

UNIVERSITÉ DE TOURS

ÉCOLE DOCTORALE 552 Energie, Matériaux, Sciences de la Terre et Univers

U.R. 6293 GéoHydrosystèmes continentaux (GéHCO)

THÈSE présentée par : Hajar GUEJJOD

soutenue le : 06 Septembre 2024

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université de Tours**
Discipline/ Spécialité : Sciences de la Terre

Evolution des surplus de phosphore en France sur la période 1920-2020 *Modélisation, incertitudes et facteurs de contrôle*

THÈSE dirigée par :

Mme CURIE Florence
Mme GROSBOIS Cécile

Maîtresse de conférence, Université de Tours
Professeur des Universités, Université de Tours

RAPPORTEURS :

Mme MOATAR Florentina
Mr PELLERIN Sylvain

Directrice de recherche, INRAe Centre de Lyon
Directeur de recherche, INRAe Centre de Bordeaux

JURY

Mme MOATAR Florentina
jury

Directrice de recherche, INRAe Lyon – Rapporteuse et Présidente de

Mr PELLERIN Sylvain
Mme LEMERCIER Blandine
Mr SABY Nicolas
Mme CURIE Florence
Mme GROSBOIS Cécile

Directeur de recherche, INRAe Bordeaux - Rapporteur
Ingénieur de recherche, Institut Agro Rennes Angers - Examinatrice
Ingénieur de recherche, INRAe Orléans - Examineur
Maîtresse de conférence, Université de Tours
Professeur, Université de Tours

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mes deux directrices de thèse, Cécile Grosbois et Florence Curie. Vous avez été des guides exceptionnelles tout au long de ces années, et je ne pourrai jamais assez vous remercier pour votre bienveillance, votre disponibilité et votre générosité, vos orientations précieuses, votre soutien constant et vos encouragements. Votre expertise et votre rigueur scientifique m'ont poussé à donner le meilleur de moi-même. Votre accompagnement a été inestimable, et j'ai eu la chance de travailler à vos côtés. Grâce à vous, j'ai non seulement approfondi mes connaissances scientifiques, mais aussi appris énormément sur notre thématique de recherche. Votre encadrement a dépassé toutes mes espérances et j'ai adoré collaborer avec vous.

Je remercie également tous les membres du jury d'avoir accepté d'évaluer ce travail. Vos commentaires et critiques constructives seront d'une grande valeur pour moi.

Un grand merci aux membres du comité de pilotage à mi-thèse : Mme Chantal Gascuel, M. Rémy Dupas et Mme Florentina Moatar. Vos conseils et orientations scientifiques ont été déterminants dans la réalisation de ce travail.

Je tiens à remercier chaleureusement toutes les personnes qui ont contribué à ce travail depuis le début de ma thèse. En particulier, merci encore à Florence, à Clément Dupré et à tous les stagiaires : Nicolas Paillet, Rémi Delacour, Gabriel et Adam.

Je souhaite également exprimer ma gratitude à Nicolas Saby et Blandine Lemerrier pour avoir accepté de nous fournir les données de la BDAT sur les teneurs en phosphore dans les sols, ainsi que pour nos discussions enrichissantes à ce sujet. Merci également à l'UNIFA pour le partage de données sur les engrais minéraux.

Un méga grand merci à l'ensemble du personnel enseignants, BIATSS et doctorants de l'équipe GÉHCO. J'ai passé de merveilleux moments de convivialité à vos côtés et j'aurai beaucoup de mal à ne plus être là après ma soutenance. Vos sourires, vos conseils et votre camaraderie ont fait de cette expérience un véritable plaisir. Chaque réunion, chaque pause-café et chaque événement social m'ont permis de me sentir intégrée et soutenue. Merci à ma chère Dame Pene et à Jean-Paul, à tous les doctorants passés et actuels : Amélie, Loïc, Islem (bon courage pour la fin de votre thèse), Quentin, Arthur et Ahmad pour toutes nos discussions sérieuses et personnelles. Merci également aux gestionnaires administratives : Aurélie et Samira, pour votre gentillesse et votre disponibilité. Merci aussi à William (pour ta bonne humeur) et Louis. Je remercie également tous les ingénieurs, ATER et postdocs qui ne sont plus là : Clément, Pierre, Killian, Prune, Antoine et Amélie, ainsi que tous les stagiaires de passage : Nicolas, Rémi, Sylvain et Jessie.

Un grand merci aux enseignants du département Géosciences et Environnement pour votre gentillesse, votre bienveillance, vos encouragements et votre soutien. Merci pour vos conseils avisés concernant ma thèse, la poursuite de ma carrière et mes enseignements, ainsi que pour votre flexibilité en ce qui concerne les cours cette année : Merci à Aurélien, Nathalie, Célestine, Florent, Sébastien (merci pour les sorties de terrain et tous tes conseils sur la partie sol), Isabelle, Cécile, Florence, Manon, Simo et Marc (merci infiniment de m'avoir laissé ton bureau pour finaliser mon manuscrit).

Je tiens également à remercier toutes mes amies pour leur soutien tout au long de ma thèse : Adama, Fatima-Zahra, Ghita, Hanane, Khadija et tout particulièrement Farida et Kaoutar, pour toujours être là pour moi et pour tous les bons moments partagés ensemble. Merci à ma famille élargie pour leur soutien, ma grand-mère, mes tantes et oncles, ainsi que tous mes cousins et cousines. Un merci spécial à toi, ma chère Najat, pour ton encouragement constant, ainsi qu'à toute ta famille : Brahim, Aya, Anass et Imane.

Je remercie également mes chers parents pour leur soutien, leur amour et tout ce qu'ils ont fait pour moi. Merci aussi à ma sœur Marwa d'être toujours là pour moi et à mon frère Hamza, sachez que je vous aime énormément. Vous avez été mes premiers soutiens, mes confidents et mes modèles de résilience. Chaque sacrifice que vous avez fait pour moi ne passera jamais inaperçu, et je vous en suis éternellement reconnaissante.

Enfin, merci à toi Anis pour ton soutien, ta patience et tout ce que tu as fait pour moi. Ta présence à mes côtés, ton écoute et ton amour m'ont permis de traverser cette période exigeante avec sérénité. Je t'aime fort.

Ce travail est dédié à la mémoire de ma grand-mère paternelle et de mon oncle Ali, qui nous ont quittés au cours de ma thèse. Que vos âmes reposent en paix.

Résumé

Depuis les années 1950, l'agriculture intensive a augmenté l'utilisation des engrais phosphatés. Lorsque ces engrais dépassent les besoins des cultures, le phosphore excédentaire est transféré aux hydrosystèmes, causant l'eutrophisation. L'objectif de cette thèse est de quantifier l'évolution des surplus phosphatés d'origine agricole en France métropolitaine au cours des 100 dernières années, à une échelle spatiale fine (départementale et communale). Ce travail vise à fournir une information précise et spatialisée de ces surplus, en tenant compte des différents contextes agricoles, ainsi que de la temporalité de ces surplus, marquée par de nombreux événements économiques, politiques et changements de pratiques agricoles.

La première partie de ce travail consiste à quantifier les surplus phosphatés à l'échelle nationale et départementale sur la période 1920-2020, en utilisant le modèle CaSSiS (Calculation of Soil Simplified Surface) basé sur un bilan de surface de sol. L'objectif est de caractériser les variations temporelles des surplus et d'identifier les facteurs qui les contrôlent, en accordant une attention particulière à la quantification des incertitudes liées aux paramètres utilisés. A l'échelle nationale, le surplus moyen est de 9 kg P ha SAU⁻¹ an⁻¹ variant de -4 kg P ha SAU⁻¹ en 2008 et 26 kg P ha SAU⁻¹ en 1974. L'évolution des surplus est globalement similaire dans tous les départements : une augmentation sur la période 1920-1974, atteignant un maximum en 1974, suivi d'une diminution jusqu'en 2020. Cette baisse est principalement attribuable à une baisse d'utilisation des engrais minéraux, qui constitue le principal facteur influençant l'évolution des surplus de phosphore dans la plupart des départements.

Une analyse comparative de la dynamique spatio-temporelle des surplus nationaux et départementaux azotés et phosphatés sur la période 1920-2020 a été effectuée. Une grande variabilité et des évolutions temporelles avec des maxima de surplus décalés ont été notés, en 1990 pour l'azote et en 1974 pour le phosphore, indiquant des changements significatifs dans la dynamique des nutriments au fil du temps. Ces fluctuations sont influencées principalement par les normes environnementales pour le cas de l'azote et par les crises énergétiques pour le cas de phosphore ainsi que des événements externes tels que les sécheresses. Certains départements présentent toujours des valeurs importantes des surplus azotés, principalement dû à l'utilisation persistante d'engrais minéraux et organiques. En revanche, l'utilisation d'engrais minéraux a diminué pour le phosphore dans tous les départements, entraînant des surplus en P nuls ou négatifs dans la plupart des cas. Cette analyse a permis d'explorer des scénarios optimistes et pessimistes pour prédire l'évolution des surplus d'azote et de phosphore d'ici 2050, montrant que des pratiques améliorées peuvent stabiliser les surplus, tandis que des conditions défavorables, comme la sécheresse, pourraient entraîner des augmentations significatives des surplus.

Enfin, l'analyse des surplus de phosphore à l'échelle communale met en évidence l'importance d'étudier les orientations agricoles à une fine échelle. Cette granularité permet de capturer les spécificités locales des pratiques agricoles et de mieux comprendre les variations des surplus selon les types de systèmes agricoles. Par exemple, les grandes cultures dépendent de la fertilisation minérale, tandis que l'élevage utilise surtout la fertilisation organique. Après les années 1970, les surplus ont généralement diminué, bien que certaines zones continuent de présenter des risques de pollution ou d'épuisement des sols. Une comparaison géographique des surplus et des teneurs en phosphore dans les sols montre une concordance raisonnable, mais sans relation significative, soulignant la nécessité d'intégrer des variables supplémentaires et d'utiliser des méthodes statistiques avancées pour affiner l'analyse.

Mots-clés : modèle CaSSiS, surplus, bilan de surface de sol, phosphore, azote, systèmes agricoles, sols, tendances, facteurs de contrôle, incertitudes, efficience, prospectif, changements globaux

Abstract

Since the 1950s, intensive agriculture has led to an increased use of inputs, particularly phosphorus fertilizers, in agroecosystems. When fertilizer applications exceed the nutritional needs of crops, large amounts of phosphorus can be transferred to aquatic systems. This excess phosphorus has detrimental effects on water quality, primarily by promoting eutrophication. The aim of this thesis is to quantify the evolution of agricultural phosphorus surplus over the past 100 years at different spatial scale (national, departmental and municipal) across metropolitan France. This work aims to provide precise spatial information on the surplus, considering various agricultural contexts (intensive livestock, extensive livestock, cereal crops, etc.), as well as the temporal aspects of the surplus, marked by numerous economic, political events, and changes in agricultural practices.

The first part of this work involves quantifying phosphorus surplus at the national and departmental scale over the period 1920-2020 using the CaSSiS model (Calculation of Soil Simplified Surface), based on a soil surface budget. The objective is to characterize the temporal variations of the surplus according to different agricultural contexts and identify the factors controlling them, with particular attention to quantifying the uncertainties associated with the parameters used. Nationally, the average surplus is 9 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹, ranging from -4 kg P ha UAA⁻¹ in 2008 to 26 kg P ha UAA⁻¹ in 1974. The evolution of surpluses is generally similar across all departments: an increase during the period 1920-1974, peaking in 1974, followed by a decrease until 2020. This decline is mainly attributable to reduced use of mineral fertilizers, which is the primary factor influencing the evolution of phosphorus surplus in most departments.

A comparative analysis of the spatio-temporal dynamics of national and departmental nitrogen and phosphorus surplus over the period 1920-2020 was conducted to highlight the similarities and differences in the management of these two nutrients in France. Significant variability and temporal changes with shifted surplus peaks were noted, in 1990 for nitrogen and in 1974 for phosphorus, indicating significant changes in nutrient dynamics over time. These fluctuations are mainly influenced by environmental regulations for nitrogen and energy crises for phosphorus, as well as external events such as droughts. Some departments still show significant nitrogen surplus, mainly due to the persistent use of mineral and organic fertilizers. In contrast, the use of mineral fertilizers has decreased for phosphorus in all departments, resulting in zero or negative P surplus in most cases. However, a few departments still maintain positive P surplus, often due to the continued use of organic fertilizers with moderate use of mineral fertilizers. This analysis explored optimistic and pessimistic scenarios to predict the evolution of nitrogen and phosphorus surplus by 2050, showing that improved practices can stabilize

surplus, while unfavorable conditions, such as drought, could lead to significant increases in nitrogen surplus.

Finally, the analysis of phosphorus surplus at the municipal level highlights the importance of studying agricultural trends at a fine scale. This granularity captures the local specifics of agricultural practices and better understands the variations in surplus according to agricultural system types. For example, large crops depend on mineral fertilization, while livestock farming mainly uses organic fertilization. After the 1970s, surplus generally decreased, although some areas continue to present risks of pollution or soil depletion. A geographical comparison of surplus and phosphorus content in soils shows a reasonable correlation but no significant relationship, emphasizing the need to integrate additional variables and use advanced statistical methods to refine the analysis.

Keywords: CaSSiS model, surplus, soil surface budget, phosphorus, nitrogen, agricultural systems, soil, trends, drivers, uncertainties, efficiency, prospective, global changes

Table des matières

Résumé.....	5
Abstract	7
Liste des figures	15
Liste des tableaux.....	22
Introduction	23
Chapitre 1 : Contexte scientifique et problématiques	27
I. Contexte scientifique : Gestion et enjeux environnementaux de l'azote et du phosphore en agriculture.....	27
1. Importance de l'azote et de phosphore en agriculture	27
1.1. Apports d'origine organique	28
1.2. Apports d'origine minérale	30
1.3. Apports d'origine atmosphérique.....	35
1.4. Apports par fixation symbiotique.....	36
2. Transfert de l'azote et du phosphore vers les hydrosystèmes	36
3. Impacts environnementaux de l'azote et du phosphore sur les hydrosystèmes.....	38
4. Réglementations et stratégies de gestion de l'azote et de phosphore.....	39
4.1. Directives et réglementations politiques	41
4.2. Actions et mesures pour la gestion de l'utilisation du phosphore.....	42
5. Les bilans de nutriments : indicateurs de gestion des éléments nutritifs.....	43
5.1. Autres approches d'indicateurs de gestion de nutriments	43
5.2. Indicateurs basés sur la quantification des bilans de nutriments.....	45
A. Exemples à l'échelle globale.....	47
B. Exemples à l'échelle européenne	48
C. Exemples à d'autres pays non européens	49
D. Exemples à de la France	49
II. Problématiques abordées dans ce travail.....	50
Chapitre 2 : Matériels et méthodes.....	53
I. Méthode de quantification des surplus phosphatés à l'échelle départementale	55
1. La construction de la base de données SAgriDA.....	55
A. Les données sur les productions et les surfaces des cultures et les effectifs de cheptels.....	55

- Imputation des données manquantes des chroniques de données.....	56
- Homogénéisation des catégories de cultures et de bétail.....	57
- Désagrégation des données régionales à l'échelle départementale.....	59
B. Les données des engrais minéraux	60
- Homogénéisation et désagrégation des données de la fertilisation minérale.....	61
- Lissage des valeurs d'engrais minéraux	62
C. Modification des limites départementales.....	64
2. Calculs des entrées et des sorties de phosphore	64
A. Calcul des flux entrants	64
- La fertilisation minérale	64
- La fertilisation organique	64
- Le dépôt atmosphérique	67
B. Calcul des flux sortants : L'export des cultures	67
3. Calcul des surplus départementaux	69
4. Quantification des incertitudes.....	69
II. Méthode de quantification des surplus phosphatés à l'échelle communale.....	70
1. Construction de la base de données SAgriCA	71
A. Les données du recensement agricole	71
B. Reconstitution et mise en forme des chroniques des données communales	72
c. Reconstitution des catégories communales.....	73
d. Reconstitution des chroniques des données communales	73
e. Gestion de l'évolution des limites communales.....	74
- Gestion des mouvements des communes	75
- Gestion du changement de département.....	77
f. Calcul des productions des cultures à l'échelle communale	78
g. Désagrégation des quantités d'engrais minéraux à l'échelle communale.....	78
2. Calcul des postes d'entrées et de sorties de P à l'échelle communale	79
3. Calcul et lissage des surplus communaux	79
Chapitre 3 : Analyse des surplus de phosphore et des facteurs de contrôle de leur évolution en France sur la période 1920-2020.....	82
Synthèse	82
I. L'évolution des surplus phosphatés à l'échelle nationale	84

1. Tendances temporelles des surplus de phosphore et les facteurs de contrôle de leur évolution.....	84
2. Analyse de l'efficience de l'utilisation du phosphore à l'échelle nationale	86
II. L'évolution des surplus phosphatés à l'échelle départementale	87
1. Analyse des tendances des surplus et les facteurs de contrôle associés à l'échelle départementale	87
2. Analyses des sources d'incertitudes à l'échelle départementale	92
III. Gestion Durable du Phosphore.....	93
Analyzing a century of agricultural phosphorus surplus and its long-term key drivers in France	96
Abstract	96
I. Introduction	97
II. Materials and methods	100
1. CaSSiS-P model	100
2. Data collection and sources.....	102
3. Quantification of uncertainties	103
4. Trend analysis of P surplus	103
5. Calculation for phosphorus use efficiency (PUE).....	104
6. Identification of drivers responsible for surplus changes and uncertainties	104
III. Results	105
1. Temporal trends of P surplus at the national scale in France.....	105
2. Phosphorus use efficiency analysis	106
3. P-surplus at a departmental scale: temporal and spatial variability	107
IV. Discussion	113
1. Identification of drivers responsible for surplus trends at the national scale	113
2. Uncertainty analysis at the departmental scale.....	114
3. Limitations of the CaSSiS model	116
4. Importance of the study scale in P surplus management.....	117
IV. Conclusion.....	119
Chapitre 4 : Analyse comparative de l'évolution des surplus d'azote et de phosphore : Tendances, facteurs de contrôle et prospectives	120
I. Analyse comparative de l'évolution des surplus de N et de P à l'échelle nationale ..	120
1. Tendances nationales des surplus de N et de P	121

2.	Efficienc e d'utilisation des nutriments à l'échelle nationale.....	123
3.	Facteurs influençant les changements de surplus de N et P en France	126
II.	Analyse comparative des surplus azotés et phosphatés à l'échelle départementale...	129
1.	Variabilité spatio-temporelle des surplus de N et P à l'échelle départementale.....	129
a.	Système agricole : Grandes cultures	130
b.	Système agricole : Elevage intensif (Porcins + Volailles)	131
c.	Système agricole : Elevage extensif (Bovins).....	132
d.	Système agricole : Viticulture	133
e.	Système agricole : Polyculture-élevage	134
2.	L'efficience d'utilisation des nutriments à l'échelle départementale	135
3.	Facteurs contrôlant les tendances des surplus d'azote et de phosphore et leur utilisation à l'échelle départementale	136
III.	Analyse des incertitudes et limitations du modèle CaSSiS.....	138
IV.	Implications pour la gestion de l'azote et du phosphore et perspectives d'évolution des surplus	140
V.	Synthèse	146
Chapitre 5 : Analyse des surplus de phosphore à l'échelle communale et leur relation avec les stocks cantonaux de phosphore dans le sol		148
I.	Analyse des surplus phosphatés à l'échelle communale	148
1.	Variabilité temporelle des surplus phosphatés	148
2.	Evolution spatio-temporelle des surplus P	149
3.	Analyse des surplus communaux en fonction des orientations agricoles	152
3.1.	Classification des Otex.....	152
3.2.	Variabilité des surplus en fonction des otex.....	155
3.3.	Caractéristiques des surplus au sein des différentes OTEX.....	157
3.4.	Postes de CaSSiS contrôlant l'évolution des surplus	172
II.	Analyse de l'influence des surplus P sur les variations des teneurs en phosphore dans les sols à l'échelle cantonale	174
1.	Présentation des données de la BDAT	174
2.	Evolution temporelle des teneurs en phosphore dans les sols français	175
3.	Analyse croisée des teneurs en P dans les sols et des surplus en P à l'échelle cantonale	178
III.	Synthèse	183

Chapitre 6 : Enjeux et perspectives d'amélioration du modèle CaSSiS	186
I. Apports du modèle CaSSiS dans la gestion des nutriments	186
II. Enjeux et pistes d'amélioration du modèle CaSSiS	187
1. Enjeux liés à l'absence des données.....	187
A. Flux non inclus dans le modèle CaSSiS	187
B. Disponibilité des données communales	192
2. Enjeux liés à la variabilité temporelle	192
▪ Evolution des teneurs en azote et en phosphore dans les cultures et les déjections animales au cours du temps.....	192
▪ Homogénéité des catégories au cours du temps.....	193
▪ Complétion des chroniques	193
3. Enjeux liés à la variabilité spatiale des données	194
○ Désagrégation spatiale des données	194
○ Représentation et fiabilité spatiale des données	194
○ Manque de cohérence entre les données départementales (SAA) et les données communales (RA)	195
III. Recommandations pour une utilisation appropriée des résultats du modèle CaSSiS	196
Conclusions générales	198
Références bibliographiques	204
Annexes	224

Liste des figures

Introduction

Figure 0-1 : Organisation des chapitres du manuscrit	26
---	-----------

Chapitre 1

Figure 1-1: Nombre de têtes du cheptel national, européen (UE-27) et mondial	29
Figure 1-2: Evolution historique de la fertilisation phosphatée par le fumier, les excréments humaines, le guano et la roche phosphatée entre 1800 et 2000	31
Figure 1-3 : Les différents processus de fabrication des engrais minéraux phosphatés	32
Figure 1-4 : La consommation mondiale, européenne (UE 27) et nationale moyennée sur la période 2000-2020 de différents types d'engrais phosphatés	34
Figure 1-5 : Consommation européenne, mondiale et nationale, d'engrais minéraux phosphatés	35
Figure 1-6 : Courbe indicative du pic de production de phosphore à l'échelle mondiale	40
Figure 1-7 : Les trois principaux types de bilans de nutriments : bilan système sol, bilan apparent à l'exploitation et bilan surface-sol	47

Chapitre 2

Figure 2-1 : Design fonctionnel du modèle CaSSiS-P	54
Figure 2-2 : Méthode d'imputation des données manquantes sur les chroniques de données	57
Figure 2-3 : Cartes avec et sans lissage spatial des apports d'engrais phosphatés à l'échelle départemental en 2020 et normalisés par la SAU	63
Figure 2-4 : Flux entrants et sortants de phosphore pris en compte dans le modèle CaSSiS-P (Modifié d'après Guejjoud et <i>al.</i>, 2024)	69
Figure 2-5 : Exemple des étapes de reconstitution des données communales brutes (surfaces de culture ou effectif de cheptel) entre deux années de RA 1955 et 1970	74
Figure 2-6 : a) Exemple de fusion de deux communes : absorbante 37163 et absorbée 37164 en 1972 et b) exemple de calcul de surfaces pour ce cas de fusion	76
Figure 2-7: a) Exemple de fusion et de rétablissement de deux communes : absorbante 47209 et absorbée 47019 et b) exemple de calcul de surfaces pour ce cas de fusion et rétablissement.....	77
Figure 2-8 : Schéma récapitulatif des étapes du processus de lissage des surplus bruts	80

Chapitre 3

Figure 3-1 : Schéma synthétique des résultats de l'analyse des surplus phosphatés à l'échelle nationale et départementale sur la période 1920-2020	83
---	-----------

