construction de fosses d'aisances pour chaque maison était obligatoire avant le XVIe siècle (Paulet, 1853). Lorsque les excréments humains sont stockés dans des fosses d'aisances, très peu d'entre eux sont finalement collectés, car les fuites entraînent un transfert dans le sol et les eaux souterraines. L'étanchéité des fosses d'aisance est pour la première fois l'objet d'un décret en 1809 (Paulet, 1853). Les fuites d'excrétats ont probablement diminué alors, mais en 1858, des concentrations énormes, comprises entre 29 et 300 mg N / L, étaient encore signalées dans les eaux souterraines (Boussingault, 1858).

Outre celle de la collecte, l'inefficacité des processus de traitement des excréments humains sont une cause majeure du faible recyclage. Au XVIIIe siècle, les autorités parisiennes exigent un stockage de 3 ans des excréments humains avant leur épandage sur les terres agricoles, afin de garantir la salubrité. De nombreux agriculteurs ont été poursuivis en justice pour avoir épandu des excréments directement sur leurs terres (Paulet, 1853). A partir de 1781, les vidanges doivent être transportées dans une seule installation appelée la voirie de Montfaucon (Fig. 2). Le processus de séchage mis en place en 1787 par Jacques Bridet a créé un engrais très apprécié appelé poudrette, où les nutriments sont fortement concentrés. Mais l'efficacité globale de rétention dans la poudrette des nutriments contenus dans les vidanges était très faible: on estime que 90% de l'N est perdu au cours du processus (Paulet, 1853).

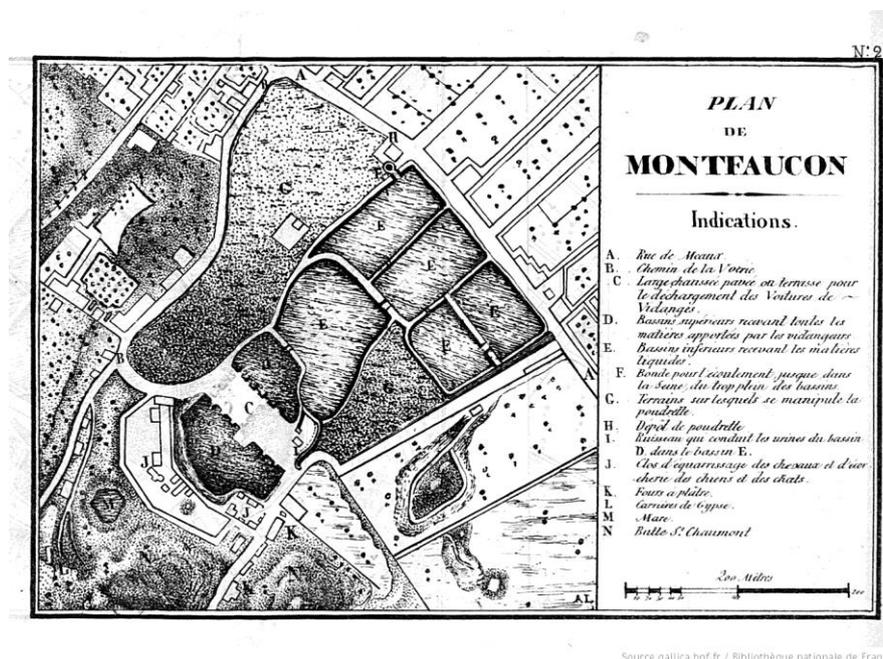


Figure 2. Plan de la Voirie de Montfaucon au début du XIXe (Source: Perrot, M. Impressions de voyage – Montfaucon. Paris, chez l'éditeur – 1840. Credit : Gallica).

Cependant, entre les années 1800 et 1860, interviennent des changements majeurs et de nombreuses innovations en matière de gestion des excréments humains, dans un contexte de révolution industrielle et de

multiplication par trois de la population urbaine. L'étanchéité des fosses d'aisance augmente l'efficacité de la collecte, mais parallèlement, le développement de la distribution d'eau entraîne la collecte de volumes d'eau usées plus importants et plus dilués. La collecte de vidanges par habitant est multipliée par cinq entre le XIXe siècle et le début des années 1860 et le total des volumes collectés est multiplié par 15. De nouvelles techniques de stockage apparaissent, telles que la fosse mobile où les vidanges ne sont plus puisées dans une fosse d'aisance mais stockées directement dans un baril, collecté avec son contenu (Fig. 3).



Figure 3. Collecte de vidange dans une fosse mobile en 1820 (Détail. Musée d'hygiène de la ville de Paris. Credit: Jacques Boyer / Roger-Viollet)

En ce qui concerne les modes de traitement des excréments et d'extraction des nutriments, de nombreuses innovations font aussi leur apparition. En 1820, par exemple, Joseph Donat se voit décerner une médaille de la Société royale et centrale de l'agriculture (connue aujourd'hui sous le nom d'Académie d'agriculture de France) pour sa proposition de mélanger la partie liquide des excréments avec un matériau absorbant afin d'obtenir un concentré pouvant servir d'engrais (Héricart de Thury, 1820). Certaines de ces améliorations techniques ont été mises en œuvre dans les installations de traitement de Bondy (10 km en amont de Paris, le long du canal de l'Ourcq) où, en 1852, sont produits, outre 10 000 m³ de poudrette traditionnelle, trois autres produits obtenus par extraction d'N de la phase liquide: 8 t de muriate d'ammonium muriate (NH₄Cl), de 40 t d'alcali volatil (NH₄OH) et de 835 t de sulfate d'ammonium ((NH₄)₂SO₄), principalement expédiés en Angleterre (Beaudemoulin, 1853).

La combinaison de ces diverses améliorations n'entraîne pas de changement radical dans la circularité globale de la gestion des excréments humains. Bien que le recyclage du N ait été multiplié par deux entre les années 1800 et 1850, la circulation totale de N dans les excréments des parisiens n'excède toujours pas 10%.

Un changement majeur apparaît cependant avec l'extension des égouts, qui passent d'une longueur totale de 20 km à la fin du XVIIIe siècle à 40 km en 1831 et à 168 km en 1858. Leur objectif initial était principalement de collecter l'eau de pluie et l'eau des fontaines des rues. Dans la première moitié du XIXe siècle, les maisons n'étaient pas raccordées aux égouts: peu d'entre elles étaient alimentées en eau courante et le déversement d'excréments humains dans les égouts était considéré à la fois comme peu hygiénique et comme un gaspillage d'une ressource précieuse, il était donc interdit. Mais cela change radicalement au milieu du siècle. Au fur et à mesure que l'approvisionnement en eau courante domestique augmente, le rejet direct d'eau usée domestique dans les rues devient de moins en moins acceptable. En 1852, l'évacuation des eaux ménagères (ce que l'on appelle maintenant les eaux grises) dans les égouts devient obligatoire et la desserte de Paris par les égouts devient générale. Dans les années 1860, la longueur totale des égouts avoisine les 600 km (Barles, 2007).

La combinaison d'une forte augmentation du volume des eaux usées, de la prolongation des égouts et de la dégradation de la qualité de la Seine en raison du rejet des eaux usées amène les ingénieurs à envisager une autre technique de gestion des excréments humains. Les toilettes à chasse d'eau pourraient être

associées au transport d'excréments humains dans les égouts et à l'épandage de l'eau riche en engrais dans les stations d'épuration, technique déjà utilisée à l'étranger (Mille & Durand-Claye, 1869). En 1868, les ingénieurs Adolphe Mille et Alfred Durand-Claye obtiennent l'autorisation de tester les eaux usées d'épandage dans les champs de Gennevilliers. Bien que la gestion par voie sèche des excréments humains ait été menée à des fins de circularité, ses résultats pratiques n'ont abouti en pratique qu'à un faible degré de circularité ; c'est la gestion par voie humide qui va inverser la tendance.

3.2. Un mutualisme efficace (1868-1905)

De l'avis de leurs partisans, les premières expériences d'épandage d'eaux usées sur des terres agricoles ont été couronnées de succès. La communauté des adeptes de l'épandage d'égouts s'est agrandie, malgré de nombreux opposants: des médecins qui craignaient une propagation généralisée des maladies, des fabricants d'engrais soumis à la concurrence, des propriétaires d'immeubles craignant les coûts de raccordement à l'égout, les municipalités les eaux usées sur leurs terres et bien sûr les vidangeurs de fosses qui pourraient voir leur activité disparaître (Jacquemet, 1979). Lors du congrès international sur l'hygiène organisé à Genève en 1882, les médecins et les hygiénistes français figuraient parmi les seules personnes à exprimer leurs craintes concernant le mélange d'excréments humains avec les eaux usées. Londres avait déjà lancé des égouts combinés en 1858 et Berlin l'avait rendue obligatoire en 1874 (Bellanger, 2010).

Le problème de la gestion des excréments par voie sèche devenait également de plus en plus aigu. Entre 1868 et 1885, la population avait augmenté de 30% et les volumes à collecter de 50%. Les vidanges devenaient de plus en plus diluées et de moins en moins faciles à convertir en engrais. Alors que Londres avait mis en place des toilettes à chasse d'eau et des égouts unitaires sans épandage d'eaux usées sur des terres agricoles, la circularité était considérée comme une condition sine qua non pour l'adoption de toilettes à chasse d'eau raccordées à un égout à Paris, car il fallait protéger la Seine et recycler les excréments humains. Une solution intermédiaire adoptée à Paris mérite d'être mentionnée: la tinette filante (Fig. 4). Il s'agissait d'un dispositif de filtrage installé sur un tuyau de descente. Il offrait la commodité d'avoir à la maison des toilettes à chasse d'eau avec la possibilité de recycler la matière organique. Les tinettes filtrantes présentaient deux défauts majeurs: elles étaient sujettes au colmatage, entraînant des débordements; ils retenaient principalement des matières solides, telles que des matières fécales ou du papier, mais laissaient probablement une grande partie de l'azote contenu dans l'urine s'écouler dans les égouts puis dans la rivière. Néanmoins, dans les années 1880, les tinettes filtrantes équipaient jusqu'à 18% des bâtiments à Paris.

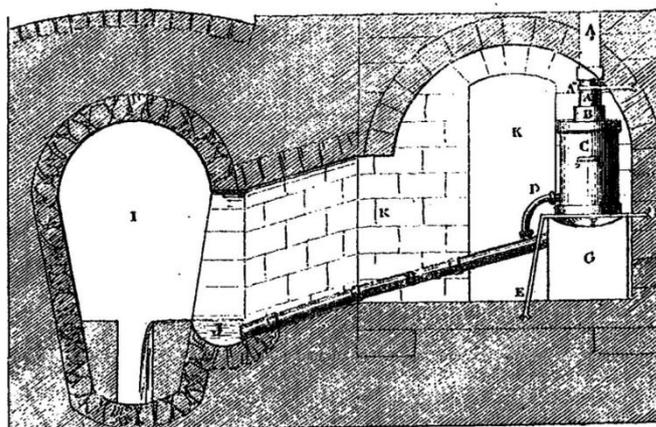


Figure 4. Schéma d'une tinette filtrante. Les solides sont retenus dans le tonneau (C), tandis que les liquides s'écoulent vers l'égout (I). (Credit: Gallica)

La collecte des excréments humains dans les égouts ainsi que l'épandage sur les champs ont finalement été mises en pratique dans les années 1880. Le raccordement des maisons aux égouts a été rendu facultatif en 1885 et obligatoire après la loi de 1894 sur le «tout-à-l'égout». Cette loi stipulait l'obligation

pour toutes les maisons desservies par le réseau d'égouts de décharger leurs excréments dans les égouts dans un délai de trois ans (Fig. 5). Le taux de connexion a augmenté mais pas aussi rapidement que prévu en raison de diverses oppositions. Il y avait moins de 1% de connexions dans les années 1880, 10% en 1895 et déjà 55% en 1905 (Fig. 8).

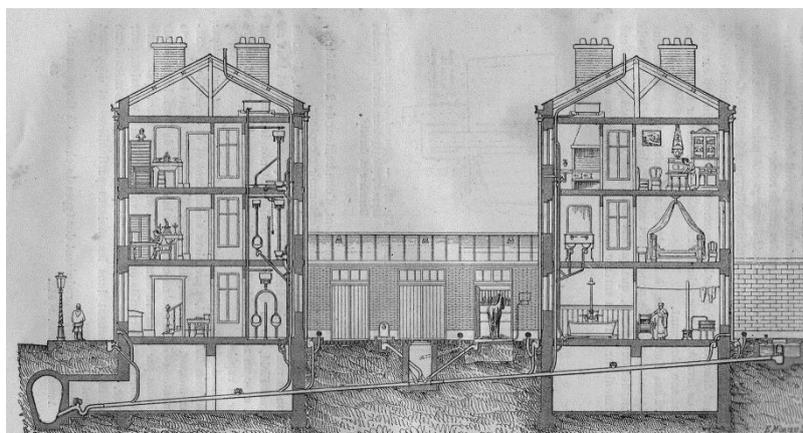


Figure 5. Raccordement des maisons au 'tout à l'égout' 1880s (Arnould, 1889)



Figure 6. Ferme des boues (Credit: SIAAP)

En quelques décennies, Paris passe de la collecte à sec des excréments humains à une collecte prédominante dans les égouts. Les exploitations d'épuration des eaux d'égout augmentent, couvrant 5000 hectares au cours des années 1900 (Fig. 6). Au cours de cette décennie, la proportion moyenne d'eaux usées épandues sur les sols agricoles s'élève à 74%. Les égouts collectent davantage d'eau en raison de l'augmentation de la population et de la consommation d'eau, mais également de plus de matières organiques et d'éléments nutritifs en raison de la connexion des toilettes à l'égout. Beaucoup moins d'eaux usées sont directement déversées dans le fleuve. En termes de circularité, la situation change aussi radicalement. L'efficacité du recyclage de la collecte et du traitement à sec (N-DEC) augmente régulièrement mais lentement depuis le début du XIXe siècle. Grâce aux améliorations apportées aux techniques de collecte et de traitement des boues, le N-DEC est multiplié par quatre, mais reste toujours inférieur à 20% au début du XXe siècle. En revanche, l'épandage des eaux usées se développe rapidement: 10 ans après la loi du tout-à-égout, plus de 70% des eaux d'égout de Paris sont effectivement épandues sur des terres agricoles, ce qui représente près de 50% du recyclage de l'azote total (Fig. 7).

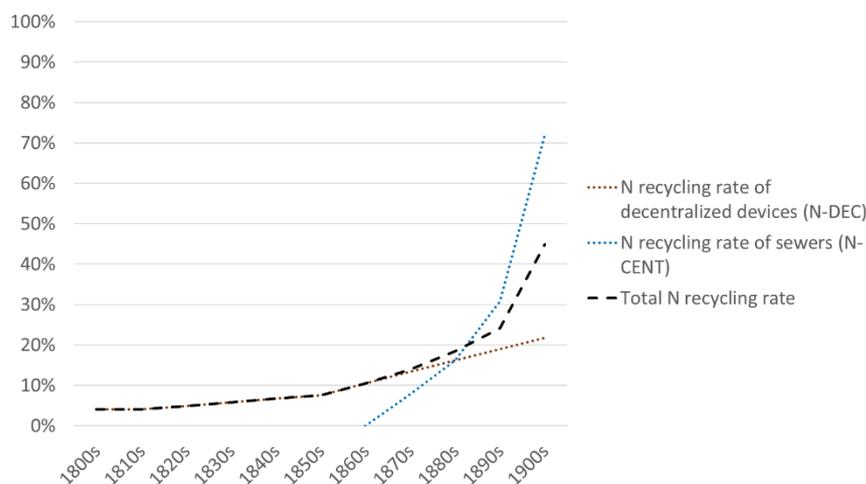


Figure 7. Taux de recyclage de l'azote à Paris au XIXe siècle: N-DEC (collecte décentralisée), N-CENT (collecte par les égouts) et taux total de recyclage.

Alors que la période 1800-1868 a été marquée par une intention de circularité qui a échoué dans la pratique, la période 1868-1905 se caractérise par un changement rapide de la circularité principalement dû à l'augmentation des taux de connexion des toilettes aux égouts et à la mise en place de fermes d'épandage de surfaces adaptées. Henri Baudrillart affirmait en 1888 que «toute la population doit son bien-être à cette profonde métamorphose».

4. Période 1905-2019 : Gestion linéaire orientée déchet

4.1. Le sacrifice de la Seine (1905-1968)

La transformation de la gestion des excréments humains de Paris vers un système circulaire efficace n'a mis que quelques décennies à se mettre en place, entre 1890 et 1910. Cette circularité, qui atteint son maximum dans les années 1900 ne se maintiendra cependant pas au cours du XXe siècle.

La découverte des gisements fossiles de N ou de P, puis celle du procédé Haber-Bosch et le développement de l'industrie des engrais chimiques, rendent les engrais urbains de moins en moins attractifs pour l'agriculture (Barles & Lestel, 2007). L'épandage des eaux usées nécessite de grandes surfaces et les avantages de la production agricole ne couvrent pas les coûts d'épandage : dans les années 1900, les coûts opérationnels étaient plus de dix fois supérieurs aux revenus des fermes d'épandages (Barles 2007). A la même époque, la population parisienne commence à se stabiliser, contrairement à la population de l'agglomération. Pour gérer les eaux usées de banlieue, les fermes d'épandage doivent être agrandies. Au début de la Première Guerre mondiale, la plupart des projets ont été interrompus: par la suite, les surfaces d'épandage n'ont pas été étendues, leur apogée étant atteinte en 1906. Entre temps, les toilettes à chasse d'eau ont été adoptées par l'ensemble de la population. L'opposition aux égouts des propriétaires de maison dans la seconde moitié du XIXe siècle, est totalement balayée par la demande des ménages en matière de toilettes et d'égouts. Après Paris, les toilettes à chasse d'eau se généralisent dans les banlieues (Fig. 8).

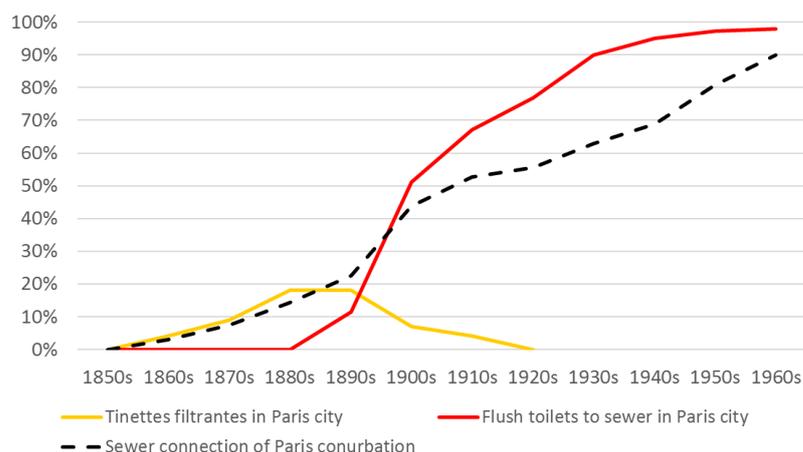


Figure 8. Taux de connexion des toilettes au système d'égout entre 1850 et 1960 à Paris et dans l'agglomération parisienne.

En 1905, le Conseil général de la Seine autorise le test du traitement bactérien intensif des eaux usées. Les excréments humains et les eaux usées sont de moins en moins considérés comme une ressource et acquièrent le nouveau statut de déchets. Le Schéma général d'assainissement de la Seine, adopté en 1929, adhère à ce point de vue et promeut les stations d'épuration des eaux usées comme moyen privilégié d'assainissement. La relation sanitaire vis-à-vis des excréments humains domine alors et Pierre Koch, du Conseil supérieur de la santé publique français, déclare en 1933 que «les eaux usées doivent être détruites» (Barles, 2005). L'irrigation des eaux usées marque le pas, mais le traitement intensif des eaux usées ne la relaye pas encore. La circularité commencée à diminuer et la pollution à augmenter. Alors que les milieux récepteurs étaient répartis entre les sols, les eaux souterraines, les rivières et l'air au XIXe siècle, la collecte d'excréments humains dans les égouts entraîne au début du XXe siècle une pollution concentrée dans les eaux de surface. La première grande station d'épuration, Achères, ne commencera à fonctionner qu'en 1940 et sa taille est largement insuffisante pour une population de plus de 5 millions d'habitants dans les années 1950 (Fig. 9). Jusqu'aux années 1960, moins de 20% des excréments humains sont traités dans cette station d'épuration. Entre les années 1940 et les années 1960, plus de 50% de tous les excréments humains de l'agglomération parisienne sont directement rejetés dans les rivières via les égouts (Fig. 10).



Figure 9. Station d'épuration d'Achères dans les années 1960 (Credit: Barles collection)

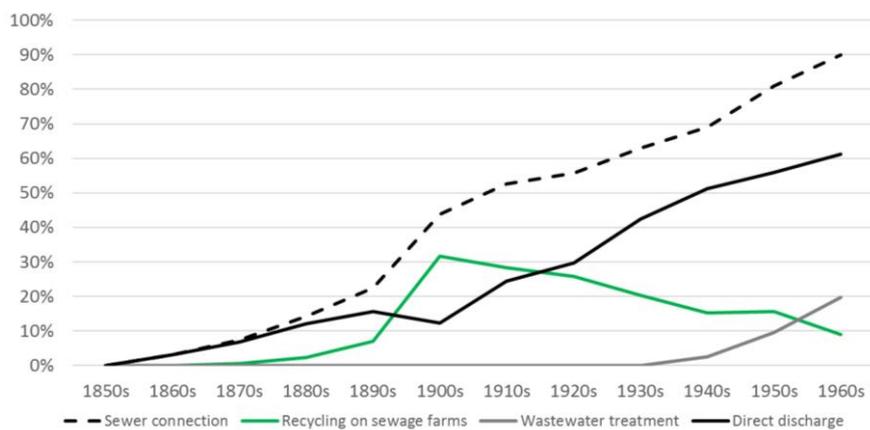


Figure 10. Connexion à l’égout de la population de l’agglomération parisienne, et proportion des excréments recycle dans les fermes d’épandage, rejetées directement à la rivière ou traitée en station d’épuration, entre 1850 et 1960.

Cette situation conduit à la «mort biologique» de la Seine, avec moins de 3 mgO_{2/l} L d’oxygène, de Paris à l’estuaire, en été à la fin des années 1960. La circularité avait dépassé 40% dans les années 1900. Dans les années 1960, elle retombe à 10%, le même niveau que dans les années 1860 (Fig. 11).



Figure 11. Taux de recyclage de l’azote dans l’agglomération parisienne (1860–1960)

4.2. Traitement de la pollution par destruction de la ressource (1968-2019)

Les préoccupations concernant la qualité de l’eau des rivières montent en puissance après la Seconde Guerre mondiale, à une époque où l’augmentation de la population parisienne s’accélère et où la Seine est en état de mort biologique. Les années 60 marquent un tournant dans la pollution du fleuve: la loi nationale sur l’eau a été promulguée en 1964, préconisant la restauration de la qualité des eaux de surface. En 1968, l’agglomération parisienne adopte un plan général de gestion des eaux usées visant à traiter toutes les eaux usées produites par l’agglomération. Plusieurs décennies seront nécessaires pour atteindre l’objectif principal de ce plan (Fig. 12).



Figure 12. Le dernier événement majeur du XXe siècle de mortalité de poissons dans la Seine parisienne lié aux rejets d'eaux usées. Juillet 1994, Bougival (Credit: DRIEE-IF/Service Police de l'Eau)

À cette époque, le traitement des eaux usées est uniquement axé sur la réduction de la pollution organique (C). L'élimination de l'N et du P dans la première station d'épuration était assez faible (moins de 10% d'élimination pour l'N). Entre les années 1970 et 1990, les niveaux d'oxygène s'améliorent, mais la pollution azotée et phosphorée continue de s'accroître en raison d'un traitement insuffisant et d'une population en croissance constante (Rocher & Azimi, 2017). Même si les boues d'épuration restent principalement épandues sur des terres agricoles, le traitement des eaux usées renforce la linéarité de la gestion des excréments humains car très peu d'azote et de phosphore sont effectivement récupérés dans les boues. Les fermes d'épandage continuent de disparaître. De plus, la contamination des eaux usées due au mélange des excréments humains avec les eaux domestiques, les eaux industrielles et les eaux de pluie devient un sujet de préoccupation. Dans les années 2000, des niveaux élevés de contamination par les métaux sont découverts dans toutes les terres agricoles sur lesquelles ont été épandues des eaux usées, et l'épandage direct des eaux usées est interdit.

La pollution azotée et phosphorée commence à être abordée avec la Convention de Paris de 1978 (devenue ensuite convention OSPAR en 1992) et avec la Directive européenne sur le traitement des eaux urbaines résiduaires (DERU) en 1991. Le transfert de N et P des excréments de Paris via la Seine et la Manche vers les pays voisins ont amené ces pays en 1981 à demander une réduction par deux de la charge en N et P délivrée par le bassin de la Seine à l'horizon 1995 (recommandation PARCOM 88/2). De même, la DERU exige l'élimination de 70% de l'N et de 80% du P des eaux usées à l'échéance 1998. En 2013, 25 ans après la recommandation PARCOM et 15 ans après la date limite de la DERU, le traitement de l'N et du P des eaux de l'agglomération parisienne est enfin mis en place.

Cependant, dans ce nouveau système de gestion des excréments humains, la circularité n'est pas la préoccupation dominante. Le traitement de l'azote, comme celui du C, conduit à l'éliminer vers l'atmosphère. La dénitrification consiste en effet en la conversion de l'azote réactif en la forme non réactive N_2 , l'exact contraire du procédé Haber-Bosch. D'une part, les engrais chimiques azotés sont fabriqués à partir de N_2 en utilisant d'importantes quantités de combustibles fossiles. D'autre part, l'N humain contenu dans les excréments est converti en N_2 au prix également d'importantes quantités de combustibles fossiles. L'empreinte N de Paris et du monde industriel en général est donc considérée comme non durable (Esculier et al, 2018). Aujourd'hui, un tiers des excréments de l'agglomération parisienne est encore rejeté dans les rivières, principalement sous forme de nitrates. Deux nouvelles formes de pollution apparaissent également: les émissions gazeuses d'oxyde nitreux (N_2O) dans le processus de traitement et les nitrites (NO_2^-) rejetés dans la rivière. Le taux de recyclage global de l'azote humain à Paris est aujourd'hui de 5%, valeur identique à celle des méthodes de gestion inefficace de la gestion des déchets secs du début du XIXe siècle.

La situation de P est ambiguë. Puisqu'il est possible de fixer P dans les boues par précipitation, le traitement de la pollution par P peut simultanément entraîner une augmentation du recyclage de P. Cependant, à Paris, l'incinération des boues a été progressivement mise en place dans la nouvelle station d'épuration. Le P contenu dans les cendres n'est pas valorisé comme il le pourrait et, dans les années 2010, un taux remarquable de récupération de 84% du P dans les stations d'épuration ne conduit qu'à un taux de recyclage de 40%, principalement en raison de l'incinération des boues (Esculier et al, 2018) (figure 13).

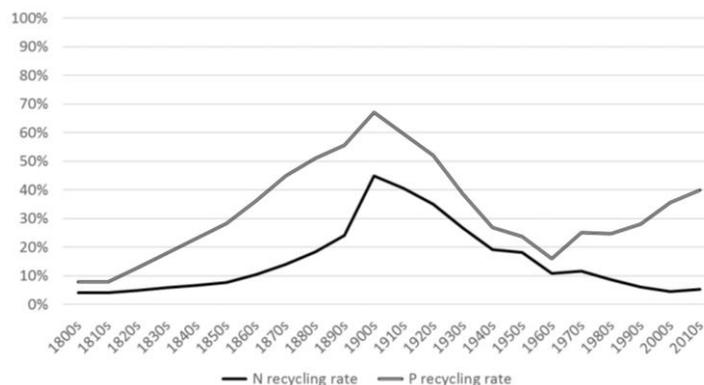


Figure 13. Taux global de recyclage de l'azote et du phosphore des excréments humains de l'agglomération parisienne (1800–2010).

4.3. Le système Alimentation-excrétion actuel de l'agglomération parisienne (2014)

Compte tenu de ce qui vient d'être exposé, une vision systémique du système alimentation excrétion de l'agglomération parisienne peut être proposée sur la base des flux d'azote et de phosphore qui en caractérisent le fonctionnement (Figure 14) (Esculier et al. 2018a,b).

Le régime alimentaire des habitants de l'agglomération parisienne est constitué pour deux tiers d'azote et de phosphore d'origine animale. Or les systèmes agricoles de production de nourriture d'origine animale alimentant Paris sont beaucoup plus impactants que les systèmes de production végétale. Ainsi, le tiers du régime alimentaire, constitué de produits végétaux, provient majoritairement de 150 m² de cultures céréalières du bassin parisien tandis que les systèmes de production animale sont constitués de 500 m² de cultures de soja en Amérique du Sud, 2.000 m² de prairies (principalement dans le grand est) et 2.000 m² de cultures fourragères (principalement dans le Grand Ouest et le Grand Est).

L'utilisation majoritaire d'engrais chimiques d'azotés induit une consommation totale de 21 kg d'azote par personne et par an, à 90% destinés à la production animale, pour seulement 5 kg d'azote réellement ingéré par habitant au final.

L'empreinte environnementale mesurée en termes de flux polluants d'azote est également très contrastée : 0,4 kg d'azote par personne et par an pour les systèmes de production végétale (principalement sous forme de nitrates lessivés vers l'hydrosystème) contre plus de 17 kg d'azote par personne et par an pour les systèmes de production animale (principalement nitrates et émissions gazeuses d'ammoniac). Ces impacts sont désormais presque tous externalisés c'est-à-dire que les impacts environnementaux de l'empreinte biogéochimique du métabolisme des parisiens ont des retombées directes très faibles sur le territoire même de l'agglomération parisienne et se situent à d'autres échelles que celle du territoire urbain (export de nutriments vers les nappes ou vers les rivières et la mer, émissions d'ammoniac sur les territoires agricoles, émissions de gaz contribuant à l'effet de serre au niveau mondial, etc.). Cette externalisation rend difficile l'appréhension, pour le citoyen, de son empreinte environnementale.

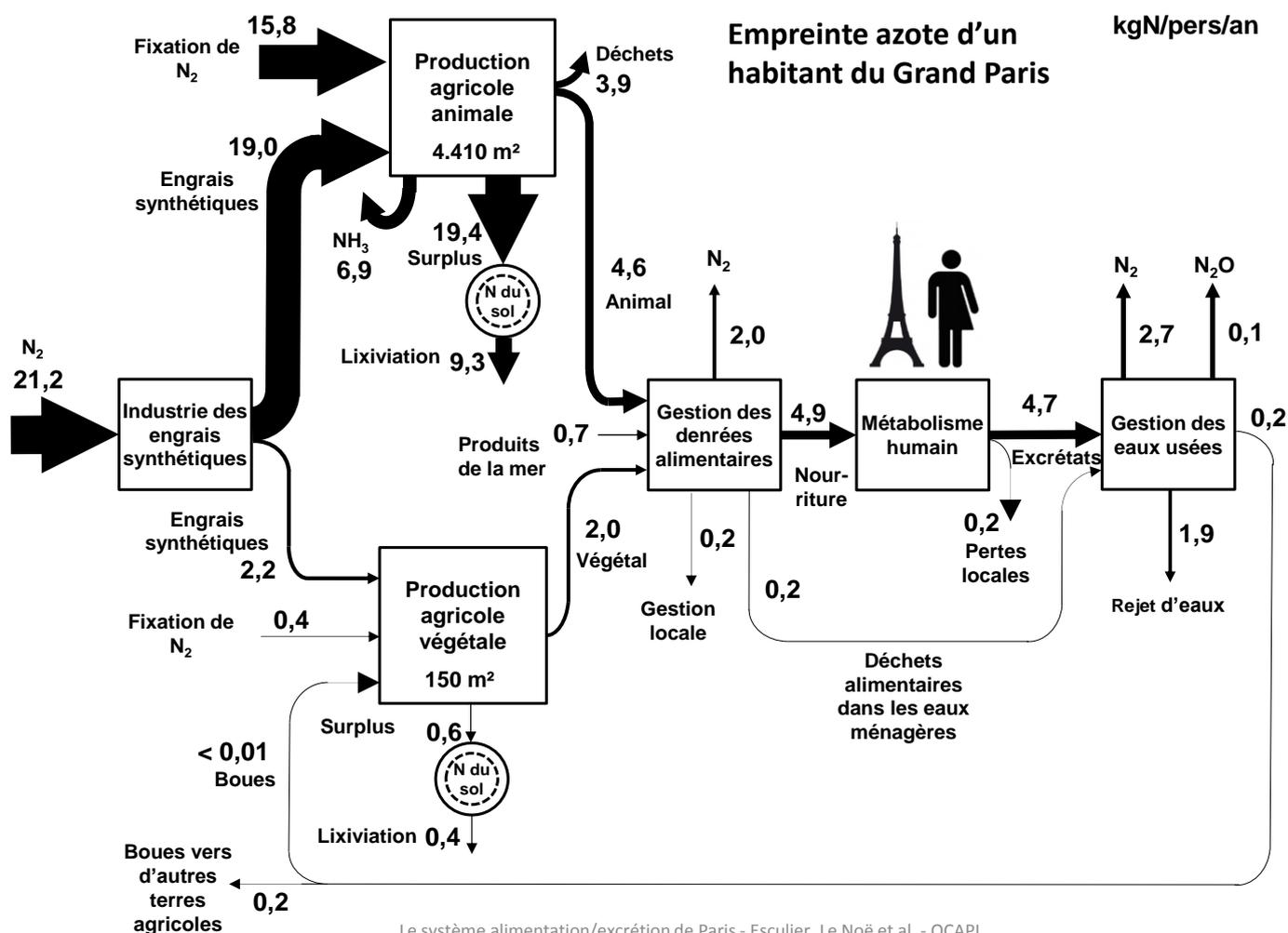


Figure 14. Flux d'azote associés au système alimentation/excrétion des habitants de l'agglomération parisienne en 2013. (flux en kgN/hab/an) (Esculier et al, 2018)

De l'autre côté du système alimentation/excrétion, la gestion des déchets alimentaires, et celle des excréments est critique en ce qui concerne le caractère circulaire ou linéaire du système dans son ensemble. La figure 15 représente la gestion actuelle des déchets alimentaires, où domine très largement la filière d'incinération.

kgN/cap/y

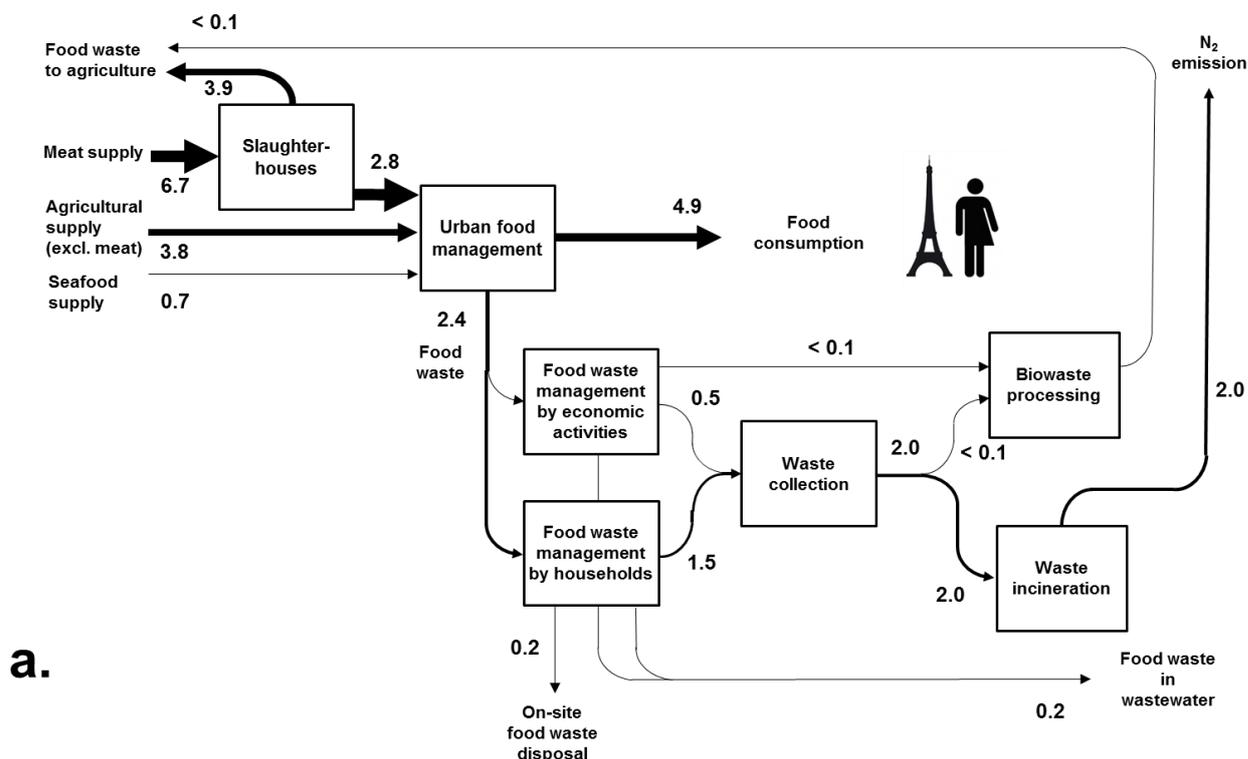


Figure 15 : Flux d’azote liés à la gestion des déchets alimentaires d’un habitant de l’agglomération parisienne. Les flux sont exprimés en kgN par habitant et par an.

kgN/cap/y

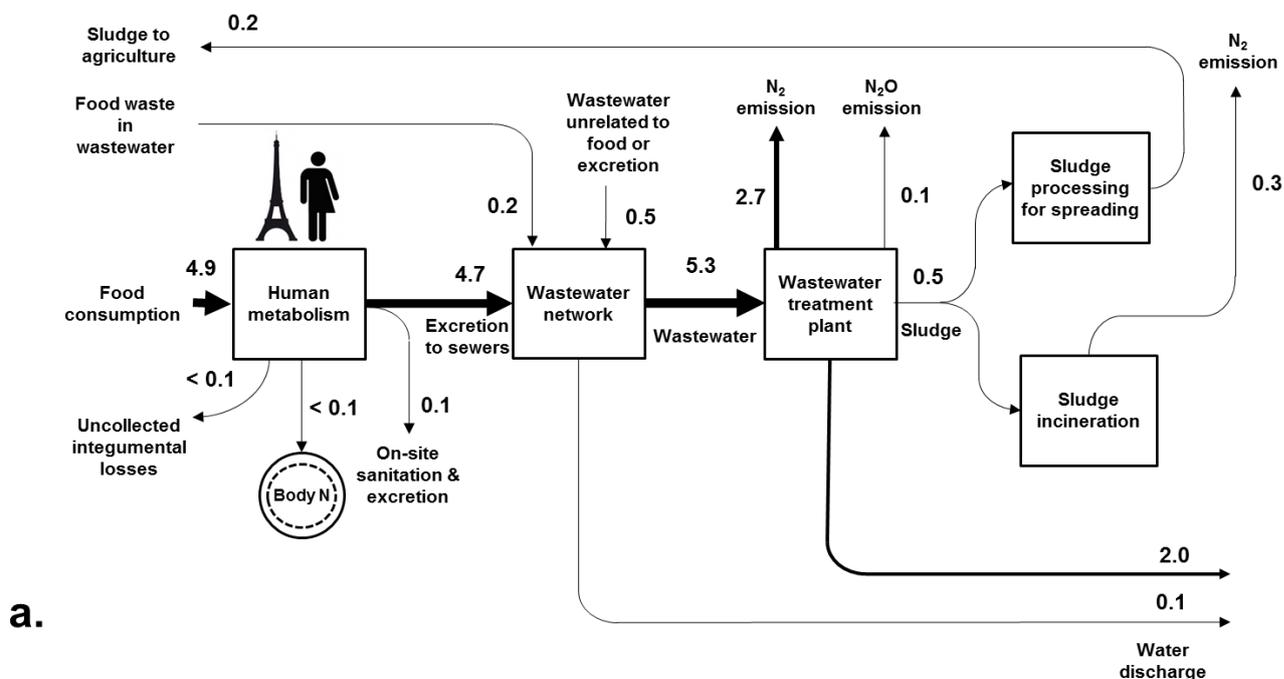


Figure 16 : Flux d’azote liés à la gestion des excréments d’un habitant de l’agglomération parisienne. Les flux sont exprimés en kgN par habitant et par an.

De même la figure 16 détaille la gestion des excréments humains où le triptyque toilette à chasse d'eau – égout – station d'épuration représente la norme qui conduit à un fonctionnement essentiellement linéaire (5% de recyclage de l'azote) même si la pollution occasionnée est relativement limitée (1,9 kg d'azote par personne et par an rejetés en rivière et 0,1 kg dans l'atmosphère sous forme de N₂O) par rapport à celle engendrée par l'activité agricole.

5. Scénarios futurs du système alimentation-excrétion

5.1. Verrouillage socio-technique et opportunités de changement

L'adoption progressive de la combinaison «toilettes à chasse d'eau-égouts – station d'épuration des eaux usées» depuis la fin du XIXe siècle a créé un verrouillage socio-technique autour de la gestion des excréments humains. Le confort moderne est associé à la déconnexion de la population vis-à-vis de ses excréments et à la consommation de grandes quantités d'eau. S'agissant de la gestion des excréments humains, le débat s'est progressivement déplacé de la meilleure gestion possible des excréments eux-mêmes vers la gestion des eaux usées mixtes, puis vers la gestion des boues et enfin vers la gestion des cendres provenant de boues incinérées (Esculier, 2018). La pollution des cours d'eau par les nutriments n'a été abordée que très récemment et le bon état de la Seine n'a toujours pas été atteint en aval de la station d'épuration des eaux usées de Paris. La circularité n'a été que très récemment conceptualisée comme un objectif possible de la gestion des excréments humains au XXIe siècle (Esculier, 2018).

Compte tenu de ce verrouillage socio-technique, la progression la moins perturbante serait la transformation des stations d'épuration des eaux usées en installations de recyclage. Depuis que le concept d'économie circulaire a pris l'importance que l'on sait, la station d'épuration circulaire est très souvent mise en avant. Cependant, il est soumis à de nombreuses limitations. Aucune technologie n'est disponible aujourd'hui pour mettre en œuvre la récupération à grande échelle de l'N à partir des eaux usées. La «station d'épuration circulaire» n'est généralement circulaire que sur le seul élément phosphore (Esculier, 2018). Un rapport C:N défavorable dans les eaux d'égout mélangées (trop d'azote urinaire par rapport au carbone total des eaux usées) rend très difficile la valorisation du C et de l'N dans les grandes installations (Larsen & Gujer, 1996). Aujourd'hui, les meilleures technologies disponibles ne permettent pas de recycler plus de 30% de l'azote. La conférence IWA-NRR de 2018 a mis en évidence une nouvelle dynamique dans la recherche sur la récupération de l'azote dans les stations de traitement des eaux usées, mais sans une perspective claire des technologies qui seraient disponibles à l'avenir.

Depuis les années 1990, le potentiel fertilisant des excréments humains, notamment de l'urine a été remis à l'agenda de la recherche et de l'action (Drangert, 1998). De nombreuses initiatives de séparation à la source ont été mises en œuvre dans des bâtiments ou des écovillages en Europe, qui ont commencé en Suède au début des années 90 et se sont progressivement étendues en Scandinavie et dans les pays européens germanophones (Schmid Neset, 2005). Le concept principal consiste à (ré) réorienter l'urine ou les matières fécales des eaux usées domestiques et à les convertir en engrais. Un examen de ces systèmes alternatifs de gestion des excréments humains mis en œuvre en Europe montre que, jusqu'à présent, seules les initiatives de séparation à la source de l'urine ont réussi à atteindre la circularité dans la gestion des excréments humains (Esculier, 2018). La séparation à la source nécessite un changement profond du système socio-technique associé à la gestion des excréments humains. Il s'agit toujours d'une innovation de niche, mais il fait actuellement l'objet d'une attention particulière dans le bassin de la Seine. En octobre 2018, le Comité de Bassin Seine-Normandie a voté le principe de subventionner à hauteur de 80% pour les projets de séparation de l'urine à la source.

Quelques modèles de toilettes à chasse d'eau avec dérivation de l'urine ont été mis au point dans les années 1990 et 2000. Un nouveau modèle a été commercialisé depuis mars 2019 (Fig. 14). Simultanément, le

premier engrais dérivé de l'urine a été officiellement approuvé en 2018 par l'Office fédéral suisse de l'agriculture (OFA) pour une utilisation sur toutes les plantes (Aurin de Vuna) (Fig. 17). Le traitement et la concentration d'urine à l'intérieur des toilettes sont également en cours de développement (Randall & Naidoo, 2018). Cette technologie pourrait permettre de remplacer une toilette conventionnelle existante par une toilette produisant des engrais détournant l'urine sans avoir à installer de nouveaux tuyaux dans un bâtiment. Son déploiement peut donc potentiellement être plus rapide que les systèmes de dérivation avec collecte d'urine sur tube. Une transition socio-écologique de la gestion des excréments humains vers la circularité avec le déploiement d'une gestion sèche décentralisée et efficace des excréments apparaît donc comme une option plausible.



Figure 17. Deux nouveaux produits dans le domaine de la circularité de la gestion des excréments humains: l'engrais à base d'urine (Aurin, à gauche) et la toilette à séparation d'urine (Save, à droite) (Credit: F. Esculier)

5.2. Atteindre la circularité par la séparation à la source

Trois scénarios ont été élaborés pour la gestion future des excréments humains dans l'agglomération parisienne pour la période 2020-2100.

Dans le scénario 1, appelé «Linéarité», on peut imaginer qu'en raison de la difficulté à développer l'utilisation des boues d'épuration en raison de la contamination par les micropolluants et de la complexité de son organisation, l'incinération des boues d'épuration passe de 50% à 100%. La circularité de N et de P diminue à 0% et la gestion des excréments humains devient totalement linéaire. Dans ce scénario, la pollution en N et P dépend de la capacité de l'agglomération parisienne à entretenir son réseau d'égouts, ainsi que le traitement intensif et efficace d'élimination de l'azote et du phosphore dans la station d'épuration.

Dans le scénario 2, appelé «bout du tuyau», on peut imaginer que la circularité devienne un objectif de la gestion des excréments humains, mais seules les solutions centralisées en bout de chaîne sont mises en œuvre. D'une part, avec le recyclage du P des boues, le phosphore atteint une circularité supérieure à 80%, dépassant le pic de recyclage des années 1900. D'autre part, le recyclage de l'azote reste limité à 30% de circularité, en dessous du pic de recyclage des années 1900.

Dans le scénario 3, appelé «Circularité», une combinaison de solutions de séparation de source et de traitement de fin de chaîne est mise en œuvre. La séparation à la source de l'urine est rendue obligatoire dans toutes les nouvelles constructions. Dans les bâtiments existants, la collecte à la source d'urine est également

mise en œuvre à l'aide d'un traitement intégré aux toilettes. Dans ce scénario, nous supposons que la vitesse de progression de la récupération d'urine dans l'agglomération parisienne suit la même courbe que celle des toilettes à chasse d'eau dans la ville de Paris après les années 1880 (Fig. 18). La récupération de l'urine atteint ainsi 67% de couverture dans les années 2040 et 98% dans les années 2090. À partir de 70% d'efficacité, le taux de collecte d'urine augmente progressivement jusqu'à 85% d'efficacité dans les années 2050. Le recyclage de P en fin de cycle est mis en œuvre comme dans le scénario «bout du tuyau». En ce qui concerne l'azote, l'augmentation de la récupération de l'urine modifie profondément le rapport C: N des eaux usées. Avec une récupération complète de l'urine, une rétention de 85% de l'azote restant dans les eaux usées peut être attendue au niveau de la station d'épuration par les boues de décantation primaire et les boues activées à temps de rétention court (Wilsenach van Loosdrecht, 2006). Nous supposons une progression linéaire de la récupération d'azote dans les stations d'épuration.

Avec ces hypothèses, le recyclage de l'azote atteint déjà 60% dans les années 2030, avec 25% de recyclage à l'usine de traitement des eaux usées et 35% dans des installations décentralisées. Dans les années 2060, le recyclage du N et du P dépasse 90%, répartis à parts égales entre les installations de traitement et les systèmes décentralisés pour le P, principalement par le biais de systèmes décentralisés pour le N. La pollution en N et P est donc nécessairement très faible dans tous les compartiments de l'environnement. La figure 18 représente la circularité N et P de l'agglomération parisienne de 1800 à 2010 (données historiques) avec l'ajout de la période 2020 à 2100 avec le scénario de circularité.

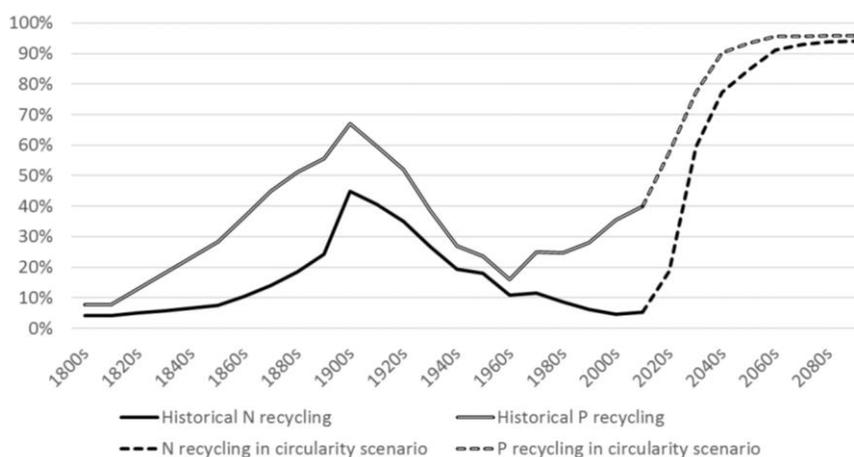


Figure 18. Degré de circularité de la gestion des excréments humains depuis 1800 jusqu'à nos jours, et selon le scénario 3 (Circularité) jusqu'à la fin du siècle.

5.3. Flux d'azote du système alimentation-excrétion dans le scénario Circularité

Afin de développer l'analyse complète du système alimentation/excrétion dans le cadre du scénario développé ci-dessus pour la gestion des excréments, il convient de prendre également des hypothèses sur les pollutions induites, sur la gestion des biodéchets, sur le régime alimentaire et sur le fonctionnement de l'hinterland agricole. Nous nous plaçons ici en 2053, à une période où la transition décrite ci-dessus n'est pas encore totalement achevée. Ces hypothèses sont prises en conformité avec le scénario bio-autonome-demitarrien (Billen *et al.*, 2018) :

- (i) un régime alimentaire sobre à 3,9 kgN/pers/an ingéré et 33 % de protéines d'origine animale ;
- (ii) une gestion efficace des biodéchets avec un taux de biodéchets égal à 15 %, et une gestion circulaire avec un taux de recyclage de l'azote des biodéchets de 80 % ;
- (iii) une autonomie maximale de l'agglomération parisienne avec un recyclage de l'azote issu des biodéchets, des urines et des matières fécales sur les territoires voisins de l'agglomération parisienne qui sont son hinterland agricole nourricier ;

- (iv) pour la pollution, nous considérons que les égouts et stations d'épuration améliorent leurs performances et ne rejettent plus que 20 % de l'azote sous forme réactive (principalement sous forme de nitrates) ;
- (v) enfin, nous supposons des systèmes agricoles biologiques intégrant polyculture et élevage pour lesquels le seul intrant azoté autre que les produits de recyclage urbains (et les boucles de recyclage internes agricoles) est la fixation symbiotique d'azote.

Les hypothèses agricoles choisies pour 2053 correspondent à des pratiques déjà réalisées aujourd'hui en agriculture biologique et sans difficulté technique majeure de mise en œuvre. Elles sont les suivantes :

- (i) les apports de produits urbains issus des urines, des matières fécales, des eaux usées et des biodéchets sont fixés par les hypothèses indiquées préalablement. Ils sont épandus sur les terres arables ;
- (ii) l'efficacité de conversion azotée des animaux est fixée à 10 %, correspondant à l'efficacité actuellement observée en France en polyculture-élevage ;
- (iii) les animaux sont nourris pour moitié en prairie, pour moitié en fourrages produits localement ;
- (iv) les excréments animaux se font pour moitié directement en prairies, l'autre moitié se fait en bâtiment et est épandue sur les terres arables ;
- (v) le taux de volatilisation de l'ammoniac des excréments est fixé à 10 % au champ et à 30 % en bâtiment ;
- (vi) la productivité des prairies est fixée à 50 kgN/ha/an ;
- (vii) la fixation symbiotique et les surplus en prairies ont été calculés suivant les mêmes ratios qu'aujourd'hui dans le Grand Est;
- (viii) la valeur asymptotique de la relation de productivité des terres arables en fonction de la fertilisation azotée totale (Y_{\max}) est fixée à 400 kgN/ha/an ;
- (ix) la lixiviation est nulle sur les prairies et égale à 70 % du surplus sur les terres arables ;
- (x) l'assolement des terres arables correspond à des rotations comportant trois années sur huit de légumineuses fourragères qui fixent 300 kgN/ha/an en moyenne.

Les produits urbains issus des urines, des eaux usées et des biodéchets permettent alors respectivement un apport agricole de 1,8, 0,6 et 0,5 kgN/pers/an. Dans l'hinterland agricole, la fixation symbiotique d'azote est la voie principale d'entrée d'azote dans les systèmes agricoles. Le recyclage urbain permet de fournir 20 % de la fertilisation azotée des terres arables. La représentation GRAFS correspondante au niveau de l'hinterland agricole est décrite dans la Figure 19.

Flux d'azote dans l'hinterland parisien 2053 (kgN/pers/an)

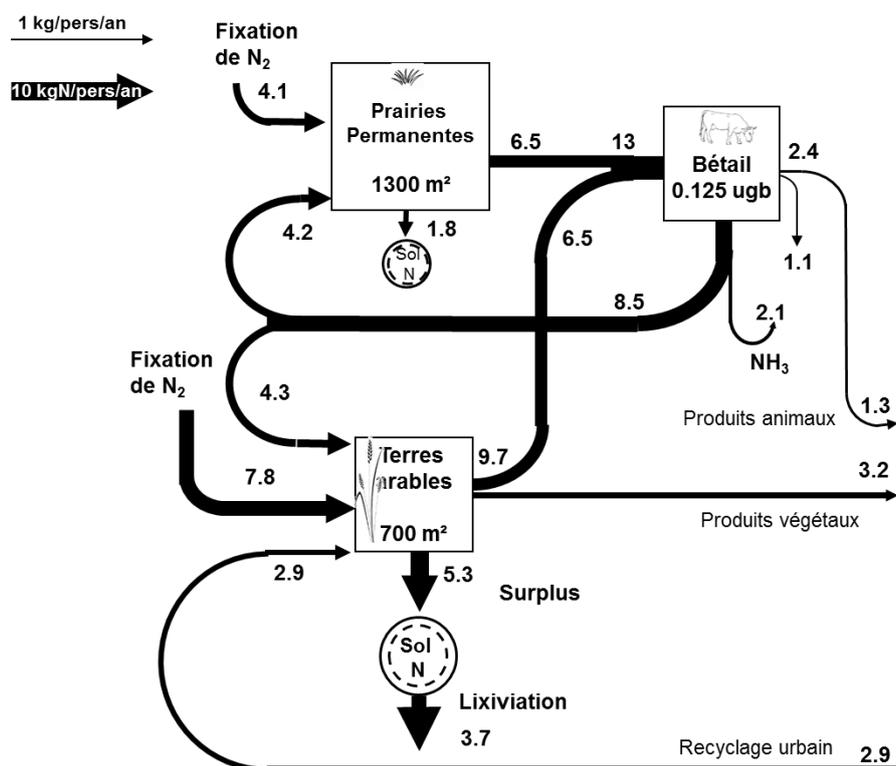


Figure 19. Représentation GRAFS des flux d'azote de l'hinterland agricole parisien en 2053. Les flux d'azote sont exprimés en kgN/pers/an.

Il apparaît ainsi qu'un tel régime socio-écologique est très nettement amélioré par rapport à 2013 sur l'ensemble des critères (Figure 20). Nous avons cherché à montrer visuellement les différences de fonctionnement. Ainsi nous avons intégré la production agricole végétale et animale dans une même fonction pour indiquer le mutualisme renforcé entre ces deux types de production par rapport à la spécialisation des productions qui prévaut en 2013. *A contrario*, il y a désormais deux fonctions principales de gestion des excréments en ville. En 2053, la gestion des urines devient d'importance égale à celle de la gestion des eaux usées en termes de flux d'azote reçus. Elle est de loin le principal pourvoyeur d'azote exogène des exploitations agricoles. Les flux de recyclage sont désormais dominants.

Au niveau de l'hinterland agricole, les surfaces dédiées à l'alimentation d'un parisien sont très nettement réduites et divisées par plus de deux. Elles « libèrent » ainsi 2500 m² par personne. Cette réduction concerne principalement des terres arables : il n'y a plus que 500 m² par personne de terres arables qui servent à l'alimentation des animaux contre 2500 m² aujourd'hui. La proportion de prairies dans l'hinterland parisien passe à 65 % contre 40 % aujourd'hui.

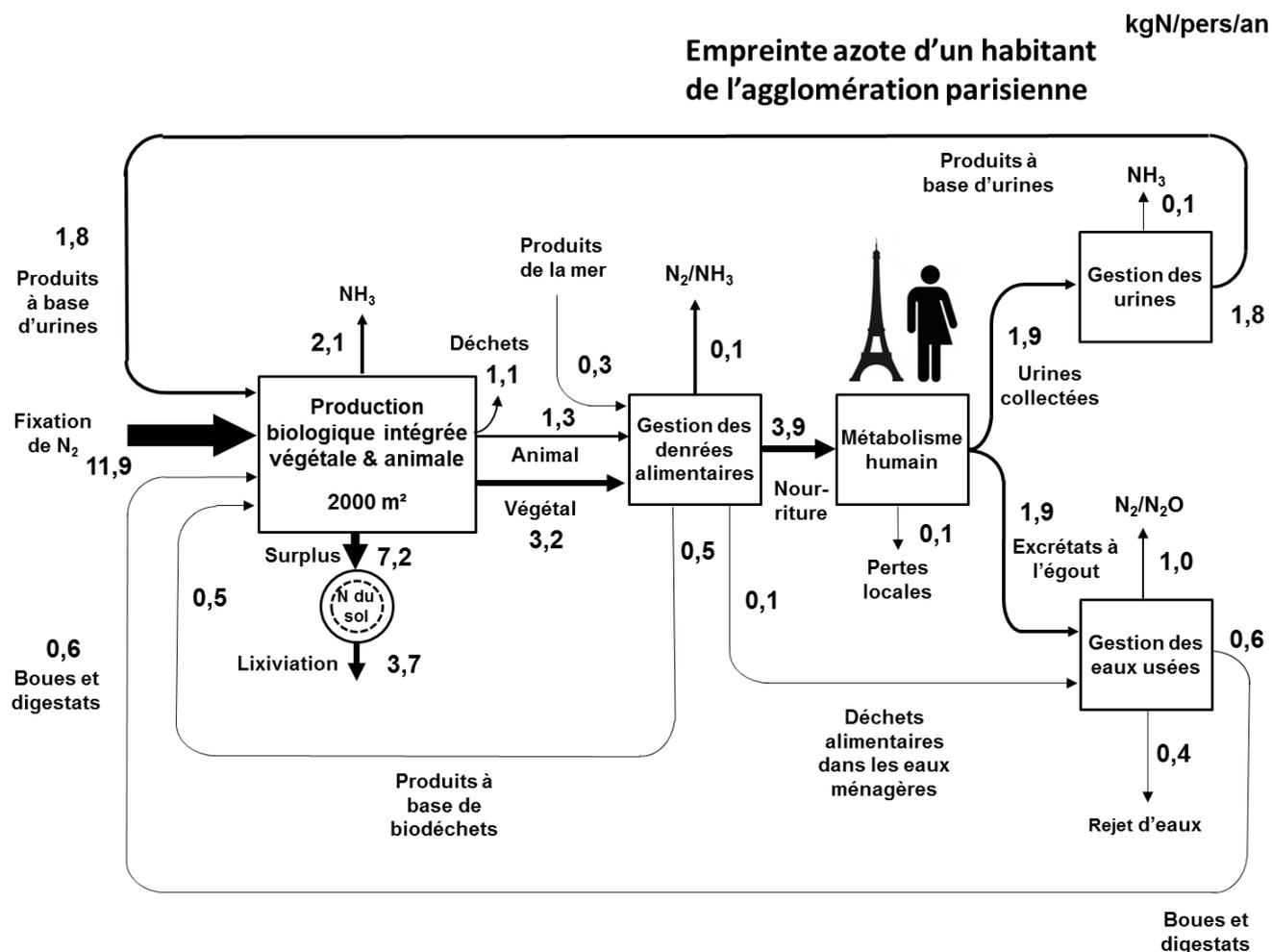


Figure 20. Empreinte azote d'un habitant de l'agglomération parisienne en 2053. Les mentions « urines collectées », « gestion des urines » et « produits à base d'urines » peuvent désigner des urines séparées à la source ou des systèmes de gestion conjointe des urines et des matières fécales. Voir Figure 14 pour la comparaison avec la situation actuelle

Les pollutions sont très nettement réduites. Au niveau agricole, elles sont divisées par trois pour les émissions d'ammoniac provenant des excréctions animales. La lixiviation d'azote est divisée par presque trois. Au total, les pollutions globales d'azote réactif de l'hinterland passent de 16,6 kgN/pers/an à 6,8 kgN/pers/an. Les pertes totales agricoles sont également divisées par un facteur proche de trois. Les pollutions urbaines sont également divisées par trois, passant de 2,0 kgN/pers/an à 0,7 kgN/pers/an. La pollution en azote réactif des milieux aquatiques est réduite d'un facteur supérieur à quatre. Dans le même temps, deux nouvelles pollutions apparaissent, qui correspondent aux limites de l'efficacité des nouvelles gestions introduites des biodéchets et des urines, principalement sous la forme de pollutions atmosphériques diffuses de NH₃. Cette pollution, inférieure à 0,2 kgN/pers/an, est très largement compensée par la baisse 25 fois plus importante des pollutions atmosphériques au NH₃ de la production agricole biologique intégrée végétale et animale (4,8 kgN/pers/an).

Dans notre scénario 2053, la gestion des eaux usées et la gestion des urines sont tributaires de flux équivalents d'azote. Si l'on prolonge les tendances de ce scénario au-delà de 2053, la gestion des eaux usées devient une fonction de moins en moins importante du système alimentation/excrétion mais le couplage entre le système alimentation/excrétion et le système eau reste important du fait de la gestion conjointe avec les eaux ménagères des flux d'urines non collectées séparément (au minimum 20 % dans nos hypothèses) et des flux de matières fécales (15 %). Ainsi, notre scénario ne figure pas de découplage quasi-total du système

alimentation/excrétion avec le système eau, même si nous avons vu qu'une telle perspective était envisageable, en particulier avec l'introduction de systèmes de gestion des urines et matières fécales secs et totalement décentralisés (cf. partie 6.2).

Ce scénario montre que la séparation à la source de l'urine constitue déjà un système socio-technique dont le déploiement est immédiatement envisageable pour l'agglomération parisienne. Il recèle la possibilité d'une réelle transition socio-écologique par le passage d'un régime linéaire à un régime circulaire et sa combinaison avec les hypothèses du scénario bio-autonome-démocratique donne à voir un système alimentation/excrétion envisageable et soutenable pour l'agglomération parisienne.

6. Conclusion

Au cours des deux derniers siècles, la gestion des excréments humains a subi de profonds changements à Paris, dont certains sont contre-intuitifs. En effet, le moteur de ces transformations se trouve dans les objectifs assignés à ce service urbain : au XIX^e siècle, il s'est consacré autant à l'amélioration de la santé publique qu'à la production d'engrais, l'assainissement urbain allant de pair avec la production alimentaire rurale ; ces deux objectifs ont orienté les choix techniques vers la maximisation de la récupération des éléments nutritifs. Les boues sont transformées en poudrette, sulfate d'ammonium, urate, etc., ce qui entraîne une augmentation modérée du taux de récupération. Le développement de l'alimentation en eau domestique au cours de la seconde moitié du XIX^e siècle suscite un vaste débat sur la pertinence du système d'égouts unitaires associé aux champs d'épandage agricole. Cette solution est mise en œuvre au cours du dernier tiers du XIX^e siècle, avec pour conséquence une augmentation considérable de la récupération de l'N et du P, qui atteint 50% au début du XX^e siècle. Ce moment peut être considéré comme l'apogée historique de la circularité.

La découverte de nouvelles sources de nutriments permettant la production d'engrais industriels marque le début de l'abandon de l'objectif de recyclage. Dans le même temps, l'agglomération parisienne augmente à la fois en superficie et en population, entraînant une production accrue d'excréments humains et d'eau usées. N'étant plus utilisés, les excréments sont rejetés en rivière, entraînant une grave pollution de la Seine. Le développement des stations d'épuration des eaux usées depuis les années 1940 n'a pas été suffisant pour rétablir entièrement la qualité de l'eau, malgré une nette amélioration depuis les années 1980. Simultanément, l'utilisation agricole des boues d'épuration n'a pas empêché la diminution des taux de recyclage de l'azote et du phosphore, en particulier pour l'azote (5%) : la linéarisation de la gestion des excréments est aujourd'hui presque complète.

Parallèlement, la spécialisation territoriale de l'agriculture a conduit à une profonde déconnexion de l'agriculture et de l'élevage, cause supplémentaire majeure de l'ouverture des cycles biogéochimiques.

Cette situation interpelle quant à l'avenir des systèmes alimentation/excrétion urbains et à leur aptitude à retrouver la circularité, condition de leur durabilité. Une combinaison de la séparation à la source de l'urine (éventuellement avec des matières fécales) et des techniques « bout du tuyau » donne les meilleurs résultats en terme de circularité, avec des taux de recyclage supérieurs à 90% pour l'N et le P dès 2060 potentiellement. Ce scénario n'est réalisable que si les excréments humains sont à nouveau considérés comme des ressources plutôt que des déchets, et si l'objectif de l'assainissement urbain est redéfini en conséquence. Cela implique une transformation complète de la base politique de l'assainissement, une meilleure intégration du métabolisme social dans les politiques publiques, un décloisonnement des politiques urbaines et rurales. Cela implique également une modification des techniques d'assainissement, de la conception des bâtiments, de la formation des responsables de ces services et plus généralement de la culture matérielle des citoyens. En bref, une véritable transition socio-écologique...

Bibliographie

Annuaire statistiques de la ville de Paris, Imprimerie Nationale, Paris, 1881-1959.

Arnould J (1889) Nouveaux éléments d'hygiène, 2nd edn. J. B. Baillière et fils. Paris

Barles S (2002) L'invention des eaux usées : l'assainissement de Paris de la fin de l'ancien régime à la seconde guerre mondiale. In: Bernhardt C, Massard-Guilbaud G (eds) Le Démon moderne. La pollution dans les sociétés urbaines et industrielles d'Europe / The Modern Demon. Pollution in Urban and Industrial European Societies. Coll. Histoires croisées, Presses de l'Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand, pp 129-156

Barles S (2005) L'invention des déchets urbains : France 1790-1970. Champ Vallon, Seyssel (Ain)

Barles S (2007) Feeding the city: Food consumption and flow of nitrogen, Paris, 1801–1914. *Sci Total Environ* 375:48–58. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.003>

Barles S (2007) Urban metabolism and river systems: an historical perspective – Paris and the Seine, 1790–1970. *Hydro Earth Syst Sc* 11:1757-1769

Barles S, Lestel L (2007) The nitrogen question: Urbanization, Industrialization, and River Quality in Paris, 1830-1939. *J Urb Hist* 33:794–812. doi: 10.1177/0096144207301421

Baudrillart H (1888) Les populations agricoles de la France. Maine, Anjou, Touraine, Poitou, Flandre, Artois, Picardie, Île-de-France, passé et présent. Librairie Guillaumin, Paris, pp 455-626

Beaudemoulin LA (1853) Assainissement de Paris. *Revue de l'architecture et des travaux publics* 11:131-138

Boudriot PD (1986) Essai sur l'ordure en milieu urbain à l'époque pré-industrielle. Boues, immondices et gadoue à Paris au XVIIIe siècle. *Histoire, économie & société* 5-4 :515-528

Bellanger E (2010) Assainir l'agglomération parisienne. Histoire d'une politique interdépartementale de l'assainissement (XIXe-XXe siècles). Avec la collaboration d'Éléonore Pineau, Éditions de L'Atelier, Paris

Bollon J, Filali A, Fayolle Y et al (2016) N₂O Emissions from Full-Scale Nitrifying Biofilters. *Water Res* 102: 41-51. doi:10.1016/j.watres.2016.05.091

Bollon J, Filali A, Fayolle Y et al (2016) Full-Scale Post Denitrifying Biofilters: Sinks of Dissolved N₂O? *Sci Total Environ* 563-564: 320-28. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.03.237

Boussingault JB (1858) Emploi des eaux de puits de Paris dans la panification. *Gazette hebdomadaire de médecine et de chirurgie* 5(29) : 507

Carré C, Mouchel JM, Servais P (2017) Assainir la banlieue de Paris : des fosses septiques au tout-à-l'égout, quels effets sur la qualité de l'eau de la Seine. In : Lestel L, Carré C (eds) Les rivières urbaines et leur pollution. Quae, Paris

Drangert JO (1998) Urine blindness and the use of nutrients from human excreta in urban agriculture. *GeoJ* 45:201-208

Esculier F, Tabuchi JP, Créno B (2015) Nutrient and energy flows related to wastewater management in the Greater Paris: the potential of urine source separation under global change constraints. International conference on Water, Megacities and global change, Paris.

- Esculier F (2018) Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : régimes et transitions socio-écologiques. Thèse de doctorat en sciences et techniques de l'environnement. Université Paris-Est
- Esculier F, Le Noë J, Barles, S et al (2018) The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: a regionalized analysis of a water-agro-food system. *J Hydrol* 10.1016/j.jhydrol.2018.02.043
- Fischer-Kowalski M, Haberl H (2007) Socioecological transitions and global change: Trajectories of Social Metabolism and Land Use. Edward Elgar, Cheltenham, UK; Northampton, USA
- Girardin J (1876) Des fumiers et autres engrais animaux, Septième édition. Garnier frères, Paris. Available at: <http://catalogue.bnf.fr/ark:/12148/cb305108417>
- Héricart de Thury M (1820) Rapport à la société royale et centrale d'agriculture sur un nouvel engrais proposé sous le nom d'urate par MM. Donat et compagnie. Imprimerie de Madame Huzard, Paris
- Jacquemet G (1979) Urbanisme parisien : la bataille du tout-à-l'égout à la fin du XIXe siècle. *Rev Hist Mod Contemp* 26 (oct-déc), pp 505-548
- Larsen TA, Gujer W (1996) Separate management of anthropogenic nutrient solution (human urine). *Wat Sci Tech* Vol 34 No 3-4 pp 87-94
- Le Noë J, Billen G, Esculier F et al (2018) Long term socio-ecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows: the case of French regions from 1852 to 2014. *Agr Ecosyst Environ* 265:132-143. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.006>
- Liger F (1875) Dictionnaire historique et pratique de la voierie, de la construction, de la police municipale et de la contiguïté : fosses d'aisances, latrines, urinoirs et vidanges. Baudry, Paris
- Mille AA, Durand-Claye A (1869) Compte-rendu des essais d'utilisation et d'épuration. Régnier et Dourdet. Paris
- Paulet M (1853) L'Engrais humain. Histoire des applications de ce produit à l'agriculture, aux arts industriels, avec description des plus anciens procédés de vidanges et des nouvelles réformes dans l'intérêt de l'hygiène. Comptoir des imprimeurs-unis, Veuve Comon, Paris
- Pluvinage C (1912) Industrie et commerce des engrais et des anti-cryptogamiques et insecticides. J.-B. Baillièrre et fils, Paris. <http://catalogue.bnf.fr/ark:/12148/cb31125773f>
- Pluvinage C (1927) Industrie et commerce des engrais - Engrais azotés et organiques, produits chimiques agricoles (tome 1). J.-B. Baillièrre et fils, Paris
- Randall DG, Naidoo V (2018) Urine: The liquid gold of wastewater. *J Environ Chem Eng* 6:2627-2635. DOI: 10.1016/j.jece.2018.04.012
- Rocher V, Azimi S (2017) Evolution de la qualité de la Seine en lien avec les progrès de l'assainissement de 1970 à 2015. Johanet
- Schmid Neset TS (2005) Environmental imprint of human food consumption: Linköping, Sweden 1870 - 2000, PhD thesis. Linköping studies in arts and science. Dep. of Water and environmental studies, Univ, Linköping

Skambraks AK, Kjerstadius H, Meier M (2017) Source separation sewage systems as a trend in urban wastewater management: Drivers for the implementation of pilot areas in Northern Europe. *Sustain Cities Soc* 28:287-296. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.09.013>

Steffen W, Richardson K, Rockström J et al (2015) Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

Vincey P (1910) L'assainissement de la Seine et les champs d'épandage de la ville de Paris. Extrait des Mémoires de la Société nationale d'agriculture de France, t. CXLII. Paris

Wilsenach JA, van Loosdrecht CM (2006) Integration of processes to treat wastewater and source-separated urine. *J Environ Eng* 132(3):331-341. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:3(331)

Dynamique et régulation du système alimentaire : quels rôles des demandes alimentaires plus durables dans la reconquête de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques ?

Xavier Poux^{1*}, Sarah Lumbroso¹

¹ AScA

* xavier.poux@asca-net.com

Résumé

La modélisation prospective des usages de sol agricoles compatibles avec une reconquête de la qualité de l'eau et des milieux dans le bassin renvoie à des changements significatifs dans les types de production et leur intensité. L'étape suivante de l'analyse prospective doit donc considérer le système alimentaire plus large dans lequel ces changements agricoles pourraient prendre place. Nous analysons deux caractéristiques clés des systèmes alimentaires qui permettent de mieux comprendre quelles évolutions futures de ces systèmes sont envisageables en prospective : (i) leur organisation à différentes échelles, qui renvoient chacune à des systèmes de production agricoles différents ; (ii) leur logique de régulation dans la construction de la rencontre offre – demande. Cette analyse débouche sur l'idée que les enjeux de reconquête de la qualité de l'eau dépassent le seul développement de filières durables selon une logique contractuelle volontaire construite à l'échelle locale.

Points clefs

- On associe la reconquête de la qualité de l'eau et des milieux en lien avec l'agriculture à une évolution d'une demande locale plus durable et à un changement de régimes alimentaires.
- En effet, les évolutions de pratiques agricoles qui impactent l'état des eaux et des milieux aquatiques sur le bassin de la Seine s'inscrivent dans celles du système alimentaire.
- Ce système alimentaire s'organise à différents niveaux, dépassant celui du bassin ; chaque niveau a sa logique différente, qui renvoie à des impacts également différents sur l'environnement.
- L'organisation multiscalair du système alimentaire explique les blocages et les marges de manœuvre associés à l'évolution de la demande alimentaire.
- Ces marges de manœuvre ne reposent pas uniquement sur un développement de filières locales, mais sur une articulation de cette demande avec des cadres d'action politiques plus larges.

Pour citer cet article : Poux X et Lumbroso S, *Ti Dynamique et régulation du système alimentaire : quels rôles des demandes alimentaires plus durables dans la reconquête de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques ?* dans *Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : passé, présent et futurs possibles*, Billen et al. (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 1, 2019.

Sommaire

Introduction : de la modélisation biotechnique à l’analyse des systèmes alimentaires, les enjeux d’une prospective environnementale	98
1. Comprendre la place de la demande locale dans un système alimentaire organisé à une échelle européenne et globale.....	99
1.1. Des systèmes alimentaires contemporains concentrés	99
1.2. La structure et l’évolution du système alimentaire du bassin s’inscrivent dans celui organisé à l’échelle de l’Europe	100
1.3. Vers une recomplexification du système alimentaire – mais à quelle échelle ? et dans quelle direction ?.....	101
2. Une demande des consommateurs alternative à la nourriture agro-industrielle de masse qui s’exprime sur plusieurs registres.....	102
2.1. Une tendance sociale récente qui remet en question le système alimentaire agro-industriel de masse	102
2.2. Des attentes alternatives émergentes et multiples	103
2.3. Des attentes alternatives qui apparaissent contradictoires	105
3. Une offre alimentaire qui s’hybride, mais qui reste ambivalente sur sa durabilité.....	105
3.1. La logique d’hybridation industrielle	105
3.2. L’exemple emblématique de la guerre des Camemberts sur le BSN	107
4. Une régulation du système alimentaire qui ne se résume pas à une rencontre offre-demande spontanée.....	108
5. Quels enseignements pour une prospective du système alimentaire de la Seine ?.....	109
Bibliographie.....	111

Introduction : de la modélisation biotechnique à l'analyse des systèmes alimentaires, les enjeux d'une prospective environnementale

Un des apports fondamentaux des travaux du PIREN Seine est de mieux caractériser l'impact des pratiques agricoles sur la qualité des ressources, notamment en ce qui concerne les nitrates. Des scénarios biotechniques [= qui (ne) portent (que) sur des variables physiques, biologiques et techniques] ont été développés qui, en partant d'une hypothèse de reconquête de la qualité des ressources, « remontent » à des variables relatives aux pratiques agricoles (considérant des niveaux d'intrants) et aux systèmes de production (systèmes de cultures et systèmes d'élevage). Plus précisément, les scénarios combinant généralisation de l'agriculture biologique et comportement alimentaire « demitarien » apparaissent comme les plus robustes pour bien prendre en compte les enjeux environnementaux [(Anglade, Billen, & Garnier, 2017)]. Si les nitrates et les flux d'azote sont les principales variables modélisées et quantifiées, ces scénarios permettent également de qualifier une faible pression en pesticides de synthèse.