Figure 3-2 : Evolution des surplus de phosphore avec les imprécisions annuelles sur la période 1920-2020 au niveau du département Eure-et-Loire. Celui-ci est représentatif du système agricole « grandes cultures » et ses surplus sont comparés au surplus total de la France et aux variations des postes d'entrées et de sorties en P du modèle CaSSiS-P : la fertilisation minérale P_{Min} , la fertilisation organique P_{Org} et les exportations par les cultures P_{Exp} . Points de rupture caractéristiques en 1944, 1974, 1990 et 2008 ont été détectés avec le package BFAST.....	88
Figure 3-3 : Evolution des surplus de phosphore avec imprécision sur la période 1920-2020 au niveau du département Ille-et-Vilaine représentatif du système agricole « Elevage intensif », comparées au surplus total de la France et aux variations des postes d'entrées et de sorties de P du modèle CaSSiS : la fertilisation minérale P_{Min} , la fertilisation organique P_{Org} et les exportations par les cultures P_{Exp} . Les points de rupture en 1939, 1979 et 2005 ont été détectés avec le package BFAST	90
Figure 3-4 : Evolution des surplus de phosphore avec imprécision annuelle sur la période 1920-2020 au niveau du département Haute-Loire représentatif du système agricole « Elevage extensif », comparées au surplus total de la France et aux variations des postes d'entrées et de sorties de P du modèle CaSSiS-P : la fertilisation minérale P_{Min} , la fertilisation organique P_{Org} et les exportations par les cultures P_{Exp} . Les points de rupture en 1950 et 1982 ont été détectés avec le package BFAST.	91
Figure 3-5 : Evolution des surplus de phosphore avec imprécision annuelle sur la période 1920-2020 au niveau du département Vaucluse représentatif du système agricole « Polyculture-élevage », comparées au surplus total de la France et aux variations des postes d'entrées et de sorties de P du modèle CaSSiS-P : la fertilisation minérale P_{Min} , la fertilisation organique P_{Org} et les exportations par les cultures P_{Exp} . Les points de rupture en 1946, 1974, 1991 et 2002 ont été détectés avec le package BFAST.....	92
Figure 3-6 : Phosphorus inputs and outputs included in the CaSSiS-P model, P_{Min} represents the applied mineral phosphorus fertilizer, P_{Man} the phosphorus available for plants from manure, P_{Atm} the atmospheric deposition and P_{Exp} phosphorus removed through harvest and grazing of crops and forage	102
Figure 3-7: Evolution of P surplus and items of CaSSiS-P over the period 1920-2020 at a national scale	106
Figure 3-8 : Trajectory of phosphorus in France over the period 1920-2020.....	107
Figure 3-9 : a) Variability and dispersion of departmental surplus over the 1920-2020 period in France, b): Statistical trends of P surplus at a departmental scale for two periods: 1920-1974 and 1974-2020.	109
Figure 3-10 : P-surplus time series with annual imprecision, compared with the surplus of the whole of France and change in associated items of the CaSSiS-P model (Mineral fertilizer, manure and P	

harvested). Subsets were detected with BFAST R-package (graphs on the left), and a two-dimensional P input-output diagram (graphs on the right) over the period 1920-2020. Each circle (the colored dots) represents a mean of P input/output over a decade. Four French departments were representative of four typical agricultural production systems: **A** = UAA used mostly for cereal production, **B** = UAA characterized by intensive livestock farming, **C** = department with extensive livestock farming, **D** = department characterized by a polycrop-farming system 112

Figure 3-11 : PCA plot of French departments and variables (P-surplus and CaSSiS items) for the three periods: 1920-1959, 1960-1991 and 1992-2020 114

Figure 3-12 : **a)** Mean departmental P surplus and associated imprecision over the period 1920-2020, **b)** Relation between imprecision (mean values for the whole period) and three items of the CaSSiS-P model over the period 1920-2020: P export, mineral P and organic P representing chemical fertilizers and manure inputs (mean values for the whole period), **c)** Relation between imprecision (mean values for each period) and other items of the CaSSiS-P model over the three main study periods (1920-1959, 1960-1991 and 1992-2020) 116

Chapitre 4

Figure 4-1 : Les surplus N et P calculés par le modèle CaSSiS comme la différence entre les entrées (N et P provenant de la fertilisation minérale, de la fertilisation organique, des dépôts atmosphériques et de la fixation symbiotique pour l'azote) et les sorties (N et P exportés par les cultures et les fourrages récoltés et/ou pâturés) annuelle l'échelle nationale/départementale 121

Figure 4-2 : Évolution du surplus de N et de P sur la période 1920-2020 à l'échelle nationale, associée aux principaux événements agricoles et économiques en France, tels qu'identifiés par les six points de rupture détectés à l'aide de la méthode BFAST 123

Figure 4-3 : **a)** Évolution temporelle de l'efficacité d'utilisation de l'azote et du phosphore (NUE et PUE) associée aux trois principales périodes identifiées précédemment et aux cinq années spécifiques ; **b)** Relations entre les apports et les sorties de nutriments (N et P) avec trois zones possibles de NUE et PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de nutriments. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation des nutriments de 50 % et 90 %. Les points sont colorés en fonction des années entre 1920 et 2020 et les formes changent selon les trois périodes (voir texte pour plus de détails). Les dates encadrées correspondent aux années détectées par BFAST, tandis que les dates mises en évidence en rouge désignent des années spécifiques. Les deux figures sont à l'échelle nationale sur la période 1920-2020. 126

Figure 4-4 : Tendances statistiques des surplus de N et P à l'échelle départementale sur les périodes 1920-1990 et 1990-2020 pour l'azote, et sur les périodes 1920-1974 et 1974-2020 pour le phosphore 129

Figure 4-5 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département Eure-et-Loire représentatif du système agricole des « grandes cultures »	131
Figure 4-6 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département de Côtes d'Armor représentatif du système agricole de « l'élevage intensif »	132
Figure 4-7 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département de Lozère représentatif du système agricole de « l'élevage extensif »	133
Figure 4-8 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département de l'Hérault représentatif du système agricole de « viticulture »	134
Figure 4-9 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département Maine-et-Loire représentatif du système agricole de « polyculture-élevage »	135
Figure 4-10 : Diagrammes bidimensionnels des apports en N - rejets en N (à droite) et des apports en P - rejets en P à l'échelle départementale sur la période 2010-2020, avec trois plages possibles de NUE et PUE pour mettre en évidence la relation entre les apports, les rejets et les surplus de nutriments. La ligne pointillée noire correspond à une NUE/PUE de 90 % et une NUE/PUE de 50 %. Les points représentent la moyenne de chaque département sur la période 2010-2020, colorés selon les valeurs de surplus. Les points entourés en noir correspondent aux cinq départements précédemment sélectionnés pour illustrer les cinq systèmes agricoles distincts présents en France : (28) grandes cultures, (22) élevage intensif, (48) élevage extensif, (34) système de culture viticole, (49) système de polyculture-élevage.	136
Figure 4-11 : Moyenne des différents entrées et sorties de N et P (fixation biologique, fertilisation minérale, fertilisation organique, export des cultures et surplus) ainsi que leurs incertitudes associées, à l'échelle départementale en France pour la période 2010-2020	140
Figure 4-12 : Evolution des surplus d'azote (a) et phosphore (b) entre 1920 et 2020 puis une évolution potentielle entre 2020 et 2050 selon des scénarios divers : N1 et P1 optimistes et N2 et P2 pessimistes	145

Chapitre 5

Figure 5-1 : Variabilité et dispersion des surplus communaux sur la période 1955-2020	149
Figure 5-2 : Évolution et répartition des surplus communaux moyennés sur 6 ans en France métropolitaine (« ss » = secret statistique)	150
Figure 5-3 : Carte des sols dominants en France à 1/1 000 000 (à gauche, Gis Sol, 2011) et carte lithologique simplifiée à 1/ 2 000 000 (à droite, modifié d'après BRGM, 2012 ; Hérivaux et Maréchal, 2019)	151
Figure 5-4 : Répartition des catégories originales otex classées selon les données RA 2020 (Agreste - Recensement agricole 2020)	153
Figure 5-5 : La répartition des nouvelles classes otex regroupées à l'échelle communale en 2020...	155

Figure 5-6 : Variabilité des surplus selon les classes d'otex avec le nombre de communes associées pour deux périodes : a) 1970-1975 et b) 2015-2020.....	156
Figure 5-7 : Caractérisation des communes de l'otex 1- Grandes cultures : a) Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, b) Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020 et caractérisation du poste P_{Exp} en fonction des principales catégories de cultures qui le composent sur la période 2015-2020 , c) Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %.....	160
Figure 5-8 : Caractérisation des communes de l'otex 2 - Légumes, fleurs et autres cultures horticoles : a) Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, b) Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonctions des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020 , c) Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %	162
Figure 5-9 : Caractérisation des communes de l'otex 3 - Viticulture et autres fruits : a) Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, b) Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020 et caractérisation du poste P_{Exp} en fonction des principales catégories de cultures qui le composent sur la période 2015-2020, c) Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %	164
Figure 5-10 : Caractérisation des communes de l'otex 4 - Bovins : a) Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, b) Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonctions des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020, c) Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %.....	166
Figure 5-11 : Caractérisation des communes de l'otex 5 - Ovins, caprins et équins: a) Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur	

la période 1955-2020, b) Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonctions des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020, c) Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %.....	168
Figure 5-12 : Caractérisation des communes de l'otex 6 - Volailles et porcins: a) Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, b) Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonctions des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020, c) Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %.....	170
Figure 5-13 : Caractérisation des communes de l'otex 7- Polyculture-élevage: a) Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, b) Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonctions des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020, c) Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %.....	172
Figure 5-14 : Evolution spatio-temporelle des teneurs moyennes en phosphore à l'échelle cantonale sur six périodes quinquennales entre 1990 et 2020	177
Figure 5-15 : Comparaison entre les moyennes des surplus P et des teneurs en P dans les sur la période 2015-2020 à l'échelle cantonale	178
Figure 5-16 : Evolution des surplus P (Moyenne sur 10 ans) sur les périodes 1955-1964, 1965-1974, 1975-1984, 1985-1994, 1995-2004 et 2005-2014	179
Figure 5-17 : les teneurs en phosphore (moyenne sur la période 2015-2020 en mg P/kg) en fonction de l'évolution des surplus moyens P (kg P ha SAU ⁻¹) sur les périodes 1955-1964, 1965-1974, 1975-1984, 1985-1994, 1995-2004 et 2005-2014 au niveau des cantons de la région Hauts-de-France ayant une otex prédominante basée sur les grandes cultures.....	180
Figure 5-18 : les teneurs en phosphore (moyenne sur la période 2015-2020 en mg P/kg) en fonction de l'évolution des surplus moyens P (kg P ha SAU ⁻¹) sur les périodes 1955-1964, 1965-1974, 1975-1984, 1985-1994, 1995-2004 et 2005-2014 au niveau des cantons de la région de Bretagne ayant une otex prédominante basée sur l'élevage	182

Figure 5-19 : les teneurs en phosphore (moyenne sur la période 2015-2020 en mg P/kg) en fonction de l'évolution des surplus moyens P (kg P ha SAU ⁻¹) sur les périodes 1955-1964, 1965-1974, 1975-1984, 1985-1994, 1995-2004 et 2005-2014 au niveau des cantons de la région Occitanie ayant une viti-otex prédominante basée sur la viticulture	183
---	-----

Chapitre 6

Figure 6-1 : Schéma récapitulatif des flux considérés par CaSSiS et ceux non pris en compte.....	188
Figure 6-2 : Exemple de chronique brute de la surface en hectare de la culture de blé dur (graphique à gauche) et de sa complétion avant l'année 1961 (graphique à droite) à l'échelle de la France sur la période 1920-2020	194
Figure 6-3 : Comparaison entre les surplus phosphatés calculés à l'échelle départementale avec les données de la SAA (Carte à gauche) et les surplus phosphatés calculés à l'échelle communale en utilisant les données du RA (carte à droite) pour l'année 2020	196

Liste des tableaux

Chapitre 1

Tableau 1-1 : Caractéristiques et formules des différents types d’engrais minéraux phosphatés	33
--	----

Chapitre 2

Tableau 2-1 : Nombre de catégories concernées par l’imputation des lacunes existantes sur l’ensemble des départements.....	57
Tableau 2-2 : Homogénéisation des différentes classes bovines et attribution de valeurs moyennées en phosphore excrété	58
Tableau 2-3 : Nombres de catégories désagrégées à l’échelle départementale et les périodes de références associées.....	60
Tableau 2-4 : Engrais minéraux phosphatés fournis par l’UNIFA	61
Tableau 2-5 : Méthodes utilisées pour homogénéiser les données de la fertilisation minérale phosphatée	62

Chapitre 5

Tableau 5-1 : Récapitulatif des catégories otex originales et des classes regroupées avec les effectifs correspondants.....	153
Tableau 5-2 : les facteurs de contrôle de l’évolution des surplus P à l’échelle communale pour les communes des 7 otex définies sur les périodes 1955-1974 et 1975-2020.....	173
Tableau 5-3 : Statistiques sommaires des données cantonales des teneurs en P équivalent Olsen dans la couche arable (0-30 cm) (mg P/kg) pour des périodes quinquennales entre 1990 et 2020	176

Introduction

Jusqu'au début du 20^{ème} siècle, la productivité des cultures était entravée par la disponibilité limitée d'éléments nutritifs tels que l'azote (N) et le phosphore (P) dans les sols agricoles. Cependant, la découverte de gisements de roches phosphatées et l'invention du procédé Haber-Bosch ont considérablement amélioré la fertilité des sols agricoles. La période post-Seconde Guerre mondiale a été marquée par la "révolution verte", une phase de modernisation et d'intensification de l'agriculture qui a permis d'accroître la production alimentaire mondiale et de surmonter les crises alimentaires d'après-guerre. L'utilisation intensive de fertilisants synthétiques a été au cœur de cette transformation, conduisant les pays européens vers l'autosuffisance alimentaire (Bennett et *al.*, 2001 ; Liu et *al.*, 2017 ; Akbarzadeh et *al.*, 2019). Toutefois, cette intensification a également perturbé considérablement les cycles de l'azote et du phosphore, l'agriculture devenant le principal consommateur de ces deux nutriments (Prasuhn et Flisch, 2005 ; Ringeval et *al.*, 2014 ; Tilman et *al.*, 2002 ; Vitousek et *al.*, 2010).

Les répercussions ont affecté la qualité des sols, des eaux de surface, des eaux souterraines, et même de l'atmosphère (Galloway, 1998 ; Shröder et *al.*, 2004). L'excès de nutriments dans les masses d'eau a conduit à une détérioration de la qualité de l'eau en raison de prolifération excessive de la biomasse algale par le biais du phénomène d'eutrophisation, affectant les écosystèmes aquatiques continentaux et marins (Smith, 2003). Cette situation a eu des conséquences néfastes telles qu'une réduction de la biodiversité, une détérioration de la qualité de l'eau potable, la perte d'habitats et divers impacts négatifs sur la santé humaine (Bouwman et *al.*, 2009 ; Sharpley et Wang, 2014 ; Van Meter et *al.*, 2021). Dans les décennies à venir, l'intensification et l'expansion de l'agriculture devraient se poursuivre, en réponse à la croissance démographique et à l'amélioration du niveau de vie dans de nombreuses régions du monde. Cette tendance risque d'aggraver encore davantage l'altération des cycles de l'azote et de phosphore et les effets d'eutrophisation (Tilman et *al.*, 2001). Cette altération est particulièrement marquée dans le cas du phosphore, une ressource finie et non renouvelable dont les réserves pourraient s'épuiser dans les 50 à 100 prochaines années (Cordell et *al.*, 2009 ; Cordell et White, 2011). De plus, les gisements de roche phosphatée sont géographiquement limités à quelques pays. Cette concentration des réserves a engendré des dépendances géopolitiques et des tensions. Des événements notables comme la crise pétrolière des années 1970, la crise alimentaire de 2008, et le conflit russo-ukrainien depuis 2022 (la Russie étant un important exportateur mondial de phosphates) ont entraîné des hausses des prix des engrais phosphatés. En conséquence, l'intérêt pour la sécurité à long terme du phosphore a augmenté, attirant l'attention des scientifiques, des décideurs politiques et des agriculteurs (Cordell et White, 2011 ; Panagos et *al.*, 2022).

Pour une meilleure gestion de ces deux nutriments, diverses directives et réglementations politiques ont été instaurées au niveau européen depuis les années 1990. Leur objectif est de réguler et réduire les charges de nutriments dans les systèmes hydrologiques, d'améliorer les pratiques de gestion des nutriments et de limiter les pertes d'azote et de phosphore des sols agricoles. Ces mesures englobent l'amélioration des pratiques de gestion dans les zones agricoles intensives, la réduction de l'utilisation des produits phosphorés (notamment par le biais de législations sur les détergents), l'accroissement de la connectivité des effluents domestiques et industriels aux stations d'épuration, ainsi que l'optimisation du traitement des eaux usées. Bien que ces initiatives aient été bénéfiques pour certaines masses d'eau, une partie des flux de polluants diffus demeure insuffisamment contrôlée (Dorioz et Trevisan, 2008 ; Bouraoui et *al.*, 2011). Certains bassins fluviaux, tels que la Loire (Minaudo et *al.*, 2015) et la Seine (Passy et *al.*, 2013) montrent encore des signes d'eutrophisation. L'inversion complète du processus d'eutrophisation peut être ardue, surtout en présence de sources de pollution diffuses ou ponctuelles (Dorioz et Trevisan, 2008) et de nouvelles pressions sur les bassins versants, telles que l'urbanisation périphérique et les changements climatiques. D'autre part, de nombreux auteurs ont souligné que la réponse des bassins fluviaux aux mesures d'atténuation est retardée de plusieurs années à plusieurs décennies, en raison du temps de transfert long des nutriments à travers les systèmes de sols et d'eaux souterraines, ainsi que de la capacité de rétention des bassins versants (Dorioz et Trevisan, 2008 ; Cherry et *al.*, 2008 ; Fovet et *al.*, 2015).

Pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion des nutriments, divers indicateurs sont utilisés, parmi lesquels l'approche du bilan de nutriments se distingue comme un outil indispensable pour une gestion durable de l'azote et de phosphore (OCDE, 2001 ; Waston et *al.*, 2002 ; Oenema et *al.*, 2003 ; Eurostat, 2013 ; Zhang et *al.*, 2020). Ces indicateurs revêtent une importance capitale dans l'élaboration des politiques et dans la gestion environnementale (Bockstaller et *al.*, 2012 ; Zhang et *al.*, 2020). Leur élaboration nécessite des bases analytiques robustes et des fondements solides, car ils fournissent aux gestionnaires et aux décideurs politiques les données et les informations nécessaires pour réaliser des analyses précises, prendre des décisions éclairées et mettre en œuvre des actions efficaces (Oenema et *al.*, 2003 ; Zhang et *al.*, 2020). Une compréhension détaillée des dynamiques des nutriments aide à anticiper les impacts futurs des changements climatiques et des évolutions socio-économiques, facilitant ainsi l'adaptation des pratiques agricoles.

Dans cette perspective, un premier travail a été réalisé dans le cadre de la thèse de C. Poisvert (2018) sur l'analyse des surplus azotés en France au cours du siècle dernier. La présente étude a pour objectifs de quantifier le bilan phosphaté à différentes échelles spatiales (nationale, départementale et communale) d'analyser son évolution à long terme et de la comparer avec celle de l'azote tout en identifiant les facteurs de contrôle de leur évolution.

Pour répondre à ces objectifs, ce travail se compose de six chapitres. Le premier chapitre présente le contexte scientifique et les problématiques, détaillant le rôle de l'azote et du phosphore dans les agrosystèmes, l'impact environnemental de leur utilisation excessive, les directives politiques en place, et l'approche des bilans de nutriments comme indicateur clé de gestion, tout en identifiant les questions scientifiques de l'étude. Le deuxième chapitre expose les données agricoles utilisées, leur mise en forme, ainsi que les méthodes de construction des chroniques et de quantification du bilan phosphaté. Dans le troisième chapitre, les résultats concernant les surplus de phosphore et les facteurs de contrôle de leur évolution en France sur la période 1920-2020 sont présentés à l'échelle nationale et départementale. Ensuite, le quatrième chapitre offre une analyse comparative de l'évolution des surplus d'azote et de phosphore, en examinant les tendances, les facteurs de contrôle et les perspectives de leur évolution potentielle à l'échelle nationale et départementale. Le cinquième chapitre se concentre sur les surplus de phosphore à l'échelle communale et analyse les variations et tendances des surplus phosphatés de 1955 à 2020, en les mettant en relation avec les stocks cantonaux de phosphore dans le sol. Enfin, le sixième chapitre discute des opportunités et perspectives d'amélioration du modèle CaSSiS, en identifiant les limitations liées à la quantification du bilan phosphaté et à l'interprétation des résultats, ainsi que les stratégies pour les surmonter. La conclusion synthétise les résultats clés obtenus et propose des axes de recherche futurs basés sur les travaux réalisés.

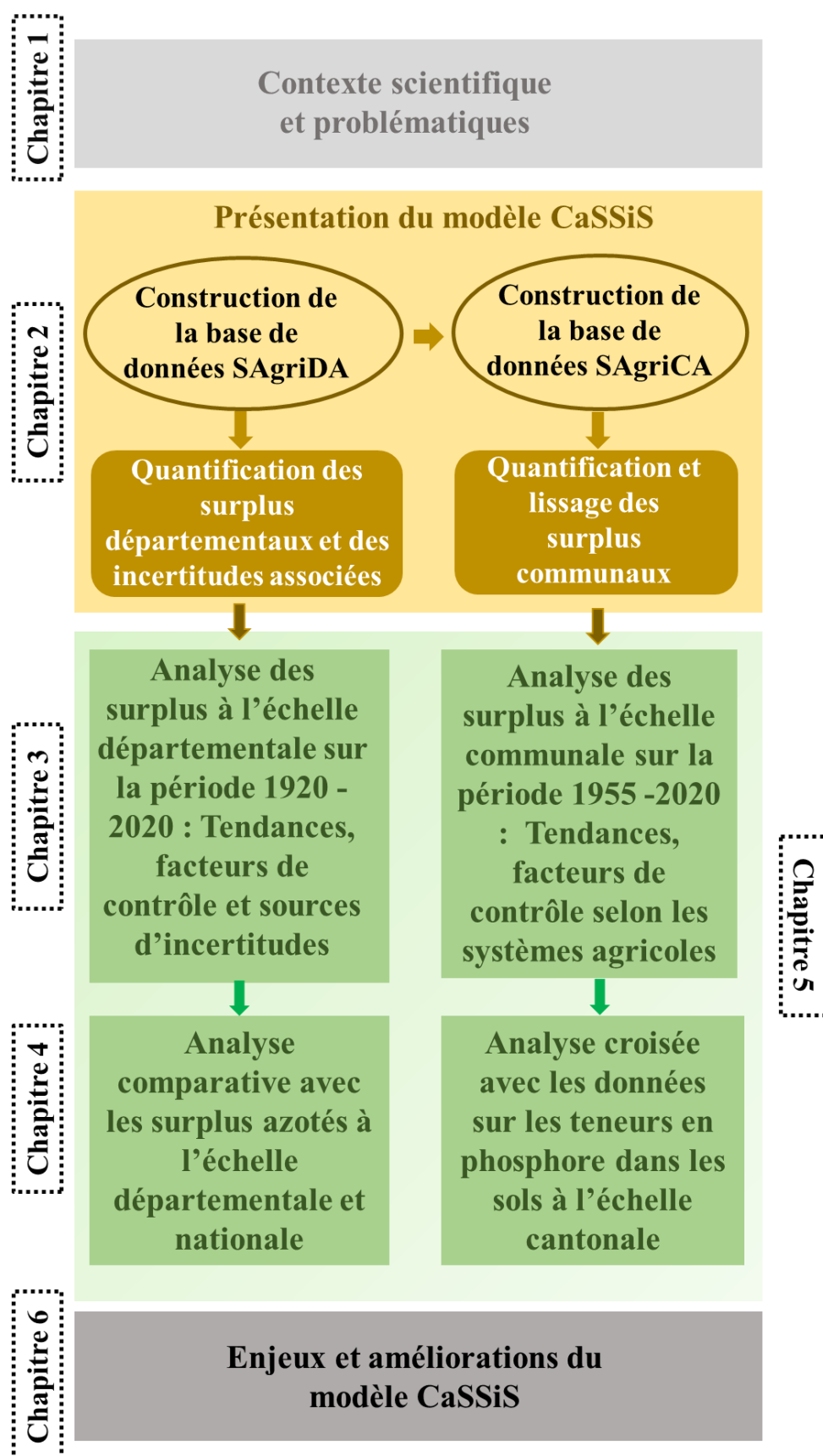


Figure 0-1 : Organisation des chapitres du manuscrit

Chapitre 1 : Contexte scientifique et problématiques

I. Contexte scientifique : Gestion et enjeux environnementaux de l'azote et du phosphore en agriculture

1. Importance de l'azote et de phosphore en agriculture

L'azote et le phosphore sont deux éléments chimiques indispensables au développement des organismes vivants. L'azote est nécessaire pour la formation des acides aminés et des bases azotées, constituants de base des protéines et de l'ADN. De son côté, le phosphore entre dans la composition des acides nucléiques (ADN, ARN) porteurs d'informations génétiques et joue un rôle clé dans le transfert biochimique d'énergie (AMP, ADP, ATP). Il est également présent dans les phospholipides des membranes cellulaires (Marschner, 1995 ; Ruttenberg, 2003).

L'azote et le phosphore sont des macroéléments essentiels largement utilisés en agriculture en raison de leur rôle important dans divers processus biochimiques des plantes, tels que la respiration, la production de biomasse, le développement des racines et la croissance rapide (Lemercier et *al.*, 2008 ; Peyraud et *al.*, 2012 ; Briat et Job, 2017). Ils sont également vitaux pour la croissance des animaux d'élevage et leurs productions (Sharpley et *al.*, 2007).