Cette modélisation biotechnique est la base indispensable pour objectiver la nature et l'ampleur des changements à considérer pour reconquérir la qualité de l'eau. Mais pour devenir opérante dans les débats d'idées qui influencent eux-mêmes les sphères de l'action collective (Fouilleux, 2000) (Treyer, 2006), la réflexion doit aussi porter sur deux autres points clés :

- Dans quel système alimentaire peuvent s'inscrire les systèmes biologiques décrits à l'échelle du bassin de la Seine dans les scénarios biotechniques envisagés ?
- Quelle transition est envisageable pour que ce changement advienne ?

On le voit d'emblée : ces questions ont une dimension prospective très forte, à la croisée d'objets environnementaux et socio-techniques. C'est donc dans la perspective d'alimenter de futurs travaux de prospective que nous développons les analyses constitutives de ce chapitre.

Concernant un système alimentaire plus durable, il est courant de l'associer à une production bio locale, qui raccourcit les flux au maximum dans une vision d'autonomie alimentaire, qui fait écho à l'autonomie des systèmes de production en agriculture biologique qui arrivent à boucler leurs flux de fertilité à une échelle territoriale. Cette approche est d'autant plus partagée qu'à l'opposé, il semble maintenant établi que l'ouverture et la globalisation des systèmes alimentaires a été la cause des impacts environnementaux des systèmes de production qui y contribuent. C'est ainsi que l'un des auteurs phare de l'analyse des systèmes alimentaires oppose deux modèles : l'un global industrialisé, l'autre local durable (Rastoin & Ghersi, 2010). Sur le plan du contenu de l'assiette, on retrouve dans les scénarios du bassin l'évolution vers une alimentation qui divise par près de deux la consommation de produits animaux (la ration « demitarienne ») (Westhoek, et al., 2014) et qui fait écho à toute une série de travaux qui mettent cette réduction de produits animaux au cœur d'un agenda environnemental, qu'il s'agisse du climat ou plus largement d'une gestion durable des ressources (Poux & Aubert, 2018).

Concernant la transition vers un système alimentaire plus durable, l'accent est également souvent mis sur une évolution de demande sociale qui consommerait de manière plus responsable (cf. le concept de Consom'acteur), favorisant le développement des filières durables sur un mode marchand contractuel. C'est ici la généralisation de la préférence d'achat des acteurs-citoyens qui se tournent vers les AMAP, les cantines scolaires bio et les marchés locaux, en phase avec l'image du système alimentaire local durable, qui est le moteur de la transition.

Sans dénigrer le rôle (i) que les systèmes alimentaires locaux (ii) que la demande sociale en matière d'alimentation durable, peuvent chacun jouer dans un système alimentaire durable, le cas du bassin de la Seine illustre bien les difficultés conceptuelles quand il s'agit d'aller plus loin que ces images spontanées.

Par exemple, quelle forme donner à une alimentation locale quand il faut considérer une agglomération de 10 millions d'habitants aux modes de vie urbains, eux-mêmes situés dans un bassin qui comprend au total 16 millions de mangeurs ? Si les modélisations montrent que le bassin pourrait subvenir à ses propres besoins, il ne faut pas perdre de vue que ce découpage est contingent et défini pour les besoins de la modélisation. Et puis, comme cela est bien établi, le bassin de la Seine joue un rôle particulier dans l'économie agraire européenne en étant un « grenier à blé » majeur pour l'Europe [Réf Piren agri]. Bref, le concept de « local », que l'on pourra appréhender typiquement pour une ville moyenne qui voudrait établir

un Projet Alimentaire Territorial (PAT) explose quand on considère des ensembles comme le bassin de la Seine. Que voudrait dire un tel PAT pour Paris ? L'échelle compte.

Sur la question de la transition, en lien avec les enjeux d'échelle mais pas seulement, on conçoit qu'il est difficile d'envisager une généralisation d'une implication citoyenne des 16 millions d'habitants dont la très grande majorité se nourrit aujourd'hui auprès du système agro-industriel commodifié (c'est à dire, qui considère les matières premières agricoles comme des « commodités », des produits agro-industriels standards), extrêmement puissant en matière de prescription des normes alimentaires.

C'est l'objet de ce chapitre de proposer une analyse du système alimentaire auquel participe le bassin de la Seine — côté production et côté consommation — qui permet d'appréhender une image plus crédible de ce système et, sur cette base d'analyse, une transition qui repose sur d'autres leviers que la seule prise de conscience du consommateur.

Cette analyse repose sur plusieurs corpus : outre les réflexions dans le cadre du PIREN Seine (Djenaihi, 2017), on citera celles conduites dans deux projets qui portent sur cette même problématique (ADEME, 2017). Nous évoquerons ici son caractère exploratoire et prospectif : les questions soulevées par la transition du système alimentaire sont sans doute l'un des plus grands défis cognitifs et socio-politiques actuels. Sur le plan théorique, c'est encore pour beaucoup un *work in progress*, encore très structuré par la dualité entre local/globalisé évoqué plus haut et dans lequel l'accent est surtout mis sur le mangeur d'un côté et le producteur de l'autre, alors que les acteurs intermédiaires (industries, centrales d'achat, distributeurs) sont centraux dans la compréhension du système (IPES Food, 2017; Macfadyen et al., 2015) En bref : notre analyse a plus vocation à ouvrir un champ de recherche que de prétendre répondre à toutes les questions qui se posent.

1. Comprendre la place de la demande locale dans un système alimentaire organisé à une échelle européenne et globale

1.1. Des systèmes alimentaires contemporains concentrés

(Malassis, 1994) définit le système alimentaire comme « la manière dont les hommes s'organisent, dans l'espace et dans le temps, pour obtenir et consommer leur nourriture ». La dimension organisationnelle est donc centrale, pour mettre en relation une offre (« obtenir ») et une demande (« consommer »).

La figure ci-dessous propose une représentation archétypale des différentes composantes d'un système alimentaire, à travers la notion de « chaîne alimentaire » mettant en relation la production (et son amont) et la consommation.

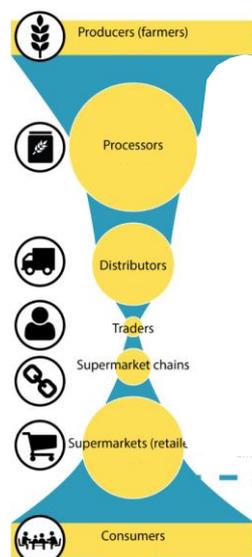


Figure 1. Une représentation archétypale de la food chain, cellule élémentaire des systèmes alimentaires contemporains (Macfadyen et al., 2015)

Pour notre propos, cette représentation est utile pour visualiser les maillons entre les agriculteurs et les consommateurs et rappeler la concentration – et donc le pouvoir – des intermédiaires.

1.2. La structure et l'évolution du système alimentaire du bassin s'inscrivent dans celui organisé à l'échelle de l'Europe

Sans détailler ici, on rappellera que l'évolution du système alimentaire du bassin s'inscrit pleinement dans celles, plus générales et récentes des systèmes alimentaires dits globalisés (Bognon, 2014) (Billen, 2011). L'INSEE indique ainsi qu'en 2011⁸, 70% des achats alimentaires étaient réalisés en GMS à l'échelle de l'agglomération parisienne (hors Paris) et 63% pour Paris. Ces chiffres sont un peu inférieurs de ceux constatés au niveau national (73%), du fait d'une part plus élevée de commerces de proximité et enseignes spécialisées, mais celles-ci s'approvisionnent aussi auprès des mêmes centrales d'achat du marché d'intérêt national de Rungis. *A contrario*, les achats sur les marchés de producteurs, avec 6% des achats sont eux dans la moyenne nationale. On peut donc estimer que près de 94% de ce qui est consommé, en valeur, passe par des centrales d'achat et/ou par le MIN de Rungis qui s'approvisionne majoritairement dans une aire à l'échelle européenne. Si l'on ajoute à ces achats la part de la restauration hors domicile – qui représente près de 20% de la dépense alimentaire totale (données INSEE 2006) — qui s'approvisionne de plus en plus par des centrales d'achat en produits bruts ou transformés, on conçoit que l'alimentation du bassin passe par les grands circuits logistiques. La logique de ces circuits est un approvisionnement au moindre coût dans l'ensemble des gammes de produits (du hard discount aux marques premium), dans un marché organisé à l'échelle européenne, générateur de flux de produits. Chacun peut constater que l'origine des produits, quand elle est indiquée, dépasse largement le périmètre national, qu'il s'agisse des fruits et légumes qui viennent des Pays-Bas ou d'Espagne tout autant que de France, des viandes d'origine UE, de produits laitiers non tracés, etc. Un chiffre pour illustrer cette idée : en 2009, la France produisait 6 500 tonnes de carcasses de viande (tout confondu), pour en exporter environ 1 800 tonnes et en importer sensiblement le même volume (Bilan d'approvisionnement Agreste). Le bilan apparent est globalement équilibré, mais en fait près d'un tiers de ce qui est produit/consommé en viandes voyage en Europe ; et la même proportion sort de l'Hexagone. Au total, tous produits confondus ce sont près d'un tiers des km x t des transports routiers européens qui concernent des produits alimentaires, et la tendance est à la hausse depuis plusieurs décennies (Eurostat). Et il faut ajouter à ces flux la part des aliments du bétail (concentrés, céréales, soja importé...) et les logiques de formulation des fabricants d'aliments au moindre coût, s'approvisionnant sur les marchés mondiaux. La « compétitivité » du kg de porc industriel repose sur celle du formulateur du concentré qui nourrira ce porc. On retrouve ici la logique de « commodification » du système alimentaire dans laquelle l'industrie — qu'il s'agisse de celle de préparation de plat cuisiné ou, en amont, de l'alimentation du bétail — recherche une matière première standard et à moindre coût. La hausse régulière des tonnes x km en matière d'alimentation montre que le coût du transport est secondaire par rapport à celui des matières transportées dans les choix logistiques. Les évolutions technologiques et les exemptions sociales dans le secteur des transports expliquent cet aspect.

Ces grands indicateurs statistiques reflètent une réalité tangible dans les modes de vie et les paysages urbains, périurbains et ruraux : les GMS maillent les territoires du bassin, dans leur diversité, et accompagnent les mutations sociologiques et géographiques, dont elles sont une composante essentielle. Les IAA qui les approvisionnent adaptent leur offre à des comportements de consommateurs résultant d'attentes et de contraintes concrètes (temps de transport, revenus, savoir-faire). Par rapport à une situation où dans les années 1950, avant la transformation industrielle du système alimentaire, les origines géographiques des produits (bruts pour l'essentiel) consommés étaient lisibles pour une grande majorité de mangeurs du bassin, l'éloignement géographique et sociologique entre les consommateurs et les producteurs est aujourd'hui patent (Esnouf, Russel, & Bricas, 2011). Mais pour autant, on peut relever une logique géographique dans l'organisation du système alimentaire européen dans lequel s'inscrit pleinement celui du bassin de la Seine : son échelle d'approvisionnement et d'organisation logistique est devenu l'Europe et le Monde. Et du côté des mangeurs, les standards sont ceux d'une société à dominante urbaine, qui se déplace en voiture pour

⁸ INSEE Première 1526 - <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1283665>

s’approvisionner auprès d’opérateurs de plus en plus concentrés, et proposant une alimentation standard dont les normes sont définies à cette échelle, européenne (Claquin, et al., 2017), à la fois sur un plan sanitaire et culturel (le mangeur du bassin, européen, ne mange pas de poulet lavé au chlore). Dans cette logique d’ensemble, la majorité des producteurs agricoles n’organise pas tant sa production pour répondre à une demande locale, mais pour valoriser des avantages compétitifs reposant sur des caractéristiques agronomiques et structurelles (coût de production des matières agricoles) et des facteurs d’organisation industrielle régionale (coûts de collecte et économies d’échelle des IAA).

Le cadre du système alimentaire européen semble celui pertinent pour comprendre les évolutions récentes du système alimentaire du bassin qui (n’) en est (qu’) une composante parmi d’autres :

- Côté consommation : dans les grandes lignes, on consomme ici comme on consomme en France et en Europe, les facteurs distinctifs étant le revenu, le niveau d’éducation et la géographie (différences entre Paris plutôt maillé de petites enseignes spécialisées – elles même détenues par les grands groupes et s’approvisionnant selon la même logique – et les zones périurbaines et rurales dans lesquelles l’offre alimentaire est calée sur les déplacements en voiture). S’il est une caractéristique géographique importante à considérer, c’est le poids de la métropole parisienne et ses contraintes logistiques pour le mangeur.
- Côté production : on produit ici comme ailleurs en France et en Europe, en majorité dans une logique de collecte qui part immédiatement dans les centres logistiques et vers les industries de transformation. Ce qui distingue le bassin est sa place majeure dans la production céréalière et sucrière européenne, avec des atouts logistiques majeurs (transports fluvial et routier).

1.3. Vers une recomplexification du système alimentaire – mais à quelle échelle ? et dans quelle direction ?

Les grandes caractéristiques et évolutions rappelées ci-dessus doivent être complétées et affinées. Si le cadre est bien celui brossé ci-dessus, on note une série de signaux plus ou moins faibles depuis environ deux décennies. Les observateurs du secteur agro-alimentaire pointent la rupture de la fin des années 1990, avec notamment la crise de la vache folle. La logique purement industrielle est questionnée dans ses dérives sanitaires voire qualitatives. On note par ailleurs un recul du modèle d’hypermarché au profit de lieux de vente plus humains et moins associés au couple « voiture-parking ». Des filières plus qualitatives se développent à la fois dans le cadre de la GMS et des IAA (marques premium) et en dehors de ce cadre, en grande partie en réaction à sa logique de standardisation (blés meuniers locaux maintenant visibles dans les boulangeries non industrielles, bières artisanales), sans parler des AMAP et des marchés locaux et des démarches des collectivités pour développer la Bio dans les cantines et les marchés publics.

Dans le détail, beaucoup de signes indiquent une rediversification du système alimentaire, avec en fait la juxtaposition de sous-systèmes cohérents quant à leur organisation et leur logique de rapport producteur-consommateur. Cohabitent ainsi la bière internationale et la bière artisanale locale. Cette cohabitation est d’autant plus naturelle (i) qu’elle peut concerner le même consommateur, qui choisira selon une logique plus ou moins opportuniste de s’inscrire dans tel ou tel système alimentaire dans ses actes d’achat ; pas de clivage donc, mais plutôt une souplesse de comportements (ii) qu’elle n’induit pas de concurrence marquée au niveau de l’offre : il y a assez de blé produit sur le bassin pour approvisionner à la fois les filières panifiables de qualité et celles pour la boulangerie industrielle ou l’alimentation animale et, pour ces dernières, le bassin est de toute manière substituable à d’autres aires d’approvisionnement.

Cela étant, l’interprétation des tendances à l’œuvre reste délicate à la fois en ce qui concerne leur nature et la manière dont elles remettent en cause une logique industrielle (nous reviendrons sur la capacité des grands groupes à hybrider leur logique d’offre pour s’adapter à de nouvelles demandes) ainsi qu’en ce qui concerne leur impact final sur l’environnement. La bière artisanale, pour reprendre cet exemple, a-t-elle une supériorité environnementale ? Que l’alimentation industrielle de masse s’approvisionne avec un cahier des charges minimal en matière d’environnement, soit ; mais cela qualifie-t-il nécessairement comme bon sur le plan environnemental tout produit qui se distingue de cette production de masse ? Et par rapport à notre problématique : qu’est-ce que cela nous dit par rapport à une transition vers un système alimentaire durable, respectueux de la qualité des eaux ? Quel potentiel prospectif de l’existence de cette demande et du développement – très marginal – de filières alternatives ?

Les pages qui suivent proposent des axes pour mieux cerner et approfondir ces questions.

2. Une demande des consommateurs alternative à la nourriture agro-industrielle de masse qui s'exprime sur plusieurs registres

2.1. Une tendance sociale récente qui remet en question le système alimentaire agro-industriel de masse

La figure suivante résume de manière synthétique les grandes évolutions macro-économiques et alimentaires observables en France et, de manière similaire, sur le bassin.

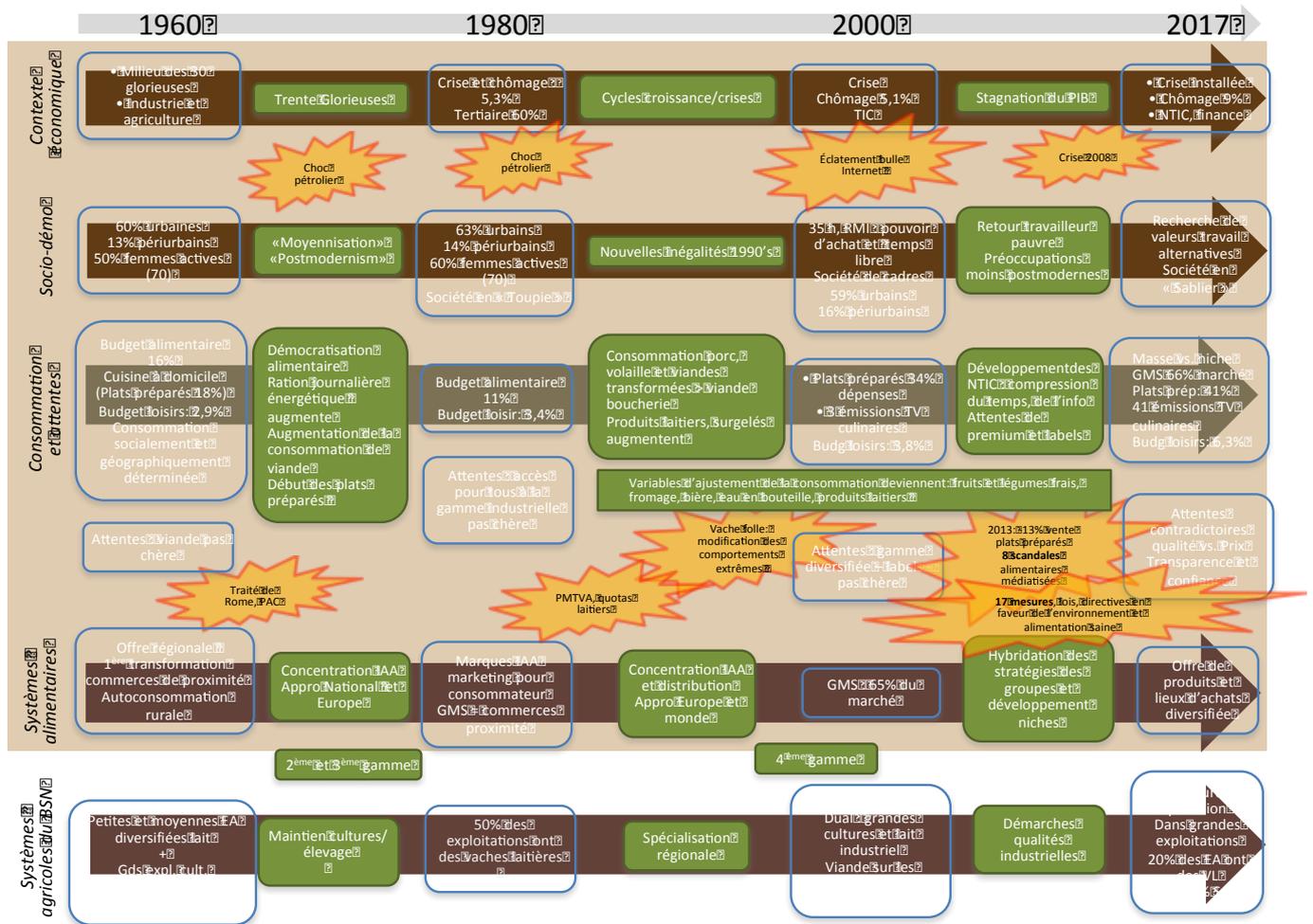


Figure 2: une chronologie synthétique des évolutions socio-économiques et de leurs correspondances alimentaires et agroindustrielles depuis 1960 (Djehaini 2017)

Ce qu'on soulignera ici est la montée en puissance des attentes alternatives en matière d'alimentation depuis les années 1990 : la crise de la vache folle est un marqueur chronologique majeur dans la relation entre consommateurs et système industriel ; elle marque une prise de conscience à large échelle des dérives du système agro-industriel et une crise réputationnelle. Depuis, la demande et l'offre évoluent vers la construction d'une qualité plus qualitative et, surtout, plus différenciée au sein même du process industriel. Les émissions de télé portant sur la cuisine sont un indicateur social du fait que l'alimentation de qualité est maintenant une préoccupation majeure, bien plus nettement qu'à la fin du XXème siècle quant à sa visibilité médiatique. La malbouffe industrielle est de plus en plus dénoncée et un contre-courant semble se dessiner

2.2. Des attentes alternatives émergentes et multiples

Mais quelles sont ces attentes ? La logique d'ensemble du système alimentaire agro-industriel dominant est à la fois tellement cohérente dans ses principes et tellement forte dans ses impacts d'ensemble que les alternatives semblent former un bloc tout aussi cohérent en réaction.

Ainsi, en matière d'agri-environnement, une vision s'impose couramment : celle qu'une alimentation plus qualitative serait la garantie d'une meilleure prise en compte de l'environnement. Le raisonnement fait ainsi abusivement l'hypothèse que la réciproque de la tendance « alimentation standard peu qualitative => pression accrue sur l'environnement => dégradation » (globalement vraie) serait « alimentation plus qualitative => pression moindre sur l'environnement => amélioration ». Cette réciproque n'est pas forcément fausse, elle est néanmoins complexe.

On peut partir pour approfondir cette question de l'analyse que le CREDOC propose pour mieux caractériser les types de demandes qualitatives en matière alimentaire. Ainsi, nous catégorisons les consommations de la manière suivante⁹ :

- **Consommations désinvesties¹⁰** : le choix se fait selon la rapidité (*prêt à manger*), la praticité (*individualisation*) et la propension à payer pour un niveau de qualité perçue comme acceptable et selon la contrainte budgétaire. Les désinvestis peuvent consommer de manière *stratégique* pour arbitrer entre prix, qualité perçue, goût praticité.
- **Consommations AB** : les valeurs autour de la santé et de l'environnement conditionnent les choix. La consommation AB peut être combinée ou déterminée par des attentes pour plus de *transparence*, de *naturalité*, une certaine *nostalgie* gustative, une recherche de *durabilité* mais dont l'offre peut aussi être adaptée à une attente plus individualisée et pratique (*prêt à manger*).
- **Consommations locavores** : l'argument de la proximité géographique entre le lieu de production et de consommation est le premier critère de choix (eg. acheter des champignons cultivés dans les caves de la ville où ils sont vendus), mais cela peut être combiné à une volonté de plus de *naturalité*, de *transparence* et une certaine *nostalgie* dans la consommation.
- **Consommations d'appartenances** : la proximité géographique avec le lieu de vente et/ou le sentiment de partage ou d'appartenance aux modalités d'approvisionnement, des valeurs qu'il véhicule ou d'identité territoriale du produit (eg. acheter sur une étale de marché des champignons provenant du MIN de Rungis dont la production est roumaine). Ces consommations sont alimentées par des attentes *communautaires* croissantes, une recherche de goûts auxquels il y a une identification. Cela s'accompagne d'une adaptation de la consommation aux modes de vies : *individualisation* et *prêt à manger*.
- **Consommations hédonistes marque** : la qualité du produit trouve pour garant la marque qu'elle soit nationale (eg. Nutella) ou distributeur (Carrefour). La propension à payer pour la marque est importante car elle est perçue comme une garantie et peut donc être compatible avec des attentes de *transparence*, de *qualité* gustative dont la marque garantit la recette, le procédé de fabrication, malgré des formes de produits (*individualisation*, *prêt à manger*...) qui peuvent évoluer, la recette demeure.
- **Consommations hédonistes label** : le label qu'il soit qualitatif, géographique, éthique, etc... est ce qui est principalement recherché pour assurer l'adéquation avec le terroir (*nostalgie*), la *naturalité* (*santé et durabilité*), *la transparence*... là encore, la consommation hédoniste label n'est pas incompatible avec des consommations pratiques et *stratégiques* (*individuel*, *prêt à manger*...).

Ces attentes de consommation renvoient à des produits qui reposent sur des modes de production aux impacts extrêmement variables sur l'environnement. Certes, les produits standards des désinvestis n'ont que peu de probabilités d'être produits avec peu d'impacts ; mais si les produits avec des origines géographiques spécifiées ont davantage de chances d'avoir des impacts environnementaux limités (question d'image), ce ne peut être considéré comme la règle. Les pommes du Limousin, le Brie de Meaux et beaucoup de vins AOP ne peuvent être qualifiés de particulièrement favorables à l'environnement et à la qualité de l'eau. Au contraire, le succès de produits régionaux peut conduire à une spécialisation néfaste pour l'environnement.

⁹ Les termes en italique sont les tendances de consommations identifiées dans le rapport du CREDOC, Deloitte et Blezat.

¹⁰ Terme employé dans diverses analyses de la consommation (CREDOC, OpinionWay, INCA), nous retiendrons la proposition de catégorie de consommateurs, basée sur les styles de vie de Lucie Sirieix : elle définit les « résignés » comme peu impliqués dans leur alimentation (ils se situent dans les tranches de revenus les moins élevés) et les « désinvestis » se situant dans les autres tranches de revenus mais qui n'accordent pas non plus d'importance à leur alimentation.

Une autre composante dans la construction de la qualité sera le caractère plus ou moins local de la production (et non pas localisé : les AOP sont localisées mais ne sont pas majoritairement consommées localement). Là encore ce caractère local est un facteur plus favorable à l'intégration de pratiques à moindre impact sur l'eau, mais ce n'est pas une condition absolue.

Le schéma interprétatif suivant propose une synthèse entre les types de consommation et la gamme des pratiques agricoles plausibles qui contribuent aux produits consommés dans chaque type. La dimension géographique intervient. Chaque type de consommation est illustré par un type de pâte à tartiner chocolatée dont le marché est dominé par une marque emblématique de référence pas particulièrement vertueuse sur le plan environnemental.

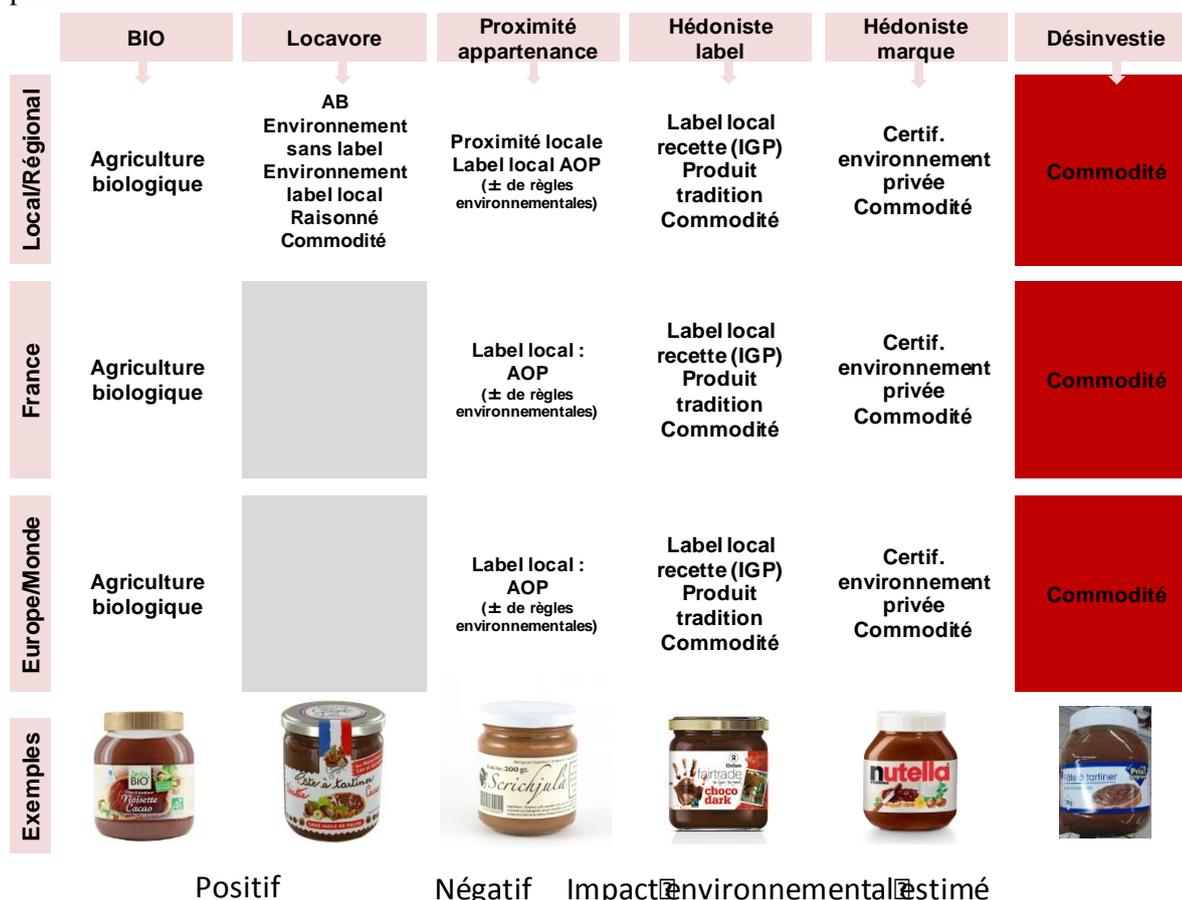


Figure 3: une analyse des relations entre types de consommation, échelle d'approvisionnement et modes de production

Le code couleur et les gradients relatifs à l'impact environnemental sont hypothétiques et reposent sur des indices tirés d'analyse bibliographiques. Ils sont là comme des repères dans notre débat, et appellent une vérification empirique et expérimentale. Comme élément pour notre analyse, on peut faire valoir les éléments suivants. Concernant l'agriculture biologique, c'est un des modes de production les mieux documentés quant à ses impacts environnementaux d'ensemble, et notamment positifs sur la qualité de l'eau, même si des dérives existent vers des systèmes spécialisés qui pourront avoir un impact négatif. Les achats locavores (hors label AB) reposent sur des relations de proximité entre consommateur et producteur qui sont favorables à une « évaluation » sociale de la part de consommateurs soucieux de la qualité environnementale, et en retour d'un engagement du producteur qui peut valoriser cet engagement environnemental. Mais ce caractère favorable n'est pas une garantie ; les cueillettes de produits frais, par exemple, qui reposent sur une attente locale ne font pas toutes l'économie de l'usage de produits phytosanitaires et les informations dans le domaine ne sont pas toujours accessibles. Certains producteurs en mode conventionnel commercialisent une partie de leur production en vente directe ou dans des moyennes surfaces locales, sans garantie de pratiques favorables à la qualité de l'eau. Les modes de consommation « proximité appartenance », « hédoniste label » et « hédoniste marque » ne lèvent pas non plus cette ambiguïté, même si certains attributs environnementaux

peuvent être mis en avant. L'analyse du cahier des charges des produits AOP montre une grande hétérogénéité dans la capacité à intégrer des pratiques favorables à l'environnement qui soient effectives. Quant aux marques, même premium, elles gardent une logique d'approvisionnement globalement de masse qui rend difficile les performances environnementales. Les enjeux de réputation de ces marques peuvent jouer (par exemple dans le cas de l'approvisionnement en huile de palme « durable » pour Nutella ou, plus encore, sur des enjeux santé quant à l'absence de résidus), mais sans remettre en cause la logique d'approvisionnement au moindre coût.

2.3. Des attentes alternatives qui apparaissent contradictoires

Mais surtout, dans l'ensemble, ce qui ressort est la difficulté croissante à (i) caractériser la demande (ii) caractériser les forces motrices de cette demande. Ainsi, les attentes et pratiques sont de moins en moins expliquées par des facteurs liés aux catégories socio-professionnelles. Par exemple, jusqu'aux années 1980, pour simplifier, le comportement alimentaire du « bourgeois » de Paris est plus proche de celui de Toulouse que de l'ouvrier parisien. Depuis 20 ans, les facteurs explicatifs sont davantage liés aux lieux de consommation — qu'il s'agisse des lieux de travail ou des lieux de résidence — et à la manière dont l'offre alimentaire se décline dans les différents types d'espaces (urbain dense, périurbain, rural,...). Si les facteurs économiques jouent toujours un rôle, à la fois dans la demande et dans l'offre (le supermarché n'est pas fourni de la même manière dans un quartier riche ou un quartier pauvre), plusieurs études montrent que le capital social et les engagements personnels jouent eux aussi de manière croissante.

Au total, ce que tous les sociologues de l'alimentation notent est la tendance du consommateur à diversifier ses modes de consommation et ses attentes, voire à exprimer des attentes contradictoires, en tension entre deux tendances que la figure suivante résume :

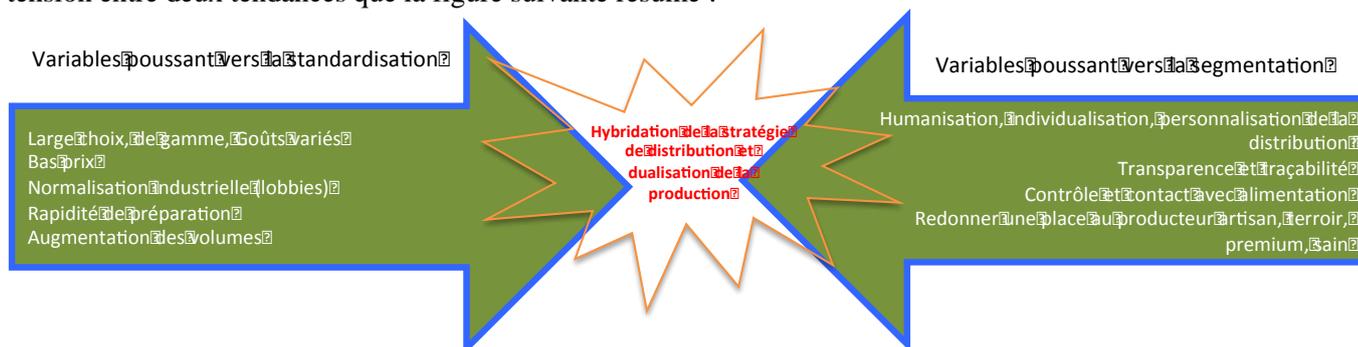


Figure 4: Tensions, attentes et nouvelles formes de l'offre alimentaire

3. Une offre alimentaire qui s'hybride, mais qui reste ambivalente sur sa durabilité

3.1. La logique d'hybridation industrielle

L'analyse qui précède montre que la relation « recherche de qualité alimentaire » / « environnement » ne se résume pas à une confrontation « bio » vs. « conventionnel/commodité » mais s'inscrit dans une gamme très large et diversifiée, qui brouille le lien entre consommation et impact environnemental.

Pour les acteurs industriels, l'enjeu est double :

- proposer une offre qui se diversifie, de manière à répondre aux divers registres d'attentes explicités ci-dessus (bio, local, terroir,...) ;
- conserver une maîtrise de l'approvisionnement à la fois en sécurité de flux et de volumes et de négociation de prix dans la chaîne de valeur.

L'intégration de cette contrainte — d'un côté sortir d'une logique industrielle dans l'offre, de l'autre conserver une logique industrielle dans l'approvisionnement auprès des producteurs — conduit aux stratégies dites d'*hybridation* dans la conception des produits.

« [Ainsi, on peut distinguer] plusieurs types d'hybridation, c'est à dire d'intégration de nouvelles compositions ou communications s'identifiant à l'environnement, la santé ou à l'héritage gastronomique (ou terroir). L'hybridation peut donc concerner l'offre d'origine « AB », une offre de terroir, ou une offre mettant en avant l'aspect relatif à la santé du consommateur. Ces stratégies répondent aux tendances de consommations [d'ensemble]. Aussi, cette offre de proximité se fait à travers l'utilisation de la sémantique de la naturalité et du terroir dans la promotion des offres alimentaires et parfois dans les cahiers des charges. Aussi, les linéaires des GMS augmentent chaque année leur chalandise de produits issus de l'Agriculture Biologique et ont même développé leurs propres marques ou distributeurs « AB », comme Monoprix qui a créé Naturalia et a été le premier à mettre en rayon une offre bio (à Paris) dans les années 2000. Casino crée le Meilleur d'Ici qui arrive à Paris en 2011 avec un étiquetage adapté à la capitale, ou plus ancien, Carrefour crée « Reflets de France » en 1996, Leclerc « nos régions ont du talent » en 1999. Cette tendance à la reterritorialisation et reconnexion à l'alimentation, à travers la sémantique du terroir et régionaliste s'invite même dans des enseignes de hard-discount pour contrecarrer leur chute et réhumaniser leur image avec notamment la création en 2013 de la marque « Saveurs de nos régions » par Lidl France. De la même manière, les marques nationales font de plus en plus appel à la sémantique de la « localité », « produits français », « régional », tout en intégrant dans le même temps la distribution de produits « AB ». Si ces mouvements de naturalité, environnement, et terroir ne sont pas exclusifs et peuvent se combiner, il n'en demeure pas moins qu'ils s'inscrivent dans une logique industrielle d'hybridation via l'adaptation des stratégies d'approvisionnement (local) ou de distribution (mise en place de linéaires ou magasins spécifiques). Cette hybridation peut se manifester de deux manières : soit en répondant directement à la demande en accordant plus de place à des produits respectueux de l'environnement ; soit en n'y répondant que partiellement, par des allégations essentiellement d'ordre marketing. » (Djenaihi, 2017)

L'évaluation de l'impact environnemental de cette hybridation reste à faire et se heurte à la difficulté de l'absence de transparence sur l'approvisionnement. En effet, la conservation de la maîtrise d'approvisionnement incite l'opérateur à être le moins « disant » et transparent possible sur ce point, quand il peut l'éviter. *A contrario*, faire une promesse sur un mode de production — local, sans pesticides, respectant un certain procédé [lait cru],... — implique pour l'industriel (i) de mettre en œuvre un dispositif de traçabilité spécifique et de certification sur le produit même (ii) à communiquer sur ce produit (iii) à s'exposer à un risque réputationnel en cas de non-respect de l'engagement pris (iv) à compliquer son approvisionnement, voire risquer la rupture et (v) à donner du pouvoir à l'agriculteur en amont. Ainsi, la logique marketing sera de maximiser les engagements pris au niveau du process de transformation des produits alimentaires qui peut être maîtrisé selon cette logique industrielle : recettes, contrôle qualité, respect des normes sanitaires. Le packaging est aussi un domaine en soi, avec un effort sur les allégations et les promesses non contractuelles en mettant typiquement en avant une image de terroir pour des produits.

ENGAGEMENT DE QUALITÉ

UN ENGAGEMENT SUR LA QUALITÉ DES MATIÈRES PREMIÈRES MISES EN ŒUVRE ET DES PRODUITS PROPOSÉS À NOS CONSOMMATEURS.

LA QUALITÉ DE NOS MATIÈRES PREMIÈRES

Les approvisionnements en viandes de Justin Bridou suivent des procédures internes strictes s'appuyant sur :

- Une sélection rigoureuse des fournisseurs sur la base de cahiers des charges précis,
- La vérification que tous nos fournisseurs ont un agrément sanitaire européen,
- Des contrôles à réception confirmant l'origine sélectionnée,
- Des audits de nos fournisseurs pour s'assurer du respect de nos exigences,
- Des tests de traçabilité depuis nos réceptions jusqu'aux lots d'animaux abattus.

L'ensemble de ces éléments nous permet de garantir la traçabilité des matières premières mises en œuvre, ainsi que leur conformité vis-à-vis de nos besoins et des réglementations

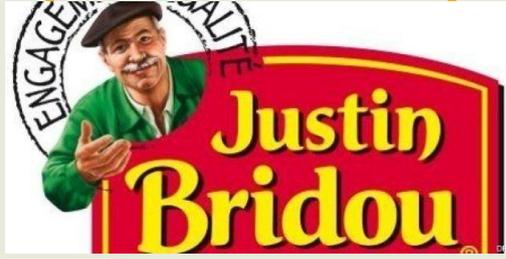



Figure 5: Un exemple d'allégation d'origine et d'engagement sur l'approvisionnement qui laisse toutes les marges de manœuvre quant à l'origine et le mode de production et ne garantit que le respect de la réglementation sanitaire

Cela étant, toutes les formes d'hybridation ne font pas nécessairement l'impasse sur tout l'approvisionnement, comme en témoigne le développement de l'agriculture biologique en GMS, qui représente 88% des ventes sur le bassin en 2016 (enquête Agence Bio). Cet approvisionnement respecte le cahier des charges de l'AB, mais n'a pas de raison d'être local dans la majorité des cas, pour les raisons citées ci-dessus.

3.2. L'exemple emblématique de la guerre des Camemberts sur le BSN

Le cas du Camembert illustre bien cet enjeu d'hybridation et ses ambivalences environnementales, pour le moins. Ce fromage est emblématique d'une qualité terroir que l'on associe à une image environnementale très forte : prairies naturelles et pré-vergers, associés à une race bovine locale, la Normande.

Historiquement, depuis 1983 l'AOC puis l'AOP Camembert de Normandie protège l'origine géographique, un procédé de fabrication au lait cru et encadre la race et un certain niveau d'affouragement à l'herbe. Le succès commercial est tel que les opérateurs industriels dominent le marché et, après l'avoir structuré en rachetant et concentrant les unités de transformation, ils sont sortis dans les années 1990 du cahier des charges de l'AOP après avoir essayé de le changer, cherchant à s'affranchir du lait cru. Ils étiquettent leurs fromages de Camembert fabriqué en Normandie, dont la seule obligation est que l'usine de transformation soit située en Normandie, le lait étant pasteurisé et pouvant provenir de n'importe où en Europe ou dans le monde.



Figure 6: Un exemple d'allégation d'origine sur le bassin – le produit de gauche reprend l'image de la race Normande et de la prairie, mais l'indication « fabriqué en Normandie » ne qualifie que le lieu de transformation. Le produit de droite garantit une origine du lait, en partie de la race Normande et d'un recours à un minimum d'herbe et l'usage du lait cru dans la fabrication

Ce qui ressort de cet exemple sont les points suivants :

- la puissance de la stratégie d'indépendance vis-à-vis de l'approvisionnement dans une logique industrielle ;
- les impacts environnementaux associés à cette logique, la région Normandie étant celle dans laquelle le retournement des prairies permanentes a été le plus marqué dans les dernières années, malgré le développement d'une production laitière historiquement basée sur l'herbe ;
- la difficulté pour une AOP comme celle du camembert de Normandie de se positionner indépendamment de la logique industrielle : c'est bien en réaction au camembert de Normandie que le cahier des charges de l'AOP se définit ;
- la difficulté d'avoir une évaluation environnementale globale d'un produit, même dans le cas d'une AOP fromagère historiquement à l'herbe. Le cahier des charges (ne) garantit (que) 0,33 ha d'herbe par vache – ce qui est très peu – et un ratio maximum d'un ha de maïs ensilage pour deux ha de prairie – ce qui est une norme que l'on rencontre couramment dans des élevages laitiers semi-intensifs.

Au total, l'AOP permet d'éviter les dérives environnementales les plus marquées des systèmes industriels, mais il ne garantit pas un système de pratiques compatible avec la qualité de l'eau.

4. Une régulation du système alimentaire qui ne se résume pas à une rencontre offre-demande spontanée

Les analyses qui précèdent permettent de revisiter le schéma selon lequel les différentes attentes alimentaires, dans leur variété, généreraient des offres correspondantes. Il y a des marges de flou et des implicites sur lesquels jouent les IAA en termes de provenance et de qualité. Les cadres législatifs publics déterminent le champ des possibles de ce « jeu », corrigé le cas échéant par des recours en justice. La rencontre entre « demande » et « offre » alimentaire fait donc intervenir un tiers acteur entre le consommateur et l'offreur d'aliment.

Mais plus globalement, ce sont les cadres même de certification publique qui font l'objet de négociations politiques. Un exemple maintenant documenté est celui relatif à la certification d'autorisation des produits phytosanitaires qui fait l'objet de nombreuses critiques au niveau européen. Ce cas rappelle (i) que les considérants de régulation du système alimentaire intègrent d'autres considérants que les seuls aspects sanitaires ou environnementaux, mais aussi des considérants économiques (ii) que les normes existantes contribuent au verrouillage des systèmes alimentaires et que les faire évoluer peut avoir des impacts sur l'ensemble de ce système, d'où la forte prudence des pouvoirs publics pour le faire (iii) que les normes et procédures évoluent néanmoins, sous des pressions contradictoires.

Là encore, le cas du camembert illustre pleinement cette analyse : la « guerre » des deux types de camembert a débouché sur un accord de compromis, entériné par l'INAO en 2018, et applicable en 2021. Il n'y aura plus qu'une sorte de camembert AOP de Normandie sur les étiquettes, qui sera fabriqué en Normandie et contiendra au moins 30% de lait produit localement par des vaches de race Normande, cru ou non. La fabrication sera soit à la louche soit industrielle. Le camembert au lait cru Normand moulé pourra mentionner « *authentique* camembert de Normandie ». Au regard des volumes actuellement produits — 5000 tonnes de camembert AOP de Normandie contre plus de 10 fois plus pour le camembert industriel fabriqué en Normandie — c'est une avancée sur le critère race Normande, mais c'est un recul pour les critères plus environnementaux, et notamment la part d'herbe dans la ration, le seul critère dans ce domaine étant une obligation de pâturage de 6 mois minimum.

Le schéma suivant résume la logique de régulation à l'œuvre du système alimentaire, sous l'angle de l'alimentation durable. Au centre du schéma, dans la bulle « comment se construit et se régule la rencontre offre/demande », on trouve une diversité d'acteurs : publics, représentants des industries, représentants des consommateurs, experts et scientifiques ainsi que les médias.

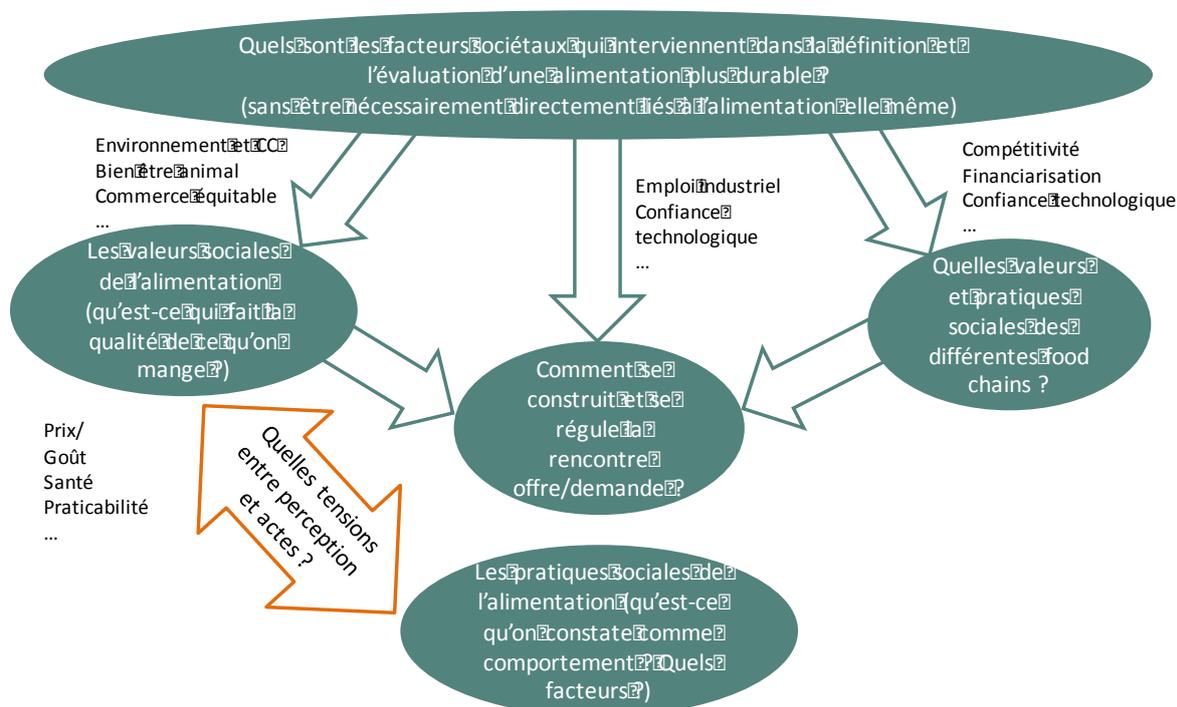


Figure 7: un cadre d'analyse de la gouvernance de la chaîne alimentaire en lien avec l'intégration d'attentes sociales pour une alimentation plus durable

L'exemple du camembert, parmi d'autres, montre le poids des industries dans la régulation et, *in fine*, l'information à laquelle le consommateur a accès. Il faut être averti pour faire la différence entre les deux types de camemberts et, en l'absence de différence d'information claire, le signal prix jouera un rôle majeur dans le comportement final. La différence entre les préférences et les perceptions en matière de qualité exprimées par les consommateurs (« on veut du local, du sain, ... ») et leurs comportements (« on achète en majorité le moins cher ») s'explique en partie par le fait qu'on n'est pas dans une information transparente, et que les règles qui régissent le contenu et l'accès à l'information résultent d'arbitrages contradictoires.

5. Quels enseignements pour une prospective du système alimentaire de la Seine ?

Le point de départ de l'analyse était la discussion de l'hypothèse selon laquelle une condition suffisante à l'évolution vers un système alimentaire durable — ce qui intègre une production agricole respectueuse de la

qualité des ressources naturelles et de la biodiversité — était l'expression d'une demande en alimentation locale, elle-même durable, selon un schéma de montée en puissance et de généralisation d'une consommation impliquée. Cette vision peut sembler schématique, mais elle reste très présente dans la polarisation des systèmes alimentaires proposée par J.L Rastoin, par exemple, qui oppose agro-industrie non durable à local-territorialisé durable (Rastoin & Gherzi, 2010). Elle est également logique dans une approche politique de l'alimentation où, face au pouvoir des grands groupes agro-industriels que nous avons évoqués dans les pages qui précèdent, l'alternative semble en effet relever de l'initiative locale à petite échelle.

L'hypothèse de la généralisation d'un système alimentaire *local* est questionnée par notre analyse, et encore davantage quand on considère un bassin qui accueille une métropole comme Paris et son agglomération. Nous l'avons pointé plus haut : que signifie « local » à cette échelle de consommation ? Tant sur le plan de l'organisation logistique que des modes de vie, la rupture sociologique, économique et technique qu'entraînerait une alimentation locale semble hors de portée d'une trajectoire de transition crédible. Les habitants du bassin, qu'ils soient urbains ou ruraux, s'approvisionnent auprès d'un système alimentaire européen et (trop) global dont nous avons pointé les impacts négatifs. Mais c'est davantage la nature que l'échelle de ce système qui est en question. Rappelons qu'avant même la modernisation agricole et la constitution du système alimentaire moderne, la France s'approvisionnait en blé russe, algérien, américain, australien (Abis, 2015) : le « local » était certes bien plus développé qu'aujourd'hui, mais il n'était pas absolu. Dans la mesure où le mode de vie urbain, les évolutions sociologiques et l'organisation du territoire et de sa logistique impliquent des réseaux de distribution et en amont, de transformation, capables d'approvisionner quotidiennement des millions de mangeurs, il faut conserver une hypothèse où ces réseaux de distribution/transformation sont organisés à cette échelle. Ajoutons que dans une optique de gestion des risques de production de plus en plus variable avec le changement climatique, la capacité de jouer sur plusieurs aires d'approvisionnement est un facteur de sécurité d'approvisionnement à considérer.

Cette analyse ne signifie pas que l'approvisionnement local n'ait pas sa place dans le bassin — ou dans toute unité géographique organisée autour d'une métropole. Les marges de développement sont conséquentes, mais le local ne peut devenir l'organisation du système alimentaire dominant en termes de flux.

Pour autant, notre analyse ne conduit pas nécessairement à considérer l'organisation globale et massale du système, reposant sur quelques acteurs très concentrés et capables de gérer des grands flux, comme la seule option. Aujourd'hui, la logique d'approvisionnement industriel en « commodités » domine et impose ses règles en amont, aux systèmes de production, conduisant à la spécialisation et l'intensification des aires de production. L'échelle de ces aires d'approvisionnement correspond aux volumes traités dans les unités de transformation, avec une tendance à la spécialisation d'autant plus marquée que l'on traite des matières premières pondéreuses (lait, betteraves,...) et/ou à faible valeur ajoutée (colza pour le diester,...). Cette taille des unités de transformation industrielle et de collecte impose la géographie de production et empêche la diversification agronomique par différents mécanismes (contrat, exclusivité de collecte,...). L'option permettant de garder à la fois une certaine logique industrielle (nécessaire pour correspondre aux modes de vie réels des urbains) mais permettant une durabilité environnementale associée à une moindre spécialisation et une moindre intensification semble donc passer par le développement d'unités de collecte/transformation plus petites et plus diversifiées sur le territoire (voir aussi chapitre 3.4). Ces unités existent ; dans l'exemple que nous avons repris dans notre analyse, elles correspondent à celles associées à un camembert au lait cru (qui limite de fait l'aire d'approvisionnement) et moulu à la louche (qui limite l'échelle du process).

Dans cette optique, l'enjeu n'est pas de s'affranchir d'une organisation industrielle, mais de remplacer celle qui domine actuellement par celle qui soit résiste tant bien que mal (par exemple : camembert de Normandie AOP) soit par celle qui pourrait se développer (par exemple : nouvelles filières de protéagineux, de chanvre à bas niveau d'intrant et d'impact. Cette perspective questionne alors le système de régulation du système industriel, et notamment le rôle des acteurs publics, des experts et scientifiques et des associations, tel qu'indiqué dans notre figure ci-dessus. C'est à ce niveau qu'il semble pertinent de penser le changement. Sans détailler ici, les registres à considérer dans la régulation portent sur l'évaluation de l'impact environnemental et sanitaire des pratiques tout au long de la chaîne de valeur alimentaire (des pesticides aux emballages), sur les règles de certification et de communication autour de ces évaluations et, sur un autre plan, sur les politiques d'accompagnement de la recherche, de l'innovation et d'investissements. C'est bien

au total un nouveau référentiel d'évaluation qu'il faut envisager, accompagnant des changements effectifs dans les choix d'investissements industriels et logistiques ainsi que dans les différents modes de vente dans les différents circuits de distribution. Les principes de ce nouveau référentiel sont déjà connus sinon opérationnels, ils portent sur l'environnement et le social et pourraient déboucher sur une nouvelle comptabilité à portée décisionnelle (CARE), en intégrant ce qui est aujourd'hui considéré soit comme une « externalité », soit comme non comptabilisable (capital naturel par exemple). Sans un tel renouvellement du référentiel d'évaluation, les stratégies d'hybridation des acteurs industriels qui jouent des manques et ambivalences du référentiel actuel risquent de limiter l'impact effectif des changements de comportements alimentaires, au seul profit d'une gamme plutôt qu'une autre.

Ce projet est global et dépasse la problématique d'un engagement pour des actes de consommation durables, au plan individuel. Mais le développement de ces derniers peut jouer un rôle significatif en faisant monter en puissance les attentes et en impliquant les collectivités territoriales et les secteurs concernés par les impacts du système alimentaire de masse (santé, environnement, voire tourisme et culture) pour qu'ils participent activement au débat technique et politique autour de la régulation du système alimentaire.

Bibliographie

- Abis, S. (2015). Le blé : géohistoire d'un grain au cœur du pouvoir. *Géoéconomie*, 77(5), 195-215.
- ADEME, L. B. (2017). *Analyse des enjeux économiques et sociaux d'une alimentation plus durable. Volet 1 « Analyse des valeurs sociales de l'alimentation »*. .
- Anglade, J., Billen, G., & Garnier, J. (2017). Reconquérir la qualité de l'eau en régions de grande culture: agriculture biologique et reconnexion avec l'élevage. *Fourrages*, 231, 257–268.
- Béjanin, A., Czarnobroda, G., Faysse, A., Gauthier, L., & Geneste, P. (2018). *L'eau, la ville et le territoire - deux scénarios prospectifs à 2050 pour le bassin de la Seine - Livret Scénarios de prospective*. Paris: Piren Seine.
- Billen, G. (2011). *L'empreinte alimentaire de Paris en 2030*. Paris.
- Bognon, S. (2014). *Les Transformations de L'approvisionnement Alimentaire Dans La Metropole Parisienne. Trajectoire Socio-Ecologique et Construction de Proximités*. Thèse, Paris.
- Callon, M. (1986). Some elements of a sociology of translation: domestication of the scallops and the fishermen of St Brieuc Bay. Dans J. Law, *Power, action and belief: a new sociology of knowledge?* (pp. 196-223). London: Routledge.
- Claquin, P., Martin, A., Deram, C., Bidaud, F., Delgoulet, E., Gassie, J., & Hérault, B. (2017). *MOND'Alim 2030, panorama prospectif de la mondialisation des systèmes alimentaires*. Paris: La Documentation française.
- Djenaihi, M. (2017). *Évolution des pratiques alimentaires et du système alimentaire du bassin Seine-Normandie*. Rapport de césure Sciences Po, Piren Seine.
- Esnouf, C., Russel, M., & Bricas, N. (. (2011). *Pour une alimentation durable. Réflexion stratégique duALIne*. Paris: Quae.
- Fouilleux, È. (2000). Entre production et institutionnalisation des idées. La réforme de la Politique agricole commune. *Revue française de science politique*, 50-2, 277-306.
- Ionescu-Somers, A., & Steger, U. (2008). *Business Logic for Sustainability: A food and beverage industry perspective*. (P. Macmillian, Éd.) UK.
- IPCC. (2018). *GLOBAL WARMING OF 1.5 °C an IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Summary for Policymakers.
- Julien, P., Lamonde, P., & Latouche, D. (1975). La méthode des scénarios en prospective. *L'Actualité économique*, 51(2), 253– 281.
- Lumbroso, S. (2018 (à soumettre)). *Prospective et stratégie pour l'environnement : entre fabrique des futurs et situation de gestion de l'environnement, quelles prises pour l'action ? Thèse de doctorat*. Paris: ABIES AgroParisTech.

- Malassis, L. (1994). *Nourrir les Hommes*. Paris: Dominos-Flammarion.
- Poux, X., & Aubert, P.-M. (2018). *Ten Years for Agroecology in Europe: a multifunctional agriculture for healthy eating. Findings from the Ten Years For Agroecology (TYFA) modelling exercise*. Iddri, Paris.
- Poux, X., & Lumbroso, S. (2017). *La prospective des systèmes agri-alimentaires du bassin de la Seine : entre commodification industrielle et hybridation alimentaire et territoriale*. Piren Seine, Paris.
- Rastoin, J.-L., & Ghersi, G. (2010). *Le système alimentaire mondial. Concepts et méthodes, analyses et dynamiques*. Versailles: Quae.
- Treyer, S. (2006). *A quelle raréfaction de l'eau faut-il se préparer ? Construire une intervention prospective au service de la planification pour les ressources en eau en Tunisie*. Paris: ENGREF (AgroParisTech).
- Westhoek, H., Lesschen, H., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., . . . van Grinsven, H. (2014). Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake . *Global Environmental Change*, 26, 196-205.

Trajectoire socio-écologique du système agro-alimentaire du bassin de la Seine : une approche par les flux

Gilles Billen^{1*}, Julia Le Noë^{1,2}, Josette Garnier¹

¹ UMR Metis, Sorbonne Université, Paris, France

² Institute of Social Ecology, BOKU, Vienne, Autriche

* gilles.billen@upmc.fr

Résumé

L'analyse depuis le milieu du XIXe siècle des flux de denrées agricoles, tant internes (flux bio-physiques entre les différents compartiments du système agro-alimentaire) qu'externes (flux commerciaux sur les marchés inter-régionaux ou internationaux) révèle les tendances lourdes du système agro-alimentaire du bassin de la Seine, vers plus de spécialisation régionale, d'ouverture et de dépendance extérieure. Du point de vue du fonctionnement biogéochimique des systèmes agro-alimentaires, trois grandes périodes peuvent être distinguées. Du milieu du XIXe siècle au milieu du XXe, la polyculture-élevage domine encore dans toutes les régions françaises. Les trente années d'après-guerre sont celles de la Grande Accélération et de la spécialisation régionale. Depuis la fin des années 1980, la fertilisation s'est stabilisée, l'usage des pesticides s'est accru et la spécialisation s'est accentuée. Des signaux faibles laissent penser qu'une mutation profonde du système agro-alimentaire est aujourd'hui possible.

Points clefs

- Les flux de denrées agricoles révèlent le fonctionnement du système agro-alimentaire.
- Trois périodes peuvent être distinguées dans la trajectoire à long terme du système agro-alimentaire du bassin de la Seine depuis le milieu du XIXe siècle.
- De nombreux signaux laissent penser que le système agro-alimentaire pourrait être aujourd'hui à la veille d'un bouleversement de grande ampleur, comme celui des Trente Glorieuses.

Pour citer cet article : Billen, G., Le Noë, J. et Garnier, J., *Trajectoire socio-écologique du système agro-alimentaire du bassin de la Seine : une approche par les flux*, dans *Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : passé, présent et futurs possibles*, Billen et al. (eds.), *Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine*, Volume 1, 2019.

Sommaire

Introduction.....	116
1. Ce que révèlent les flux de marchandises agricoles.....	116
1.1. Le Port de Rouen, porte d’entrée du bassin de la Seine	116
1.2. Les flux d’échanges intra-nationaux	119
2. La structure des flux internes au système agro-alimentaire.....	121
2.1. Une typologie des systèmes agro-alimentaires basée sur les flux internes	121
2.2. Les trajectoires de la spécialisation et de l’ouverture.....	122
3. Conclusion	125
Bibliographie.....	126

Introduction

Tout territoire, comme celui du bassin versant de la Seine, est un socio-écosystème, objet hybride à l'interface nature-culture, construits par l'action volontaire d'une société sur les milieux bio-physiques dont elle dépend. La biogéochimie territoriale s'attache à décrire et à expliquer le fonctionnement du métabolisme des socio-écosystèmes, défini par Fisher-Kowalski (1998) comme l'ensemble des flux de matières et d'énergie mis en œuvre par le fonctionnement d'une société pour sa subsistance collective. Une telle approche, appliquée au territoire du bassin de la Seine, a été au cœur du programme de la phase 7 du PIREN-Seine. Le système de production agricole joue un rôle central dans ces dynamiques parce qu'il occupe une place centrale tant dans l'espace du bassin versant que dans les flux de matière caractérisant le métabolisme du système. Il est aujourd'hui un des principaux déterminants de l'état de l'hydrosystème. L'analyse sur le temps long des mutations qui ont affecté le système agro-alimentaire est essentielle pour mettre à jour les déterminants des dynamiques encore à l'œuvre aujourd'hui, et fournir ainsi une base pour l'élaboration de scénarios prospectifs. Cette approche de reconstitution historique est en outre indispensable pour appréhender la question des héritages que constitue l'accumulation dans les sols de stocks à longue durée de vie comme ceux du phosphore ou du carbone.

Nous voudrions ici montrer comment l'analyse des chroniques de longue durée des flux, en particulier ceux de l'azote, du phosphore et du carbone, qui sous-tendent le fonctionnement du système agro-alimentaire du bassin de la Seine, révèle les caractéristiques majeures de l'évolution de ce système vers plus d'ouverture et de spécialisation. Deux types d'approche seront mobilisés à cet effet : (i) l'analyse des flux d'échanges commerciaux entre le territoire et le monde extérieur ; (ii) l'analyse de l'agencement interne des flux qui assurent le fonctionnement du système agro-alimentaire.

Outre des résultats inédits, ce rapport reprend de larges extraits d'un rapport PIREN précédent (Le Noë et al, 2017) et de plusieurs publications (Le Noë et al., 2016, 2018, 2019a,b).

1. Ce que révèlent les flux de marchandises agricoles

Les flux d'échanges commerciaux de marchandises, au sein d'un territoire et entre ce territoire et l'extérieur, sont très révélateurs de son mode de fonctionnement. L'approche économique classique quantifie ces échanges en terme de valeur monétaire, sans toujours s'interroger ni sur ce que représente cette valeur (une rareté ? une quantité de travail incorporée ? un rapport de pouvoir ?), ni sur son caractère éminemment dépendant des fluctuations du marché. L'approche en termes de flux de matière est de ce point de vue beaucoup plus robuste, puisqu'elle révèle une réalité matérielle incontestable. Ce type d'approche a été utilisé à l'échelle des échanges commerciaux de la France entière sur le marché international par Magalhães et al. (2018) et par Infante-Amate et Krausmann (2019).

1.1. Le Port de Rouen, porte d'entrée du bassin de la Seine

L'estuaire de la Seine est une des voies principales par lesquelles le territoire du bassin échange des marchandises pondéreuses avec l'extérieur. L'analyse sur le long terme du trafic du Port de Rouen offre ainsi un éclairage intéressant sur l'évolution de ces échanges. Les données (Figures 1 et 2) ont été reconstituées depuis le milieu du XIXe siècle à partir de diverses sources (Reymondier, 1990 ; PAR-SED, 2008 ; GIP Seine Aval, 2009).

Le trafic total augmente considérablement à partir des années 1870, après l'achèvement des travaux d'endiguement des berges et d'approfondissement du chenal de l'estuaire de Tancarville à Rouen. Mais il ne décollera véritablement qu'après l'aménagement de l'estuaire aval, avec la construction de la digue Nord non

submersible, puis l'enserrement d'un chenal par des digues submersibles qui stabilisent définitivement l'accès à la partie fluviale de l'estuaire. Il est frappant de constater (Figure 1) que, jusque dans les années 1970, les flux sont largement dominés par le trafic d'importation, alors que cette tendance s'inverse dans les décennies suivantes et jusqu'à aujourd'hui. Selon les données concernant le port de Rouen, le bassin la Seine est importateur jusque 1970, puis exportateur net actuellement.

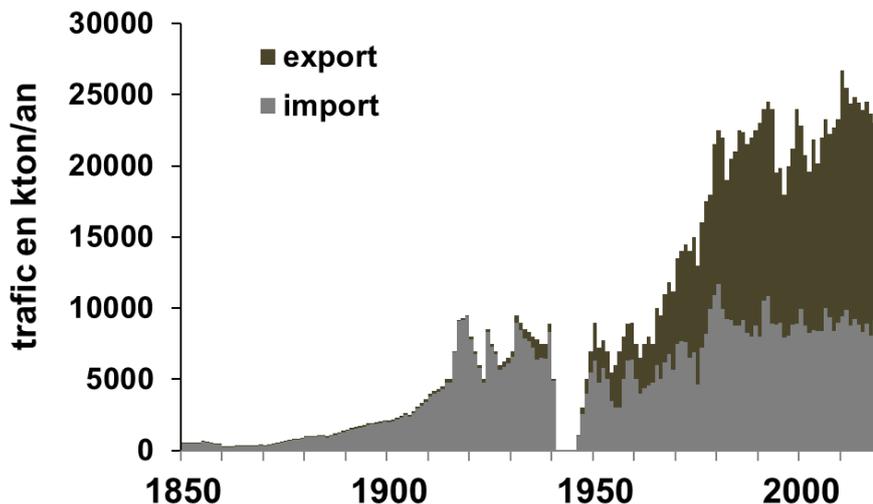


Figure 1. Trafic entrant et sortant du Port de Rouen depuis 1850, en milliers de tonnes/an

La composition détaillée du trafic reflète la nature des activités qui donne lieu à ces échanges (Figure 2).

En ce qui concerne le trafic entrant, les données manquent pour quantifier cette composition avant 1950. Toutefois, le vin, importé d'Algérie, y occupe une place très importante. L'importation de charbon se développe largement à partir des années 1920, et progresse même au cours des années 1960-1980, avec la fermeture progressive des charbonnages français.

Le pétrole occupe la seconde place dans le trafic entrant dès les années 1930, et prend la première place après 1980, au détriment du charbon. Ces flux sont surtout destinés à alimenter les raffineries et l'industrie pétrochimique installée dans la vallée de la Seine entre Le Havre et la banlieue rouennaise, qui accueille le tiers de la capacité de raffinage nationale. Une part majeure de l'activité de ces industries est destinée à l'export, comme l'indique l'importance des produits pétroliers dans le trafic descendant (Figure 2b).

Les engrais constituent le troisième poste du trafic d'importation, devant les matériaux de construction. Jusqu'à la fin des années 1980, d'importantes capacités industrielles de production d'engrais phosphatés (super-phosphates) existaient en France, et notamment dans les régions Havraise et Rouennaise alimentées par des minerais de phosphates importés pour la plus grande partie des colonies ou protectorats français du Maghreb. Le caractère très polluant de cette industrie, et l'accession à l'indépendance des colonies, ont conduit à l'arrêt de cette activité en France. Ce sont aujourd'hui des engrais déjà transformés qui sont importés depuis le Maghreb.

Le premier poste du trafic d'exportation du Port de Rouen est constitué depuis 1980 par les céréales (Figure 2b). Il s'agit là de la marchandise la plus emblématique du caractère exportateur du bassin de la Seine. 50% des exportations françaises de blé et d'orge et 20% des exportations européennes de céréales transitent par Rouen (www.haropaports.com/fr/rouen/produits-agroalimentaires). La capacité de stockage des céréales dans la région Rouennaise est de 1.3 millions de tonnes et marque aussi profondément le paysage que l'industrie pétrochimique. Ces céréales sont actuellement pour l'essentiel à destination du Maghreb et de l'Asie mineure (Fig. 3).

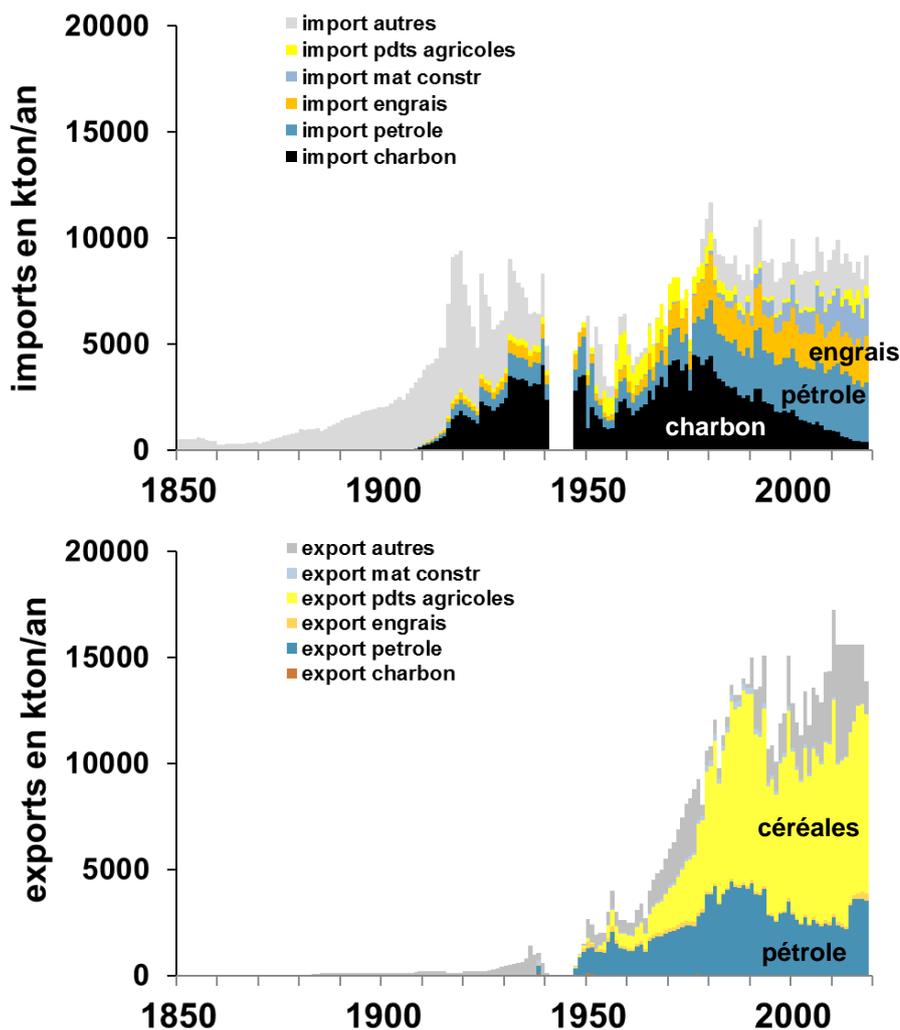


Figure 2. Composition du trafic entrant (au-dessus) et sortant (en-dessous) du Port de Rouen depuis 1850, en milliers de tonnes/an

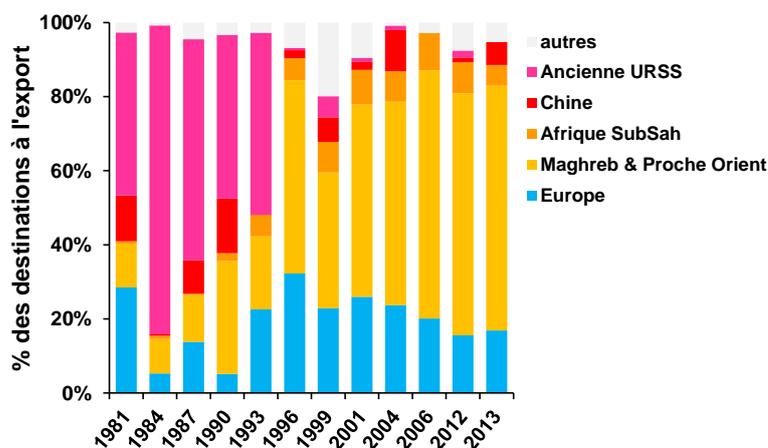


Figure 3. Destination des exportations de céréales au départ de Rouen. Données de la base de données SitraM sur les flux de marchandises.

Les données de la FAO, disponibles depuis 1961 permettent de replacer ces tendances dans celles du commerce extérieur de produits agricoles de la France entière (Figure 4) : l'accroissement considérable des exportations de céréales s'est accompagné d'importations croissantes d'aliments pour bétail, en particulier de soja et de tourteaux en provenance d'Amérique Latine.

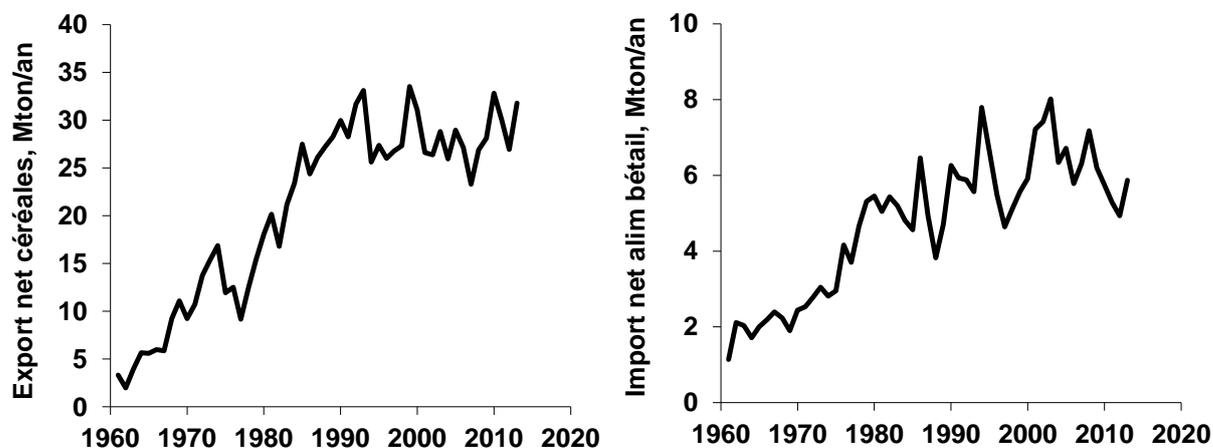
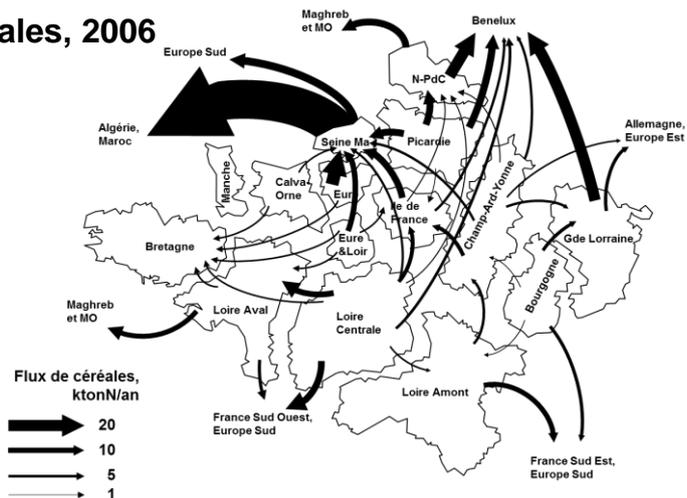


Figure 4. Evolution des exportations nettes de céréales et des importations nettes d'aliments pour animaux (graines oléagineuses, tourteaux et fourrages) de la France (données FAO).

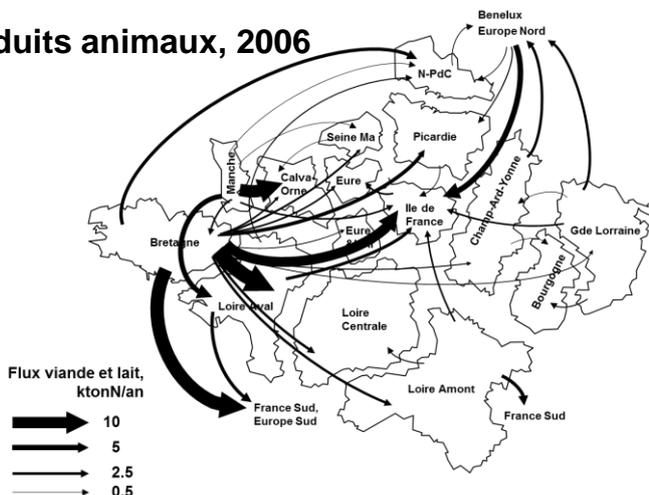
1.2. Les flux d'échanges intra-nationaux

Les échanges de marchandises entre départements français sont recensés depuis 1981 dans la base SitraM, établie par les services ministériels en charge de la gestion des transports. Cette base n'a que rarement été exploitée dans le cadre d'études scientifiques sur la structure du système agricole. Elle a servi cependant à la définition des aires d'approvisionnement alimentaire de la métropole parisienne (Billen et al., 2009). Elle a permis aussi de dresser un tableau des flux d'échanges commerciaux de denrées agricoles entre le bassin de la Seine et les autres régions françaises et étrangères (Figure 5). Ces flux sont exprimés par leur contenu en protéines, une unité générique qui permet de les comparer entre eux. Ils confirment le caractère exportateur du bassin de la Seine en ce qui concerne les céréales, sa dépendance en matière d'alimentation en protéines animales vis-à-vis d'autres régions françaises telles que celle du Grand-Ouest, et la dépendance de ces dernières vis-à-vis de l'Amérique Latine pour l'alimentation du bétail, plus particulièrement en soja et tourteaux de graines oléo-protéagineuses.