L'azote est abondant, principalement présent sous forme de diazote (N_2) dans l'atmosphère, qui constitue environ 78% de la composition atmosphérique terrestre. Cette forme stable de l'azote n'est pas directement utilisable par la plupart des êtres vivants, à l'exception de certains organismes procaryotes, notamment ceux présents dans le sol, qui réalisent un processus appelé fixation biologique (Cleveland et *al.*, 1999). L'azote est souvent considéré comme le facteur limitant principal pour la croissance des plantes, bien qu'il puisse être apporté aux sols agricoles par voies naturelles (Fixation symbiotique et/ou dépôts atmosphériques ; Galloway et *al.*, 2004). Pour le phosphore, la diffusion sur Terre résulte de l'altération et de l'érosion des roches phosphatées. En conséquence, il est présent dans les sols, les sédiments, ainsi que dans les eaux de surface et souterraines (Stevenson et Cole, 1999). Dans les sols, le phosphore est non volatil et présente une forte affinité pour la phase solide minérale. Les formes ioniques (orthophosphates) sont activement fixées par les particules du sol, les suspensions et les sédiments, notamment par leurs fractions argileuses (Robert, 1996). En raison de ces interactions fortes avec les autres constituants du sol et de la faible solubilité des minéraux phosphatés, sa disponibilité

pour l'absorption des plantes est limitée (Vitousek et *al.*, 2010 ; Pellerin et Nesme, 2015). Environ 30 à 40 % des terres arables mondiales sont affectées par cette limitation de disponibilité de phosphore, impactant ainsi la production agricole (Kvakić et *al.*, 2018 ; Runge-Metzger, 1995 cité dans Mollier et *al.*, 2019).

Pour assurer une bonne production végétale et animale, il est nécessaire de fournir aux sols cultivés et aux animaux des quantités suffisantes de ces deux nutriments (Prasuhn et Flisch, 2005 ; Jarosch, 2015). Ces apports d'azote et de phosphore peuvent provenir de différentes origines.

1.1. Apports d'origine organique

Les animaux ingèrent l'azote (sous forme de protéines) et le phosphore dans leurs rations pour répondre à leurs besoins nutritionnels, qui seront ultérieurement excrétés sous forme d'urine ou de fèces. Ces excréments, lorsqu'ils sont restitués au pâturage ou épandus comme effluents d'élevage sur les parcelles agricoles, constituent des sources significatives d'azote et de phosphore pour la fertilisation des cultures et des prairies (Fourrie et *al.*, 2011 ; Peyraud et *al.*, 2012).

Avant le 20^{ème} siècle, les apports en azote et en phosphore étaient essentiellement issus du recyclage des matières organiques animales (fumier, os broyés) et humaines (excrétions humaines, déchets urbains, cendres) (Lecuyer, 2013). Pendant cette période, les systèmes agricoles mixtes, combinant agriculture et élevage, prédominaient et la fertilisation organique était largement utilisée pour maintenir la fertilité des sols agricoles (Landais et *al.*, 1994). Le recyclage des nutriments se produisait localement : les nutriments absorbés par les plantes provenant du sol étaient consommés par les animaux et ensuite réintroduits dans le sol via leurs déjections (Pellerin et Nesme, 2015). Toutefois, à partir des années 1950, l'intensification de l'agriculture, avec l'émergence de systèmes agricoles spécialisés (grandes cultures, élevage intensif, etc.), ainsi que l'urbanisation et l'essor des échanges commerciaux à longue distance (engrais, aliments pour animaux, produits agro-alimentaires, etc.), ont altéré les cycles des nutriments, avec une adoption croissante des engrais synthétiques (Galloway et *al.*, 1995 ; Galloway et *al.*, 2004 ; Pellerin et Nesme, 2015). Malgré ces changements, l'élevage continue à jouer un rôle crucial dans la fertilisation des terres agricoles, en raison de l'accroissement constant du cheptel (**Figure 1-1**). Les conduites des systèmes d'élevage ont également évolué au cours du temps en termes d'alimentation, des bâtiments d'élevages, des productions, etc. ce qui a entraîné un changement dans les rejets d'azote et de phosphore par les activités d'élevage (Levasseur et *al.*, 2019). Pour le phosphore, les effluents d'élevage représentent 310 000 tonnes de P par an en France, pouvant même surpasser les apports de phosphore provenant de la fertilisation minérale (Senthilkumar et *al.*, 2012 ; Pellerin et Nesme, 2015).

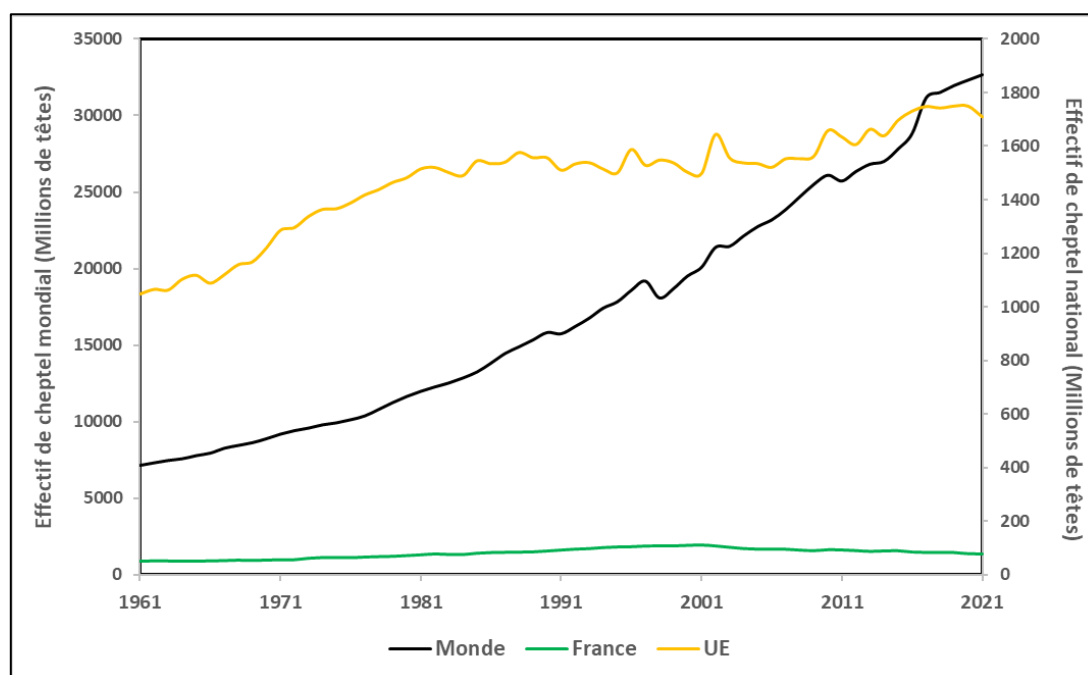


Figure 1-1: Nombre de têtes du cheptel national, européen (UE-27) et mondial

(FAO, <http://www.fao.org/home/fr/>, consulté le 19/06/2023)

La quantification des effluents d'élevage, basée sur les quantités excrétées par les animaux de bétail (ruminants et monogastriques), est bien documentée dans la littérature, notamment grâce aux travaux de CORPEN (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles) qui ont pour objectifs de quantifier les flux des éléments minéraux (N, P, K) par les effluents d'élevage afin de maîtriser les risques de la pollution des eaux. La méthode de calcul s'effectue à partir de la différence entre la quantité d'élément ingérée et la quantité d'élément fixée par le bétail et permet de prendre en compte différents systèmes fourragers pour calculer les quantités excrétées à l'échelle de l'animal. Ainsi, les calculs prennent en considération plusieurs paramètres à savoir l'âge de l'animal, son stade physiologique, son poids vif, sa destination, etc. (CORPEN, 1999).

Outre les déjections animales, d'autres fertilisants organiques, notamment les déchets urbains conventionnels tels que les biodéchets et les déchets verts, peuvent contenir de l'azote et du phosphore et servir d'apport pour ces nutriments dans les sols agricoles. Cependant, leur contribution reste limitée, totalisant seulement quelques millions de tonnes au niveau national en France, et fournissant des flux d'azote et de phosphore insuffisants pour substituer efficacement les engrais minéraux, excepté dans certaines zones urbaines (Verger et *al.*, 2018). Les boues issues des stations d'épuration sont également valorisées en agriculture (Houot et *al.*, 2014). Elles permettent le recyclage d'une partie significative du

phosphore, mais représentent des flux mineurs à l'échelle nationale comparant aux autres apports d'azote et de phosphore (Le Noë et *al.*, 2018b ; Einarsson et *al.*, 2020).

1.2. Apports d'origine minérale

Au cours du 20^{ème} siècle, la production agricole a connu une forte croissance grâce à l'utilisation généralisée de fertilisants minéraux d'origine industrielle (Erisman et *al.*, 2008). Actuellement, chaque année, environ 200 millions de tonnes d'engrais minéraux sont consommées, et cette tendance à la hausse est susceptible de se poursuivre dans les années à venir (FAO, 2015). Les engrais azotés, totalisant environ 110 millions de tonnes, et les engrais phosphatés, à hauteur d'environ 50 millions de tonnes (exprimés en P_2O_5), figurent parmi les fertilisants minéraux les plus largement consommés, selon les données de IFA (*International Fertilizer Association*).

L'ère de l'azote synthétique a débuté en 1908 avec Fritz Haber, qui a développé un procédé pour convertir le diazote de l'air en ammoniac (NH_3). Cette forme réactive d'azote peut ensuite être transformée en divers engrais de synthèse (urée $CO(NH_2)_2$, ammonium NH_4^+ ou nitrate NO_3^-). La synthèse des engrais minéraux azotés implique la réaction de l'ammoniac avec le dihydrogène, processus industrialisé à grande échelle par Carl Bosch en 1913, désormais connu sous le nom de procédé Haber-Bosch. On estime que l'utilisation d'engrais azotés de synthèse a augmenté les rendements de 30 à 50% et a été cruciale dans le passage d'une population mondiale de moins de 2 milliards d'habitants au début du 20^{ème} siècle à plus de 7 milliards aujourd'hui (Erisman et *al.*, 2008). Environ 50% de la population mondiale dépend actuellement du procédé Haber-Bosch pour son alimentation (Sutton et *al.*, 2013), avec l'azote produit par ce processus représentant environ 70% de l'azote utilisé dans les systèmes agricoles. La demande mondiale en engrais azotés a augmenté depuis 1960, principalement en raison de la croissance observée en Chine et en Inde. La position de la France sur le marché mondial des engrais azotés a décliné au fil des ans. Autrefois le quatrième plus grand consommateur en 1980, la France a reculé à la neuvième place en 2015. Parmi les types d'engrais azotés les plus utilisés en France, on trouve principalement les solutions azotées et le nitrate d'ammonium (IFA).

L'agriculture moderne repose également sur l'utilisation des engrais phosphatés minéraux. Depuis la révolution industrielle, l'enrichissement des sols en phosphore est de plus en plus dominé par des ressources non renouvelables telles que le guano (accumulation d'excréments d'oiseaux de mer) et les minéraux phosphatés (Zhang et *al.*, 2017 ; **Figure 1-2**). Des efforts de recherche ont été entrepris, notamment dans les années 1840, lorsque J.B. Lawes a démontré que l'application de phosphate de calcium solubilisé par un traitement acide pouvait améliorer les rendements des cultures (Mollier et *al.*, 2019). Cette découverte, associée à l'exploitation de gisements de roches phosphatées, a considérablement amélioré la fertilité des sols agricoles, et la fertilisation minérale est devenue la

principale stratégie pour pallier la faible disponibilité de phosphore dans les sols et maintenir des rendements élevés (Boniface et Trocmé, 1988 ; Van Vuuren *et al.*, 2010).

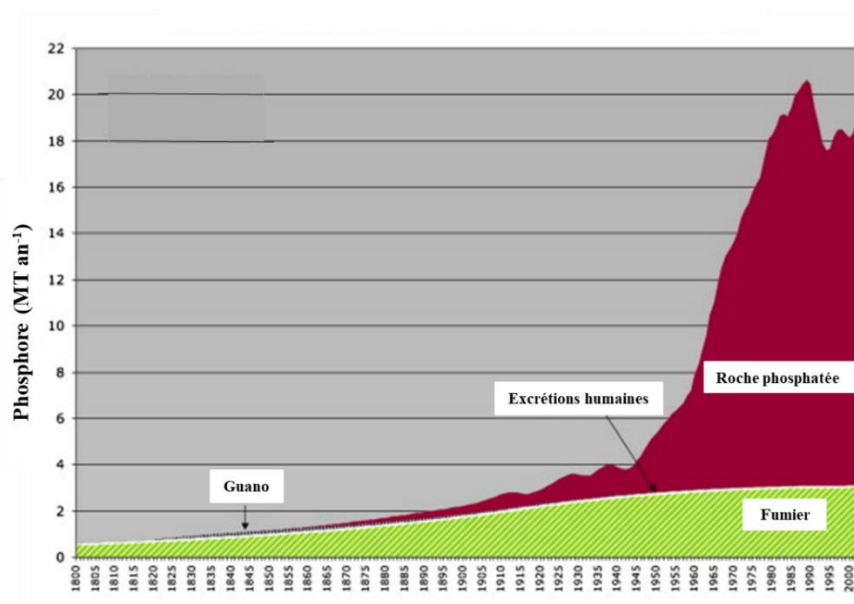


Figure 1-2: Evolution historique de la fertilisation phosphatée par le fumier, les excréments humains, le guano et la roche phosphatée entre 1800 et 2000

(Cordell *et al.*, 2009)

Le phosphore des engrais synthétiques est extrait de minerais connus sous le nom de roches phosphatées ou phosphates naturels. Ces ressources sont principalement classées en deux types : les gisements de phosphate sédimentaire et les gisements de phosphate igné (Zenaidi Karray, 1987 ; Testud, 2011). Les premiers comprennent le phosphate marin et les dépôts biogènes, issus notamment de l'accumulation de guano d'oiseaux et de chauves-souris. Quant au phosphate igné, il provient de roches magmatiques où la majorité du phosphore a été incorporée dans la structure cristalline de l'apatite lors de la cristallisation. Globalement, environ 80 à 90 % du phosphate utilisé provient de gisements sédimentaires, avec les principaux gisements économiques localisés en Afrique du Nord, au Moyen-Orient, en Chine et aux États-Unis (Testud, 2011). Les gisements ignés représentent quant à eux environ 10 à 20 % des ressources mondiales, avec une production actuelle issue de mines situées en Russie, en Finlande, au Brésil et en République d'Afrique du Sud (Zapata et Roy, 2004).

L'ensemble de ces gisements est exploité depuis la fin du 18^{ème} siècle et a permis de fournir une grande partie du phosphore utilisé en agriculture. Ces roches provenant des gisements contiennent une concentration élevée de phosphate (entre 4% et 30% de P_2O_5) (Van Kauwenberg, 2010 ; Tournis et Rabinovitch, 2011). Les phosphates dérivés sont souvent sous forme d'apatite ou de minéraux d'altération secondaire de celle-ci. Ils sont utilisés majoritairement dans l'industrie de la fertilisation (90% à l'échelle mondiale et 65% au niveau de l'Europe de l'Ouest ; Zapata et Roy, 2004).

Le phosphate naturel extrait des gisements de roches phosphatées subit un processus industriel majeur basé sur la solubilisation. Ce procédé, qui implique l'ajout d'acide sulfurique, permet de produire directement du superphosphate simple (SSP) ou de l'acide phosphorique (H_3PO_4), constituant la molécule de base de près de 85 % des engrais phosphatés (FAO, 2011). L'acide phosphorique ainsi obtenu est ensuite transformé en divers types d'engrais simples, tels que le superphosphate triple (TSP), ou mélangé à de l'ammoniac et/ou du chlorure de potassium pour former des engrais composés binaires comme les phosphates d'ammonium (MAP : Mono-Ammonique Phosphate et DAP : Di-Ammonique Phosphate) ou tertiaires NPK (**Figure 1-3**).

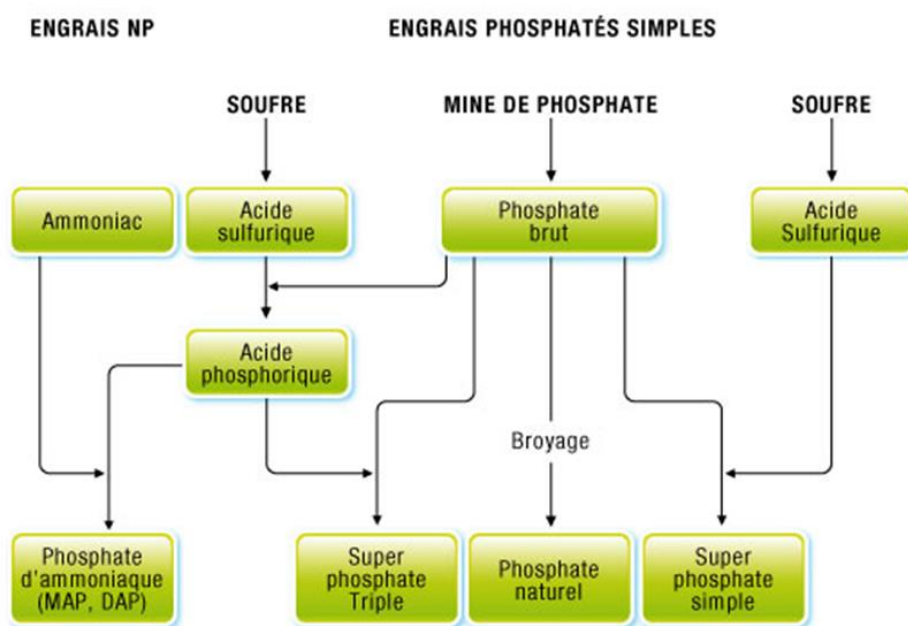


Figure 1-3 : Les différents processus de fabrication des engrais minéraux phosphatés

(UNIFA, <https://fertilisation-edu.fr/production-ressources/engrais-phosphates.html>, consulté le 15/06/2023)

Il existe plusieurs types d'engrais minéraux phosphatés qui peuvent être utilisés par les agriculteurs : les engrais simples (les superphosphates, les scories Thomas, le phosphate naturel), les engrais composés binaires (les phosphates d'ammonium, les phosphopotassique) et les engrais composés ternaires (NPK). Ces fertilisants extraits de minerais appelés phosphates naturels, contiennent selon leur origine (sédimentaire ou magmatique) des concentrations différentes de phosphate (**Tableau 1-1**).

Tableau 1-1 : Caractéristiques et formules des différents types d'engrais minéraux phosphatés

Nom	Type d'engrais	Formule chimique	Teneur en P_2O_5 (%)	Caractéristiques
Phosphate naturel	Simple		15 à 25	-Favorable pour les sols acides -Moyenne concentration
Superphosphate	Simple	$Ca(H_2PO_4)_2$	18 à 20	-Il est peu concentré en P -Il apporte du S et du Ca.
Les supertriples	Simple	$Ca(H_2PO_4)_2$	45 à 48	-Forte concentration -Coût moins élevé.
Les scories de thomas	Simple		12 à 22	-Ils contiennent plusieurs oligoéléments ; -Ils sont chers.
Le phosphate d'ammonium	Composés binaires	MAP: $NH_4H_2PO_4$ DAP: $(NH_4)_2HPO_4$	46	-Forte concentration ; -Relativement chers
NPK	Composés ternaires		Selon la composition	

Sources : Fayard et Binh, 1990 ; Fertilisation-edu (<https://fertilisation-edu.fr/le-raisonnement-de-la-fertilisation/phosphore-potassium-et-magnesium.html>, consulté le 15/06/2023)

Le choix de l'engrais dépend de facteurs multiples, notamment les caractéristiques des sols, les besoins spécifiques des cultures et les considérations économiques liées au coût de l'engrais (FAO, 2011). Les considérations économiques jouent un rôle crucial dans les décisions des agriculteurs, qui cherchent à obtenir le meilleur rendement possible au prix le plus avantageux. Toutefois, dans certaines situations, les options peuvent être limitées. Par exemple, dans les sols acides à très acides, l'utilisation d'engrais tels que les scories de Thomas et les phosphates naturels tendres peuvent être nécessaire. En revanche, dans les sols riches en calcaire actif, les engrais contenant du P_2O_5 soluble dans le citrate d'ammonium neutre peuvent offrir une efficacité accrue (Gros, 1979).

A l'échelle mondiale, les engrais binaires MAP et DAP constituent presque la moitié de la consommation d'engrais phosphatés. En Europe, ce sont les engrais composés NPK (42%) suivis des engrais binaires de phosphates d'ammonium qui sont les plus utilisés par les agriculteurs. La situation n'est pas très différente à l'échelle de la France où les engrais composés sont largement les plus épandus au niveau des sols agricoles (78%) (**Figure 1-4**).

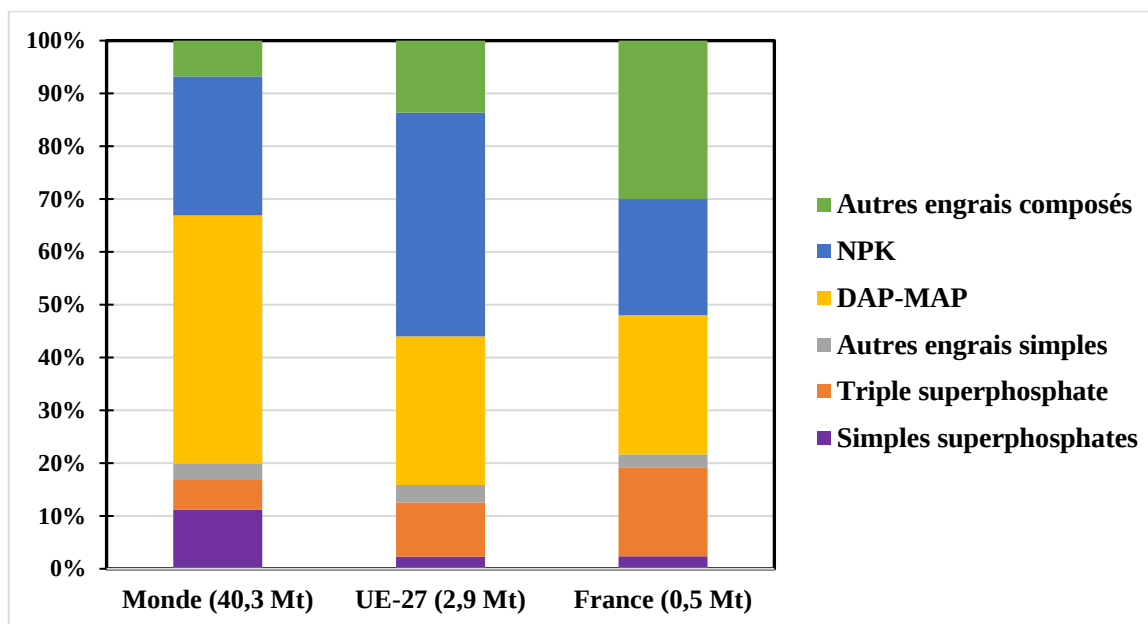


Figure 1-4 : La consommation mondiale, européenne (UE 27) et nationale moyennée sur la période 2000-2020 de différents types d’engrais phosphatés

(IFA, <https://www.fertilizer.org/>, consulté le 22/06/2023)

En 2019, la production mondiale de roche phosphatée a enregistré une légère baisse pour s'établir à 227 millions de tonnes, contre 228 millions de tonnes en 2018. Les principaux producteurs, notamment la Chine (95 millions de tonnes), le Maroc (35,5 millions de tonnes) et les États-Unis (23,3 millions de tonnes), ont représenté 68 % du total mondial (Zapata et Roy, 2004). En Europe, la majorité des engrais phosphatés consommés est importée sous forme de produits finis ou de matières premières, comme les roches phosphatées ou l'acide phosphorique. En France, ainsi que dans de nombreux autres pays d'Europe occidentale, l'utilisation d'engrais minéraux phosphatés a connu une forte augmentation entre 1950 et 1970 (Pellerin et Nesme, 2015). Depuis les années 1970-1980, cette tendance a été inversée, en raison de l'adoption de pratiques de fertilisation raisonnée et des incitations économiques visant à réduire les coûts de production agricole. Ces dernières années, la demande en engrais minéraux phosphatés a commencé à augmenter dans certains pays, suscitant des préoccupations quant à la dépendance croissante du marché européen aux importations, surtout compte tenu de l'épuisement progressif des réserves de phosphates et de la croissance continue de la demande mondiale, avec une pression concurrentielle accrue des pays émergents (Cordell et *al.*, 2009 ; Malingreau et *al.*, 2012 ; **Figure 1-5**).

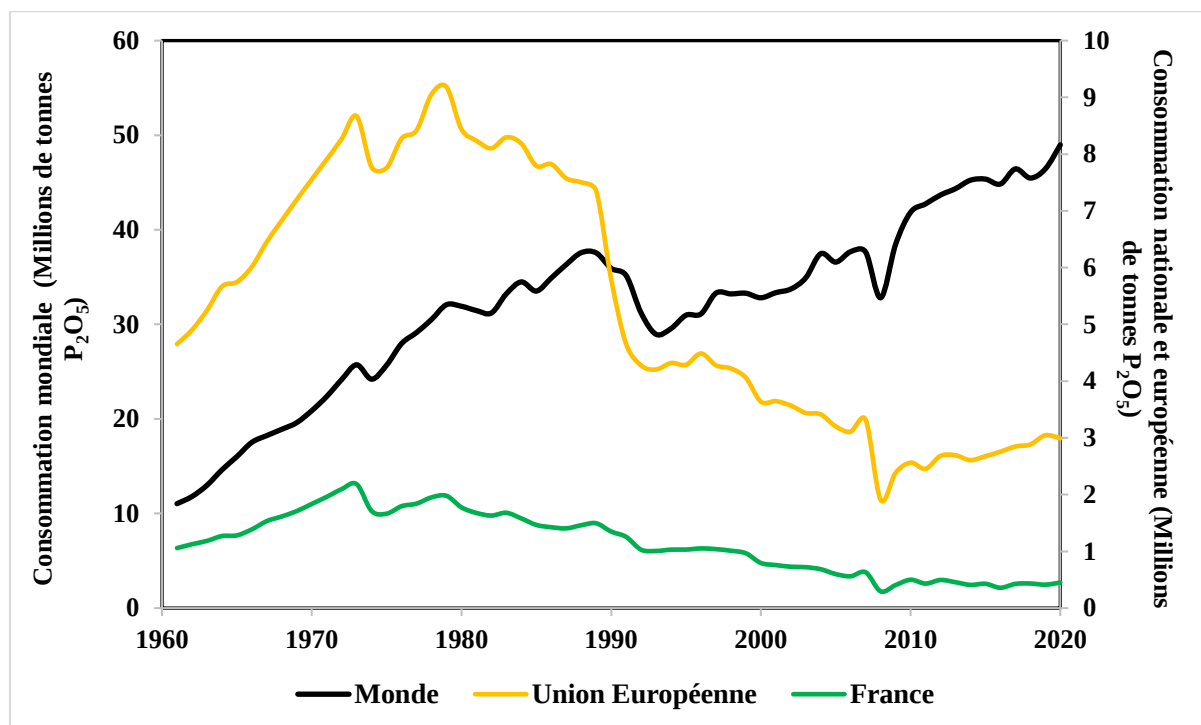


Figure 1-5 : Consommation européenne, mondiale et nationale, d'engrais minéraux phosphatés

(IFA, <https://www.fertilizer.org/>, consulté le 22/06/2023)

1.3. Apports d'origine atmosphérique

Les dépôts atmosphériques d'azote peuvent se produire sous forme humide ou sèche. Les composés azotés déposés comprennent des espèces chimiques telles que l'ammoniac (NH₃), l'oxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂), ainsi que des produits de réactions impliquant des formes réduites (NH₃) et oxydées de l'azote (monoxyde d'azote et dioxyde d'azote). Les dépôts secs d'azote impliquent le transport de gaz (NH₃, HNO₃, NO, NO₂) et d'aérosols vers la surface du sol ou de l'eau en l'absence de précipitations, tandis que les dépôts humides d'azote se produisent par remobilisation des particules et des gaz via les précipitations (neige, pluie, brouillard).

Le cycle du phosphore diffère de celui de l'azote car il ne comporte pas de phase gazeuse significative à l'échelle des systèmes cultivés (Morel et al., 2018). Les dépôts atmosphériques de phosphore sont donc moins étudiés et moins pris en compte (Anderson et Downing, 2006). Cependant, des études révèlent des retombées atmosphériques de phosphore significatives mais variables selon les régions. Selon Ryding et Rast (1994), les dépôts atmosphériques de phosphore sur les terres agricoles peuvent être estimés à 0,66 kg P ha⁻¹ an⁻¹, avec des valeurs allant de 0,12 à 0,97 kg P ha⁻¹ an⁻¹.

Comme pour l'azote, les dépôts atmosphériques de phosphore se produisent se forme humide et sèche. Les formes humides se déposent lors des précipitations de pluie ou de neige, tandis que les dépôts atmosphériques secs résultent du transport de gaz et de particules de l'air vers les surfaces des paysages aquatiques et terrestres (Anderson et Downing, 2006). Les retombées totales (humides et sèches) sont principalement sous forme dissoute (90%) (Dorioz et Trevisan, 2008 ; Peters et Reese, 1995).

Les sources des dépôts atmosphériques de phosphore comprennent la circulation par érosion éolienne de particules fines des sols agricoles riches en phosphore, le travail du sol, la combustion de carburants organophosphatés, les rejets d'usines d'incinération, les émissions naturelles (pollen, etc.), la poussière des sols et des déserts, les aérosols marins, les particules d'aérosols biologiques primaires (micro-organismes, unités de dispersion, fragments, etc.), etc. (Jassby et *al.*, 1994 ; Redfield, 2002 ; Némery, 2003 ; Anderson et Downing, 2006).

1.4. Apports par fixation symbiotique

La fixation biologique est le processus par lequel les micro-organismes convertissent l'azote atmosphérique (N_2) en composés protéiques utilisables. Elle peut être réalisée par des micro-organismes libres ou par ceux qui établissent une symbiose avec les plantes légumineuses (Fabaceae) telles que le trèfle, la luzerne et les pois. Ces bactéries, normalement présentes dans le sol, sont attirées par les racines des légumineuses émettant des substances spécifiques. Elles pénètrent ensuite dans les racines, où elles forment des nodosités, et y réalisent la fixation symbiotique de l'azote (Peyraud et *al.*, 2012). La fixation symbiotique ne contribue pas à l'apport en phosphore.

En bref, l'extraction de phosphore des gisements et l'invention du procédé Haber-Bosch ont été déterminants pour l'augmentation spectaculaire des rendements agricoles depuis la seconde moitié du XX^{ème} siècle, rendant possible de nourrir une population croissante (Mosier et *al.*, 2004). Depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale, l'agriculture intensive, marquée par l'utilisation de fertilisants synthétiques, s'est imposée, permettant aux pays européens d'atteindre l'autosuffisance alimentaire. Cependant, cette intensification agricole a également perturbé les cycles globaux de l'azote et du phosphore sur Terre, contribuant aux problèmes environnementaux actuels (Rockström et *al.*, 2009 ; Billen et *al.*, 2011 ; Sutton et *al.*, 2011).

2. Transfert de l'azote et du phosphore vers les hydrosystèmes

L'azote et le phosphore d'origines agricoles peuvent rejoindre les cours d'eau par des sources ponctuelles qui émettent les nutriments par des activités toujours bien localisées dans l'espace indépendamment des conditions climatiques (fuites liées aux stockages agricoles, rejets liés aux activités de transformation,

etc.), et par des sources diffuses, plus complexes à localiser et à quantifier aussi bien dans l'espace que dans le temps, constituent la principale voie de transfert de l'azote et une part importante du phosphore dans les milieux aquatiques lors des épisodes pluvieux (ruissellement sur les bâtiments de bétail, contribution des terres agricoles, etc.) sans origine spatiale précise (Pinay et *al.*, 2018). En France, entre 2005 et 2009, les transferts diffus d'origine agricole ont contribué à 46 % du flux total de phosphore et à 97 % de celui de l'azote dans les cours d'eau (Dupas et *al.*, 2015).

En général, la majorité de l'azote minéral (sous forme de nitrates) ou organique est transportée dans les bassins-versants sous forme dissoute (Pinay et *al.*, 2018). Le transfert des nitrates vers les cours d'eau s'effectue par lixiviation sous l'action des eaux de percolation. La lixiviation est conditionnée par plusieurs facteurs : la transformation des matières organiques dans le sol et les apports en fertilisants ou effluents agricoles ; les besoins en azote des cultures, en fonction de leur type et de leur stade de croissance ; la capacité du système racinaire à capter les nitrates ; et enfin, la circulation de l'eau dans le sol, elle-même influence par les prélèvements, l'évapotranspiration et la capacité du sol à retenir l'eau. Cette dynamique hydrique inclut le ruissellement en surface, l'infiltration - où l'eau est retenue dans les couches racinaires si le sol n'est pas saturé -, et la percolation en profondeur lorsque le sol est saturé (Leterme et *al.*, 1997).

Pour le phosphore, les apports ponctuels génèrent des eaux très concentrées essentiellement sous forme dissoute de manière constante dans le temps, alors que les pertes de phosphore d'origine diffuse sont principalement sous forme particulaire mais également dissoute. En outre, les pertes de P diffus sont très variables dans l'espace et dans le temps et dépendent essentiellement des conditions hydrologiques, de la dynamique de l'eau dans le sol et de la gestion des parcelles agricoles (bilan de P sur l'exploitation, date et forme d'apport d'engrais, travail du sol, rotation, système de pâturage) (Haygarth et Jarvis, 1999 ; Némery, 2003 ; Frossard et *al.* 2004 ; Dorioz, 2007 ; Dorioz, 2013).

Deux principaux mécanismes entraînent la mobilisation et le transfert du phosphore diffus vers les systèmes aquatiques. Ils dépendent, comme nous l'avons mentionné ci-dessus, de l'hydrologie et de la dynamique de l'eau dans le sol (L'état hydrique du sol, sa texture, son état de surface, la morphologie du relief, la saison ou l'intensité des pluies, le mode d'occupation du sol, le couvert végétal, etc.) :

- Le transfert de P par ruissellement de surface qui ne concerne que le phosphore mobilisable par l'eau de la pluie et de l'irrigation qui ne s'infiltre pas dans le sol (Deumlich, 2002). Ce type de transfert est déterminé par la profondeur effective d'interaction entre l'eau et le sol (Frossard et *al.*, 2004). L'érosion considérée comme le moteur dominant des transferts de phosphore, est souvent utilisée pour définir ce phénomène. Elle inclut en plus le matériel mobilisable par d'autres facteurs climatiques (le vent, la glace, etc.). Il existe plusieurs types de ruissellement ou d'érosion par l'eau en fonction des types

morphologiques de terrain soumis à ce phénomène (en nappe, en rigole, en ravins, en thalweg, etc.) (Kauark, 1990 ; Némery, 2003 ; Dorioz, 2013 ; Gascuel, 2017).

- Le transfert de P par écoulement de subsurface qui désigne l'eau qui entre dans le sol avant de rejoindre la rivière. Ces écoulements qui décrivent les flux latéraux de matières observés entre la surface et le réseau de drainage, sont favorisés par les conditions de saturation du sol en eau, par la taille des macropores du sol qui conditionnent les infiltrations (Stamm, 2002 ; Frossard et *al.*, 2004). Dans les sols à texture grossière, la perméabilité favorise la percolation d'une partie de l'eau en profondeur (Némery, 2003).

D'autres auteurs considèrent également le transfert du phosphore par lessivage qui désigne l'entraînement de phosphore en profondeur sous forme colloïdale ou particulaire et par lixiviation par l'entraînement de matières en solution. Ces deux mécanismes sont en général négligeables par rapport aux phénomènes de ruissellement et d'érosion (Frossard et *al.*, 2004).

3. Impacts environnementaux de l'azote et du phosphore sur les hydrosystèmes

L'application excessive d'engrais sur les terres cultivées a conduit à une augmentation significative des nutriments transférés vers les eaux de surface et souterraines par ruissellement et lessivage des sols fertilisés (Matson et *al.*, 1997). Les concentrations élevées d'azote et de phosphore dans les masses d'eau ont été reconnues comme les principaux facteurs de l'eutrophisation, causant des dommages écologiques tant dans les environnements d'eau douce que dans les zones marines côtières (Hong et *al.*, 2013 ; Dupas et *al.*, 2015 ; Chen et Graedel, 2016). L'eutrophisation désigne une succession de processus biologiques causés par un excès d'azote et de phosphore, qui affectent les écosystèmes aquatiques (Vollenweider, 1970 ; OCDE, 1982 ; Garnier et *al.*, 1995 ; Dorioz, 2013). Une autre définition est donnée par la Directive européenne relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (DERU 91/271/CEE) qui définit l'eutrophisation (art.2.11) comme "l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux supérieurs qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question".

Le phénomène d'eutrophisation, régulé par une série de facteurs incluant un excès d'apport de nutriments, un temps de résidence prolongé de l'eau, une exposition suffisante à la lumière et des conditions thermiques favorables. Ces facteurs influencent le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, qu'ils soient d'eau douce, saumâtre ou salée, entraînant une réponse complexe de ces écosystèmes. Un mécanisme commun à ces écosystèmes se traduit par une augmentation des niveaux

de nutriments, favorisant ainsi la croissance excessive des producteurs primaires tels que les plantes aquatiques, les algues et les cyanobactéries. Ces phénomènes, associés à des problèmes de toxicité, d'anoxie et de perte de biodiversité, constituent les manifestations les plus notables de l'eutrophisation (Pinay *et al.*, 2018).

Les recherches ont abondamment documenté les impacts dévastateurs de l'utilisation excessive d'azote et de phosphore sur les ressources en eau, induisant des phénomènes d'eutrophisation qui perturbent considérablement les écosystèmes aquatiques. Ces effets néfastes ont été largement étudiés et confirmés par plusieurs études de référence (EEA, 2001 ; Sundareswar et *al.*, 2003). L'eutrophisation se traduit par des altérations majeures de la qualité de l'eau, des pertes de biodiversité et des répercussions économiques significatives, comme en attestent de nombreuses investigations antérieures (Aguesse et Lacaze, 1997 ; Edward and Withers, 1998 ; Smith and Schindler, 2009 ; Pinay *et al.*, 2018). Par ailleurs, les conséquences de l'eutrophisation sur les écosystèmes aquatiques sont multiples et complexes. Elles se manifestent notamment par une augmentation de la turbidité de l'eau, des fluctuations marquées de l'oxygène dissous et du pH, ainsi que la promotion de l'implantation d'espèces invasives (Smith *et al.*, 1999 ; Smith 2003 ; Hilton *et al.*, 2006). Ces changements altèrent profondément la structure et le fonctionnement des écosystèmes, affectant leur capacité à fournir des services écosystémiques cruciaux et à maintenir leur intégrité écologique. En conséquence, la préservation des ressources en eau et la lutte contre l'eutrophisation représentent des enjeux majeurs pour la gestion durable des écosystèmes aquatiques à l'échelle mondiale.

Les marées vertes en Bretagne, qui ont été observées depuis les années 70, représentent un exemple concret de l'eutrophisation des écosystèmes côtiers, causée principalement par les apports azotés sous forme de nitrates provenant du lessivage des terres agricoles des bassins versants bretons. Les impacts de la prolifération des algues vertes sur la santé humaine et le tourisme ont été fortement médiatisés ces dernières années, notamment en été 2009, lorsqu'un enjeu de santé publique s'est ajouté aux préoccupations économiques et environnementales déjà soulevées depuis de nombreuses années. Les conséquences affectent la santé humaine, le tourisme, l'activité économique littorale, notamment la conchyliculture, ainsi que l'environnement littoral (Ménèsguen, 2003 ; Guyomarc'h et Le Foll, 2011).

4. Réglementations et stratégies de gestion de l'azote et de phosphore

Afin de limiter l'expansion des phénomènes d'eutrophisation, il est impératif de contrôler les sources de contamination en azote et en phosphore, tout en appliquant des stratégies de gestion efficaces ciblant spécifiquement les apports agricoles de ces éléments nutritifs, l'agriculture étant le principal contributeur au transfert de ces substances vers l'environnement (Shröder *et al.*, 2004 ; Dupas *et al.*, 2015). Selon le scénario le plus optimiste de Frink *et al.* (1999), la demande en engrais azotés devrait atteindre 160

millions de tonnes d'azote par an en 2050, ce qui représente environ le double de la consommation actuelle. De manière similaire, Cordell et *al.*, (2009) prévoient que la demande en engrais phosphatés doublera d'ici 2050, ce qui souligne une tendance alarmante d'utilisation d'engrais, avec des implications potentiellement importantes sur l'environnement. De plus, l'utilisation non durable du phosphore, qui représente une ressource non renouvelable, peut conduire à des déficits en éléments nutritifs et donc à une réduction du potentiel de rendement du sol.

En effet, les roches phosphatées, essentielles à la production des engrais minéraux et des compléments alimentaires phosphatés, représentent une ressource dont la raréfaction pourrait menacer la sécurité alimentaire mondiale à long terme (Van Vuuren et *al.*, 2010). En effet, 90 % de la demande mondiale de phosphore est destinée à la production agricole (Smil, 2000 ; Gunther, 2005). En parallèle, les estimations concernant la disponibilité des roches phosphatées prévoient un pic de production en 2033 suivi d'un déclin rapide (Cordell et *al.*, 2009 ; **Figure 1-6**), atteignant la moitié des ressources utilisées d'ici 2100 (Van Vuuren et *al.*, 2010) ou un épuisement complet dans les 300 à 400 prochaines années (Van Kauwenbergh, 2010). De plus, ces réserves sont contrôlées par un nombre limité de pays, principalement le Maroc, la Chine et les États-Unis. Ainsi, les ressources en phosphore sont sujettes à l'influence politique internationale : le Maroc détient un quasi-monopole sur les réserves du Sahara occidental, la Chine réduit considérablement ses exportations pour assurer son approvisionnement intérieur, les États-Unis disposent de moins de 30 ans d'approvisionnement, tandis que l'Europe occidentale et d'autres régions du monde dépendent entièrement des importations (Rosmarin, 2004 ; Jasinski, 2008).

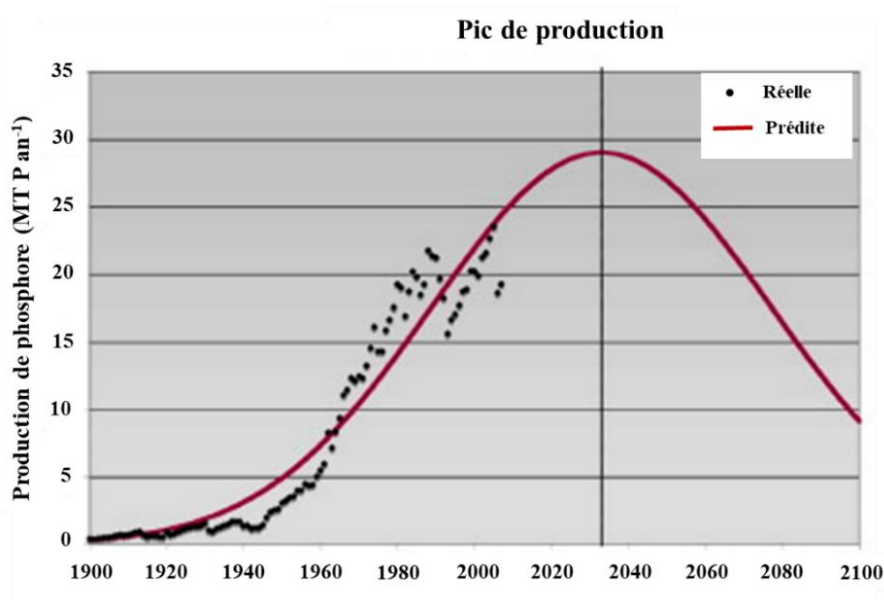


Figure 1-6 : Courbe indicative du pic de production de phosphore à l'échelle mondiale

(Cordell et *al.*, 2009)

4.1. Directives et réglementations politiques

L'Union européenne a établi plusieurs directives depuis le début des années 1990, telles que la directive sur les nitrates (EEC, 1991a), la directive sur le traitement des eaux urbaines résiduaires (EEC, 1991b), la directive-cadre sur l'eau (EC, 2000) et la politique agricole commune (PAC) afin de contrôler et de réduire la charge en nutriments, notamment le phosphore dans les systèmes hydrologiques.

En France, il n'existe pas de réglementation spécifique sur le contrôle de la pollution diffuse par le phosphore d'origine agricole. Néanmoins, certaines réglementations locales peuvent s'appliquer en fonction des enjeux locaux, dans le cas de l'identification de problèmes liés au phosphore d'origine agricole. Par exemple, la directive cadre sur l'eau visant à l'atteinte du bon état des eaux, exige d'atteindre des concentrations en phosphore faibles dans les eaux et de réduire les phénomènes d'eutrophisation. Cette directive est mise en œuvre via les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), qui identifient les actions à mettre en place pour préserver et restaurer la qualité des eaux.

Dans le passé, la contamination des eaux par le phosphore était principalement attribuée aux eaux résiduaires urbaines, mais depuis les années 1990, ces rejets ont considérablement diminué grâce à la mise en œuvre de la directive sur les eaux résiduaires urbaines de 1991 et aux améliorations des traitements dans les stations d'épuration, ainsi qu'au retrait progressif des phosphates dans les détergents. En conséquence, les rejets en phosphore provenant de l'agriculture sont désormais plus visibles et peuvent constituer une part significative des apports phosphorés dans les eaux de surface. Dans le bassin Seine-Normandie, ces rejets agricoles sont estimés à environ un tiers du total des apports en phosphore. Parmi les réglementations et les actions mises en place en vue d'une maîtrise des risques de contamination des eaux par le phosphore d'origine agricole :

- La réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et les programmes d'actions nitrates imposant des conditions applicables au stockage et à l'épandage des effluents d'élevage ;
- L'installation des bandes tampons le long des cours d'eau imposée par la conditionnalité de la politique agricole commune (PAC) et par les programmes d'actions nitrates ;
- La mise en place de la couverture des sols à l'automne (cultures intermédiaires pièges) imposée dans le cadre des programmes d'actions nitrates en zones vulnérables.

Un exemple d'une réglementation locale sur le phosphore agricole est le cas du SDAGE Loire-Bretagne qui prévoit pour les épandages des élevages ICPE et les épandages de boues de station d'épuration et

autres effluents soumis à autorisation, une mise en place de plans de fertilisation rationalisée et équilibrée.

4.2. Actions et mesures pour la gestion de l'utilisation du phosphore

D'autres mesures ont été instaurées pour réduire les émissions de phosphore provenant des élevages, cette fois-ci en se concentrant sur l'alimentation animale. La prise de conscience de la contribution des effluents d'élevage à l'eutrophisation des eaux a incité à rationaliser l'apport en phosphore dans l'alimentation des animaux afin de minimiser les niveaux de phosphore dans les déchets. Cette rationalisation a impliqué une prise en compte plus précise des besoins des animaux (maintenance, croissance, production) dans la formulation des rations, ainsi que de la disponibilité du phosphore dans les aliments. De plus, l'ajout de phytases microbiennes (enzymes qui permettent d'augmenter la disponibilité du phosphore) dans l'alimentation des animaux monogastriques, ainsi que l'ajustement des apports en fonction du stade physiologique et des performances des animaux (via des régimes alimentaires bi-phasiques puis multi-phasiques), ont été mis en œuvre. Cette rationalisation a conduit à une réduction significative des apports en phosphore et, par conséquent, des quantités de phosphore présentes dans les effluents, tant pour les ruminants (de l'ordre de 40 000 T/an pour les seules vaches laitières) que pour les animaux monogastriques (Bravo *et al.*, 2002 ; Jondreville et Dourmad, 2005 ; Meschy *et al.*, 2008 ; Dourmad *et al.*, 2009).

Les implications socio-économiques des phosphates suscitent actuellement des discussions, incitant à envisager des solutions telles que l'exploration de nouvelles sources et le recyclage des déchets riches en phosphore (Cooper *et al.*, 2011 ; Neset and Cordell, 2012; Scholz et Welmer, 2015; Desmidt *et al.*, 2015). De nouvelles pratiques faisant partie des nouveaux systèmes d'économie circulaire sont à mettre en place pour sécuriser la production agricole en relation avec les ressources phosphatées. L'une de ces pratiques concerne le recyclage du phosphore au sein des territoires, en valorisant notamment les produits agricoles comme les résidus de culture et les différentes matières organiques telles que les boues d'épuration et le digestat de biogaz. En effet, la promotion du recyclage du P pourrait constituer une amélioration cruciale pour atténuer les impacts environnementaux et mettre en œuvre une agriculture durable (Schröder *et al.*, 2010 ; MacDonald *et al.*, 2011 ; Baker *et al.*, 2015 ; Le Noë *et al.*, 2018b ; El Wali *et al.*, 2019 ; Auteri *et al.*, 2022). En fait, les engrais P recyclés devraient de plus en plus remplacer les engrais P minéraux dérivés de la roche phosphatée. La dépendance de l'agriculture à l'égard des importations de phosphate naturel serait ainsi réduite, ce qui diminuerait la pression sur les ressources naturelles de phosphore.