Flux de céréales, 2006



Flux de produits animaux, 2006



Flux d'aliments pour animaux, 2006

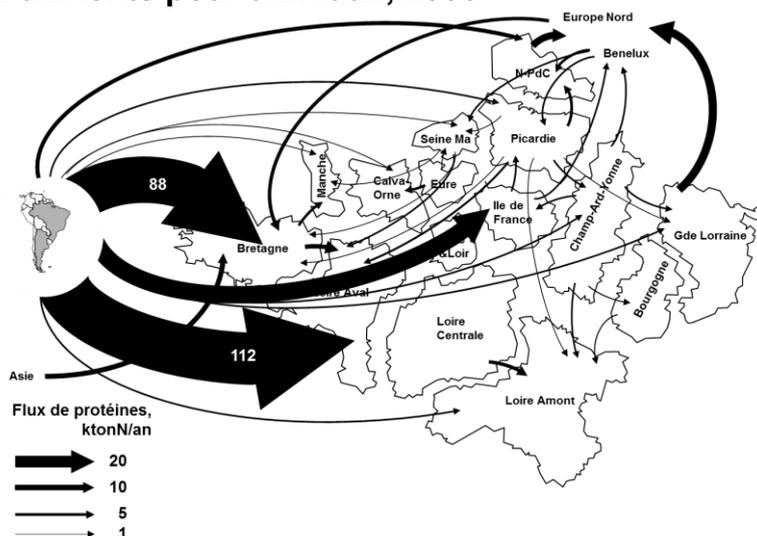
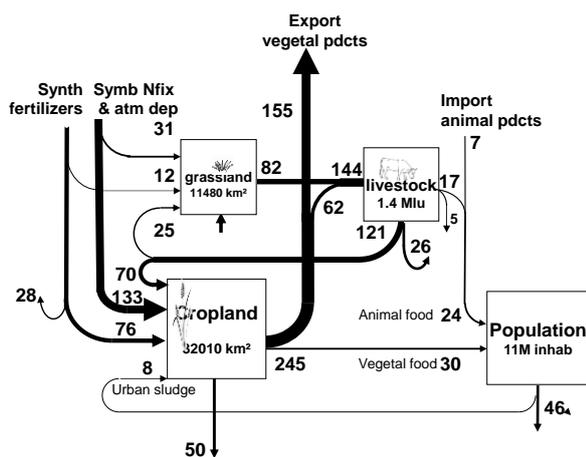


Figure 5. Flux d'échanges commerciaux de céréales, de produits animaux (viande, œufs et lait), et d'aliments pour animaux (soja, tourteaux, ...) entre les régions agricoles du Nord de la France et avec l'étranger. Données Sitram (d'après Le Noë et al., 2016).

2. La structure des flux internes au système agro-alimentaire

Outre les flux d'échange avec l'extérieur, l'approche GRAFS (Generalized representation of agro-food systems, Billen et al, 2014, Le Noë et al, 2017) permet de formaliser les flux de matière internes au système territorial, en représentant l'agencement des transferts de nutriments résultant des processus de production, de consommation et de recyclage qui constituent le fonctionnement trophique de ce système. Elle montre les interrelations entre ses 4 compartiments principaux: les terres arables, les prairies permanentes et semi-naturelles, le cheptel animal et la population humaine (Figure 6), et produit ainsi une image synthétique du 'profil' biogéochimique du système agro-alimentaire du territoire. Elle permet d'en dériver un certain nombre d'indicateurs de ses performances agronomiques et de son empreinte environnementale en termes de ressources consommées ou de polluants émis (Le Noë et al. 2017). L'azote étant l'un des principaux élément limitant de la production agricole, et les protéines un des principaux constituant de la ration alimentaire animale et humaine, cependant que les pertes d'azote vers l'atmosphère et les hydrosystèmes provoquent des altérations environnementales majeures (Sutton et al., 2011), la représentation GRAFS en termes de flux d'azote est le plus souvent privilégiée, car la plus pertinente vis-à-vis de ces questions. Néanmoins, l'approche GRAFS peut également se décliner en termes de flux de phosphore et de carbone.

Bassin de la Seine, 1955
ktonN/an



Bassin de la Seine, 2014
ktonN/an

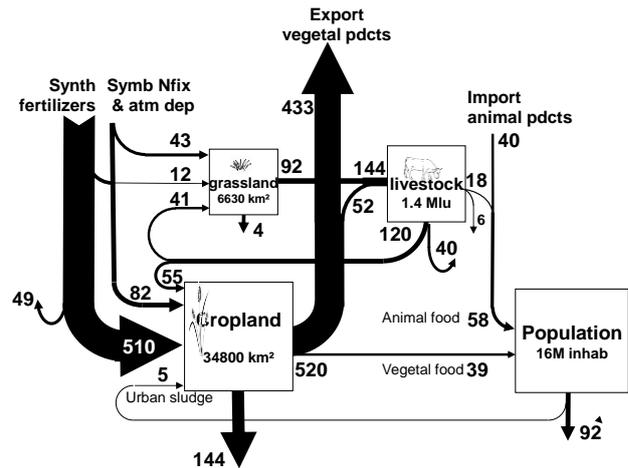


Figure 6. Représentation GRAFS du fonctionnement du système agro-alimentaire territoriale du bassin de la Seine en 1955 et en 2014, en termes de flux d'azote (Billen et al., 2019).

2.1. Une typologie des systèmes agro-alimentaires basée sur les flux internes

Afin de caractériser la structure des systèmes de production agricole à l'échelle territoriale, une typologie a été élaborée sur la base de leur degré de spécialisation, d'ouverture ou d'autonomie, et de connexion entre culture et élevage (Figure 7). Les critères biogéochimiques utilisés sont des indicateurs basés sur les flux ou des ratios de flux, révélateurs du degré d'interaction entre terres arables, cheptel et prairies permanentes. Un arbre de décision, établi de manière empirique permet de formaliser la logique de classification des types de système de production agricole, les critères utilisés et les seuils fixés.

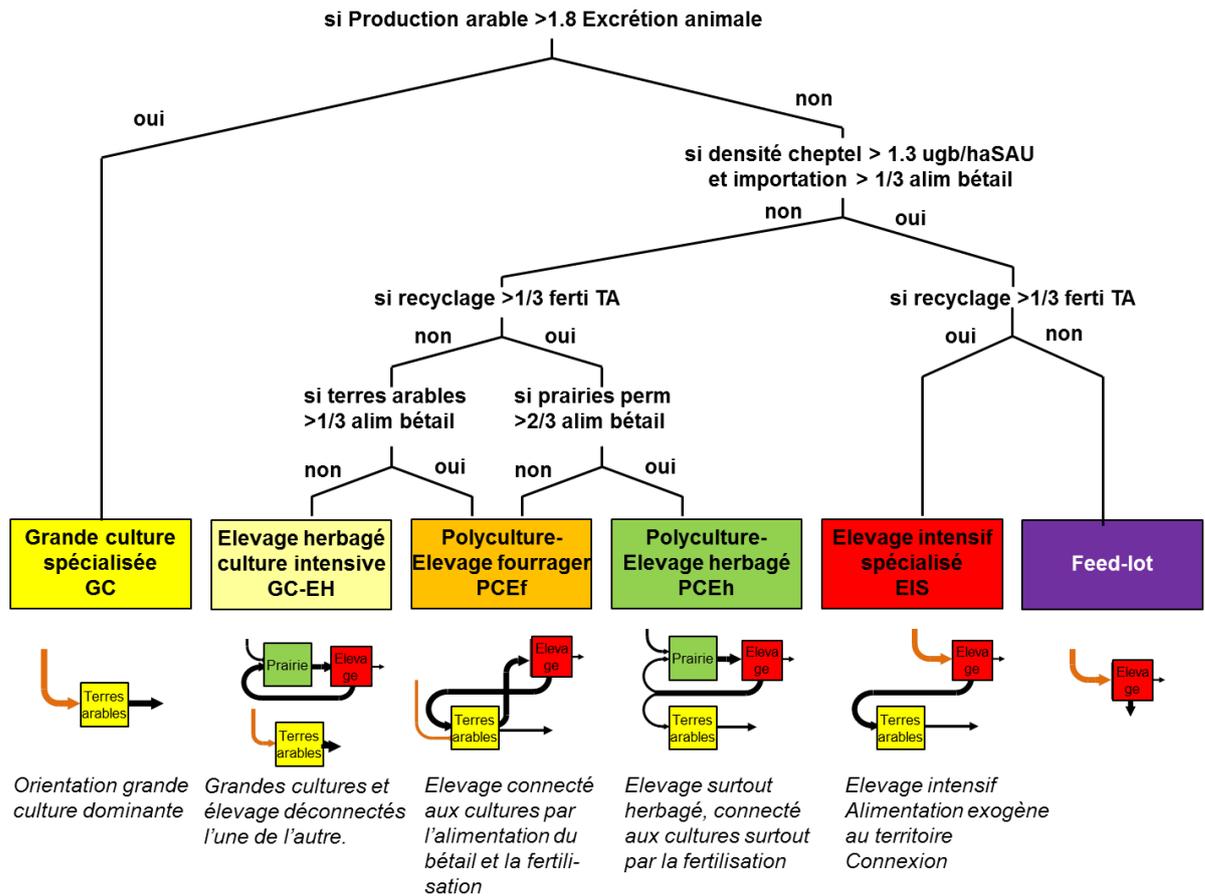


Figure 7. Arbre de décision de la typologie biogéochimique des systèmes de production agricole

2.2. Les trajectoires de la spécialisation et de l'ouverture

L'application de cette typologie à la chronique du fonctionnement des systèmes agro-alimentaires des divers territoires agricoles français au cours de la période de 1850 à 2015 permet de décrire les trajectoires différenciées de ces territoires et de distinguer 3 grandes phases historiques dans leur évolution.

Au XIX^{ème} et au début du XX^{ème} siècle la polyculture-élevage est le système de production agricole prédominant en France (Figure 8). La restitution active des nutriments prélevés par les cultures implique une bonne gestion des fumiers et fait de nécessité vertu. L'élevage est encore « *le mal nécessaire* » dont parlait Lavoisier (Risse, 1994), et la ferme est considérée comme « *une fabrique de fumier, les bestiaux sont des machines à fumier* » (Bertin, 1856). Les cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore restent fermés dans la quasi-totalité des territoires français.

Dès le début des années 1930, apparaît une tendance à la spécialisation en grandes cultures, sans doute permise par le développement de l'industrie des engrais chimiques azotés, l'expansion du chemin de fer et l'homogénéisation du marché national agricole (Duby et Wallon, 1993). Dès lors, l'agriculture française peut amorcer le passage d'une économie de subsistance où règne l'autoconsommation à une économie de marché où la production est davantage guidée par les avantages comparatifs et les possibilités d'écoulement sur le marché. Ce type de spécialisation s'étend progressivement mais nettement, d'abord à l'ensemble des régions du bassin parisien, puis à l'Alsace et enfin aux régions du Sud-Ouest. Dans ces régions, l'élevage se réduit considérablement et la fertilisation des terres arables est de plus en plus dépendante des engrais chimiques. A partir des années 1960, on voit l'apparition de systèmes de culture intensive mais préservant une activité d'élevage plutôt herbagère. Ce type intermédiaire est caractéristique de

la période 1960-2000 et semble disparaître dans la période récente. Les territoires concernés maintiennent une activité d'élevage et des surfaces de prairies significatives mais utilisent principalement des engrais de synthèse pour fertiliser les terres arables. Enfin, les années 1980 annoncent le début d'un élevage spécialisé et intensif dans l'Ouest caractérisé par l'augmentation de la densité du cheptel et une dépendance accrue aux importations depuis l'étranger pour l'alimentation du bétail.

Cependant un certain nombre de territoires ne suivent pas ce mouvement de spécialisation et continuent de fonctionner sur le mode de la polyculture-élevage. Ces systèmes ont pourtant su s'intensifier puisque la densité de cheptel y croît également et que les rendements arables progressent presque autant qu'en grandes cultures. Les déjections animales continuent d'assurer la majeure partie de la fertilisation des terres arables en azote. Dans ces régions, intensification n'a donc pas été synonyme de spécialisation territoriale. Il importe toutefois de remarquer que ces régions exportent une partie de leur production vers d'autres régions plus densément peuplées et moins rurales (Le Noë et al., 2016). Les apports compensatoires en azote pourraient être fournis par la fixation symbiotique, mais le recours aux fertilisants chimiques phosphorés est, à terme, nécessaire pour que ces régions restent exportatrices. La rupture métabolique entre ville et campagne (Foster, 2000) révèle ici l'incompatibilité structurelle entre l'économie circulaire promue par les défenseurs d'une croissance verte et la séparation géographique des zones de production et de consommation. Le problème de la circularité des flux de matière ne saurait donc se résoudre par une approche purement technico-économique et pose ainsi la question des relations entre modes de production et de consommation.

Au cours des 150 dernières années, les territoires restés en polyculture-élevage sont ceux où l'intensification de la production arable et la densification du cheptel ne se sont pas accompagnés d'une spécialisation agricole. Ainsi, dans les régions de polyculture-élevage, les cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore sont restés relativement fermés.

Néanmoins, la période des années 1960-1990 est marquée pour tous les types de systèmes agricoles, y compris ceux de polyculture-élevage, par une fertilisation chimique considérable induisant un plus grand degré d'ouverture des cycles de l'azote et du phosphore (Figure 9). Les apports compensatoires en azote pourraient être fournis par la fixation symbiotique, mais le recours aux fertilisants chimiques phosphorés est, à terme, nécessaire pour que ces régions restent exportatrices. Cette période a conduit à l'accumulation de stocks de phosphore dans les terres arables et à des pertes d'azote considérables, responsables d'une sévère détérioration environnementale locale par la pollution des systèmes aquatiques et de l'atmosphère.

La période plus récente est marquée par une diminution de la fertilisation chimique azotée et phosphorée, avec en conséquence, une baisse des pertes environnementales d'azote et des bilans phosphorés plus faibles, souvent même négatifs dans les zones de grandes cultures. C'est aussi la période de l'explosion de l'usage des pesticides (Figure 9). Les territoires de polyculture élevage n'ont pas échappé à ces tendances. Ils gardent cependant un profil de fonctionnement biogéochimique plus vertueux que les systèmes spécialisés, en termes d'impact environnemental (ainsi qu'en témoignent les plus faibles bilans d'azote sur les terres arables synonymes de moindres pertes vers les hydrosystèmes), comme en termes de diversité paysagère. Leur plus grande autonomie par rapport aux importations contribue également à leur conférer davantage de résilience dans un contexte de crises économiques et climatiques.

La rupture métabolique entre ville et campagne (Foster, 2000) révèle ici l'incompatibilité structurelle entre l'économie circulaire promue par les défenseurs d'une croissance verte et la séparation géographique des zones de production et de consommation. Le problème de la circularité des flux de matière ne saurait donc se résoudre par une approche purement technico-économique et pose ainsi la question des relations entre modes de production et de consommation.

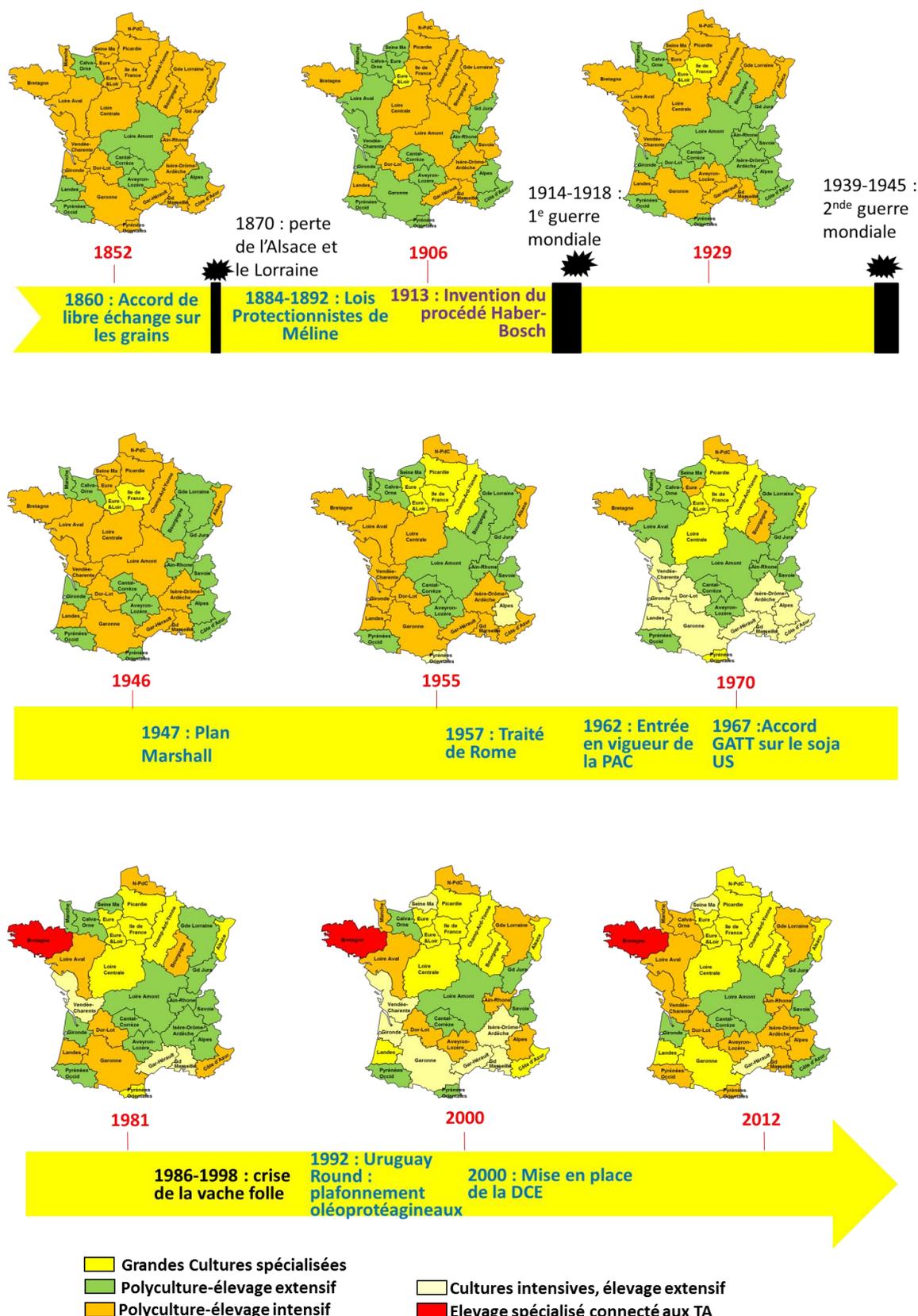


Figure 8 : Chronologies des types de systèmes agricoles dans les régions françaises depuis 1852

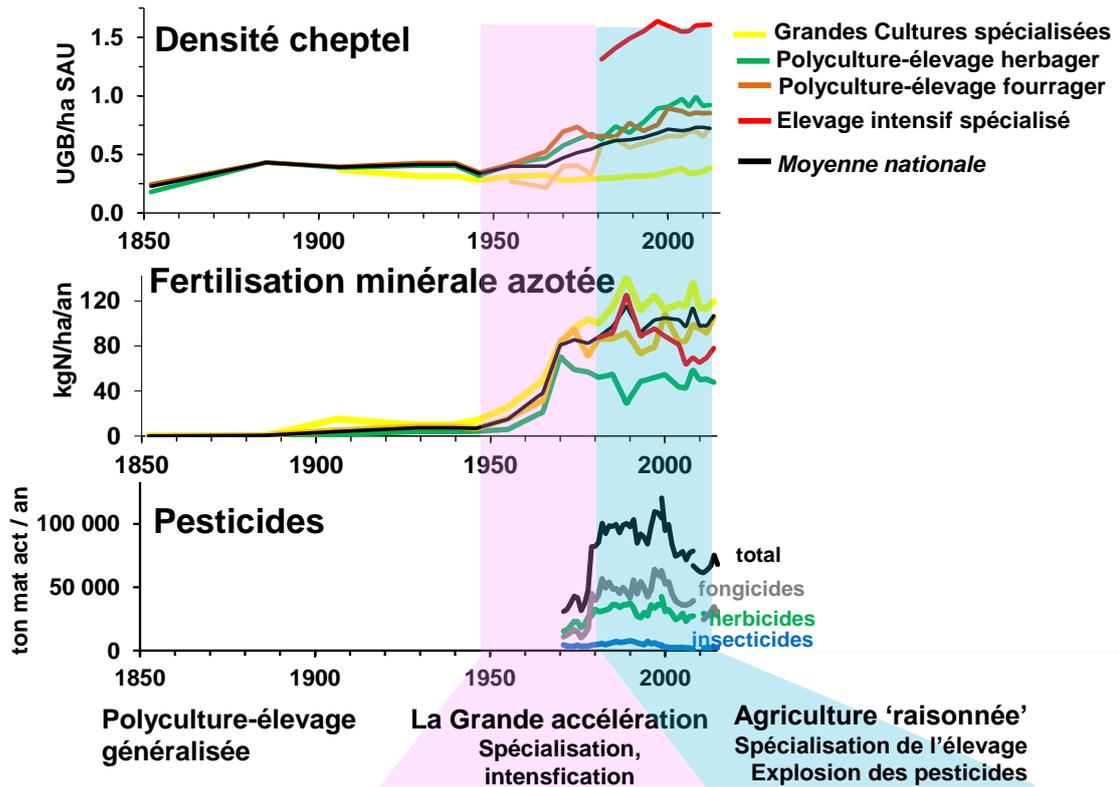


Figure 9. Périodisation de la trajectoire des systèmes agricoles français au cours des deux derniers siècles.

3. Conclusion

L'analyse historique des flux internes et externes de denrées agricoles qui caractérisent le métabolisme du territoire du bassin de la Seine révèlent un processus de spécialisation et d'ouverture de chacune des régions qui constituent cet espace. Les flux de marchandises qui transitent par Rouen (importation d'engrais, exportation de céréales) révèlent le processus d'intensification et d'ouverture du système agricole du bassin de la Seine à l'œuvre depuis l'après-guerre. L'importation de viande et de lait vers le centre du bassin parisien depuis les régions périphériques du bassin traduit la spécialisation des systèmes agricoles régionaux conduisant à repousser les productions animales vers l'Est qui reste en polyculture-élevage ou vers l'Ouest qui se spécialise dans un élevage intensif très dépendant d'importation de fourrage. Les flux d'importation de graines oléagineuses et de tourteaux vers ces régions sont aussi révélateurs de cette intensification. Ce mouvement d'intensification, de spécialisation et d'ouverture s'il s'amorce dès le début du XXe siècle, s'accélère énormément, sous l'effet de politiques publiques volontaristes, durant les trente ans qui suivent la fin de la deuxième guerre mondiale. La période qui suit, depuis la fin des années 1980 où les politiques publiques, moins interventionnistes, s'infléchissent vers plus de réglementation environnementale, se caractérise par un ralentissement de l'intensification (diminution de la fertilisation phosphorée, plafonnement de la fertilisation azotée), mais aussi par un accroissement du recours aux pesticides et une accentuation de l'ouverture et de la spécialisation (Figure 9).

Telles sont les tendances lourdes, centrifuges, de l'évolution du système agro-alimentaire du bassin de la Seine sur le long terme. Des signaux faibles cependant peuvent être perçus depuis une dizaine d'années qui traduisent l'émergence de forces plus centripètes : demande forte de la part des consommateurs de produits bio et locaux, conversions de plus en plus nombreuses à l'agriculture biologique des exploitations agricoles, refus des risques pour la santé de l'usage des pesticides et des organismes génétiquement

modifiés... Il semble qu'une conscience écologique de plus en plus massive se développe aujourd'hui et favorise la mise en place progressive d'un rapport de force, si non propice à la transformation des systèmes agro-alimentaires vers plus de soutenabilité, du moins limitant l'évolution linéaire des trajectoires observées ces cinq dernières décennies.

Bibliographie

Billen, G., Barles S, Garnier J, Rouillard J. and Benoit P (2009) .The Food-Print of Paris: Long term Reconstruction of the Nitrogen Flows imported to the City from its Rural Hinterland. *Regional Environmental Change* 9: 13-24 DOI 10.1007/s10113-008-0051-y

Billen, G; Lasseletta, L & Garnier, J. (2014) A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security*, 3: 209-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.003i>.

Billen G, Garnier J, Le Noë J, Viennot P, Gallois N, Puech T, Schott C, Anglade J, Mary B, Beaudoin N, Léonard J, Mignolet C, Théry S, Thieu T, Silvestre M, and Passy P. (2019). The Seine Watershed Water-Agro-Food System: Long-Term Trajectories of C, N and P Metabolism In Flipo N, Labadie P and Lestel L (eds.), *The Seine River Basin, Handbook of Environmental Chemistry*. Doi 101007/698_2019_393

Bertin, A. 1856. Du fumier, de la culture et du bétail, en vue du fumier. Carette-Bondessein, imprimeur-libraire, Valognes

Duby G & Wallon (1993) *Histoire de la France rurale*. Ed. Seuil, Paris

Fischer-Kowalski, M. (1998). Society's Metabolism The intellectual History of Material Flow Analysis, Part I, 1860-1970, 2, 1.

Foster J.B. (2000). *Marx's ecology: Materialism and Nature*. Montly Review Press, New York.

Infante-Amate, J., Krausmann, F., (2019). Trade, Ecologically Unequal Exchange and Colonial Legacy: The Case of France and its Former Colonies (1962–2015), *Ecological Economics*, 156, 98-109. DOI : [10.1016/j.ecolecon.2018.09.013](http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.09.013).

Le Noë J, Billen G, Lassaletta L, Silvestre M, Garnier J. (2016). La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires. *Cahiers Agricultures* 25, 15004. DOI: 10.1051/cagri/2016002

Le Noë J, Billen G, Garnier J (2017). Approche biogéochimique pour l'analyse spatiale et temporelle des systèmes de production agricole en France depuis la fin du XIXe siècle. *Rapport PIREN-Seine 2017*.

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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040>

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. *Agr Ecosyst Env*. 265: 132-143. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.039>

Le Noë J, Billen G, Garnier J (2019a). Trajectoires des systèmes de production agricole en France depuis la fin du XIXe siècle : une approche biogéochimique. *Innovations Agronomiques* 72, 149-161

Le Noë J., Billen G., Mary B., Garnier J. (2019b). Drivers of long-term carbon dynamics in cropland: a biopolitical history (France, 1852–2014). *Environmental Science and Policy*. 93: 53–65. doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.027

Magalhães, N., Fressoz, J.-B., Jarrige, F., Le Roux, T., Levillain, G., Lyautey, M., Noblet, G., Bonneuil, C., (2018). The Physical Economy of France (1830–2015). The History of a Parasite? *Ecological Economics*, 157, 291-300, DOI : [10.1016/j.ecolecon.2018.12.001](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.001).

PAR-SED (2008). Port Autonome de Rouen, Service Economie et Développement. Statistiques 1970-2007.

Reymondier P. (1990). Les accès du port de Rouen, depuis l'origine jusqu'à l'époque actuelle. Synthèse effectuée pour le Port Autonome de Rouen, 79 pp.

Risse, J (2003) Histoire de l'Élevage en France. L'Harmattan, Paris

Seine-Aval (2009). Usages et aménités : conditions de navigation dans l'estuaire de la Seine. Fiche GIP-Seine-Aval.

Sutton, M., Howard, C., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H. and Grizzetti, B. (eds) (2011). *The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press. 601 pp.

Le phosphore hérité des sols agricoles : d'où vient-il, où va-t-il ?

Julia Le Noë^{1,2*}, Nicolas Roux^{1,2}, Gilles Billen², Josette Garnier², Simone Gingrich¹, Karl-Heinz Erb¹, Fridolin Krausmann¹, Vincent Thieu², Marie Silvestre²

¹ Institute of Social Ecology, BOKU, Vienne, Autriche

² UMR Metis, Sorbonne Université, Paris, France

* julia.lenoe@boku.ac.at

Résumé

La gestion de la fertilisation phosphorée est critique pour la soutenabilité de l'agriculture. Le phosphore est une ressource indispensable et non renouvelable, et la perturbation anthropique de son cycle à l'échelle globale a atteint un niveau préoccupant. Nous examinons ici le cas emblématique du bassin de la Seine et de ses régions limitrophes, pour décrire la trajectoire historique depuis 1850 de la gestion agricole du phosphore dans ces régions, en distinguant les sols arables et les prairies. Un modèle permettant de calculer l'évolution des stocks de phosphore total ainsi que l'évolution de la fraction labile de ce stock dans les sols a été appliqué. Les résultats montrent que les sols arables ont pu maintenir leur fertilité tout au long du XIXe siècle grâce au transfert de P depuis les prairies. Au cours de la période 1950-1980, les apports massifs de fertilisants phosphorés, importés essentiellement depuis le Maghreb, ont conduit à l'accumulation d'un stock considérable de phosphore. En l'absence de ces apports, la fertilité des sols du bassin parisien aurait baissé jusqu'à atteindre un niveau critique pour la croissance des plantes. Au contraire, les stocks accumulés jusqu'à aujourd'hui permettraient de se passer de fertilisation minérale en phosphore pendant au moins 30 ans, sans perte sensible de fertilité des sols agricoles.

Points clefs

- Un modèle de la dynamique à long terme des formes stables et labiles du phosphore dans les sols a été établi et appliqué à la trajectoire longue du phosphore dans les sols du bassin de la Seine.
- Les stocks de phosphore hérités accumulés dans les sols arables du bassin de la Seine représentent jusqu'à 80% du contenu en phosphore actuel des sols.
- Ces stocks hérités pourraient en moyenne soutenir la production agricole du bassin pendant au moins 30 ans sans apports nouveau de P minéral.

Pour citer cet article : Le Noë J et al., *Le phosphore hérité des sols agricoles : d'où vient-il, où va-t-il ?* dans *Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : passé, présent et futurs possibles*, Billen et al. (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 1, 2019.

Sommaire

Introduction.....	130
1. Un modèle de la dynamique à long terme du phosphore dans les sols.....	130
2. Bilan des apports et exports de phosphore des sols du bassin de la Seine.....	134
2.1. Evolution du bilan de phosphore.....	134
2.2. Evaluation des stocks de phosphore.....	135
3. L'origine géographique du phosphore hérité.....	137
3.1. L'approvisionnement Français en phosphore minéral.....	137
3.2. L'origine du stock de phosphore hérité.....	140
4. Le phosphore hérité: dette écologique et opportunité pour la transition.....	140
Bibliographie.....	142

Introduction

Au cours du XXe siècle, l'avènement de l'agriculture industrielle a profondément altéré le cycle global du phosphore, en mettant en circulation dans la biosphère à un rythme sans précédent les réserves de phosphore contenue dans les gisements fossiles (Elser et Benett, 2011). La perturbation du cycle qui en résulte est considérée par Rockström et al. (2009) et Carpenter et Bennett (2011) comme dépassant les limites assurant un espace de sécurité pour la survie de l'humanité. Plusieurs auteurs soulignent par ailleurs les disparités grandissantes à l'échelle mondiale des conditions d'accès aux ressources de phosphore pour l'agriculture (Potter et al., 2010; Mac Donald et al., 2012).

Le phosphore est un élément très peu mobile, sans phase gazeuse, et qui s'adsorbe fortement sur les phases minérales du sol. Les pertes environnementales du phosphore accumulé dans les sols suite à des apports supérieurs à l'exportation par la récolte se réalisent donc principalement par les processus d'érosion tandis que le lessivage et la volatilisation restent très négligeables. Le phosphore ainsi accumulé par des bilans positifs successifs entre apports et exports de phosphore aux sols agricoles est désigné sous le terme de phosphore hérité ('Legacy P') (Haygarth et al., 2014; Sharpley et al., 2013 ; Cordell et al., 2009; Mogollón et al., 2018).

Bien que seule une partie assez minime du stock total de P des sols soit directement disponible pour la croissance des plantes, de nombreuses études ont montré que le phosphore hérité pouvait subvenir aux besoins des plantes et soutenir la production agricole (Mogollón et al., 2018; Rowe et al., 2016; Wither et al., 2015; Ringeval et al., 2014), tout en constituant parfois une source significative de pollution diffuse vers les eaux de surface par érosion, conduisant à l'eutrophisation (Haygarth et al., 2014; Sharpley et al., 2013; Jarvie et al., 2013).

L'objectif de notre étude est d'évaluer l'importance de l'héritage en phosphore des sols du bassin de la Seine et des régions adjacentes acquis depuis la période pré-industrielle (1850-2015), d'en définir l'origine géographique, ainsi que sa disponibilité vis-à-vis de la production agricole, en distinguant les sols arables et les sols de prairies permanentes. Cette étude s'appuie sur la description de la trajectoire à long terme du système agro-alimentaire à l'échelle de 33 régions agricoles établie par Le Noë et al (2018) selon la démarche GRAFS (Generalized Representation of Agro-Food Systems, Billen et al., 2014 Le Noë et al, 2017). Un modèle de la dynamique du phosphore dans les sols et des échanges entre formes labile et inerte a été développé, inspiré du modèle DPPS (Dynamic Phosphorus Pool Simulator) décrits par Wolf et al. (1987), Sattari et al. (2012) and Zhang et al. (2017).

1. Un modèle de la dynamique à long terme du phosphore dans les sols

Le modèle que nous avons développé vise à calculer au pas de temps annuel l'évolution à long terme du stock de phosphore des sols arables et prairiaux en réponse aux pratiques agricoles, tout en suivant l'origine géographique des leurs apports anthropiques.

La **structure du modèle** (Figure 1) repose sur l'analyse GRAFS de la trajectoire d'évolution du système agro-alimentaire français à l'échelle de 33 régions agricoles (Le Noë et al., 2018) et considère deux stocks de phosphore dans le sol (stable et labile), comme dans le modèle DPPS (Wolf et al., 1987) ; Sattari et al., 2012 ; Zhang et al., 2017). Bien qu'il soit reconnu qu'un continuum de disponibilité du phosphore représente mieux la réalité de la dynamique de cet élément dans les sols (Fardeau et al., 1985; Shen et al., 2011), un modèle à deux compartiments est plus adapté à la simulation de la dynamique longue du phosphore dans les sols agricoles à l'échelle régionale ou globale (Sattari et al., 2012; Zhang et al., 2017). La définition précise de ces deux compartiments de P est quelque peu arbitraire, et dépend *de facto* de la paramétrisation du modèle. Ici, pour des raisons opérationnelles, nous définissons le compartiment de P labile comme la fraction de phosphore total extractible par une solution 0,5M de bicarbonate de sodium, ce qui correspond au P Olsen (Olsen, 1954), méthode largement utilisé comme indicateur de disponibilité du phosphore des sols arables (Fardeau et al., 1988 ; COMIFER, 1995).

Les **apports de phosphore** sont constitués par

(i) l'épandage de fertilisants minéraux, de déjections animales et de boues urbaines aux sols arables et prairiaux, dont la chronique depuis le milieu du XIXe siècle a été retracée par Le Noë et al (2018). On considère dans le modèle que 80% de ces apports nourrissent le stock de P labile, tandis que 20% rejoignent directement le stock de P stable, lequel n'est pas directement utilisable par les plantes (Sattari et al, 2012).

(ii) Le dépôt atmosphérique de phosphore, et sa libération par l'altération des roches sont considérés comme alimentant le stock de phosphore stable. L'importance de ces deux flux est collectivement estimée à 0.4 kgP/ha/an (Némery et Garnier, 2007).

Les sorties de phosphore consistent dans

(i) l'exportation du phosphore contenu dans la récolte, estimée à partir des statistiques agricoles et du contenu en phosphore de chaque culture, selon la compilation par Le Noë et al (2017). Par définition, cette exportation concerne directement le compartiment de phosphore labile.

(ii) l'érosion concerne à la fois le compartiment labile et le compartiment stable du phosphore dans le sol. Ce flux est calculé à partir d'une vitesse d'érosion nette calculée par région, à partir des résultats du modèle WATEM/SEDEM de Borelli et al (2018).

Les **processus internes** d'échange du phosphore entre les compartiments stable et labile sont représentés par une cinétique d'ordre 1 pour chacun des processus. La constante de vitesse pour l'échange du phosphore labile vers stable (k_{L-S}) est fixée à 0.2 an^{-1} (correspondant à une constante de temps de 5 ans) (Wolf et al., 1987; Zhang et al., 2017), tandis que la constante de vitesse pour la conversion du pool stable en P labile (k_{S-L}) est d'un ordre de grandeur inférieur et est calibrée pour chaque région sur la base des mesures disponibles de P Olsen moyen.

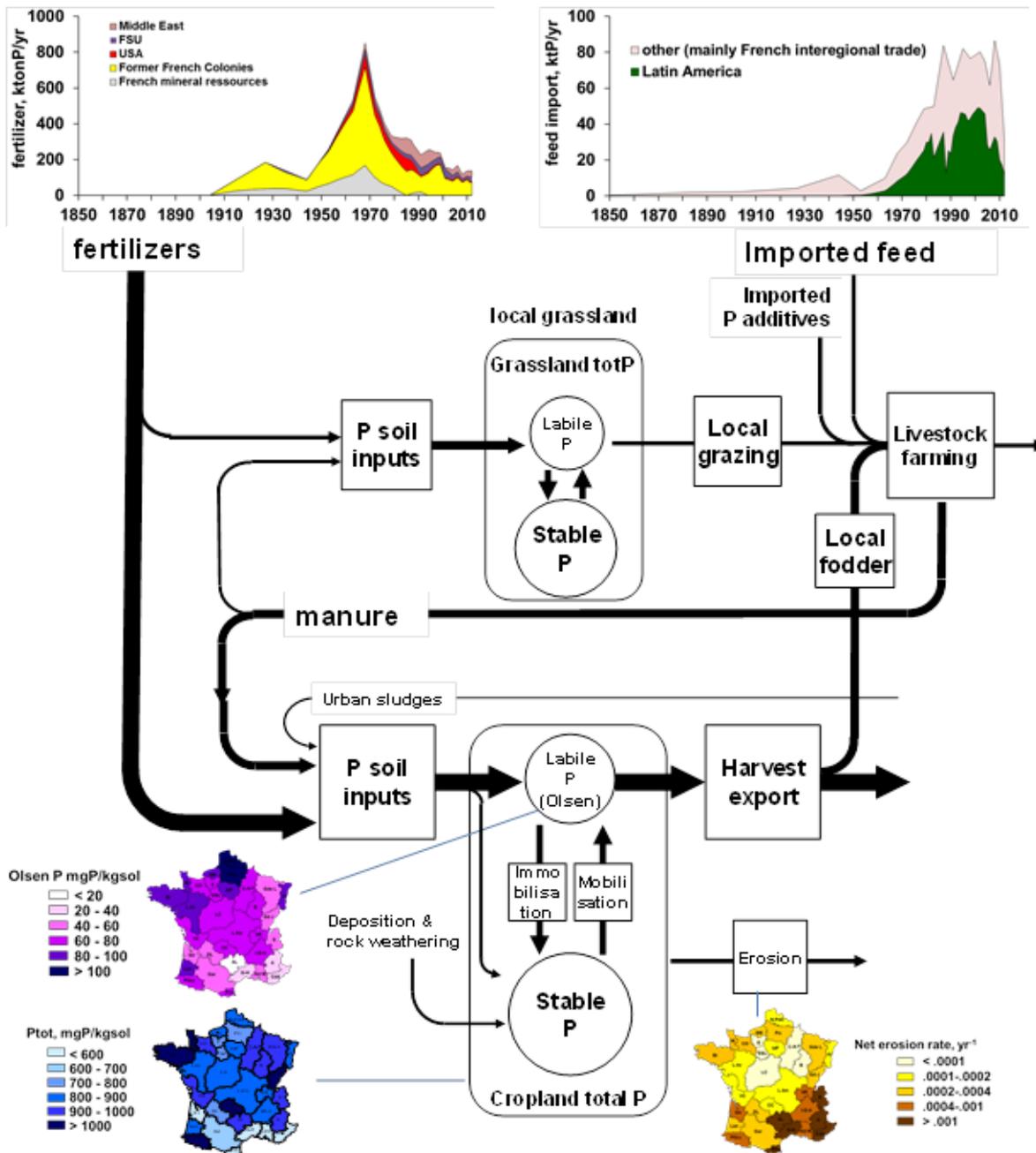


Figure 1. Le modèle de la dynamique du phosphore dans les sols)

La **valeur initiale du stock total de phosphore**, qui représente le niveau pré-industriel (en 1850), est ajustée dans chaque région à la valeur requise pour simuler correctement les niveaux de P total mesurés actuellement en moyenne dans chaque région (Delmas et al., 2015).

La **valeur initiale du stock de phosphore Olsen** dans chaque région est calculée en considérant l'atteinte d'un état stationnaire par rapport aux valeurs d'apport et d'export de phosphore documentées pour le milieu du XIX^e siècle. Cet état stationnaire est celui correspondant à l'équation différentielle d'évolution du phosphore labile :

$$dLP/dt = 0.8*(PFertil+PManure) - Pharvest - k_{LS}*LP + k_{SL}*(TotP-LP) = 0$$

Où totP et LP désignent respectivement les stocks régionaux de phosphore total et de P Olsen (en ktonP) ;
 0.8 représente les 80% de P qui nourrissent le stock labile
 PFertil est l'apport de fertilisant minéral phosphore (in ktonP/an) ;
 PManure est l'apport de phosphore par épandage de déjections animales ;
 atmdepos est l'apport de phosphore par dépôt atmosphérique et altération des roches ;
 Pharvest est l'exportation de phosphore par la récolte (ou le broutage) ;
 LUC est le résultat sur le bilan de phosphore des changements d'usage des sols, y compris l'interconversion des terres arables en prairies permanents ou *vice versa*.

et se calcule comme

$$LP = [0.8*(PFertil+PManure) - Pharvest + k_{SL} * totP] / (k_{LS}+k_{SL})$$

La **valeur de k_{SL}** est calibrée pour chaque région sur la base des valeurs moyennes observées de phosphore Olsen en 1995-2004 et 2005-2014 (Gouny et al., 2016). La gamme des valeurs ainsi déterminées dans chaque région est comprise entre 0.005 and 0.1 yr⁻¹, avec une moyenne de 0.02 yr⁻¹.

La **procédure de calcul** consiste à établir le bilan annuel de phosphore total et Olsen dans les sols arables et prairiaux (en ktonP), selon les équations différentielles suivantes :

$$\begin{aligned} dtotP/dt &= PFertil + PManure + atmdepos - Pharvest - erosion + LUC_{totP} \\ dLP/dt &= 0.8*(PFertil+PManure) - Pharvest - k_{LS}*LP + k_{SL}*(TotP-LP) + LUC_{LP} \end{aligned}$$

La procédure est d'abord appliquée aux flux totaux d'apports, d'exports et de conversions internes, des stocks stable et labile de phosphore dans chaque région. Les résultats permettent de comparer l'évolution historique du stock de P labile aux valeurs actuellement recommandées par le COMIFER (1995) et Arvalis (2009) pour la gestion de la fertilisation phosphorée. Ces organismes définissent, sur base d'essais agronomiques dans le contexte pédo-climatique de chaque région, des valeurs seuils au-dessus desquelles le contenu en P Olsen des sols permet de se passer de fertilisation, et en-dessous desquelles une perte significative de rendement risque de se produire en l'absence de fertilisation en phosphore. Dans la plupart des cas, ces valeurs sont respectivement de 39 et 26 mgP/kg (soit environ 160-100 kgP/ha).

La même procédure est aussi appliquée en considérant **l'origine géographique** des fertilisants apportés, et en retraçant ainsi leur part cumulée dans les stocks de phosphore dans les sols.

Le stock initial pré-industriel de phosphore en 1850 est supposé représenter le fond biogéochimique et les pratiques agricoles traditionnelles. Pour les apports de fertilisants minéraux, les origines considérées, issues d'une analyse détaillée de l'histoire du secteur des engrais phosphorés en France (voir plus loin), sont (i) les *ressources domestiques françaises* (incluant le P dérivé des scories de déphosphoration produites par l'industrie sidérurgique), (ii) les ressources de minerais des *anciennes colonies françaises du Maghreb* et de l'Afrique de l'Ouest, (iii) celles de *l'ancienne URSS*, (iv) des *USA* et (v) du *Moyen Orient* (principalement l'Egypte). Pour les apports de phosphore qui accompagnent les déjections animales, la décomposition des différentes origines est déduite de la part de l'alimentation du bétail issue (i) du broutage des prairies (même composition d'origines que le stock de P labile des prairies au pas de temps de calcul précédent), (ii) de cultures fourragères produites localement (même composition d'origine que le phosphore labile des terres arables au pas de temps de calcul précédent), (iii) de fourrages importés (soit d'autres régions françaises, soit d'Amérique latine), (iv) d'additifs alimentaires minéraux (supposés issus des mêmes sources que les engrais minéraux).

Le calcul de la dynamique à long terme des différentes origines des stocks de P agricoles permet d'évaluer la part héritée tout au long de la période 1850-2015 et l'origine géographique de cet héritage.

2. Bilan des apports et exports de phosphore des sols du bassin de la Seine

2.1. Evolution du bilan de phosphore

L'approche GRAFS appliquée à l'échelle de régions comprises ou limitrophes du bassin de la Seine (Le Noë et al., 2018) permet de retracer l'évolution du bilan des apports et des exports de phosphore des terres arables et des prairies permanentes (Figure 2). Longtemps, les excréments animaux (et humains) ont constitué, dans le cadre d'un système de polyculture-élevage dominant, le seul mode de fertilisation des terres arables, tout juste bon à compenser, souvent de manière imparfaite, les pertes inévitables de phosphore liés à l'exportation de la récolte. Le bilan des terres arables est souvent légèrement négatif au cours de la seconde moitié du XIXe siècle, indiquant une diminution des réserves de P des sols, particulièrement des sols arables.

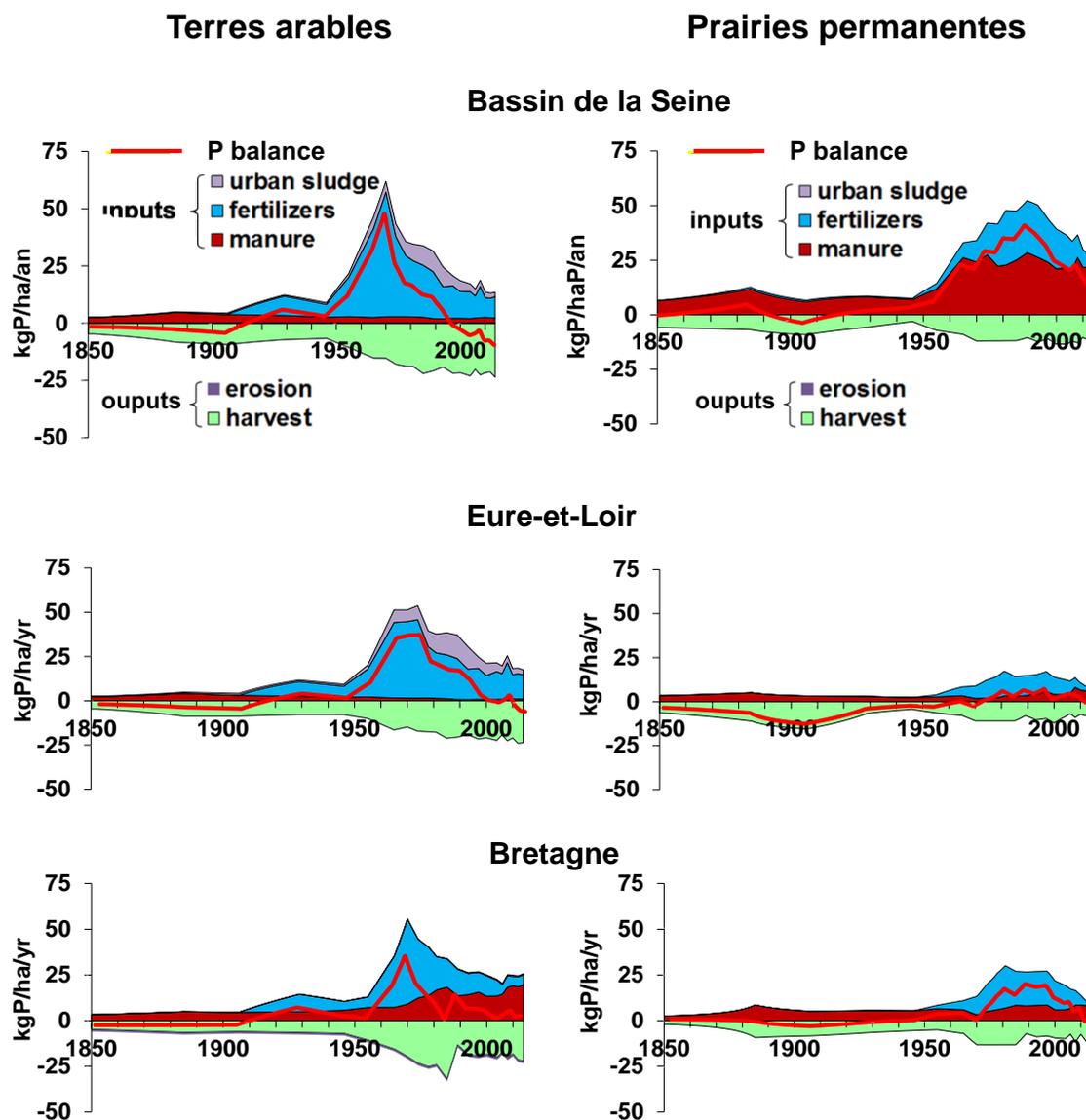


Figure 2. Bilan de phosphore des sols arables et prairiaux du bassin de la Seine, de l'Eure-et-Loir et de la Bretagne au cours de la période 1852-2015. Les données pour l'Eure-et-Loir montrent le cas d'une région du centre du bassin qui se spécialise dès le début du XX^e siècle en grandes cultures sans élevage, tandis que celles pour la Bretagne illustrent le cas d'une région qui se spécialise dans la seconde moitié du XX^e siècle dans l'élevage hors sol très dépendant d'importations d'aliment pour bétail.

Vers la fin du XIXe siècle, l'usage du guano, puis des roches phosphatées, d'abord brutes, puis traitées par l'acide sulfurique pour accroître leur solubilité (super phosphates), devient pratique courante dans le Nord de l'Europe, un peu plus tardivement en France, où le passage d'une agriculture fonctionnant sur le mode de la polyculture-élevage à une agriculture beaucoup plus intensive et spécialisée soit vers l'élevage, soit vers les grandes cultures céréalières s'observe à la sortie de la seconde guerre mondiale. Dans la période allant de 1955 à 1975, on assiste à une 'Grande Accélération' de la production agricole et de la 'modernisation' de l'agriculture Française impulsée à la fois par les politiques publiques de l'Etat et de l'Europe mais aussi par une frange organisée de la nouvelle génération des agriculteurs. La fertilisation phosphorée prend alors une ampleur inégalée. La période des « Trente Glorieuses » conduit ainsi à des bilans phosphore très largement excédentaires (Figure 2).

La période post-chocs pétroliers, depuis les années 1980, voit se réduire considérablement la fertilisation phosphorée minérale. Les bilans phosphore diminuent alors fortement et deviennent même négatifs dans les régions de grande culture du centre du bassin de la Seine (Fig. 2).

2.2. Evaluation des stocks de phosphore

L'application du modèle de la dynamique du phosphore dans les sols, avec les forçages décrit ci-dessus, permet de calculer l'évolution des stocks de phosphore total et labile au cours de la période 1850-2015 pour l'ensemble des régions du bassin de la Seine (Figure 3) et de calculer l'accroissement du stock de phosphore total au cours de cette période (Figure 4).

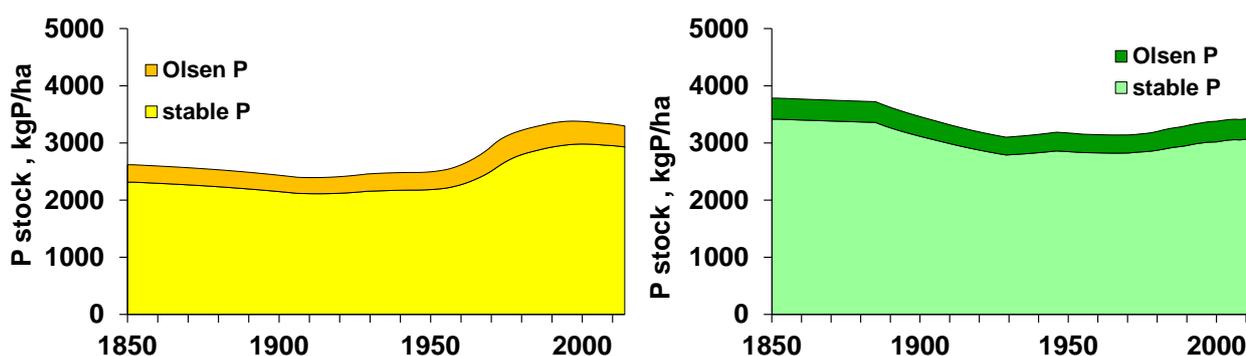


Figure 3. Evolution des stocks de phosphore total et de phosphore Olsen depuis 1850 dans les sols arables (figure de gauche) et prairiaux (figure de droite) du bassin de la Seine.

Il apparaît ainsi qu'entre 15 et 80% du stock actuel de phosphore total dans les sols arables des différentes régions du bassin de la Seine ou limitrophes est hérité des apports de phosphore exogènes. Cette proportion est beaucoup plus faible en ce qui concerne les prairies permanentes, particulièrement à l'Est du bassin de la Seine, où les teneurs en phosphore des sols prairiaux est plutôt en baisse par rapport à leur niveau pré-industriel (Figure 4).

De façon générale, tant dans les terres arables que dans les prairies permanentes, les niveaux de P Olsen semblent être restés largement supérieurs aux niveaux limites en dessous desquels la disponibilité du P pourrait devenir limitante pour la production agricole (Figure 5a).

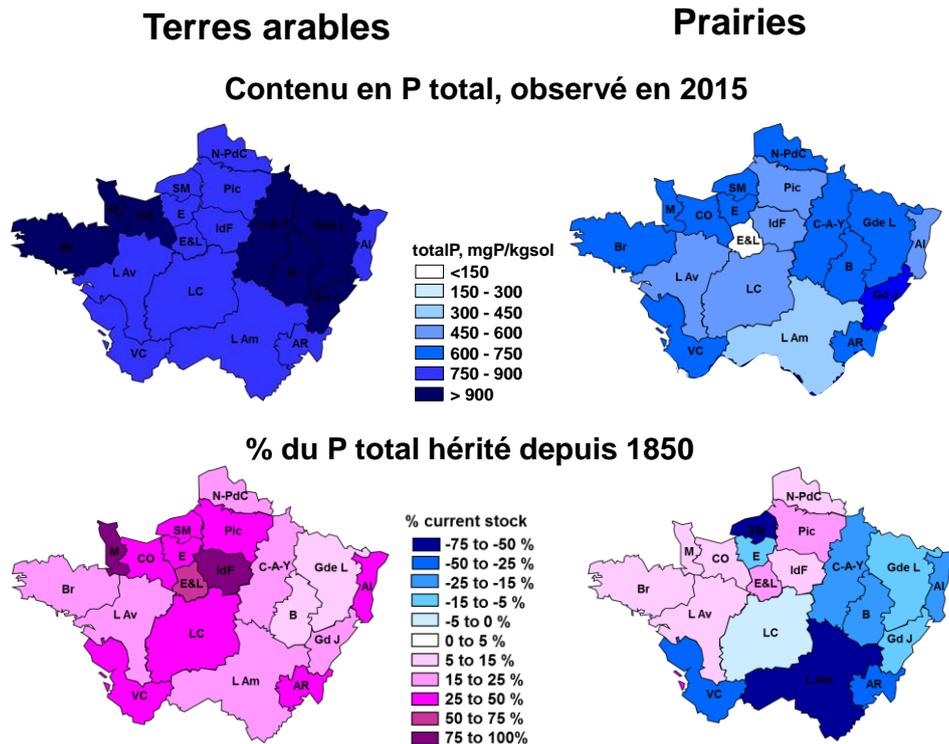


Figure 4. Contenu en P total des sols arables et de prairies permanentes observés actuellement (Delmas et al, 2015), et part héritée de ce contenu résultant des apports exogènes de phosphore aux sols.

Toutefois, l'application du modèle à un scénario contre-factuel dans lequel aucun apport de phosphore minéral ne serait intervenu depuis le milieu du XIX^e siècle montre que le niveau de phosphore pré-industriel n'aurait pas suffi à soutenir la production agricole observée au XX^e siècle (Figure5b): la teneur en phosphore serait descendue largement en dessous des niveaux limites dès le début du XX^e siècle dans les régions spécialisées en grandes cultures sans élevage, et à la fin du XX^e siècle pour l'ensemble du bassin de la Seine. Seules les régions d'élevage intensif, qui bénéficient de l'apport de phosphore associé aux importations de fourrage exogène n'auraient pas franchi, dans ce scénario contre-factuel, les niveaux limites qui caractérisent une carence en P.

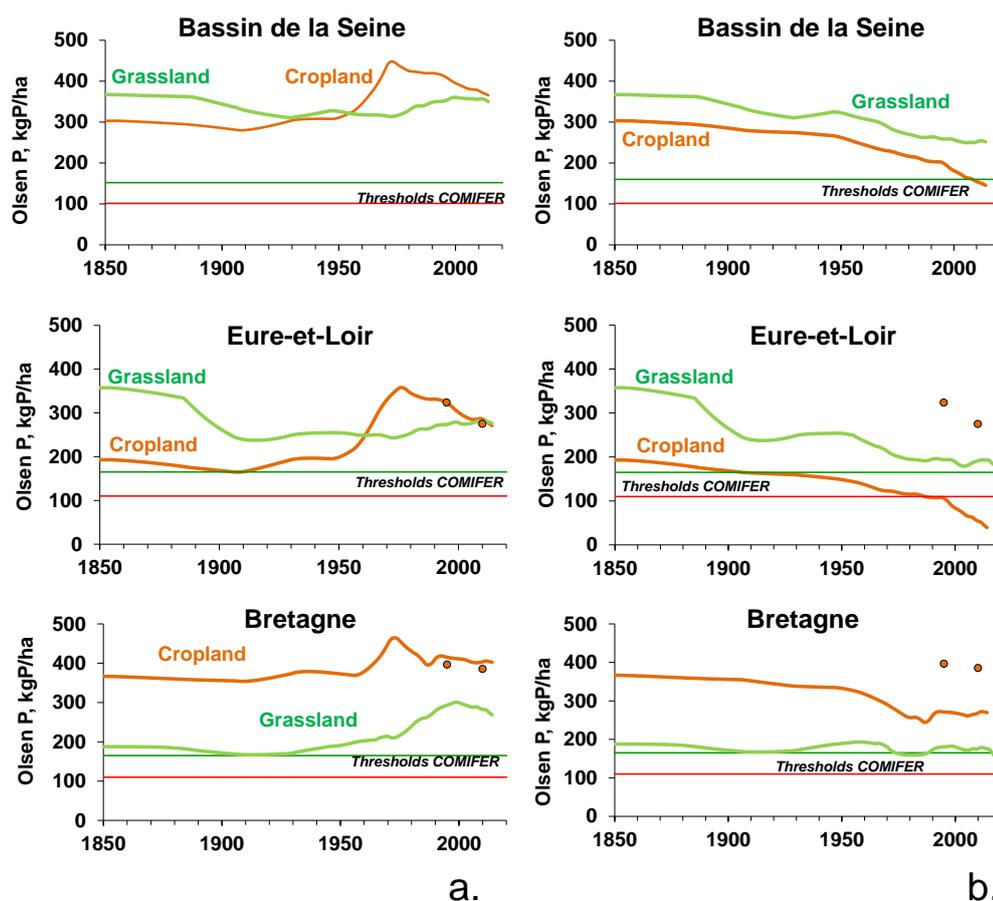


Figure 5. a. Niveau moyen de teneur en phosphore Olsen dans les sols arables et les sols de prairie du bassin de la Seine, de l'Eure et Loir et de la Bretagne calculés par le modèle depuis 1850. **b.** Résultats du même calcul dans un scénario contre-factuel où aucun apport de phosphore minéral exogène n'aurait été réalisé depuis 1850.

3. L'origine géographique du phosphore hérité

3.1. L'approvisionnement Français en phosphore minéral

L'approvisionnement en phosphore minéral de la France a connu une histoire complexe, qu'il est nécessaire de retracer pour en appréhender l'origine (Figure 6). Les ressources primaires sont constituées par les gisements de roches phosphatées et par les scories de déphosphoration issues des aciéries. Au début du XX^e siècle, ces ressources sont utilisées telles quelles en agriculture, et la France exploite essentiellement ses gisements locaux et ceux de ses colonies ou protectorats du Maghreb. Dès les années 30, cependant, le traitement des roches phosphatées et des scories par l'acide sulfurique devient la règle, et la France traite elle-même les minerais locaux ou importés, toujours essentiellement de ses colonies d'Afrique du Nord (Figure 7a). Cette industrie se développe considérablement dans les années 1960-1970, et l'on assiste à une certaine diversification des sources d'approvisionnement en minerais, même si le Maroc reste le principal fournisseur, avec les pays d'Afrique sub-saharienne. Les scories de déphosphoration issues de l'activité sidérurgique encore florissante jouent également un rôle significatif. Après le choc pétrolier, l'augmentation du prix de l'énergie conduit à un renchérissement considérable des engrais phosphorés, dont l'usage décroît considérablement. Parallèlement, les importations directes de super-phosphates ou d'acide phosphorique prennent progressivement le pas sur la production locale, au fur et à mesure que les pays disposant de ressources minières développent eux-mêmes leur industrie de transformation. Aujourd'hui, la France a cessé toute activité de traitement des roches phosphatées (Figure 8).

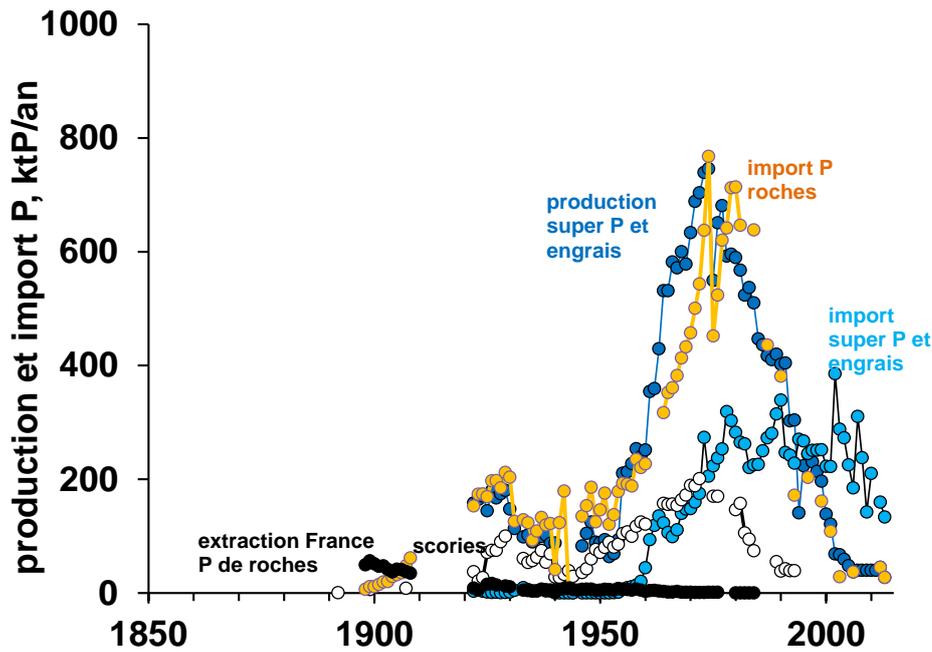


Figure 6. Production et importations françaises de minerais de phosphore et de super-phosphates depuis la fin du XIXe siècle. Synthèse de nombreuses sources : Annuaire Statistique de l'ONU (1954), FAOstat (<http://www.fao.org/faostat/>), Mineral Yearbook USGS (<https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/myb.html>), World mineral Statistics Archives (British geological survey) (<http://www.bgs.ac.uk/mineralsuk/statistics/worldArchive.html>), Pluvinage C (1912), Musset R (1939), Slansky M. (1975), Maïza S. (1984). BIPE (1998),

A partir de ces données, on peut retracer l'origine des phosphates utilisés en agriculture (Figure 7) et la structure des schémas d'approvisionnement en phosphore (Figure 8).

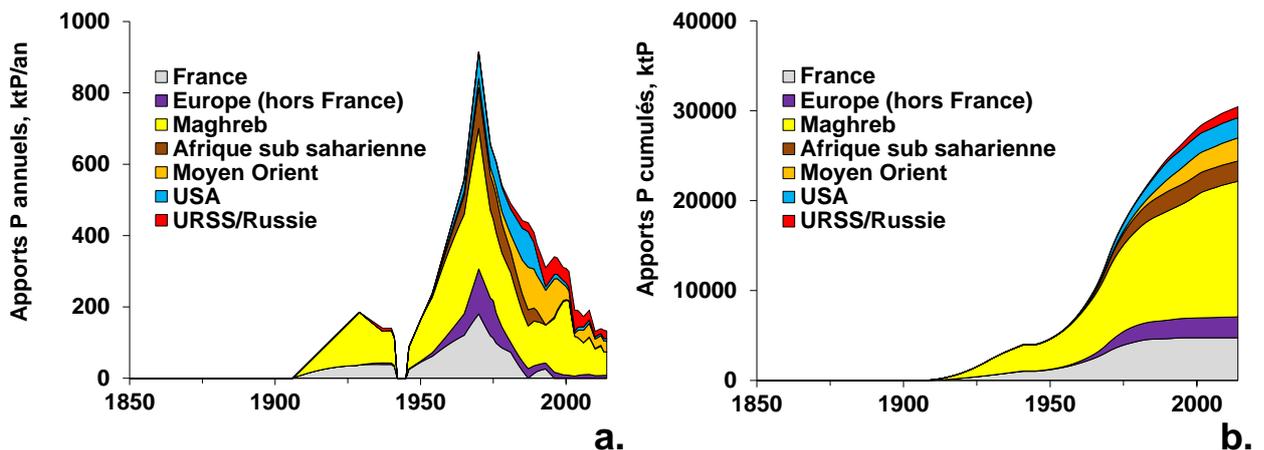


Figure 7. Importance et origine géographique des fertilisants phosphorés utilisés en France depuis le début du XXe siècle. a. flux annuels, b. flux cumulés.

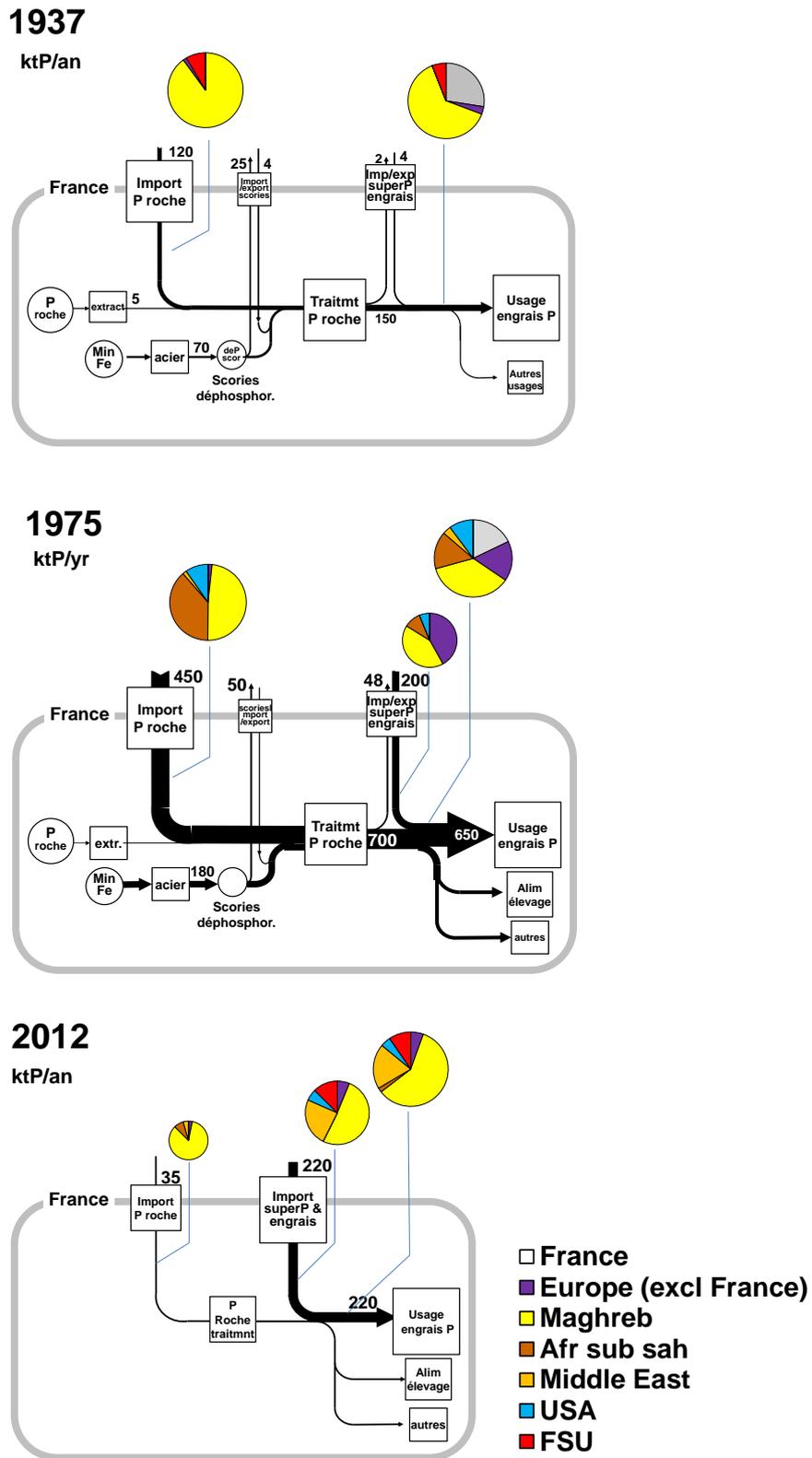


Figure 8. Structure et origine géographique de l’approvisionnement en phosphore de la France en 1937, 1975 et 2012.

3.2. L'origine du stock de phosphore hérité

En s'appuyant sur les données d'origine de l'approvisionnement en phosphore et sur le modèle DPPS présenté plus haut, il est possible de calculer pour chaque région l'origine des stocks de phosphore qui s'accumulent dans les sols (Figure 9). A l'échelle du bassin de la Seine, la contribution dominante des anciennes colonies ou protectorats français du Maghreb apparaît très clairement ; elle constitue environ 20% du stock total de phosphore des terres arables. Seules les régions d'élevage intensif comme la Bretagne montrent en supplément une contribution significative du phosphore contenu dans les aliments pour bétail importés d'Amérique Latine (jusqu'à 6% des stocks totaux de phosphore actuel en Bretagne).

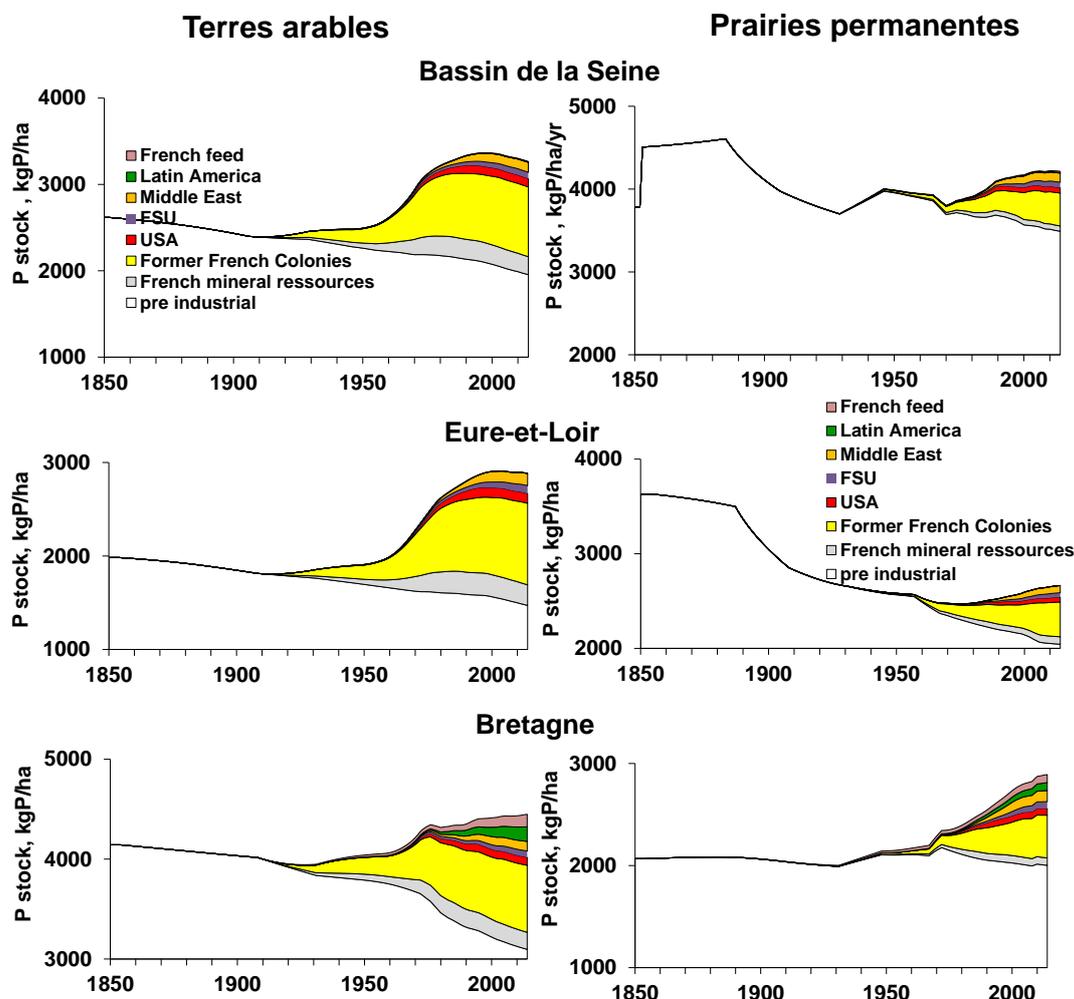


Figure 9. Contribution des différentes origines géographiques du phosphore hérité des sols arables et prairiaux du bassin de la Seine, de l'Eure et Loir et de la Bretagne.

4. Le phosphore hérité: dette écologique et opportunité pour la transition

Les résultats présentés ici font écho à plusieurs études historiques récentes sur l'échange écologique inégal, c'est-à-dire aux échanges inégaux de ressources biophysiques entre nations, pouvant conduire à la fois à l'externalisation par les pays importateurs de charges environnementales associées à l'extraction et à la production de marchandises importées, et à la fois à un accaparement à long terme de ressources rares (Foster et Clark, 2003 ; Warlenius et al., 2015). Les échanges écologiques inégaux entre la France et ses anciennes colonies/protectorats ont ainsi fait l'objet de travaux récents (Infante-Amate et Krausmann, 2019 ;

Magalhães et al., 2018). Dans ce contexte, l'étude des échanges internationaux de phosphore ayant permis la constitution à long terme l'accumulation de stocks de phosphore dans les sols des régions agricoles françaises spécialisées en grandes cultures dédiées à l'exportation présente un intérêt particulier. En effet, le phosphore est une ressource non renouvelable dont la disponibilité à l'échelle mondiale risque d'être limitée à l'horizon de quelques décennies, bien que des débats concernant l'estimation des gisements roches phosphatés mondiaux existent encore (Elser et Benett, 2011). La France a bénéficié de l'importation à bas coûts de cette ressource issue d'une région du monde qu'elle contrôlait. Ces apports de phosphore ont rendu possible le développement au milieu du XX^e siècle d'une agriculture spécialisée et exportatrice sans perte de fertilité des sols. La France a ainsi contracté vis-à-vis de ces pays une dette écologique, correspondant à l'appropriation d'une ressource essentielle et limitée qui lui confère un avantage compétitif considérable.

En outre, ce supplément de fertilité des sols arables de la moitié Nord de la France peut aussi être considéré comme un atout permettant d'envisager plus facilement la transition écologique de l'agriculture, notamment vers le développement des pratiques d'agriculture biologique. Le calcul montre en effet que sans aucun apport nouveau de fertilisants phosphorés minéraux, le niveau de production agricole actuel du bassin de la Seine pourrait se poursuivre pendant environ 30 ans sans que des niveaux de disponibilité limitante en phosphore des sols ne soient atteints, au moins en moyenne sur les régions (Figure. 10). C'est dans les régions telles l'Eure-et-Loir que ce niveau de carence serait atteint en premier lieu; à l'échelle du bassin de la Seine tout entier, les réserves suffiraient en moyenne pendant plus de 50 ans. Un tel délai faciliterait donc grandement la transition vers un système agricole biologique. Comme à plus long-terme, le problème des carences en phosphore surgirait inéluctablement en l'absence d'apport en phosphore, il pourrait être anticipé et pallié par une réorganisation des structures de production et de consommation agricole sur le mode de la polyculture élevage permettant de boucler localement le cycle du phosphore par un recyclage efficace des déjections animales et humaines.

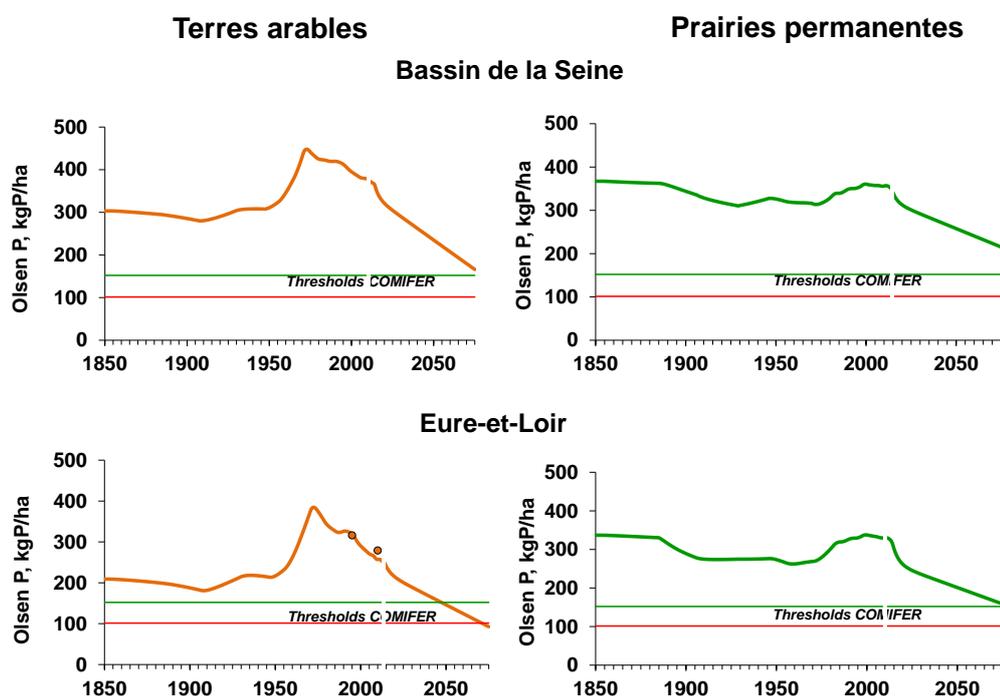


Figure 10. Evolution du P Olsen des sols arables et prairiaux du bassin de la Seine et de l'Eure et Loir dans un scénario fictif de prolongation du niveau de production agricole actuel sans apport de fertilisants phosphorés minéraux à partir de 2015.

Bibliographie

Annuaire Statistique de l'ONU (1954)

Arvalis (2009) Teneur –seuils P-K par type de sol. Compléments au recueil de fiches "Les doses et les teneurs-seuils par région" (1995) (teneurs-seuils régionalisés par ARVALIS - Institut du Végétal). 17/03/2009.

BIPE , 1998. Evolution à long terme des structures de production et de consommation en France (1950-2010). Recherche effectuée pour le MATE. Rapport final 1998.

Borrelli P, Van Oost K, Meusburger K, Alewell B, Lugato E, Panagos P. (2018). A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes. *Environmental Research* 161:291-298.

Carpenter, S.R., Bennett, E., (2011). REconsideration of the planetary boundary of phosphorus. *Environmental Research Letters*, 6, 014009 (12pp). DOI:[10.1088/1748-9326/6/1/014009](https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/1/014009)

Cerdan O, Govers G, Le Bissonnais Y, Van Oost K, Poesen J, Saby N, Gobin A, Vacca A, Quinton J, Auerswald K, Klik A, Kwaad F, Raclot D, Ionita I, Rejman J, Rousseva S, Muxart T, Roxo MJ, Dostal J, Cerdan E (2010). Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122: 167-177.

Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S., 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19, 292–305. DOI: [10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009](https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009)

Elser, J., Bennett, E., 2011. Phosphorus cycle: a broken biogeochemical cycle. *Nature* 478, 29–31. DOI: [10.1038/478029a](https://doi.org/10.1038/478029a).

Fardeau, J.-C., Morel, C., Boniface, R., 1988. Pourquoi choisir la méthode Olsen pour estimer le phosphore «assimilable» des sols? *Agronomie* 8, 577-584.

Delmas, M., Cerdan, O., Mouchel, J.M., Garcin, M., 2009. A method for developing a large-scale sediment yield index for European river basins. *J. Soils Sediments* 9,613–626.

Delmas M, Pak LT, Cerdan O, Souchère C, Le Bissonnais Y, Couturier A, Sorel L. (2012). Erosion and sediment budget across scale: A case study in a catchment of the European loess belt. *Journal of Hydrology* 420-421: 255-263.

Delmas M, Saby N, Arrouays D, Dupas R, Lemerrier B, Pellerin S, Gascuel-Oudou C. (2015). Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils. *Soil Use and Management*. 31:259-269.

FAOstat (<http://www.fao.org/faostat/>)

Foster, J.B., Clark, B., (2003). Ecological imperialism: the curse of capitalism. *Socialist Register*. 40, 186-201. <https://socialistregister.com/index.php/srv/article/view/5817>

Gouny, L., Saby, N., Lemerrier, B., Eveillard, P., Denoroy, P., 2016. Status and Evolution of P, K, and Mg Content in French Arable Topsoil Data. <http://dx.doi.org/10.1594/PANGAEA.865249>.

Haygarth, P. M., Jarvie, H. P., Powers, S. M., Sharpley, A. N., Elser, J. J., Shen, J., ... & Worrall, F. (2014). Sustainable phosphorus management and the need for a long-term perspective: The legacy hypothesis

- Infante-Amate, J., Krausmann, F., (2019). Trade, Ecologically Unequal Exchange and Colonial Legacy: The Case of France and its Former Colonies (1962–2015), *Ecological Economics*, 156, 98-109. DOI : [10.1016/j.ecolecon.2018.09.013](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.09.013)
- Jarvie, H.P., Sharpley, A.N., Spears, B., Buda, A.R., May, L., Kleinman, J.A., 2013. Water quality remediation faces unprecedented challenges from “legacy phosphorus”. *Environmental Science & Technology*, 47, 8997-8998. DOI: [org/10.1021/es403160a](https://doi.org/10.1021/es403160a)
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040>
- Le Noë J, Billen G, Garnier J (2018). Phosphorus management in cropping systems of the Paris Basin : from farm to regional scale. *J. Environ. Management* 205: 18-28. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.039>
- 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. *Agr Ecosyst Env.* 265: 132-143. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.039>
- Magalhães, N., Fressoz, J.-B., Jarrige, F., Le Roux, T., Levillain, G., Lyautey, M., Noblet, G., Bonneuil, C., (2018). The Physical Economy of France (1830–2015). The History of a Parasite? *Ecological Economics*, 157, 291-300, [DOI: 10.1016/j.ecolecon.2018.12.001](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.001)
- Maïza S. (1984). Le commerce mondial des phosphates de 1973 à 1980. *Les Cahiers de l'Analyse des Données.* 9 : 7-32
- MacDonald, G.K., Bennett, E.M., Potter, P.A., Ramankutty, N., 2011. Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceeding of the National Academy of Sciences*, 108, 3086–3091. DOI: [10.1073/pnas.1010808108](https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108)
- Martinez-Allier, J. (2002). Marxism, social metabolism and ecologically unequal exchange. Document for World Systems Theory and the Environment, Lund University, 19-22 Sept. 2003. 21/2004 UHE/UAB-0303.2004. https://ddd.uab.cat/pub/estudis/2004/hdl_2072_1194/UHE21-2004.pdf
- Mineral Yearbook USGS (<https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/myb.html>)
- Mogollón, J.M., Beusen, A.H.W., van rinsen, H.J.M., Westhoek, H., Bouwman, A.F., (2018). Future agricultural phosphorus demand according to the shared socio-economic pathways. *Global Environmental Change.* 50, 149-163.
- Musset R (1939). L'agriculture française et les engrais. *Annales de Géographie*, 48, 199-202. doi : <https://doi.org/10.3406/geo.1939.11552>
- Némery J and Garnier J (2007). Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): Agricultural and hydrographic P budgets. 112 G3. <https://doi.org/10.1029/2006JG000331>
- Olsen, S.R., 1954. Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. United States Department Of Agriculture, Washington.
- Potter, P., Ramankutty N., Bennett E., Donner S.D., 2010. Characterizing the spatial patterns of global fertilizer application and manure production. *Earth Interactions.* 14: 1-22. DOI: [10.1175/2009EI288.1](https://doi.org/10.1175/2009EI288.1)
- Pluvinage C (1912). *Industrie et commerce des engrais.* Baillière et fils, Paris

Ringeval, B., Nowak, B., Nesme, T., Delmas, M., Pellerin, S., 2014. Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production. *Global Biogeochemical Cycles*, 28, 743-756. DOI: 10.1002/2014GB004842.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, 472-475. DOI : 10.1038/461472a

Rowe, H., Withers, P.J.A., Baas, P., Chan, N.I., Doody, D., Holiman, J., Jacobs, B., Li, H., MacDonald, G.K., McDowell, R., Sharpley, A.N., Shen, J., Taheri, W., Wallenstein, M., Weintraub, M.N., 2016. Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104, 393-412.

Sattari, S.Z., Bouwman, A.F., Giller, K.E., van Ittersum, M.K., 2012. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proceedings of National Academy of Sciences*, 109, 6348–6353.

Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B., & Kleinman, P. (2013). Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of environmental quality*, 42(5), 1308-1326.

Slansky M. (1975). Disponibilité et besoins futurs en minerais phosphatés compte tenu de la lutte anti-pollution et de nouvelles applications possibles. BRGM. Commission des Communautés Européennes. 75 SGN 219 GEO.

Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, et al. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 6223, 1259855
doi: 10.1126/science.1259855

Warlenius, R., Pierce, G., Ramasar, V., Quistorp, E., Martínez-Alier, J., Rijnhout, L., Yanez, I., (2015). Ecological debt. History, meaning and relevance for environmental justice. EJOLT Report No. 18, 48 p.

Wither, P. J. A., van Dijk, K.C., Neset, T.-S. S., Nesmes, T., Oenema, O., Rubaek, G.H., Schoumans, O. F., Smit, B., Pellerin, S., 2015. Stewardship to tackle global phosphorus inefficiency: The case of Europe. *AMBIO*, 44, 1993-206. DOI: [10.1007/s13280-014-0614-8](https://doi.org/10.1007/s13280-014-0614-8)

Wolf J., De Wit C., Janssen B. H., and Lathwell D. J., (1987). Modeling long-term crop response to fertilizer phosphorus, I. The model. *Agron. J.*, 79, 445–451.

World mineral Statistics Archives (British geological survey)
<http://www.bgs.ac.uk/mineralsuk/statistics/worldArchive.html>

Zhang J, Beusen A, Van Apeldoorn DF, Mogollon JM, Chaoqing Y, Bouwman AF (2017). Spatiotemporal dynamics of soil phosphorus and crop uptake in global cropland during the 20th century. *Biogeosciences* 14: 2055-2068.

Trajectoire à long terme des émissions de gaz à effet de serre et de la séquestration du carbone dans les sols agricoles du bassin de la Seine

Josette Garnier^{1*}, Julia Le Noë^{1,2}, Gilles Billen¹, Bruno Mary³

¹ Sorbonne Université, CNRS. UMR Metis, Paris

² Institute of Social Ecology, BOKU, Vienne, Autriche

³ INRA, UR AgroImpact, Laon

* josette.garnier@upmc.fr

Résumé

Dans le bilan des émissions de gaz à effet de serre (GES) responsables du dérèglement climatique, l'agriculture jouerait un rôle clé, tant par ses émissions positives que par la séquestration du carbone dans ses sols dont il est parfois attendu un effet d'atténuation exagéré. Une approche de comptabilité et de modélisation biogéochimique a été mise en œuvre pour quantifier les émissions de GES et la séquestration du carbone dans les sols du bassin de la Seine depuis le milieu du XIXe siècle. Cette reconstitution montre comment la période de la Grande Accélération (1955-1980) pendant laquelle s'est opéré le passage d'un système de polyculture-élevage dominant à un système de grandes cultures spécialisées reposant sur les énergies fossiles et les engrais de synthèse, a conduit à l'explosion des émissions de CO₂ et de N₂O, très partiellement atténuées par un stockage de matière organique dans les sols. La période contemporaine (1980-2019) a vu se stabiliser les émissions de GES et se tarir le puits de carbone des sols.

Points clefs

- Les émissions de N₂O par les sols agricoles sont liées aux apports de fertilisants azotés et aux conditions climatiques.
- Les émissions de CH₄ dépendent principalement de la fermentation entérique des animaux d'élevage et de la gestion de leurs excréments.
- Les émissions de CO₂ résultent de l'usage de combustibles fossiles pour le travail du sol, le chauffage, la synthèse des engrais industriels et le transport longue distance des intrants.
- La séquestration de C dans les sols dépend de l'équilibre entre apport et minéralisation de l'humus.

Pour citer cet article : Garnier J., Le Noë J., Billen G., Mary B. – *Trajectoire des émissions de GES et séquestration du C dans les sols agricoles*, dans *Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : passé, présent et futurs possibles*, Billen et al. (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume X, 2019.

Sommaire

Introduction.....	148
1. Les émissions de protoxyde d'azote (N ₂ O)	149
1.1. Relation empirique pour l'estimation des émissions annuelles de N ₂ O.....	149
1.2. Evolution historique des émissions de N ₂ O	150
2. Les émissions de méthane (CH ₄)	151
2.1. Déterminants des émissions de CH ₄	151
2.2. Evolution historique des émissions de CH ₄	151
3. Les émissions de dioxyde de carbone (CO ₂) liées à l'utilisation agricole des combustibles fossiles	152
3.1. Déterminants des émissions de CO ₂	152
3.2. Evolution historique des émissions de CO ₂	153
4. La séquestration du carbone dans la matière organique du sol.....	154
4.1. Modélisation de la dynamique du C organique des sols	154
4.2. Evolution historique du stock de carbone organique dans les sols	156
5. Bilan des émissions de GES en CO ₂ équivalent	158
Bibliographie.....	160

Introduction

L'accroissement depuis le début de l'ère industrielle des concentrations atmosphériques de gaz à effet de serre (GES), en particulier le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄) et l'oxyde nitreux (N₂O), est responsable du changement climatique global (IPCC, 2007, 2014, 2018). A l'échelle du monde, les activités agricoles et les changements d'usage du sol contribuent pour 24% au réchauffement climatique. Les facteurs de contrôle des émissions agricoles de N₂O, CH₄ et CO₂ sont très différents pour ces trois gaz. Les flux de N₂O sont associés aux applications de fertilisants azotés minéraux (Bouwman, 1996 ; Skiba et al., 1996 ; Smith et al., 1997 ; ENA, 2011) ou organiques (Aguilera et al., 2013). Les flux de méthane sont essentiellement issus de la fermentation entérique des ruminants ou du stockage des déjections animales (Moss et al., 2000 ; Vermorel et al., 2008 ; Springmann et al., 2018). Le bilan des émissions de CO₂ par les sols agricoles dépend de manière complexe du bilan des apports de carbone organique humifié et de leur minéralisation à long terme (Le Noë et al., 2018), mais les émissions de CO₂ liées à l'utilisation de combustibles fossiles pour le travail du sol, le chauffage des bâtiments d'élevage, la fabrication des engrais de synthèse et le transport des intrants agricoles contribuent directement au bilan des gaz à effet de serre de l'agriculture (Gingrich et al., 2007 ; Dyer et al., 2010 ; Doublet, 2011 ; Aguilera et al., 2015).

L'initiative 4‰ (<http://www.4p1000.org/>; Minasny et al., 2017), lancée au moment de la COP 21 à Paris, préconise l'adoption de mesures agronomiques favorisant la séquestration de carbone organique dans les sols agricoles, comme moyen d'atténuation du réchauffement climatique. A l'échelle globale en effet, un accroissement annuel de 4‰ de la teneur en carbone des sols agricoles permettrait de compenser les émissions anthropogéniques de CO₂, tout en améliorant les qualités agronomiques des sols (Lal, 2004, 2016). Ces possibilités de séquestration du CO₂ atmosphérique, pour lesquelles certains envisagent même le développement de technologies spécifiques à grande échelle, ont conduit l'Etat Français à substituer un objectif de réduction des émissions de GES par un objectif d'atteinte de la neutralité carbone (Ministère de la transition écologique et solidaire, 2017, 2018). L'atteinte de cet objectif repose alors sur des 'émissions négatives', constituées par la séquestration accrue à l'horizon 2050 dans les sols et la biomasse forestière, dans les sols agricoles (env 16 MtonCO₂ eqv/an), ainsi que sur des technologies à développer de capture-stockage du CO₂ atmosphérique (env 16 MtCO₂eqv/an).

Dans ce contexte, l'analyse des tendances à long terme des émissions de GES et du stockage du C dans les sols agricoles dans une perspective historique longue est très éclairante. Le cas de la France, avec sa diversité de climats, et d'orientations agricoles, est un cas d'étude particulièrement riche. Le Bassin de la Seine est emblématique des régions de grandes cultures du Nord de la France.

Sur la base d'une reconstitution de la trajectoire historique de l'agriculture française depuis le milieu du XIXe siècle en termes de flux d'azote, de phosphore et de carbone à l'échelle de 33 régions agricoles (Le Noë et al., 2018), et d'une analyse des coefficients émissions en fonction de leurs facteurs de contrôle (N₂O : Garnier et al., 2019 ; CH₄ : Garnier et al., 2013 ; CO₂ : Doublet, 2011), nous nous attachons ici à établir un bilan spatialisé des émissions des trois principaux gaz à effet de serre, et de la séquestration du C dans les sols agricoles, au cours de l'évolution historique qui a transformé l'agriculture française d'une agriculture paysanne fondée sur la polyculture-élevage en une agriculture industrielle et spécialisée. L'objectif est de mettre en évidence l'effet des principaux changements intervenus au cours de cette évolution historique et d'identifier les leviers d'une possible atténuation des émissions de GES.

Ce rapport de synthèse résume deux rapports PIREN-Seine précédents (Garnier et al., 2017 ; Le Noë et al., 2017), ainsi que deux articles déjà publiés (Garnier et al., 2019 ; Le Noë et al., 2019), auxquels nous renvoyons pour plus de détails.

1. Les émissions de protoxyde d'azote (N₂O)

1.1. Relation empirique pour l'estimation des émissions annuelles de N₂O

Une revue de la littérature sur les émissions de N₂O des terres agricoles établie par Garnier et al. (2009) et Cayuela et al. (2017) a été complétée pour un total de 208 observations d'émission annuelle de terres arables, et 138 observations en prairies, avec les valeurs associées de fertilisation azotée, de température et de pluviométrie. Pour les forêts, 38 observations annuelles ont été répertoriées.

Sur cette base, une relation empirique a été établie entre émission annuelle de N₂O (N₂O_{em}, en kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹), apports d'azote sous forme organique ou minérale (N_{app} en kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹), pluviométrie (Rain, in mm an⁻¹) et température (T, en °C), de la forme :

$$N_2O_{em} = (a + b N_{app}^d) * (Plu/Plu_{ref})^c * Q_{10}^{T/10} \quad (1)$$

où a, b, c, Plu_{ref}, d et Q₁₀ sont des paramètres à calibrer. Cette relation suppose une relation non nécessairement linéaire avec les apports d'azote et la pluviométrie, et une relation exponentielle avec la température. Une routine d'optimisation systématique a été établie pour définir la meilleure combinaison de valeurs de paramètres permettant de minimiser l'écart quadratique entre les observations et leur prédiction par la relation (Equ. 1). Les valeurs de paramètres retenus sont rassemblées dans le tableau 1.

Tableau 1. a. Résumé des données rassemblées pour la calibration de la relation entre les émissions de N₂O et leurs variables de contrôle. **b.** Relation et valeurs des paramètres optimisées pour les terres arables et les prairies et **c.** pour les forêts (Garnier et al., 2019).

a.					
n= 394	Nuombre de valeurs	apports, kgN ha ⁻¹ an ⁻¹	pluviométrie, mm an ⁻¹	Temp, °C	Emissions, kgN-N ₂ O ha ⁻¹ an ⁻¹
Terres aral	208	0-450	327-1250	2.75-18.5	0.01-11.00
prairies	138	0-753	400-1837	1.0-16.0	-0.5-18.9
Forêts	48	0	607-1239	3.6-10.1	0.17-4.90

b.			c.		
N ₂ O _{Em} = (a + b*N _{app} ^d)*[(Plu/Plu _{ref}) ^c]*[Q10 ^(Temp°C/10)]			N ₂ O _{Em} = a *[(Plu/Plu _{ref}) ^c]*[Q10 ^(Temp°C/10)]		
a	kgN/ha/an	0.15	a	kgN/ha/an	1.90
b	sans dim	0.02	b	sans dim	0.00
c	sans dim	1.20	c	sans dim	1.00
d	sans dim	1.00	d	sans dim	0.00
Q10	sans dim	1.20	Q10	sans dim	1.20
PLUref	mm/an	1000	PLUref	mm/an	1400
NRMSE	sans dim	0.14	NRMSE	sans dim	0.23
Biais	%	0.01	Biais	%	0.72

S'il est bien connu que les émissions directes de N₂O des terres cultivées sont bien positivement liées à la fertilisation, il apparaît ici que les émissions sont les plus élevées dans des régions de plus forte pluviométrie. La formulation utilisée ici permet de rendre compte de cet effet. Il existe toutefois une forte variabilité que que données supplémentaires sur le terrain pourrait diminuer. Ainsi la qualité des sols et le type de cultures sont aussi des facteurs de contrôle des émissions de N₂O, et les études ne sont actuellement pas suffisantes pour prendre en compte l'ensemble de ces facteurs.

1.2. Evolution historique des émissions de N₂O

La relation (1) a été utilisée pour calculer les émissions directes de N₂O des sols (agricoles et forestiers) du bassin de la Seine, et des régions avoisinantes du Nord de la France, ainsi que leur évolution depuis le milieu du XIX^e siècle (Garnier et al., 2019), à partir de la reconstruction des changements d’usage des sols, des apports de fertilisants azotés (y compris sous forme de fumier) et des variables climatiques (température et pluviométrie) (Le Noë et al., 2018 ; Garnier et al., 2019).

Les variations à long terme des émissions de N₂O (Figures 1 et 2) reflètent essentiellement celles de la fertilisation des terres agricoles et de la température. En 1906, les valeurs les plus hautes, supérieures à 75 kgN-N₂O/km²/an, ne se rencontrent qu’en Ile-de-France et reflètent l’usage précoce d’engrais minéraux azotés à cette époque. Ces niveaux sont largement dépassés dans toutes les régions dès 1970, et plus encore en 2014, où ils excèdent 175-250 kgN/km²/an.

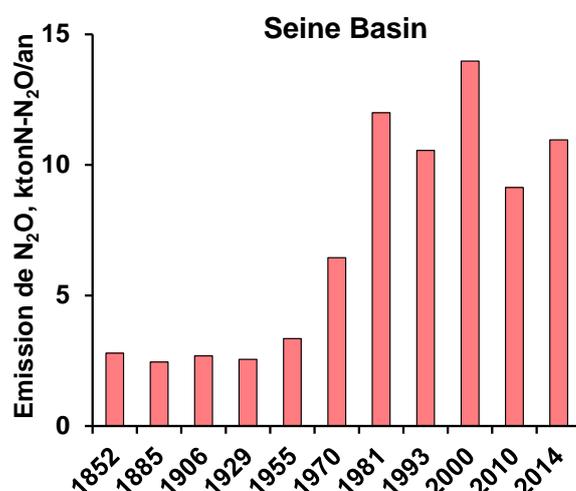


Figure 1. Evolution historique des émissions de N₂O du bassin de la Seine (terres arables, prairies et forêt) dans le bassin de la Seine.

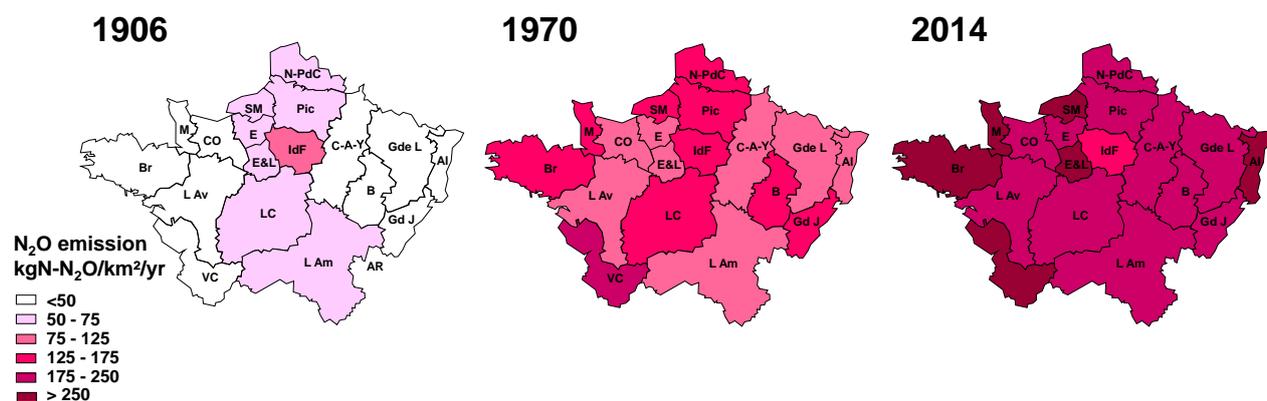


Figure 2 Distribution régionale pour 3 dates représentatives (1906, 1970, 2014) des émissions de N₂O par km² de territoire rural (terres arables, prairies et forêt) dans la moitié Nord de la France

Actuellement, les territoires du pourtour des bassins de la Seine et de la Loire, présentent les émissions les plus fortes en raison de l'importance des déjections animales dans la fertilisation des cultures et des prairies, les régions centrales des bassins en céréaliculture intensive montrant des émissions plus modérées. Les régions de la façade atlantique du Nord de la France et la Grande Lorraine sont en outre les plus pluvieuses (> 700 mm/an). A l'échelle de l'ensemble du bassin de la Seine, l'estimation des émissions directes actuelles des sols agricoles et forestiers est de 9000 à 10000 GgN₂O/an.

2. Les émissions de méthane (CH₄)

2.1. Déterminants des émissions de CH₄

Les émissions anthropiques de CH₄ sont causées pour la plus grande part par la fermentation entérique des animaux d'élevage. On les estime donc à partir de l'importance du cheptel et de facteurs d'émission pour chaque classe d'animal et d'âge, corrigés pour les variations historiques des taux d'excrétion.

Les facteurs d'émissions actuels (en kgCH₄/tête/an) pour la fermentation entérique et la gestion des déjections ont été rassemblés par Garnier et al. (2013, compilés principalement de Vermorel et al., 2008 ; IPCC, revised 1996, 2006 ; et Zhou et al., 2007). Un facteur pour les émissions humaines a également été pris en compte Crutzen et al. (1986).

Les changements de taille et de vitesse de métabolisme des espèces domestiques au cours de la période 1850-2015 ont été pris en compte sur base du travail de Le Noë et al. (2018) (Tableau 2).

Tableau 2. a. Relations pour le calcul des taux d'excrétion (y) des bovins, ovins, porcins et équins au cours du temps sur la période 1852-2014. tmax est le temps en années et dti, a, b, a' sont des paramètres de la relation sigmoïde ajustée sur les observations empiriques disponibles (voir Le Noë et al., 2018, SM1).

a.		b.				
		b	a	a'	tmax	dti
Bovine	$y = b + a \cdot (t_i - 1850) + a' \cdot \exp(-(t_i - t_{max})^2 / dt_i^2)$	45	0.05	65	2010	40
Sheep	$y = b + a \cdot (t_i - 1850) + a' \cdot \exp(-(t_i - t_{max})^2 / dt_i^2)$	4	0.02	9	2020	45
Pig	$y = b + a \cdot t_i$	56	0.034			
Equine	$y = b + a \cdot t_i$	480	0.3			

2.2. Evolution historique des émissions de CH₄

La distribution des émissions de CH₄ et son évolution temporelle reflète les tendances de spécialisation régionale et la concentration de l'élevage dans certaines régions périphériques des grandes plaines de culture céréalières dont il est progressivement exclu. A partir d'une valeur assez uniforme de 2000 kgC-CH₄/km²/an caractéristique des systèmes de polyculture-élevage traditionnels, les émissions de CH₄ culminent actuellement au-dessus de 6000 kgC-CH₄/km²/an dans les régions d'élevage intensif (Figure 3).

Dans le bassin de la Seine, l'élevage ayant plutôt régressé par rapport aux époques historiques, surtout dans la partie spécialisée en agriculture céréalière, les émissions de méthane n'ont que peu évolué (Figure 4).

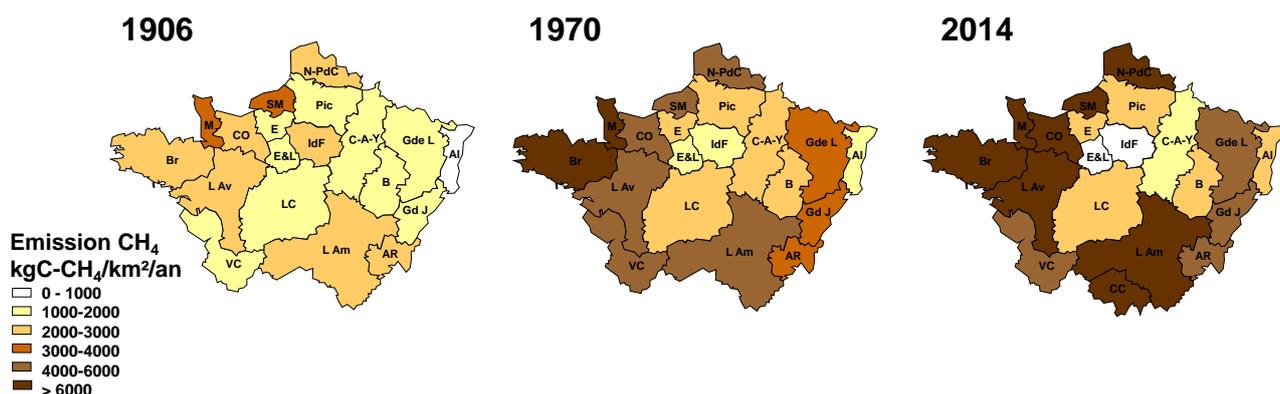


Figure 3. Distribution régionale pour 3 dates représentatives (1906, 1970, 2014) des émissions de CH₄ liées au bétail par km² de territoire rural dans le quart NW de la France

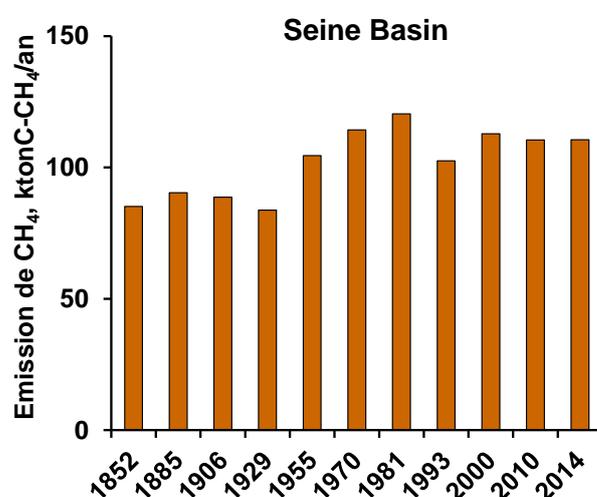


Figure 4. Evolution historique des émissions de méthane du bassin de la Seine (fermentation entérique et gestion des excréments du bétail).

3. Les émissions de dioxyde de carbone (CO₂) liées à l'utilisation agricole des combustibles fossiles

3.1. Déterminants des émissions de CO₂

Les émissions de CO₂ liées directement ou indirectement à la combustion des combustibles fossiles par le secteur agricole concernent principalement la mécanisation, le chauffage des bâtiments d'élevage ou des serres, la fabrication des engrais de synthèse et le transport longue distance des intrants. Ces émissions ont été calculées selon l'approche CLIMAGRI (Doublet, 2011) sur base de facteurs d'émission établis pour le travail mécanique du sol et les activités d'élevage, ainsi que pour la production et le transport des intrants agricoles (engrais et aliments pour bétail) (Tableau 3).

Ces données sont relatives à la situation actuelle de l'agriculture. En ce qui concerne les périodes historiques, elles ont été appliquées en tenant compte d'un degré de mécanisation établi sur base de l'évolution du nombre des chevaux de traits entre 1906 (mécanisation zéro) et 1980 (100% de mécanisation) (Figure 5)

Tableau 3. Coefficients d'émission de CO₂ pour les principales activités agricoles ou agro-industrielles émettrices. Fertilisants N et P concernent la production des engrais de synthèse, Aliment pour bétail concerne l'importation d'aliments pour bétail, construction de machine correspond au coût énergétique de la fabrication des équipements mécaniques, travail mécanique et énergie pour l'élevage correspond à la consommation de combustibles fossiles pour le travail du sol ou les activités d'élevage (d'après Doublet 2011). SAU, surface agricole utile, UGB, unité grand bétail.

Principaux secteurs d'émissions de CO ₂	Unités	Coefficients
Fertilisants azotés	tC-CO ₂ /tN	1.12
Fertilisants phosphorés	tC-CO ₂ /tP	0.46
Aliments pour bétail	tC-CO ₂ /tN importé	1.339
Construction de machines	tC-CO ₂ /ha/an	0.026
Travail mécanique des terres agricoles	tC-CO ₂ /ha SAU/an	0.077
Travail mécanique des prairies	tC-CO ₂ /ha SAU/an	0.055
Energie pour l'élevage	tC-CO ₂ /UGB/an	0.056

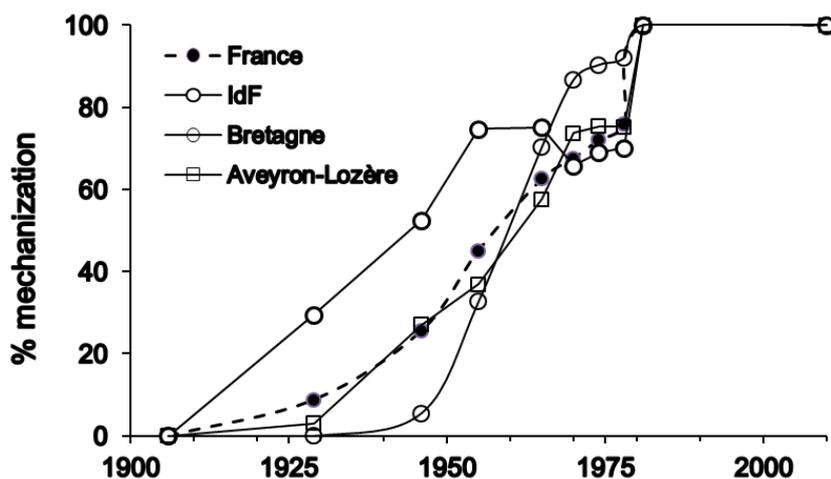


Figure 5. Evolution du coefficient de mécanisation de 1906 (zéro mécanisation) à 1980 (100% mécanisation), calculé pour quelques régions à partir de l'évolution du nombre de chevaux. La mécanisation intervient plus tôt en Ile-de-France que dans le reste de la France.

3.2. Evolution historique des émissions de CO₂

L'absence de mécanisation et le très faible recours aux engrais de synthèse traduit les valeurs très faibles estimées avant le début du XXe siècle (Figure 6 et 7). La progression de la mécanisation et le recours aux engrais industriels explique une augmentation très rapide après la seconde guerre mondiale. L'importation d'aliments pour bétail est responsable d'émissions de CO₂ importantes dans le Grand Ouest à partir des années 1980. Dans le bassin de la Seine, les émissions se stabilisent au cours des 3 dernières décennies.

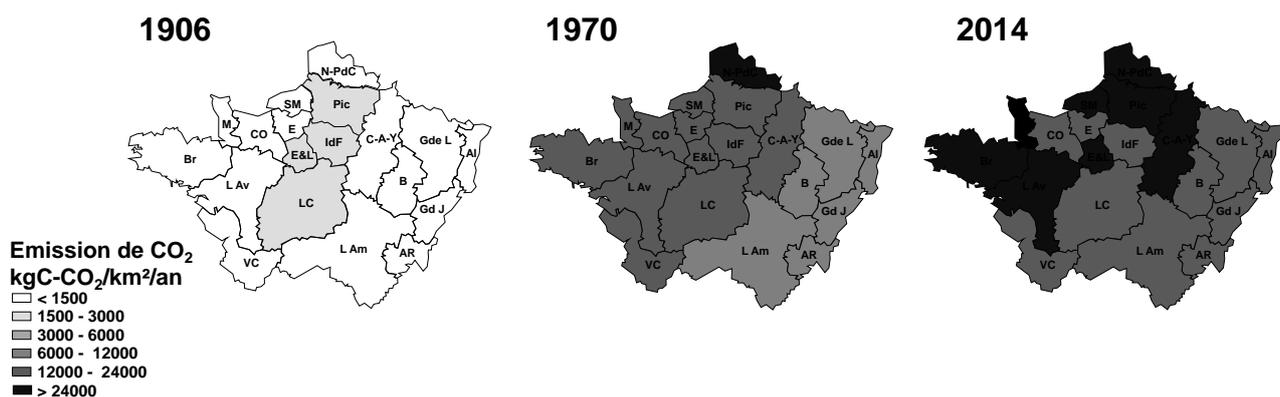


Figure 6. Distribution régionale pour 3 dates représentatives (1906, 1970, 2014) des émissions de CO₂ liées à l'utilisation des énergies fossiles par le secteur agricole (travail du sol, chauffage des bâtiments, fabrication des engrais de synthèse, transport longue distance des intrants...) par km² de territoire rural dans la moitié Nord de la France.

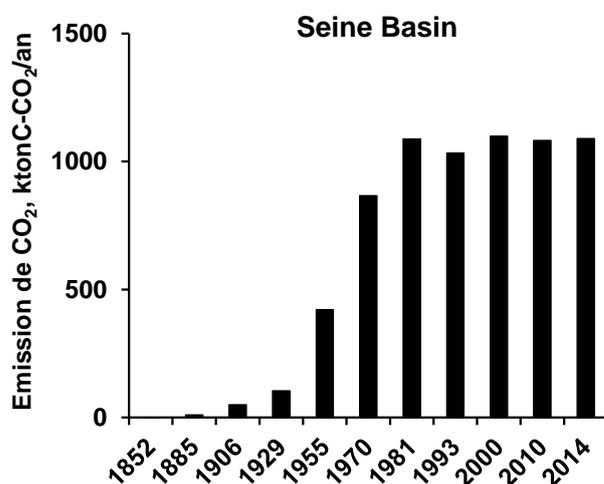


Figure 7. Evolution historique des émissions de CO₂ liées à l'utilisation des énergies fossiles par le secteur agricole dans le bassin de la Seine.

4. La séquestration du carbone dans la matière organique du sol

4.1. Modélisation de la dynamique du C organique des sols

Le couplage des modèles GRAFS et AMG permet d'établir un lien direct entre la structure du système agro-alimentaire, les cultures pratiquées, les conditions pédo-climatiques et la dynamique du carbone organique du sol. Les deux modèles sont décrits en détail ailleurs (GRAFS : Le Noë et al., 2017 ; Le Noë et al., 2018 ; AMG: Saffih-Hdadi et Mary, 2008 ; Clivot et al., 2019). La figure 8 en résume les principes.

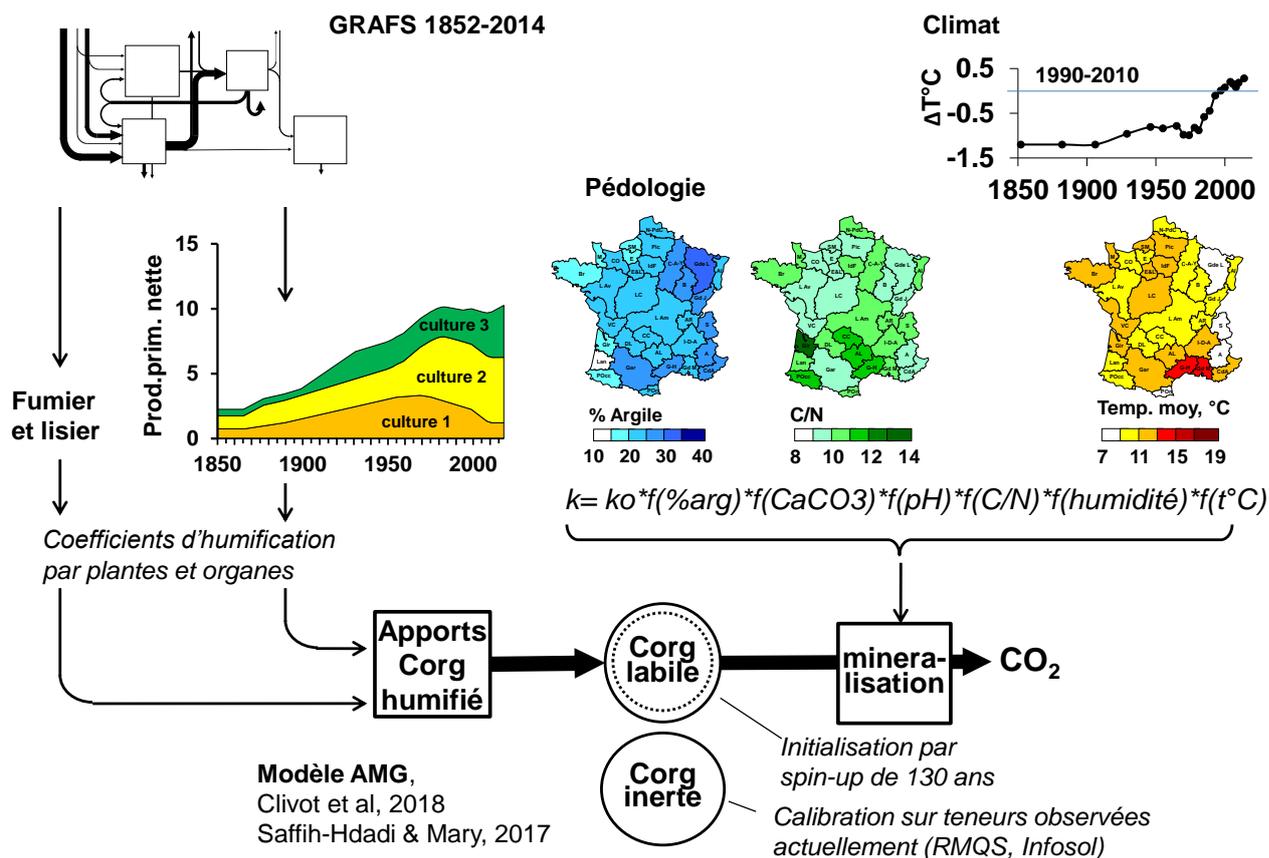


Figure 8. Couplage des modèles GRAFS et AMG. Le modèle AMG considère 3 compartiments de C: les apports de matière organique fraîche, un stock de matière organique humifiée labile, un stock de carbone inerte. Les apports de carbone humifié sont estimés par GRAFS en considérant les principaux types d'apports : fumiers et lisiers, résidus de culture aériens et souterrains. Les coefficients d'humification de ces matériaux diffèrent selon les espèces et les organes considérés. Le bilan entre les apports annuels de carbone humifié et la minéralisation du stock de carbone labile définit les changements de contenu en carbone du sol.

La production primaire nette des cultures considérées dans l'analyse GRAFS de la période 1852-2014 (Le Noë et al., 2018) a été estimée en utilisant l'approche de Bolinder et al. (2007), qui considère les produits récoltés, les résidus aériens, les résidus racinaires et les exsudats racinaires. Cette approche a été légèrement modifiée en ce qui concerne la production souterraine (Le Noë et al., 2019). La production de biomasse par les adventices est prise en compte aux époques historiques sur base de données sur les productions actuelles d'adventices dans des systèmes sans herbicides. Les apports de résidus végétaux au sol ont été estimés en soustrayant à la production primaire nette les quantités exportées par la récolte (et le broutage pour les prairies permanentes).

Les apports humifiés correspondants sont estimés à partir de coefficients d'humification spécifiques de chaque espèce, en distinguant les parties aériennes et souterraines, comme décrit par Clivot et al. (2018) et Justes et al. (2009). Les apports de fumiers, lisiers et boues urbaines ont également été pris en compte (Le Noë et al., 2017 ; 2018 ; Esculier et al., 2018).

La constante de minéralisation k (an^{-1}) du stock de carbone labile des sols a été calculée selon Clivot et al. (2017, en fonction du contenu en argile et en carbonates, du pH et du C/N du sol, de la température et de l'humidité.

Les variations de stock de C labile dans les premiers 30-cm des terres arables et des prairies de chaque région ont été calculées par incrémentation par pas de temps annuel. Les stocks labiles ont été initialisés par

une procédure de « spin-up » avec des apports constants de C humifié pendant 130 ans avant 1852. Les changements d'usage du sol entre prairies et terres arables au cours de la période 1852-2014 ont été pris en compte. Les stocks de C inerte ont été calculés en soustrayant le stock calculé de C labile en 2014 du stock total observé, issus de la base RMQS agrégée au niveau territorial. L'hypothèse a été faite que le stock de C inerte est identique pour une région donnée entre les prairies et les terres arables, de sorte que ce stock ne varie pas au cours de la période, même en cas d'inter-conversion entre prairies et terres arables.

4.2. Evolution historique du stock de carbone organique dans les sols

L'évolution du carbone organique des sols arables dans les différentes régions répond essentiellement à celle de la production primaire nette et des apports de C humifié qui en résultent. Les résidus de cultures (aériens et souterrains) sont en effet la source principale des apports de C humifié. C'est ce qui explique l'accroissement systématique du carbone organique des sols observé au cours de la période de 'modernisation' de l'agriculture française dans la deuxième moitié du XXe siècle, où l'accroissement du recours aux engrais de synthèse a conduit à une augmentation rapide de la production agricole. Dans certaines régions, les apports de déjections animales jouent aussi un rôle important et peuvent représenter une contribution significative à l'augmentation du stock de C labile dans les régions où le cheptel s'est accru de manière importante, comme en Bretagne ou dans la Manche.

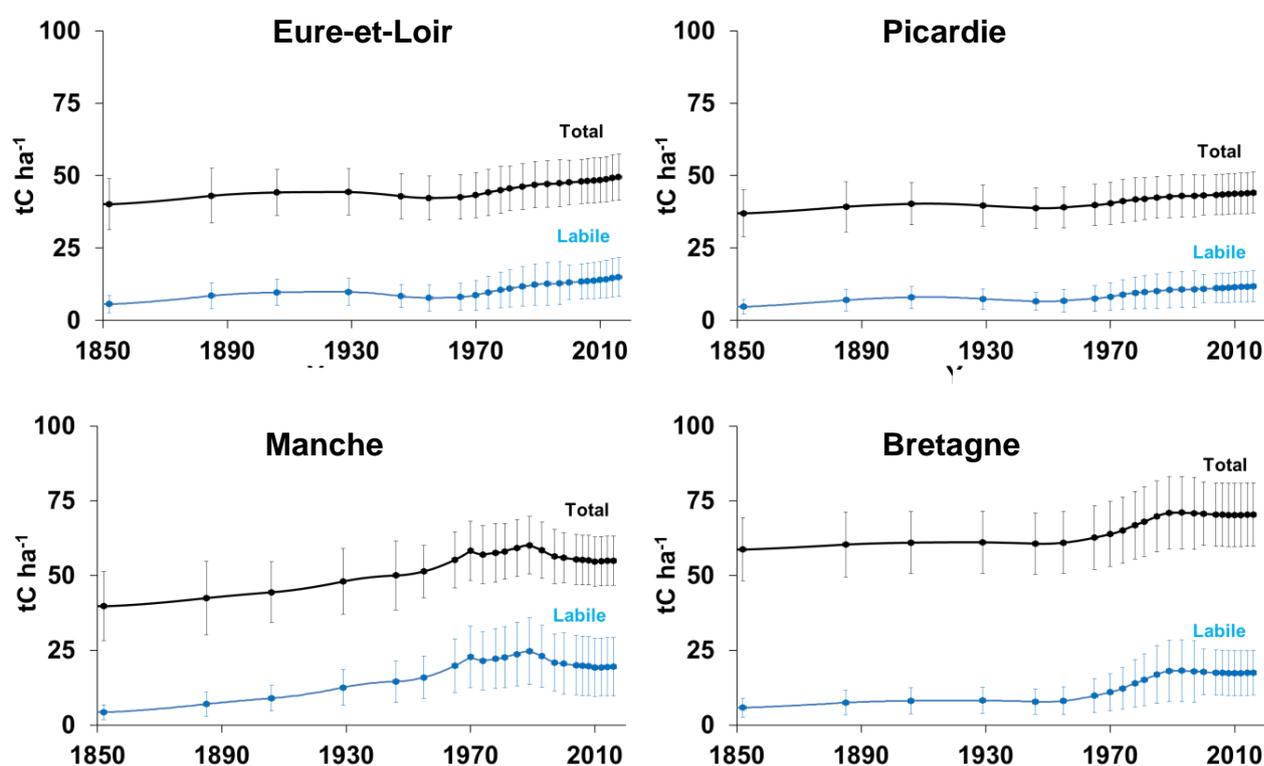


Figure 9. Evolution des stocks de C organique labile et totaux dans la couche des 30 cm supérieurs de sol des terres arables de 1852 à 2014 dans 3 régions du bassin Seine Normandie (Eure-et-Loir, Picardie, Manche) et en Bretagne. Les barres d'erreurs indiquent les incertitudes calculées à partir d'une estimation de l'incertitude sur les données de base et d'une analyse de Monte-Carlo (tirage aléatoire) de leur propagation dans les résultats de la modélisation.

L'accroissement annuel du stock de carbone organique du sol peut être calculé à partir de ces résultats. A la figure 10, ils ont été exprimés en fraction du stock présent accumulé annuellement (%par an) en référence à l'initiative 4%. Durant la période 1885–1900, la plupart des régions montrent un taux annuel de stockage

dans les terres arables d'environ 1–2‰ par an (Figure 10a), cohérent avec la faible hausse des rendements agricoles au cours de cette période. La période de 1955 à 1970 est caractérisée par une augmentation considérable du stockage de carbone organique dans les sols (Figure 10b), excédant 2‰ par an dans beaucoup de régions françaises et dépassant 4‰ par an dans plusieurs régions (ex. Manche et Calvados-Orne). Ces chiffres ne sont pas surprenants dans le contexte de croissance rapide des rendements et de la densité de bétail. A titre de comparaison, Poulton et al. (2018) ont mesuré des taux de stockage net de C autour de 4-7‰ par an au cours des quelques décennies qui ont suivi l'accroissement de fertilisation minérale dans des essais agronomiques. Au cours de la période 2000–2014, la séquestration de C se ralentit, autour de 0–2‰ par an, dans les régions de grande culture du bassin parisien ainsi que dans la Plaine d'Alsace. Un déstockage au rythme de –1.5‰ par an s'observe dans le Nord-Ouest de la France (Figure 10c).

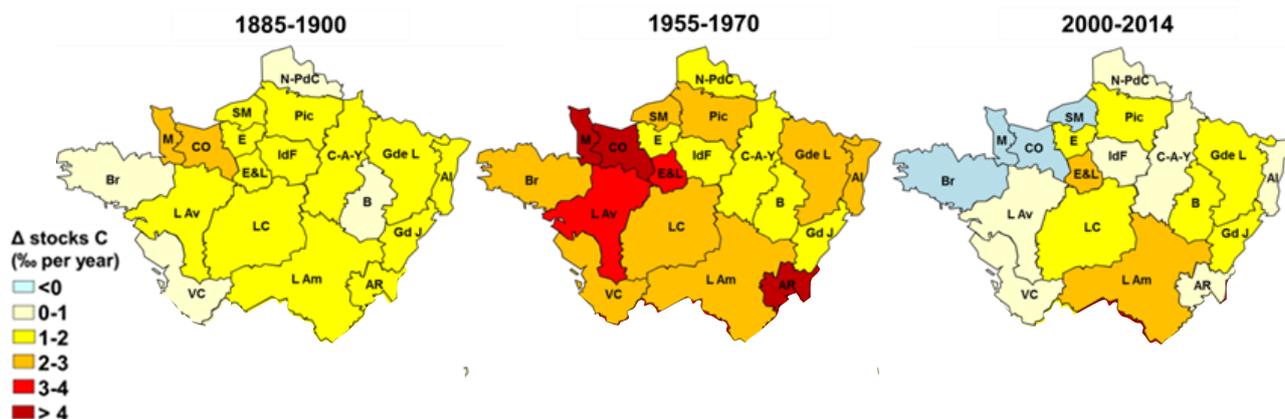


Figure 10. Distribution des taux de stockage de C organique dans la couche supérieure (0-30 cm) des sols arables des régions agricoles françaises, durant les périodes **a** 1885–1900, **b** 1955–1970, et **c** 2000–2014.

A l'échelle du Bassin de la Seine, la séquestration de C liées à l'accroissement du contenu en matière organique des sols agricoles (arable et prairies), ou, à l'inverse, les émissions de CO₂ liées au déstockage de C organique des sols peuvent être calculées en ktonC/an (Figure 11) et comparées aux émissions de CO₂ associées à l'utilisation des combustibles fossiles (Figure 7). Les résultats révèlent une légère séquestration de C au cours de la deuxième moitié du XIXe siècle, suivie d'une inversion de tendance au début du XXe siècle, avec des sols qui s'appauvrissent en matière organique et émettent du CO₂ dans les années 1930. Avec la Grande Accélération, l'augmentation de la productivité nette conduit à une période d'intense séquestration nette du C dans les sols agricoles, à des intensités de l'ordre de 500 ktonC/an jusque dans les années 1980. Le bilan stockage-déstockage se ralentit ensuite et reste autour de 200 ktonC/an en moyenne dans le bassin de la Seine durant les 3 dernières décennies.

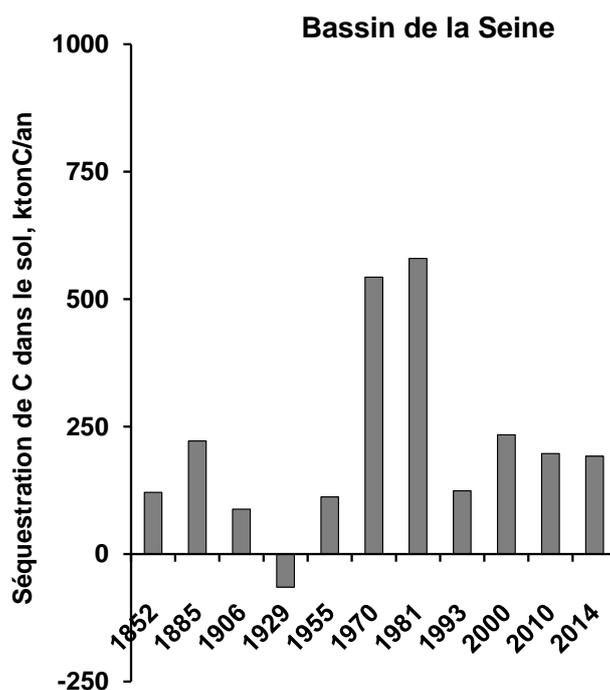


Figure 11. Evolution historique de la séquestration de C dans les sols agricoles du bassin de la Seine (les valeurs négatives correspondent à un déstockage de matière organique des sols).

5. Bilan des émissions de GES en CO₂ équivalent

A cause de la complexité des processus responsables des émissions de gaz à effet de serre de l'agriculture, et de la difficulté de la mesure directe des flux émis sur le terrain, les approches de modélisation de ces émissions (e.g. NOE, DNDC, Gu et al., 2014 ; Gillespy et al., 2014 ; Zimmerman et al., 2018) restent aujourd'hui très incertaines, particulièrement quand il s'agit d'évaluer les émissions à l'échelle territoriale. L'approche de comptabilité biogéochimique proposée ici, basée sur les données disponibles dans les statistiques agricoles et sur des facteurs d'émissions calibrés sur des observations locales, est donc la seule disponible actuellement.

Les résultats obtenus sur le N₂O, le CH₄ et le CO₂ peuvent être traduits en termes de contribution au réchauffement climatique en tenant compte de leur pouvoir de réchauffement potentiel sur une période de 100 ans (Garnier et al., 2019). Par rapport au CO₂ pris comme référence, le pouvoir de réchauffement potentiel du N₂O est de 265, celui du CH₄ de 28. La chronique longue de l'évolution des émissions de ces trois gaz peut alors être appréhendée dans son ensemble (Figure 12).

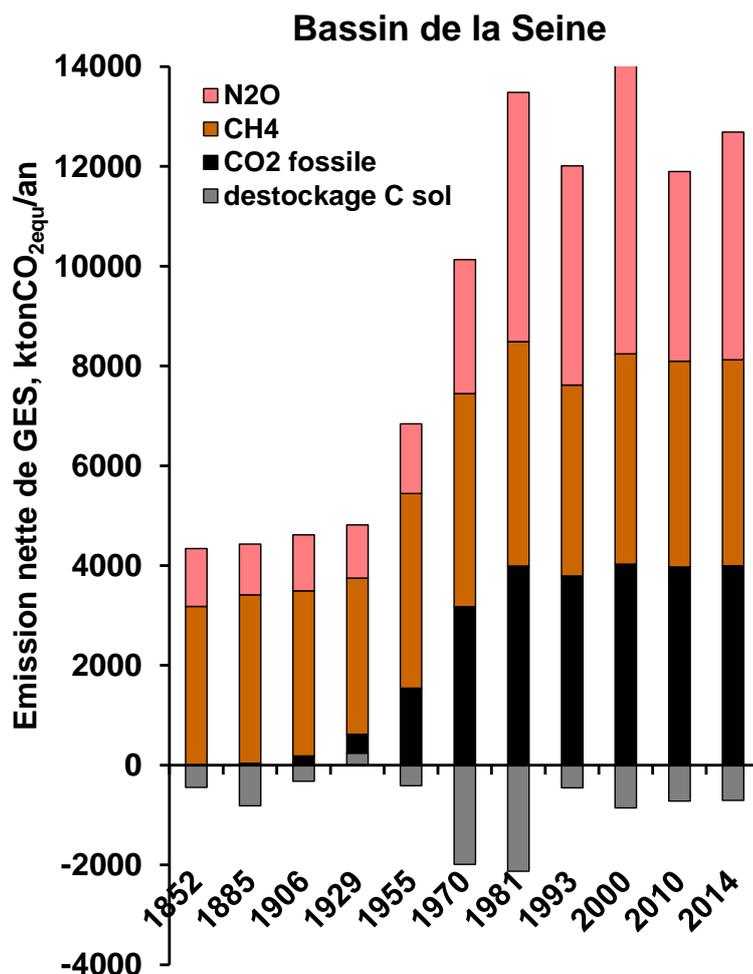


Figure 12. Evolution historique des émissions de GES exprimées en CO₂ eq: émissions de N₂O, de CH₄, de CO₂ par utilisation de combustibles fossiles, et de déstockage/stockage de C organique dans les sols agricoles.

Trois grandes périodes peuvent être distinguées dans la trajectoire historique de l'agriculture française (Le Noë et al., 2018) et de ses émissions de GES (Garnier et al., 2019). La première période, de 1852 à 1955, caractérisée par un système généralisé de polyculture-élevage, avec de petites fermes familiales et peu de recours aux intrants exogènes, ne montre que de très faibles émissions de N₂O, cependant que les émissions de CH₄ augmentent progressivement en raison de l'accroissement régulier de la densité d'élevage. Si les émissions de CO₂ liées à l'utilisation agricole des combustibles fossiles restent très limitées, et sont largement compensées par le stockage de la matière organique dans les sols, sauf à la fin de la période où les sols, appauvris émettent eux du CO₂ par déstockage du C organique.

La période des Trente Glorieuses est celle de la Grande Accélération, au cours de laquelle se généralisent la mécanisation, le recours aux engrais de synthèse, l'agrandissement des exploitations et la spécialisation des territoires, dans un contexte d'accessibilité à bas prix de l'énergie et d'expansion des marchés internationaux (Dyer et Desjardins, 2009). Les émissions de GES explosent et atteignent leur maximum vers 1990. Cette période est aussi marquée par une augmentation sans précédent de la séquestration de C dans la matière organique des sols agricoles, recevant mécaniquement plus de résidus de culture en raison d'un accroissement de productivité stimulé par l'usage des engrais de synthèse. Ce phénomène a été décrit par

plusieurs auteurs, comme « une séquestration de carbone alimentée par les combustibles fossiles » (Gingrich et al., 2007 ; Erb et al., 2007). Selon cette vision, l'accroissement des stocks de carbone dans les sols ne seraient qu'un aspect de la transition du régime socio-écologique agricole préindustriel à un régime hautement industrialisé, avec passage d'un système territorial basé sur l'énergie solaire vers un système déterritorialisé, basé sur les énergies fossiles. La séquestration de carbone pendant cette période est cependant très loin de compenser l'accroissement concomitant d'émissions de GES.

La dernière période marque un fléchissement des politiques publiques productivistes et l'établissement de réglementations environnementales, qui n'enrayent cependant pas le processus d'intensification et de spécialisation, mais se limitent à stabiliser les émissions de GES à leur niveau des années 1990. Au cours de cette période le stock de matière organique des sols retrouve progressivement un équilibre entre apport et minéralisation de l'humus, de sorte que la séquestration de C se ralentit considérablement.

La perspective historique que nous avons adoptée permet ainsi de relativiser certaines affirmations triomphalistes relatives aux perspectives que pourrait offrir la séquestration du carbone dans les sols en matière d'atténuation du changement climatique. Ainsi, Lal (2016) affirme dans un récent article: *“The 4 per thousand proposal should be more about the concept than any specific number. The concept that soils and agriculture are solutions to the global issue of Climate change, food insecurity and environmental pollution, is a major shift of historical significance.”* Si nous pouvons adhérer avec la première partie de la proposition, nous ne pouvons être convaincus par la seconde. La portée de la séquestration du carbone dans les sols agricoles comme possibilité de compensation des émissions anthropogéniques de CO₂ est beaucoup plus réduite que ne le prétend cet auteur, et ne peut en tout état de cause que constituer un palliatif temporaire, comme l'ont montré plusieurs auteurs (Sommer et Bossio, 2014 ; Lassaletta et Aguilera, 2015 ; Baveye et al., 2018 ; Poulton et al., 2018).

Si la réduction des flux d'émissions de GES doit donc être menée sur tous les fronts, il ne faut pas pour autant abandonner l'objectif d'un accroissement de la séquestration de C dans les sols. Un rapport de l'INRA (Pellerin et al., 2013) examine en détail les mesures qui pourraient y conduire, comme l'introduction de cultures de couverture et de bandes enherbées, le développement de l'agro-foresterie, l'allongement de la durée des prairies temporaires... Nos résultats indiquent que ces aménagements de pratiques agricoles sont étroitement et intrinsèquement liés à la structure des systèmes agro-alimentaires à l'échelle régionale et aux politiques publiques mises en œuvre pour les orienter. Nous suggérons dès lors que des changements structurels majeurs tels que la reconnexion des cultures et de l'élevage dans les régions spécialisées soit en grande culture, soit en élevage spécialisé, qui retrouveraient alors des formes nouvelles de polyculture-élevage, seraient de nature à renforcer la séquestration du C dans les sols, (1) en multipliant les surfaces en prairies permanentes, (2) en augmentant les apports de C humifié à travers les résidus de cultures fourragères et les déjections animales, tout en diminuant la dépendance aux importations de fourrage et aux engrais minéraux grâce à un meilleur recyclage des nutriments. A moyen et long terme, la soutenabilité de l'agriculture du point de vue de ses émissions de GES dépendra surtout de la manière dont pourront être reconfigurés le métabolisme énergétique et les systèmes agro-alimentaires en fonction du bien-être et des exigences environnementales de la population humaine.

Bibliographie

Aguilera E, Lassaletta L, Sanz-Cobena A, Garnier J, Vallejo A. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agric Ecosyst Environ.* 2013;164. doi:10.1016/j.agee.2012.09.006

Baveye, P., Berthelin, J., Tessier, D., Lemaire, G. (2018). The “4 per 1000” initiative: A credibility issue for the soil science community? *Geoderma*, 309, 118-123. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.05.005

Bouwman AF (1996) Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 46: 53-70

- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., VandenBygaart, A.J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 118, 29-42. DOI : [org/10.1016/j.agee.2006.05.013](https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.013)
- Esculier F., Le Noé J., Barles S., Billen G., Créno B., Garnier J., Lesavre J., Petit L., Tabuchi J.-P. (2018). The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: a regionalized analysis of a water-agro-food system. *J. Hydrol.* DOI 10.1016/j.jhydrol.2018.02.043
- Cayuela M.L., Aguilera E., Sanz-Cobena A., Adams D.C., Abalos D., Barton L., Ryals R., Silver W.L., Alfaro M.A., Pappa V.A., Smith P., Garnier J., Billen G., Bouwman L., Bondeau A., Lassaletta L. (2017). Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: emission factors based on a meta-analysis of available. *AEE*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.006>
- Clivot, H., Mary, B., Valé, M., Cohan, J.-P., Champolivier, L., Praux, F., Laurent, F., Justes, E. (2017). Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 111, 44-59. Doi : [org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010)
- Clivot, H., Duparque, A., Dinh, J.L., Mouny, J.C, et al. (2019). Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Geoderma*,
- Crutzen PJ, Aselmann I, Seiler W (1986). Methane Production by Domestic Animals, Wild Ruminants, Other Herbivorous Fauna, and Humans. *Tellus*, 38B: 271-284.
- Doublet S., 2011. CLIMAGRI : bilan énergies et GES des territoires ruraux, la ferme France en 2006 et 4 scénarios pour 2030. Rapport ADEME. Available at : <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/climagri-la-ferme-france-en-2006-et-4-scenarios-pour-2030.pdf>.
- Gingrich, S., Niedertscheider, M., Kastner, T., Haberl, H., Cosor, G., Krausmann, F., Kuemmerle, T., Müller, D., Reith-Musel, A., Rudbeck Jepsen, M., Vadineanu, A., Erb, K. (2015). Exploring long-term trends in land use change and aboveground human appropriation of net primary production in nine European countries. *Land Use Policy*. 47, 426-438. DOI: [org/10.1016/j.landusepol.2015.04.027](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.027)
- Dyer J.A., Kulshreshtha S.N., McConkey B.G., Desjardins R.L. (2010). An assessment of fossil fuel energy use and CO₂ emissions from farm field operations using a regional level crop and land use database for Canada. *Energy* 35: 2261-2269.
- Erb K.-H., Haberl H., Krausmann F. (2007). The fossil fuel-powered carbon sink. Carbon flows and Austria's energetic metabolism in a long-term perspective. In Fischer-Kowalski, M and Haberl H. (eds.), *Socioecological transitions and global change*, pp. 60-82. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Garnier J., Billen G., Vilain G., Martinez A., Mounier E., Silvestre M., Toche F. (2009). Nitrous oxide (N₂O) in the Seine river and basin: observations and budgets. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133 : 223–233. doi:10.1016/j.agee.2009.04.024.
- Garnier J., Vilain G., Jehanno S., Silvestre M., Billen G., Poirier D., Martinez A., Decuq C., Cellier P., Abril G. (2013). Methane emissions from land use, livestock farming, and the river network of the Seine basin (France), *Biogeochemistry*, 116:199–214. DOI 10.1007/s10533-013-9845-1
- Garnier J, Le Noé J, Marescaux A, Sanz-Cobena A, Lassaletta L, Silvestre M, Thieu V, Billen G. (2017). Trajectoire à long terme des émissions de gaz à effet de serre de l'agriculture française (1852-2014) : de l'agriculture traditionnelle aux systèmes spécialisés intensifs. Rapport PIREN-Seine phase VII.

Garnier J, Le Noë J, Marescaux A, Sanz-Cobena A, Lassaletta L, Silvestre M, Thieu V, Billen G. (2019). 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. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.048

Gilhespy, S.L., Anthony, S., Cardenas, L., Chadwick, D., del Prado, A., Li, C.S., Misselbrook, T., Rees, R.M., Salas, W., Sanz-Cobena, A., Smith, P., Tilston, E.L., Topp, C.F.E., Vetter, S., Yeluripati, J.B., 2014. First 20 years of DNDC (DeNitrification DeComposition): Model evolution. *Ecol. Modell.* 292, 51–62.

IPCC, 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual. IPCC <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.html> (accessed 14.01.14.).

IPCC (2006). Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Kanagawa, Japan. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs5.html>

IPCC (2007). *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC (2018). *Global Warming of 1.5 °C. Summary for Policymakers*, approved at the First Joint Session of Working Groups I, II and III of the IPCC and accepted by the 48th Session of the IPCC, Incheon, Republic of Korea, 6 October 2018. Allen M. et al. 33pp. <https://www.ipcc.ch/>

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 123, 1-22. DOI:10.1016/j.geoderma.2004.01.032

Lal, R. (2016). Beyond COP21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*. 71, 1. DOI:10.2489/jswc.71.1.20A

Le Noë J, Billen G, Mary B, Garnier J. (2018). Dynamique à long terme du carbone organique des sols arables : une approche d'écologie territoriale (France, 1852-2014). Rapport PIREN-Seine phase VII.

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. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.02.040](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040)

Le Noë J., Billen G., Esculier F., Garnier J. (2018). Long term socio-ecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows: the case of French regions from 1852 to 2014. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 265: 132–143. doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.006

Le Noë J., Billen G., Mary B., Garnier J. (2019). Drivers of long-term carbon dynamics in cropland: a biopolitical history (France, 1852–2014). *Environmental Science and Policy*. 93: 53–65. doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.027

Lassaletta, L., Aguilera, E. (2015). Soil carbon sequestration is a climate stabilization wedge: Comments on Sommer and Bossio (2014). *Journal of Environmental Management*, 153, 48-49.

Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Zueng-Sang, C., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Young Hong, S., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Leatitia Mulder, V., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaemen,

Tsui C.-C., Vagen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59–86. DOI: [org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002)

Ministère de la transition écologique et solidaire (2017) Plan Climat. https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/2017.07.06%20-%20Plan%20Climat_0.pdf

Ministère de la transition écologique et solidaire (2018) Projet de stratégie Bas Carbone : la transition écologique et solidaire vers la neutralité carbone.. https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/2017.07.06%20-%20Plan%20Climat_0.pdf

Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoît, M., Butault, J.P., Chenu, C., Colnenne-David, C., De Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M.H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous, S., Samson, E., Savini, I., Pardon L. (2013). *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques*. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 92 p.

Poulton, P., Johnston, J., Macdonald, A., White, R., Powelson, D. (2018). Major limitations to achieving "4 per 1000" increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. *Global Change Biology*, 24, 2563-2584. DOI: 10.1111/gcb.14066

Saffih-Hdadi K. and Mary B. (2008). Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology & Biochemistry*. 40, 594-607.

Skiba, U., McTaggart, I.P., Smith, K.A., Hargreaves, K., Fowler, D., 1996. Estimates of nitrous oxide emissions from soil in the UK. *Energy Conserv. Mgmt.* 37, 1303–1308.

Sommer, R., Bossio, D. (2014). Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. *Journal of Environmental Management*. 144, 83-87.

Springmann, M., Clark, M., Mason-D'Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B.L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S.J., Herrero, M., Carlson, K.M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L.J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., Godfray, H.C.J., Tilman, D., Rockström, J., Willett, W., 2018. Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>
Tate K.R. (2015). Soil methane oxidation and land-use change – from process to mitigation. A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 80: 260-272

Vermorel M, Jouany J, Eugène M, Sauvant D, Noblet J, Dourmad J (2008). Evaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France. *INRA Productions Animales*. 21, 403-418.

Zhou JB, Jiang MM, Chen GQ (2007). Estimation of methane and nitrous oxide emission from livestock and poultry in China during 1949–2003. *Energy Policy* 35: 3759–3767.

Zimmermann, J., Carolan, R., Forrester, P., Harty, M., Lanigan, G., Richards, K.G., Roche, L., Whitfield, M.G., Jones, M.B., 2018. Assessing the performance of three frequently used biogeochemical models when simulating N₂O emissions from a range of soil types and fertiliser treatments. *Geoderma* 331, 53–69.

Dynamiques agricoles sur le territoire de Seine-Normandie : impacts de deux scénarii contrastés à l’horizon 2050 sur la qualité de la ressource en eau

Thomas Puech^{1*}, Nicolas Gallois^{2*}, Pascal Viennot²

¹ INRA, Mirecourt

² Centre de Géosciences, MINES ParisTech – PSL Université, Fontainebleau

*thomas.puech@inra.fr, nicolas.gallois@mines-paristech.fr

Résumé

Durant les cinquante dernières années, l’agriculture française et en particulier l’agriculture du bassin Seine-Normandie a connu de profondes mutations, conduisant à une progressive spécialisation des exploitations et des territoires. Ces transformations ont eu des conséquences environnementales majeures, en particulier sur la qualité de la ressource en eau. Une approche multidisciplinaire alliant agronomie, hydrologie et hydrogéologie a conduit à interfacer les pratiques agricoles passées, décrites au sein de la base de données ARSEINE, avec la plateforme de modélisation STICS-MODCOU afin d’en évaluer l’impact sur la ressource en eau souterraine du territoire.

Ce chaînage a été récemment mobilisé pour modéliser l’impact de deux scénarii contrastés d’évolution de l’agriculture du bassin sur la qualité de l’eau. Un premier scénario, basé sur la poursuite des dynamiques de spécialisation des systèmes et une intensification des pratiques agricoles montre une dégradation généralisée de la ressource à l’horizon 2050. Un second, fondé sur la diversification des systèmes de production, le développement de l’agriculture biologique et de l’agriculture intégrée, permet de mettre en évidence, selon les endroits du bassin, un frein à cette dégradation de la qualité des eaux voire une diminution des teneurs moyennes.

Points clefs

- Ce travail mobilise la chaîne de modélisation ARSEINE-STICS-MODCOU.
- 2 scénarii contrastés d’évolution de l’agriculture à l’horizon 2050 sont développés : le premier basé sur une poursuite de la spécialisation de l’agriculture, l’autre sur le développement des pratiques agro-écologiques.
- L’impact de ces évolutions de pratiques est quantifié sur la qualité de la ressource en eau.

Pour citer cet article : Thomas Puech et al., *Dynamiques agricoles sur le territoire de Seine-Normandie : impacts de deux scénarii contrastés à l’horizon 2050 sur la qualité de la ressource en eau*, dans *Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : passé, présent et futurs possibles*, Billen et al. (eds.), *Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 1*, 2019.

Sommaire

Introduction.....	166
1. Données et outils de modélisation	166
1.1. Caractérisation des pratiques agricoles et de leurs dynamiques : la base de données ARSEINE	166
1.2. Outils de modélisation de l’impact des pratiques agricoles sur la ressource en eau souterraine : la plateforme de modélisation STICS-MODCOU	167
1.3. Prérequis à l’élaboration de scénarii agricoles	169
2. Description des deux scénarii contrastés élaborés à l’échelle du territoire Seine-Normandie	171
2.1. Un scénario de spécialisation : poursuite des dynamiques de spécialisation et d’intensification des exploitations et des territoires agricoles du bassin.....	171
2.2. Un scénario alternatif : un bassin en transition agro-écologique	173
3. Impact sur la qualité de la ressource en eau souterraine et de surface	175
3.1. Méthodologie globale simplifiée de simulation dans le cadre des scénarii de prospective agricole	175
3.2. Caractérisation des flux sous-racinaires dans le cadre des deux scénarii.....	176
3.3. Synthèse de l’impact sur les eaux souterraines	178
4. Conclusion	180
Bibliographie.....	182

Introduction

Au cours des cinquante dernières années, l'agriculture française a connu de profondes mutations encadrées par l'inscription croissante des filières dans les marchés internationaux et les politiques agricoles européennes et nationales de modernisation de l'agriculture (Chatellier et Gaigné, 2012). Ces transformations ont conduit progressivement à une spécialisation des exploitations et des territoires et à une progressive dissociation de l'élevage et des cultures (Schott et al., 2018).

Les formes mixtes d'association entre cultures et élevages au sein d'une même exploitation ont progressivement disparu au profit d'exploitations spécialisées. Ces mutations de l'agriculture ont entraîné une diminution du nombre d'actifs agricoles et d'exploitations (-70% entre 1970 et 2010) et une augmentation des surfaces cultivées par exploitation (19 ha en 1970 à 55 ha en 2010 en moyenne française mais avec de fortes diversités régionales avec des moyennes à plus de 120 ha en Haute-Marne ou en Meuse). Outre les facteurs politiques (systèmes de prix garantis mis en place en 1957), l'agrandissement des structures a été permis, par une artificialisation croissante des milieux (drainage, irrigation, intrants de synthèse - engrais et pesticides), 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.

Ces mutations de l'agriculture française ont eu des conséquences environnementales majeures, entraînant les pouvoirs publics à intervenir : directive nitrates (1991), directive cadre sur l'eau (2000). Face à ce constat, un certain nombre de travaux de prospective agricole ont vu le jour dont, pour ne citer que ceux-ci : un exercice de prospective agricole réalisée par le ministère de l'agriculture (Vert et al., 2013), le scénario AFTERRRES 2050 (SOLAGRO, 2016), le scénario TYFA (Poux et Aubert, 2018) ou deux scénarii contrastés pour le système agri-alimentaire français (Billen et al., 2018) dont certains seront présentés dans d'autres chapitres de ce volume. La majorité de ces travaux de prospective se projettent à l'horizon 2050.

L'objectif du travail relayé dans ce chapitre est de présenter deux scénarii contrastés d'évolution de l'agriculture sur le bassin Seine-Normandie complémentaires à ceux élaborés dans le cadre du PIREN Seine (Billen et al., 2018; Billen et Garnier, 2017; Poux et Aubert, 2018; Poux et Lumbroso, 2016). Ces travaux ont pour objectif de proposer des évolutions possibles des systèmes agricoles et d'en évaluer les impacts environnementaux en se basant sur la chaîne de modélisation ARSEINE-STICS-MODCOU (Gallois et al., 2019 - chapitre 3 de ce volume).