D'autre part, la prise en compte du P hérité dans le sol et le renoncement à l'utilisation d'engrais minéraux supplémentaires lorsque cela est possible, en raison l'accroissement de la disponibilité du phosphore

accumulé dans les sols cultivés suite à une longue histoire de fertilisation, pourraient améliorer l'efficacité de l'utilisation du P et contribuer à prévenir l'eutrophisation des masses d'eau (Zoboli et *al.*, 2016 ; Le Noë et *al.*, 2018b). En effet, étant donné que l'ajout d'engrais P à des sols à forte teneur en P ne conduit pas à des rendements plus élevés, ces engrais ne devraient donc pas être appliqués dans les départements présentant un excédent de P ou au moins être réduits à un niveau inférieur à l'absorption par les cultures afin d'éviter les pertes de P dans l'environnement (Schröder et *al.*, 2010).

5. Les bilans de nutriments : indicateurs de gestion des éléments nutritifs

Dans les années 1990, à la suite de la conférence de Rio en 1992, les préoccupations environnementales se sont intensifiées, conduisant à une prise de conscience croissante des impacts négatifs des politiques de croissance et des innovations technologiques (Rigby et *al.*, 2001 ; Bockstaller et *al.*, 2012). Cette période a vu émerger la nécessité de mesurer la durabilité, propulsant ainsi les indicateurs au premier plan des outils d'évaluation (Hansen, 1996). Face aux défis inhérents à la mesure directe des impacts, tels que les coûts élevés et les limites métrologiques en raison de la complexité des concepts et des processus, les indicateurs ont offert une alternative pratique et efficace (Rigby et *al.*, 2001 ; Heink and Kowarik, 2010 ; Bockstaller, et *al.*, 2012). Leur développement s'est rapidement accéléré, stimulé par une demande croissante de divers acteurs, allant de la recherche académique aux politiques publiques (Riley, 2001 ; Rosnoble et *al.*, 2006 ; Bockstaller et *al.*, 2012). Cependant, malgré leur utilité indéniable, la mise en œuvre des indicateurs reste souvent au cœur de négociations et de discussions intenses entre les parties prenantes, reflétant des enjeux financiers, politiques et scientifiques complexes (Gudmundsson, 2003). Les indicateurs ne sont pas simplement des instruments d'évaluation, mais souvent des outils conceptuels qui façonnent la manière dont nous percevons les problèmes et les solutions (Bockstaller et *al.*, 2012). Ainsi, la diversité des types d'indicateurs et leur interprétation nécessitent une clarification constante pour guider efficacement les décisions et les actions. Différentes approches d'indicateurs pour évaluer les pratiques agricoles, notamment l'utilisation des nutriments comme l'azote et le phosphore, en lien avec la sensibilité environnementale ont été développées (Bockstaller et *al.*, 2012).

5.1. Autres approches d'indicateurs de gestion de nutriments

- **Approche d'indicateurs simples de pratiques et de sensibilité du milieu**

Parmi ces indicateurs, on trouve les indicateurs simples de pratiques et de sensibilité du milieu, regroupés en différentes catégories. Les indicateurs basés sur les quantités d'entrées se concentrent sur l'épandage d'azote, tandis que ceux liés à la gestion des animaux évaluent la composition des cheptels

et le chargement animal et son impact sur les pertes. Les indicateurs de pratiques agricoles au champ visent à estimer l'excès de fertilisation sur une culture en se penchant sur les écarts par rapport aux doses conseillées et la couverture du sol. À l'échelle de l'exploitation, les indicateurs évaluent la gestion des déjections animales. Enfin, les indicateurs de sensibilité du milieu évaluent le drainage du sol et les surfaces sensibles au lessivage pour estimer le risque de transfert des éléments nutritifs vers les eaux de surface (Bockstaller et *al.*, 2012).

- **Approche d'indicateurs de pertes d'azote par émissions gazeuses et lixiviation des nitrates**

D'autres approches d'indicateurs permettant d'évaluer les pertes d'azote résultant des émissions gazeuses et de la lixiviation des nitrates dans les systèmes agricoles. Ces indicateurs couvrent les pertes d'azote des parcelles agricoles et des bâtiments d'élevage, intégrant des mesures sur le terrain et des modélisations opérationnelles (Bockstaller et *al.*, 2012). Certains indicateurs de ce type se présentent sous forme de coefficients d'émission, dérivés de mesures empiriques, comme les facteurs d'émission (FE) utilisés principalement pour estimer les émissions gazeuses telles que NH_3 et N_2O (Sutton et *al.*, 2011). Des modèles plus complexes, comme ceux développés par l'INRAe et d'autres institutions, estiment les pertes d'azote en tenant compte de multiples facteurs, tels que le type de sol, les pratiques culturales et d'élevage, ainsi que les conditions environnementales. Ces modèles, bien que plus précis, nécessitent souvent des données d'entrée détaillées et peuvent présenter des défis de mise en œuvre à grande échelle. En outre, des indicateurs prédictifs au champ, tels que ceux basés sur des modèles de fonctionnement de l'exploitation, ont été développés pour évaluer les flux d'azote et les impacts environnementaux des exploitations agricoles dans leur ensemble. Enfin, des indicateurs de mesure sur le terrain, axés sur les nitrates, sont également utilisés pour caractériser l'état du système, en se concentrant notamment sur la lixiviation des nitrates. Ces diverses approches visent à fournir une évaluation holistique des pertes d'azote dans les systèmes agricoles, facilitant ainsi la mise en œuvre de pratiques plus durables (Bockstaller et *al.*, 2012).

- **Approche d'indicateurs d'état et d'impacts**

Une autre approche d'indicateurs dits « indicateurs d'état et d'impacts » offre une perspective plus directe sur les changements environnementaux et leurs effets finaux, tels que la concentration en nitrates dans l'eau. Cette approche repose sur des mesures de terrain qui vont donner une information sur les changements d'état, voire les impacts finaux. Elle présente donc l'avantage de donner une information plus « proche » des états et impacts par rapport aux indicateurs de pratiques et d'émissions (Bockstaller et *al.*, 2012).

• Approche de l'analyse de cycle de vie

L'analyse de cycle de vie (ACV), émergeant des industries dans les années 1980 et adaptée à l'agriculture dans les années 1990, est un cadre méthodologique essentiel pour évaluer les impacts environnementaux tout au long du cycle de vie des produits agricoles. En tant qu'indicateur clé pour la gestion des nutriments, l'ACV normalisée selon l'ISO 14 042 offre une approche systémique, évaluant les impacts potentiels de l'utilisation des nutriments tels que les émissions de gaz à effet de serre et les effets sur l'eutrophisation. Elle permet de comparer rigoureusement les différents processus de production, de l'amont à l'aval, en traquant les transferts d'impacts le long de la chaîne de production. Bien que ses frontières et méthodes de quantification ne soient pas entièrement normalisées, l'ACV reste un outil puissant pour comprendre et gérer les impacts environnementaux liés aux nutriments (Bockstaller *et al.*, 2012).

5.2. Indicateurs basés sur la quantification des bilans de nutriments

Les politiques utilisent également les bilans des nutriments comme indicateurs et instruments de gestion des éléments nutritifs, notamment l'azote et le phosphore pour révéler l'état des pressions environnementales, telles que la baisse de la fertilité des sols dans le cas d'un déficit en éléments nutritifs, et le risque de pollution des sols et des eaux dans le cas d'une utilisation excessive des nutriments (OCDE, 2001). Les bilans sont également utilisés afin d'évaluer si une telle approche politique choisie est efficace pour réduire les pertes d'azote et de phosphore au niveau des sols agricoles (Shröder *et al.*, 2004). En effet, les bilans des nutriments sont considérés comme de bons indicateurs agroenvironnementaux pour fournir des informations sur la pression environnementale et faciliter la compréhension du cycle des nutriments (OCDE, 2001 ; Waston *et al.*, 2002 ; Oenema *et al.*, 2003 ; Eurostat, 2013 ; Zhang *et al.*, 2020). De plus, ces bilans semblent être des instruments performants de sensibilisation à la gestion des nutriments, fondamentale pour le développement durable (Waston *et al.*, 2002 ; Öborn *et al.*, 2003 ; Oenema *et al.*, 2003).

Un bilan de nutriments permet de calculer des surplus définis comme le solde entre les entrées (les engrais minéraux, les effluents d'élevage, etc.) et les sorties (l'exportation par les cultures) d'un élément nutritif dans un système donné et sur une période déterminée. Ce solde ou surplus, représente la somme des pertes et/ou du stockage net dans le système considéré (Watson and Atkinson, 1999). Une valeur négative du surplus (un déficit) indique une baisse de la fertilité du sol, tandis qu'une valeur positive indique un risque de pollution. Ces bilans peuvent être établis pour différentes périodes et à différentes échelles spatiales allant de l'unité de gestion agricole (champ, exploitation) jusqu'à l'échelle régionale, continentale ou globale (OCDE, 2001 ; Waston *et al.*, 2002 ; Oenema *et al.*, 2003).

Les principales motivations pour quantifier les bilans nutritionnels incluent plusieurs objectifs scientifiques et pratiques à savoir l'identification et la mesure des sources ou puits de nutriments manquants (Crutzen *et al.*, 2008 ; Davidson, 2009 ; Zhang *et al.*, 2020). Cette quantification permet également d'évaluer l'efficacité de l'utilisation des nutriments dans des systèmes tels que la production agricole et animale, ou dans l'ensemble du système alimentaire (Bouwman *et al.*, 2013 ; Lu *et al.*, 2019 ; MacDonald *et al.*, 2011 ; Zhang, *et al.*, 2015). Une autre motivation majeure est d'évaluer les impacts environnementaux des pertes de nutriments, par exemple les émissions de N₂O provenant de la production agricole basées sur les apports ou excédents d'azote (Zhang *et al.*, 2020). Ces bilans nutritionnels peuvent aussi servir à informer les parties prenantes, telles que les agriculteurs et les décideurs politiques, sur la performance de la gestion des nutriments et à identifier les moyens d'améliorer la productivité tout en réduisant la pollution par les nutriments (Davidson *et al.*, 2016 ; McLellan *et al.*, 2018).

L'utilisation accrue des bilans de nutriments a considérablement amélioré la compréhension des cycles biogéochimiques, notamment pour l'azote et le phosphore. Cependant, cette application généralisée a également généré de la confusion, concernant la classification des bilans, la distinction entre leurs termes (c'est-à-dire les entrées et sorties dans un système), et l'évaluation de l'efficacité des systèmes. Ces défis majeurs dans la comparaison des résultats des bilans nutritionnels entre différentes études et à diverses échelles nécessitent des définitions cohérentes et structurées des systèmes et de leurs termes budgétaires. Cela est essentiel pour permettre des comparaisons significatives et établir des liens robustes entre les études (Zhang *et al.*, 2020).

Parmi les classifications existantes des bilans, Oenema *et al.*, (2003) proposent trois principaux types de bilans qui peuvent être identifiés selon la définition des limites du système sur lequel elles sont appliquées (Leip *et al.*, 2011 ; Simon *et al.*, 2000 ; Topp *et al.*, 2007 ; Watson and Atkinson, 1999) (**Figure 1-7**) :

- Les bilans sol - système ;
- Les bilans apparents à l'exploitation ;
- Les bilans de surface du sol.

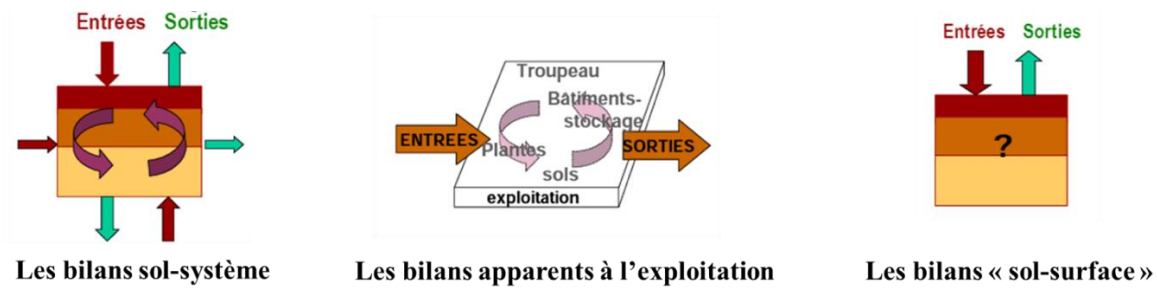


Figure 1-7 : Les trois principaux types de bilans de nutriments : bilan système sol, bilan apparent à l'exploitation et bilan surface-sol

(D'après Oenema et *al.*, 2003 modifié par Bockstaller et *al.*, 2012)

Diverses études ont été menées pour comprendre et quantifier les bilans de nutriments à différentes échelles géographiques, mettant en lumière les déséquilibres entre les apports et les sorties de nutriments comme l'azote et le phosphore. Ces déséquilibres, souvent exacerbés par l'utilisation intensive d'engrais minéraux et organiques, peuvent conduire à des surplus ou des déficits de nutriments dans les sols, avec des implications significatives pour la fertilité des sols et la qualité de l'environnement.

A. Exemples à l'échelle globale

La méthode de bilan azoté utilisée dans l'étude de Lassaletta et *al.*, (2016) quantifie les flux d'azote dans le système agroalimentaire à l'échelle mondiale, couvrant 12 régions du monde sur la période de 1961 à 2009. Cette approche implique le calcul de l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) comme le rapport entre l'azote dans les produits récoltés et les entrées totales d'azote, comprenant les engrais synthétiques, le fumier animal, la fixation symbiotique et les dépôts atmosphériques. Les sorties d'azote incluent les récoltes de diverses cultures et la production animale, avec des pertes environnementales telles que la volatilisation de l'ammoniac. Le modèle GRAFS (Generic Representation of Agro-Food Systems) est utilisé pour analyser les tendances historiques et explorer des scénarios futurs, visant à améliorer la durabilité du système alimentaire mondial en optimisant l'utilisation de l'azote et en réduisant les pertes environnementales tout en répondant aux besoins alimentaires croissants. En complément, Zhang et *al.*, (2021) fournissent une analyse des bilans azotés pour 115 pays de 1961 à 2015, indiquant des variations significatives entre les estimations annuelles et soulignant les incertitudes dans les bilans nationaux. Ladha et *al.*, (2016) se concentrent sur les céréales (maïs, riz, blé) de 1961 à 2010, montrant que les pertes de N, dues à des pratiques inefficaces d'application d'engrais, contribuent à la pollution environnementale. En parallèle, Macdonald et *al.*, (2011) offrent une perspective globale sur ces dynamiques, à l'échelle mondiale, où on examine les déséquilibres en phosphore dans les sols agricoles, révélant que les apports via les engrais minéraux (14,2 Tg/an) et le fumier (9,6 Tg/an) surpassent les sorties via l'exportation des cultures (12,3 Tg/an), bien que 30 % des terres agricoles présentent des

déficits. Les surplus de P sont observés principalement en Asie de l'Est, en Europe de l'Ouest et dans certaines parties des États-Unis et du Brésil, tandis que les déficits sont observés dans les régions de production de cultures fourragères.

B. Exemples à l'échelle européenne

En Europe, l'étude de Bouraoui et *al.*, (2011) a pour objectif de calculer les bilans nationaux azotés et phosphatés à l'échelle européenne en utilisant l'approche « bilan surface de sol » afin d'évaluer l'intensité de la production agricole et l'efficacité de l'utilisation des nutriments, visant une utilisation durable des ressources. Elle couvre les bassins versants de l'Europe continentale et analyse la période de 1985 à 2005. La méthode inclut la balance à la porte de la ferme et la balance de surface du sol, couplées aux concentrations de qualité de l'eau aux exutoires des bassins fluviaux. Les données utilisées de sources telles que FAOSTAT (*Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database*) et EMEP (*European Monitoring and Evaluation Programme*), y compris l'application de fertilisants, les dépôts atmosphériques, la fixation biologique de l'azote, les rendements des cultures et les stocks de bétail convertis en production de fumier. Les résultats montrent une diminution significative du surplus de phosphore et d'azote dans plusieurs pays de l'UE avant même l'application de la Directive Nitrates, bien que des exceptions comme l'Espagne présentent une augmentation continue du surplus d'azote. Einarson et *al.*, (2022) ont quantifié des bilans de surface de sol de phosphore à une résolution infranationale pour les 28 États membres de l'UE (UE 28) en utilisant principalement des ensembles de données publics et internationaux, avec un accent particulier sur les données de l'année 2013, choisie en raison de la disponibilité complète des données nécessaires. L'échelle spatiale de l'étude est le niveau NUTS 2 (Nomenclature des unités territoriales statistiques), couvrant 243 régions subnationales, sauf en Allemagne où les populations de bétail sont rapportées au niveau NUTS1. Leur travail vise à fournir une comparaison actualisée des surplus de P aux niveaux national et subnational dans l'UE et à identifier les points clés où des données et méthodes appropriées peuvent améliorer la précision et la pertinence des budgets de nutriments infranationaux. La portée de l'étude inclut l'évaluation des choix méthodologiques, la discussion sur les sources de données et les lacunes, ainsi que l'impact de la résolution spatiale sur les estimations des surplus phosphatés. Panagos et *al.*, (2022) se concentrent sur les bilans de P sur la période 2011- 2019 dans les sols agricoles européens, en estimant les stocks totaux et disponibles de P, en modélisant les flux de P vers les bassins versants et en compilant le bilan de P à l'échelle régionale pour le comparer à des évaluations antérieures, montrant un surplus moyen de 0,8 kg P ha⁻¹ an⁻¹ en Europe, avec des variations régionales importantes. Les surplus sont élevés aux Pays-Bas, en Belgique, au Danemark et en Irlande, tandis que des déficits sont observés en Allemagne, en Suède, en Finlande et dans les pays baltes, soulignant l'importance de rééquilibrer les apports de P.

C. Exemples à d'autres pays non européens

Au Canada, Wang et *al.*, (2022) analysent les dynamiques temporelles du cycle du phosphore au Canada en utilisant un modèle d'analyse des flux de matières (MFA). L'échelle spatiale de l'étude englobe l'ensemble du Canada, avec une attention particulière aux niveaux provinciaux pour une analyse détaillée. La période d'étude s'étend de 1961 à 2018, offrant une perspective historique complète sur les changements dans les bilans de P des sols. Pour ce faire, l'étude utilise des données provenant de diverses sources, telles que l'Association internationale de l'industrie des engrais (IFASTAT) pour les consommations nationales et provinciales d'engrais, Statistique Canada pour la production agricole, FAOSTAT pour les rendements des cultures importées, et des études antérieures pour les taux de déposition atmosphérique et les pertes par ruissellement. Les entrées incluent les engrais, le fumier recyclé, les résidus de culture, les semences et l'eau d'irrigation, tandis que les sorties comprennent la production agricole et les pertes par ruissellement. L'étude caractérise également l'efficacité d'utilisation du P (PUE) et évalue les disparités spatiales des surplus et des déficits de P, offrant des insights cruciaux pour la gestion régionale du P au Canada. Lim et *al.*, (2021) évaluent les bilans de nutriments (azote et phosphore) en Corée et au Japon, afin de comprendre leurs pratiques de gestion des nutriments et leurs effets environnementaux sur la période 1990-2017. L'échelle spatiale inclut ces deux pays, comparés avec les autres membres de l'OCDE. La méthodologie repose sur l'approche de l'OCDE pour calculer les bilans de surface des nutriments, en utilisant les données annuelles des entrées (engrais, fumier, fixation biologique, dépôt atmosphérique) et des sorties via les récoltes. Ce travail comprend l'analyse de l'efficacité de l'utilisation des nutriments, les impacts environnementaux associés, et des recommandations pour améliorer la gestion des nutriments dans un contexte d'agriculture durable. Les résultats révèlent les surplus de N et de P les plus élevés parmi les pays de l'OCDE, principalement en raison des apports élevés de fumier de bétail. Les entrées de P ont diminué dans les deux pays, avec une réduction plus rapide au Japon. Le bilan d'azote en Corée reste plus élevé que celui du Japon, nécessitant des améliorations dans la gestion des nutriments pour réduire les surplus et minimiser les impacts environnementaux.

D. Exemples à de la France

En France, le modèle "GRAFS" (Billen et *al.*, 2014), a été utilisé pour la quantification des flux de nutriments tels que le phosphore en France sur la période 1852-2014 (Le Noë et *al.*, 2018b). Ce modèle a été inspiré par les approches *net anthropogenic N inputs* (NANI), *net anthropogenic P inputs* (NAPI) proposées par Howarth et *al.*, (1996), considérées comme un simple bilan système-sol qui permet d'estimer les apports d'azote et de phosphore induits par les activités humaines à l'échelle d'un bassin versant (Hong et *al.*, 2013). L'approche GRAFS propose des résultats spatialisés de surplus de P à

l'échelle des entités constituées de départements regroupés sur la base de la proximité géographique et de la similarité des systèmes agricoles en 2006. Les surplus phosphatés ont été quantifiés annuellement sur une période discontinue de 22 dates allant de 1852 à 2014. En parallèle, Senthilkumar et *al.*, (2012) ont également quantifié les surplus de phosphore en France à l'échelle à l'aide d'un bilan de sol. L'étude vise à analyser l'influence des systèmes de production agricole sur ces flux et budgets. Elle couvre les 21 régions administratives françaises, avec une analyse détaillée de quatre régions contrastées (Centre, Bretagne, Lorraine, Aquitaine) sur une période de 1990 à 2006, incluant une moyenne sur cinq ans de 2002 à 2006. La méthodologie repose sur l'analyse des flux de substances (SFA), utilisant des données de bases de données européennes et françaises pour quantifier les flux internes et externes de phosphore. Les données proviennent de sources comme EUROSTAT, AGRESTE, FAO, etc., avec des concentrations de P tirées de la littérature spécifique aux conditions françaises.

Le modèle CaSSiS (Calculation of Soil Simplified Surplus), un bilan de surface de sol, a été utilisé pour quantifier le bilan azoté en France à l'échelle départementale et communale au cours du dernier siècle (Poisvert et *al.*, 2017 ; Poisvert, 2018). Par rapport à d'autres bilans, cette étude se distingue par le niveau de détail spatial homogène ainsi que la longueur et la continuité de la série temporelle, permettant une compréhension fine de la pression de l'azote. Les résultats du modèle CaSSiS sur les surplus azotés ont été largement utilisés par les agences de l'eau françaises et les équipes de recherche au sein de l'INRAe pour évaluer le transfert de l'azote vers les masses d'eau (Dupas et *al.*, 2018 ; Dupas et *al.*, 2020). En outre, ces résultats ont été employés dans des recherches comparatives visant à analyser les bilans d'azote entre différentes nations européennes (Klages et *al.*, 2020 ; Batool et *al.*, 2022). Ces études comparatives ont fourni des insights précieux sur les différences et similitudes dans la gestion de l'azote, mettant en lumière les meilleures pratiques et les défis communs à travers l'Europe. L'objectif principal de ce présent travail est d'utiliser le modèle CaSSiS pour quantifier le bilan phosphaté en France à une échelle fine sur le long terme et d'identifier les facteurs influençant l'évolution des surplus.

II. Problématiques abordées dans ce travail

- **Quelles échelles spatiales et temporelles pertinentes pour réaliser une évaluation des bilans de nutriments en France ?**

L'évolution spatio-temporelle des surplus de phosphore en France englobe plusieurs défis. Les pratiques agricoles ont vu plusieurs changements au cours du dernier siècle. Au début des années 1900, les agriculteurs n'utilisaient que du fumier et des engrais organiques pour maintenir la fertilité du sol (Lecuyer et *al.*, 2013). A cette époque, le système agricole adopté par les agriculteurs en France était le système mixte polyculture-élevage. A partir des années 1950, l'agriculture a connu une révolution liée

au développement du secteur industriel (tracteurs, engrais de synthèse, traitement par les pesticides, aliments concentrés, sélection, etc.) en passant d'une agriculture extensive à une agriculture commerçante intensive, ce qui a permis d'augmenter les rendements des cultures et des élevages. Cette modernisation du secteur agricole a favorisé une spécialisation marquée des pratiques agricoles dans de nombreuses régions de France, évoluant ainsi vers plusieurs systèmes agricoles (grandes cultures, élevage intensif, élevage extensif ; Le Noë et *al.*, 2018a). Les sources de phosphore, telles que les engrais phosphatés et les déjections animales, ont donc varié considérablement selon les régions et au cours du temps, rendant difficile la quantification et la comparaison des surplus. Les impacts environnementaux du surplus de phosphore, notamment l'eutrophisation des eaux de surface, varient selon les régions en raison des conditions locales et des pratiques de gestion des terres. Les politiques de gestion des nutriments et les pratiques agricoles, qui diffèrent à travers la France, influencent les apports et la gestion du phosphore, compliquant l'évaluation des tendances à long terme et l'élaboration de stratégies efficaces.