La première partie de ce chapitre sera consacrée à un rapide rappel des outils mobilisés et des hypothèses de travail pour la construction de ces deux scénarii puis sera suivie de la présentation respectivement (i) d'un premier scénario basé sur la poursuite des dynamiques d'intensification des pratiques agricoles et de spécialisation des exploitations et des territoires du bassin Seine Normandie et (ii) d'un second scénario fondé sur une transition agro-écologique forte du bassin Seine-Normandie à l'horizon 2050. Chacun d'entre eux sera accompagné de l'évaluation de leurs impacts sur la qualité de la ressource en eau souterraine du bassin.

1. Données et outils de modélisation

1.1. Caractérisation des pratiques agricoles et de leurs dynamiques : la base de données ARSEINE

La base de données ARSEINE (base de données Agricole Régionalisée sur le bassin SEIne-NormandiE) est issue des travaux de recherche de l'unité INRA ASTER de Mirecourt. Elle vise à caractériser l'évolution des pratiques agricoles à de larges échelles d'espace et de temps (Puech, Schott et Mignolet, soumis; Mignolet, Schott et Benoit, 2004, 2007). Spécifiquement élaborée pour caractériser et spatialiser les pratiques agricoles

sur le bassin Seine-Normandie (Puech et al., 2018a), ARSEINE décrit à un grain spatial proche des petites régions agricoles, les principaux systèmes de culture et leurs évolutions entre 1970 et 2015.

La diversité des pratiques y est décrite par plus de 4 500 systèmes de culture issus du croisement (cf. *Figure 1*) des données de recensements agricoles, d'enquêtes pratiques culturelles, des enquêtes *TerUti* et *TerUti-Lucas* et de plus de 120 enquêtes auprès d'acteurs de la profession agricole répartis sur le bassin. Chaque système de culture y est décrit par une succession culturale et les pratiques associées (fertilisation azotée organique et minérale, travail du sol, dates de semis, interculture, irrigation, etc.). Ces données de caractérisation des systèmes de culture, finement synthétisées, quantifiées et distribuées dans l'espace et le temps les rendent, de fait, mobilisables par les outils de modélisation qui seront décrits par la suite. ARSEINE a été mobilisée pour structurer les évolutions des pratiques agricoles envisagées dans les scénarii décrits ci-après.

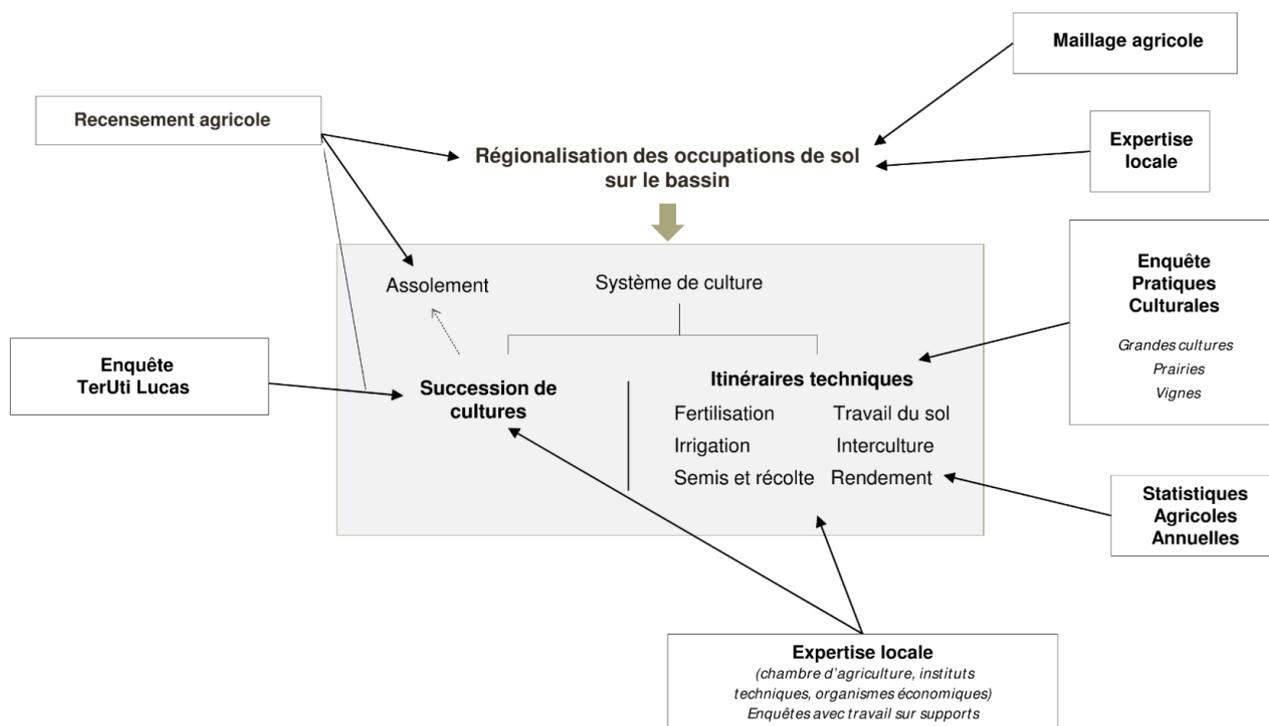


Figure 1. Sources d'informations intégrées à la méthodologie d'élaboration de la base de données structurée ARSEINE de description de l'évolution des systèmes de culture du bassin Seine-Normandie

1.2. Outils de modélisation de l'impact des pratiques agricoles sur la ressource en eau souterraine : la plateforme de modélisation STICS-MODCOU

Le centre de Géosciences de MINES ParisTech développe depuis 2002, une méthodologie de couplage spatialisé à l'échelle macro-régionale entre le code hydrogéologique MODCOU (Ledoux et al., 2007, 1984) et le modèle agronomique STICS (Brisson et al., 2009, 1998), développé à l'INRA. Cette approche a pour objectif de simuler, de manière spatialement et temporellement distribuée, non seulement le transport de polluants nitriques d'origine agricole dans l'ensemble des compartiments du sous-sol et des formations aquifères modélisées, *via* le modèle hydrogéologique, mais également de générer la production même de ces polluants azotés *via* le modèle agronomique contraint par les données de la base ARSEINE, et ce, à de faibles pas spatiaux (environ 10 km²) et temporels (journaliers).

Une interface de couplage dédiée entre ARSEINE et le modèle STICS spatialisé (Gallois et Viennot, 2018) permet d'intégrer la totalité des multiples descripteurs des systèmes de culture fournis par ARSEINE et leurs variabilités spatio-temporelles respectives (dates de semis, récolte, irrigation, fertilisations azotées minérales et organiques, gestion des résidus de culture, des systèmes de pâtures, etc.) dans la procédure de simulation

spatialisée du polluant azoté. Dans sa version actuelle, la modélisation agronomique intègre près de 30 types de cultures différentes, certains d'entre eux étant déclinés sous formes espèces variétales, elles aussi distribuées sur le territoire d'étude.

L'ensemble des interactions permises entre les différents modules de la plateforme (cf. *Figure 2*) permettent la simulation continue dans le temps et l'espace à la fois (i) du comportement du système-sol-plante-atmosphère, ainsi que l'impact des variations de ce milieu et des systèmes de culture sur la production d'une parcelle agricole et/ou sur l'environnement (modèle agronomique STICS) ainsi que (ii) de l'ensemble des transferts de flux d'eau et de matière transitant au sein de l'hydrosystème (suite hydrogéologique MODCOU-NEWSAM). Aux côtés d'ARSEINE, l'entrée de la plateforme est également contrainte par des bases de données spatialisées décrivant respectivement l'évolution du climat (SAFRAN, Météo-France) et le contexte pédologique local (Base de Description Géographique des Sols de France, INRA Orléans).

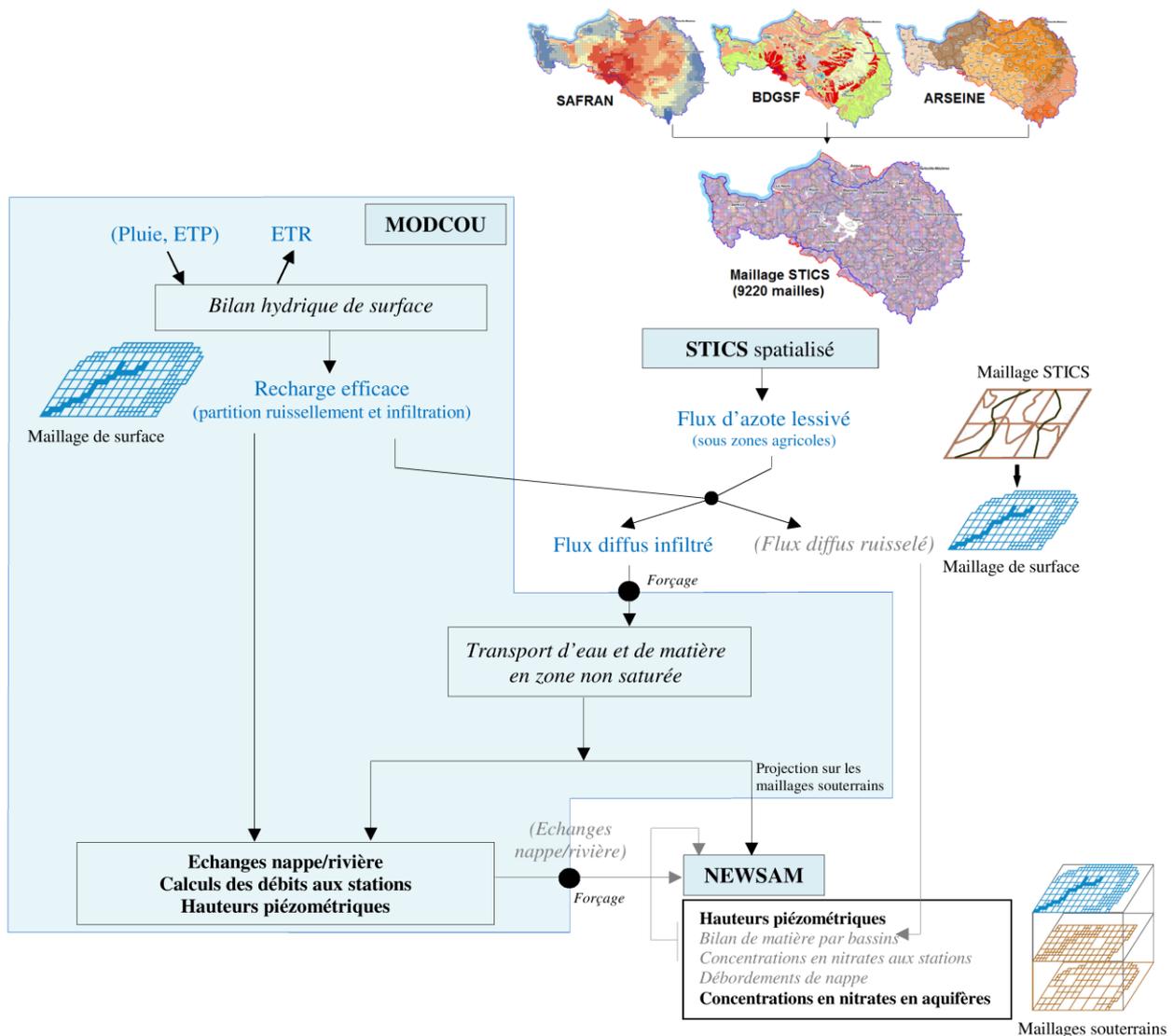


Figure 2. Schéma très simplifié de principe du couplage entre ARSEINE et la plateforme de modélisation STICS-MODCOU (Gallois et Viennot, 2018).

Sous sa version actuelle (Gallois et Viennot, 2018), la modélisation couplée, a prouvé, sur la période rétrospective 1970-2016, une bonne capacité de reproduction des principales variables d'intérêt (concentrations nitriques en nappe, piézométrie, rendements végétaux, etc.). De plus amples détails

concernant la structure de la plateforme et les résultats qu'elle fournit sont disponibles dans (Gallois et al., 2019 - chapitre 3 de cet ouvrage). Cependant, à titre de rappel, mentionnons (Gallois et Viennot, 2018) :

- une très bonne capacité de restitution des niveaux moyens actuels de la pollution nitrique des principaux aquifères du bassin et de leurs dynamiques de mise en place. Une comparaison des concentrations simulées à l'échelle de 583 ouvrages de mesures montre que 44% des qualitomètres présentent, en moyenne sur la période 1995-2016, un biais inférieur à 3 mgNO₃.L⁻¹, 57% et 70 % des ouvrages ont respectivement un biais moyen inférieur à 5 et 10 mgNO₃.L⁻¹,
- une reproduction très satisfaisante du comportement hydrodynamique des formations aquifères modélisées (143 des 227 piézomètres retenus pour l'évaluation des résultats, présentent un biais absolu inférieur à 1 m ainsi qu'une RMSE inférieure à 2 m),
- une prédiction cohérente des taux de production végétale pour les types de culture majoritaires du bassin, par comparaison avec les rendements annuels fournis par la Statistiques Agricole Annuelle, les principaux écarts étant de l'ordre de quelques quintaux/ha.

Ainsi, dans ce contexte, et fort de ces résultats, l'association de ces modules a été mise en application, dans une démarche prospective, de manière à caractériser l'impact potentiel des scénarii décrits ci-après sur l'évolution des niveaux de pollution nitrique des eaux souterraines du bassin, et ce, selon les mêmes niveaux fins de distribution temporelle des entrées (résolutions fines en espace et en temps d'ARSEINE) et des sorties de la plateforme.

1.3. Prérequis à l'élaboration de scénarii agricoles

1.3.1. Sélection d'un scénario d'évolution du climat

Préalablement à l'élaboration de scénarii agricoles sur le bassin, une étude comparative visant à appréhender l'impact du choix des données météo fournies par différents modèles et projections climatiques¹¹ (issues du 5^{ème} exercice du GIEC, CMIP5) sur l'hydrologie, l'hydrogéologie et le transport de polluant à l'échelle du bassin Seine-Normandie (Viennot et Gallois, 2017) a permis d'identifier le modèle de climat canadien *CanESM2* comme celui fournissant une assez bonne représentation globale du climat actuel (*i.e.* comparativement à celui décrit par les données SAFRAN, Météo-France), et ce, quel que soit le scénario d'émission RCP¹². Sous l'hypothèse que le biais induit par le modèle est stationnaire tout au long de la période couverte par les données climatiques, cet avantage permet de limiter l'influence du biais intrinsèque lié au modèle de climat dans le cadre de simulations de prospective agricole. C'est pourquoi l'ensemble des simulations présentées par la suite ont été effectuées en utilisant les données climatiques de ce seul modèle (sous conditions de forçage radiatif RCP8.5).

L'ensemble des éléments climatiques illustrés ici émanent de la désagrégation (J. Boé, G. Dayon – CERFACS) des données du modèle à l'échelle de la maille SAFRAN (résolution spatiale de 8 km). L'étude fine de ces données climatiques (Gallois et Viennot, 2018; Puech et al., 2018a) dans 8 régions contrastées du bassin (Plateau du Barrois, Beauce, Cotentin, Pays de Caux, Plateaux picards, Morvan, Champagne Crayeuse et Thiérache.) montrent à l'horizon 2050 (par rapport à la moyenne 1980-2000) une augmentation relativement homogène sur l'année des températures de 2.3°C, avec des augmentations moins marquées sur les régions littorales (1.9-2°C) que les régions de l'Est du bassin (2.5°C). Par conséquent, le nombre annuel de jours chauds (température moyenne >25°C) augmente de 20 jours dans les régions de l'Ouest et jusqu'à près de 40 dans les régions de l'Est. De la même façon, le nombre de jours de gelées devrait chuter, particulièrement dans l'Est du bassin avec une réduction de 50% du nombre et de l'intensité des épisodes de gel. Les précipitations totales sur l'année témoignent d'une tendance globale à l'augmentation avec une

¹¹ Les données journalières de 5 modèles de climat ont été intégrées à cette étude comparative dont : quatre modèles de circulation générale (Bccsm-1-1-m (Beijing Climate Center, Chine), CanESM2 (Canadian Center for Climate Modelling and Analysis, Canada), CSIRO-Mk3-6-0 (Center for Australian Weather and Climate Research, Australie) et MIROC5 (Center for Climate System Research, Japon) et un modèle régional : Aladin-Climat (Météo-France).

¹² Pour chaque modèle, deux profils temporels de forçage radiatif RCP (Radiative Concentration Pathway) ont été testés : RCP4.5 (stabilisation avant 2100) et RCP8.5 (profil d'émission croissant, sans intégration de politiques climatiques).

répartition inégale : augmentation des précipitations durant la période hivernale et réduction durant la période estivale (mai - septembre). Par conséquent, de forts déficits hydriques sont à prévoir durant la période estivale, indépendamment de la région.

1.3.2. Impacts potentiels du climat sur les pratiques agricoles

L'augmentation des températures hivernales et en particulier la diminution du nombre de jours de gel devrait permettre une accélération des stades phénologiques (Habets et Viennot, 2015). Le raccourcissement des cycles culturaux, et en particulier celui des céréales, devrait amener une avancée des dates de récolte (phénomènes d'échaudages et intensification des périodes de stress hydrique) et un probable recul des dates de semis pour d'une part esquivier les risques de stress hydrique en automne et d'autre part pour limiter un état physiologique trop avancé des cultures durant la période hivernale (et une plus grande sensibilité aux épisodes de gelées même si ceux-ci seront moins fréquents) (Benoit et al., 2015).

L'évolution des températures devrait permettre de limiter le risque de gelées tardives et donc permettre un semis plus précoce des cultures de printemps telles que le maïs ou l'orge (Levrault, 2015) dans la mesure où les conditions de semis seront favorables (portance des sols) compte tenu de l'augmentation possible des précipitations sur le premier trimestre. L'avancée des dates de semis pourrait permettre de limiter le nombre de jours échaudants durant la période de sensibilité des céréales (Benoit et al., 2015; Levrault, 2015).

Par conséquent, il est possible que la durée des périodes d'interculture estivales augmente. Aussi, la mise en place de cultures dérobées pourrait devenir possible (sommées de températures plus favorables qu'actuellement) mais la disponibilité en eau pourrait s'avérer être un facteur limitant au développement des cultures dérobées de vente sur le bassin. L'impact du changement climatique sur les rendements agricoles reste discuté.

En effet, si certains arguments optent en faveur d'une augmentation des rendements des plantes en C3 (stimulation de la photosynthèse par l'augmentation des concentrations atmosphériques en CO₂), d'autres militent pour une diminution des rendements du fait de l'augmentation de la fréquence des épisodes météorologiques extrêmes (pluies intenses, sécheresses) (Habets et Viennot, 2015) ou chroniques¹³ (Brisson et al., 2010) si bien qu'il reste relativement difficile de prévoir avec certitude l'évolution possible des rendements (Brunelle, 2015) même si les plantes en C3 (blé) sembleraient moins affectées que les plantes en C4 (maïs, sorgho) (Benoit et al., 2015).

Concernant les cultures fourragères, il est à prévoir que les périodes de pousse de l'herbe soient rallongées au printemps et à l'automne (principalement favorisées par une augmentation de températures). Inversement, l'intensification des périodes de déficit hydrique en été laisse à penser que la production des surfaces en herbe soit ralentie durant la période estivale.

1.3.3. Indicateurs d'évolution de l'agriculture du bassin

En vue d'apporter des éléments quantitatifs objectifs sur les scénarii d'évolution de l'agriculture, un certain nombre d'indicateurs ont été matérialisés (Puech et al., 2018a) afin de pouvoir comparer les scénarii entre eux ainsi qu'avec la caractérisation passée de l'agriculture du bassin (via ARSEINE). Par souci de synthèse, seuls deux indicateurs seront évoqués ici, à savoir :

- l'évolution des activités d'élevage dont la présence et les modes de conduite impactent directement l'usage des sols (cultures fourragères, restitution de matières organiques, pâturage). L'évolution des activités d'élevage sur le bassin sera caractérisée par des indicateurs de chargement globaux (Unités Gros Bétail / Surface Agricole Utile) et indicateurs de chargement des ruminants – principalement représentés par les bovins (UGB/ha de surfaces fourragère),

¹³ D'après Brisson et al, 2010, l'augmentation observée des températures au printemps et en été expliqué (par le phénomène d'échaudage) pour une large part le plafonnement des rendements observés en France depuis la fin des années 1990.

- l'irrigation, étant un levier potentiel pour lutter contre les déficits hydriques estivaux. Une estimation spatialisée des volumes prélevables en nappe a fait l'objet d'un travail spécifique préliminaire (Gallois et Viennot, 2018; Viennot et al., 2017). Compte tenu du cadrage par scénario climatique choisi, un volume maximal d'eau prélevable en eau d'origine souterraine a été défini sous contrainte de vérification, *a posteriori*, d'un impact restreint sur le débit mensuel quinquenal sec (QMNA5) des rivières (Gallois et Viennot, 2018).

2. Description des deux scénarii contrastés élaborés à l'échelle du territoire Seine-Normandie

Ces scénarii ont été conçus selon un mode de description continu dans le temps et l'espace. De fait, chacun d'entre eux intègre un état de transition progressif entre les systèmes de culture actuels (2017) et une configuration prédéfinie de l'agriculture du bassin en 2050. De plus, ceux-ci ne se veulent pas *binaires* sur l'ensemble du domaine (*i.e.* « passage de 100% de la SAU en agriculture biologique » par exemple) mais émanent respectivement d'un cadre agro-socio-économique prédéterminé, jugé réaliste.

2.1. Un scénario de spécialisation : poursuite des dynamiques de spécialisation et d'intensification des exploitations et des territoires agricoles du bassin

2.1.1. Elements de contexte

Le contexte agricole est favorable à l'augmentation de la taille des exploitations : les exploitations sont moins nombreuses et fusionnent. On voit apparaître l'émergence de très grandes structures avec des politiques productives et commerciales, généralement composées de plusieurs sites de production parfois éloignés de plusieurs dizaines de kilomètres et témoins d'un héritage composite issu du rachat d'anciennes exploitations. Le modèle dominant est une agriculture de précision à forts niveaux d'intrants et de production.

De gros moyens sont mis en place par certaines firmes pour le développement de variétés tolérantes aux épisodes de sécheresse et à certaines maladies et ravageurs qui ont migrés depuis le sud de l'Europe suite à l'évolution du climat. Les acteurs de la profession agricole sont dans une posture de scepticisme vis-à-vis des capacités de l'agriculture à atténuer le changement climatique. Des options d'adaptation techniques aux contraintes nouvelles du milieu (irrigation, nouvelles variétés, nouveaux matériels et molécules) sont préférées à des options systémiques (diversification). On voit toutefois se maintenir des petites et moyennes exploitations mais dont le nombre et la surface représentent une très large minorité des structures. Ces exploitations sont plus ou moins spécialisées avec des labels d'origine (AOC, AOP, IGP) ou des signes de qualité (agriculture biologique) mais ne représentent pas plus de 5% de la SAU en 2050.

S'en suit une hyperspécialisation des productions du bassin. Les régions de plaine sont spécialisées dans des grandes cultures d'oléo-protéagineux et/ou de cultures industrielles avec une place importante des céréales, en particuliers du blé. Les techniques culturales sont de plus en plus simplifiées par manque de temps pour travailler l'ensemble des surfaces des exploitations (labour moins fréquent). Pour faire face à des problèmes agronomiques sur les rotations colza-céréales, certaines cultures sont réimplantées (pois, féverole) mais leur objectif principal est de casser certains cycles de développement des adventices et sont artificiellement soutenues par les politiques publiques car les marchés et les rendements ne leur sont pas favorables.

Certaines régions de montagne / plateaux sont progressivement délaissées par certaines filières (disparition des filières et exploitations laitières sur une large façade Est du bassin). Les régions littorales poursuivent leur spécialisation dans un élevage laitier. Pour des raisons d'évolution des modes de vie, les exploitations laitières se sont largement mécanisées et l'utilisation de robots de traite devient un fait courant. Par conséquent, les animaux pâturent de moins en moins souvent (si ce n'est sur des aires de parcours à proximité des bâtiments d'élevage). Les pratiques sont adaptées en conséquence : les surfaces en herbe sont quasi-exclusivement fauchées ou utilisées pour le pâturage des génisses. Les surfaces en maïs se développent pour permettre l'alimentation des vaches en bâtiments. La consommation de viande et en particulier la

viande bovine connaît une crise structurelle en Europe. La production de viande recule de 50%, aggravée par l'ouverture des marchés et l'importation d'une viande peu chère de l'étranger (Amérique, Australie, etc.).

2.1.2. Evolution des systèmes

Evolution de l'élevage : Les activités d'élevage sont en net recul sur l'ensemble du bassin (-10% pour les bovins lait, -20% pour les bovins allaitants, -25% pour les porcs et -35% pour les volailles - *Figure a*). Seules les régions de tradition laitière conservent cette activité c'est-à-dire une large façade Ouest du bassin et les Ardennes. Le cheptel bovin allaitant recule globalement sur tout le bassin, sauf en Basse Normandie où il progresse légèrement et vient en complément du cheptel laitier (valorisation des surfaces en herbe éloignées des sièges d'exploitation). Dans les régions de l'Ouest du bassin (hors Basse Normandie), les tendances observées ces quarante dernières années se poursuivent : céréalisation et intensification des exploitations d'élevage laitier restantes, alors qu'en basse Normandie, les systèmes d'élevage restent largement dominants et s'intensifient notamment par la progressive substitution des prairies par du maïs. L'Est du bassin est marginalisé et délaissé par les filières et laissent place à des systèmes extensifs allaitants (cf. *Figure b*).

Evolution des systèmes de culture : La suppression des prairies permanentes se poursuit même si sa vitesse s'est ralentie (19% de la SAU en 2010, moins de 15% en 2050). Le colza et les céréales secondaires sont réduites de moitié en 2050 par rapport à 2010 au profit du blé tendre (35% de la SAU en 2050) et du maïs (passant de 3 à 12% de la SAU en 2050 par rapport à 2010 - 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 SAU totale. L'augmentation des apports liée à des potentiels plus élevés (irrigation) et à la substitution d'espèces à besoins différents tend à augmenter globalement la fertilisation azotée minérale (+ 10% et localement jusqu'à +25% par rapport à 2010 - *Figure 4a*).

L'irrigation connaît un développement généralisé sur la partie centrale du bassin, excepté dans certaines régions du sud du bassin (Beauce, Gâtinais) où les volumes prélevés diminuent entre 2010 et 2050 suite à la raréfaction de la ressource disponible (cf. *Figure 4b*).

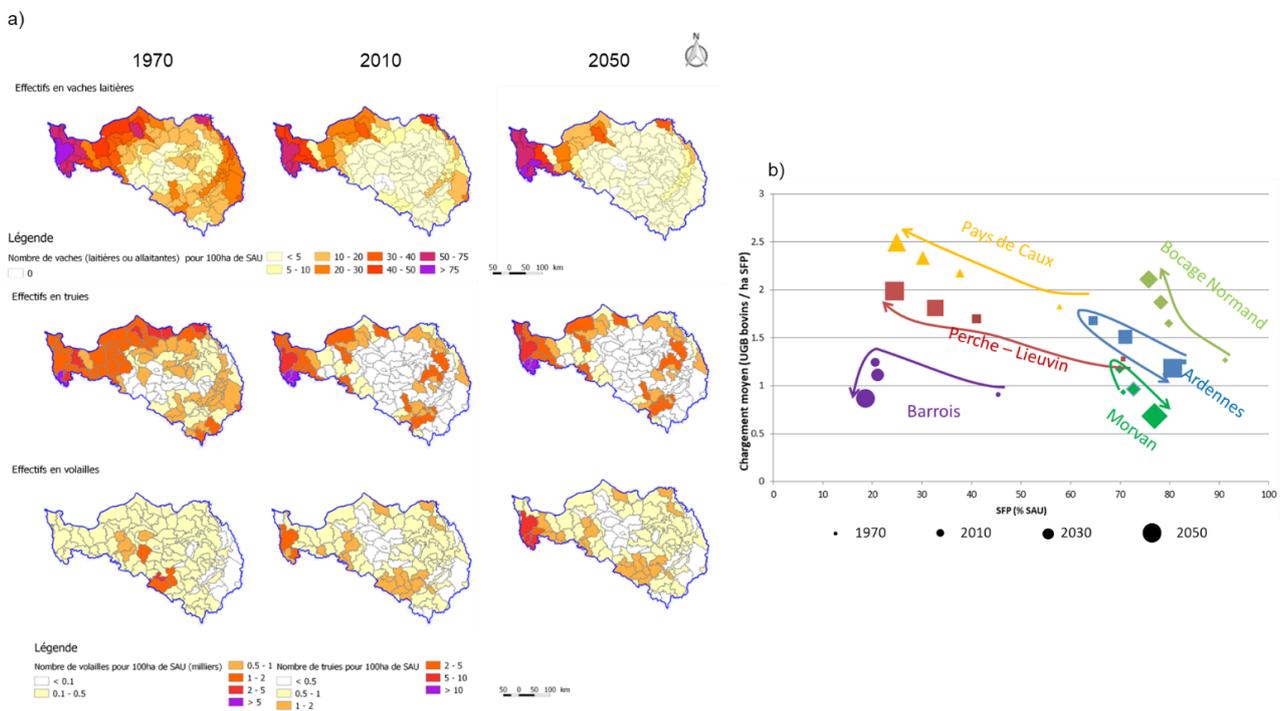


Figure 3. Evolution des principaux effectifs animaux (a) et du chargement bovin en fonction de la proportion de surfaces fourragères (b) dans le cadre du scénario « Spécialisation »

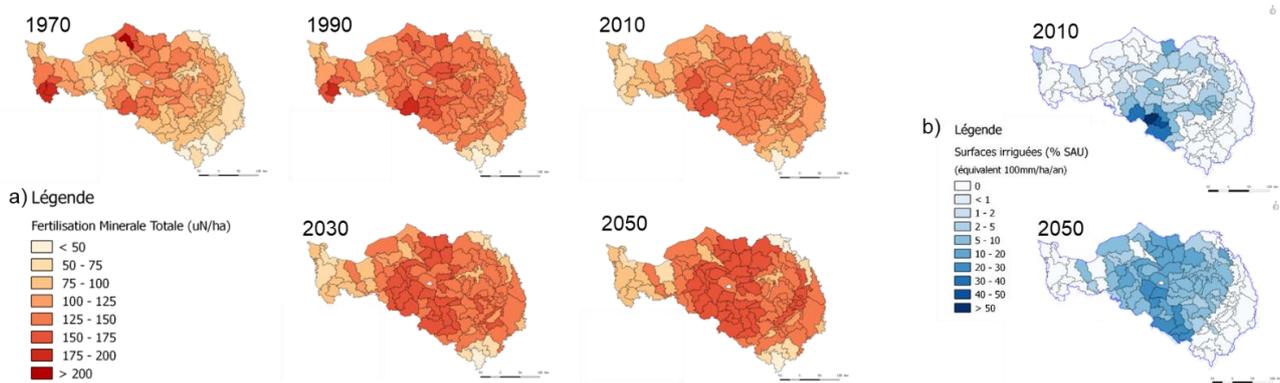


Figure 4. Evolution de la fertilisation totale entre 1970 et 2050 (a) et de l'irrigation entre 2010 et 2050 (b) dans le cadre du scénario « Spécialisation »

2.2. Un scénario alternatif : un bassin en transition agro-écologique

2.2.1. Eléments de contexte

Le contexte agricole est favorable à la diversification des exploitations. L'agrandissement des exploitations s'est arrêté. Les exploitations diversifient leurs productions, ce qui leur permet d'une part d'être économiquement plus résilientes (vis-à-vis des aléas climatiques croissants) et d'autre part de développer l'emploi rural agricole. Les surfaces en biomasse énergie se développent considérablement. Les anciens systèmes, basés sur une production de masse à très haut niveau d'intrants se maintiennent chez les exploitants les plus réticents. Le changement se fait progressivement avec l'arrivée des nouvelles générations pour partie issues d'une formation initiale en agriculture et pour partie de reconversions professionnelles. La grande distribution est motrice de la transition des exploitations. Les filières se raccourcissent avec une diminution du nombre d'intermédiaire via le développement des circuits courts (AMAP, marchés de producteurs) ou des approvisionnements en local (Grandes et moyennes surfaces livrées directement par les producteurs). Les signes de qualité (IGP, AOC, AB) se développent en réponse à une demande croissante de la société. L'engagement des exploitations dans ces dynamiques leur permet d'être plus résilients face aux prix mondiaux des matières premières.

Malgré la baisse globale de la consommation de produits carnés, les activités d'élevage se développent à proximité des zones urbaines (y.c. les villes de taille moyenne) pour satisfaire une demande croissante d'approvisionnement de proximité. Les modes de production font partie intégrante des critères d'achat des consommateurs, aussi les élevages hors-sol ou à forte concentration d'animaux disparaissent progressivement au profit de modes d'exploitation extensifs, principalement basés sur la valorisation des surfaces herbagères, plus robustes vis-à-vis des aléas climatiques. On assiste à un retour progressif de l'élevage dans les régions historiquement céréalières bien que le mode de production dominant reste les grandes cultures.

Bien conscientes des limites des rotations triennales à base de cultures d'hiver, les exploitations de grandes cultures se diversifient, à travers l'introduction de cultures de printemps tolérantes à la sécheresse et à faible niveau d'intrants (tournesol, chanvre) mais également de légumineuses. Les exploitations de l'ouest du bassin se diversifient à la recherche d'autonomie alimentaire, en particulier vis-à-vis des protéines jusqu'alors importées d'Amérique du Sud. Des systèmes à base de luzerne retrouvent toute leur place dans la rotation fourragère.

L'agriculture conventionnelle, qui représente aujourd'hui la quasi-totalité de la SAU du bassin ne représente plus que quelques pourcents en 2050. 40% de la SAU est en agriculture biologique (contre environ 2% en 2010), plus de la moitié est en agriculture intégrée.

2.2.2. Evolution des systèmes

Evolution de l'élevage : De même que dans le scénario précédent, les activités d'élevage diminuent sur le bassin (-10% pour les bovins lait, -30% pour les bovins allaitants, -50% pour les volailles), excepté dans les régions traditionnellement céréalières du centre du bassin où l'élevage se développe, en particulier autour de l'agglomération parisienne où il répond à une demande croissante de la part de la population francilienne, en particulier au niveau des productions porcines et de volailles (cf. *Figure 5a*). Quelle que soit la région, la tendance est à la désintensification des activités d'élevage, en particulier dans les régions de l'Ouest du bassin (cf. *Figure 5b*) où l'érosion des surfaces fourragères, et en particulier des prairies permanentes est arrêté. Dans les régions où l'élevage était très implanté, les surfaces fourragères tendent à reculer pour laisser place à des formes de polyculture-élevage où les productions annuelles sont destinées à l'alimentation humaine.

Evolution des systèmes de culture : Si l'agroforesterie est insignifiante à l'échelle du bassin en 2010, elle croît pour atteindre une dizaine de pourcents de la surface agricole en 2050. De même, les cultures énergétiques se développent à partir de 2030 et représentent plus de 60 000 ha, soit 1% de la SAU du bassin en 2050.

Au travers du développement de l'agriculture biologique et de l'agriculture intégrée, les légumineuses se développent, ainsi que les mélanges céréales-protéagineux qui représentent près de 10% de la SAU du bassin en 2050. Le tournesol et le sorgho croissent et remplacent progressivement le maïs car plus tolérants aux périodes de stress hydrique. Du fait de la diversification, la durée des rotations a quasiment doublé entre 2010 et 2050. L'implantation de cultures à faibles besoins azotés, l'augmentation de la fréquence des légumineuses et le fort développement de l'agriculture biologique (1/3 des surfaces en blé sont conduites en agriculture biologique) permet de réduire de moitié la fertilisation minérale azotée totale apportée sur le bassin (cf. *Figure 6a*).

De même que le scénario précédent, le recours à l'irrigation tend à augmenter globalement sur le bassin, en particulier pour les cultures à forte valeur ajoutée (pommes de terre). Certaines régions, notamment dans le Sud du bassin (Beauce-Gâtinais) doivent drastiquement réduire les volumes prélevés par rapport à la situation de 2010, du fait des restrictions de prélèvement. Les prélèvements globaux sur le bassin sont inférieurs d'un facteur 3 à ceux présentés dans le scénario précédent (cf. *Figure 6b*).

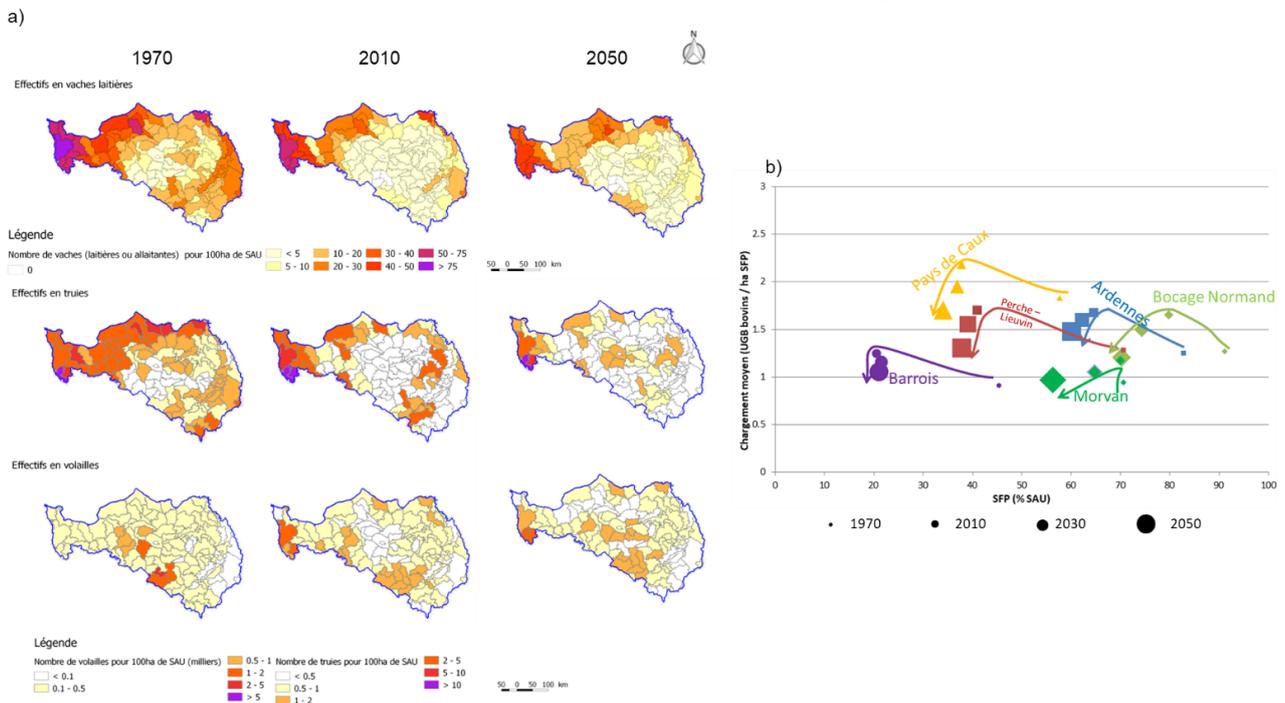


Figure 5. Evolution des principaux effectifs animaux (a) et du chargeement bovin en fonction de la proportion de surfaces fourragères (b) dans le cadre du scénario « Agro-écologique »

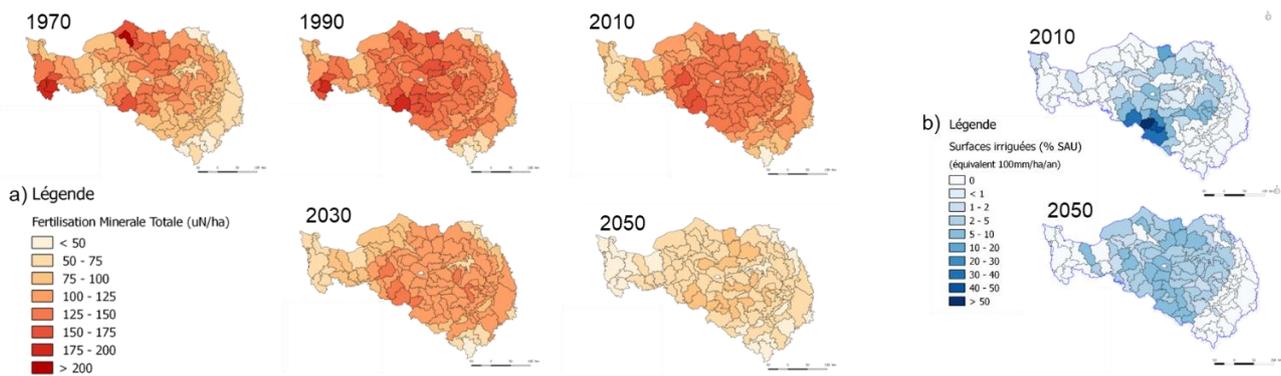


Figure 6. Evolution de la fertilisation totale entre 1970 et 2050 (a) et de l'irrigation entre 2010 et 2050 (b) dans le cadre du scénario « Agro-écologique »

3. Impact sur la qualité de la ressource en eau souterraine et de surface

3.1. Méthodologie globale simplifiée de simulation dans le cadre des scénarii de prospective agricole

La synthèse entre les différents éléments apportés par les études préliminaires précitées (analyses des données climatiques, caractérisation des impacts potentiels de l'évolution du climat sur les cycles culturaux, volumes en nappe prélevables, etc.) et la méthodologie de description d'évolution des systèmes culturaux au sein d'ARSEINE, ont permis de formaliser environ 2 800 successions culturales supplémentaires pour chacun des deux scénarii. Ces jeux de données associés au forçage climatique présélectionné (*i.e.* modèle de climat CanESM2-RCP8.5) permettent de définir pour chacun des deux scénarii un forçage agro-climatique évolutif dans le temps et l'espace.

Ceux-ci sont complétés, en entrée du modèle agronomique, par un profil d'évolution des teneurs atmosphériques en CO₂ associé à la projection climatique choisie (profil variant entre 390 ppm en 2017 à environ 540 ppm en 2050).

Précisons, au passage, que les scénarii n'intègrent pas de notion d'adaptation variétale. En effet, préalablement à la réalisation des calculs, s'est posée la question d'affiner ou non le paramétrage du logiciel de spatialisation en introduisant, sur la période de prospective, une fonctionnalité permettant des changements variétaux adaptés selon le type de culture simulée. Cependant, il est apparu très délicat d'appréhender la grande variabilité annuelle du climat décrite par les données climatiques et de déterminer les variétés culturales les plus adaptées afin d'affiner la gestion du stress hydrique¹⁴. A titre d'exemple, des tentatives basées une approche monocritère amorcée sur l'examen des courbes de cumuls de température du maïs a rapidement montré ses limites.

Une première phase de simulation permet de générer, sur le domaine d'étude, l'ensemble des flux journaliers de drainage et de lixiviation en azote dans le domaine sous-racinaire, lesquels sont interfacés avec MODCOU afin de les faire transiter dans le domaine non-saturé ainsi que dans les formations aquifères modélisées (Gallois *et al.*, 2019 - chapitre 3 de ce document) au pas de temps décennal. Pour des raisons techniques de continuité dans la simulation de l'état hydrique et azoté des sols au cours du temps, les calculs réalisés se font de manière continue sur la période 1971-2050, concaténant ainsi la simulation de la phase

¹⁴ Dans l'idéal, il conviendrait de pouvoir disposer d'un *feedback* de résultat de simulation (*i.e.* analyse de sensibilité) du modèle STICS pour sélectionner au mieux ces variétés. Cependant, une telle méthodologie serait lourde et très chronophage à mener à une telle échelle d'étude. Avec l'aval des concepteurs de STICS, il a été retenu de ne pas modifier les espèces variétales comparativement à celles simulées sur la période rétrospective 1970-2016.

rétrospective précédemment présentée (Gallois *et al.*, 2019 - chapitre 3 de ce document) avec la phase de projection 2017-2050.

3.2. Caractérisation des flux sous-racinaires dans le cadre des deux scénarii

Une vision d'ensemble des résultats obtenus sur le domaine investigué est fournie en *Figure 7*, laquelle présente l'évolution des concentrations sous-racinaires moyennes interannuelles en nitrates obtenues sous scénario *Spécialisation* ainsi que l'écart de concentrations sous-racinaires calculées sous scénario *Agro-écologie* par rapport à ce premier. Son pendant temporel est précisé en *Figure 8*, illustrant les évolutions annuelles moyennes sur l'ensemble du bassin des trois variables d'intérêt: drainage, lixiviation azotée et concentrations en nitrates sous-racinaires. Pour ces deux dernières, il est également précisé, sous forme d'histogrammes, les écarts calculés par comparaison des résultats liés aux deux scénarii.

Sur la période de simulation, les conditions de lixiviation associées au scénario *Agro-écologie* permettent de simuler une diminution de la masse totale d'azote lixivié sur l'ensemble du bassin de 15%, comparativement au scénario *Spécialisation*. Très peu de différences sont à noter quant aux volumes d'eau totaux drainés, différant entre les deux simulations de seulement 2 %.

Cependant, en cohérence avec les conclusions portant sur l'analyse préliminaire des données de précipitations moyennes annuelles (cf. §. 1.3.1), une comparaison des valeurs de drainage annuelles sur les périodes rétrospectives (éléments non figurés ici) et future confirme ce point. Une augmentation généralisée du drainage est simulée avec des gains en lames d'eau significatifs, compris entre +25% (région de Haute-Normandie) et +40 % (régions de Champagne humide, de Beauce-Gâtinais).

D'une manière générale, les régions du centre du bassin sont plus sensiblement impactées par des variations de lixiviation. La comparaison des ordres de grandeur entre scénarii (*i.e.* scénario *Agro-écologie* relativement à *Spécialisation*) permet d'identifier de fortes disparités entre grandes régions agricoles : -25% à la fois en flux et en concentrations sous-racinaires sur la période 2030-2050 sur la région de Beauce-Gâtinais contre respectivement -10 et -12% de diminution en flux et concentration pour le secteur de Haute-Normandie.

A l'extrême inverse, certaines régions ne recensent pas de différentiels de lixiviation (variation nulle en flux d'azote pour la région du Morvan et une faible diminution de 5% en concentrations associée à une légère augmentation du drainage (+9 mm.an⁻¹).

D'autre encore, et ce de façon beaucoup plus restreinte, mettent en évidence des écarts relatifs positifs du scénario *Agro-Ecologie* par rapport à celui de *spécialisation* (< 4 mgNO₃⁻.L⁻¹), pouvant être en partie, localement induites par une augmentation des surfaces en luzerne et légumineuses ou encore à l'abandon de l'agriculture dans certaines régions marginalisées (Nord des Ardennes par exemple, hypothèse du scénario de *Spécialisation*).

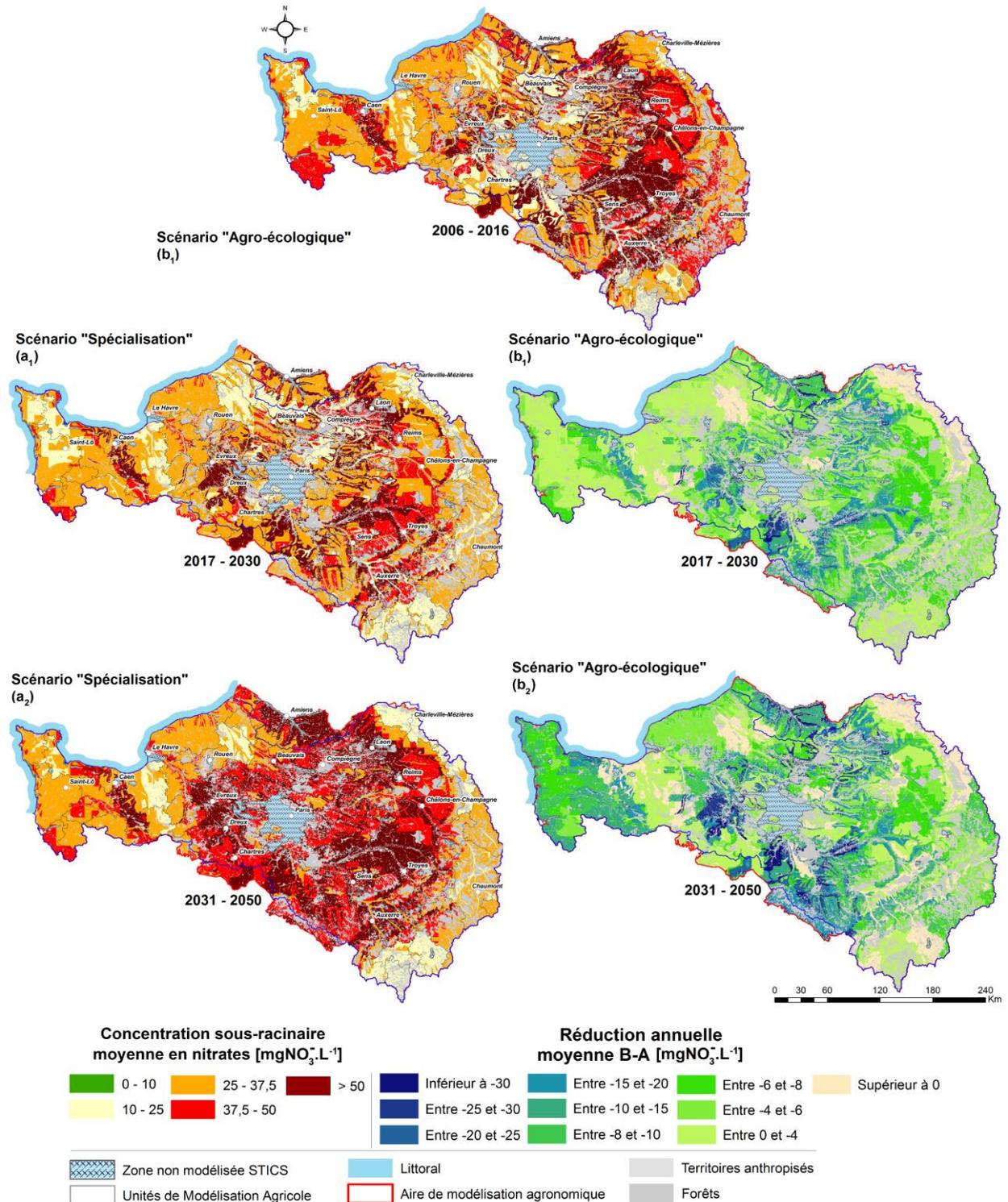


Figure 7 : (a) Concentrations sous-racinaires moyennes annuelles en nitrates (mgNO₃.L⁻¹) calculées : sous scénario « Spécialisation » sur les périodes (a₁) 2017-2030 et (a₂) 2031-2050.
 (b) Réduction moyenne annuelle (en mgNO₃.L⁻¹) de concentrations sous-racinaires en nitrates calculées sous scénario « Agro-écologique » par rapport au scénario « Spécialisation » sur les mêmes périodes 2017-2030 (b₁) et 2031-2050 (b₂)

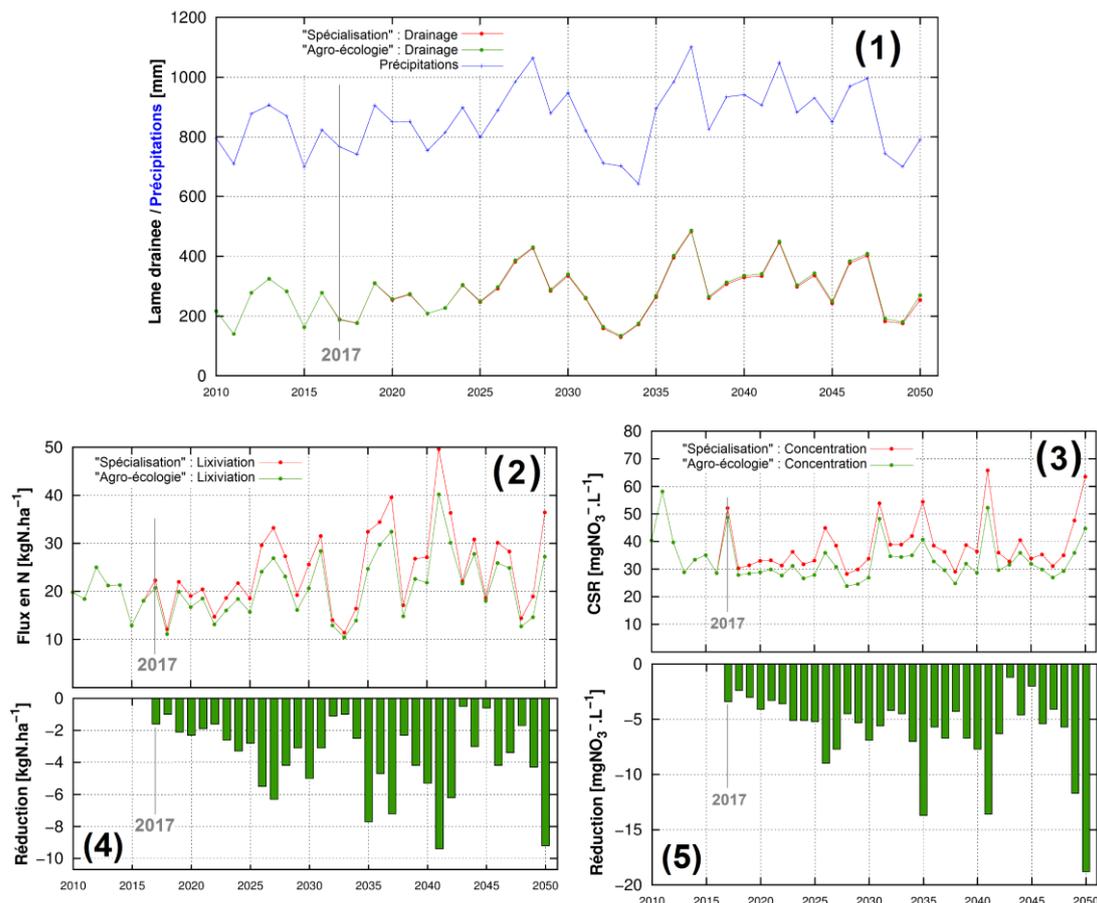


Figure 8 : Evolutions temporelles moyennes interannuelles, sur l'ensemble du domaine Seine-Normandie de : (1) la lame d'eau drainée et des précipitations, (2) du flux sous-racinaire en azote et (3) des concentrations sous-racinaires (CSR) en nitrates sous les deux scenarii « Spécialisation » et « Agro-écologique ». Les histogrammes (4) et (5) précisent les écarts annuels moyens calculés entre les deux scenarii concernant le flux azoté lixivié et les concentrations en nitrates respectivement.

3.3. Synthèse de l'impact sur les eaux souterraines

La Figure 9 illustre les concentrations en nitrates simulées des formations aquifères affleurantes à 2 échéances de début et de fin de simulation. Cependant, l'animation GIF disponible [ici¹⁵](https://cloud.mines-paristech.fr/index.php/s/xhiEPp05TKRPsPg), retraçant depuis 1980 (à un intervalle moyen décennal), l'évolution générale obtenue dans le cadre de la simulation rétrospective + scénario *Spécialisation* permet une meilleure visualisation des tendances d'évolution spatio-temporelle des concentrations. Son équivalent pour le second scénario, accessible [ici¹⁶](https://cloud.mines-paristech.fr/index.php/s/dY0XidMSwdCb8Gz) indique aux échéances 2021, 2027, 2035 et 2040, l'écart relatif de concentrations, en pourcentage, par rapport au premier.

Ces illustrations, permettent dans un premier temps, de replacer l'impact simulé sous scénario *Spécialisation* dans une évolution de plus long terme, à savoir une tendance générale progressive à l'augmentation des concentrations succédant à un léger déclin des teneurs amorcées depuis le milieu des années 2000, conséquence probable de pratiques plus vertueuses (fertilisation raisonnée, utilisation de cultures intermédiaires, etc.). L'augmentation des concentrations simulées dans le cadre de ce premier scénario apparaît particulièrement plus marquée sur les régions centrales du bassin (Beauce, Gâtinais, Soissonnais,

¹⁵ <https://cloud.mines-paristech.fr/index.php/s/xhiEPp05TKRPsPg>

¹⁶ <https://cloud.mines-paristech.fr/index.php/s/dY0XidMSwdCb8Gz>

Plateau de Bourgogne et Brie) notamment à travers le développement de l'irrigation et de cultures à forts niveaux d'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 *Agro-Ecologie*, ces régions centrales qui se voient bénéficier en premier de pratiques plus vertueuses en surface, réaction notamment permise par une inertie locale de l'hydrosystème plus faible (épaisseur de zone non-saturée globalement restreinte comparativement aux secteurs de Champagne ou de Somme par exemple). Cette différence d'inertie est notamment illustrée en *Figure*, à titre d'exemple, par le calcul du taux de renouvellement moyen des eaux de l'aquifère sur deux masses d'eau, respectivement situées en Beauce (GG092 – Aquifère multicouches craie du Séno-turonien et calcaires de Beauce libres) et en Champagne crayeuse (HG210 - Craie du Gâtinais).

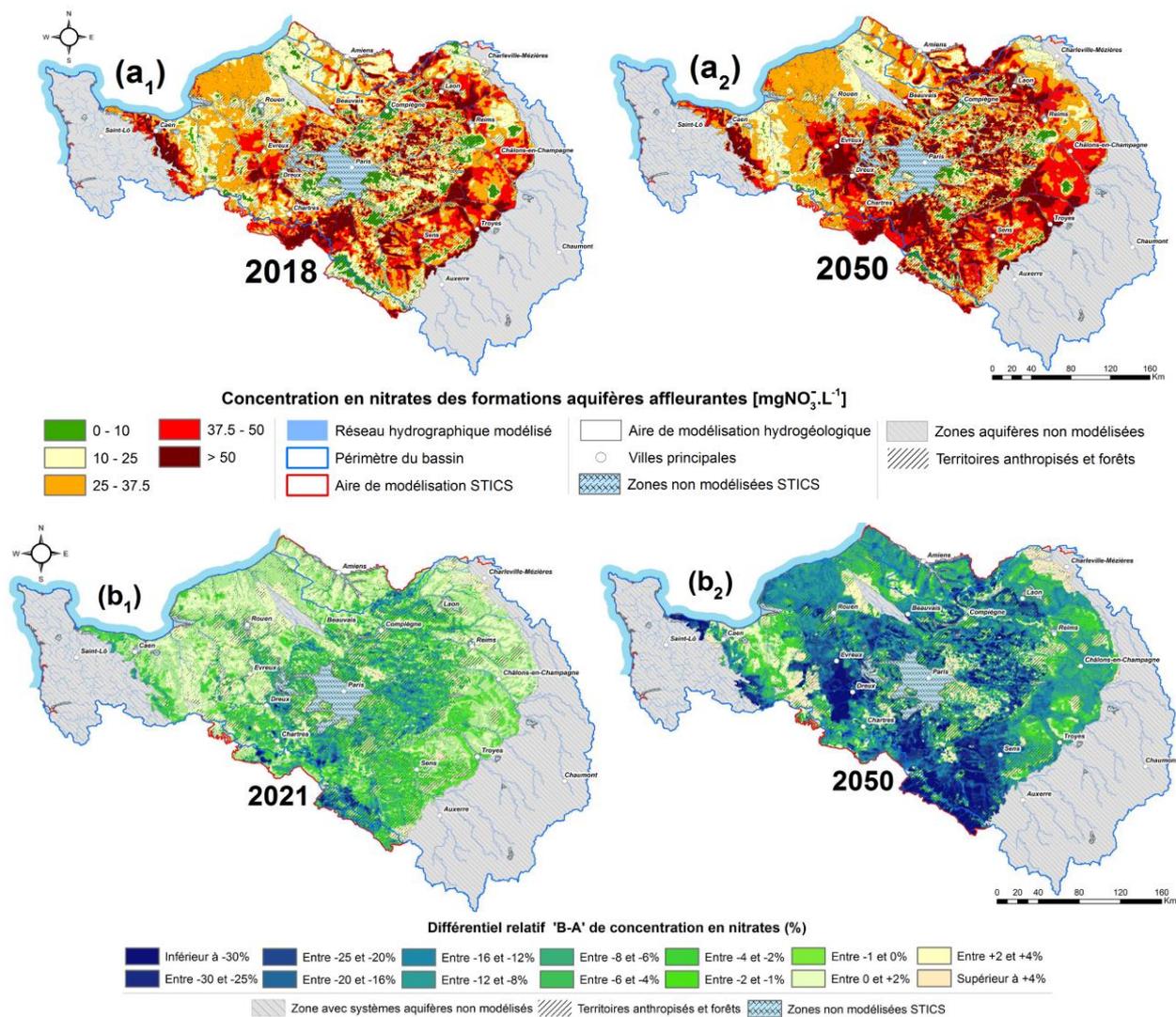


Figure 9 : (a₁ et a₂) Concentrations en nitrates des formations aquifères affleurantes pour les années 2018 et 2050 sous scénario « Spécialisation ».

(b₁ et b₂) Ecart relatif (exprimé en pourcentage) des concentrations en nappes calculées sous scénario « Agro-écologique » par rapport à celles obtenues sous scénario « Spécialisation » pour les années 2021 et 2050.

La *Figure 10* reprend également, à titre d'exemple sur ces deux mêmes masses d'eau, un extrait de synthèse-type disponible des résultats associés à ces scénarii (Viennot et Gallois, 2018), élaboré l'ensemble des 26 masses d'eau souterraines ayant bénéficiées d'une modélisation hydrogéologique. Les évolutions de concentrations simulées sont, entre autres, résumées *via* des séries de graphiques illustrant, par exemple,

l'évolution de la concentration moyenne en nitrates par masse d'eau souterraine (cf. *Figure 1*) ou encore la proportion de surface de masse d'eau soumise à des concentrations en nappes affleurantes supérieures à $50 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (cf. *Figure 2*).

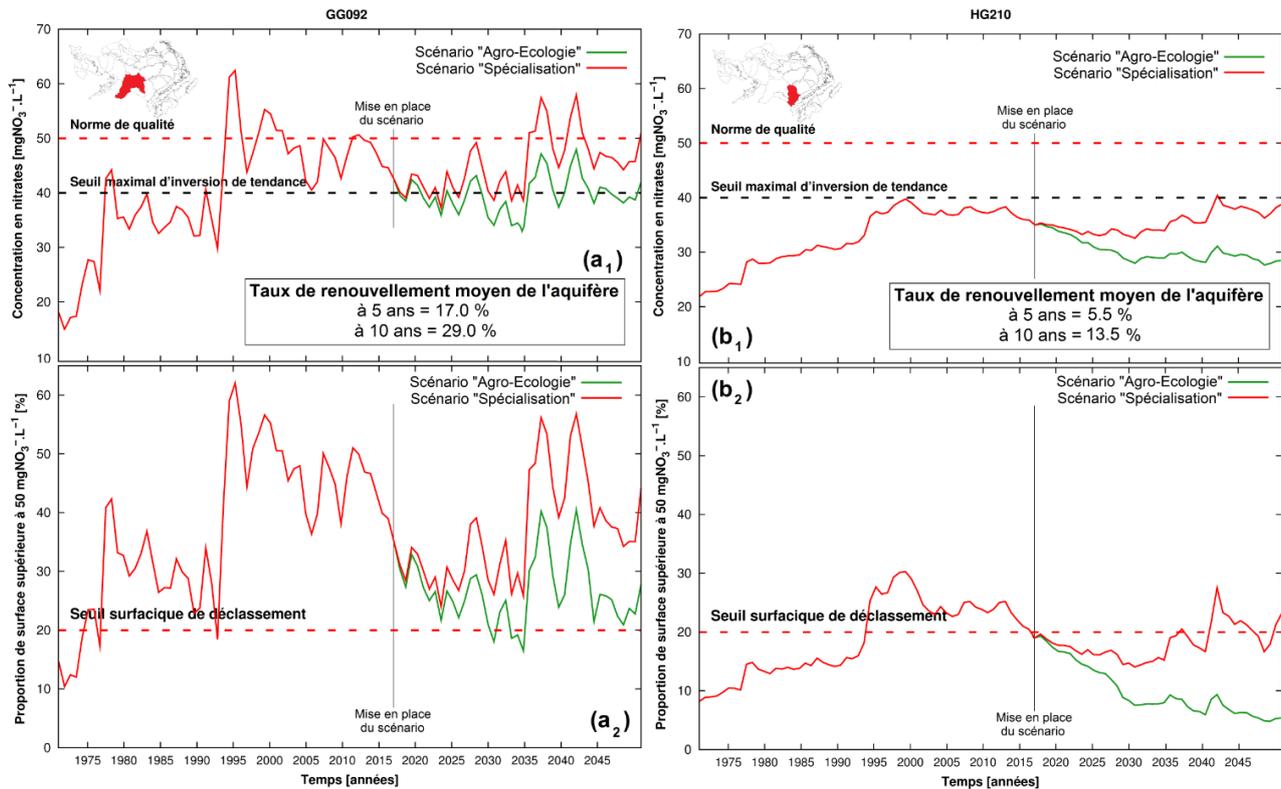


Figure 10 : Evolutions comparées de l'impact des deux scénarii à l'échelle de deux masses d'eau souterraine : la GG092 (Calcaires de Beauce) et la HG210 (Craie de Champagne) : (a₁, b₁) Evolutions des concentrations moyennes en nitrates dans les formations aquifères affleurantes - (a₂, b₂) Evolution de la proportion surfacique de masse d'eau souterraine présentant une concentration supérieure à $50 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$

4. Conclusion

L'objectif du travail de scénarisation est de proposer deux trajectoires différentes d'évolution de l'agriculture sur le bassin de la Seine. Ces deux scénarii se basent pour partie sur des travaux antérieurs raisonnés à l'échelle des systèmes agri-alimentaires (Billen et al., 2018; Poux et Aubert, 2018; SOLAGRO, 2016; Vert et al., 2013) sur lesquels nous nous sommes basés (en particulier vis-à-vis des enjeux politiques et alimentaires) pour construire les logiques des deux scénarii.

Le premier intérêt des deux scénarii est de proposer une déclinaison régionale de cette évolution de l'agriculture. En effet, nous avons fait l'hypothèse que des facteurs s'exprimant à des échelles dépassant largement les contours du bassin pouvaient induire des évolutions différenciées selon les grandes régions agricoles du bassin. Par conséquent, et en suivant le raisonnement en déclinaisons régionales proposé dans le scénario AFTERRES 2050, les systèmes agricoles peuvent évoluer de manière très différentes (voir antagonistes) au sein d'un même scénario. De plus, l'intérêt de ce travail est de décliner les évolutions sur des objets agricoles très fins que sont les systèmes de culture (incluant les rotations culturales, travail du sol, de fertilisation, etc.) tout en intégrant des dynamiques matérialisées notamment au niveau des exploitations agricoles (*i.e.* 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). La mobilisation d'outils comme ARSEINE, permettent ainsi d'aller au-delà de conclusions qualitatives en apportant des éléments quantifiés.

Une des particularités de ce travail de scénarisation est de mobiliser des projections climatiques établies à des échelles mondiales dont les modalités ont été déclinées sur le bassin spécialement pour conduire ce travail de scénarisation. Ces projections climatiques permettent de quantifier des évolutions possibles du climat (températures, précipitations, rayonnement) et d'en décliner les effets possibles sur des objets agricoles pour en dessiner les contours cohérents vis-à-vis du contexte climatique¹⁷. Par conséquent, le contenu de ces scénarii est intimement lié à la projection climatique mobilisée (et sa capacité à reproduire des événements climatiques, en particulier les événements climatiques extrêmes pouvant impacter fortement les agroécosystèmes agricoles).

Outre la possibilité de coupler ce travail de scénarisation avec des outils comme ARSEINE pour disposer de données quantitatives, l'intérêt est également de disposer d'une profondeur temporelle totale de plus de 80 ans, constituée à moitié de pratiques historiques (Puech et al., 2018a) et pour moitié de données prospectives, et par conséquent d'ancrer les scénarii dans la continuité (ou la rupture) des trajectoires passées. Un tel outil, décrivant l'évolution des pratiques à des pas de temps annuels, nécessite également de penser la transition vers l'image décrite d'une agriculture en 2050. La caractérisation de ces transitions a nécessité une « étape » en 2030 pour la construction opérationnelle de ces scénarii (travaux non présentés dans ce rapport - Puech et al., 2018b). Ces dynamiques agricoles sur le temps long sont indispensables pour permettre le calcul de la réponse hydrogéologique à ces sollicitations agro-climatiques, le compartiment souterrain de l'hydrosystème Seine pouvant, en certains endroits, présenter une très forte inertie (> 10 ans).

Dans la perspective de la modélisation de l'impact des scénarii sur la ressource en eau, leurs contenus respectifs ont été limités par la capacité des modèles actuels. En effet, même si ceux-ci ont connu des avancées majeures ces dernières années (Beaudoin et al., 2019; Gallois et al., 2019 - chapitres 3 et 4 de ce même document), leurs capacités sont limitées aux champs d'étude prospectés. Par conséquent, aucune hypothèse sur d'éventuels sauts technologiques majeurs (OGM, etc.) n'a été faite dans ce travail de scénarisation. Mais il convient de rappeler qu'« *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 cité par Billen et al., 2018a).

Ces deux scénarii ont été construits pour évaluer l'impact sur les ressources en eau de modifications plus ou moins profondes des agrosystèmes. Ils sont imparfaits, d'autant que basés eux-mêmes sur d'autres scénarii (alimentaires, climatiques, etc.) mais visent à interpeller, faire réagir et se questionner un certain nombre d'acteurs, en particulier les acteurs publics et agricoles pour amener une réflexion sur des évolutions possibles souhaitables. Ces scénarii n'ont pas pour vocation à être prédicteur ni prescripteur mais support de discussion pour des acteurs en situation.

Remerciements : Ce travail a été réalisé en 2017-2018 et a bénéficié d'une aide financière de l'Agence de l'Eau Seine Normandie sous les références n°1 059 506 et 1 059 507.

¹⁷ Pour rappel, les quantités d'eau prélevables pour l'irrigation ont été définies à partir des ressources en eau souterraines disponibles simulées à partir de ces mêmes projections climatiques.

Bibliographie

- Beaudoin, N., Garnier, J., Autret, B., L., R., 2019. Bilan et modélisation des systèmes de grandes cultures biologiques dans le bassin de la Seine.
- Benoit, M., Fournier, T., la Torre, C. De, 2015. Impact du changement climatique sur les calendriers agricoles : Exemples de cultures céréalières du Plateau Lorrain. AES 5-1, 55-65.
- Billen, G., Garnier, J., 2017. Scénarios prospectifs du système agro-alimentaire du bassin de la Seine à l'horizon 2040.
- Billen, G., Le Noë, J., Garnier, J., 2018. Two contrasted future scenarios for the French agro-food system. *Sci. Total Environ.* 637-638, 695-705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.043>
- Brisson, N., Gate, P., Gouache, D., Charmet, G., Oury, F.-X., Huarda, F., 2010. Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. *F. Crop. Res.* 119, 201-212.
- Brisson, N., Launay, M., Mary, B., Beaudoin, N., 2009. Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. *Update Sciences and Technologies.*
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoulaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Mchet, J.M., Meynard, J.M., Delécolle, R., 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1- Theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311-346.
- Brunelle, T., 2015. Vers une prospective des impacts du changement climatique sur la sécurité alimentaire : les enseignements du 5ème rapport du GIEC. AES 5-1, 13-22.
- Chatellier, V., Gaigné, C., 2012. Les logiques économiques de la spécialisation productive du territoire agricole français, *Innovations Agronomiques.*
- Découflé, C., 1980. *La prospective.* Paris, France.
- Gallois, N., Viennot, P., 2018. Modélisation de la pollution diffuse d'origine agricole des grands aquifères du bassin Seine-Normandie : Actualisation des modélisations couplées STICS-MODCOU – Modélisation de scénarios agricoles sous changement climatique.
- Gallois, N., Viennot, P., Puech, N., Beaudoin, N., Passy, P., Billen, G., Garnier, J., Le Noë, J., Thieu, V., Silvestre, M., 2019. Modélisation intégrée des systèmes agro-alimentaires et des flux de nutriments à l'échelle du bassin. Paris, France.
- Habets, F., Viennot, P., 2015. Evolutions contrastées et prévisibles des principales composantes du climat ayant un effet sur l'agriculture avec un focus sur l'hydrologie. AES 5-1, 23-31.
- Ledoux, E., Girard, G., Villeneuve, J.P., 1984. Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille Blanche* 101-110.
- 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 modelling chain. *Sci. Total Environ.* 375, 33-47.
- Lerbourg, J., Dedieu, M.-S., 2016. L'équipement des exploitations agricoles : Un recours à la propriété moins marqué pour les machines spécialisées.
- Levrault, F., 2015. L'observation des effets agricoles du changement climatique en France : Quelle contribution à l'adaptation ? AES 1-5, 43-53.
- Mignolet, C., Schott, C., Benoit, M., 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin : methods for agronomic approaches on a regional scale. *Sci. Total Environ.* 375, 13-32.
- Mignolet, C., Schott, C., Benoit, M., 2004. Spatial dynamics of agricultural practices on a basin territory: a retrospective study to implement models simulating nitrate flow. The case of the Seine basin. *Agronomie* 24, 219-236.
- Passy, P., Viennot, P., Gallois, N., Billen, G., Garnier, J., Silvestre, M., Thieu, V., Flipo, N., 2018. Modélisation des apports diffus d'azote et de phosphore aux masses d'eau de surface du bassin Seine-Normandie.
- 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.

- Poux, X., Lumbroso, S., 2016. Construction de scénarios de transition pour le système agroalimentaire du bassin Seine-Normandie. Paris, France.
- Puech, T., Schott, C., Mignolet, C., 2018a. Evolution des bases de données pour caractériser les dynamiques des systèmes de culture sur le bassin Seine-Normandie.
- Puech, T., Schott, C., Mignolet, C., 2018b. Modélisation des pollutions diffuses d'origine agricole sur le bassin Seine-Normandie : Evolution des bases de données pour caractériser les dynamiques des systèmes de cultures sur le bassin Seine-Normandie.
- Puech, T., Schott, C., Mignolet, C., s. d. Characterizing the diversity and spatial differentiation of crop farming practices at a regional scale. Eur. J. Agron.
- 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.
- SOLAGRO, 2016. Le scénario Afterres 2050.
- Vert, J., Schaller, N., Villien, C., Portet, F., Mahé, T., Sergent, A.-S., 2013. Agriculture, forêt, climat. Vers des stratégies d'adaptation.
- Viennot, P., Gallois, N., 2018. Modélisation de la pollution diffuse d'origine agricole des grands aquifères du bassin Seine-Normandie : Fiches synthétiques par masse d'eau souterraine.
- Viennot, P., Gallois, N., 2017. Scénarios d'évolution climatique Impacts et incertitudes : Étude complémentaire aux travaux du PIREN-Seine.
- Viennot, P., Gallois, N., Puech, T., 2017. Note sur la détermination des volumes prélevables par irrigation généralisée en vue de la création de scénarios d'évolution des pratiques agricoles : applications au bassin Seine-Normandie.

Deux scénarios prospectifs du système agro-alimentaire du bassin de la Seine et leurs conséquences agro-environnementales

Gilles Billen^{1*}, Julia Le Noë^{1,2}, Josette Garnier¹

¹ UMR Metis, Sorbonne Université, Paris, France

² Institute of Social Ecology, BOKU, Vienne, Autriche

* gilles.billen@upmc.fr

Résumé

Deux scénarios prospectifs du système agro-alimentaire français ont été construits, en prolongeant respectivement d'une part les tendances historiques lourdes d'ouverture et de spécialisation observées depuis le milieu du XXe siècle (scénario O/S), et d'autre part les velléités plus récentes d'alternatives autour de la recherche d'autonomie, de re-connexion et de sobriété du système agricole et alimentaire (scénario A/R/D). La déclinaison de ces deux scénarios à l'échelle du bassin de la Seine et des régions qui l'entourent a permis de mettre en œuvre la chaîne de modélisation GRAFS-AMG-Riverstrahler pour évaluer leur capacité à subvenir aux besoins alimentaires de la population future et à répondre aux objectifs environnementaux en matière de qualité des eaux, de réduction de la dépendance aux ressources naturelles non renouvelables et de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES).

Points clefs

- Deux scénarios prospectifs contrastés du système agro-alimentaire français à l'horizon 2050 ont été construits et déclinés à l'échelle du bassin de la Seine.
- Le premier scénario, d'ouverture et de spécialisation, aggrave la contamination azoté de l'hydrosystème, nécessite des apports exogènes de phosphore, ne réduit pas les émissions de GES.
- Le second scénario, basé sur l'agro-écologie, améliore sensiblement la contamination nitrique, permet de se passer de fertilisation phosphorée et réduit de moitié les émissions nettes de GES.

Pour citer cet article : Billen G, Le Noë J, Garnier J, *Deux scénarios prospectifs du système agro-alimentaire du bassin de la Seine*, dans *Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : passé, présent et futurs possibles*, Billen et al. (eds.), *Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 1*, 2019.

Sommaire

Introduction: l'analyse du métabolisme des territoires	186
1. Le récit quantifié de deux futurs possibles du système agro-alimentaire	186
1.1. La population et son régime alimentaire	187
1.2. Les systèmes de culture et leur fertilisation	189
1.3. Les systèmes d'élevage et leur connexion aux systèmes de culture	190
2. Performances agronomiques et environnementales	190
2.1. Production agricole et échanges commerciaux	190
2.2. Connexion culture-élevage	192
2.3. Les flux d'azote	194
2.4. Les flux et les stocks de phosphore	195
2.5. La séquestration du carbone organique dans les sols	196
2.6. Les émissions de gaz à effet de serre (GES)	197
3. Conclusion	199
Bibliographie	200

Introduction: l'analyse du métabolisme des territoires

Le fonctionnement socio-écologique d'un territoire peut être analysé sous l'angle de son métabolisme, c'est-à-dire des flux de matière produits, transformés et consommés en son sein et échangés avec d'autres territoires. Cette démarche d'analyse, celle de la biogéochimie territoriale, s'applique aussi bien à l'activité industrielle qu'agricole des territoires ; elle permet de mettre en évidence la cohérence des systèmes productifs par rapport aux besoins de la population et aux contraintes environnementales. L'exemple de la sidérurgie belge au moment de son apogée au milieu des années 1970, et avant sa chute brutale et son démantèlement une décennie plus tard, offre une métaphore de la fragilité structurelle des systèmes ouverts et déconnectés de la demande intérieure (Billen et al., 1983).

De la même façon, l'analyse par flux de matière des systèmes agro-alimentaires régionaux français (Le Noë et al., 2017 ; 2018b) révèle que si subsistent dans certaines régions un système de polyculture-élevage caractérisé par la mixité des activités, avec une relative autonomie vis-à-vis des intrants et une connexion entre culture et élevage sur le plan des sources de fertilisation des terres et d'alimentation animale, une tendance lourde de spécialisation territoriale est à l'œuvre dans beaucoup d'autres régions, avec d'énormes territoires de grande culture quasi dépourvus d'élevage, à côté d'autres où les densités animales, dépendantes de l'importation de protéines fourragères, se sont accrues à des niveaux insoutenables. Cette spécialisation est la cause d'une grande fragilité des systèmes agricoles face aux fluctuations des marchés et du prix des intrants. L'ouverture des cycles biogéochimiques qui caractérise en outre ces systèmes spécialisés entraîne de graves problèmes environnementaux. Plus de 400 captages d'eau potable ont dû être abandonnés en France entre 1998 et 2008 suite à leur contamination en nitrate et en pesticides (Direction Générale de la Santé, 2012). La contamination nitrique des rivières dépasse également bien souvent les normes de qualité et cause de nombreux problèmes d'eutrophisation en milieu marin côtier (Passy et al., 2016 ; Romero et al., 2013 ; Garnier et al., 2019a). La pollution atmosphérique par émission d'ammoniac et en particules fines, qui résultent de la rencontre entre cette pollution ammoniacale agricole et la pollution urbaine en oxydes d'azote devient un problème majeur de santé publique. Les retombées atmosphériques d'azote banalisent les peuplements végétaux des milieux naturels et en réduisent la biodiversité (Sutton et al., 2011).

Les efforts consentis au niveau du raisonnement de la fertilisation ayant aujourd'hui atteint les objectifs qu'on pouvait en attendre, il semble que seuls des changements structurels plus profonds à l'échelle territoriale pourraient permettre de réduire ces problèmes de manière radicale, en refermant les cycles de nutriments grâce à la reconnexion des cultures et de l'élevage (Garnier et al., 2016 ; Anglade et al., 2017), mais aussi par une désintensification des productions agricoles, ainsi que par une modification du régime alimentaire humain vers moins de protéines animales.

Dans ce chapitre, nous déclinons à l'échelle du bassin de la Seine deux scénarios publiés précédemment (Billen et al., 2018, 2019; Garnier et al., 2019b; Le Noë et al., 2019) présentant des visions contrastées de ce que pourrait être le système agro-alimentaire français à l'horizon de 2 ou 3 décennies. Ces scénarios, volontairement extrêmes, ne doivent en aucun cas être vus comme des scénarios prescriptifs. Leur analyse permet simplement de mesurer les conséquences socio-écologiques et environnementales ultimes d'évolutions en cours poussées à l'extrême.

1. Le récit quantifié de deux futurs possibles du système agro-alimentaire

L'examen des tendances lourdes de l'évolution du système agro-alimentaire vers l'ouverture et la spécialisation, qu'on pourrait qualifier de centrifuges, et celle de tendances plus récentes, plus centripètes, qui se font jour de manière grandissante, conduit à imaginer deux scénarios futurs pour l'avenir du système.

Le premier scénario (*'Ouvert et Spécialisé', O/S*) serait la poursuite du mouvement de spécialisation et de déconnexion de l'élevage d'avec l'agriculture. Il est dans la droite ligne des objectifs de croissance et de mondialisation affirmés par la plupart des politiques publiques nationales et européennes.

Le second ('Autonome, Reconnecté, Demitarien' A/R/D) serait un scénario de réorganisation profonde du système agro-alimentaire français visant à accroître l'autonomie en intrants des exploitations et des territoires, et à reconnecter la production agricole avec une consommation alimentaire moins riche qu'actuellement en protéines animales. C'est un scénario qui s'inspire beaucoup des thèses de l'écologie politique, et prolonge des tendances qui apparaissent à travers nombre de mouvements relevant de l'économie sociale et solidaire et de l'économie circulaire. En matière de production agricole, il suppose la généralisation des pratiques de l'agro-écologie et de l'agriculture biologique. Le détail de ces deux scénarios et de leur construction quantitative à partir d'une situation de référence issue de la méthode GRAFS (Generalized Representation of Agro-Food System, Le Noë et al., 2017) est disponible sous forme de tableaux excel dans Billen et al. (2018).

Les dynamiques qui s'opposent entre ces deux scénarios concernent essentiellement trois domaines : (i) La distribution spatiale de la population et sa demande alimentaire ; (ii) Les systèmes de culture et leur mode de fertilisation ; (iii) L'élevage et son degré de connexion avec les systèmes de culture.

1.1. La population et son régime alimentaire

L'INSEE prévoit en 2040 (hypothèse haute) une population française de 75 millions d'habitants (www.insee.fr/fr/statistiques/2529884). Si les prévisions d'accroissement sont assez élevées pour les régions de l'Ouest et du Sud de la France, elles le sont beaucoup moins pour la partie Nord-Est. Pour la région parisienne, l'INSEE prévoit un accroissement de 1.7 Mhab. Dans le scénario A/R/D, l'hypothèse est celle d'une redistribution de cet accroissement sur les régions périphériques Nord-Est du bassin parisien (Figure 1).

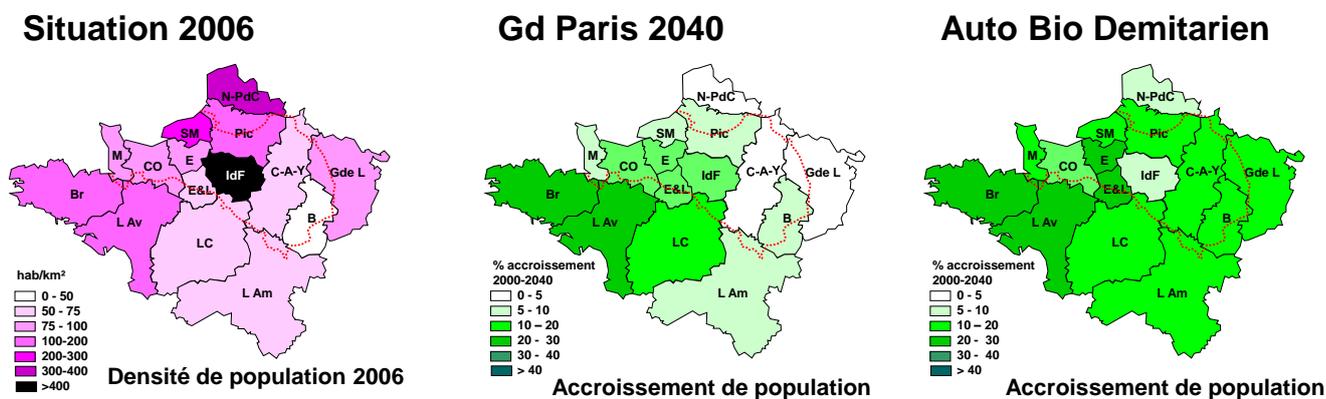


Figure 1. Densité de population en 2006 dans le bassin Seine Normandie et le Grand Ouest et accroissement prévu à l'horizon 2040 selon l'hypothèse haute de l'INSEE (Grand Paris 2040), et selon l'hypothèse de redistribution d'une partie de la population de l'agglomération parisienne (scénario Auto-Bio-Demitarien)

Dans le scénario O/S, l'accroissement démographique s'accompagne d'une urbanisation des terres agricoles avec un taux de surface artificialisé par habitant dépendant de la densité de population (Figure 2). Cette perte de terres agricoles n'est pas prise en compte dans le scénario A/R/D qui fait l'hypothèse d'un accroissement urbain par densification plutôt que par expansion.

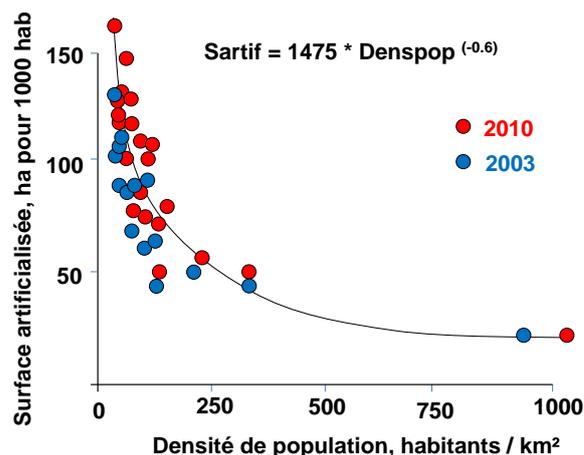


Figure 2. Taux de surfaces artificialisées par habitant en fonction de la densité de population. Données Terruti, compilées par Solagro (2016)

La question du régime alimentaire humain, et en particulier de la place des produits animaux, est centrale dans nos scénarios. Cette question est au centre de vives controverses autour des dimensions éthique, de santé publique et de défense de l’environnement (voir p.ex. le projet ACCEPT, <http://accept.ifip.asso.fr/>). Le mouvement vegan et antispéciste, théorisé par Peter Singer (1975), et relayé par l’activisme d’associations comme L214, s’oppose à toute consommation alimentaire des animaux. Au contraire un auteur comme D. Lestel (2011) dans son Apologie du Carnivore assume totalement le carnivorisme qui, dit-il, « nous engage au plus profond de ce que nous sommes en tant qu’êtres humains, (...) des animaux issus de la chair d’autres animaux, (...) pas des extra-terrestres connectés à Google ». Jocelyne Porcher (2011), plus nuancée, cherche à retrouver le sens des relations de travail que l’homme entretient avec les animaux, et donc des pratiques d’élevage, qu’elle oppose au mode de production animale industrielle. Pour des raisons d’impact sur l’environnement, comme de santé publique, un groupe de scientifiques, à travers la déclaration de Barsac (www.nine-esf.org), préconise, tout comme l’association Solagro dans son scénario Afterres 2050, une réduction de moitié de la consommation de protéines animales (régime demitarrien). C’est l’hypothèse reprise par le scénario A/R/D, qui revient à un régime proche de celui qui avait cours en France dans les années 1950 (Figure 3). Dans le scénario O/S, on a retenu le régime prévu par un scénario de croissance économique forte de la Chambre d’Agriculture de Normandie (Le Nechet et al., 2006), prévoyant une poursuite de l’accroissement de la proportion de protéines animales.

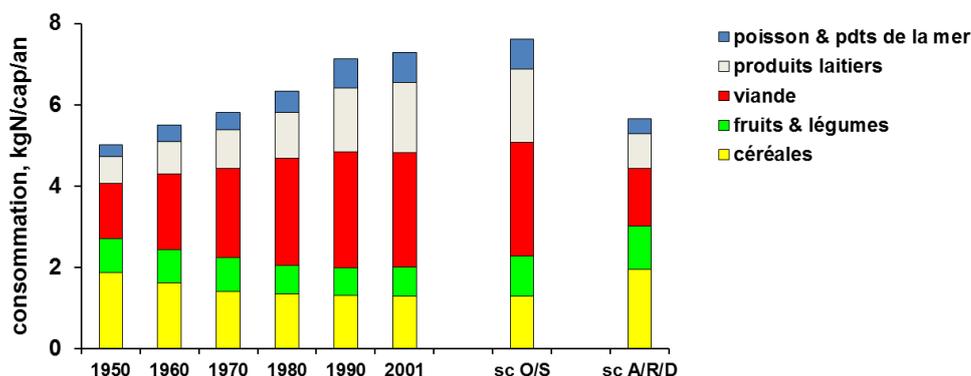


Figure 3. Evolution de la composition du régime alimentaire français depuis 1950 (données de disponibilité alimentaire INSEE, 2010). Régime prospectif dans les scénarios Ouverture et Spécialisation (Chambre d’Agriculture de Normandie, Le Nechet et al., 2006) et Autonome, Reconnecté et Demitarrien (Afterres 2050).

Notons que les chiffres montrés ici représentent la consommation apparente de la population et non la quantité effectivement ingérée, qui lui est inférieure en raison des pertes générées à tous les stades de la chaîne de distribution et de consommation domestique. Ce ‘gaspillage’ alimentaire est actuellement estimé à environ 30% (Grizzetti et al., 2015) mais diffère selon les types d’aliments. Le scénario A/R/D fait l’hypothèse d’une réduction de moitié de ces pertes.

1.2. Les systèmes de culture et leur fertilisation

Les statistiques agricoles permettent d’évaluer la production végétale de l’ensemble de l’assolement de chaque région, ainsi que les apports totaux d’azote aux sols arables par fertilisation synthétique, le dépôt atmosphérique, la fixation symbiotique et les déjections animales. Une relation robuste de type hyperbolique existe entre ces apports et le rendement exprimé en azote, avec un seul paramètre, Y_{max} (Figure 4a), qui caractérise les performances agricoles d’un système pédo-climatique donné (Lassaletta et al., 2014), ainsi que les risques de pertes environnementales d’azote (différence entre les apports et la production exportée). Cette relation vaut pour toutes les rotations, quelle que soit la nature de leur mode d’apport d’N au sol. Ainsi, la même relation rendement-fertilisation totale s’applique pour les rotations conventionnelles comme pour les rotations Bio (Figure 4b). Cette relation permet de calculer la production des terres arables à partir des apports au sol dans les deux scénarios. Dans le scénario O/S, les mêmes rotations conventionnelles qu’actuellement sont considérées ; les apports d’engrais chimiques sont raisonnés pour éviter un surplus supérieur à 50 kgN/ha/an. Dans le scénario d’A/R/D, il n’y a pas de fertilisation chimique (ni de pesticides), et les rotations longues et diversifiées typiques de l’agriculture biologique sont considérées dans chaque région, avec une proportion de légumineuses fourragères allant de 25 à 40 %.

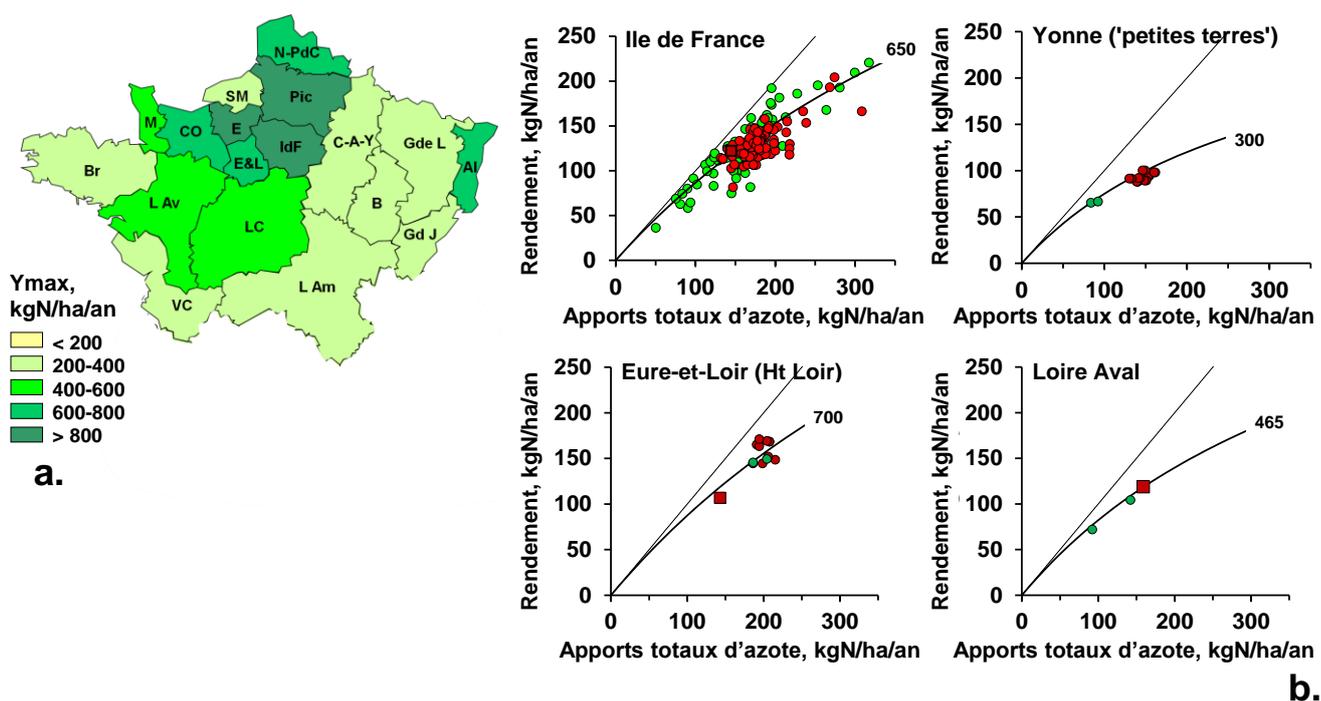


Figure 4 (a) Distribution du paramètre Y_{max} caractérisant la relation entre rendement et total des apports fertilisant d’azote au sol, calculés à partir des données Agreste pour chaque région agricole. (b) Données relatives à des rotations bio (points verts) et conventionnelles (points rouges) dans diverses régions, montrant qu’un même paramètre Y_{max} vaut pour les deux systèmes, dans un même contexte pédo-climatique (données issues d’ITAB, 2011 et Anglade et al., 2015 ; 2017).

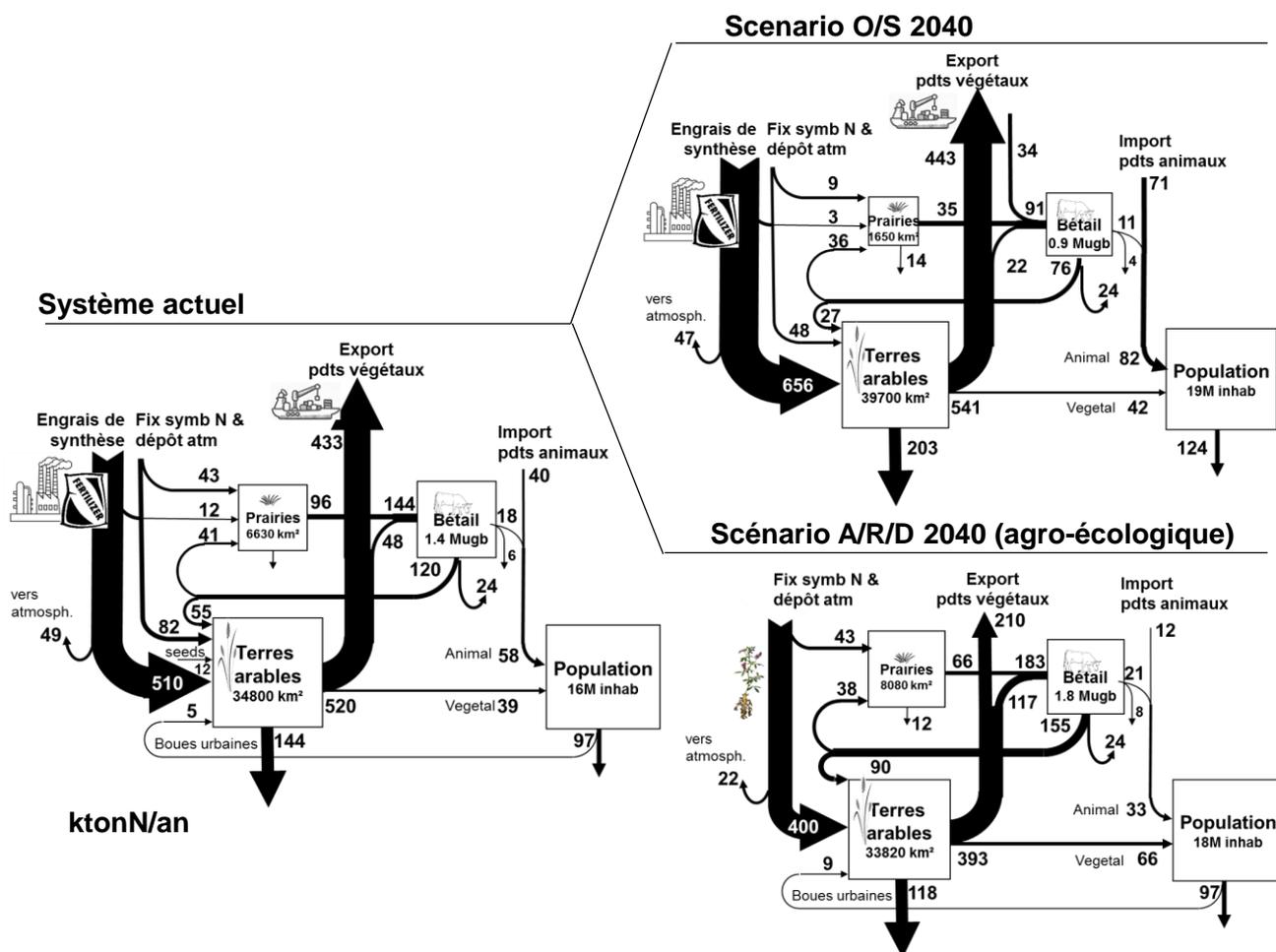


Figure 5. Représentation synthétique des flux d'azote dans le système agro-alimentaire du bassin de la Seine pour la situation de référence actuelle et les deux scénarios prospectifs à l'horizon 2050.

Dans le scénario O/S, conformément à la logique de ses objectifs, la production agricole végétale s'accroît légèrement au total, mais se concentre surtout sur les grandes cultures de rente, rendant possible un doublement des exportations de céréales à l'échelle nationale, moins perceptible à l'échelle du bassin de la Seine, déjà aujourd'hui très largement spécialisé dans ce type de production. La spécialisation accrue entre zones de grande culture et zones d'élevage renforce la dépendance du bassin de la Seine aux importations de produits animaux, tandis qu'à l'échelle nationale s'opère une progression très importante des exportations de produits animaux. Mais la part d'herbe et de production fourragères locales dans l'alimentation du bétail diminue très fortement, au profit des aliments importés ce qui conduit à des importations de soja quatre fois plus élevées qu'actuellement. La France passe ainsi du statut d'exportatrice nette (-100 ktN/an) à celui d'importatrice nette (+600 ktN/an) de produits agricoles.

Dans le scénario A/R/D, malgré l'abandon du recours aux engrais de synthèse et aux pesticides, la production protéique des terres arables ne diminue que de 20 à 25%. Le cheptel, réduit de moitié, suffit à couvrir les besoins en viande et lait de la population nationale de 75 millions d'habitants, demitariens. La France n'exporte plus de poudre de lait, mais peut encore fournir le marché international en fromages AOC. L'alimentation animale est basée sur 45% d'herbe et 55% de production fourragère locale; aucune importation de protéagineux n'est nécessaire. Chaque région n'est pourtant pas autosuffisante en protéines animales, pas plus que dans la situation actuelle et celle du scénario O/S. Mais à l'échelle du bassin de la Seine, l'importation intra-nationale de viande et de lait vers l'Ile de France est réduite de 40 à 12 ktonN/an.

Tableau 1 : Caractéristiques et flux de production du système agro-alimentaire du bassin de la Seine (en gras) et de la France entière (en italique) pour la situation actuelle et dans les deux scénarios à l'horizon 2040.

		2004–2014 Référence	2040 Ouverture Spécialisation	2040 Autonomie Reconnexion Régime demitarian
Population	M hab	16 (62)	19 (75)	18 (75)
Consommation protéines végétales	ktN/an	39 (145)	42 (169)	66 (273)
Consommation protéines animales ¹	ktN/an	58 (232)	82 (330)	33 (135)
Surface agricole utile	M ha	4.2 (28)	4.1 (27)	4.2 (28)
<i>% prairies permanentes</i>	%	16 (34)	4 (29)	19 (36)
Utilisation d'engrais azotés	ktN/an	521 (1955)	656 (1942)	0 (0)
Production prairies permanentes	ktN/an	96 (829)	35 (1093)	69 (633)
Production terres arables	ktN/an	520 (2192)	541 (2508)	393 (1770)
Import (+) / export (-) de céréales	ktN/an	-367 (-540)	-443 (-1089)	-213 (-222)
Cheptel	M ugb ²	1.3 (19)	0.9 (37)	1.8 (12)
Production de viande et lait	ktN/an	18 (261)	11 (383)	21 (138)
Import (+) / export (-) viande et lait	ktN/an	40 (-29)	+71 (-53)	+11 (-3)
Ingestion du bétail	ktN/an	144 (1955)	91 (3731)	183 (1224)
<i>Pâturage sur prairies</i>	%	64 (42)	38 (29)	36 (45)
<i>Ingestion cultures locales</i>	%	36 (35)	24 (26)	64 (55)
<i>Ingestion de fourrage importé</i>	%	0 (23)	38 (45)	0 (0)
Import (+) / export (-) de fourrage	ktN/an	0 (+438)	+ 34 (+1687)	0 (0)

¹ hors poisons et produits de la mer ; ² ugb : unité gros bétail, ruminants et monogastriques

2.2. Connexion culture-élevage

Une typologie des systèmes agricoles selon leur degré de spécialisation et de connexion entre culture et élevage a été proposée par Le Noë et al. (2017 ; 2018b). Elle est basée notamment sur des indicateurs relatifs à deux aspects des interactions entre culture et élevage à l'échelle régionale : (1) la contribution des déjections animales à la fertilisation des terres arables, (2) la fraction de l'alimentation animale assurée par la production des terres arables locales, par rapport aux autres sources d'aliments que sont les prairies permanentes et les importations extra-régionales de fourrage. La figure 6 montre la distribution régionale de ces indicateurs en termes d'azote.

Dans le scénario O/S, les déjections animales constituent, dans les régions où l'élevage est concentré, une part dominante de la fertilisation des terres arables. La contrainte du respect d'un plafond de surplus azoté des terres arables, le plus souvent déjà atteint par l'épandage des déjections animales, conduit dans ces zones à un recours très réduit à la fertilisation minérale. Dans les zones de grandes cultures spécialisées, la fertilisation repose au contraire entièrement sur les engrais minéraux synthétiques. Dans le scénario A/R/D, la réduction de la densité de cheptel conduit, par rapport à la situation actuelle, à une diminution de la part des déjections animales dans les apports fertilisants azotés au sol, la fixation symbiotique devenant la source principale (et en dernier recours exclusive) d'azote au sol, même si le recyclage urbain joue un rôle non négligeable.

Mais l'origine de l'alimentation du bétail est davantage révélatrice de la nature des connexions entre culture et élevage et de leurs différences entre scénarios. Actuellement, l'importation extra-régionale de fourrage ou d'aliments pour bétail ne constitue une source prédominante dans l'alimentation animale qu'en Bretagne et en Loire aval. Dans le scénario O/S, c'est de loin la source majeure dans la plupart des régions d'élevage, alors qu'au contraire, ces importations sont, par construction, exclues dans le scénario A/R/D. Dans ce dernier, les prairies permanentes assurent, comme actuellement, la plus grande part des besoins alimentaires du cheptel dans tout l'Est de la France, tandis que la production arable locale joue le rôle principal dans les régions Ouest. Bien que l'importance de l'élevage soit fortement réduite par une demande moindre en produits animaux, ce scénario d'autonomie révèle, un élevage très connecté au territoire local, soit par son ancrage dans une production herbagère, soit par son recours à une production de cultures fourragères

valorisées localement. Notons d'ailleurs que ces productions fourragères intégrées dans les rotations des terres arables y jouent un rôle essentiel de structuration du sol et de maîtrise des pressions adventives, maladies et ravageurs, en jouant sur la diversité et l'alternance des variétés et espèces cultivées.

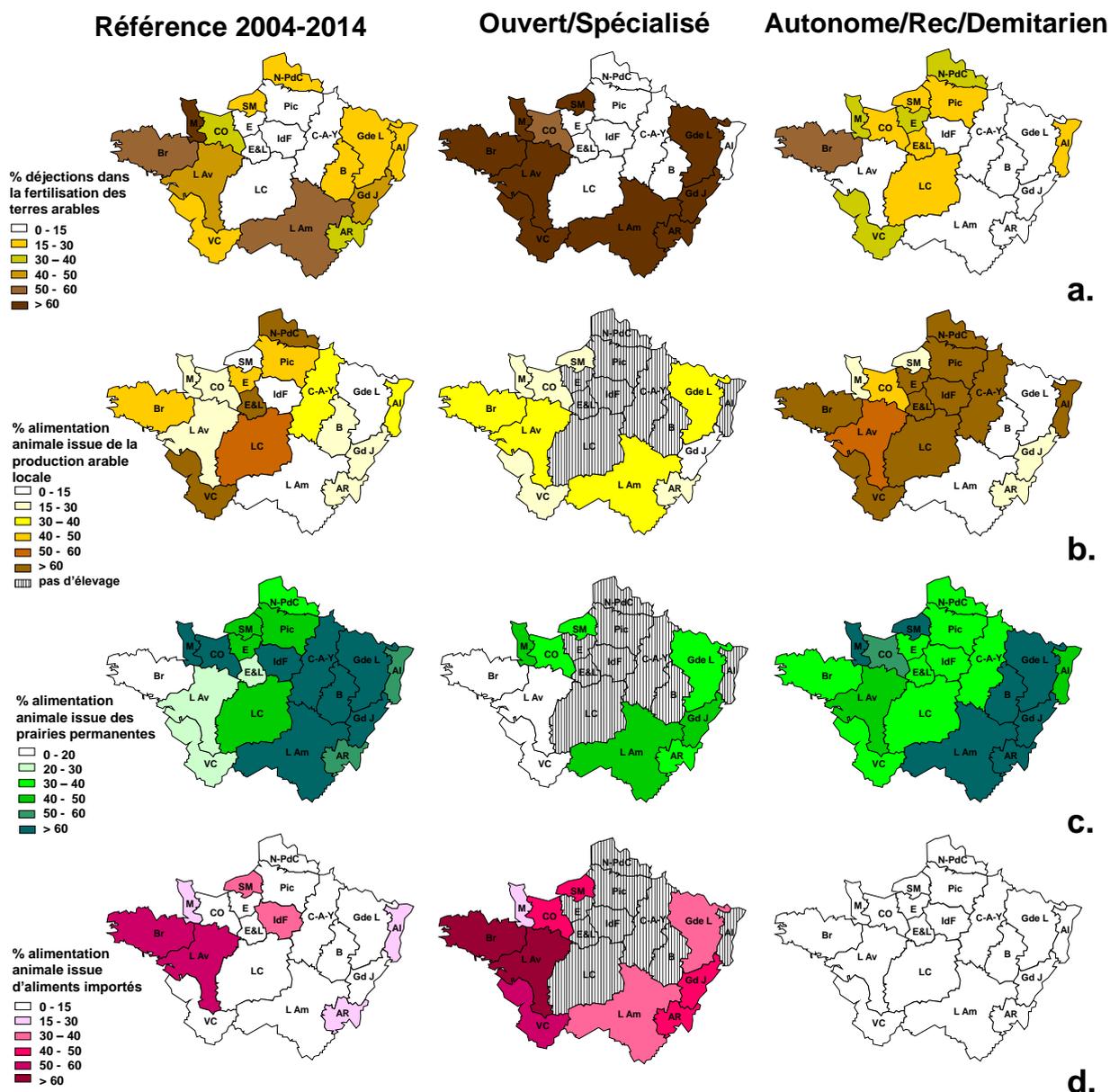


Figure 6 : Distribution spatiale des caractéristiques de connexion entre culture et élevage pour la situation actuelle et celle des deux scénarios prospectifs. **(a)** Part des déjections animales dans le total des apports fertilisants d'azote au sol. **(b)** Part de la production des prairies permanentes dans l'alimentation du bétail. **(c)** Part de la production arable locale dans l'alimentation du bétail. **(d)** Part des importations extra-régionales de fourrage dans l'alimentation du bétail.

2.3. Les flux d'azote

Les besoins en intrants industriels et les pertes environnementales constituent un aspect important des performances des systèmes agricoles. En ce qui concerne les engrais synthétiques azotés, ces besoins sont actuellement de 510 ktN/an à l'échelle du bassin de la Seine. Ils s'élèvent à 656 ktN/an dans le scénario O/S en dépit d'un raisonnement rigoureux de la fertilisation; ils sont nuls par hypothèse dans le scénario d'autonomie, comme l'est l'usage des pesticides.

L'approche GRAFS permet de calculer la composition des eaux sous la profondeur d'exploration racinaire des terres arables (qui constitue la concentration de recharge des aquifères, et caractérise les apports diffus aux cours d'eau) à partir de la valeur du bilan d'azote des sols, de la couverture automnale des sols en lien avec la fréquence des cultures de printemps, et de la valeur annuelle moyenne de la lame d'eau infiltrée (Anglade et al., 2015 ; 2017) (Figure 7a). Dans le scénario O/S, bien qu'il inclue une condition de respect des normes réglementaires actuellement en cours en matière de raisonnement de la fertilisation minérale, la contamination nitrique se dégrade sensiblement par rapport à la situation actuelle en raison de l'accroissement des rendements et des pertes d'azote qui en découlent mécaniquement. Le scénario A/R/D montre au contraire une amélioration générale sur terres arables. En outre, la plus grande proportion de surfaces en prairies permanentes dans ce scénario est favorable à la qualité des eaux.

Le couplage du modèle GRAFS avec le modèle Riverstrahler permet de calculer la contamination des eaux de surface dans l'ensemble du réseau hydrographique de la Seine pour les deux scénarios dans des conditions hydrologiques standard (Figure 7b). La qualité d'eau obtenue dans le scénario A/R/D est très largement supérieure à celle du scénario O/S et de la référence actuelle.

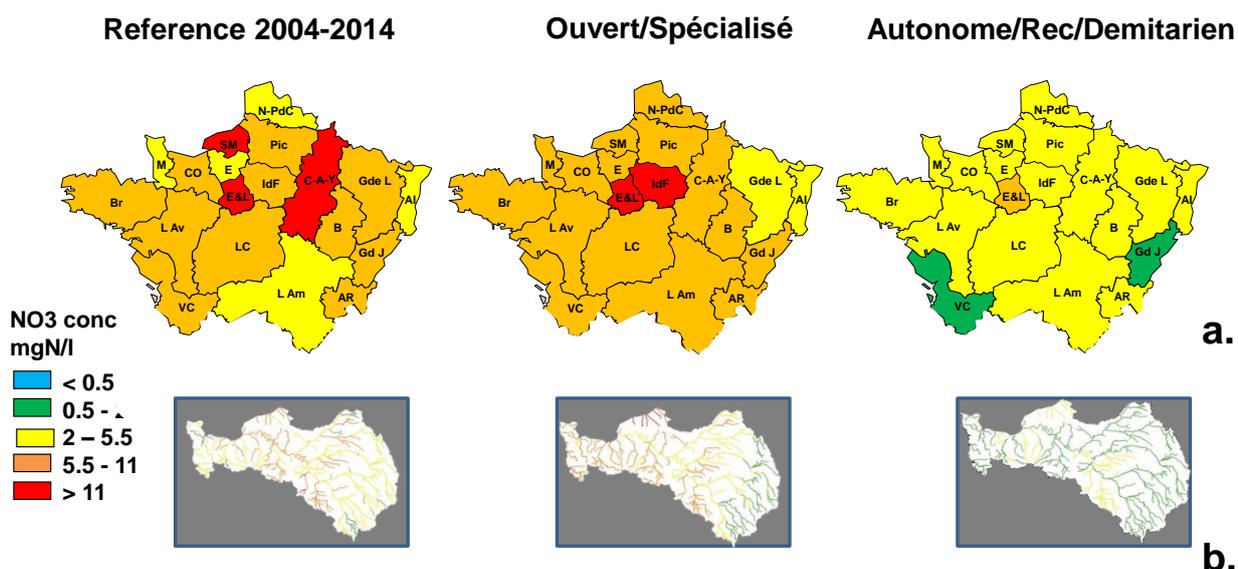


Figure 7 : **a.** Distribution spatiale de la concentration en nitrates des eaux d'infiltration sous terres arables dans la situation actuelle et dans les deux scénarios prospectifs à l'horizon 2040. **b.** Concentration moyenne annuelle en nitrates correspondantes dans le réseau hydrographique de la Seine calculée par le modèle Seneque-Riverstrahler

2.4. Les flux et les stocks de phosphore

Nous avons montré (voir le rapport de Le Noë et al. dans ce volume) que les sols arables du bassin de la Seine ont accumulé au cours d'une période de 30 ans de sur-fertilisation (de 1955 à 1985) des stocks de phosphore considérables, susceptibles de soutenir la production agricole à son niveau actuel pendant plusieurs décennies avant qu'une carence en P n'apparaisse. Pour comparer les performances agronomiques des deux scénarios vis-à-vis du phosphore, il est donc nécessaire de regarder sur le long terme la manière dont évolueraient les stocks de P du sol soumis à une transition vers chacun de ces deux scénarios, en l'absence de tout nouvel apport de P minéral (Figure 8).

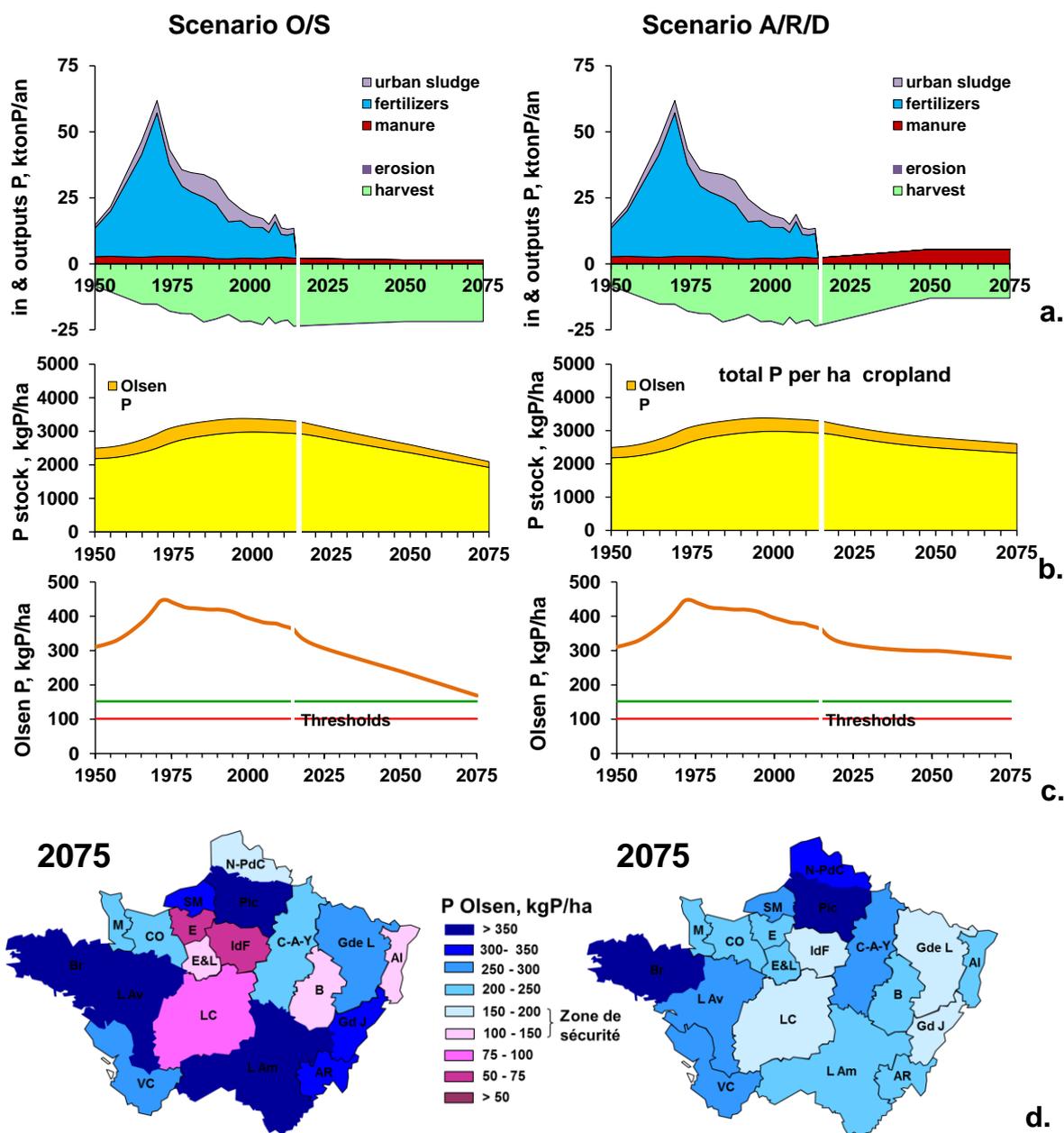


Figure 8. Evolution (a) du bilan de P des sols arables du bassin de la Seine, (b) des stocks de P stable et labile des sols arables, (c) du P Olsen des sols arables, dans l'hypothèse d'une transition en 30 ans vers les scénarios O/S et A/R/D respectivement. (d.) Distribution du niveau moyen de P Olsen dans les différentes régions du Nord de la France dans les deux scénarios en 2075 (le rouge indique une carence en P).

Il apparaît clairement que le scénario O/S conduirait, en l'absence de fertilisation phosphorée, à une situation de carence dans la plupart des régions spécialisées en grandes cultures. Au contraire, le scénario A/R/D ne connaîtrait aucune carence, jusqu'au moins la fin du XXI^e siècle, grâce à une plus grande fermeture du cycle du phosphore.

2.5. La séquestration du carbone organique dans les sols

Le contenu en carbone organique des sols dépend sur le long terme de l'équilibre entre la minéralisation de la matière organique du sol et les apports de carbone organique humifiés liés aux résidus de récolte laissés sur place, aux tissus et exsudats racinaires des plantes, ainsi qu'aux apports de fumier ou autres produits résiduels organiques. Le couplage du modèle GRAFS et du modèle AMG (Saffih-Hdadi et Mary, 2008; Clivot et al, 2019) a permis de calculer la trajectoire longue de l'évolution du carbone organique des sols agricoles français depuis 1850 (Le Noë et al 2019a) mais aussi de prolonger cette trajectoire jusqu'à 2050 selon les hypothèses des scénarios O/S et A/R/D (Le Noë et al, 2019b). Deux hypothèses ont été testées concernant le timing de la mise en place de ces scénarios : (i) transition progressive en 35 ans de 2015 à 2050 ; (ii) une transition rapide en 10 ans dès 2015. Les résultats pour le bassin de la Seine et pour certaines des régions qui le composent sont présentés dans la figure 9a.

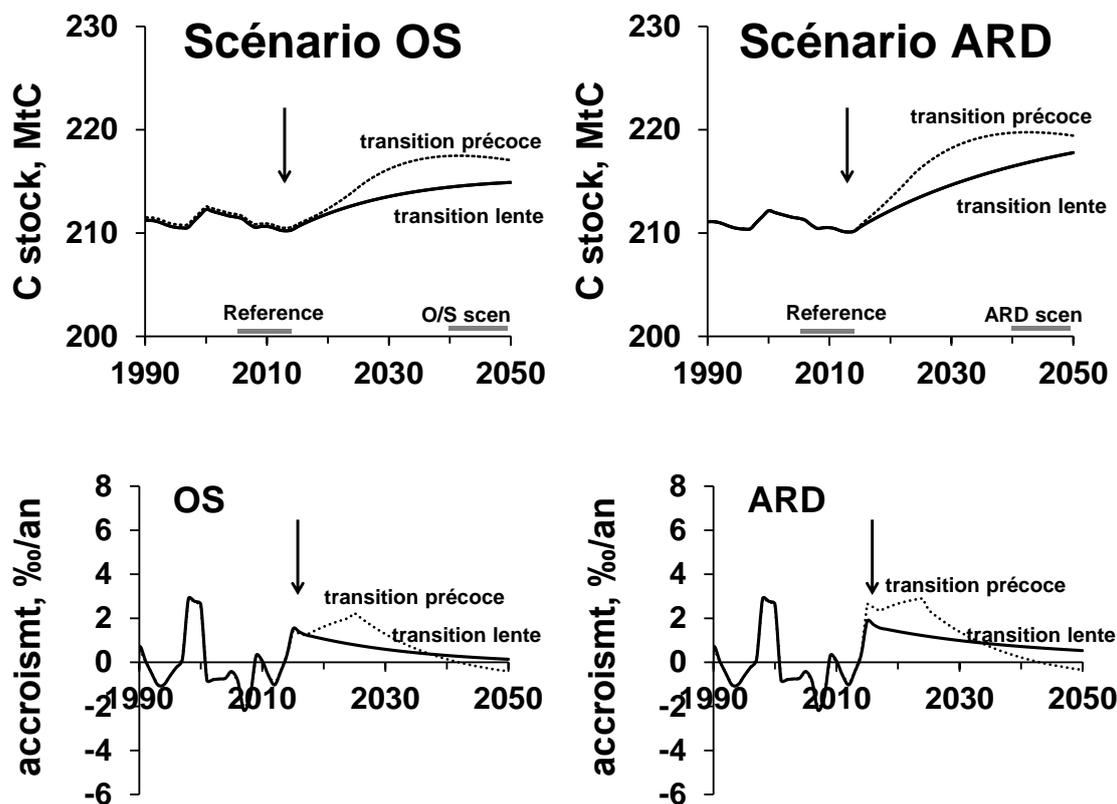


Figure 9. (a) Evolution simulée des variations du stock de C organique dans les sols agricoles (terres arables et prairies permanentes) du bassin de la Seine pour les deux scénarios O/S et A/R/D, supposés se mettre en place de façon lente et progressive sur 35 ans, ou de façon précoce sur 10 ans dès 2015.

(b) Taux correspondants d'accroissement annuel de la teneur en carbone organique des sols agricoles du bassin de la Seine, en % par an.

Même si la production primaire nette agricole du scénario O/S est supérieure à celle du scénario A/R/D, ce dernier séquestre davantage de carbone organique dans le sol, grâce à une plus grande proportion de prairies

permanentes dans la surface agricole. Dans tous les cas, un équilibre est atteint après quelques décennies entre apport de carbone humifié et minéralisation de la matière organique du sol, de sorte que la séquestration nette tend à s'annuler à pratiques agricoles constantes. La Figure 9b montre les mêmes résultats exprimés en proportion d'accroissement par rapport au stock total de carbone organique du sol, en référence à l'initiative 4‰ (Lal, 2004, 2016) qui, à l'occasion de la COP 21, préconisait l'accroissement de la teneur en matière organique des sols agricoles comme un moyen de compensation des émissions de gaz à effet de serre anthropiques. Si ce taux-objectif de 4‰ par an a bien été atteint au moment de la 'Grande Accélération' des années 1950-1980 (Le Noë et al, 2019), les taux qui peuvent être attendus dans le cas des deux scénarios envisagés, sont sensiblement plus faibles. En tout état de cause, ils tendent à s'annuler après quelques dizaines d'années de stationnarité des pratiques.

2.6. Les émissions de gaz à effet de serre (GES)

La contribution de l'agriculture aux émissions des trois principaux gaz à effet de serre (CO_2 , N_2O et CH_4) et son évolution historique depuis le milieu du XIXe siècle a été discutée ailleurs dans ce volume (Garnier et al., 2019, ce volume). La même démarche d'évaluation a été utilisée ici pour estimer les émissions directes de GES de l'agriculture future telle que décrite dans les deux scénarios O/S et A/R/D.

Les émissions de N_2O ont ainsi été estimées selon la relation empirique de Garnier et al. (2019b) à partir des apports d'azote aux sols, de la pluviométrie et de la température (Fig. 10a).

Dans les scénarios Ouverture et Spécialisation (O/S) (Figure 10), les émissions de N_2O à l'échelle de la France s'accroîtraient de plus de 20% par rapport au niveau actuel à l'horizon 2050, non en raison d'un accroissement de la fertilisation synthétique, qui augmente peu dans ce scénario en raison des réglementations environnementales, mais à cause des apports accrus aux terres agricoles de déjections d'un cheptel plus abondant. A l'échelle du bassin de la Seine, pour les mêmes raisons, les émissions de N_2O restent globalement inchangées (autour de 11 ktN- N_2O /an). Dans le scénario d'Autonomie, de Reconnexion et de Demitarianisme (A/R/D), les émissions de N_2O diminuent considérablement, tant au niveau national qu'à l'échelle du bassin de la Seine (2.4 ktN- N_2O /an) grâce à l'arrêt du recours aux fertilisants de synthèse.

Les émissions de CH_4 dépendent essentiellement de la physiologie des animaux, en particulier des ruminants. Dans le scénario O/S, les émissions de CH_4 reflètent donc exactement celle du cheptel, exclu des plaines céréalières, mais concentré dans les zones d'élevage où il atteint systématiquement la densité maximale de 2 UGB/ha SAU. Dans le bassin de la Seine, les émissions de CH_4 diminuent donc sensiblement (de 110 ktC- CH_4 /an actuellement à 83 ktC- CH_4 /an dans le scénario O/S). Dans le scénario A/R/D, le cheptel est réparti de façon beaucoup plus homogène entre les différentes régions. Les émissions de CH_4 dans le bassin de la Seine augmentent donc légèrement par rapport à la situation actuelle, avec la ré-introduction d'un élevage extensif (183 ktC- CH_4 /an).

Les émissions de CO_2 liées à l'agriculture ont été estimées selon la méthode CLIMAGRI (Doublet, 2011). Le travail du sol et le chauffage des bâtiments d'élevage, l'énergie nécessaire à la fabrication des engrais de synthèse et le transport des fourrages importés en sont actuellement les principaux responsables, pour des parts relativement égales. Dans le scénario O/S, les émissions de CO_2 s'accroissent considérablement dans les zones d'élevage, en raison de l'importation croissante d'aliments pour bétail. Dans le bassin de la Seine cependant, les émissions directes de CO_2 restent sensiblement identiques à celles observées actuellement (4000 kt CO_2 /an). Par contre dans le scénario A/R/D, l'abandon du recours aux fertilisants de synthèse et des importations de fourrage conduit à une diminution drastique des émissions directes de CO_2 (1514 kt CO_2 /an dans le bassin de la Seine).

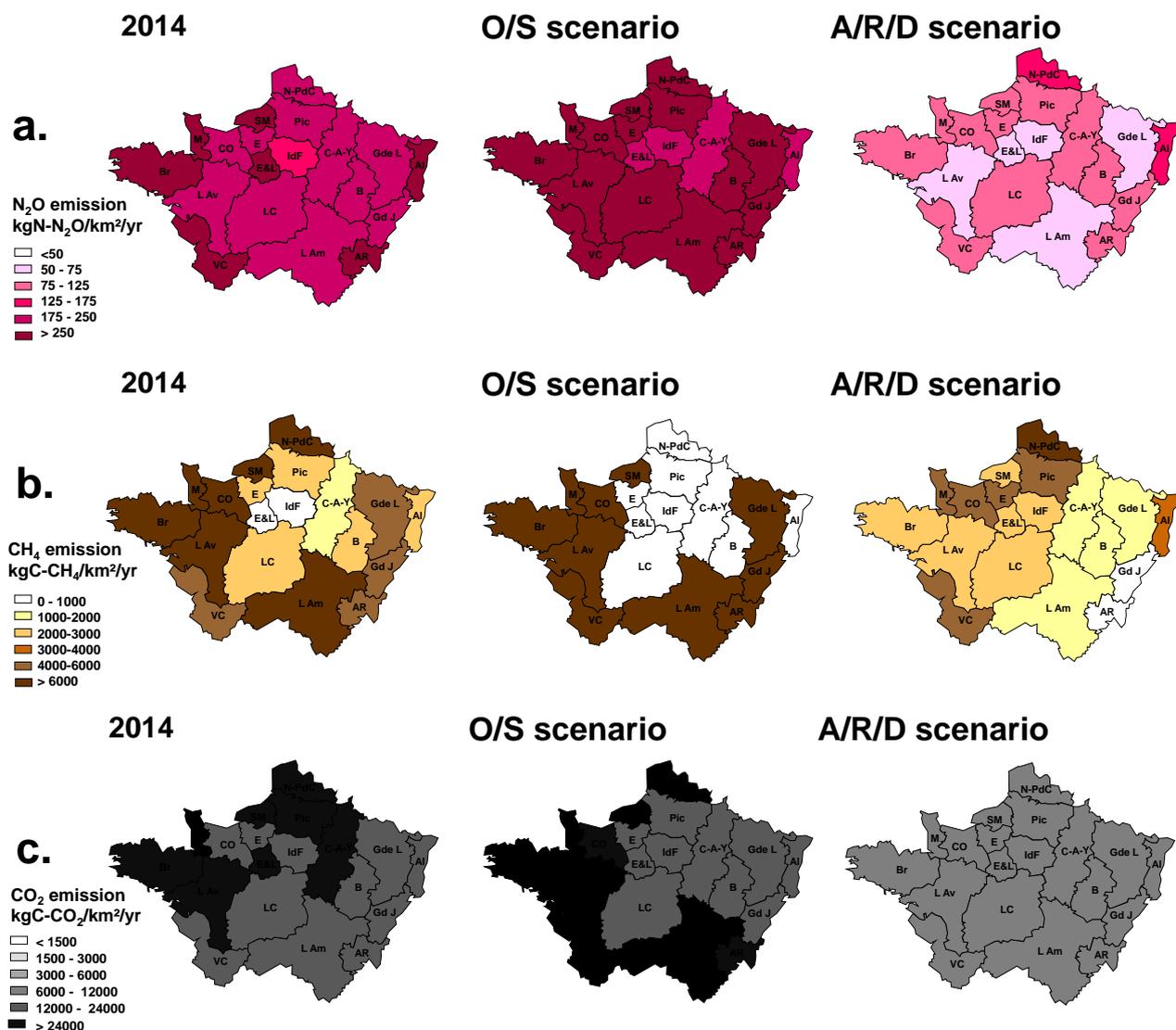


Figure 10. Distribution régionale des émissions de GES actuelles (2014) et pour les deux scénarios prospectifs à l'horizon 2050 (O/S : Ouverture et spécialisation; A/R/D: Autonomie, Reconnexion, régime Demitarien) (a) : N_2O ; (b) : CH_4 ; (c) : CO_2 .

Tableau 2. Emissions directes de CO_2 du secteur agricole par usage de combustibles fossiles, et séquestration de CO_2 par stockage dans la matière organique des sols agricoles, pour la France et le Bassin de la Seine, dans la situation actuelle (2004-2014 et les deux scénarios prospectifs en 2040-2050).

	kt CO_{2equ}/an	2000-2014	Scénario OS	Scénario ARD
France				
Usage de combustibles fossiles		22000	33000	9900
Séquestration dans la MO des sols *		-5620	+9070	+5680
Bassin de la Seine				
Usage de combustibles fossiles		3997	3985	1514
Séquestration dans la MO des sols*		-510	+177	+495

* Les valeurs négatives correspondent à une émission nette de CO_2 par les sols

Remarquons que si l'on compare les émissions directes de CO₂ à la séquestration de carbone dans la matière organique du sol (voir ci-dessus), il apparaît évident que ni à l'échelle de la France ni à celle du bassin de la Seine la séquestration de carbone dans les sols ne peut compenser les émissions directes de CO₂ liées à l'usage des combustibles fossiles pour les activités agricoles (Tableau 2).

Les émissions des trois gaz à effet de serre étudiés peuvent être exprimées comparativement en termes de contribution au réchauffement climatique, en tenant compte de leur pouvoir de réchauffement potentiel sur une période de 100 ans. Par rapport au CO₂ pris comme référence, le pouvoir de réchauffement potentiel du N₂O est de 265, celui du CH₄ de 28.

Le scénario O/S conduirait à une augmentation des émissions de GES d'un facteur 1.5 à l'échelle de la France, et à une très légère diminution pour le bassin de la Seine. Le scénario A/R/D permettrait au contraire une réduction très importante des émissions de GES, de l'ordre de 50% à l'échelle de la France et de 40% à l'échelle du bassin de la Seine (Tableau 3) (Garnier et al., 2019b).

Tableau 3. Emission totale de GES (en CO₂ équivalent) du secteur agricole en France et dans le bassin de la Seine dans la situation de référence actuelle et dans les deux scénarios prospectifs. La contribution relative du N₂O, du CH₄ et du CO₂ est indiquée.

		2000-2014	Scénario OS	Scénario ARD
France	kt CO₂equ/an	113940	165010	56680
540498 km ²	% N ₂ O	28	23	25
	% CH ₄	49	57	58
	% CO ₂	22	20	17
Bassin de la Seine	kt CO₂equ/an	12910	10870	8250
69713 km ²	% N ₂ O	37	42	20
	% CH ₄	32	21	62
	% CO ₂	31	37	18

3. Conclusion

Deux scénarios contrastés ont été construits pour l'avenir de l'agriculture française. Le premier (O/S) poursuit les tendances d'intensification, d'ouverture et de spécialisation des territoires agricoles, dans le respect toutefois des réglementations environnementales actuelles. Le second (A/R/D) est un scénario de généralisation de l'agro-écologie recherchant l'autonomie des exploitations d'élevage reconnecté aux cultures, combiné avec une réduction de moitié de la part de protéines animales dans le régime alimentaire humain. Ces deux scénarios sont parfaitement capables de « nourrir la France ». Si le caractère exportateur de céréales et de produits animaux du premier est largement augmenté, c'est au prix d'importations massives de protéines végétales (soja d'Amérique latine). Le scénario A/R/D au contraire est autonome en protéines destinées à l'alimentation du bétail, et est capable d'exporter des céréales à hauteur de 40% du volume actuel.

En ce qui concerne le bassin de la Seine, l'état de contamination nitrique des eaux souterraines et de surface serait très largement amélioré dans le cadre du scénario A/R/D, au contraire du scénario O/S qui aggraverait la situation actuelle, malgré le respect de la réglementation sur la fertilisation azotée. Dans le scénario A/R/D, l'agriculture pourrait se passer du recours à la fertilisation phosphorée, grâce à un plus haut degré de fermeture du cycle du phosphore et à l'utilisation modérée des stocks de phosphore hérités ; ce ne serait pas

le cas dans le scénario O/S. La séquestration de C dans les sols agricoles, légèrement plus élevées dans les sols du bassin de la Seine dans le scénario O/S, ne pourraient en aucun cas compenser les émissions directes de CO₂ liées à l'utilisation de combustibles fossiles par l'agriculture ; ces émissions directes seraient cependant près de trois fois inférieures dans le cas du scénario A/R/D. Ce scénario conduirait aussi à réduire d'un facteur 4 les émissions de N₂O, alors qu'elles resteraient inchangées dans le scénario O/S. Par contre les émissions de CH₄ du bassin de la Seine seraient augmentées de 60% dans le scénario A/R/D en raison de la ré-introduction de l'élevage, même extensif, ce qui ne serait pas le cas dans le cadre du scénario O/S. Au final, le scénario A/R/D émettrait 36% moins de gaz à effet de serre dans le bassin de la Seine que le système actuel (50% de moins à l'échelle nationale), quand le scénario O/S ne permettrait qu'une réduction de 15% de ces émissions, et les augmenterait de 45% au niveau national.

Bibliographie

Anglade J., Billen G., Makridis T., Garnier J., Puech T., Tittel C., 2015. Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems* 139:82-92.

Anglade J., Billen G., Garnier J., 2017. Reconquérir la qualité de l'eau en régions de grande culture : agriculture biologique et reconnexion avec l'élevage. *Fourrages*, 231, 257-268

Billen G., Toussaint F., Peters P., Sapir M., Steenhout A., Vanderborght J.P., 1983. L'écosystème Belgique. Essai d'écologie industrielle, CRISP, Bruxelles, 163 pp.

Billen G., Le Noë J., Garnier J., 2018. Two contrasted future scenario for the French agro-food system. *Sci Tot. Environ.* 637-638: 695-705. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.043

Clivot, H., Mouny, J.C., Duparque, A., Dinh, J.L., Denoroy P., Houot S., Vertes F., Trochard R, Bouthier A, Sagot S, Mary, B. (2019). Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environmental Modelling and Software*. 118: 99-113..

Direction Générale de la Santé, 2012. Abandons de captages utilisés pour la production d'eau destinée à la consommation humaine. Bilan Février 2012, Secrétariat d'Etat chargé de la santé.

Doublet, S., 2011. CLIMAGRI : bilan énergies et GES des territoires ruraux, la ferme France en 2006 et 4 scénarios pour 2030. Rapport ADEME. Available at : <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/climagri-la-ferme-france-en-2006-et-4-scenarios-pour-2030.pdf>

Garnier J., Anglade J., Benoit M., Billen G., Puech T., Ramarson A., Passy P., Silvestre M., Lassaletta L., Trommenschlager J.-M., Schott C., Tallec G., (2016). Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses in river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France). *Environmental Science and Policy*. 63: 76–90

Garnier J, Billen G., Legendre R., Riou Ph., Cugier Ph., Schapira M., Théry S., Thieu V., Menesguen A. (2019a). Managing the Agri-Food System of Watersheds to Combat Coastal Eutrophication: A Land-to-Sea Modelling Approach to the French Coastal English Channel. *Geosciences* 2019, 9, 441; doi:10.3390/geosciences9100441

Garnier J, Le Noë J, Marescaux A, Sanz-Cobena A, Lassaletta L, Silvestre M, Thieu V, Billen G. (2019b). 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. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.048

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

ITAB (2011) Rotations en grandes cultures biologiques sans élevage. Réseau expérimental RotAB. www.itab.asso.fr/downloads/rotab/rotab-broch-fertilite.pdf

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1-22. DOI:10.1016/j.geoderma.2004.01.032

Lal, R., 2016. Beyond COP21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71, 1. DOI:10.2489/jswc.71.1.20A

Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., Garnier J., 2014. 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

Le Nechet R., Michaud M., Legrain P., Hirschler J., Pas N., Chauvin S., Lafont M., 2006. 2020 : Que mangerons-nous ? Enjeux pour les productions agricoles Normandes. Chambre d’Agriculture de Normandie. www.normandie.chambagri.fr

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. *Agr Ecosyst Env.* 265: 132-143. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.039>

Le Noë J., Billen G., Mary B., Garnier J. (2019a). Drivers of long-term carbon dynamics in cropland: a biopolitical history (France, 1852-2014). *Environmental Research and Policy*

Le Noë J., Billen G., Garnier J. (2019b). Carbon dioxide emission and soil sequestration for the French agro-food system: present and prospective scenarios. *Frontiers in Sustainability*. DOI: [10.3389/FSUFS.2019.00019](https://doi.org/10.3389/FSUFS.2019.00019).

Lestel D., 2017. *Apologie du Carnivore*. Fayard. Paris.

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

Porcher J., 2011. *Vivre avec les animaux*. La Découverte. Paris.

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

Saffih-Hdadi K. and Mary B. (2008). Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 594-607

Singer P., 1975. *Animal Liberation*. Harper Collins 311pp.

Sutton M., Howard C., Erisman J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B. (Eds), 2011. *The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press. 601 pp.

Visions prospectives des relations eau-ville-territoire

Sabine Barles^{1*}, Anna Béjanin², Eleonora Bonino², Gabriel Czarnobroda², Aurélien Faysse², Lily Gauthier², Pauline Geneste², Jihoon Lee², Hélène Milet², Jérôme Thibault², Xavier Poux³

¹ Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne/UMR Géographie-Cités

² Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne/Master Urbanisme et Aménagement

³ AScA

* sabine.barles@univ-paris1.fr

Résumé

Afin d'explorer les futurs possibles du bassin de la Seine et des relations entre le territoire et l'eau, deux scénarios ont été explorés à l'horizon 2050 dans le cadre d'un exercice de prospective territoriale et environnementale fondée sur un important travail bibliographique, d'entretiens et de terrain et une mise en discussion auprès des acteurs du PIREN-Seine (chercheurs et partenaires). Tous deux envisagent comme point de départ un certain nombre d'éléments déclencheurs (en particulier une série de catastrophes dont l'occurrence est par ailleurs plausible), mais se déclinent différemment. Le premier d'entre eux, « Paris, le nouveau Londres », dit aussi scénario dual, envisage l'hypothèse de la métropolisation accentuée avec la croissance du rôle économique et financier de la capitale suite au Brexit. Il en résulte une situation très contrastée entre des pôles de développement et des îlots de nature très protégés, fournissant des utilités et des aménités environnementales de qualité à une population choisie qui a accès à une alimentation de qualité, et des secteurs en déshérence, lieux de décroissance urbaine ou d'abandon, avec une perspective de + 4°C à l'horizon 2100. Le second scénario, « Les villes en leur bassin », dit aussi scénario alternatif, envisage, suite au Brexit et au report de l'activité financière sur Francfort, une reterritorialisation des politiques socio-économiques dans le cadre d'une politique éco-socialiste. La mise en valeur des ressources locales, la recherche d'une re-circularisation du métabolisme territorial notamment en termes alimentaires et d'une sobriété de consommation conduisent à une redistribution du bassin et à une redynamisation des villes moyennes, comme à une amélioration générale de la situation environnementale, en particulier dans le domaine de l'eau, avec une perspective de + 2°C à l'horizon 2100. Ces scénarios ne sont ni des prévisions ni des simulations, mais montrent que la question de l'eau, si elle doit être prise au sérieux, ne peut être dissociée d'une réflexion socio-écologique d'ensemble, donc politique.

Points clefs

- Un exercice de prospective à la fois territoriale et environnementale a été conduit à l'échelle du bassin de la Seine à l'horizon 2050.
- Un premier scénario, « Paris, le nouveau Londres » ou scénario dual, se traduit par un renforcement du processus de métropolisation et de différenciation des milieux et des sociétés
- Un second scénario, « Les villes en leur bassin » ou scénario alternatif, se traduit par une politique socio-écologique territorialisée et une amélioration de la situation environnementale.

Pour citer cet article : Barles, Sabine, et al., *Visions prospectives des relations eau-ville-territoire*, dans Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine: passé, présent et futurs possibles, Billen et al. (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 1, 2019.

Sommaire

1. Objectifs et méthode	204
1.1. Un exercice de prospective territoriale et environnementale	204
1.2. Première étape : la base	204
1.3. Seconde étape : la scénarisation	206
2. Des événements initiaux identiques pour les deux scénarios	208
3. Grand Paris, le nouveau Londres : le scénario dual	210
3.1. Chronologie et pitch	210
3.2. Caractérisation de la situation en 2050.....	211
3.3. Récits de vie	213
3.4. Portrait environnemental	217
3.5. Bilan	218
4. Les villes en leur bassin : un scénario alternatif	218
4.1. Chronologie et pitch	218
4.2. Caractérisation de la situation en 2050.....	220
4.3. Récits de vie	222
4.4. Portrait environnemental	226
4.5. Bilan	227
5. Conclusion	227
Bibliographie.....	227

1. Objectifs et méthode

1.1. Un exercice de prospective territoriale et environnementale

Le bassin de la Seine est marqué par des processus d'urbanisation contrastés : croissance métropolitaine (encouragée), décroissance à l'amont (redoutée). Ceux-ci ont des effets potentiels importants sur la ressource en eau, le niveau de service, les rejets, la demande alimentaire. Ils ont aussi des implications en termes d'usage des sols, entre artificialisation croissante et émergence de friches. Les formes d'urbanisation elles-mêmes – dense, compacte, multipolaire, étalée, etc. / minérale, verte – se traduisent différemment en termes d'hydrosystème, de même que les modes de gouvernances urbaine et territoriale. Il est donc important de pouvoir se donner une – ou plutôt des – images du futur urbain du bassin de la Seine qui ne se limitent pas à une approche démographique et de ne pas négliger les évolutions caractérisant l'amont du bassin versant, bien qu'elles soient probablement moins structurantes que les évolutions à l'aval. Ces images et les scénarii qui les accompagnent doivent être couplés avec les scénarii agricoles. Cet exercice a reposé sur deux ateliers pédagogiques du Master 2 Urbanisme et Aménagement de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne tenus en 2016-2017, avec un groupe d'étudiants composé d'Eleonora Bonino, Jihoon Lee, Hélène Millet, Jérôme Thibault, et en 2017-2018, avec Anna Béjanin Gabriel Czarnobroda, Aurélien Faysse, Lily Gauthier, Pauline Geneste. Il a mobilisé les chercheurs et partenaires du PIREN-Seine lors de plusieurs ateliers de réflexion.

1.2. Première étape : la base

L'avenir des territoires découle des politiques et des pratiques actuelles. Dans ce cadre la prospective doit permettre de « comprendre les politiques antérieures qui ont contribué à façonner la réalité présente pour se demander si l'on va poursuivre, infléchir, ou interrompre le processus d'action et les politiques en cours » (Loinger, Spohr, 2005, [13]). La première tâche du prospectiviste est de s'informer, d'élaborer une connaissance précise de la question qui l'occupe, ce qui passe par une recherche documentaire systématique et par la réception des points de vue des différents acteurs du territoire. Dans cette perspective, la première étape de ce travail a porté sur la recherche documentaire, à partir de documents produits par le PIREN-Seine et d'ouvrages écrits par ses chercheurs ou d'autres concernés peu ou prou par l'objet de la prospective, de différents documents produits par des acteurs institutionnels (IAU, APUR, Agence de l'Eau). Les zones d'ombres de cette recherche documentaire ont été éclairées au cours des entretiens conduits tant avec des chercheurs de diverses disciplines qu'avec des gestionnaires de l'eau en Île-de-France.

Cette dimension cognitive s'incarne dans la production d'un récit rétrospectif, qui identifie les évolutions significatives du territoire et contextualise l'exercice de prospective. Ce récit permet de présenter l'état du système et son cheminement dans un temps donné. Face à la multiplicité des questions qui touchent aux rapports de la ville à l'eau, et dans un souci d'approfondir chacun des sujets, un récit rétrospectif a été construit pour chacune des thématiques suivantes, faisant l'objet de fascicules individuels (Bonino et al., 2018) :

- Fascicule 1 : *Méthode - La prospective urbaine au PIREN-Seine : comment, pourquoi ?*
- Fascicule 2 : *Acteurs - Gérer l'eau : précis sur la gouvernance*
- Fascicule 3 : *Urbanisation – De Paris à son agglomération : petite histoire de l'urbanisation, XIXe-XXe siècles*
- Fascicule 4 : *Réseaux d'eau – L'eau en tuyaux*
- Fascicule 5 : *Usages et milieux – L'eau plus qu'une ressource : support d'activité, milieu aquatique, espace public*
- Fascicule 6 : *Changement climatique – Faire face aux événements climatiques extrêmes*



Figure 1. Eau, ville, territoire : les fascicules formant la base.

Ce récit rétrospectif se double d'une approche nomothétique : il s'agit, en interprétant le passé, d'y chercher des lois qui, ayant prouvé leur validité, seront toujours à l'œuvre dans le futur. Si cette approche est plutôt intuitive, elle n'est pas pour autant aisée à mettre en œuvre. Suivant la démarche développée par AScA, plusieurs types de variables sont identifiées, plus ou moins ardues à extrapoler à partir du récit rétrospectif :

- Les **tendances lourdes** : leur influence sera certaine sur le système à l'avenir, et la forme que cette influence prendra est relativement connue. Dans notre cas, des variables comme l'évolution démographique de la région francilienne ou le changement climatique, documentées par des études spécialisées, appartiennent à ce type de variables.
- Les **variables certaines** : leur influence sur le système est sûre, on ne sait néanmoins pas quelle forme elles prendront.
- Les **variables germes** : ces variables sont porteuses de ruptures, mais personne ne sait si elles vont arriver et influencer le système, qui en porte le germe.
- Les **variables surprises** : imprévisibles, elles bouleversent le système sans s'annoncer au préalable.

L'identification de ces variables est la première étape à la constitution de scénarios : le jeu entre les différentes variables, leur importance et les relations qu'elles entretiennent ou non les unes aux autres est la base de scénarios prospectifs efficaces. Elle est complétée par celle des enjeux, ou variables à expliquer, qui sont au cœur de la prospective et sont définies selon le même processus : croisement de la recherche bibliographique et des entretiens avec les discussions conduites en réunion d'experts (voir § suivant).

Les chercheurs du PIREN Seine ont été mobilisés au lancement de la démarche, le 30 novembre 2016. L'objet de cette réunion était d'esquisser les bases du travail prospectif en produisant un dialogue interdisciplinaire entre des experts de l'eau questionnés sur la ville. Le panel comprenait huit experts : deux biogéochimistes, une géographe, une urbaniste, un prospectiviste, un ingénieur des Ponts et Chaussées, une géologue, un chimiste.

En lien avec la cellule de valorisation du PIREN-Seine, un atelier consacré aux perspectives urbaines et agricoles a été organisé le 30 mars 2017. Après une session plénière destinée à présenter la base des travaux dans les dimensions urbaine d'une part et agricole d'autre part, deux groupes de travail ont été constitués, dont l'un visait à établir une base commune pour la suite du travail et pour la construction des scénarios (l'autre était centré sur la dimension agricole). Afin de confirmer ou d'infirmer les enjeux identifiés sur la relation ville-eau et les variables qui les feront évoluer, ils ont été soumis aux participants, chercheurs et partenaires du PIREN-Seine. La discussion a conduit à produire et articuler une série d'enjeux (figure 2) structurant pour l'exercice de prospective à venir.

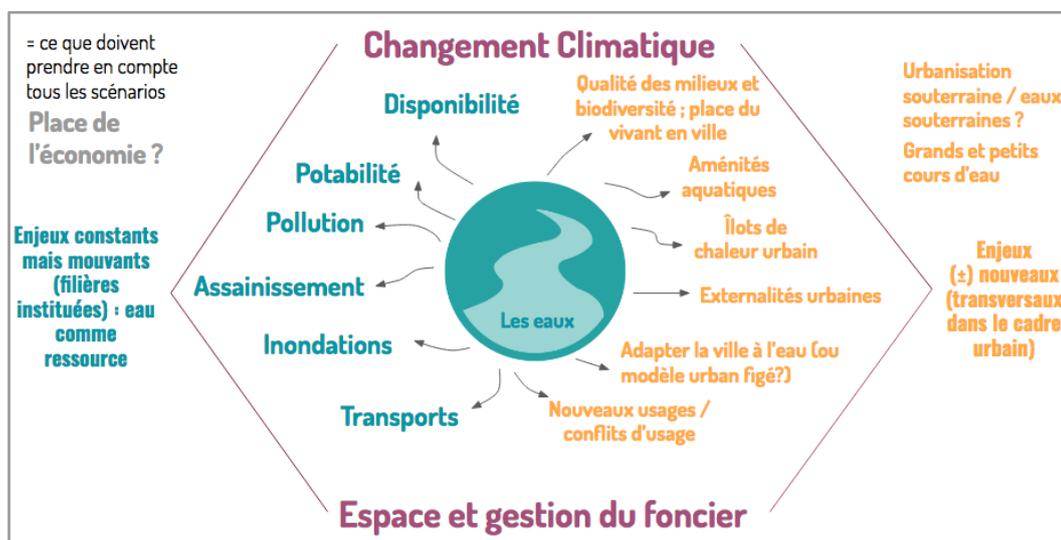


Figure 2. Ville, eau, territoire : les enjeux finalisés.

Quatre scénarios ont été identifiés à l'issue de cette réunion, pour lesquels l'horizon temporel a été fixé à l'année 2050 :

- Scénario S1 : un scénario d'évolution vers un modèle d'agriculture commodifiée et soumise à de nombreuses crises (climatiques, agronomiques, économiques),
- Scénario S2 : un scénario d'intégration de pratiques (plus) « agro-écologiques » (protéines et rotations) dans des grandes exploitations commodifiées, avec une logique de diffusion agronomique.
- Scénario S3 : un scénario dans lequel il y a un partage de territoire entre une agriculture commodifiée et une agriculture répondant à des attentes territoriales favorables à l'agriculture biologique,
- Scénario S4 : un scénario « sociétal » dans lequel une conjonction d'attentes en matière d'humanisation, de santé se traduit par une rupture politique en germe, à la suite d'un facteur déclenchant.

1.3. Seconde étape : la scénarisation

Le travail prospectif s'est concentré sur la formalisation de deux des quatre scénarios : les scénarios S3 et S4. L'objectif poursuivi était de produire deux visions contrastées du bassin versant de la Seine en 2050, qui soient crédibles et plausibles, et de traiter en profondeur de la qualité de la ressource en eau, de sa gestion et de l'aménagement des espaces urbains dans chacun des scénarios, dans le but de susciter la réflexion sur les pratiques actuelles de gestion de l'eau et d'aménagement. Afin d'incarner les scénarios, des récits de vie ont été élaborés, qui présentent le quotidien de sept personnes vivant dans le bassin pour l'un et l'autre scénario.

La première phase a consisté en la construction d'un savoir concernant la question à traiter, par la recherche documentaire et par le recueil des points de vue des différents acteurs du territoire et des experts, dans la continuité du travail précédent : entretiens, recherches bibliographiques, visites de terrain.

Sept composantes clés ont été retenues pour les scénarios :

- Démographie,
- Économie et social,
- Gouvernance,
- Aménagement,
- Gestion de l'eau,
- Énergie,
- Modes de vie & pratiques alimentaires.

La réflexion par composantes a facilité l'élaboration des scénarios qui reposent sur la construction d'images de sociétés de 2050 cohérentes et plausibles. La réflexion a par la suite porté sur leurs déclinaisons à l'échelle internationale, nationale, du bassin versant de la Seine, urbaine et locale.

Deux démarches distinctes de scénarisation ont été adoptées (figure 3). Pour le scénario dual (S3), une démarche de *forecasting* a été retenue. Elle consiste à se projeter dans l'avenir après avoir identifié les tendances lourdes actuelles ainsi que celles émergentes et analysé leurs possibles effets. Pour le scénario alternatif (S4), la démarche de *backcasting* s'est imposée, puisqu'il s'agit d'un scénario de rupture : le point de départ est une image de la société en 2050 et il s'agit d'effectuer le chemin inverse et d'envisager les événements qui conduiraient à cette société.