Malgré la complexité due à la disponibilité de données cohérentes et précises sur le long terme et à différentes échelles, il est important d'avoir des chroniques de surplus à fine échelle possible et sur une longue période pour prendre en considération, à la fois, les changements majeurs qu'a connue l'activité agricole au cours des dernières décennies, ainsi que la variabilité et les disparités du territoire français ayant une large gamme de systèmes de production agricole grâce à la prise en compte des échelles spatiales fines (départementale et communale).

Jusqu'à présent, les bilans phosphatés utilisés pour la quantification des surplus phosphatés au niveau du territoire français ne répondent pas aux objectifs fixés par notre étude. Toutes ces études n'ont pas pris en considération les effets de certains événements agroéconomiques survenus au cours du siècle dernier et susceptibles d'influer sur l'évolution des surplus phosphatés. En outre, ces études peuvent également masquer les disparités régionales des systèmes agricoles et leur évolution dans le temps.

- **Quelles sont les pratiques agricoles et les changements socio-économiques qui ont influencé l'évolution des surplus pour comprendre le présent et prédire le futur ?**

L'influence des pratiques agricoles et des changements socio-économiques sur l'évolution des surplus agricoles est une question complexe et multidimensionnelle, entravée par plusieurs verrous scientifiques. La diversité des systèmes agricoles, leur évolution temporelle et l'innovation technologique rapide affectent directement l'évolution des surplus. Les changements socio-économiques, incluant des facteurs démographiques, économiques, politiques et environnementaux, jouent également un rôle déterminant. Le changement climatique introduit une variabilité accrue dans

les rendements, impactant ainsi les surplus. Les politiques agricoles et environnementales, souvent fluctuantes, exercent une influence significative, tout comme les évolutions de la demande et les dynamiques des marchés mondiaux. Enfin, les comportements des agriculteurs et les dynamiques des communautés rurales ajoutent une couche supplémentaire de complexité à cette analyse intégrée. L'étude de l'impact de ces facteurs sur l'évolution des surplus agricoles, à différentes échelles spatiales et temporelles, est essentielle pour une compréhension approfondie des dynamiques historiques, actuelles et futures des surplus.

- **Ces facteurs de contrôle influencent-ils de la même manière la dynamique des bilans azoté et phosphatés ?**

L'azote et le phosphore, ont des propriétés chimiques et biologiques distinctes qui influencent leur comportement dans les sols, leur absorption par les plantes et leur mobilité dans l'environnement. Chacun a un cycle biogéochimique propre, impliquant parfois différentes sources, transformations, et pertes. L'azote, étant très mobile, est rapidement lessivé ou volatilisé et est soumis à des transformations microbiennes rapides, tandis que le phosphore, moins mobile, se fixe aux particules du sol et se transporte principalement par érosion. Les politiques agro-environnementales et les prix des intrants peuvent également affecter différemment l'utilisation de ces nutriments.

- **Quel lien entre les surplus de phosphore et les teneurs en phosphore dans les sols ?**

Le verrou scientifique majeur pour comprendre comment les surplus phosphatés influencent les teneurs en phosphore dans le sol réside dans la complexité des interactions physico-chimiques, biologiques et des pratiques culturales. Le phosphore se fixe fortement aux particules du sol, rendant une grande partie de celui-ci non disponible pour les plantes, et cette fixation varie selon la texture, le pH et les minéraux du sol. Les transformations biogéochimiques impliquent des processus de minéralisation et d'immobilisation influencés par l'activité microbienne, qui dépend de divers facteurs environnementaux. Le phosphore est également transporté hors du champ par érosion et ruissellement. Les pratiques culturales, telles que la fertilisation, le type de cultures, la rotation des cultures et les méthodes de gestion du sol, influencent directement la dynamique du phosphore. La variabilité spatiale et temporelle des propriétés du sol et les impacts du changement climatique compliquent encore cette dynamique. Enfin, la disponibilité limitée et l'hétérogénéité des données, ainsi que la complexité de la modélisation des processus, ajoutent une couche supplémentaire de défi à la compréhension précise de l'influence des surplus phosphatés sur les teneurs en phosphore du sol.

Chapitre 2 : Matériels et méthodes

Dans le présent travail, le modèle CaSSiS a été utilisé afin de quantifier les surplus de phosphore à plusieurs échelles (nationale, départementale et communale) sur une période s'étendant de 1920 à 2020. Le modèle CaSSiS (Calculation of Soil Simplified Surplus) est basé sur des données agricoles sélectionnées selon leurs cohérence et disponibilité afin de garantir une couverture spatiale et temporelle la plus fine possible. Pour alimenter ce modèle, plusieurs bases de données ont été constituées par le GÉHCO : la base de données SAgriDA (Statistiques Agricoles Départementales Annuelles) à l'échelle et la base de données SAgriCA (Statistiques Agricoles Communales Annuelles) pour l'échelle communale. Ces données agricoles ont été soigneusement structurées, étendues, et réorganisées pour assurer la génération de séries de données continues et homogènes sur l'intégralité de la période.

En plus des deux bases de données mentionnées, le modèle CaSSiS-P utilise une série de paramètres pour décrire les concentrations de phosphore dans les différentes cultures et dans les déjections des différentes catégories de bétail. Les valeurs de ces paramètres sont obtenues à partir de diverses sources telles que des rapports, des articles scientifiques, etc., ou sont estimées en fonction de plusieurs hypothèses sur la variabilité des conditions agricoles.

La quantification des surplus par le modèle CaSSiS implique ainsi plusieurs étapes, allant de la collecte et la mise en forme des données, jusqu'au calcul des surplus de phosphore et de leurs incertitudes à l'échelle départementale et communale, comme illustré dans la **figure 2-1** qui détaille le fonctionnement du modèle CaSSiS-P (2018). La méthodologie adoptée pour la mise en forme des données est similaire à celle utilisée dans la thèse de C. Poisvert, avec des améliorations portant sur le lissage des données des engrais minéraux, l'homogénéisation au cours du temps des catégories de cheptel, ainsi que le lissage des surplus à l'échelle communale pour pallier la secrétisation.

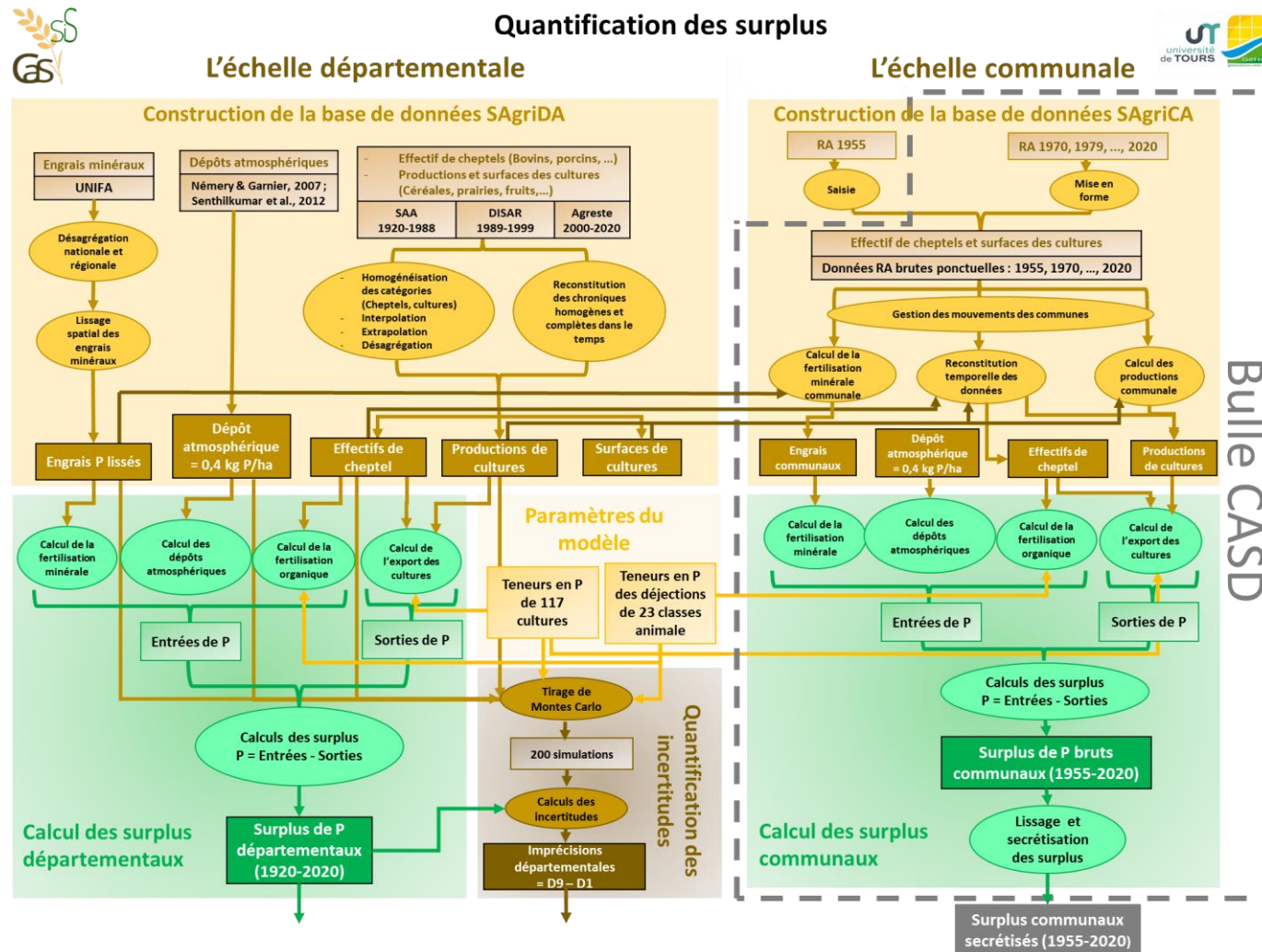


Figure 2-1 : Design fonctionnel du modèle CaSSiS-P

I. Méthode de quantification des surplus phosphatés à l'échelle départementale

1. La construction de la base de données SAgriDA

A. Les données sur les productions et les surfaces des cultures et les effectifs de cheptels

Les données concernant les effectifs de cheptel, les productions végétales (céréales, herbe, fourrage, légumes, fruits, etc.) et les surfaces agricoles ont été obtenues annuellement pour chaque département à partir des annuaires papiers et numériques de la statistique agricole annuelle (SAA) qui offrent plusieurs avantages à savoir une couverture exhaustive du territoire métropolitain, une disponibilité annuelle sur toute la période d'étude ainsi qu'une collecte complète d'informations sur les productions, les surfaces et les effectifs du cheptel.

La statistique agricole annuelle est une opération de synthèse annuelle des différentes enquêtes, opérations administratives et dires d'experts locaux sur les productions agricoles françaises. Elle fournit chaque année, et ce depuis 1840, des données détaillées sur l'ensemble des productions agricoles (surfaces et productions, effectifs de bétail) à l'échelle nationale, régionale et départementale.

Les modalités d'établissement des SAA ont changé au cours du temps. Avant les années 50, les SAA ont été établies à partir de l'agrégation des données collectées et élaborées à l'échelle communale. Par la suite, les données de la statistique agricole ont été élaborées directement à l'échelle départementale en utilisant plusieurs techniques basées sur des évaluations d'experts, sur des données chiffrées par les organismes techniques professionnels, sur des constatations personnelles ou encore sur de nouvelles techniques d'investigation statistique d'enquêtes par sondage basée sur l'utilisation des plans cadastraux, puis sur des photographies aériennes. Depuis les années 2000, les statistiques agricoles sont désormais établies par le SSP (Service de la Statistique et de la Prospective) des directions régionales de l'Agriculture et de la Forêt (DRAAF). Les statistiques sont élaborées par les services régionaux disposant des résultats des enquêtes statistiques. Celles-ci sont réalisées chaque année ou périodiquement par les services statistiques conformément à un programme national annuel approuvé par le Conseil national de l'information statistique, des enquêtes effectuées à l'échelon local auprès des coopératives ou des groupements de producteurs et/ou des informations rassemblées auprès des correspondants agricoles locaux, des organismes professionnels, des agriculteurs ou encore de données

administratives issues par exemple des déclarations de demandes d'aides de la Politique Agricole Commune (PAC). Ces statistiques doivent répondre à une certaine cohérence dans le temps et l'espace mais doivent aussi être en accord avec les résultats des recensements agricoles en particulier et des enquêtes agricoles disponibles (Agreste, 2017).

Les résultats finaux de la période récente se rapportent à la campagne agricole écoulée et sont relatives à l'utilisation des terres et aux productions agricoles :

- Utilisation du territoire départemental, répartition des terres arables ;
- Superficies, rendements, productions récoltées pour la partie végétale ;
- Effectifs du cheptel (bovins, ovins, caprins, porcins et équins), de la basse-cour et du clapier ;
- Production laitière et production avicole.

Hormis les données relatives aux équidés, volailles, production d'œufs et de miel qui ne sont disponibles qu'au niveau régional, toutes les autres données sont renseignées aux niveaux départemental et régional. Pour la période 1920-1988, les données SAA sont fournies sous format d'annuaires papier, celui-ci pose des problèmes d'illisibilité des chiffres et peut contenir des valeurs erronées suite à des erreurs de saisies. A partir de la fin des années 1980, les données SAA sont disponibles sous forme numérique sur le site DISAR pour la période 1998-1999 et sur le site "Agreste" (www.agreste.agriculture.gouv.fr) pour la période récente (2000-2020). Ces données numériques sont parfois sujettes à des modifications et mises à jour.

La nomenclature des différentes catégories des données agricoles a varié au cours du temps. La nomenclature était très détaillée entre 1960 et 1980, puis elle a été simplifiée pour alléger le travail de collecte, d'arbitrage et de vérification des données (Béraud et Démotes-Mainard, 1998 ; Annexe 1).

Les données des SAA ne sont pas directement utilisables dans le modèle CaSSiS. Une mise en forme et une reconstitution des données sont nécessaires afin d'obtenir des chroniques complètes, continues et homogènes au cours de la période d'étude.

- Imputation des données manquantes des chroniques de données

Les données de la SAA présentent des lacunes sur certaines catégories (**Tableau 2-1**). Ces lacunes peuvent concerner une ou plusieurs catégories sur une ou plusieurs années au niveau de tous les départements ou seulement quelques-uns sur certaines années, ce qui rend complexe l'estimation précise du nombre de lacunes dans les données. La liste détaillée des différentes catégories imputées à l'échelle nationale est renseignée dans l'annexe 2.

Tableau 2-1 : Nombre de catégories concernées par l'imputation des lacunes existantes sur l'ensemble des départements

Méthode d'imputation	Nombre de catégories imputées
Extension en avant	13
Interpolation linéaire	25
Extension après	12

Dans ce travail, les lacunes sont imputées par plusieurs méthodes selon le cas. Pour les valeurs manquantes en début de chronique, elles ont été complétées par la première valeur connue de la chronique. Dans le cas où des valeurs manquent en fin de chronique, les valeurs manquantes sont supposées être égales à la dernière valeur connue. Enfin les valeurs manquantes au milieu des séries ont été complétées par interpolation linéaire entre les valeurs connues (**Figure 2-2**).

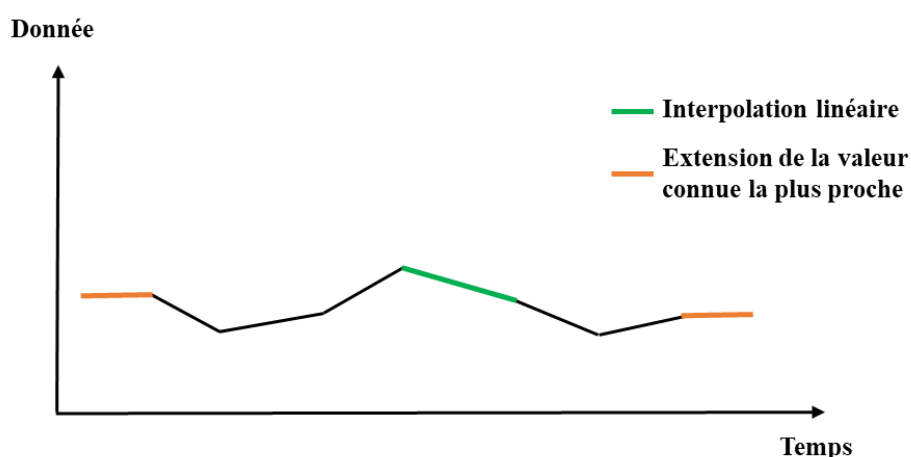


Figure 2-2 : Méthode d'imputation des données manquantes sur les chroniques de données

- Homogénéisation des catégories de cultures et de bétail

Les catégories des cultures et de cheptel ne sont pas homogènes dans le temps. Elles sont regroupées ou séparées différemment selon plusieurs critères.

a. Catégories de cultures

Le cas le plus répandu de l'hétérogénéité des catégories des cultures est la présence de plusieurs catégories pour une même culture. Cela concerne 42 catégories de cultures (Tableau 1, annexe 1) et peut poser problème car la teneur en phosphore n'est pas forcément disponible pour toutes les catégories détaillées. C'est le cas par exemple de quelques cultures où on distingue la production selon le mode de

culture comme par exemple les pomme de terre de consommation, de féculerie, de conservation et demi-saison, etc. Dans ce cas, les productions et les surfaces sont additionnées afin de réduire le nombre de catégories pour obtenir une seule catégorie par culture (catégorie pomme de terre ici) à laquelle on attribue une valeur de teneur en phosphore.

b. Catégories de cheptel

Cette hétérogénéité concerne 11 catégories de cheptels (Tableau 2 Annexe 1). Il s'agit principalement du cas des bovins. En effet, les catégories bovines ont été regroupées ou séparées au cours du temps en de nombreuses classes en fonction de plusieurs critères : l'âge (+ 1an, +2ans, 1-2 ans, ...), le sexe (mâle, femelle) ou la destination (reproduction, engraissement, ...). L'attribution des valeurs de phosphore dans les excréments change donc au cours des années.

Les classes bovines ont donc été réorganisées en classes plus homogènes en regroupant plusieurs catégories présentant des caractéristiques physiologiques et des valeurs d'excrétion similaires (par exemple, vache laitière + vache nourrice ; bœuf d'engraissement + taureau, ...). Cela a permis de passer de 15 à 6 classes bovines. Une valeur moyenne d'excrétion de phosphore a été attribuée aux nouvelles classes (**Tableau 2-2**).

Par exemple, les vaches laitières et les vaches nourrices représentaient une seule catégorie (« Vaches ») dans les annuaires de la SAA avant 1966 puis elles sont distinctes entre 1966 et 2020 et présentent des teneurs légèrement différentes en phosphore dans leurs excréments (17.5 et 17.3 kg P an⁻¹ tête⁻¹ respectivement), ce qui n'est pas forcément le cas pour l'azote (109.7 et 79.5 kg N an⁻¹ tête⁻¹ respectivement). Dans le département de la Manche, qui compte le plus grand nombre de vaches laitières, la différence entre les valeurs avant et après homogénéisation est négligeable pour le phosphore en 2020 (moins de 1 kg P/ha SAU). Cependant, pour l'azote, cette homogénéisation sous-estime l'apport de N par excrétion bovine de 8 kg N/ha SAU dans ce département. En agrégeant à l'échelle nationale, les différences résultant de cette homogénéisation sont négligeables pour les deux nutriments (<1 kg N et P/ha SAU/an).

Tableau 2-2 : Homogénéisation des différentes classes bovines et attribution de valeurs moyennées en phosphore excrété

Classes bovines identifiées entre 1920 et 2020	Classes regroupées	Valeurs attribuées en P excrété (kg P tête ⁻¹ an ⁻¹)
Vache laitière	Toutes les vaches	17.4
Vache nourrice + veau		

	Vache à la réforme		
	Génisse laitière		
+ 2 ans	Génisse nourrice	Génisses de plus d'un an	9.5
	Génisse de boucherie		
1-2 ans	Génisse laitière		
	Génisse nourrice		
	Génisse de boucherie		
+ 2 ans	Mâle laitier	Mâles de plus de deux ans	20.6
	Mâle viande		
1-2 ans	Mâle laitier	Mâles entre 1 et 2 ans	14.4
	Mâle viande		
< 1 an	Autres bovins	Autres bovins	5.4

- Désagrégation des données régionales à l'échelle départementale

Certaines données agricoles ne sont disponibles qu'à l'échelle régionale (**Tableau 3**). C'est le cas par exemple des effectifs des équidés qui ne sont disponibles qu'à l'échelle régionale sur la période 2005-2020. Une désagrégation à l'échelle départementale est donc effectuée au prorata du ratio département/région pour la donnée concernée (catégorie de production/surface ou de bétail) sur une période de référence de 5 ans, la plus proche de l'année à compléter suivant l'**équation 1** :

$$\text{donnée_dept}_i = \text{donnée_reg}_i \times R \quad \textbf{(Equation 1)}$$

Où donnée_dept_i est la valeur départementale à compléter par désagrégation pour l'année i , donnée_reg_i est la donnée régionale disponible pour l'année i ; et R est le ratio moyen de la donnée départementale et la donnée régionale sur une période de 5 ans proche de l'année à compléter.

Le nombre de catégories de productions et de bétails renseignés à l'échelle régionale par les SAA est consigné dans le **tableau 2-3**. Cela concerne les années 1970 et 2005-2020.

Tableau 2-3 : Nombres de catégories désagrégées à l'échelle départementale et les périodes de références associées

Type de données à désagréger		Nombre de catégories à désagréger	Période nécessitant la désagrégation	Période de référence
Productions	Cultures	12 (Plantes sarclées fourragères, prairies temporaires, pomme de terre, etc.)	1970	1971 - 1975
		3 (Plantes sarclées fourragères)	2005 - 2020	2000 - 2004
	Légumes	24 (Mâche, haricot sec, pois chiche, etc.)	1970	1971 - 1975
Surfaces	Cultures	3 (Pomme de terre, prairies temporaires et colza)	1970	1971 - 1975
		3 (Plantes sarclées fourragères)	2005 - 2020	2000 - 2004
Cheptels		32 (Tous les animaux sauf les bovins)	1970	1971 - 1975
		10 (Equins, volailles et clapiers)	2005 - 2020	2000 - 2004

B. Les données des engrais minéraux

Les données relatives aux engrais minéraux proviennent de l'UNIFA (Union des Industries de la Fertilisation) qui est un membre de l'Association Professionnelle pour les Engrais et Amendements (ANPEA), dont le rôle est d'assurer la mission de normalisation de la fertilisation au sein du Bureau de Normalisation de la Fertilisation (BN Ferti), bureau de normalisation agréé par le Ministère en charge de l'industrie et dont les missions sont menées sous la délégation de l'Association française de normalisation (AFNOR). Créée en 1949, l'UNIFA représente les intérêts en France et en Europe d'une cinquantaine de producteurs de fertilisations (engrais, amendements et biostimulants). En outre, l'UNIFA est l'organisme qui produit les statistiques officielles de livraisons d'engrais en France, par délégation du Ministère en charge de l'agriculture. En effet, l'UNIFA a l'autorisation d'interroger toutes les entreprises de production, adhérentes ou non à l'UNIFA, ainsi que les importateurs d'engrais, les grossistes sur le territoire national et les grands groupements d'achat de la distribution agricole sur leur vente d'engrais minéraux. Les résultats de ces enquêtes sont consignés mensuellement en tonnes pour chaque type d'engrais et pour chaque élément nutritif (azote, phosphore, potassium, soufre et magnésium). Les différents types d'engrais phosphatés, tout comme les engrais azotés et potassiques, sont distingués tout au long de la période étudiée, en particulier entre les engrais simples et composés (**Tableau 2-4**). Les quantités de chaque type d'engrais sont rendues publiques sur le site de l'UNIFA,

tout en respectant les règles de confidentialité statistique. Ces données sont collectées depuis plus de 60 ans et sont disponibles annuellement pour l'ensemble des départements français pour la période 1944-2017. Pour la période avant 1944, les données ne sont disponibles qu'à l'échelle nationale tandis que pour la période après 2017, les données sont disponibles à l'échelle régionale.

Tableau 2-4 : Engrais minéraux phosphatés fournis par l'UNIFA

Type d'engrais	Nom d'engrais
Simples	Superphosphate simple
	Superphosphate triple (TSP)
	Scories de Thomas
	Phosphates naturels
	Autres engrais simples
Composés	Phosphate monoammonique (MAP)
	Phosphate diammonique (DAP)
	Phosphopotassiques
	Superpotassiques
	Autres (PK, NP, NPK)

Les données de livraison de l'UNIFA sont les seules qui permettent l'accès à une chronique de fertilisation minérale sur l'ensemble de la période d'étude. Ces données ont donc été retenues pour calculer le poste de fertilisation minérale.

- Homogénéisation et désagrégation des données de la fertilisation minérale

Les données sur les engrais minéraux phosphatés fournies par l'UNIFA ne sont pas homogènes sur toute la période d'étude. En effet, les quantités annuelles des engrais phosphatés utilisées au cours des périodes 1920-1928 et 1930-1943 ne sont disponibles qu'à l'échelle nationale. Par conséquent, les données ont été désagrégées à l'échelle départementale à partir des valeurs nationales multipliées par le ratio moyen entre les données départementales et données nationales des trois années (1929, 1949 et 1950) représentant les valeurs données les plus proches et les plus fiables. A l'opposé, les données de la fertilisation minérale phosphatée ne sont disponibles qu'à l'échelle régionale pour la période 2018-2020.

Une désagrégation des valeurs régionales à l'échelle départementale en multipliant ces valeurs régionales par le ratio moyen entre les données départementales et données régionales des cinq années précédentes (2013 – 2017).

D'autre part, pour les années allant de 1944 à 1947, les données sur les engrais minéraux phosphatés ne sont fournies qu'en tonnage de produit et non en tonnage d'élément de phosphore. Une répartition des engrais en tonnes de produits vers des engrais en tonnes d'élément P a été effectuée en utilisant un ratio moyen des quantités en tonnes d'élément P sur les quantités en tonnes de produit sur les 3 années les plus proches (1948, 1949 et 1950).

Un récapitulatif des méthodes utilisées pour homogénéiser les données de la fertilisation minérale est consigné dans le **tableau 2-5**.

Tableau 2-5 : Méthodes utilisées pour homogénéiser les données de la fertilisation minérale phosphatée

Période	Données disponibles	Méthode d'homogénéisation
1920-1928 et 1930-1943	Données nationales	Désagrégation des données nationales à l'échelle départementale au prorata du ratio moyen des trois années les plus proches (1929, 1949 et 1950)
1944-1947	Données en tonnes de produit	Répartition des quantités en tonnes de produit vers des quantités en tonnes d'élément P
2018-2020	Données régionales	Désagrégation des données régionales à l'échelle départementale au prorata du ratio moyen sur les cinq années précédentes (2013 - 2017)

- Lissage des valeurs d'engrais minéraux

L'utilisation des données brutes de livraison d'engrais minéraux issues de l'UNIFA à l'échelle départementale soulève de nombreuses questions quant à leur représentativité cette échelle. En effet, depuis le début des années 2000, de grandes coopératives agricoles ont commencé à s'installer dans certains départements (Chomel, 2013 ; Voliorgue et *al.*, 2020). Les engrais réceptionnés par une grande coopérative située dans un département ne se limitent pas à être distribués exclusivement aux exploitations de ce même département, mais peuvent également être utilisés pour approvisionner les exploitations des départements voisins. Dans ces cas, les données de livraison des engrais minéraux en provenance de l'UNIFA ne sont pas forcément identiques à la consommation réelle d'engrais minéral

sur un département. Il est donc apparu nécessaire de procéder à un lissage spatial de ces données avant de les utiliser pour le calcul des surplus.

Plusieurs méthodes de lissage spatial ont été testées. La méthode retenue permet de lisser les données en minimisant les effets de la propagation à des voisins trop éloignés sans supprimer les spécificités départementales. Elle est basée sur le rapport des surfaces fertilisables (SAU sans les jachères) pour répartir au mieux les quantités d'engrais entre les départements (Annexe 3).

Cette méthode de lissage appliqué sur les données d'engrais a permis de répartir des quantités trop importantes de certains départements comme les Landes sur ces voisins immédiats et à l'inverse d'augmenter les quantités d'engrais pour des départements tels que la Somme (**Figure 2-3**). Cependant, il existe d'autres méthodes alternatives à explorer, comme la prise en compte de la localisation des principales coopératives agricoles responsables de la distribution des engrais. Cette approche pourrait offrir une vision plus précise des départements nécessitant un lissage et conduirait probablement à une meilleure répartition spatiale des engrais.

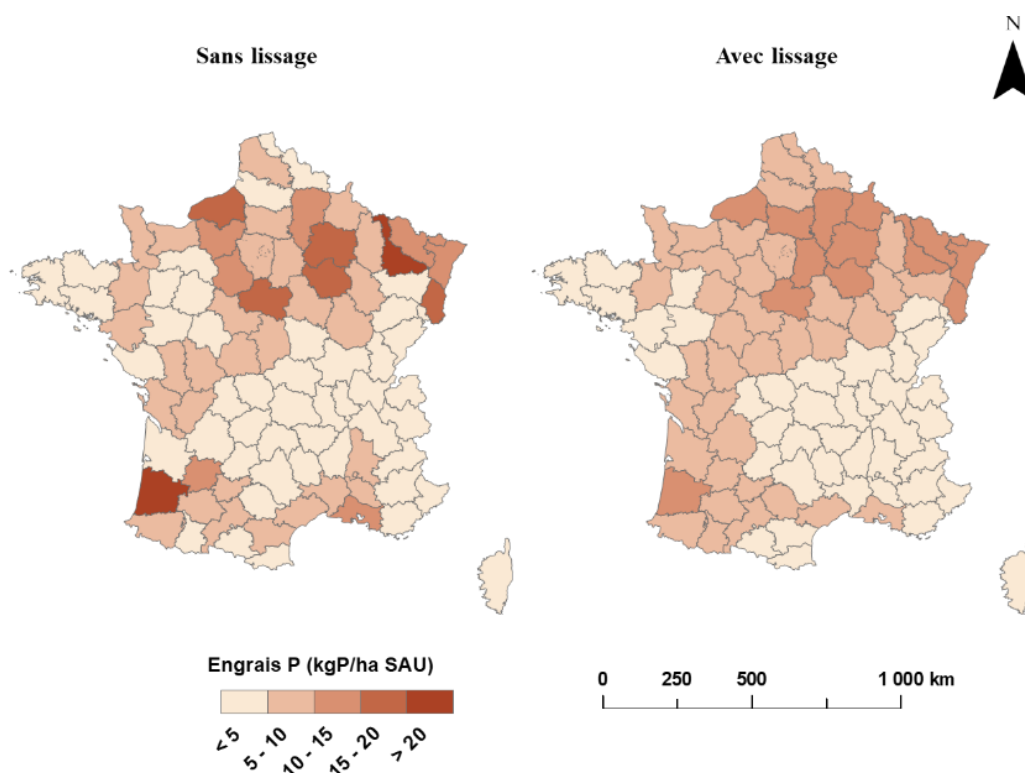


Figure 2-3 : Cartes avec et sans lissage spatial des apports d'engrais phosphatés à l'échelle départementale en 2020 et normalisés par la SAU

C. Modification des limites départementales

Les limites administratives de la Corse et des départements de l'Ile de France ont évolué depuis 100 ans. La Corse a été considérée comme un seul département jusqu'en 1976 et séparée en 2 départements depuis : Haute-Corse et Corse-du-Sud. Dans ce travail, la Corse a été considérée comme un seul département et les données agricoles entre 1976 et 2020 ont été sommées pour avoir des résultats à l'échelle de la Corse entière.

La région parisienne a subi également un changement des limites de ses départements en 1968. Avant cette année, l'Ile de France se composait de trois départements : Seine-et-Marne, Seine et Seine-et-Oise. Ces deux derniers départements ont été subdivisés en 7 autres : Paris, Hauts-de-Seine, Seine-Saint-Denis, Val-de-Marne, Val-d'Oise, Yvelines et Essonne. Ce redécoupage, ne suivant pas exactement les limites des anciens départements en plus de l'absence de renseignements permettant d'améliorer la spatialisation, ces sept départements ont été considéré ici comme une seule entité appelée région parisienne qui forment en plus du département de Seine-et-Marne la région de l'Ile de France.

2. Calculs des entrées et des sorties de phosphore

Les entrées de phosphore dans les sols agricoles comprennent la fertilisation minérale, la fertilisation organique et le dépôt atmosphérique tandis que les sorties de phosphore correspondent aux exportations des cultures récoltées et les fourrages pâturés. Ces postes sont calculés annuellement de 1920 à 2020 à l'échelle départementale.

A. Calcul des flux entrants

- La fertilisation minérale

La fertilisation minérale correspond au phosphore apporté aux sols agricoles par les engrais minéraux obtenus par extraction ou par des procédés industriels physiques et/ou chimiques. La quantité de phosphore minéral correspond aux valeurs lissées des quantités d'engrais minéraux phosphatés issues de la base de données SAgriDA.

- La fertilisation organique

La fertilisation organique phosphatée correspond au phosphore apporté aux sols agricoles par l'excrétion des différentes catégories de bétail (bovins, ovins, ...). Elle est calculée en fonction de l'effectif de chaque espèce du cheptel et de l'excrétion moyenne de phosphore de cette espèce suivant l'**équation 2**.

$$P_{Org} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m Nb_j \times E_j \quad \text{(Equation 2)}$$

Où i les différentes catégories de bétail (bovin, caprin...) ; j les différentes classes homogénéisées de bétail (vaches laitières, veau, brebis, chèvres...) ; Nb_j le nombre de têtes par classe de bétail et E_j l'excrétion (en kg P tête⁻¹) pour chaque classe de bétail.

Les effectifs des différentes catégories de bétail proviennent de la base de données SAgriDA. Les valeurs des teneurs en phosphore dans les excréments des différentes catégories de bétail sont issues principalement des publications du Comité d'orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'environnement (CORPEN, 1999, 2001, 2003, 2006) qui fournissent des valeurs de flux de phosphore selon les différents types d'animaux en fonction de leur âge, leur régime alimentaire et leur poids vifs. Pour chaque valeur de P excrétée, un intervalle d'incertitude est donné dans ces documents selon la catégorie de bétail et plusieurs hypothèses afin de représenter la diversité des systèmes d'élevage. Ces hypothèses concernent les caractéristiques de l'animal (âge, poids, stade physiologique, destination, ...) et son alimentation. Dans le cas où il n'est pas possible d'estimer un intervalle d'incertitude à partir de ces documents de référence, les variations sont estimées à $\pm 20\%$ de la valeur de référence (Oenema et al., 2003) et l'écart-type de chaque valeur est calculé en utilisant l'équation 3.

$$\sigma = [(Max(valeur_{référence} - valeur_{minimum}, valeur_{maximum} - valeur_{référence})]/3 \quad \text{(Equation 3)}$$

Plus en détail, les hypothèses prises en compte afin de représenter la variété des systèmes d'élevage pour les différentes catégories de bétail sont les suivantes :

- Déjections des vaches laitières

L'excrétion phosphatée des vaches laitières est calculée en utilisant la méthode de CORPEN (1999) sur l'estimation des flux de phosphore associés aux vaches laitières en fonction du rendement laitier (entre 4 000 et 10 000 kg/an) et du régime alimentaire. Ce document de référence quantifie la quantité de phosphore mensuelle excrétée par une vache laitière produisant 6 000 kg de lait an⁻¹. En sachant que la variation de rendement de 1000 kg de lait an⁻¹, autour du niveau de base de production de 6000 kg de lait, entraîne une variation de l'excrétion de phosphore de 5% dans le même sens que la variation de la production, on peut ainsi calculer l'excrétion mensuelle de phosphore des vaches laitières produisant entre 4 000 et 10 000 kg/an de lait.

Plusieurs hypothèses de rations simplifiées proposées par SOeS (2013) ont été retenues afin de prendre en compte la diversité des régimes alimentaires proposés aux vaches laitières en France. Au final,

l'excrétion annuelle des vaches est calculée pour 3 niveaux de production laitiers (4000, 6000 et 10 000 kg lait.an⁻¹) et 14 régimes alimentaires possibles. Les détails de calculs sont présentés dans l'annexe 4.

- Déjections des autres bovins

La méthode de calcul des excréments phosphatés des autres catégories de bovins provient du document de CORPEN (2001) sur l'estimation des flux de phosphore associés aux bovins issus des troupeaux allaitants et laitiers. L'excrétion phosphatée des autres bovins est calculée en fonction de leurs poids vifs et de leurs régimes alimentaires. Les hypothèses prises en compte dans les calculs pour chaque catégorie de bovins sont présentées dans le tableau de l'annexe 5.

- Déjections des autres catégories de bétail

Pour les porcins, les teneurs en phosphore dans les excréments des différentes catégories porcines sont issues du document CORPEN (2003) sur l'estimation des rejets de phosphore des porcs. La méthode de calcul des excréments phosphatés des porcins se base sur le poids vif de l'animal, le mode de logement et la conduite alimentaire (alimentation « standard » avec un seul aliment par phase et des teneurs non contraintes en protéines et en phosphore ou « biphasé » avec deux aliments pour chaque phase et des teneurs maximales en protéines et phosphore total ; Dourmad et *al.*, 2015).

Pour le cas des volailles, les teneurs en phosphore dans les excréments proviennent du document de l'Institut Technique de l'Aviculture (ITAVI) de 2013 qui présente une mise à jour des références CORPEN-Volailles de 2006 sur l'estimation des rejets de phosphore par les élevages avicoles. Les calculs prennent en compte plusieurs paramètres liés à la conduite de l'élevage : nombre de bande (lot de la même espèce) par an, type de production (standard, bio et label, filière gras, reproduction, œufs), le mode de logement, ...

Les valeurs sur les teneurs en P dans les excréments des ovins, des caprins, des équins et des lapins proviennent d'une seule référence trouvée (Audoin, 1991). Les variations de ces valeurs sont donc estimées à $\pm 20\%$ de la valeur de référence.

Les résultats finaux des valeurs de teneurs en phosphore dans les excréments des diverses catégories de cheptels, accompagnés de leurs incertitudes respectives, sont présentés dans l'annexe 5. Ces valeurs de phosphore dans les excréments de bétail, retenues dans le modèle CaSSiS-P, sont supposées être constantes sur toute la période d'étude. Or, les conduites de l'élevage et de l'alimentation ont varié au cours du dernier siècle, ce qui a induit un changement dans les caractéristiques physiques et métaboliques des animaux et par conséquent une modification potentielle dans les excréments phosphatés des animaux (Jondreville et Dourmad, 2005 ; Le Noë, 2018). C'est le cas des vaches laitières dont le rendement laitier a augmenté, passant d'environ 2000 kg lait/vache/an en moyenne dans

les années 1920 à plus de 6000 kg lait/vache/an au cours des deux dernières décennies, ce qui engendre une augmentation des rejets de phosphore (Pflimlin et *al.*, 2009). Les monogastriques (les cheptels porcins et avicoles) ont connu également un changement dans leurs régimes alimentaires pendant ces dernières années (par exemple, l'ajout des enzymes comme la phytase microbienne qui permet d'augmenter la disponibilité du phosphore dans l'alimentation), ce qui a permis de diminuer les rejets d'azote et de phosphore (Dourmad et *al.*, 2015). Cette question d'évolution des excréctions phosphatées au cours du temps a été soulevée dans le cadre de cette étude. Une première évaluation de l'influence potentielle de l'évolution des conduites d'élevage a été réalisée afin de voir si cette évolution pouvait déjà considérée par le calcul des intervalles d'incertitudes. Les détails de cette évaluation sont présentés dans l'annexe 6. Par manque de données sur les changements des pratiques d'élevage, cette évolution n'a pas été prise en compte dans ce travail. Il a été donc supposé que les fluctuations des taux de phosphore dans les déjections soient déjà incluses dans les incertitudes associées à ces valeurs.

- Le dépôt atmosphérique

Le dépôt atmosphérique de phosphore est le processus par lequel les particules en suspension dans l'air se déposent sur les sols, soit par des précipitations (pluie, neige, ...), ce que l'on appelle le dépôt humide de phosphore, soit par les sédimentations non associées à des précipitations appelées dépôts secs de phosphore. Le dépôt atmosphérique représente une très faible contribution au bilan de P dans les sols (Mollier, 2016). Par conséquent, très peu de données sur les dépôts atmosphériques de P ont été publiées. Dans ce travail, nous supposons que P_{Atm} est égal à la valeur rapportée dans certaines études (0,4 kg P ha⁻¹ an⁻¹) (Neméry et Garnier, 2007 ; Senthilkumar et *al.*, 2012).

B. Calcul des flux sortants : L'export des cultures

L'export de phosphore correspond à la quantité de P exportée par les cultures P_{Exp} est calculée en fonction de la quantité récoltée de chaque culture et sa teneur en P suivant l'équation 4 :

$$P_{Exp} = \sum_{culture} P_{clt} \times Pdt_{clt} \quad (\text{Equation 4})$$

Où P_{clt} correspond à la teneur en P dans chaque culture (données dans l'annexe 6) et Pdt_{clt} représente la quantité annuelle produite de chaque culture (céréales, oléagineux, fourrages, fruits, légumes, etc.).

Les données sur les productions et les surfaces des différentes cultures sont obtenues à partir de la base de données SAgriDA. Les valeurs des teneurs en phosphore dans les organes végétaux récoltés sont estimées pour certaines cultures grâce aux travaux de COMIFER (Comité Français d'Étude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée) qui permettent de calculer les bilans cultureux "fumure-exportation" qui représentent la différence entre le total des apports et les exportations des récoltes. Ces

calculs se font sur la base de plusieurs critères : l'exigence des espèces cultivées, l'analyse de terre, le passé récent de fertilisation et la restitution ou non des résidus de culture du précédent (COMIFER, 2007). Les valeurs des teneurs en phosphore proviennent également de la table Ciqua qui détaille la composition nutritionnelle de plus de 3000 aliments consommés en France et produite par l'Observatoire des aliments de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) (<https://ciqua.anses.fr/>). Certaines valeurs sont fournies avec un écart-type et/ou valeur minimale et maximale, tandis que d'autres sont fournies sans aucun encadrement. Dans ce dernier cas, ces valeurs sont considérées comme étant des valeurs de référence, leurs variations sont estimées à $\pm 20\%$ selon Oenema et *al.*, (2003) et l'écart-type de chaque valeur est calculé suivant l'équation 3.

Dans la présente étude, les valeurs de teneur en phosphore et leurs incertitudes associées ont été affectées à plus de 120 cultures (Annexe 7).

La production de paille constitue un cas particulier. En effet, la paille est la partie de la tige qui peut être considérée comme un résidu de culture ou un co-produit de la production des graines de céréales. Après la récolte, la paille peut être enfouie dans le sol comme un amendement organique ou exportée complètement de la parcelle pour l'utiliser comme litière au bétail et qui retournera par la suite dans les sols agricoles. La paille est donc considérée systématiquement comme enfouie dans les sols agricoles et sa production n'est pas prise en compte dans le calcul de l'export de phosphore à l'échelle du sol.

La production d'herbe dans les prairies permanentes représente également une situation particulière qui nécessite quelques ajustements. En effet, la quantité potentielle de biomasse des prairies n'est pas entièrement prélevée par la récolte et/ou le pâturage, une partie peut néanmoins retourner aux sols (Eurostat, 2013).

Dans le modèle CaSSiS, la part de la production de prairies permanentes fauchée/pâturée a été calculée en fonction des besoins fourragers des animaux de bétail par département. La production de prairies permanentes étant exclusivement destinée à l'alimentation du bétail, il est possible de calculer la production de prairies permanentes en fonction de la quantité de matière sèche nécessaire à l'alimentation du bétail (besoin fourrager) et de la production des autres fourrages produits sur les terres arables (fourrages annuels, prairies artificielles, prairies temporaires, racines et tubercules fourragers). Ces derniers sont plus coûteux à produire que les fourrages issus des prairies permanentes (achat des semences, labour et travail du sol, entretien et récolte, etc.). On suppose donc que la totalité de la production des terres arables en termes de fourrages est utilisée en priorité pour satisfaire les besoins fourragers, et que l'herbe issue des prairies permanentes permet par la suite de combler ces besoins (Annexe 8).

3. Calcul des surplus départementaux

Le modèle CaSSiS se base sur un bilan de surface de sol (**Figure 2-4**). Il permet de calculer des surplus phosphatés annuels à plusieurs échelles spatiales à l'issue d'une année culturale. Dans le calcul des surplus, l'effet précédent d'une culture (rotations culturales par exemple) et l'effet suivant (variations de stock de phosphore) ne sont pas pris en compte.

Le surplus phosphaté est calculé comme étant la différence entre l'ensemble des entrées de phosphore dans les sols agricoles (fertilisation minérale P_{Min} , fertilisation organique P_{Org} et dépôt atmosphérique P_{Atm}) et des sorties de phosphore (exportations des différentes cultures P_{Exp}) suivant l'**équation 5** :

$$\text{Surplus P} = P_{Min} + P_{Org} + P_{Atm} - P_{Exp} \text{ (Equation 5)}$$

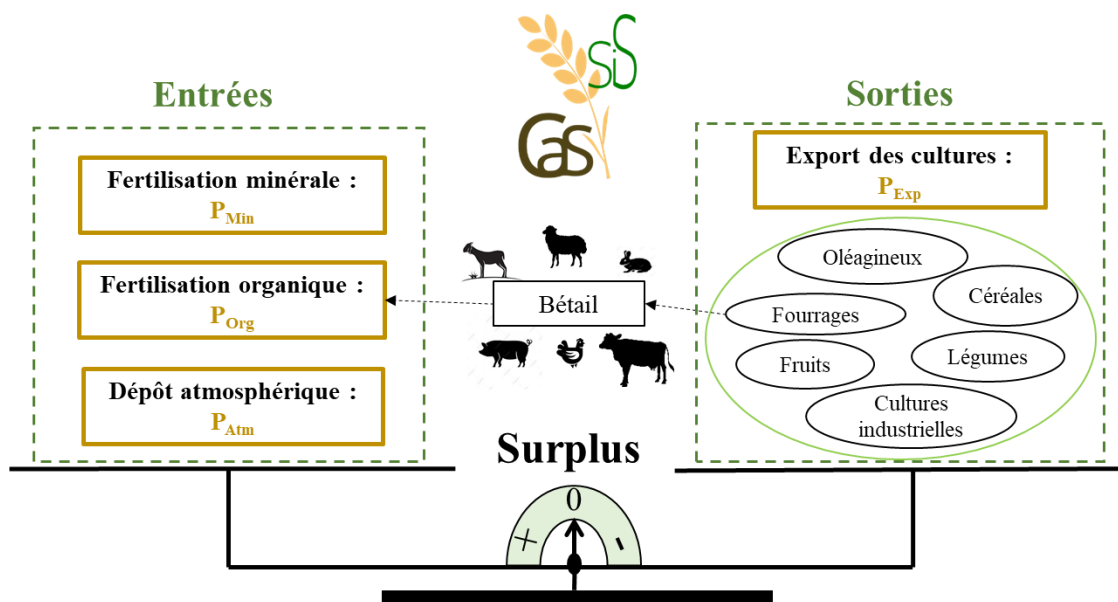


Figure 2-4 : Flux entrants et sortants de phosphore pris en compte dans le modèle CaSSiS-P (Modifié d'après Guejjoud et *al.*, 2024)

Ces surplus sont calculés annuellement de 1920 à 2020 à l'échelle départementale puis normalisés par la SAU annuelle. Les valeurs sont exprimées en $\text{kg P ha SAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

4. Quantification des incertitudes

Selon Oenema et *al.*, (2003), les incertitudes d'un bilan de nutriment peuvent provenir à la fois d'incertitudes structurelles sur la construction du modèle lui-même et d'incertitudes opérationnelles sur les données et les paramètres utilisés. Dans le modèle CaSSiS, seules les incertitudes opérationnelles sont prises en compte. De ce fait, chaque valeur de paramètre dite valeur moyenne ou valeur de référence

est associée à un écart-type et un intervalle de variation déterminé d'après les valeurs minimum et maximum relevées dans la littérature ou estimées à $\pm 20\%$ du paramètre quand ces dernières ne sont pas disponibles. Seuls les facteurs de conversion de la production des racines et tubercules fourragers en matière sèche et l'équivalent UGB (Tableau 1, Annexe 8) n'ont pas d'incertitude associée. Concernant les données de production, de surface, de nombre de tête de cheptel, de dépôt atmosphérique ou de quantités d'engrais minéraux utilisées, l'incertitude a été fixée à 5% (Oenema et *al.*, 2003). La distribution de chaque paramètre suit une loi normale.

Ces incertitudes sur les données et paramètres servent à quantifier l'imprécision des surplus à l'échelle départementale en utilisant une approche statistique par tirage de Monte Carlo (MC), largement utilisée dans la quantification des incertitudes des bilans de nutriments (Oenema et *al.*, 2003 ; Bockstaller et *al.*, 2012). Le modèle a été exécuté 200 fois avec les incertitudes des paramètres et des données choisis au hasard selon les descripteurs statistiques (moyenne, écart-type et distribution normale). L'imprécision a ensuite été calculée comme une différence entre le neuvième (D9) et le premier (D1) déciles des 200 valeurs de surplus obtenues pour chaque année et chaque département.