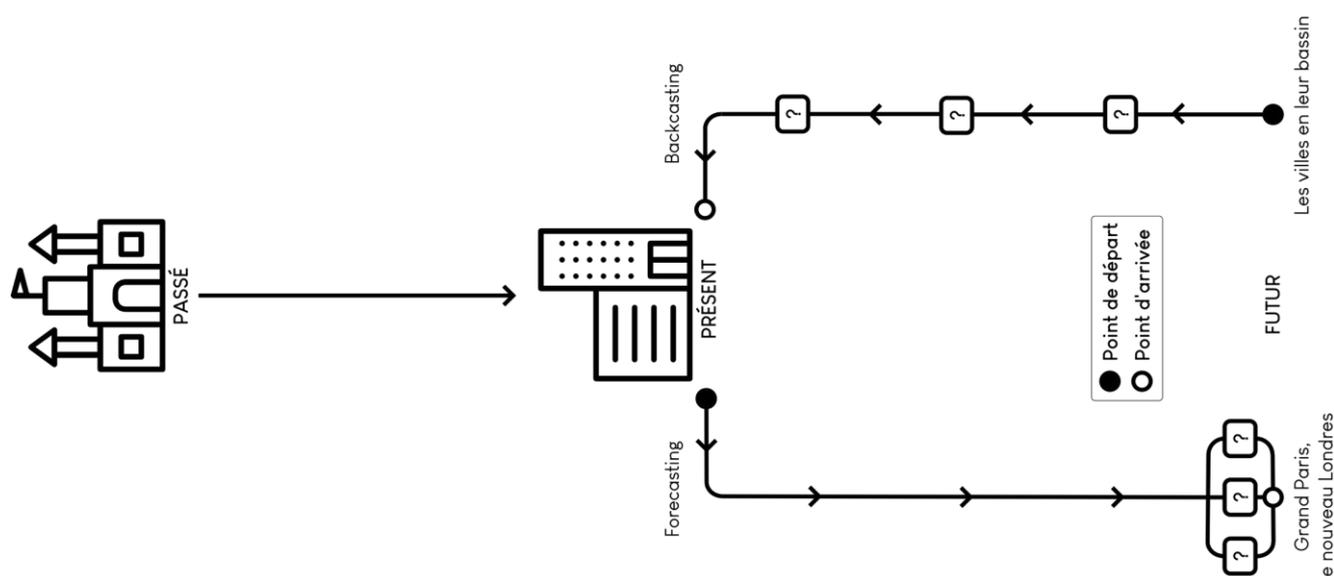


Figure 3. La scénarisation : deux démarches distinctes.

Les deux scénarios reposent donc sur des hypothèses, notamment de croissance démographique, de localisation de la population, de formes et de morphologie urbaines et de choix techniques en matière de gestion des eaux. Au cours de leur élaboration, ce sont la crédibilité de ces sociétés de 2050 et la cohérence des sept composantes de chacun des scénarios qui ont été éprouvées. Ce test a été effectué en interne mais également en externe par l'organisation d'une session de travail du 19 mars 2018 avec dix-sept acteurs et experts de l'eau, chercheurs et partenaires du PIREN-Seine ou d'autres institutions. La scénarisation a donné lieu à la production de deux documents : un livret dédié aux scénarios et un dossier justificatif.

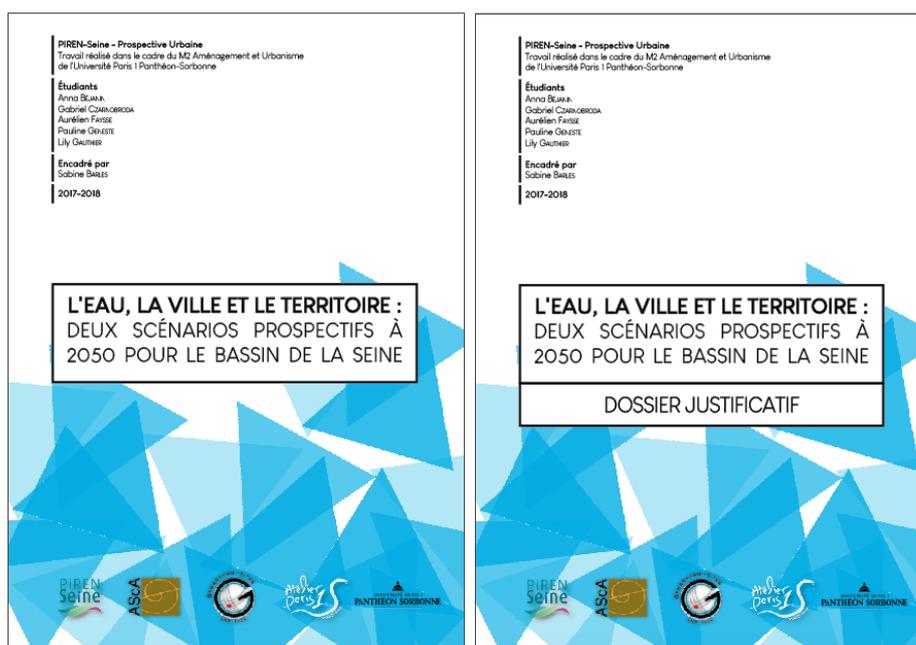


Figure 4. L'eau, la ville, le territoire, deux documents à l'appui de la scénarisation.

2. Des événements initiaux identiques pour les deux scénarios

Proposer deux visions contrastées du monde à l'horizon 2050 implique d'identifier des facteurs de changement permettant, à partir d'un point de départ commun, de faire varier les trajectoires. Les travaux réalisés par les ateliers de Master 2 Urbanisme et aménagement de l'Université Paris 1 en 2017 et 2018 ont permis de consolider la base commune. Chacun des scénarios repose donc sur la survenue du Brexit - dont l'issue varie - et une projection de croissance démographique de l'ordre de 1,5 million d'habitants dans le territoire de l'Agence de l'Eau (données du scénario central de l'étude Omphale menée par l'INSEE). Initialement, le changement devait venir, dans le scénario dual, du monde politique et économique et, dans le scénario alternatif, de la société civile. Il a cependant semblé que ces acteurs seuls n'étaient pas assez forts pour déclencher de véritables réorientations de trajectoires dans un temps court. Dans la recherche d'exemples de changements radicaux, la question des crises et catastrophes a été privilégiée. Face à la multitude d'exemples, deux questions se sont posées : la survenue de catastrophes peut-elle être le support d'un changement radical ? Quels types de catastrophes pourraient conduire aux situations envisagées en 2050 ? L'étude d'une quinzaine de catastrophes s'étalant de 1910 à nos jours a permis de confirmer la pertinence de la mobilisation de tels événements comme points de départ de politiques divergentes et d'établir les contours de la séquence qui sera présentée ci-après. L'étude complète est disponible dans le livret justificatif.

Il est ressorti de ce travail la nécessité d'une temporalité courte dans l'enchaînement de catastrophes, le contraire menant généralement à une démobilisation des acteurs. Afin de générer à la fois des changements politiques et une évolution profonde des modes de vie (du moins dans l'un des scénarios), le choix a été fait de cumuler des crises sanitaires et des événements climatiques extrêmes à différentes échelles. Enfin, un travail de typologie des réactions a confirmé l'intérêt d'utiliser une même séquence de catastrophes survenant de manière synchrone dans chacun des scénarios. Cela facilite la comparaison et met en avant le rôle de chacun des acteurs dans le choix de trajectoire. La date de cette série de catastrophes a été établie aux années 2028 et 2029. De cette manière, la situation actuelle a le temps d'évoluer et les sensibilités de chaque scénario ont le temps de se définir avant l'arrivée des crises. Ce sont ces sensibilités différentes, l'une au développement économique et l'autre à la question environnementale et sociale, qui vont orienter les réponses à la crise et faire évoluer la situation dans les vingt années restantes.

La figure 5 présente, de manière condensée, les différents événements qui touchent le bassin de la Seine entre 2028 et 2029. La frise débute, à l'été 2028, avec une canicule mondiale comme nous en avons déjà connu une en 2003, du moins à l'échelle européenne. Les températures dépassent par endroit les 50 °C, de nombreuses régions du monde sont en situation de stress hydrique, d'immenses zones boisées sont touchées par des incendies et on constate une surmortalité des personnes âgées dans les espaces urbains. Du fait de ces températures extrêmes, la situation sanitaire et alimentaire se dégrade en Afrique subsaharienne et les réfugiés affluent dans l'hémisphère nord. Face aux 200 000 victimes de la canicule rien qu'en Europe, l'opinion commence à s'interroger. Les journaux font chaque jour le décompte des morts et jouent avec des gros titres provocateurs comme « Paris, capitale des cercueils ». Les media se mobilisent une nouvelle fois fortement pendant les fêtes de Noël, alors qu'éclate un scandale sanitaire européen. Plusieurs centaines de personnes meurent intoxiquées par une toxine présente dans certains lots de viande commercialisés par la grande distribution. Le traumatisme est immense en cette période de fêtes. Alors que la situation semble s'être calmée, de graves inondations surviennent partout en France, provoquées en partie par les records de précipitations de l'hiver. Le bassin de la Seine est durement touché. L'Île-de-France est paralysée pendant plusieurs mois, le PIB chute de trois pourcents et des dizaines de milliers de personnes sont sinistrées. Ce sont les media qui font émerger la crise suivante, peu de temps après la remise en service de la plupart des lignes de chemin de fer : le printemps sera sans fleur. L'utilisation de pesticides ayant conduit à une surmortalité des populations d'insectes pollinisateurs, les champs restent nus. Le début de l'été est marqué par une nouvelle crise sanitaire de grande ampleur : plusieurs milliers d'intoxications alimentaires sont répertoriées en Europe suite à la consommation de crèmes glacées. L'étude menée par l'Union Européenne conclut à une série de ruptures dans la chaîne du froid ayant compromis la comestibilité des produits. Enfin, les mois de juillet et août battent de nouveau les records de chaleur et la situation de l'année précédente se répète, avec plus de gravité encore. Les flux de réfugiés sont toujours plus importants et les pouvoirs publics, déjà débordés, ont du mal à intervenir pour contenir la crise sanitaire et humanitaire.

C'est donc à partir de cette situation dramatique de paralysie de l'action publique, au demeurant plausible au regard des effets du changement climatique, que se construit le contraste entre les deux scénarios. D'un côté, les acteurs du scénario dual conservent les modes d'action actuels. Ils gèrent les catastrophes en prenant des mesures sectorielles, en s'appuyant sur les systèmes d'assurances et en cherchant à se protéger et à assurer la stabilité du système existant. De l'autre côté, les corps intermédiaires du scénario alternatif, fortement engagés, souhaitent une réaction forte de la part des classes politiques. Ils engagent donc des mesures de leur côté et font peser leur poids sur les mécanismes politiques afin d'obtenir une remise en question globale du système.

Ces deux scénarios sont, bien sûr, deux images choisies parmi le nombre infini de possibles. Leur articulation avec la série de catastrophes doit permettre de faire naître la discussion autour des enjeux soulevés.

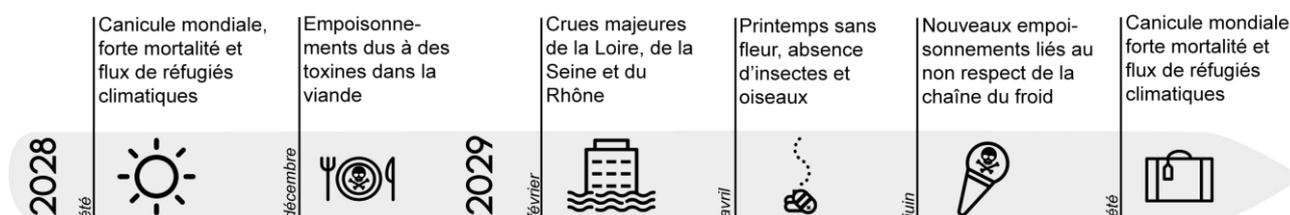


Figure 5. Chronologie de la série de catastrophes.

3. Grand Paris, le nouveau Londres : le scénario dual

3.1. Chronologie et pitch

3.1.1. Chronologie

En 2020, la grande Bretagne se détache de l'Union européenne suite au Brexit, impliquant de lourdes conséquences économiques pour la ville de Londres. Paris et son agglomération récupèrent alors la première place boursière européenne et accueillent une grande partie des activités financières de la City. En parallèle de cette forte impulsion économique à rayonnement national, la France voit son PIB croître très fortement en 2022, et d'importants investissements sont effectués dans le transport fluvial et maritime. Cette période est également le théâtre d'une baisse généralisée du chômage dans le pays qui n'empêche pas la précarisation d'une partie de la société. La bonne situation de la France à cette époque lui permet d'accueillir les Jeux Olympiques de 2024 dans des conditions optimales, avec d'importantes répercussions à l'international. Les catastrophes de 2028-2029 sont vécues comme un véritable traumatisme par le pays et le gouvernement en place tente d'apporter rapidement des solutions. Ainsi, en 2031, un vaste programme national de rénovation est lancé afin de rendre résilients les logements situés en zones inondables, programme qui ne couvre cependant pas l'ensemble de ces zones. Le développement progressif de l'agriculture biologique, notamment dans l'objectif de protéger les champs d'alimentation de captage d'eau potable et de satisfaire une demande croissante (mais loin d'être générale) de produits biologiques, a permis d'atteindre la barre symbolique des 30 % en France en 2038, et s'accompagne de la généralisation des rayons bios dans les supermarchés. L'été 2043, le pays connaît une sécheresse intense avec de lourdes conséquences sur l'approvisionnement en eau. Les conflits d'usages entre habitants et agriculteurs génèrent des tensions, et s'accompagnent d'une dégradation globale de la qualité des cours d'eau français. Le gouvernement met alors en place de grandes mesures portant principalement sur les restrictions d'usages. En 2050, la fonte de la calotte glaciaire a permis l'ouverture de nouvelles voies navigables internationales au Pôle Nord, déplaçant le commerce maritime vers le nord de l'Europe et le Pacifique, rendant le port du Havre peu compétitif et mettant en question la place de l'Europe sur l'échiquier mondial.

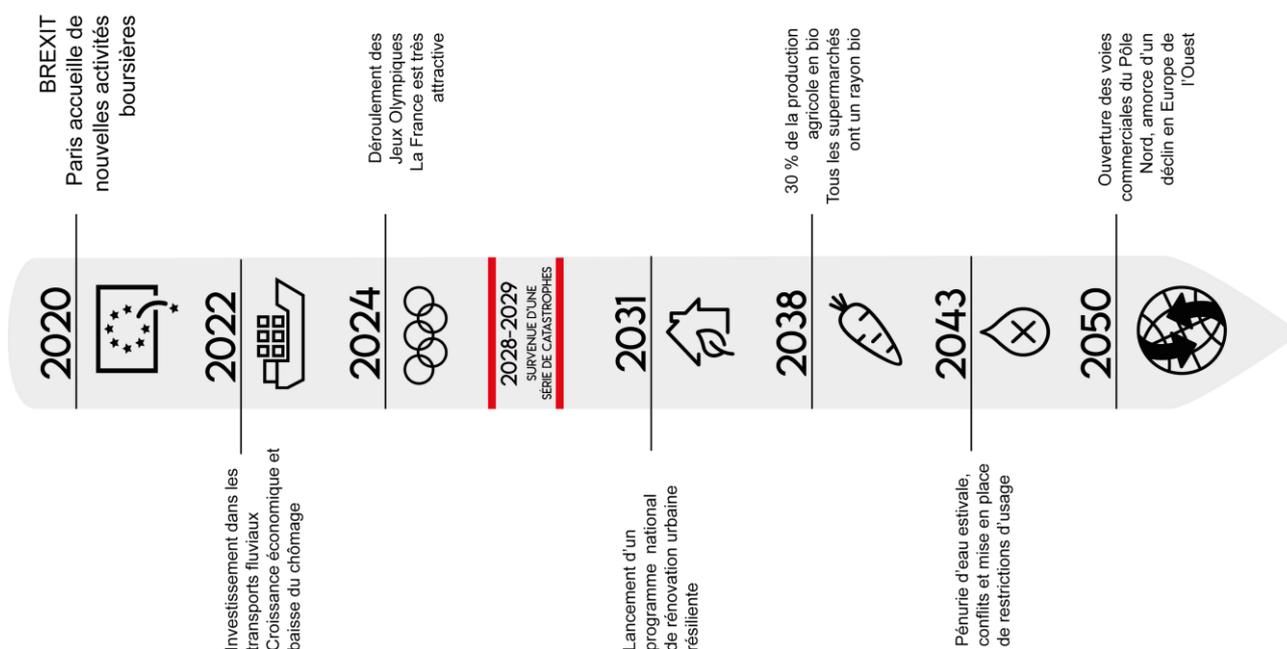


Figure 6. Chronologie du scénario dual.

plus fréquentes. Les autorités sont dépourvues face à l'arrivée de ces populations qui se concentrent majoritairement en zone urbaine dense et résident dans des campements de fortune.

3.2.2. Gouvernance

Le concept de *Big Society* à l'anglaise a fait florès en France et a été repris par les pouvoirs publics pour économiser les deniers publics. De plus en plus de projets sont montés par le privé ou par le biais de partenariats publics-privés. On assiste en retour à un renforcement du rôle et de l'influence des associations d'aide sociale pour compenser le désengagement public, notamment après la suppression des départements en 2025. Au niveau de la gouvernance francilienne, la Métropole du Grand Paris est devenue un acteur central et puissant. À sa tête, un maire est élu au suffrage universel par le collège des représentants d'Établissements publics territoriaux (EPT) réunis au sein d'un conseil métropolitain. Eux-mêmes sont élus par suffrage universel direct. Dans l'Union Européenne, la politique socio-économique est ouvertement libérale et se concentre plus sur les biens que sur les personnes. Au niveau mondial également, une politique néo-libérale est conduite et les prises de position sont contrastées sur les mesures environnementales, selon les préoccupations de chaque pays.

3.2.3. Énergie

En 2050, le mix énergétique français a connu une importante évolution : la part des produits pétroliers raffinés a diminué dans la consommation d'énergie finale tandis que celle de l'électricité a fortement augmenté. La production électrique est désormais assurée à 50 % par les énergies renouvelables (contre 16,4 % en 2012), tandis que l'autre moitié (contre 74,8 % en 2012) est assurée par les nouvelles centrales nucléaires construites par EDF (ou son avatar), remplaçant les vieilles centrales fermées entre 2030 et 2050. Si l'efficacité énergétique est permise par le développement des nouvelles technologies et la construction de bâtiments innovants, la sobriété énergétique n'est pas de mise. La recherche du confort, le recours massif aux nouvelles technologies et la croissance de la population entraînent l'augmentation de la consommation électrique qui engendre de nouveaux enjeux. La maîtrise de la consommation s'effectue selon une vision techniciste et *top-down* : les avancées technologiques sont considérées comme la meilleure voie pour y parvenir.

3.2.4. Modes de vie

En 2050, 30 % des aliments produits en France sont issus de l'agriculture biologique (AB), tandis que 70 % sont issus de l'agriculture intensive. La consommation accrue de produits issus de l'AB est principalement le fait d'une population aisée soucieuse de la qualité du produit, dans un souci de santé et/ou du caractère gustatif pour la classe des gourmets. Pour les plus défavorisés, le prix prime sur la qualité. Les emplois multiples associés au temps de transport grèvent le temps disponible pour les loisirs ou la préparation des repas. La restauration hors domicile, la consommation de plats préparés et la livraison à domicile ont augmenté. Parallèlement, le recours à des circuits courts s'est développé. Les profils des consommateurs se sont multipliés et le rapport à la nourriture biologique et locale oscille entre engagement militant et souci individualiste. Une agriculture de subsistance existe dans les zones les plus démunies. Le consumérisme se maintient et la recherche du bien-être individuel prédomine. La technologie fait partie intégrante de la vie de la population en 2050.

3.2.5. Gestion de l'eau

Dans le monde, les pénuries d'eau ont progressé en conséquence du réchauffement climatique. L'eau est devenue une marchandise prisée et les inégalités d'accès à la ressource sont corrélées aux inégalités économiques. En Europe comme en France, les coûts élevés d'entretien des infrastructures mêlés aux logiques néo-libérales ont conduit de nombreuses municipalités à déléguer les services de l'eau à des entreprises privées, entraînant une augmentation des prix préoccupante pour les plus pauvres. En parallèle, la baisse du débit des cours d'eau, l'allongement des périodes d'étiage et la diminution du niveau des nappes phréatiques entraînent des conflits d'usages intra et interbassins. De plus, malgré des normes restrictives, la qualité des cours d'eau du bassin de la Seine se trouve dégradée du fait notamment du maintien d'une agriculture conventionnelle et de l'apparition de nouveaux polluants. Enfin, en termes de gestion technique

de l'eau, le modèle du tout-réseau reste la norme, et les problèmes qui y sont liés s'en trouvent accentués. Si la consommation a diminué en moyenne, cette diminution est très inégalement répartie : d'un côté les techniques d'information et de communication (TIC) permettent une maîtrise de la consommation dans les quartiers centraux, d'affaires et de standing, de l'autre le mauvais entretien des réseaux, la vétusté des installations entraînent des surconsommations inutiles.

3.2.6. Aménagement

Le bassin de la Seine est un espace à deux vitesses. D'un côté, les territoires dynamisés par la croissance métropolitaine et hyperconnectés se densifient, parfois jusqu'à l'extrême. Les promoteurs immobiliers favorisent la construction en hauteur et rentabilisent le moindre espace disponible, tout en vendant une pseudo-nature sous perfusion *high tech* destinée à leur riche clientèle. D'un autre côté, les territoires exclus de la croissance : périurbain et grand périurbain, villes en décroissance, quartiers sinistrés par les événements climatiques extrêmes et non réhabilités, bourgs et villages exclus des services publics. Les investissements publics et privés inégaux produisent un territoire partagé entre des bâtiments *high tech* résilients, aux dernières normes environnementales, du pavillonnaire ou petit collectif, du bâti dégradé et des secteurs où règnent l'autoconstruction et la débrouille. Le développement des mobilités décarbonées et des technologies du quotidien renforce la dépendance des sociétés à la production électrique et constitue une nouvelle source de discrimination entre individus. Les ressources naturelles sont exploitées de manière effrénée pour satisfaire la demande croissante en matériaux innovants et nouvelles technologies.

3.2.7. Économie

L'économie française de 2050 repose sur trois piliers : la finance, le *high tech* et le tourisme. Suite au Brexit, la place boursière parisienne a connu un fort développement, les acteurs du secteur ont su imposer la *french touch* en soutenant les initiatives vertes et/ou à fort contenu technologique. On assiste à un verdissement global de l'économie qui se traduit notamment par la multiplication du nombre de labels supposés garantir aux consommateurs une empreinte carbone réduite. Dans les faits, il s'agit surtout d'une monétarisation du durable. Le trafic fluvial international sur l'Axe Seine croît fortement. L'hyperconnexion et l'hypermobilité favorisent le développement des activités de micro-logistique. La robotisation et la montée du numérique font cependant émerger une classe de travailleurs précaires et d'exclus, très dépendants des réseaux associatifs et solidaires. Le vieillissement de la population, s'il permet le développement d'emplois dans le secteur des services à la personne, fait aussi croître le nombre de chômeurs seniors ainsi que leur précarité.

3.3. Récits de vie

3.3.1. Jeanne, 46 ans, Le Havre

Jeanne connaît bien le Havre, elle y a grandi. Elle a vu la ville se transformer peu à peu, les bâtiments envahir le port, la mer grignoter les plages, le centre-ville se vider. Elle-même, lorsqu'elle s'est mise en ménage avec sa compagne, Laëtitia, a choisi d'aller s'installer dans une maison sur les hauteurs de la ville pour bénéficier d'une meilleure vue et garder les pieds au sec en toutes circonstances. Les submersions sont de plus en plus fréquentes depuis quelques années. Une partie de la ville-basse a été affublée du surnom Le Bayou. Le sol de ce quartier est tellement irrégulier qu'une multitude de mares d'eau stagnantes se forme à chaque fois qu'une vague passe par dessus la digue ou que la marée est haute, ce qui offre aux enfants un spot idéal pour tester leurs bottes de pluie. Certaines submersions sont cependant moins amusantes que d'autres. En 2039, toute la zone industrialo-portuaire s'était retrouvée noyée. L'eau n'était restée qu'une demi-journée mais cela avait suffi à couper une partie des réseaux d'eau et d'électricité. Pour le plus grand plaisir de ses enfants, Jeanne s'était donc retrouvée en congés forcés pendant une semaine : la station d'épuration Ecopôle, où elle travaille, avait dû subir d'importants travaux avant sa réouverture. La station « nouvelle génération » inaugurée quand elle avait six ans est un peu défraîchie aujourd'hui. Les bâtiments de l'époque sont vieillis et elle apprécie de travailler dans l'unité de contrôle des micropolluants flambant neuve qui a été installée sur le toit des anciens locaux. Toute la journée, entourée d'écrans de contrôle, elle surveille les niveaux de perturbateurs endocriniens, d'hormones et de micro-plastiques dans l'eau qui entre et qui sort de la station. Le boulot n'est pas très intéressant, mais Véolieau paie bien. Quand elle a fini sa journée, Jeanne enfourche son vélo et repart en direction de Sainte-Adresse, à huit kilomètres de là. La piste

cyclable est un véritable parcours d'obstacles, elle déteste particulièrement les gyropodistes qui la dépassent à toute allure dans les montées et les conducteurs de végé-scooters qui prennent la piste pour un parking. Sur le chemin, elle fait une petite pause à l'AMAP pour reprendre son souffle et son panier de légumes hebdomadaire. Cette semaine encore il contient du fenouil, ses ados vont râler. Arrivée chez elle, elle salue Laëtitia qui, après avoir passé huit heures à vendre des compteurs intelligents, enchaîne avec sa seconde journée de travail dans le développement d'applications de calcul de l'empreinte carbone. Jeanne file au jardin jeter les restes de son repas de midi dans le composteur. Elle soupire en songeant à son rêve de toilettes sèches que leur propriétaire refuse parce qu' « il n'est pas question d'empester le voisinage et de défigurer le jardin ». En regardant au loin, elle aperçoit les énormes cargos qui entrent au port. Si les rumeurs concernant l'ouverture de routes commerciales à travers le pôle nord sont vraies, la disparition de ces géants des mers va laisser un vide dans le paysage.

3.3.2. Samira, 27 ans, Rouen

Samira vit à Rouen et a accompli son rêve d'enfant de travailler sur les bateaux, dans la logistique portuaire. Elle vit en colocation dans le centre-ville de Rouen avec Erwan et Sophie. Ils partagent les frais d'un loyer qui ne cesse d'augmenter depuis l'arrivée de la ligne à grande vitesse permettant de rallier Paris à Rouen en une quarantaine de minutes. Il s'agit d'un appartement de 73 m² dans lequel ils possèdent chacun leur chambre. Au départ, les trois colocataires voulaient mettre en commun les frais de courses et de repas, mais Erwan et Sophie étant étudiants, ils ont souvent du mal à joindre les deux bouts à la fin du mois, en particulier depuis la réduction de moitié de leurs APL (aide personnalisée au logement) et l'augmentation du montant des factures d'eau et d'électricité. Par conséquent, leur régime alimentaire à partir du 25 du mois est constitué en grande majorité de pâtes et Knackis ou autres aliments industriels à bas prix. Parfois, pour leur faire plaisir, Samira leur prépare de bons plats à base de produits bio qu'elle va chercher à la ferme juste à côté de son travail. L'université d'Erwan et Sophie est bien reliée au centre-ville grâce à un réseau de transport en commun dense et très performant. Samira en revanche a beaucoup de mal à se rendre au port par le bus ou le tramway car cette zone est très mal desservie. Comme chaque matin, elle grimpe donc dans la voiture électrique autonome que ses parents lui ont offerte depuis l'obtention de son permis, et se dirige vers les belles et immenses plateformes industrielles du port de Rouen. Tous les jours c'est le même rituel : elle dépose sa voiture pliable dans les rangements prévus à cet effet et va boire un café avec son collègue Alexis pour prendre des nouvelles mais surtout organiser le déroulement de la journée. Alexis est un « vieux de la vieille » - comme il aime à le répéter lui-même - et est l'un des derniers rescapés des grands plans sociaux qui ont suivi les événements de 2028-2029. Tous deux dirigent une dizaine de personnes pour le chargement/déchargement des conteneurs en provenance ou à destination du Havre et de Paris. Leurs équipes sont principalement constituées d'intérimaires, ce qui leur permet une meilleure flexibilité vis-à-vis du manque de fiabilité de la Seine et de la perte de compétitivité du port depuis une quinzaine d'années.

- « On arrive au mois de juin et le niveau de la Seine commence à baisser, j'espère qu'on va pouvoir faire notre chiffre d'ici la fin de la saison », annonce Alexis.

En effet, les trois mois sur lesquels s'étendent les périodes d'étiage sont synonymes d'arrêt total des activités dans la zone portuaire, rendant inévitable la mise aux chômage forcé pour les ouvriers.

- « Mais oui ça va aller, l'Ancien, lui répond-elle, on n'a pas eu d'inondations cette année donc les compteurs sont au vert ! Le vrai problème, c'est l'odeur que dégage le fleuve quand je fais mon jogging sur les quais les soirs d'été ! »

3.3.3. Harry, 39 ans, Rueil-Malmaison

Issu d'une famille bourgeoise anglaise, Harry est né en 2011 et n'a que six ans lors du referendum sur le Brexit de 2017. Ses parents regrettent amèrement ce jour, ayant entraîné selon eux le déclin du Royaume-Uni. Depuis 2040, Harry travaille à La Défense.

7:00 am, Rueil-Malmaison, France

En se réveillant ce matin du jeudi 10 mars 2050 dans sa belle demeure Lady Kate à Rueil-Malmaison, Harry se saisit de son portable pour activer le mode Réveil en douceur de sa maison ultra-connectée. Une musique douce emplît paisiblement l'air. La voix de Katie, son intelligence artificielle, le salue : « *Good morning Harry ! I hope you had a good night.* Désirez-vous revenir sur le programme de cette journée ? — *Yes Katie, please* » lui répond-t-il. La voix lui déroule son emploi du temps pendant qu'il se prépare.

9:15 am, Greenage Tour de La Défense

Harry vient de garer sa voiture (à option autonome) électrique Tesla dans le garage souterrain de la tour. Il s'empresse de retrouver les bureaux de son entreprise, la multinationale GreenAge, spécialisée dans le développement des énergies renouvelables. Il est agacé : les embouteillages entre Rueil-Malmaison et la Défense lui ont fait perdre quinze minutes de travail et il a une réunion à 9h30 avec Monsieur Wang, le directeur de la branche implantée en Chine, pour revenir sur la stratégie de développement de l'entreprise en Asie. Il aurait pu prendre la L18 du Grand Paris Express mais il préfère le confort de sa voiture à la foule des passagers. La conférence débute à 9h30 : l'hologramme de Monsieur Wang apparaît dans la salle de réunion.

1:00 pm, Restaurant BoBio, La Défense

Harry avait le choix entre la cantine de GreenAge, proposant plusieurs plats élaborés à partir de produits de l'agriculture biologique ou l'un des nombreux restaurants de la Défense. Il a choisi de déjeuner à BoBio, qui propose des plats contenant des produits issus de l'agriculture urbaine développée à La Défense, et a effectué sa réservation de table et sa commande via sa smartmontre. Malgré tout, il doit attendre que sa table se libère. Il profite de ce moment pour commander une smartmontre nouvelle génération : il s'agit d'un cadeau pour Ben, son fils vivant à Londres avec son ex-femme, qui aura dix ans dans deux semaines. Il passe également commande à un traiteur bio pour recevoir le plat préféré de Jana, sa compagne allemande, qu'il retrouvera chez lui le soir-même, et confirme d'un tapotement de doigt sur sa montre sa présence au club de golf Blue Green Rueil Malmaison le samedi matin.

8:11 pm, back in Rueil-Malmaison

Harry est arrivé juste à temps chez lui pour recevoir la livraison du dîner acheminé par bicyclette. Il a sorti la bouteille de vin blanc biologique et a préparé la table. Il compte profiter du retour de Jana après son voyage d'affaire de quatre jours à Londres et lui proposer un voyage à Rome. Il consulte sa montre : 8:11 pm, il a juste le temps de prendre une rapide douche avant son arrivée. Il consulte son compteur intelligent : il est dans le vert pour l'eau. Il file sous la douche.

3.3.4. Latika, 55 ans, Paris

9h27 - Ce matin, Latika va être en retard au travail. Son réveil n'a pas sonné parce que son téléphone n'avait plus de batterie. Sa montre connectée a bien vibré mais ça ne la réveille jamais. Elle descend les escaliers de son immeuble quatre à quatre et enfourche son vélo. Son oreillette lui donne les différents rendez-vous qu'elle va avoir aujourd'hui : 10h00, réunion de travail sur les relations aux entreprises avec la Métropole. « Oh non, non, non ! Je ne peux pas être en retard ». Elle accélère. Double une grande file de cyclistes. Un concert de sonnettes éclate : « Ehh ! On est tous pressés, respectez la queue ! », lui lance l'un d'entre eux. Elle l'ignore. Depuis que la ville a priorisé les transports doux, les relations entre cyclistes se sont durcies. Ils sont de plus en plus nombreux et les voies sont encombrées de vélos. Il y a souvent des accidents entre les cyclistes. « Quelle plaie ! On se croirait au tour de France soupire-t-elle. J'aurais peut-être dû prendre le métro, ou un autobus autonome ?... Non ». En effet, les réseaux sont saturés aux heures de pointe et souvent remplis de touristes perdus. Elle arrive en bas du siège de la Métropole, un immense mur végétalisé lui fait face. Il y en a de plus en plus dans le paysage parisien. Elle s'aperçoit que certaines plantes se portent un peu mal... « Ils les ont plantées il y a deux mois et ils vont déjà devoir en remplacer, mhh... » grommelle-t-elle.

11h34 - Malgré son petit retard, la réunion s'est bien passée. Les entreprises ont - comme souvent - obtenu satisfaction, de nouveaux bureaux vont être développés dans l'ouest parisien. Latika tique, c'est encore des logements de perdus pour les habitants. Les bureaux remplacent de plus en plus d'appartements. Les prix de l'immobilier sont devenus infernaux. À l'intérieur de Paris, les appartements sont loués la plupart du temps à des touristes. Et même pas la peine de penser à investir, à part si on veut s'endetter sur plusieurs générations. Latika a un jeune collègue qui lui a raconté qu'il mettait son appartement en location un soir sur deux. Un soir il dort chez sa petite amie, l'autre c'est elle qui vient chez lui et loue son appartement. Ils s'en sortent comme ça. Dans les cages d'immeuble, de petits boîtiers se sont multipliés : ce sont des systèmes sécurisés qui délivrent les clés d'appartements aux touristes qui passent par la plateforme AirDnD. Latika a de plus en plus de mal à vivre dans cet univers. La dernière fois, elle a découvert avec effarement qu'on lui avait subtilisé le basilic qu'elle avait planté dans le mini-jardin partagé de sa cour d'immeuble. De toute façon, elle était la dernière à l'entretenir, tous ses voisins sont partis et la copropriété n'est pas très active. Elle aussi songe de plus en plus souvent à s'installer en banlieue. Au moins, elle aura accès à des magasins alimentaires plus abordables que dans le centre de la capitale. Mince ! Avec le retard de ce matin, elle a oublié son

déjeuner dans sa kitchenette. Ce midi, elle commande donc un plat via une application de livraison. Elle hésite un moment entre des sushis bio et un chili sin carne. Ces petits plats lui rappellent ses derniers voyages à l'autre bout du monde.

3.3.5. Weilin, 63 ans, Ivry-sur-Seine

En arrivant dans sa rue, Weilin est toujours pris d'un pincement au cœur. Tout ici, depuis les fenêtres barricadées des rez-de-chaussée jusqu'aux arbres qui poussent dans les cours de manière anarchique, lui rappelle la crue de février 2029. Il avait acheté ce pavillon d'Ivry-sur-Seine avec sa femme, en 2021. Toutes leurs économies y étaient passées et ils s'étaient endettés sur trente ans. Lorsque l'eau avait commencé à monter, les autorités leur avaient dit de ne pas s'inquiéter. Pendant des semaines, ils avaient vu l'eau envahir la ville rue par rue avant d'être, à leur tour inondés. Évacués d'urgence, ils avaient trouvé refuge chez des membres de leur famille. De retour dans leur quartier, ils avaient alors découvert les dégâts causés par l'inondation. Situé hors zone prioritaire, leur quartier n'a pas bénéficié d'aides du gouvernement pour réhabiliter et adapter les bâtiments. Avec l'argent de l'assurance, Weilin et sa femme ont choisi de sécuriser l'étage de leur maison. Ils y ont créé une cuisine de secours et changé les fenêtres. Après le départ de leurs enfants, ils ont décidé de s'installer à plein temps au premier, cela les tranquillise. Au rez-de-chaussée de sa maison, maintenant condamné, Weilin fait pousser des champignons et tente toutes sortes d'expériences agricoles. Sa femme se moque souvent de lui et préfère cultiver des légumes en pleine terre, même si leur petit jardin est beaucoup moins ensoleillé depuis que les voisins ont vendu des morceaux de leurs terrains pour permettre la construction de nouvelles maisons. Laura profite aussi de sa retraite pour élever des lapins. Elle les échange avec d'autres habitants de son quartier qui n'ont pas les moyens d'acheter de la viande contre des œufs ou d'autres aliments. Laura et Weilin sont donc abonnés au régime pommes de terre et champignons, qu'ils agrémentent parfois de viande de lapin. Pour compléter le menu, Weilin va parfois faire la fin du marché et récupère les invendus. Plusieurs de ses voisins, dans la même situation que lui, l'accompagnent. S'ils font chou blanc, ils poussent jusqu'au supermarché mais les prix sont souvent trop élevés, ils achètent parfois en gros et se distribuent les produits. Depuis quelques mois, Weilin est en pourparlers avec l'administration du collège dans lequel il travaille. Les associations de défense des droits des salariés le soutiennent dans sa requête : un cantinier ne peut pas se retrouver sans nourriture ! L'administration du collège hésite même si les volumes de nourriture jetée quotidiennement pourraient facilement nourrir plusieurs familles. En attendant qu'ils se décident, Weilin part parfois se promener avec ses voisins et amis dans le quartier Ivry- Confluence. Là, les investissements ont été nombreux, les bâtiments ont été rénovés et les maisons sinistrées rasées. Weilin frissonne en pensant que la sienne aurait pu l'être aussi, qu'il pourrait vivre dans l'un de ces appartements, sans jardin et sans connaître ses voisins. « Et puis, ces bâtiments ressemblent bien trop à mes cages à lapins ! », se dit-il en rentrant chez lui.

3.3.6. Rosie, 13 ans, Marolles-en-Brie

Samedi 24 septembre 2050

Rosie, 13 ans, habite avec sa famille à Marolles-en-Brie. La commune a connu une densification. Désormais, les maisons individuelles des années 1970 côtoient de petits immeubles. Malgré cette légère croissance de la population, la commune conserve une ambiance de village. Rosie a du mal à s'habituer à cette nouvelle vie depuis son déménagement il y a deux ans, suite au poste obtenu par sa mère institutrice à l'école élémentaire Les Buissons. La famille a alors quitté son logement social situé près de la Butte-aux-Cailles à Paris pour un grand appartement dont elle est propriétaire. Elle apprécie d'avoir une chambre pour elle seule mais elle regrette ses amies et la fameuse piscine de la Butte aux Cailles, chauffée par un data center, située alors à deux pas de chez elle et où elle se rendait deux fois par semaine.

Ce samedi matin-là, Rosie est enthousiaste : elle va avec sa famille passer la journée du dimanche à faire de la tyrolienne au parc Tarzan & co qui vient d'ouvrir dans la forêt domaniale Notre-Dame juste à côté de Marolles-en-Brie. Avec sa mère, elle est allée faire les courses au Carrefour City du coin pour la semaine et pour préparer le pique-nique du lendemain. Sa mère lui a promis de lui faire son sandwich-burger au bacon préféré. Elle a réussi en plus à lui faire acheter ses pains au lait préférés fourrés au chocolat, elle s'en réjouit d'avance.

Mais à midi, elle s'inquiète : son père remet en cause leur escapade du dimanche. Il est énervé car il vient de recevoir la facture de l'eau trimestrielle. Le prix de l'eau est devenu plus élevé depuis quelques années et le

montant lié à l'assainissement ne cesse d'augmenter pour pouvoir payer la construction de nouvelles stations d'épuration. Son père s'exclame : « Et en plus de ça, je dois régler le malus écologique pour la voiture ! ». Ses parents possèdent en effet une voiture thermique achetée d'occasion il y a quinze ans, en 2035. Avec la nouvelle législation, ils sont obligés de payer un malus écologique de quelques dizaines d'euros par mois. « Ça, c'est encore un coup du gouvernement pour que l'on achète une voiture électrique produite par ces entreprises dont les patrons sont ses amis, j'en ai assez ! On va l'acheter cette nouvelle voiture ! Ca m'évitera de m'énerver tous les mois et de payer les pleins d'essence à prix exorbitant ! En attendant, la sortie du dimanche commence à faire cher, ça nous revient à 80 € la journée ! » s'exclame son père. Sa mère finit par calmer son père : ils iront bien au nouveau parc, mais pour une demi-journée seulement, ce qui leur reviendra un peu moins cher. Rosie essaye de se consoler : au moins, elle aura son sandwich et son dessert préférés...

3.3.7. Kévin, 57 ans, Mathons

Kévin est agriculteur et vit à Mathons, près de Joinville. Il élève des bovins et cultive des céréales. Il se lève tous les matins à 6 h pour s'occuper de son bétail. À 13 h, il prend une pause et avale rapidement son repas : côtelettes de porc, purée et haricots avant de partir pour ses champs pour l'après-midi. Colza, blé, pomme de terre sont les trois principaux aliments qu'il cultive. Près de la moitié est destinée à alimenter le bétail, l'autre part est destinée à la consommation humaine. Sa situation n'est pas excellente mais elle est moins mauvaise que celle de certains de ses collègues. Ces derniers ont dû s'endetter pour acheter du matériel dernier cri afin de rester productifs et compétitifs. La terrible sécheresse de 2028 a déjà porté quelques coups durs à son entreprise. Cependant il a su conserver une bonne productivité grâce à l'usage de produits phytosanitaires et d'engrais. Sa journée s'achève à 19 h et encore, parfois elle peut durer jusqu'à 20 h, voire plus ! Kévin sent qu'il vieillit, son travail lui pèse de plus en plus. Avant, il avait le temps de s'offrir quelques jours de repos en s'arrangeant avec l'éleveur voisin. Mais depuis que celui-ci a déposé le bilan, Kévin ne quitte plus son exploitation. Après le travail, l'agriculteur prend sa voiture hybride pour se rendre au supermarché. Il a acheté le véhicule récemment grâce à la prime à la casse mise en place par le gouvernement en 2047. De retour chez lui, Kévin peste et enrage devant la facture d'eau. Le prix de l'eau a encore augmenté. Satanée Veolieau ! L'entreprise a investi dans des nouveaux traitements et ce sont les consommateurs qui trinquent ! « Ah, l'eau... » soupire Kévin. Les problèmes d'eau ne sont pas nouveaux. Il se souvient que la sécheresse de 2028 avait provoqué de grosses tensions entre la ville et les agriculteurs. Pour réclamer plus d'eau pour leurs cultures, lui et ses collègues avaient bloqué les routes menant à la préfecture de Chaumont. Le conflit s'était terminé par des négociations à l'amiable entre les deux parties. Avant d'aller se coucher, Kévin discute avec son fils au téléphone. Actuellement sans emploi, Benjamin, 22 ans, souhaite s'installer en agriculture biologique. Son père se moque tendrement de son idéalisme, il lui conseille la méthanisation pour compléter ses revenus. Benjamin souhaite changer les choses car, en Haute- Marne, il y a de moins en moins de poissons. « C'est vrai, dit Kévin, on ne voit plus les espèces que je pêchais souvent à ton âge. »

3.4. Portrait environnemental

Avant de conclure sur les enseignements de ce scénario dual, il est intéressant d'en dresser un bilan environnemental. Les éléments présentés ici sont, bien sûr, très généraux et mériteront des calculs plus précis. De manière générale, le monde présenté ici est engagé dans la trajectoire d'une augmentation de la température moyenne mondiale de 4 °C à l'horizon 2100 (scénario du GIEC). Les effets du changement climatique global sont de plus en plus visibles.

Ce scénario dual s'appuie sur un report massif des consommations énergétiques vers l'électricité, dans un objectif de réduction des émissions de gaz à effet de serre. Le passage à une mobilité de plus en plus électrique et à une généralisation du *high tech* rend la société très dépendante de la production d'électricité. Le défi est d'autant plus grand que la moitié de l'électricité est produite à partir de sources renouvelables et donc intermittentes. Cette pression accrue est en partie compensée par une baisse de la consommation finale d'énergie pour l'habitat, liée au renforcement des normes environnementales. Les 15 % les plus démunis ont cependant plus de mal que les autres à accéder au confort thermique du fait d'une augmentation du prix. Pour l'énergie comme pour l'eau, les comportements des consommateurs évoluent peu. Les baisses de consommation sont essentiellement dues à un recours massif aux *high techs* et aux réseaux dits intelligents.

La baisse de la consommation d'eau est plus marquée que celle de l'électricité, mais très variable. Un individu consomme en moyenne 100 à 120 litres d'eau par jour contre 150 à 200 l/j dans les années 2000. Du fait de l'augmentation de la population, le service est tout de même resté sur le même modèle, de l'eau potable à volonté partout et à tout moment. Le secteur est devenu très concurrentiel et est en cours de reprivatisation. Pour pouvoir assumer les coûts des nouvelles infrastructures et des nouveaux traitements nécessaires (micropolluants) et s'assurer des marges importantes, les gestionnaires ont fait fortement croître le prix du mètre cube. L'accès à l'eau est beaucoup plus inégalitaire. La consommation agricole croît. L'imperméabilisation du bassin a fortement progressé. Paris, grande championne de l'artificialisation des sols, voit son taux d'imperméabilisation atteindre 90 %.

Le changement climatique fait de l'eau une ressource de plus en plus rare. Les milieux naturels sont soumis à des pressions de plus en plus fortes. Les cours d'eau et milieux humides se sont dégradés, le réchauffement, la baisse des débits et du niveau des nappes, la concentration forte en polluants agricoles et la diversification des usages conduisent à accroître encore leur vulnérabilité. Le développement des transports fluviaux et maritimes a engendré des dégâts irréversibles sur le lit de la Seine. De nombreuses espèces aquatiques ont disparu des petits cours d'eau du bassin. Les zones humides voient aussi la qualité de leurs eaux se dégrader, essentiellement du fait de la pollution agricole. Quelques zones surprotégées sont épargnées, mais ne compensent pas la dégradation générale des milieux aquatiques.

3.5. Bilan

La situation du bassin en 2050 pour le scénario « Paris, le nouveau Londres » est le produit d'une série de choix politiques et économiques favorables à une croissance (dite) verte sans limites. Les entreprises et institutions, principales actrices du changement, ont construit un modèle socio-économique reposant sur une confiance pleine dans les nouvelles technologies. Les cultes collectifs voués à l'hypermobilité et à l'hyperconnectivité conduisent à une consommation toujours plus grande de ressources, malgré une volonté politique affichée de réduction des empreintes environnementales. Les réseaux (voirie, électricité, eau, télécommunication) sont donc devenus un secteur très concurrentiel où les logiques de coûts et d'investissements remplacent peu à peu la notion de service public. Malgré la situation sociale tendue, certains indicateurs, notamment environnementaux, connaissent une amélioration, c'est le cas des émissions de GES qui baissent de manière significative en Europe. La qualité des eaux consommées est également bien meilleure du fait de la prise en compte d'un plus grand nombre de polluants dans les traitements.

La dualité de ce scénario peut donc amener à réfléchir à l'articulation entre les politiques de développement économique et urbain et la gestion des ressources. L'évolution de la situation après les catastrophes pousse à penser qu'une stratégie plus intégrée aurait un impact globalement plus positif. Autre point de réflexion, la croissance des inégalités d'accès aux réseaux et aux ressources dans ce scénario découle d'une approche techniciste et technocratique des services urbains. L'intégration d'une sensibilité sociale pourrait permettre d'améliorer la situation, au moins pour les franges les plus démunies de la population. La principale fragilité de ce scénario réside donc dans le maintien d'une situation socialement peu acceptable et environnementalement très sensible. C'est pourquoi la fin de la période présentée fait figure de point de basculement. Il pourrait donc être intéressant de poursuivre ce travail d'exploration de « la chaotique incertitude de l'avenir », si bien décrite par Hannah Arendt, à un horizon plus lointain pour voir quelles sont les issues possibles à la crise sociale qui vient.

4. Les villes en leur bassin : un scénario alternatif

4.1. Chronologie et pitch

4.1.1. Chronologie

Suite au Brexit, la Grande-Bretagne quitte l'Union Européenne et la ville de Francfort devient la première place boursière européenne en 2020, devançant Paris et son agglomération. Deux années plus tard, les multiples scandales commerciaux, sanitaires ou encore liés à la corruption ont conduit des collectifs citoyens à assigner en justice de grandes entreprises. Certains procès, souvent très médiatisés, sont remportés par la société civile, remettant en question le caractère intouchable de ces firmes d'envergure internationale. Dans l'optique des Jeux Olympiques de 2024, la France met l'accent sur la qualité de ses cours d'eau, en

particulier en Île-de-France. La forte médiatisation de la démarche reste cependant disproportionnée par rapport aux évolutions réelles de qualité de l'eau. Les catastrophes que connaît le monde en 2028 et 2029 ont provoqué un très grand traumatisme dans l'esprit des Français. La prise de conscience nationale est réelle et la volonté de changement se traduit sur la scène politique. Ainsi, en 2032, un gouvernement éco-socialiste est élu sur un programme basé sur la décroissance et la résilience. Une véritable transition politique, économique, énergétique, et sociétale est amorcée, basée sur l'engagement des citoyens et des corps intermédiaires. Les politiques volontaristes menées et les nombreuses affaires portant sur les prix de l'eau pratiqués par les concessionnaires privés poussent un grand nombre de municipalités à avoir recours à un retour en régie publique des services de l'eau, avec comme fait marquant la fusion entre le SEDIF, le SIAAP et Eau de Paris. L'abandon rapide des pesticides impulsé par le gouvernement éco-socialiste depuis plusieurs années a permis à la France d'atteindre le seuil symbolique de 95 % d'agriculture biologique en 2045. En conséquence de tous ces événements, le pays est en transition vers la décroissance, soutenu par une Union Européenne entièrement dévouée à la protection de l'environnement. 2050 est une véritable révolution pour les Français qui voient le monde du travail bouleversé par la mise en place d'un revenu de base.

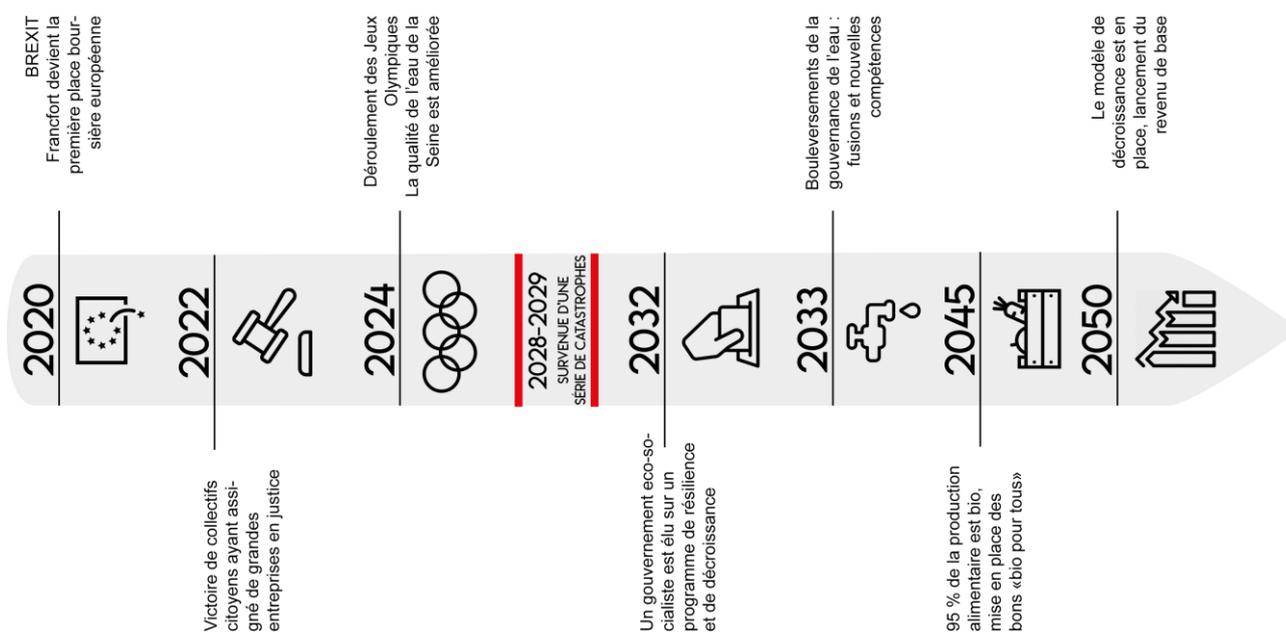


Figure 8. Chronologie du scénario alternatif.

4.1.2. Pitch

En 2050, la population francilienne s'est desserrée et a réinvesti les villes moyennes du bassin de la Seine qui accueillent de nouveau des sources d'emplois. Les villes fonctionnent en un réseau auquel est intégrée chaque zone urbaine. Cet esprit se retrouve dans la gestion de la ressource en eau et se caractérise par une solidarité inter-bassins. La qualité de l'eau de la Seine s'est améliorée, permettant la restauration écologique du fleuve. Le transport de marchandises se fait désormais majoritairement par voie ferrée. Les relations sociales sont moins marquées par une compétitivité excessive et la recherche d'un bien-être individualiste. La solidarité, le partage ainsi que le respect d'autrui sont les valeurs portées par les corps associatifs et par le gouvernement et qui se diffusent progressivement à l'ensemble de la société civile. La créativité et l'ingénierie sont mises à profit de la recherche de la sobriété énergétique, du moindre impact environnemental des activités humaines et de la durabilité, fondées sur une mise en valeur des ressources territoriales.

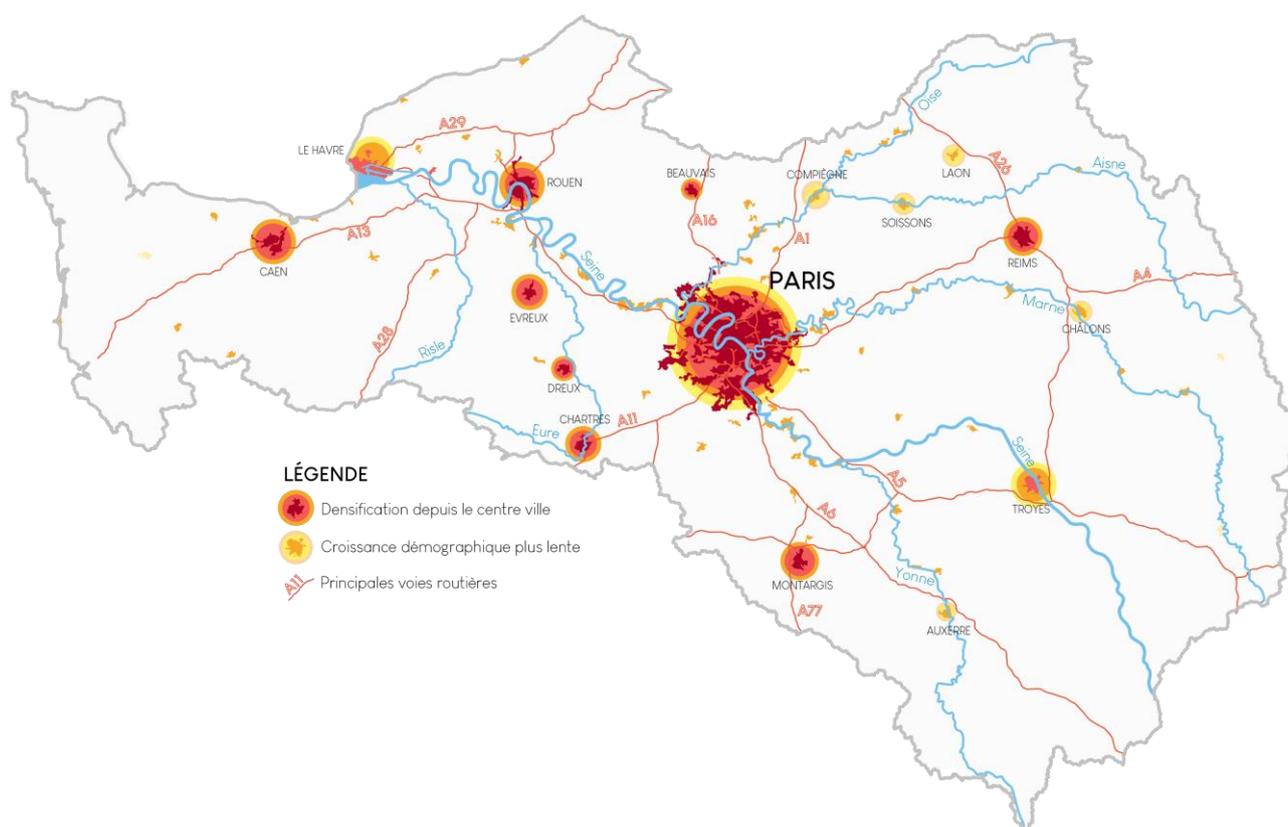


Figure 9. Croissance et décroissance urbaine, scénario alternatif.

4.2. Caractérisation de la situation en 2050

4.2.1. Démographie

La croissance démographique de ce scénario est similaire à celle du scénario dual. Cependant la répartition de la population est différente. Si les grandes agglomérations et l'Île-de-France concentrent toujours une part importante de la population, les bourgs ruraux et les centres des villes moyennes voient leur attractivité restaurée. La métropolisation est atténuée au profit de ces petits pôles urbains et ruraux, dont les aménités correspondent mieux aux aspirations des citoyens et qui ont vu l'emploi se (re)développer. Les espaces ruraux les plus reculés et les moins accessibles connaissent une décroissance, tout comme les périphéries proches des villes moyennes. La taille des ménages se stabilise grâce au développement de la colocation et de l'habitat participatif. La mobilité des ménages s'est aussi réduite, les déménagements et déplacements sont plus occasionnels. Du fait de l'augmentation de la fréquence des catastrophes, la France accueille des migrants qui disposent du statut de réfugié climatique.

4.2.2. Gouvernance

La France a inauguré une VI^{ème} République avec une nouvelle constitution où la société civile et les collectivités locales jouent un rôle nouveau et inédit. Les corps intermédiaires permettent de faire entendre la voix des individus qui sont à la racine du changement en étant une nouvelle force de proposition. En Île-de-France, la Métropole du Grand Paris a fait évoluer sa structure de manière radicalement différente : seules les intercommunalités franciliennes qui dépassent les 200 000 habitants sont regroupées dans une même structure. La structure métropolitaine a également construit un système novateur repris depuis dans plusieurs métropoles françaises : une régie qui rassemble les services (eau, assainissement, déchets, énergie, etc.) et

sert de guichet unique auprès des usagers et habitants de la métropole. Comme dans les autres domaines de la vie publique, cette régie soutient les initiatives locales dans une logique *bottom up*. Des régies similaires sont mises en place dans les villes du bassin. Un schéma directeur contraignant est dressé par la région en faveur de la densification afin notamment d'éviter le mitage de terres arables qui sont des ressources pour la métropole. La fiscalité redistributive permet de lisser le territoire et de réduire les inégalités socio-spatiales.

4.2.3. Énergie

Le régime énergétique est largement inspiré du scénario NégaWatt 2017-2050. Ce dernier s'appuie sur trois leviers majeurs agissant sur la consommation énergétique : la sobriété de consommation, l'efficacité énergétique et l'abandon des énergies carbonées et nucléaire, qui sont en phase avec ce scénario. En s'appuyant sur ces éléments, cinq secteurs principaux sont abordés pour la France : le bâtiment, le transport, l'industrie, les énergies renouvelables et les énergies fossiles et nucléaires. En 2050, les vastes campagnes de rénovation thermique des bâtiments, le passage à 70 % d'énergies renouvelables dans la consommation énergétique, le développement des modes doux et des véhicules électriques ou encore la forte conscientisation globale concernant le recyclage et la durée de vie des produits ont permis une réduction drastique des émissions de gaz à effet de serre en France. Il est à noter que les grandes politiques volontaristes donnant lieu à ces changements majeurs démarre néanmoins tardivement, ce qui explique le décalage par rapport au scénario NégaWatt (qui aboutit à 100 % d'énergie renouvelable dès 2050).

4.2.4. Modes de vie

En 2050, la population française est passée à un régime bio-local demitarien. Les produits sont majoritairement issus de l'agriculture biologique. La proximité est de mise entre lieux de production et de consommation. La consommation de viande a été réduite de moitié. Désormais, 40 % de la population sont végétariens ou végétaliens, tandis que 50 % sont flexitariens. Seuls 10 % de la population restent adeptes de la consommation de produits carnés. Cette transformation est liée à l'évolution de la société vers un modèle de sobriété, à la prise en compte de l'effet systémique des pratiques alimentaires, notamment en matière d'environnement et de santé, à la mise en place de politiques de conversion de l'agriculture. Cette sobriété se traduit également par un usage raisonné de la technologie et une attention portée quotidiennement à l'impact environnemental de son mode de vie. Le consumérisme a laissé place au minimalisme sans pour autant sombrer dans l'austérité.

4.2.5. Gestion de l'eau

Dans le monde, une coopération internationale est mise en place pour venir en aide aux régions en situation de stress hydrique. Cette solidarité se retrouve également entre les bassins versants français. Les municipalités françaises ont pour la plupart procédé à un retour en régie publique de leurs services de l'eau, et la fusion entre Eau de Paris, le SEDIF et le SIAAP a eu lieu au sein de l'agence métropolitaine des services publics. Un prix forfaitaire de l'eau a également été instauré sur la base d'une consommation de 50 l/hab/j, les volumes additionnels étant lourdement facturés. Le développement des véhicules électriques et le passage à une agriculture 100 % biologique ont permis une nette amélioration de la qualité des cours d'eau français. Le modèle du tout-réseau est largement remis en question avec une forte volonté politique et citoyenne de décentraliser la gestion de l'eau, grâce à la gestion à la source des eaux usées et pluviales notamment. La sobriété de consommation et les alternatives à l'eau potable permettent une diminution des besoins en eau et une réduction des conflits d'usages. Grand et petit cycle de l'eau sont intégrés.

4.2.6. Aménagement

De nouvelles politiques publiques urbaines apparaissent. Les pouvoirs publics interviennent plus en termes de régulation et d'investissement dans le développement urbain, tout en encourageant les initiatives locales (autopromotion, autoconstruction, etc.). Des investissements ont été réalisés dans des modes de transport moins polluants, la mobilité individuelle baisse, les modes actifs sont privilégiés et rendus possibles par la diminution de la portée des déplacements (domicile-travail notamment). Le trafic de marchandises s'est reporté sur le chemin de fer tandis que la Seine est moins utilisée comme axe de transport. Le cadre de vie urbain change aussi. Diverses formes d'habitat innovantes comme les bâtiments démontables prennent de

l'importance. Les constructions du bassin se sont progressivement adaptées à des normes écologiques. La densité est privilégiée pour limiter la consommation d'espaces naturels et l'artificialisation, tandis que de plus en plus d'espaces en ville sont consacrés à la nature. Le moindre impact environnemental des activités urbaines est aussi recherché.

4.2.7. Économie

La France s'est engagée dans la voie de la décroissance à partir de 2032, soutenue par une Union Européenne qui réoriente ses investissements vers la protection de l'environnement dans une approche socio-écologique. Le changement de modèle économique s'est également traduit par une substitution des notions de ressources et de déchets par celle de métabolisme territorial. Les filières de revalorisation des produits et matériaux usagés se développent partout sur le territoire. La question des ressources est au cœur des politiques économiques, comme l'était par le passé l'enjeu de croissance du PIB. Les territoires ruraux et périurbains ont donc vu leurs potentiels réactivés par la mise en valeur de leurs ressources matérielles et immatérielles (savoir faire notamment) et par le retour des entreprises. Les initiatives se multiplient, portées par des citoyens de tous horizons. La créativité collective est érigée comme nouvel idéal, soutenue par la généralisation du partage du temps de travail. Le regain d'intérêt pour le bien collectif contribue à favoriser la porosité entre monde associatif et monde du travail. La diminution du temps de travail permet aux citoyens de se consacrer à de multiples activités, dont la politique, la fabrique et la gestion de la cité. Le tourisme reste l'un des atouts du bassin, mais un tourisme plus responsable, solidaire et vert.

4.3. Récits de vie

4.3.1. Jeanne, 46 ans, Le Havre

Jeanne et Laëticia viennent de déballer leur dernier carton. Après avoir passé quinze ans dans leur maison de Sainte-Adresse, les voilà de retour dans le centre-ville du Havre. Le retour des activités économiques a fait renaître le cœur de ville et les opportunités de sorties ne manquent pas. En plus, plus besoin de tirer une conductrice au sort, les voitures sont interdites dans le centre et il leur suffit d'emprunter les transports en commun pour rentrer à toute heure. De plus en plus de jeunes reviennent travailler dans la région qui est devenue un pôle d'innovations en matière de recyclage de matériaux. Le fils aîné de Jeanne envisage de travailler dans les casses informatiques : le Recyclab', où les ordinateurs usagés sont démontés intégralement et les pièces reconditionnées. Sa sœur, plus téméraire, aimerait quitter le Havre et aller étudier à l'Université de Rouen ou de Châlons-en-Champagne, très réputées pour leurs formations en logistique ferroviaire. Comme elle le répète à longueur de journée : « Le train, c'est l'avenir ». Et les évolutions récentes semblent lui donner raison : depuis les années 2030, le nombre de cargos a beaucoup baissé et c'est vers la gare que la plupart des entreprises s'installent. La baisse des activités fluvio-maritimes et l'arrêt de la raffinerie ont libéré beaucoup d'espace dans la zone industrialo-portuaire. Les anciens sites industriels ont été transformés en parcs, favorisant une dépollution naturelle et progressive des sols. Jeanne avait proposé aux responsables des services de l'eau de la CODAH d'en profiter pour se lancer dans la phyto-épuration mais ils lui ont ri au nez : « Potabiliser de l'eau dans des sols pollués, mais quelle idée ? ». Son emploi, au contrôle des micropolluants, ne lui plaît pas trop. Heureusement, depuis la réforme du travail, elle a pu réduire ses heures de présence à la station d'épuration et s'impliquer dans des activités associatives sans perte de salaire. Elle quitte donc le travail à onze heures chaque jour pour se rendre, à vélo, à la Cuisine Collective. Cette association récupère les invendus du marché et cuisine des plats destinés aux plus démunis et à certains services de restauration collective. Lorsqu'elle finit son service, à 15 heures, elle rentre chez elle. À son arrivée, branle-bas de combat : aujourd'hui, c'est jour de douche. Se doucher une seule fois par semaine demande une certaine organisation. La douche de chacun est chronométrée pour permettre aux autres d'avoir de l'eau chaude. Malgré la réticence initiale des enfants, ils se sont finalement bien habitués à utiliser du talc et du savon de Marseille le reste du temps, même si son fils a encore un peu de mal à l'étaler dans ses cheveux touffus. Au moment où elle sort de la douche, Jeanne est interpellée par les cris de sa fille qui s'exclame, à travers la porte des toilettes : « Au secours, on n'a plus de copeaux ! »

4.3.2. Samira, 27 ans, Rouen

Samira vit à Rouen en colocation avec Erwan et Sophie depuis quelques années. Peu après leur emménagement, leur logement du centre-ville de Rouen a bénéficié du vaste plan de rénovation thermique lancé par l'État, et cela s'est directement répercuté sur leur facture d'électricité. Ces économies facilitent grandement la vie d'Erwan et de Sophie qui, en tant qu'étudiants, bénéficient en parallèle des aides alimentaires attribuées par la municipalité. Les colocataires partagent les repas et les courses, ce qui leur a permis de s'abonner à une AMAP située à quinze minutes en bus de leur appartement. Les paniers repas bios sont à récupérer une fois par semaine et les trois compères les complètent régulièrement par des produits achetés au marché du jeudi matin. Ils consomment désormais de la viande une à deux fois par semaine en raison de son prix élevé et participent régulièrement à la vie associative du quartier. Hier par exemple, Sophie animait un atelier d'origami avec les retraités de l'immeuble voisin et Erwan participait à une réunion de définition du projet de réaménagement des espaces publics piloté par l'association des habitants du quartier.

Erwan, très joueur, a décidé la semaine dernière de mettre en place un petit concours dans la coloc' :

- « À partir de maintenant, je déclare ouverte la première édition du Lowest Water Challenge ! Le principe est simple : la personne de la coloc la moins économe en eau devra préparer un repas complet pour tout le monde ! », déclare-t-il. Il y a deux semaines, le volume d'eau consommé par le foyer a dépassé de peu le volume critique sur lequel le prix forfaitaire municipal est indexé, ils ont donc dû payer les quantités d'eaux supplémentaires à un prix élevé.

Samira travaille dans la logistique au port de Rouen où elle se rend chaque matin grâce au vélo électrique prêté par son employeur. La réduction de la part du transport fluvial depuis une dizaine d'années l'a amenée à développer de nouvelles compétences professionnelles dans la logistique ferroviaire. Ce dernier moyen de transport permet en effet un report modal saisonnier des activités fluviales durant les périodes d'étiage ou d'inondations. De plus, l'électrification de l'intégralité de la flotte fluviale a redynamisé une partie de la zone portuaire qui a reconverti une part de ses activités et généré de nombreux emplois. L'ambiance s'est par ailleurs largement apaisée depuis ce regain d'activité dans la zone, et la réduction du temps de travail permet l'organisation de nombreuses activités extra-professionnelles. C'est aujourd'hui au tour de Samira d'organiser la construction d'une grande cuve à récupération d'eau de pluie grâce au recyclage des palettes issues des circuits de chargement/ déchargement. Généralement, ces ateliers connaissent un certain succès et participent à la bonne atmosphère du lieu.

4.3.3. Harry, 39 ans, Francfort

Dans ce scénario, Harry ne travaille pas à la Défense mais à Francfort, en Allemagne, qui a récupéré les grandes entreprises de la finance et du *high tech* à la suite du Brexit. Puisque nous nous concentrons sur le bassin de la Seine, la vie de ce personnage ne sera donc pas évoquée plus avant.

4.3.4. Latika, 55 ans, Paris

Il est 8h00, Latika rentre de son footing matinal. Elle est ravie de pouvoir courir sans risquer de s'intoxiquer avec la pollution qui empoisonnait quotidiennement la ville il y a encore une trentaine d'années. Elle a moins de problèmes de santé qu'à l'époque, alors qu'elle n'avait que la vingtaine et terminait à peine ses études en sciences politiques. À présent, elle travaille pour la Métropole du Grand Paris, la structure qui rassemble les grandes intercommunalités franciliennes. Elle y tient un rôle important : elle travaille les liens entre les différentes échelles institutionnelles. Elle veille à équilibrer les dynamiques territoriales et à ne laisser aucun territoire de côté. Ils ont plusieurs outils pour cela, comme la péréquation, l'obligation légale pour les propriétaires de mettre en location leurs logements laissés vacants, l'encadrement des loyers, la coproduction de projets directement avec les habitants. D'ailleurs, aujourd'hui, elle a une réunion qui référence les multiples projets votés par les citoyens dans le cadre des budgets participatifs qui sont mis en place dans les différents quartiers. Un projet ambitieux a attiré l'attention de Latika : une serre urbaine participative qui viendrait prendre place sur l'ancien tracé du boulevard périphérique. Cette ancienne barrière physique qui séparait Paris de sa banlieue a été transformée, à l'instar de la petite ceinture ferroviaire, en immense parc circulaire où poussent différents projets qui viennent reconnecter les espaces métropolitains par le biais d'une multitude de coutures urbaines innovantes. Les habitants du quartier pourront se réunir, faire pousser

leurs propres légumes et partager des bonnes pratiques. « Bonjour Léon ! » lance-t-elle à son voisin de palier qui descend son bio-seau afin de mettre ses déchets dans le composteur de la cour d'immeuble « Salut Latika ! Ça va ? Tu as vu, on nous a refait l'installation en eau non-potable, il ont été super efficaces à la régie ! En une semaine, ils ont réparé le distributeur. Je vais pouvoir passer un petit coup d'eau à la cour de l'immeuble », lui répond-il. Tous les immeubles ont un accès à l'eau non-potable et de nombreuses copropriétés ont réalisé des travaux afin d'utiliser le réseau pour les sanitaires. D'autres ont engagé des travaux pour installer des toilettes sèches. « Top ! Oui, ils bossent vraiment bien. Je vois que tu vas au compost, tu jetteras un coup d'œil à mon basilic, il a bien poussé. Il est juste à côté de ton plant de tomates. Faudra qu'on se fasse un repas entre voisins avec tous nos produits ! Bon, je dois vraiment filer, à plus tard ! » De retour chez elle, elle a pour habitude de procéder à une douche sèche rapide en utilisant son tawashi, ce qui lui fait économiser du temps et de l'eau. Un petit peu de déodorant fait maison aux huiles essentielles de thym, de lavande et de pin et c'est parti pour une journée de boulot ! Sur son chemin, elle ira se chercher quelques fruits à la coopérative de quartier. Tous les quartiers en ont une à présent. Elles rassemblent des produits de producteurs locaux avec des légumes, des fruits de saison et des petits produits artisanaux. La semaine passée, il y avait eu une conférence sur la phytoépuration et ce soir, elle portera sur les ruches en ville. Tout un programme. Elle ira sûrement y faire un tour avec un groupe d'amis. Ça promet d'être intéressant, elle aimerait que la copropriété en mette une sur le toit de l'immeuble et qu'ils produisent leur propre miel ! *Bzz bzz*

4.3.5. Weilin, 63 ans, Ivry-sur-Seine

Weilin est un peu débordé, aujourd'hui il doit rencontrer un nouveau producteur pour la cantine, discuter avec les autres chefs de cantine pour se décider sur les menus du mois à venir et aller retourner le compost. S'il lui reste du temps, il devra faire quelques recherches, il est en manque d'inspiration pour les plats végétariens. Depuis que le collègue Georges Politzer s'est engagé dans la démarche 100 % bio, son travail a profondément changé. Il ne travaille que deux jours par semaine aux cuisines. Le reste du temps, il remplit des missions sociales liées à la cantine : il livre le compost et distribue les restes des repas. Comme il partage son poste avec deux autres chefs, ses journées de travail sont plus courtes, il peut rentrer chez lui en début d'après-midi. Mais le temps lui paraît long, dans cet appartement. Son épouse, Laura, ne s'y sentant pas chez elle, elle multiplie les activités associatives au-dehors. Cet après-midi, par exemple, elle emmène de jeunes étudiants étrangers visiter la capitale avec l'association Mamies du Monde. Weilin et elle regrettent toujours leur pavillon, qu'ils ont été forcés de quitter en 2030, à la suite des grandes inondations. Ils ont été relogés dans cet immeuble moderne résilient dans un quartier proche du leur. Mais le couple n'y trouve pas son compte : l'appartement est trop petit, l'immeuble est trop grand et surtout, ils n'ont pas de jardin. Pour passer le temps, Weilin retourne dans le quartier de la Révolution, où se trouvait sa maison. Il essaie de retrouver l'emplacement de son pavillon dans la vaste plaine inondable qui a été aménagée suite aux démolitions. Quelques bâtiments sur pilotis reliés par des passerelles ont été construits, mais le paysage n'a plus rien à voir avec ce qu'il était. Dans un coin, à côté des petits étangs, des jardins familiaux ont été installés. Weilin sourit : l'esprit de son quartier n'a pas disparu avec les maisons. Il en a une nouvelle fois la preuve lorsqu'il pénètre dans la maison des associations, située à quelques rues de là. Il y retrouve certains de ses anciens voisins. Ceux-ci sont en train de réparer un vieux vélo. Weilin leur propose son aide. Une fois le vélo fonctionnel, ils se lancent dans une petite partie de tarot. L'heure tourne et Weilin les quitte précipitamment pour se rendre au relais alimentaire le plus proche. Là, il peut dépenser ses bons « Bon pour tous », fournis par la commune aux ménages les plus précaires afin qu'ils puissent accéder plus facilement aux produits les plus chers, comme la viande ou les produits laitiers. Au rayon légumes, il tombe sur de jolis potimarrons et des pommes abîmées. Son menu est tout trouvé : il fera un soufflé de potimarron et de la compote. En passant par le rayon boissons, il attrape une bouteille de cidre mis en bouteille par le producteur : « Ça fera plaisir à Laura, se dit-il, ça lui rappellera nos dernières vacances en Bretagne, la pluie en moins ».

4.3.6. Rosie, 13 ans, Troyes

Samedi 24 septembre 2050

Rosie, 13 ans, vit à Troyes, où la famille a déménagé quand elle avait trois ans. Sa mère, institutrice, y a trouvé un poste à l'école primaire Jacques de Letin tandis que l'entreprise de son père, anciennement à Créteil, s'est implantée à Troyes il y a dix ans. Elle fréquente le collège Pierre Rabhi. Ce samedi matin-là,

elle est très enthousiaste. La semaine de l'Environnement et de la Sobriété commence le lundi suivant et elle a hâte d'y être. Durant cette semaine, les classes de CP, CM1, sixième et quatrième élaborent des projets environnementaux. Elle garde un super souvenir des anciennes expériences et le programme remis par sa prof principale a l'air vraiment génial.

Rosie ne peut s'empêcher d'en parler pendant qu'elle cuisine avec ses parents et son frère le repas du midi, un gratin de carotte à la tomme, à base de légumes de saison. « Vous avez vu le flyer ? Mardi, nous allons visiter l'exploitation agricole de Léo pour faire un atelier sur l'agriculture, c'est drôle vous ne trouvez pas ? », déclare-t-elle. Léo est un agriculteur que la famille connaît bien pour être adhérente à l'AMAP L'Aube des légumes. Elle le voit toutes les semaines et depuis dix ans, ils ont fini par devenir amis. Ils sont d'ailleurs en train d'éplucher et de couper ses carottes bio. Elle continue : « Et jeudi, nous allons au Parc Naturel Régional de la forêt d'Orient ! J'ai pas tout compris mais la prof a parlé d'une conférence donnée par quelqu'un de l'ETPB ou EPTB, quelque chose du style, sur la solidarité interbassin ». Ce parc abrite de grands lacs-réservoirs permettant de réguler le débit de la Seine. Une grande partie du parc a été fermée au public en 2040 afin d'en faire un havre de paix pour les animaux et préserver la flore.

Rosie se tourne vers son frère : « On doit faire un exposé de groupe en classe. J'ai proposé la filière bois à Lila, Nadia, Sabine et Paul en leur disant que tu nous aiderais, tu le feras, hein ? », demande-t-elle à son frère Arnold. Ce dernier souhaite en effet effectuer le BTS Développement et réalisation bois du GRETA Sud Champagne et être embauché à Troyes où il possède son réseau d'amis d'enfance. « Ça marche sœurlette, à condition que tu arrêtes de massacrer cette pauvre carotte », plaisante-t-il. Elle ignore sa remarque narquoise et continue « On commencera aussi notre projet interclasse. J'espère que je serai avec Lila ! » Les collégiens ont l'opportunité de monter un projet sur trois mois. Les groupes sont composés d'élèves des différentes classes de quatrième et deux demi-journées par semaine seront consacrées au montage du projet jusqu'à la date de présentation aux parents et aux autres groupes le samedi 17 décembre. « J'avais bien aimé la danse en sixième mais j'aimerais bien faire de la vidéo cette année. Je vais motiver le groupe ! »

4.3.7. Kévin, 57 ans, Mathons

Kévin est un agriculteur vivant à Nomécourt. Il s'y est installé il y a sept ans, après que le village de Mathons, où il vivait alors, a été démolit et transformé en forêt. Le village s'étant presque entièrement vidé de ses habitants, la décision avait été prise de le délaissier. Kévin était très favorable au projet qui permettait de réduire son temps de transport jusqu'à Joinville et permettait de restaurer l'environnement, même s'il a dû réinstaller une partie de son exploitation ailleurs. Il travaille en polyculture-élevage.

À partir de 8h30 et pendant la matinée, il s'occupe de ses bovins avec ses deux salariés. L'un d'entre eux reste avec les bêtes à Nomécourt toute la journée tandis que l'autre l'accompagne au lieu-dit Mathons, où se trouvent les champs. Voilà maintenant quinze ans que l'agriculteur s'est converti à la culture biologique. Le gouvernement élu en 2032 le lui a permis en lui offrant des subventions et la possibilité de se former pendant un an. Les catastrophes de 2028-2029 lui avaient fait prendre conscience qu'il fallait changer de modèle. De plus, tous ses collègues commençaient progressivement à se convertir au bio. Sa nouvelle ferme, à Nomécourt, est très différente de celle qu'il avait avant : il a installé des systèmes de récupération et de phyto-épuration de l'eau et a converti une partie du corps de ferme en point d'accueil pour les visiteurs et les clients. Au déjeuner, Kévin et ses employés y partagent leur repas composé de légumes locaux et de petits pains faits à partir de la farine issue de leurs champs.

A 18 h, Kévin se rend au point d'auto-partage, situé en plein centre du hameau. Là, il vérifie qu'un véhicule est disponible pour se rendre à Joinville, pour acheter du matériel agricole. Les véhicules partagés sont tous électriques et appartiennent à tous les habitants. Sur la route qui mène à Joinville, il dépasse ses deux employés qui rentrent chez eux à vélo. Les deux salariés de Kévin sont en CDI depuis cinq ans. La hausse des prix des produits alimentaires lui a permis d'embaucher et de partager son temps de travail et ses missions. Il dispose donc de plus de temps libre qu'il emploie notamment en aidant à l'entretien de l'ancienne église de Nomécourt. Alors qu'il quitte le centre de Joinville, Kévin croise son fils, Benjamin. Âgé de 22 ans, ce dernier s'occupe de la commercialisation des produits. Il a passé sa journée à la coopérative à discuter des modalités de livraison des produits avec les autres agriculteurs du réseau local. Sur le trajet, ils planifient leur prochain week-end : ils iront à la pêche ensemble. Ils font ça tous les quinze jours.

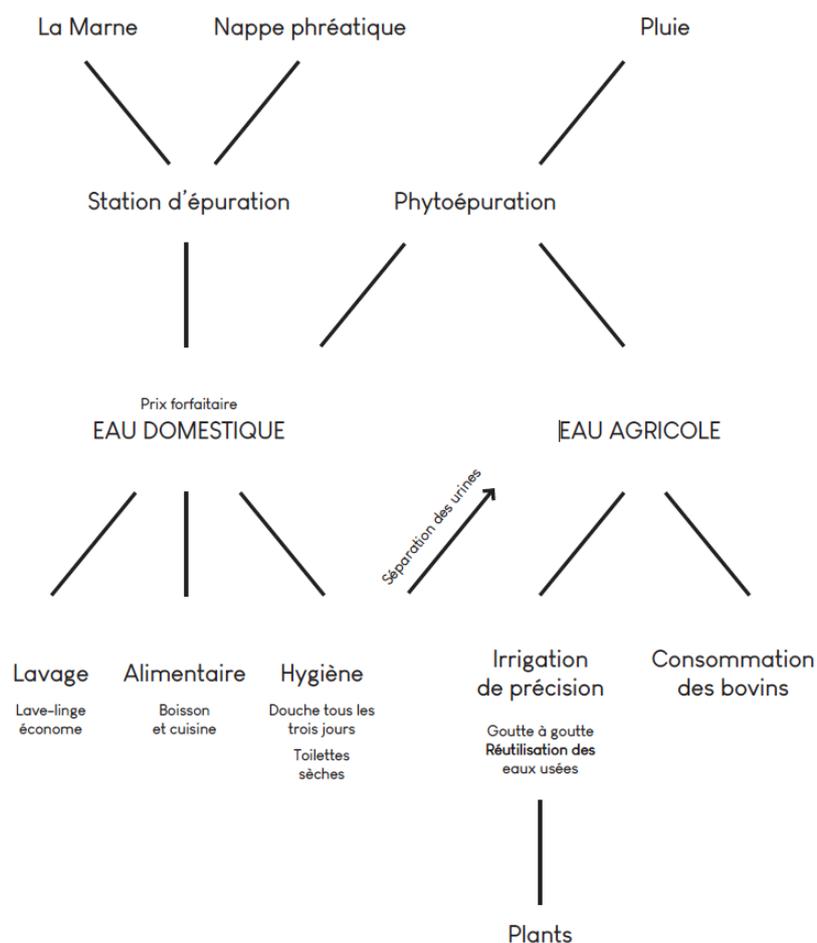


Figure 10. Les usages de l'eau de Kévin. Gabriel Czarnobroda et Pauline Geneste, Adobe Illustrator, 2018.

4.4. Portrait environnemental

De la même manière que pour le scénario dual, nous proposons ici quelques éléments de bilan environnemental pour le scénario alternatif. Encore une fois, le caractère général et indicatif de ce bilan doit être souligné. Il doit, entre autres, permettre d'évaluer la capacité de mutation des sociétés et les conditions nécessaires à un changement de trajectoire, au regard des portraits et des éléments apportés précédemment. Le monde alternatif 2050 semble, du fait d'une prise de conscience collective, pouvoir parvenir à contenir la hausse des températures à 2°C à l'horizon 2100. Certains effets du changement climatique sont tout de même déjà visibles, mais dans des proportions moindres. Le tournant résilient pris par les sociétés humaines leur offre une capacité d'adaptation renouvelée.

La recherche globale de sobriété et d'efficacité dans les consommations a profondément bouleversé les modèles de réseaux. Les ménages ont fortement réduit leur consommation énergétique et une part croissante de l'énergie consommée est autoproduite. La mobilité devient l'un des postes de consommation les plus importants, bien que les déplacements individuels soient réduits.

La décentralisation des réseaux se manifeste aussi au niveau de la gestion urbaine de l'eau. Les initiatives en matière d'accès à l'eau et d'épuration fleurissent dans le bassin. D'un côté, les collectivités remunicipalisent les services, mettent en place une tarification forfaitaire et développent les usages de l'eau non potable. D'un autre côté, les citoyens s'impliquent davantage dans cette déréticulation et se lancent dans des projets comme la phyto-épuration. Les plus engagés vont jusqu'à se déconnecter totalement, notamment grâce à la mise en voie sèche de leurs excréta domestiques. La consommation domestique moyenne baisse de manière drastique et atteint 50 litres par personne et par jour.

La baisse des consommations, la limitation de la hausse des températures et le recul du transport maritime et fluvial permettent d'alléger la pression sur les ressources et les milieux. Des mesures de protection et de renaturation des cours d'eau sont prises par les collectivités et soutenues par les collectifs d'habitants. Les activités humaines se réadaptent aux rythmes naturels.

Enfin, la perméabilisation des sols, l'arrêt total de l'utilisation des pesticides ou encore l'intense développement des énergies renouvelables a permis une amélioration considérable de la qualité des cours d'eau français ainsi que la réapparition d'une biodiversité dense et protégée.

4.5. Bilan

La volonté de proposer un scénario cohérent avec le passage à une alimentation bio-démocratique a amené à envisager un changement de paradigme. Ce monde de 2050 est en transition vers un modèle décroissant et intrinsèquement circulaire dans son fonctionnement. Les liens entre les sociétés humaines et leurs milieux renaissent et se renforcent. La trajectoire présentée est finalement à l'intersection de plusieurs scénarios existants (AFTERRES, NEGAWATT), qui proposent une vision nouvelle des futurs souhaitables et possibles. Ici se dessine donc, en creux, un futur que l'on pourrait considérer comme souhaitable. Un futur où l'engagement citoyen est reconnu, où travail et vie personnelle ne sont plus en compétition et où la finitude des ressources pousse chacun à revoir son mode de vie et le sens de ses actions.

Ce scénario, qui pourrait être qualifié d'utopique, constitue une foisonnante source de débats. La question des déclencheurs du changement peut être soulevée. Les discussions et réactions de la réunion de travail du 19 mars 2018 ont insisté sur le risque totalitaire : si le choix a été fait d'ériger les mouvements citoyens en déclencheurs de changement, il n'est pas illégitime d'imaginer que la trajectoire décroissante aurait aussi pu être impulsée par une dérive politique autoritaire. L'intérêt des citoyens pour les questions de réseaux nous a également semblé positif. Il convient cependant de s'interroger sur ce qui pourrait susciter une prise de conscience citoyenne sur l'importance des réseaux et plus généralement de la finitude des ressources et faire naître un sentiment de responsabilité collective vis-à-vis d'eux et une légitimité citoyenne justifiant des projets en la matière. Le scénario alternatif permet, finalement, de faire ressortir l'inacceptabilité sociale et environnementale du scénario tendanciel et les leviers qui pourraient permettre de la dépasser. C'est ce qui est au cœur des potentielles remises en question de ce scénario qui, nous l'espérons, permet tout de même d'envisager une vie souhaitable et libre, en dehors des cadres de réflexion actuels.

5. Conclusion

Les deux scénarios proposés ici pourraient faire l'objet d'investigations plus profondes, et pourraient être complétés par d'autres, comme cela avait été envisagé initialement. Ils montrent néanmoins les fortes interactions qui existent entre les orientations socio-économiques des territoires et les problématiques environnementales et aquatiques en particulier.

Cet exercice de prospective avait autant pour objectif d'imaginer des futurs possibles que de susciter le débat au sein de la communauté des acteurs concernés par les interactions entre eau d'une part et ville et territoire d'autre part. Il montre que la question de l'eau, si elle doit être prise au sérieux – et de nombreux indicateurs y invitent, tant dans le domaine environnemental que dans le domaine social –, ne peut être dissociée d'une réflexion socio-écologique d'ensemble, donc politique.

Bibliographie

NB. Ce travail repose sur une abondante recherche bibliographique que le lecteur pourra consulter dans les documents suivants (accessibles sur le site du PIREN-Seine) ; il y trouvera aussi la liste des entretiens réalisés :

Béjanin A., Czarnobroda G., Faysse A., Gauthier L., Geneste P., sous la dir. de Barles S. 2018. *L'eau, la ville et le territoire : deux scénarios prospectifs à 2050 pour le bassin de la Seine*, Livret Scénarios de prospective. Rapport de l'atelier de M2 Urbanisme et Aménagement de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne pour le compte du PIREN-Seine. 77 p.

Béjanin A., Czarnobroda G., Faysse A., Gauthier L., Geneste P., sous la dir. de Barles S. 2018. *L'eau, la ville et le territoire : deux scénarios prospectifs à 2050 pour le bassin de la Seine, Livret Justification des choix*. Rapport de l'atelier de M2 Urbanisme et Aménagement de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne pour le compte du PIREN-Seine. 177 p.

Bonino E., Lee J., Milet H., Thibault J., sous la dir. de Barles S. 2017. *L'eau, la ville, le territoire : base pour un exercice de prospective dans le bassin de la Seine*. Rapport de l'atelier de M2 Urbanisme et Aménagement de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne pour le compte du PIREN-Seine. 5 fascicules.

La transition agroécologique : le bassin de la Seine en son Europe

Sarah Lumbroso^{1*}, Xavier Poux¹

¹ AScA

* sarah.lumbroso@asca-net.com

Résumé

Les exercices de prospective agricole du PIREN-Seine envisagent une généralisation de systèmes de production en agriculture biologique, à l'échelle de l'ensemble ou d'une partie du bassin. Le projet de prospective TYFA (Ten Years For Agroecology) fait une hypothèse convergente, de généralisation de l'agroécologie, mais à l'échelle européenne. Or, c'est à cette échelle que peuvent s'envisager les changements systémiques dans lesquels peut s'inscrire une transition du système alimentaire du bassin de la Seine. Les réflexions menées dans TYFA sur la façon de construire des trajectoires de transition à l'échelle européenne peuvent ainsi contribuer à un cadre de réflexion pour de futurs travaux de prospectives agricoles.

Trois dimensions clés de la transition agroécologiques ont été identifiées comme prioritaires à analyser : (i) les moteurs et conditions du changement des comportements alimentaires ; (ii) les modalités de réorganisation des filières agro-alimentaires ; (iii) des leviers de politiques publiques concernant le commerce, l'agriculture et l'alimentation. Les enseignements du projet TYFA ainsi que des pistes de travail sont présentées pour chacune de ces dimensions. L'analyse débouche sur l'intérêt de croiser ces travaux menés à l'échelle européenne avec des approches territoriales comme celle du PIREN-Seine.

Points clefs

- Le projet TYFA envisage une généralisation de l'agroécologie en Europe, hypothèse qui converge avec les scénarios de généralisation de l'agriculture biologique envisagés dans le PIREN.
- TYFA aborde des enjeux encore peu traités et identifie des points clés à intégrer dans les réflexions sur les prospectives agricoles.
- Pour rendre crédibles des scénarios reposant sur un changement de régime alimentaire, des réflexions sur les conditions du changement des comportements alimentaires s'imposent.
- Les changements envisagés dans les systèmes de production doivent se compléter d'une analyse sur les voies de réorganisation des filières de production concernées, à différentes échelles.
- Des leviers de politiques publiques prioritaires (commerce, alimentation) se distinguent pour déverrouiller la trajectoire tendancielle des systèmes alimentaires.
- Pour construire des narratifs qui mettent en cohérence ces différents changements, il est utile de croiser des approches au niveau européen et des approches territoriales.

Pour citer cet article : Lumbroso S., Poux X., *La transition agroécologique : le bassin de la Seine en son Europe*, dans *Le système agro-alimentaire du bassin de la Seine : passé, présent et futurs possibles*, Billen et al. (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 1, 2019.

Sommaire

Introduction.....	232
1. Passer d’hypothèses sur le régime alimentaire à une analyse des conditions de changement des comportements alimentaires	233
1.1. Les changements de régime alimentaire : conditions clés de la transition agroécologique ..	234
1.2. Analyser les caractéristiques et les déterminants des comportements alimentaires.....	236
2. Construire des voies possibles de reconfiguration profonde pour les filières agro-alimentaires.	238
2.1. La transition agroécologique nécessite un pilotage des chaînes alimentaires par la production	238
2.2. Analyser les modes d’adaptation des chaînes alimentaires à des approvisionnements moindres en volume et moins standardisés	240
2.3. Analyser les enjeux et conditions d’une reconnexion territoriale entre filières animales et végétales	240
3. Identifier des leviers de politiques publiques prioritaire pour agir sur les verrouillages de la transition.....	242
3.1. Modifier les règles des relations commerciales entre l’Europe et le reste du monde	242
3.2. Modifier les politiques agricoles pour qu’elles accompagnent la transition agroécologique	243
3.3. Modifier les politiques alimentaires pour qu’elles accompagnent un changement des comportements alimentaires.....	244
4. Quelles pistes de travail pour des scénarios sur le BSN ?	244
Bibliographie.....	246

Introduction

Les différents exercices de modélisation et scénarisation agricoles du PIREN Seine aboutissent, pour une prise en charge ambitieuse des enjeux de qualité de l'eau, à une généralisation de l'agriculture biologique, à l'échelle d'une partie (aires d'alimentation de captages par exemple) ou de l'ensemble du bassin. Ce changement en profondeur des systèmes de production du bassin interroge quant aux variables nécessaires et aux échelles d'analyse pertinentes pour l'envisager. Le chapitre de Poux et Lumbroso (ce volume) a montré qu'il fallait, *a minima*, réfléchir à l'échelle de l'ensemble du système alimentaire, celui-ci ne pouvant s'analyser uniquement à l'échelle du bassin Seine-Normandie, tant les différents maillons des chaînes alimentaires sont pris dans des dynamiques qui dépassent largement cette échelle.

Dans ce chapitre, nous nous appuyons sur les enseignements d'un projet de prospective sur la généralisation de l'agroécologie à l'échelle européenne, qui a été mené en-dehors de la programmation du PIREN-Seine, mais dont l'ambition rejoint les travaux de prospective agricole du programme. Il s'agit du projet TYFA (Ten Years for Agroecology) mené par ASca et l'Iddri (Institut du développement durable et des relations internationales) depuis 2014 (Poux et Aubert, 2018).

L'objectif du projet TYFA est de construire un scénario de généralisation de l'agroécologie en Europe, à l'horizon 2050. Dans ce projet, l'agroécologie s'entend comme une agriculture affranchie des pesticides et des engrais de synthèse et s'appuyant sur le redéploiement des prairies permanentes et l'extension des infrastructures agroécologiques (haies, mares, chemins pierreux...). La scénarisation vise à (i) tester la cohérence et la plausibilité d'une hypothèse de généralisation en Europe d'une telle vision de l'agroécologie ; (ii) identifier les prérequis d'un tel scénario et ses conséquences agronomiques, sociétales, économiques, politiques et environnementales ; et (iii) identifier les leviers politiques et économiques des changements envisagés afin de développer une / des trajectoires de transition.

La modélisation biotechnique développée dans le cadre du projet a permis de montrer que des systèmes de production agroécologiques, malgré une baisse sensible de la production (-30% sur la production végétale, -45% sur la production animale) pouvaient produire assez pour nourrir les Européens en 2050 et conserver une capacité d'exportation sur certains produits (céréales, produits laitiers, vin), à la condition d'un changement de régime alimentaire (diminution de la consommation de protéines animales au profit de protéines végétales).

Le travail sur les aspects biotechniques de TYFA sert de base pour une analyse des leviers pour atteindre un tel changement des systèmes de production et de ses implications socioéconomiques, ainsi que par la construction de trajectoire(s) de transition entre la période actuelle et 2050. La réflexion s'ancre dans une analyse des verrouillages sociotechniques qui limitent le changement des systèmes alimentaires (Meynard et al., 2013). Cette phase du projet est encore en cours, mais la réflexion a déjà permis de dégager un certain nombre d'enseignements que nous proposons ici d'utiliser pour les mettre en regard des réflexions menées dans le cadre des travaux du PIREN-Seine (scénarios présentés dans les chapitres 3.2 et 3.3).

En effet, des points communs rassemblent ces travaux et le projet TYFA. Tout d'abord, ils ont pour ambition d'adopter une approche multifonctionnelle des enjeux environnementaux. Dans le cadre du PIREN-Seine, l'entrée pour la modélisation a été en premier lieu centrée sur les flux d'azote, mais ceux-ci renvoient à des enjeux environnementaux plus larges. S'ils ne sont pas intégrés en tant que tels dans la modélisation, on peut conceptuellement relier les changements proposés dans les scénarios du PIREN à d'autres enjeux environnementaux, comme la biodiversité ou le changement climatique. Ces enjeux sont abordés de façon explicite dans le projet TYFA. Les conséquences sur les émissions de gaz à effet de serre de l'image biotechnique développée ont été évaluées : elle conduit à une réduction des émissions de GES du secteur agricole de 40 % par rapport à 2010. La biodiversité est un point d'entrée majeur du cadrage du scénario – qui se manifeste par des hypothèses fortes sur la présence de prairies permanentes (et de l'élevage bovin extensif associé) et d'infrastructures agroécologiques dans toutes les régions agricoles.

Cette hypothèse sur la place de l'élevage bovin est un autre point de rencontre important entre les travaux du PIREN-Seine et le projet TYFA. Le scénario « Autonome, Reconnecté, Demitarrien » (A/R/D) du PIREN comme le scénario TYFA font l'hypothèse d'un arrêt de l'utilisation d'engrais de synthèse. Les transferts de fertilité depuis l'élevage jouent alors un rôle clé dans les systèmes envisagés, qui impliquent une reconnexion entre cultures et élevage.

Les travaux se rejoignent également sur des hypothèses de changement de régime alimentaire (plus sains et moins riches en protéines animales), ce qui est le cas d'autres travaux de prospective agricole (Solagro, 2016; Willett et al., 2019). Par contre les scénarios A/R/D et TYFA envisagent tous les deux une diminution des volumes de production, cohérente avec la généralisation de systèmes n'utilisant pas d'intrants chimiques (et compatible avec la sécurité alimentaire étant donné les hypothèses sur le régime alimentaire), ce qui est une hypothèse plus rarement envisagée dans les prospectives agricoles.

Une différence significative entre les travaux du PIREN-Seine et le projet TYFA est bien sûr l'échelle d'analyse : bassin de la Seine ou France d'un côté, Europe de l'autre. S'il est logique que l'entrée première du PIREN-Seine soit celle du bassin (élargie dans certains travaux à l'échelle nationale, voir chapitre 3.3), nous pensons néanmoins que la suite des travaux de prospective agricole, s'ils veulent s'intéresser aux problématiques de transition vers les systèmes de production actuellement proposés dans les modélisations, devra nécessairement s'intéresser à d'autres échelles d'analyse, pertinentes pour penser les changements des systèmes alimentaires (voir chapitre 1.1). Par ailleurs, une autre hypothèse qui différencie le scénario A/R/D et le scénario TYFA est celle de l'autonomie alimentaire à l'échelle territoriale, qui est posée dans le scénario A/R/D, mais pas dans TYFA. Ce dernier scénario permet donc d'explorer une autre vision des systèmes alimentaires, dans laquelle la reconnexion des cycles de nutriments à l'échelle territoriale ne s'accompagne pas forcément d'une relocalisation totale des flux des chaînes alimentaires.

Les travaux du PIREN comme ceux du projet TYFA sont actuellement confrontés à la même question : maintenant que l'intérêt environnemental des changements majeurs de systèmes de production envisagés dans les scénarios est posé, **comment penser la transition vers ces systèmes ?**

Les réflexions menées dans le cadre de TYFA ont permis d'identifier trois dimensions clés sur lesquels travailler en priorité pour construire des trajectoires de transition entre aujourd'hui et une Europe agroécologique en 2050 :

- Les moteurs et conditions d'un changement des comportements alimentaires ;
- Les voies possibles pour une reconfiguration profonde de l'ensemble des filières agro-alimentaires, pour pouvoir s'adapter aux changements des systèmes de production envisagés ;
- Les leviers de politiques publiques prioritaires sur lesquels agir pour déverrouiller le système alimentaire, qui concernent les politiques commerciales, agricoles, alimentaires.

Dans ce chapitre, nous présentons l'état des réflexions issues du projet TYFA sur ces trois dimensions, qui fournissent un cadre d'analyse complémentaire aux travaux menés jusqu'ici au sein du PIREN-Seine, afin de pointer des pistes de travail qui pourraient être saisies dans la prochaine phase du programme.

1. Passer d'hypothèses sur le régime alimentaire à une analyse des conditions de changement des comportements alimentaires

Les scénarios du PIREN-Seine et le scénario TYFA (ainsi que de nombreux autres exercices) partagent une hypothèse fondamentale : le changement des régimes alimentaires, vers une alimentation plus saine (moins de sucres et de graisses, plus de fruits et légumes, diminution des protéines animales et augmentation des protéines végétales). Si ces hypothèses de changement ont leur raison d'être indépendamment de réflexions sur les systèmes de production, au nom d'enjeux de santé, les modélisations biotechniques montrent qu'elles sont une condition nécessaire pour couvrir les besoins alimentaires à partir de systèmes de production agroécologiques dont les rendements diminuent.

Nous présentons d'abord dans cette section les hypothèses sur les changements de régime alimentaire envisagés dans le projet TYFA à l'horizon 2050 et nous comparons l'ampleur des changements envisagés avec ceux actuellement en cours, qui sont d'ores et déjà significatifs et pour partie concordants avec les hypothèses de TYFA.

Cependant, pour aller plus loin dans la description de trajectoires de transition, il est nécessaire de pouvoir décrire des leviers de changement de ces régimes alimentaires¹. Les hypothèses actuelles des scénarios,

¹ Le chapitre de Poux & Lumbroso (ce volume) a montré qu'une demande en alimentation locale et durable ne pouvait être le seul moteur d'une transformation des systèmes alimentaires et que par ailleurs les demandes actuelles des consommateurs étaient potentiellement contradictoires, et pas

formulées en quantités de produits consommés (qu'elles s'expriment en tonnes, kcal ou équivalent azote) méritent d'être complétées. En effet, elles ne permettent pas de décrire des pratiques alimentaires : que signifie manger « 82 g de protéines par jour » ? Sous quelle forme sont-elles consommées, dans quel contexte (domicile / hors domicile) ? Dans quels modes de vie et pratiques d'achat les changements de régime peuvent-ils s'inscrire ? Nous proposons des variables qui permettraient de compléter la description des régimes alimentaires pour passer à la description de comportements alimentaires, et de premières pistes sur les moteurs de changement de ces comportements.

1.1. Les changements de régime alimentaire : conditions clés de la transition agroécologique

Des changements des régimes alimentaires semblent indispensables pour améliorer la durabilité des systèmes alimentaires. S'il y a encore quelques années, de tels changements de régimes étaient rarement envisagés dans les perspectives agricoles et environnementales², ils sont maintenant au cœur de nombreux scénarios. Le Groupement Intergouvernemental d'Experts sur le Climat a évalué les effets de différents types de régimes alimentaires dans un rapport récent sur la dégradation des terres (IPCC, 2019). L'IPBES a également insisté sur l'importance de modifier les régimes alimentaires lors de la publication de son dernier rapport sur l'état de la biodiversité (IPBES, 2019). Les changements des régimes alimentaires sont ainsi au cœur des dossiers environnementaux mondiaux.

Les constats sur l'impact négatif sur la santé des régimes alimentaires actuels (en Occident) vont dans le même sens. L'alimentation moyenne des Européens est en effet trop riche et déséquilibrée : elle est caractérisée par une surconsommation calorique, protéique et en sucres et par une sous-consommation de fibres. Ces régimes trop riches et déséquilibrés sont des facteurs aggravants de l'obésité, des maladies cardiovasculaires et des diabètes de type II. Pour paramétrer les hypothèses sur le régime alimentaire dans le scénario TYFA, des repères nutritionnels plus sains ont été définis, à partir de recommandations d'agences sanitaires (voir *Tableau 1*).

forcément toutes alignées avec une volonté d'alimentation plus saine et plus respectueuse des ressources naturelles. Si le changement de la demande n'est donc pas forcément l'unique point de départ d'une trajectoire de transition, il faut être capable de décrire une évolution de cette demande pour construire un récit cohérent et complet.

² La prospective Agrimonde ayant été une des premières à mettre explicitement sur la table une hypothèse de changement dans la demande plutôt qu'une augmentation de la production pour assurer la sécurité alimentaire mondiale (Paillard, Treyer, & Dorin, 2010).

Tableau 1 : Régime alimentaire moyen en 2010, comparé aux repères nutritionnels retenus dans le projet TYFA (Poux & Aubert, 2018)

	Repères nutritionnels	Situation 2010	Écart
Prise calorique totale (kcal/jour)	2 300	2 606	113 %
Protéines (g/jour)	50	100	200 %
<i>dont : limite sup. de protéines d'origine animale (g/jour)</i>	35	56	165 %
<i>Dont : limite sup. pour les viandes hors volailles (g/jour)</i>	70	120	171 %
Glucides (kcal/jour)	950-1400	1350	OK
<i>Dont : limite sup. en sucres (g/jour)</i>	100	360	360 %
Lipides (kcal/jour)	690-920	760	OK
<i>dont : rapport conseillé entre $\Omega 6 / \Omega 3$</i>	3-8	> 10	À diminuer
Fibres (g/jour) : apport satisfaisant vs apport minimum (cancer colorectal)	30-100	27	À augmenter
Fruits et légumes (g/jour) : apports conseillés	400	268	67 %

Source : EFSA, 2013 ; 2017 ; ANSES, 2016 ; OMS

Des exigences liées aux enjeux environnementaux ont également cadré la définition du régime alimentaire du scénario TYFA :

- les légumineuses destinées à l'alimentation humaine sont développées ;
- pour limiter la compétition entre alimentation humaine et animale, la part des monogastriques – dont l'alimentation à base de céréales est en compétition avec l'alimentation humaine – dans la consommation de viande a été réduite ;
- pour valoriser le maximum de surfaces en prairies permanentes, la consommation de lait et viande d'origine bovine a été maintenue.

La Figure 1 résume les hypothèses sur le régime alimentaire du scénario TYFA.

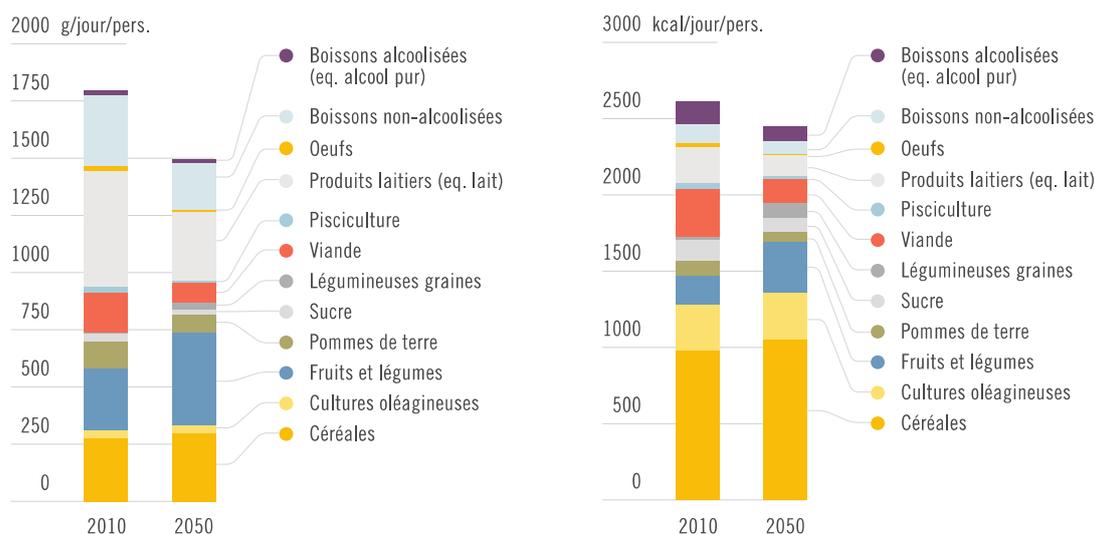


Figure 1 : Les hypothèses de régime alimentaire dans le scénario TYFA et comparaison avec le régime alimentaire européen moyen en 2010 (Poux & Aubert, 2018)

Certains changements de régime alimentaire envisagés entre aujourd'hui et 2050 dans le scénario TYFA peuvent sembler significatifs, et difficilement atteignables. Cependant, si l'on compare les écarts entre les hypothèses à 2050 et la situation actuelle avec les évolutions passées des régimes alimentaires européens, il apparaît que des évolutions importantes de ces régimes ont eu lieu entre les années 60 et aujourd'hui (en particulier jusqu'aux années 90 – voir *Figure 2*). L'ampleur des changements qui ont eu lieu en 40 ans sur cette période est ainsi comparable, en ampleur, sinon en nature, à ceux envisagés d'ici à 2050 dans le scénario TYFA.

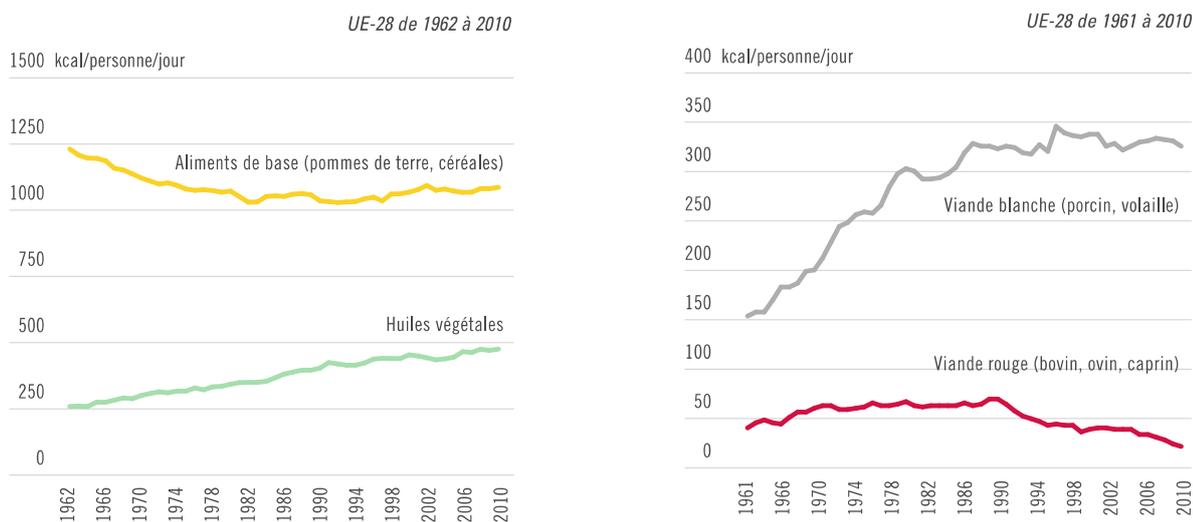


Figure 2 : Évolutions passées de la consommation apparente d'aliments de base (pommes de terre, céréales), d'huiles végétales, de viande blanche et de viande rouge en Europe (Poux & Aubert, 2018)

Les régimes alimentaires connaissent continuellement des évolutions (l'évolution de la consommation de viande blanche illustre des changements qui peuvent être majeurs en l'espace d'une vingtaine d'années). Des hypothèses de changement profonds de ces régimes sont donc plausibles. Notons cependant que le scénario TYFA fait des hypothèses qui vont à l'encontre de certaines tendances en cours actuellement, notamment en ce qui concerne le type de viande consommée : TYFA fait l'hypothèse d'un maintien de la consommation de viande rouge et d'une diminution de la viande blanche, alors qu'on observe une tendance inverse depuis plusieurs années. Cela renforce l'importance de s'intéresser aux déterminants qui peuvent expliquer les changements de régimes alimentaires, pour pouvoir décrire une trajectoire plausible.

1.2. Analyser les caractéristiques et les déterminants des comportements alimentaires

Pour passer à cette étape, d'identification des moteurs du changement des régimes alimentaires, il faut selon nous pouvoir passer à la description de *comportements alimentaires*. En effet, l'alimentation s'inscrit dans des pratiques sociales, dépend de modes et lieux de vie et des attentes des consommateurs, que les hypothèses de quantités de produits consommés par jour ne permettent pas de décrire. Il est nécessaire de remonter aux comportements alimentaires pour faire le lien avec les quantités de produits modélisés dans les scénarios biotechniques. C'est par ailleurs une étape nécessaire pour pouvoir qualifier les maillons de la chaîne alimentaire directement en amont de la consommation. En effet, les changements à qualifier, pour construire une image crédible reliant les niveaux de production modélisés et leur consommation effective, ne relèvent pas que du niveau individuel des consommateurs. Il faut s'interroger sur les changements de pratiques des fournisseurs d'aliments cuisinés aux consommateurs finaux : les industriels (plats transformés) et les restaurateurs.

Par exemple, si l'on s'intéresse aux leviers qui permettraient d'augmenter la consommation de légumineuses, il faut s'interroger sur (i) les freins et motivations à leur consommation dans les repas à domicile ; (ii) les freins et motivations à incorporer plus de légumineuses dans les pratiques des industriels et des restaurateurs. On perçoit qu'il y a une dynamique potentiellement difficile à décrire finement entre d'un côté des attentes nouvelles des consommateurs qui pourraient pousser les industriels et restaurateurs à proposer plus de légumineuses, de l'autre des efforts de communication de la part des industriels et restaurateurs pour

promouvoir les légumineuses (plus forte présence dans les plats transformés, les menus) et susciter l'intérêt des consommateurs. Si l'on se place du point de vue du consommateur, celui-ci va être amené à réaliser un certain nombre d'arbitrages qui vont déterminer ses pratiques alimentaires à domicile (cuisine maison à partir de produits bruts ou plats transformés) et hors domicile (part de la restauration hors domicile dans la consommation totale, choix du type d'établissements). Quels facteurs vont guider ces arbitrages, en particulier dans une direction favorable à une transition agroécologique ?

On peut distinguer un premier type de déterminants qui relèvent des critères de qualité (au sens large) que le consommateur va rechercher dans son alimentation. Nous avons vu dans le chapitre 1.1 que ceux-ci étaient multiples, potentiellement contradictoires, et pas tous alignés avec des modes de production et transformation plus durables. Deux revendications de plus en plus fortes dans les attentes des consommateurs nous semblent cependant être propices à des changements de comportements alimentaires leviers de la transition agroécologique. La première relève de préoccupations des consommateurs sur l'impact de leur alimentation sur leur santé (Willett et al., 2019). L'augmentation rapide de la demande en produits biologiques (Agence Bio, 2019), les débats récents sur les zones d'interdiction d'épandage des pesticides, témoignent de la puissance de cette préoccupation à travers la perception des risques liés à l'usage des pesticides. Le critère de la santé peut aussi motiver la recherche d'aliments avec de bonnes qualités nutritionnelles et peut orienter des choix, vers par exemple des produits plus riches en oméga 3. Une autre préoccupation forte concerne la transparence sur les processus de production et transformation des aliments, et fait écho à des scandales alimentaires réguliers qui ont un fort retentissement médiatique. Pour ces deux revendications, il s'agit pour les consommateurs de retrouver une forme de connexion à leur alimentation et à la façon dont elle est produite. La question sous-jacente est celle de la confiance qu'un consommateur peut avoir dans les différents fournisseurs qui lui proposent une offre alimentaire et une meilleure compréhension des enjeux associés à la fourniture d'une alimentation de qualité (passant par l'éducation et l'information). La contribution à la conservation de la biodiversité pourrait ainsi devenir un critère de qualité de ce qu'on mange, au même titre que son origine, son caractère éthique et son prix.

Le deuxième type de déterminants est l'environnement alimentaire des consommateurs, c'est-à-dire l'ensemble des facteurs qui déterminent la disponibilité, l'accessibilité (physique comme économique), la commodité (liée au temps disponible, au savoir-faire, au niveau d'équipement des ménages) et la désirabilité (préférences des individus) des produits alimentaires (Solagro & Réseau Action Climat, 2019b). Or, l'évolution de l'environnement alimentaire ces dernières décennies a participé de la déconnexion entre les consommateurs et leur alimentation : population plus urbaine dont l'accessibilité à une offre alimentaire diversifiée a été réduite ; augmentation des temps de transport et rythmes de travail plus intenses limitant le temps disponible pour les achats alimentaires et la cuisine maison, poussant à privilégier les achats en supermarchés et les plats cuisinés ; développement des chaînes de restauration fast-food ; promotion d'aliments peu sains et peu durables... Avec en parallèle une structuration des chaînes alimentaires allant vers toujours plus de commodification. L'analyse conduite dans le chapitre 1.1 suggère qu'il faut envisager des hypothèses entre deux extrêmes dont chacun pose un problème de crédibilité :

- La généralisation d'une société où chacun cuisine des produits bruts. Si cette pratique est sans doute nécessaire *dans une certaine mesure* pour recréer un lien à l'alimentation et, partant, une exigence de qualité liée au mode de production, sa généralisation impliquerait des changements de modes de vie d'ampleur ;
- La délégation de la majorité de l'alimentation à des tiers fournisseurs : restaurateurs et industriels (qui peuvent eux-mêmes fournir les restaurateurs). Faire l'hypothèse que ces fournisseurs pourraient intégrer seuls une demande de qualité alimentaire promouvant l'agroécologie est peu crédible.

Entre ces deux extrêmes, une diversité de modèles est envisageable, qui dépendent fortement des modes de vie. L'enjeu n'est pas forcément d'avoir une description fine et détaillée d'une combinaison de comportements alimentaires compatibles avec l'image TYFA, mais poser des hypothèses sur certains ordres de grandeur (part des plats transformés, de la restauration hors domicile par exemple) peut aider à décrire le tissu agro-industriel en amont de la consommation.

2. Construire des voies possibles de reconfiguration profonde pour les filières agro-alimentaires

En effet, les changements majeurs des systèmes de production envisagés dans les scénarios du PIREN-Seine comme dans le projet TYFA impliqueraient des changements du même ordre dans l'ensemble des filières agro-alimentaires (collecte, stockage, transformation, distribution). On retrouve des convergences importantes entre le scénario Autonome/Reconnecté/Demitarrien et le scénario TYFA, autour de la reconnexion entre les cultures et l'élevage à l'échelle territoriale. TYFA explicite plus précisément les types d'élevage (description technique des ateliers d'élevage) et leur part respective (diminution des monogastriques, ateliers laitiers au cœur de la production bovine). Dans le scénario agroécologique développé par Puech et al. (voir chapitre 3.2), il est aussi question d'un retour de l'élevage mais seulement dans certaines zones céréalières du bassin. Les auteurs évoquent par ailleurs des éléments qualitatifs sur l'organisation des filières : raccourcissement des filières, rôle moteur de la grande distribution, développement des signes de qualité, diversification des productions végétales.

Ces différentes hypothèses dessinent en creux une réorganisation profonde des filières agro-alimentaires, dont il s'agit d'approfondir les conditions de réalisation pour donner de la crédibilité aux scénarios. La logique de réorganisation de ces filières passe par un renversement du centre de pilotage de la food chain : de l'aval vers l'amont, pour s'adapter à des modes de production agroécologiques.

Deux questions principales permettent de cadrer la réflexion sur la réorganisation des filières :

- Comment l'aval de la chaîne alimentaire (transformation et distribution) pourrait s'adapter aux changements envisagés des systèmes de production ?
- Comment reconnecter au niveau territorial élevage et cultures et diversifier les filières végétales ?

2.1. La transition agroécologique nécessite un pilotage des chaînes alimentaires par la production

La modélisation biotechnique menée dans le cadre du projet TYFA montre à quelles conditions agronomiques une généralisation de systèmes de production agroécologiques permet de couvrir les besoins alimentaires des Européens (avec les hypothèses de régime alimentaire présentées dans la section précédente). L'absence de recours aux engrais de synthèse et aux pesticides impose en effet un certain nombre de contraintes sur les systèmes de production. Un point central est le recours uniquement à de l'azote symbiotique, qui implique les caractéristiques suivantes :

- Des rotations culturales intégrant des légumineuses pour assurer une fourniture d'azote symbiotique. Ces rotations sont par ailleurs nécessaires pour réduire la pression des adventices et ravageurs et éviter le recours aux pesticides ;
- Des systèmes d'élevage herbagers, permettant des transferts de fertilité depuis l'azote symbiotique des prairies permanentes, l'azote fourni uniquement par les légumineuses en rotation ne permettant pas de satisfaire l'ensemble des besoins en azote des cultures. Ces transferts de fertilité doivent pouvoir se faire à une échelle territoriale, ce qui amène à envisager une reconnexion culture-élevage, en particulier herbivore, à cette échelle.

Par ailleurs, le passage à des systèmes de production agroécologiques implique une diminution des volumes de production, les rendements de ces systèmes étant inférieurs à ceux de systèmes reposant sur des intrants chimiques dans le cas européen (Ponisio et al., 2015). Le scénario TYFA dessine donc une image de systèmes de production produisant une plus grande diversité de productions (par la diversification des cultures et des systèmes d'élevage) et des volumes de production moindres dans l'ensemble, à l'exception des nouvelles cultures de diversification « nouvelles » par rapport aux systèmes actuels. Les *Figure 3* et *Figure 4* résument les conséquences en termes de volumes de production, de composition du cheptel et d'assolement pour le scénario TYFA.

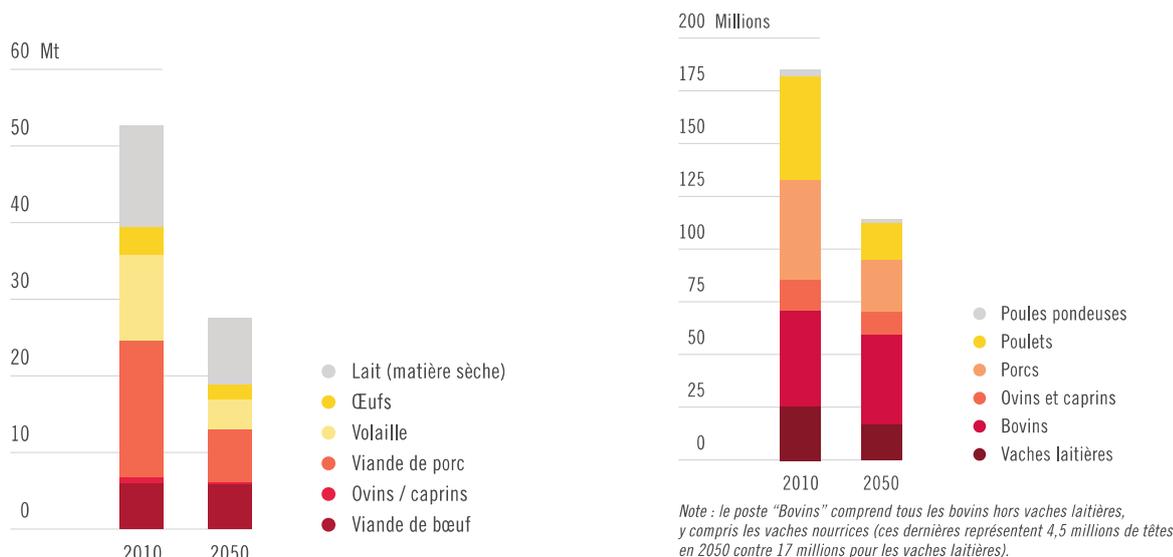


Figure 3 : Évolution de la production animale (en tonnes - matière sèche pour le lait) et du cheptel (en UGB), entre 2010 et 2050, dans le scénario TYFA (Poux & Aubert, 2018)

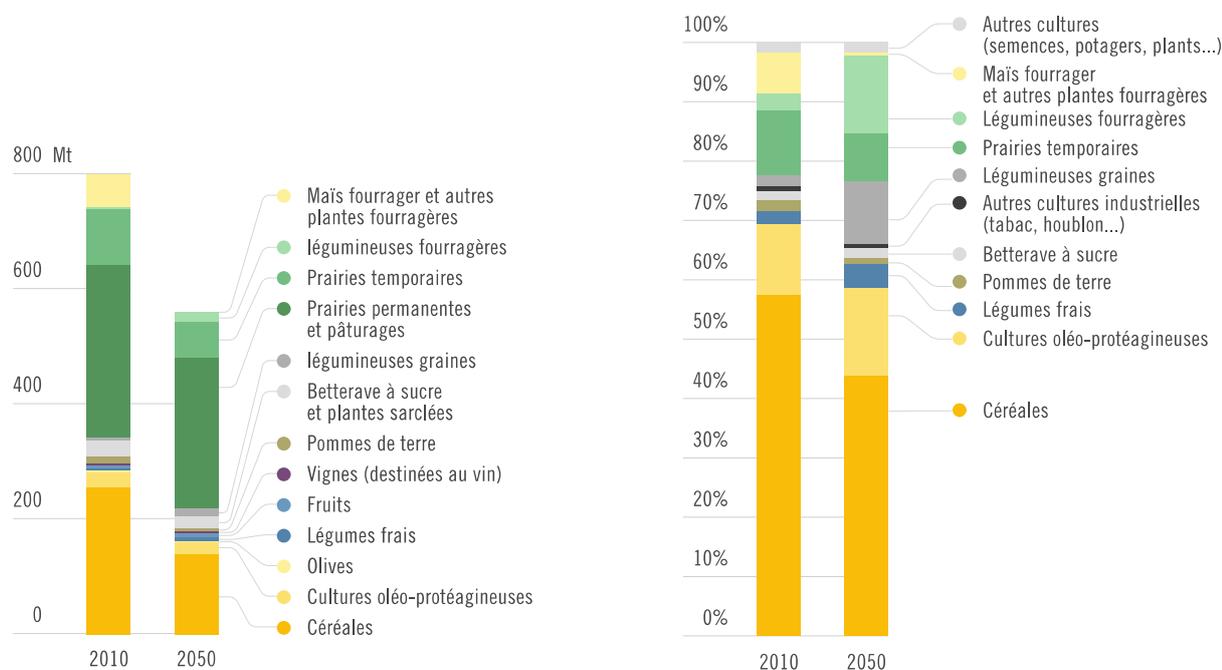


Figure 4 : Évolution de la production végétale de la « ferme Europe » (en Mt) et de l'assolement global au sein des terres arables, entre 2010 et 2050, dans le scénario TYFA (Poux & Aubert, 2018)

Pour les maillons des chaînes alimentaires à l'aval de la production, de tels changements impliqueraient des réorganisations majeures. La première condition d'un tel changement est une modification des rapports de force au sein de ces chaînes. En effet, actuellement, les chaînes alimentaires sont pilotées par l'aval, au niveau des industries agro-alimentaires et de la distribution, où la concentration des acteurs leur confère un pouvoir sur l'amont (voir chapitre 1.1 et IPES Food, 2017). **Pour que les chaînes alimentaires s'adaptent à des systèmes de production agroécologiques, c'est un pilotage « par la production » qui doit s'imposer** : les choix des producteurs, industriels et distributeurs doivent intégrer des critères de durabilité et accepter les caractéristiques inhérentes à des systèmes agroécologiques : de plus petits volumes de production, une plus grande diversité, des changements dans la répartition géographique des productions, une plus grande variabilité par rapport à des produits standardisés.

Imaginer comment, et à quelles conditions, les filières agro-alimentaires pourraient s'adapter à de tels changements est un des axes de travail en cours du projet TYFA. Nous présentons ci-dessous les questions qui permettent d'organiser cette réflexion.

2.2. Analyser les modes d'adaptation des chaînes alimentaires à des approvisionnements moindres en volume et moins standardisés

Les chaînes alimentaires actuelles se sont structurées autour d'une logique de commodification (voir Poux et Lumbroso, ce volume) : les industries de transformation sont organisées en fonction de la spécialisation des régions agricoles, et elles sont adaptées à traiter de gros volumes, de produits standardisés.

Les systèmes de production imaginés dans le scénario TYFA vont à l'encontre de cette logique. Ils impliquent en effet :

- un changement dans la géographie de la production, à travers une dé-spécialisation des régions agricoles ;
- un changement dans les volumes et la nature des volumes à traiter, puisque les productions agricoles seraient plus diversifiées, avec un rendement moindre par production, et plus variables.

À ce stade du travail sur le scénario TYFA, il est seulement possible de donner une image à grands traits de certaines caractéristiques du tissu agro-industriel qui pourrait s'adapter à ces nouvelles logiques d'approvisionnement :

- une organisation logistique plus décentralisée. On soulignera que le scénario TYFA ne s'appuie pas uniquement sur des systèmes de transformation et distribution très locaux, mais envisage aussi des chaînes plus longues, tout en rationalisant le transport des produits ;
- des unités de transformation plus petites et plus polyvalentes, pour pouvoir traiter des volumes moindres et plus de diversité ;
- des unités de transformation mieux réparties sur le territoire, un tissu agro-industriel plus dense et plus diffus, pour permettre cette « descente en échelle » dans la taille des unités, et une meilleure adaptation aux conditions locales de production.

Une question largement ouverte, et probablement la première à traiter pour envisager les conditions du changement, est celle du modèle économique des firmes de l'agro-alimentaire compatible avec ces transformations. Si la concentration capitaliste actuelle de ces firmes est mise en avant comme un frein au changement (IPES Food, 2017), est-il nécessaire d'aller vers des modèles à moindre intensité capitaliste ; et si oui, comment ? Les déclarations de certains acteurs de l'industrie agro-alimentaire et de la distribution sur leur volonté de promouvoir de nouveaux modèles agricoles et alimentaires (par exemple la « transition alimentaire »³, une « agriculture régénératrice »⁴) invitent à analyser finement, au-delà de l'hybridation proposée (voir chapitre 1.1), l'ampleur des changements qu'ils envisagent et l'éventuelle adaptation de leur modèle économique qu'ils supposent. Par ailleurs, l'analyse d'expériences réussies d'entreprises s'inscrivant dans la logique de transformation industrielle à petite échelle peut nourrir la réflexion sur des scénarios (voir par exemple le modèle de l'entreprise Gaborit dans Moraine, Lumbroso, & Poux, 2016).

On perçoit ici la complexité des questions à analyser pour être en capacité de construire un récit cohérent de la réorganisation des chaînes alimentaires compatibles avec l'agroécologie. Une première étape de travail qui va être menée dans le cadre du projet TYFA est de mieux décrire les modifications des flux à traiter par les différentes filières agro-alimentaires, pour être en mesure de qualifier l'ampleur des adaptations auxquelles elles auraient à faire face.

2.3. Analyser les enjeux et conditions d'une reconnexion territoriale entre filières animales et végétales

³ Mise en avant par le groupe Carrefour (voir leur site internet [<https://actforfood.carrefour.fr/nos-engagements>], ou un article des Échos à ce sujet [www.lesechos.fr/industrie-services/conso-distribution/carrefour-fait-de-la-transition-alimentaire-sa-raison-detre-1013829])

⁴ Mise en avant par le groupe Danone (voir leur site internet [www.danone.com/fr/impact/planet/regenerative-agriculture.html])

Les scénarios du PIREN-Seine comme TYFA supposent chacun une diversification des productions végétales, pour mettre en place des rotations adaptées à des systèmes de culture sans intrants chimiques et pour introduire des légumineuses permettant la fixation d'azote symbiotique. Les freins à la diversification des cultures ont été bien décrits par Meynard et al. (2013), qui ont montré les verrouillages sociotechniques qui limitent cette diversification. La difficulté à coordonner évolution de la demande et de l'offre et la faiblesse des références techniques et d'investissement sur l'amélioration génétique des cultures « mineures », sont autant de mécanismes qui expliquent le faible développement de ces dernières. Meynard et al. proposent d'agir sur trois leviers complémentaires pour lever les verrouillages : les débouchés, la coordination des acteurs des filières, l'amélioration des techniques de production et de la génétique.

Ces travaux n'abordent cependant pas un point clé des scénarios A/R/D et TYFA, celui de la reconnexion entre cultures et élevage à l'échelle territoriale. Cette question nécessite en effet non seulement de s'intéresser à la diversification des filières végétales en tant que telle, mais aussi à leurs relations avec les filières animales. Actuellement, les deux types de filières ne sont en réalité pas « déconnectées », au contraire, elles sont fortement interdépendantes : 75% de la SAU en céréales est destiné à nourrir le bétail. Seulement, ces relations entre filières végétales et animales se sont affranchies d'un lien au territoire : les régions d'élevage spécialisées importent de l'alimentation animale, depuis des régions céréalières ou en-dehors des frontières de l'Europe avec l'importation de soja.

Des changements des systèmes d'élevage ne peuvent donc se penser indépendamment des changements des filières végétales, et inversement. Cela pousse à s'interroger sur la temporalité des changements, et sur des questions d'ordres dans les modifications des filières : est-il possible et souhaitable que les filières végétales et animales changent en même temps et au même rythme ? Les analyses menées dans le projet TYFA invitent plutôt à penser l'extensification de l'élevage comme le premier changement nécessaire (mais pas suffisant) pour la transition agroécologique. **Comme les filières animales sont les premiers débouchés des filières végétales, une première condition de l'extensification des filières végétales est l'extensification des filières animales.**

Penser cette extensification et ses conséquences sur les filières végétales nécessite d'avoir une compréhension des liens, à la fois fonctionnels et quantitatifs, entre les deux types de filières. La *Figure 5* propose une représentation schématique de ces liens. Dans le cadre du projet TYFA, une prochaine phase de travail visera à mieux qualifier ces liens, sur des plans qualitatif et quantitatif.

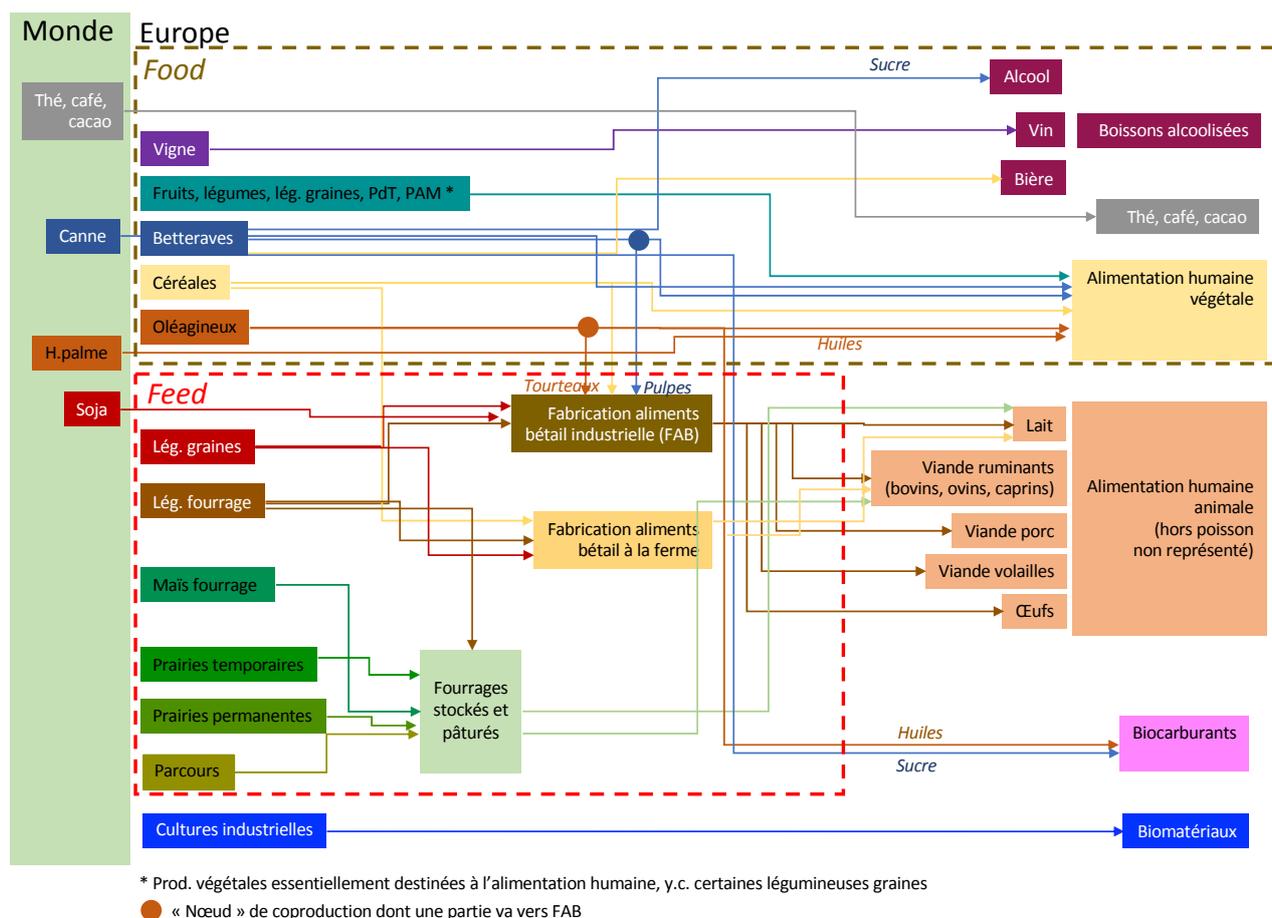


Figure 5 : représentation fonctionnelle des interactions entre filières végétales et filières animales

3. Identifier des leviers de politiques publiques prioritaire pour agir sur les verrouillages de la transition

Les politiques publiques font partie des leviers majeurs de la transition. Le projet TYFA identifie celles à analyser prioritairement et dresse les orientations qui doivent être envisagées dans cette optique de transition.

3.1. Modifier les règles des relations commerciales entre l'Europe et le reste du monde

Les hypothèses réalisées dans le scénario TYFA invitent à s'interroger sur les rapports commerciaux entre l'Europe et le reste du monde. En effet, les changements envisagés questionnent certains équilibres commerciaux actuels, notamment sur les protéagineux, hérités d'accords passés dans les années 60, qui ont limité la production de légumineuses en Europe au profit d'importations de soja. Les hypothèses réalisées sur les flux d'échanges aux frontières de l'Europe, pour les besoins de la modélisation biotechnique, doivent à présent être inscrites dans des logiques économiques et politiques pour consolider le scénario.

La modélisation biotechnique a montré que dans l'image TYFA, il existait des marges de manœuvre pour l'exportation, sur les céréales (contribution à une gestion de crise alimentaire), les produits laitiers et le vin (contribution à la balance commerciale). Cette hypothèse de possibilité d'exportation est importante pour les filières mondialisées, comme celles du bassin de la Seine. En termes d'importations, le cadrage du scénario TYFA fait une hypothèse d'absence d'importations de produits agricoles (à l'exception d'aliments non produits en Europe, comme le café, le thé, le cacao), pour vérifier si une production uniquement européenne peut couvrir les besoins alimentaires européens. Il s'agit maintenant de s'interroger sur la pertinence de cette hypothèse au regard de son impact sur les chaînes alimentaires.

Les négociations actuelles sur les accords commerciaux entre l'Europe et le reste du monde montrent les enjeux associés à d'éventuelles divergences entre les normes environnementales et sanitaires européennes et celles d'autres pays. L'exemple du CETA, accord commercial négocié entre l'Europe et le Canada, a mis en lumière les craintes de voir importées sur le marché européen des aliments produits avec des molécules ou des pratiques d'élevage interdites en Europe⁵. Or, l'intégration d'enjeux environnementaux et sur la santé, à tous les niveaux des chaînes alimentaires, nécessaire au développement de systèmes de production agroécologiques, suppose que l'on puisse aussi intégrer ces considérants dans les choix d'importation. Modifier les politiques commerciales actuelles apparaît ainsi comme un des éléments clés d'une transition agroécologique. Il ne s'agit pas d'imaginer la fermeture totale aux échanges et une autonomie alimentaire européenne, mais d'envisager une forme de préférence communautaire agroécologique, renforçant significativement les normes existantes (par exemple sur le non usage d'hormones pour produire de la viande, sur le non lavage des poulets au chlore, la non consommation d'OGM dans l'alimentation humaine). Cette nécessité d'un changement d'orientation dans les politiques commerciales peut sembler un frein majeur à la transition agroécologique, car il va à l'encontre des dogmes en matière de libre-échange portés aujourd'hui par la Commission européenne. Néanmoins, pour ce qui concerne l'agriculture, un consensus mondial autour de ce dogme est loin d'être évident, comme en témoigne l'échec récurrent des négociations sur l'agriculture à l'OMC. Par ailleurs, des signaux faibles peuvent permettre d'envisager des ruptures dans ce domaine : la forte mobilisation de la société civile autour de la négociation des accords commerciaux européens, des discours politiques récents allant à l'encontre de ces accords (comme le retrait récent du soutien du président français à l'accord UE-Mercosur). Le rôle majeur de l'Union européenne dans le commerce mondial (plus grands volumes d'importations et d'exportations mondiaux) lui procure un pouvoir de normalisation important, ce qui rend crédible sa capacité à influencer les règles du commerce mondial. Des propositions existent en matière de renouvellement des politiques commerciales (FNH & Institut Veblen, 2019), qui peuvent aider à construire des scénarios s'inscrivant dans un nouveau cadre. Le défi méthodologique réside alors dans la construction d'un récit des changements dans les rapports de force qui pourraient permettre d'aboutir à ce nouveau cadre.

3.2. Modifier les politiques agricoles pour qu'elles accompagnent la transition agroécologique

Plusieurs évaluations de la politique agricole commune (PAC) pointent (i) son rôle clé dans l'orientation des systèmes de production (ii) les impacts limités, voire négatifs en matière d'environnement (Pe'er et al., 2017). Politique agissante, donc, mais pas dans le sens souhaité pour l'agroécologie dans la mesure où les aides actuelles contribuent à une capitalisation des exploitations, à leur agrandissement et, partant, à leur spécialisation (dans la mesure où cette dernière s'affirme avec l'agrandissement des structures). Cette analyse d'ensemble dresse en creux les marges de manœuvres et orientations envisageables en matière de politique agricole commune. Sans détailler ici, deux principes peuvent être mis en avant :

- Un « recouplage » actif des aides vers des performances environnementales inspirées des principes de l'agroécologie ;
- Une distribution de ces aides selon une double logique de déspecialisation et de moindre incitation à une capitalisation, qui verrouille les systèmes de production dans une logique productiviste.

Tout un courant de recherches dans le domaine de la PAC et de l'économie de l'environnement converge aujourd'hui pour mettre au cœur de la logique d'intervention de cette politique les paiements pour services environnementaux (PSE) (Navarro & López-Bao, 2018; Poux, 2019), qui souscrivent aux deux principes ci-dessus, avec des variantes sur le second point (enjeux de redistribution) selon les angles d'analyse considérés.

À l'instar des politiques commerciales, une telle orientation de la PAC implique une coordination à l'échelle européenne, à l'heure où les orientations envisagées pour cette politique vont plutôt vers une renationalisation des aides et, s'inscrivant dans une tendance plus longue, une incapacité à prendre en charge

⁵ Fondation Nicolas Hulot, Aitec, Amis de la Terre, Attac, Confédération paysanne, « Les menaces du traité de libre échanges avec le Canada (CETA) sur l'agriculture », 2015 [france.attac.org/IMG/pdf/note_ceta_agri.pdf]

les enjeux environnementaux de manière efficace. Le renversement à envisager pour la PAC est donc, là aussi, significatif. Mais comme pour les autres politiques, il repose sur la montée en puissance effective de germes de changements, à la croisée de revendications environnementales et de recherche d'efficacité des politiques publiques (la PAC actuelle étant défaillante sur ce critère et cherchant depuis plus de 20 ans à se « justifier »).

3.3. Modifier les politiques alimentaires pour qu'elles accompagnent un changement des comportements alimentaires

Des politiques accompagnant les changements de comportements alimentaires, tels que présentés dans la section 2.2, sont aussi un levier potentiel important de la transition agroécologique. Dans ce domaine aussi des propositions existent (voir par exemple Solagro & Réseau Action Climat, 2019), préconisant une meilleure information et éducation du consommateur, une mise en cohérence des différentes politiques publiques, une amélioration de l'accessibilité à une alimentation saine et durable...

Pour la construction de scénarios, l'enjeu est de construire un décor cohérent dans lequel pourrait s'inscrire ces différentes mesures, et les jeux d'acteurs qui pourraient aboutir à leur mise en œuvre. Notamment, la question de l'alimentation mériterait d'être replacée plus largement dans une approche des inégalités au sein de la population, qui résultent en des inégalités d'information et d'accès à une alimentation saine. La question du prix de l'alimentation est en effet souvent posée comme un frein à la transition, au motif – légitime et important – du risque d'augmenter les difficultés de populations défavorisées si le prix de l'alimentation augmente. Mais la question des causes de la pauvreté, des autres facteurs qui pèsent sur le budget des ménages (logement par exemple) mérite tout autant d'être posée. Raisonner le changement des comportements alimentaires à partir d'un raisonnement calé uniquement sur un signal prix est ainsi limité (IPES Food, 2019). Il faut envisager également des changements de modes de vie plus larges, des politiques de lutte contre la pauvreté, d'aménagement du territoire jouant sur l'environnement alimentaire des consommateurs... Un défi pour la scénarisation, car cela pousse à envisager un ensemble de variables bien plus larges que celles de la modélisation biotechnique, mais qui s'avère nécessaire pour construire une trajectoire de transition cohérente.

4. Quelles pistes de travail pour des scénarios sur le BSN ?

Les réflexions menées dans le cadre du projet TYFA que nous venons d'exposer mettent en lumière des composantes clés d'une transition agroécologique, qui ouvrent autant de pistes de travail à explorer pour pouvoir équiper des scénarios de transition. Cependant, ces réflexions dessinent en creux une dimension fondamentale que l'échelle européenne du projet n'a pour l'instant permis que d'effleurer : celle de la réorganisation territoriale compatible avec des trajectoires de transition. En effet, les changements des comportements alimentaires et de l'organisation des filières agro-alimentaires envisagés dans ce chapitre peuvent certes être favorisés par les leviers de politiques publiques évoqués, mais ils dépendent aussi fortement des territoires dans lesquels ils s'inscrivent. C'est en ça que des échelles de travail comme celle du PIREN-Seine prennent tout leur sens. Les travaux du PIREN-Seine n'ont pas vocation à englober toutes les dimensions évoquées dans ce chapitre, mais ils peuvent s'inspirer des résultats issus d'autres projets (TYFA et d'autres) pour construire des images et trajectoires cohérentes au niveau d'un territoire comme celui du bassin de la Seine : comment s'organise concrètement sur le territoire un tissu agro-industriel adapté aux caractéristiques des approvisionnements issus de systèmes de production agroécologiques ? Comment l'offre de distribution se redéploie pour rendre une offre alimentaire agroécologique plus accessible ? Comment des modifications concrètes de l'aménagement du territoire (formes urbaines, déplacements domicile-travail...) peuvent contribuer à faire évoluer les modes de vie et ce faisant l'environnement alimentaire des consommateurs ? L'échelle territoriale peut ainsi permettre d'incarner des scénarios qui pourraient sinon rester essentiellement technico-économiques, en ancrant la description des images et des trajectoires dans des dynamiques territoriales, mettant en scène les acteurs de ces territoires. Les réflexions engagées au sein du PIREN-Seine sur la façon d'envisager dans les perspectives les liens entre ville et agriculture s'inscrivent dans cette perspective (voir Barles et al, ce volume). Des réflexions pourraient aussi être engagées sur des formes de représentation paysagères.

Il ne s'agit cependant pas de considérer uniquement les approches territoriales comme des moyens de décliner des hypothèses posées à des échelles plus larges. L'intérêt d'un « passage » par le territoire est aussi d'identifier des leviers pour la transition qui se jouent à cette échelle. Notamment, il ne faut pas négliger le rôle d'acteurs politiques territoriaux, comme relais d'une demande locale, qui peuvent faire pression sur des négociations politiques nationales. Le poids politique de la métropole parisienne est à ce titre une composante importante à intégrer dans les scénarios sur le bassin de la Seine.

Finalement, la réflexion menée à partir du projet TYFA permet d'identifier des axes de travail pour la prospective des systèmes alimentaires, au niveau :

- Des changements des comportements alimentaires
- De la réorganisation des filières
- Des changements des politiques publiques (notamment commerciales, alimentaires et agricoles)
- Des organisations et des acteurs territoriaux qui peuvent favoriser ou freiner ces changements.

Les trajectoires de transition agroécologique à l'échelle du territoire du bassin de la Seine sont particulièrement intéressantes à explorer car ce territoire possède des caractéristiques « extrêmes » qui posent des contraintes fortes : spécialisation et intensification poussée des systèmes agricoles, ouverture mondialisée des filières, poids de la métropole parisienne et part importante de la population urbaine... Réussir à construire des trajectoires de transitions crédibles sur ce bassin, dans ces conditions « limites », peut permettre d'identifier un certain nombre de leviers de déverrouillage du système sociotechnique.

Des croisements plus poussés entre le projet TYFA et les travaux du PIREN-Seine pourraient être menés dans cette perspective. Le modèle utilisé dans TYFA pourrait compléter la modélisation menée avec l'approche GRAFS, en permettant une description plus détaillée des systèmes de production végétaux et animaux. Celle-ci pourrait elle-même être enrichie grâce à la base de données ARSeine, pour décrire plus finement des systèmes de culture. Les modèles du PIREN pourraient ensuite aider à mieux qualifier les conséquences pour l'eau (qualité et gestion quantitative) des hypothèses de TYFA.

Enfin, un dernier chantier pour de futurs travaux de scénarisation consiste à construire des récits de trajectoires de transition, à partir des dimensions analytiques présentées ci-dessus. Il s'agit de faire le lien entre ces dimensions et de les compléter avec d'autres, qui apparaîtront comme nécessaires pour construire des histoires cohérentes. La difficulté est de cadrer le système à prendre en compte, pour pouvoir « remonter » à des variables pertinentes pour décrire une image sociétale complète, sans se perdre dans une recherche de description du « grand tout ».

Une manière de cadrer, au moins en partie l'exercice, est de s'interroger sur la « philosophie politique » sous-jacente aux trajectoires de transition. En s'inspirant des travaux sur les transitions sociotechniques (Geels & Schot, 2007), on peut identifier deux grands archétypes de trajectoires de transition :

- Des trajectoires de reconfiguration, dans lesquelles les acteurs du régime sociotechnique dominant s'adaptent (potentiellement à travers des changements significatifs) et restent en place. La question posée est la suivante : est-ce que la radicalité des hypothèses sur le plan sociotechnique suppose la même radicalité des changements sur les plans socio-économique et politique ?
- Des trajectoires de révolution, dans lesquelles le régime sociotechnique actuel est entièrement remplacé par un nouveau. Les questions sont alors : quels chocs peuvent provoquer la révolution (écologiques, économiques, mouvements sociaux) ? Quel nouveau système sociotechnique peut-on imaginer ?

Ces deux options ont toutes les deux des intérêts et des difficultés méthodologiques, et il est intéressant de les explorer pour balayer un champ des possibles ouvert.

Remerciements : ce travail a bénéficié d'une aide financière de l'Iddri (Institut du développement durable et des relations internationales), de la Fondation Charles Léopold Mayer pour le progrès de l'homme, de la Fondation Primat, de la Fondation Daniel et Nina Carasso et de l'Agence Française pour la Biodiversité. Nous remercions les autres membres de l'équipe projet TYFA, en particulier Pierre-Marie Aubert.

Bibliographie

- Agence Bio. (2019). *Baromètre de consommation et de perception des produits biologiques en France—Edition 2018*.
- Fondation pour la Nature et l'Homme, & Institut Veblen. (2019). *Mettre le commerce au service de la transition écologique et sociale. 37 propositions pour réformer la politique commerciale européenne*.
- Geels, F. W., & Schot, J. (2007). Typology of sociotechnical transition pathways. *Research Policy*, 36(3), 399- 417.
- IPBES. (2019). *Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services*.
- IPCC. (2019). *IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems*.
- IPES Food. (2017). *Too big to feed. Exploring the impacts of mega-mergers, consolidation and concentration of power in the agri-food sector*.
- IPES Food. (2019). *Towards a Common Food Policy for the European Union. The policy reform and realignment that is required to build sustainable food systems in Europe*.
- Meynard, J.-M., Messéan, A., Charlier, A., Charrier, F., Fares, M., Le Bail, M., & Magrini, M.-B. (2013). *Freins et leviers à la diversification des cultures. Étude au niveau des exploitations agricoles et des filières*.
- Moraine, M., Lumbroso, S., & Poux, X. (2016). *A comprehensive outlook on the diversity of agroecological initiatives in Europe*. (p. 53). Paris: Iddri-AScA.
- Navarro, A., & López-Bao, J. V. (2018). Towards a greener Common Agricultural Policy. *Nature Ecology & Evolution*, 2(12), 1830- 1833.
- Paillard, S., Treyer, S., & Dorin, B. (2010). *Agrimonde. Scenarios et défis pour nourrir le monde en 2050*. Versailles: Quae.
- Pe'er, G., Lakner, S., Passoni, G., Azam, C., Berger, J., Schüller, S., & Müller, R. (2017). *Is the CAP Fit for purpose? An evidence-based, rapid Fitness-Check assessment—Preliminary Summary of key outcomes*. Leipzig, June 2017: BirdLife, EEB, NABU, iDiv, UFZ, Uni. Göttingen.
- Ponisio, L. C., M'Gonigle, L. K., Mace, K. C., Palomino, J., de Valpine, P., & Kremen, C. (2015). Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1799), 20141396.
- Poux, X. (2019). Agroécologie : Le principe-clé d'une PAC durable. In *Atlas de la PAC*, Fondation Heinrich Böll (p. 38- 39).
- Poux, X., & Aubert, P.-M. (2018). *Une Europe agroécologique en 2050 : Une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine* (Study N°09/18; p. 78). Paris, France.
- Solagro. (2016). *Le scénario Afterres2050—Version 2016*.
- Solagro, & Réseau Action Climat. (2019a). *Cahier de recommandations. Politiques publiques : Pour une alimentation bénéfique à la santé de tous et au climat*.
- Solagro, & Réseau Action Climat. (2019b). *Revue de publications et d'expérimentations. Climat : Pourquoi et comment changer notre alimentation ?*
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., ... Murray, C. J. L. (2019). Food in the Anthropocene : The EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170), 447- 492.

Rapport de synthèse

Phase 7
(2015-2019)

Retrouvez
les 7 autres
volumes sur :

www.piren-seine.fr