II. Méthode de quantification des surplus phosphatés à l'échelle communale

A l'échelle communale, la quantification des surplus nécessite l'utilisation des données agricoles disponibles à une échelle plus fine que celle des départements. Les données communales proviennent du recensement agricole. Ces données étant ponctuelles et disponibles sur un intervalle d'environ 10 ans (en 1955, 1970, 1979, 1988, 2000, 2010 et 2020), il est nécessaire de reconstituer les séquences de données en se basant sur les données départementales de SAgriDA. Les données requièrent également une homogénéisation des catégories en raison des modifications de la nomenclature des catégories dans les recensements agricoles au fil du temps ainsi qu'une gestion des mouvements des limites administratives communales pour garantir une répartition spatiale uniforme des données.

Les données au niveau communal sont soumises au secret statistique, nécessitant ainsi une demande de dérogation à l'organisme compétent. Le calcul des surplus de phosphore, ainsi que l'analyse des différentes entrées et sorties à l'échelle communale, se fait dans un environnement sécurisé assurant la confidentialité des données.

1. Construction de la base de données SAgriCA

A. Les données du recensement agricole

Le Recensement Agricole (RA) est une opération européenne obligatoire qui se déroule tous les dix ans. Son principal objectif est de mettre à jour les données concernant l'agriculture en France, ainsi que de mesurer sa contribution à l'ensemble de l'agriculture européenne. Les enquêtes du RA sont menées conformément à la réglementation statistique de l'Union européenne et suivent les recommandations des Nations unies, telles que définies dans le règlement (CE) N°223/2009 du Parlement européen et du Conseil en date du 11 mars 2009. Ces RA sont réalisés de manière coordonnée dans tous les pays de l'Union européenne. Les données recueillies servent à élaborer et à ajuster des politiques publiques à l'échelle européenne, nationale et locale.

En France, le RA est l'une des plus importantes opérations statistiques du ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire qui permet de recenser toutes les exploitations agricoles situées en métropole, dans les départements d'outre-mer et dans les collectivités d'outre-mer de Saint-Martin et Saint-Barthélemy. Les RA fournissent des données agricoles à l'échelle communale dans plusieurs domaines concernant les cultures (superficies, mode de protection, etc.), l'élevage (effectifs de cheptel), la gestion de l'exploitation (l'équipement de l'exploitation, les activités, l'emploi et le niveau de formation de l'exploitant, etc.).

Après les grandes enquêtes agricoles décennales du 19^{ème} siècle (1840, 1852, 1862, 1872, 1882 et 1892), ainsi que celle de 1929 qui étaient sujettes à caution puisque les données étaient collectées de manière indirecte auprès des conseils municipaux de chaque commune et complétées et/ou réactualisées par des sondages annuels plus restreints. Une nouvelle version de statistique agricole est donc apparue à partir de 1955 appelé les RA "modernes" (1955, 1970, 1979, 1988, 2000, 2010 et 2020). Le 1^{er} RA de 1955 représente un très grand intérêt dans l'histoire de la statistique agricole, car il est a été constitué pendant une période clé de l'histoire économique européenne puisque les exploitations agricoles post 2^{nde} guerre mondiale commencent à s'engager dans les mécanismes de modernisation et d'intensification.

Les RA modernes sont élaborés suivant les recommandations de la F.A.O. (Food and Agriculture Organisation, organisation des Nations Unies). Les données sont donc harmonisées à l'échelle mondiale (Laurent, 1966). Les recommandations de la F.A.O consistent à collecter les données à partir d'enquêtes exécutées dans chaque exploitation agricole sur la base de questionnaires individuels remplis par des enquêteurs sélectionnés pour leurs compétences sur la collecte des informations statistiques. Les exploitations agricoles recensées doivent remplir un des critères suivants (Agreste, 2008) : (i) avoir une SAU supérieure ou égale à 1 hectare, (ii) posséder une superficie en cultures dites "spécialisée" (tabac,

chicorée, etc.), supérieure ou égale à 0.2 hectares, (iii) présenter une activité suffisante de production agricole estimée en nombre d'animaux (vaches, truies, etc.), en surface (artichauts, vignes, etc.) ou en volume de production (cresson, endive, etc.).

Les données du RA sont acquises par une enquête publique confidentielle et obligatoire (Loi n° 51-711 du 7 juin 1951). Les résultats sont produits par le SSP au ministère de l'Agriculture et sont soumis au secret statistique sous l'habilitation du comité de secret statistique qui assure la protection des données des RA et empêche la diffusion des données individuelles tout en respectant deux règles : (i) chaque résultat publié doit être calculé à partir d'au moins trois exploitations agricoles, (ii) aucune valeur publiée ne doit contenir de données pour laquelle une exploitation représente plus de 85% du total.

Hormis les données du premier recensement de 1955 qui sont archivées sous forme de microfiches, l'accès aux données complètes des RA suivants nécessite une demande de dérogation auprès du centre d'accès sécurisé aux données (CASD ; Annexe 9).

Une fois ces démarches complexes d'accès à la donnée, les données RA sont utilisées dans ce travail pour le calcul des surplus à l'échelle communale car elles permettent l'obtention de données à fine échelle et sur une période relativement longue (1955-2020). Afin de combler les lacunes annuelles entre les RA, les données de la SAA sont utilisées afin d'obtenir des chroniques annuelles de données agricoles (production, nombre tête de cheptel), nécessaires au fonctionnement du modèle CaSSiS.

B. Reconstitution et mise en forme des chroniques des données communales

Cette partie du travail vise à obtenir des séries de données communales continues et homogènes sur une période relativement longue (1955-2020) en utilisant les données départementales de SAgriDA. Les données brutes des RA sont fournies à l'échelle de l'exploitation par commune et sont donc agrégées en fonction de leur code INSEE. Les différentes catégories résultantes de cette agrégation peuvent être soit détaillées et nécessitent d'être regroupées, soit elles manquent de détail. Dans ce dernier cas, une répartition d'une catégorie du RA sur plusieurs autres est nécessaire afin de reconstituer les catégories pour lesquelles les teneurs en phosphore sont disponibles. La reconstitution implique également de passer des données ponctuelles des RA aux chroniques de données communales couvrant toute la période d'étude. Les limites administratives communales subissant de nombreux changements tout au long de la période étudiée, une gestion appropriée des mouvements de ces limites est requise pour assurer une répartition spatiale homogène. L'ensemble de ces opérations est à effectuer au sein de l'environnement sécurisé du CASD.

c. Reconstitution des catégories communales

La reconstitution des catégories implique le regroupement des catégories détaillées pour lesquelles les teneurs en phosphore ne sont pas disponibles, en sommant les valeurs de ces catégories (surface ou nombre de têtes de cheptel) pour obtenir la catégorie souhaitée (ex, les surfaces en "ail de plein champ" ou en "ail issu de surfaces maraîchères" ont été sommées pour obtenir la surface en "ail" pour la période 1970-1979). En revanche, lorsque la catégorie manque de détail, une répartition est effectuée en fonction de la distribution calculée au niveau du département auquel appartient la commune.

Un cas particulier concerne l'estimation des surfaces des prairies pour l'année 1955, étant donné que le RA 1955 ne fournit aucune valeur sur les surfaces en prairies artificielles et temporaires, en fourrages annuels et en jachère, une estimation de la surface des différentes prairies a été donc effectuée à partir de la surface en terres arables de la commune moins les surfaces en céréales, cultures industrielles, plantes oléagineuses, plantes sarclées, légume secs et verts et cultures diverses. Le restant est réparti entre les différentes prairies artificielles, temporaires, les fourrages annuels et la jachère suivant la proportion calculée au niveau départemental de la surface de ces différentes cultures.

d. Reconstitution des chroniques des données communales

A l'issue de la reconstitution des différentes catégories des surfaces des cultures et de cheptel pour l'ensemble des années RA, l'étape suivante est de reconstituer les données communales entre les années RA pour l'ensemble de la période d'étude. Cette étape consiste à reconstituer les données communales pour les années situées entre deux années du RA : 1956-1969, 1971-1978, 1980-1987, 1989-1999, 2001-2009 et 2011-2019.

Le calcul d'une catégorie (surface ou cheptel) pour une commune va s'effectuer en fonction des valeurs relevées pour les années des deux RA et de l'évolution de la quantité départementale (**Figure 2-5**).

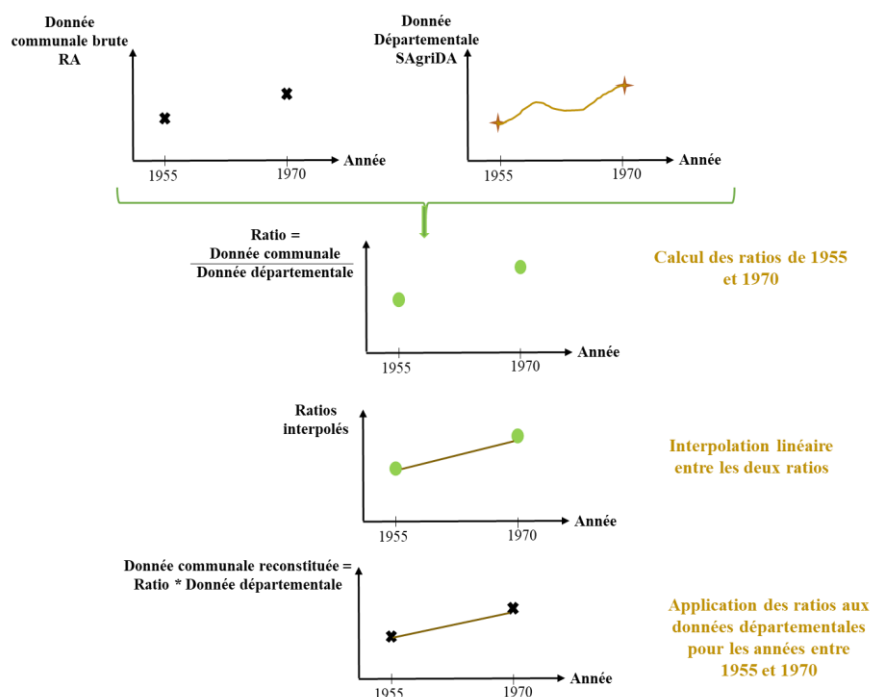


Figure 2-5 : Exemple des étapes de reconstitution des données communales brutes (surfaces de culture ou effectif de cheptel) entre deux années de RA 1955 et 1970

e. Gestion de l'évolution des limites communales

Les limites administratives communales ont évolué au cours du temps et les mouvements de ces limites ne sont pas toujours connus pour toutes les années de la période d'étude. Etant donné que les surplus doivent être spatialisés à l'échelle communale, il est donc nécessaire de réaffecter les valeurs concernant les communes et les années aux limites inconnues (en raison de leur modification et de l'absence de spatialisation de leur limites), aux communes résultantes de la modification et ayant des limites connues. Toutes les modifications au niveau des limites communales sont recensées et indiquées sous forme d'un code fourni en plus d'informations complémentaires (le type de modification, sa date d'effet, le type et le code de la commune avant et après le mouvement, etc.) au niveau du fichier de l'INSEE qui détaille les 12766 modifications survenues aux communes sur la période 1955-2020, ce qui permet de retracer l'histoire des limites des communes sur l'ensemble de la période d'étude.

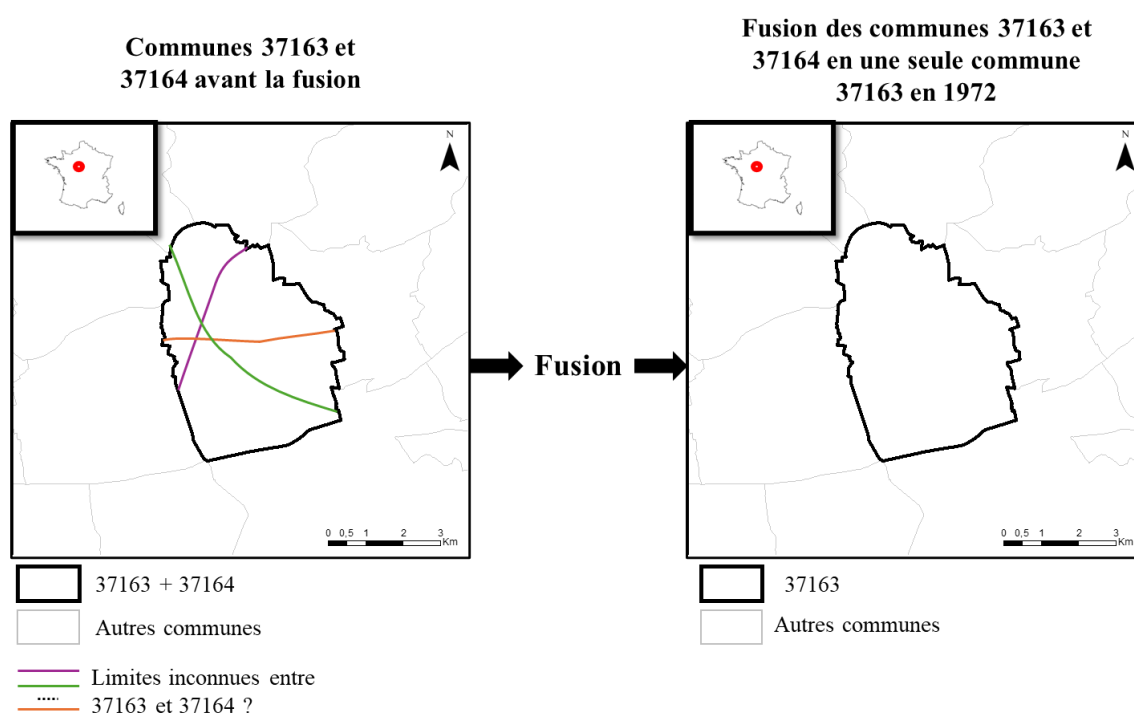
Les types de mouvements pouvant affecter les limites communales sont les fusions/associations de communes et les échanges de parcelles entre communes. Ici, le transfert des parcelles n'est pas pris en compte en raison de manque d'indications sur la localisation des parcelles échangées ou transférées dans le fichier INSEE. De plus, les parcelles représentent une échelle géographique trop fine pour que leurs transferts soient pris en compte dans ce travail. Les fusions des communes ainsi que la modification du département de rattachement de la commune sont aussi prises en compte.

- Gestion des mouvements des communes

Dans le cas d'une fusion ou d'une association de deux communes qui a lieu avant 2020, les valeurs des RA de la commune absorbée, dont les limites sont inconnues, sont réaffectées à la commune absorbante pour les années où ces limites ne sont pas connues.

Par exemple, les communes 37163 et 37164 dans l'Indre-et-Loire ont été fusionnées le 01/07/1972 pour devenir une seule commune 37163 (**Figure 2-6a**). Les valeurs du RA pour la commune absorbée 37164 ont été sommées à celle de la commune absorbante 37163, pour avoir des valeurs qui se rapportent à une entité aux limites connues sur toute la période d'étude (1955-2020) (**Figure 2-6b**).

a)



b)

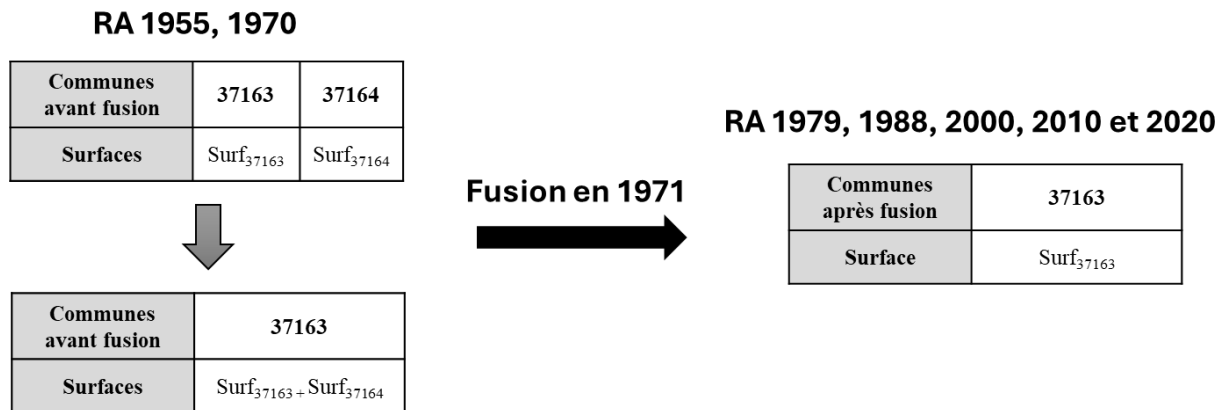
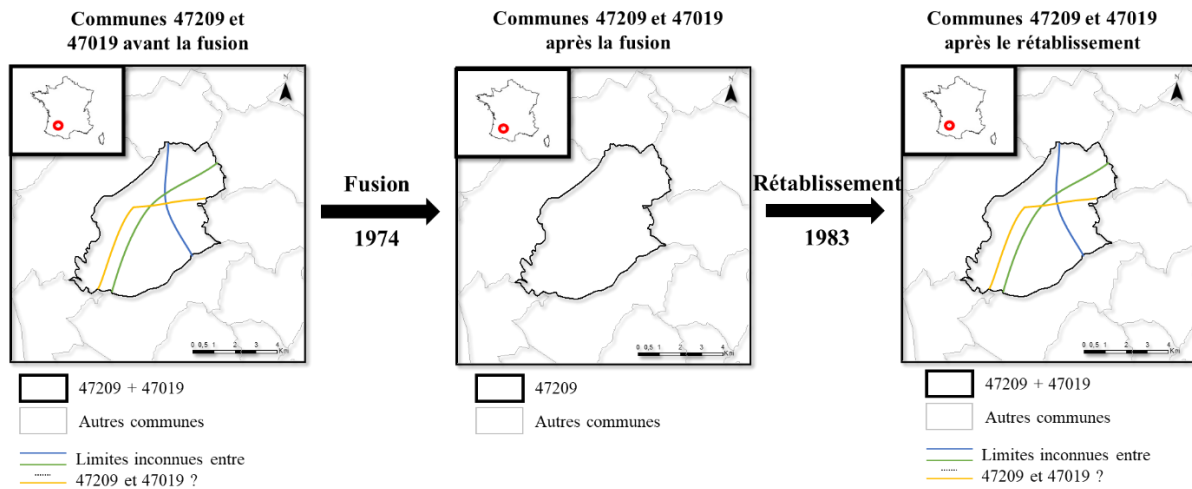


Figure 2-6 : a) Exemple de fusion de deux communes : absorbante 37163 et absorbée 37164 en 1972
 et b) exemple de calcul de surfaces pour ce cas de fusion
 (Modifié d'après Poisvert, 2018)

Dans le cas de rétablissement (annulation de fusion) des limites communales, deux cas sont distingués. Si la fusion et le rétablissement se produisent entre deux années RA, les données du RA correspondent à des superficies avec des limites clairement définies, ne nécessitant aucune transformation supplémentaire. Le deuxième cas est quand le rétablissement survient après un RA. Dans cette situation, il sera impossible de spatialiser les données pour l'année ou les années concernées par le RA entre les dates de fusion et de rétablissement. Les données seront cumulées pour toutes les années du RA concernées.

Par exemple, les communes 47209 et 47019 dans le Lot et Garonne ont fusionné en 1974 et leur fusion a été annulée en 1983 (**Figure 2-7a**). Étant donné que le rétablissement a eu lieu après le Recensement Agricole de 1979, il n'est pas possible de spatialiser les limites des deux communes. Par conséquent, les données concernant les surfaces et les cheptels seront sommées pour toutes les années de RA de la période d'étude (**Figure 2-7b**).

a)



b)

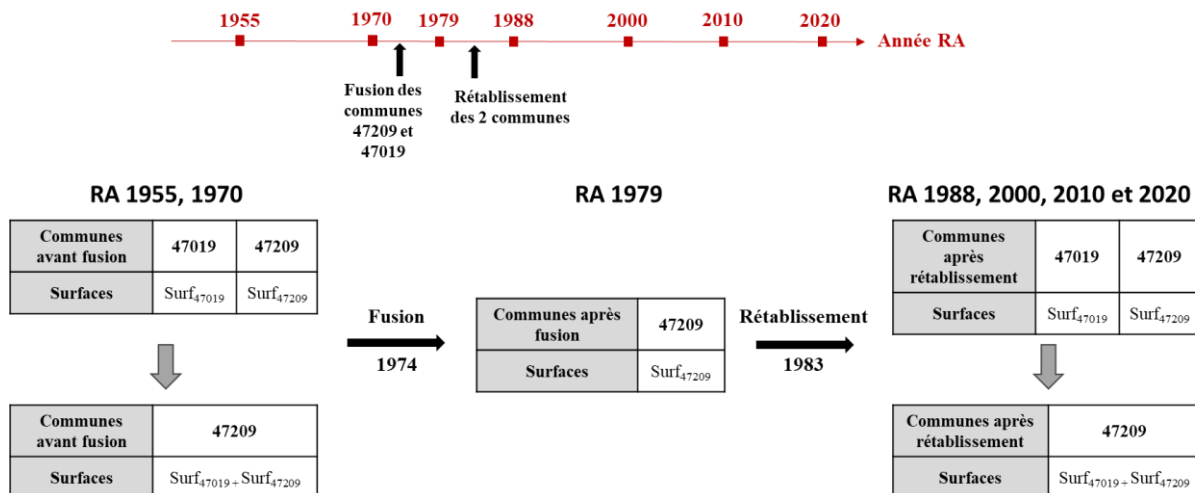


Figure 2-7: a) Exemple de fusion et de rétablissement de deux communes : absorbante 47209 et absorbée 47019 et **b)** exemple de calcul de surfaces pour ce cas de fusion et rétablissement

(Modifié d'après Poisvert, 2018)

- Gestion du changement de département

Les changements du département de référence de la commune n'affectent pas les limites communales mais plutôt le calcul de la production (Equation 6) et la fertilisation minérale (Equation 7) qui requiert l'utilisation des données départementales. Cela concerne essentiellement le changement de département lié à la séparation du département de la Seine et

Oise en 1968 en plusieurs départements et à la séparation de la Corse en deux départements en 1976 (cf. partie « Modification des limites départementales »).

Afin de gérer les changements de département de rattachement de la commune, le numéro de la commune est modifié pour correspondre au numéro qu'elle possède en 2020 et ce, depuis le début de la période d'étude.

f. Calcul des productions des cultures à l'échelle communale

Les productions des cultures n'étant pas disponibles à l'échelle communale, une désagrégation de ces données est alors requise en répartissant la production départementale sur les communes au prorata de la surface communale. Le calcul s'effectue donc en fonction des surfaces communales et du rendement départemental suivant l'**équation 6**, ce qui suppose que le rendement est le même sur l'ensemble du département.

$$\text{Production}_{\text{communale}} = \text{Surface}_{\text{communale}} * \frac{\text{Production}_{\text{départementale}}}{\text{Surface}_{\text{départementale}}} \quad \text{(Equation 6)}$$

g. Désagrégation des quantités d'engrais minéraux à l'échelle communale

Les données sur les engrais minéraux ne sont pas disponibles à l'échelle communale. Les données départementales de fertilisation minérale doivent donc être désagrégées en répartissant les valeurs lissées d'engrais minéraux au niveau départemental en fonction de la SAU à l'échelle communale suivant l'**équation 7**.

$$P_{\text{Min}_{\text{communale}}} = P_{\text{Min}_{\text{départementale}}} * \frac{\text{SAU}_{\text{communale}}}{\text{SAU}_{\text{départementale}}} \quad \text{(Equation 7)}$$

Plusieurs méthodes de désagrégation de la fertilisation minérale à l'échelle communale ont été examinées. Une des approches testées sur les engrais azotés consistait à établir une relation linéaire entre la quantité d'engrais minéral appliquée au niveau du département et les surfaces cultivées, puis à appliquer cette relation à l'échelle de la commune, en tenant compte de trois facteurs de variabilité : le type de culture, le temps et l'espace (Poisvert, 2018). Une autre méthode similaire testée dans le cadre de ce travail, consistait à segmenter les départements en groupes en fonction de

caractéristiques communes et à établir des relations de régression pour chaque groupe, en utilisant les surfaces cultivées comme variables prédictives, surtout celles exigeantes en phosphore. Une troisième méthode, utilisée pour l'azote, se basait sur un prorata des besoins théoriques en azote de chaque commune, calculés à partir des surfaces cultivées et des besoins théoriques en azote départementaux. Ces approches sont détaillées dans l'annexe 10.

2. Calcul des postes d'entrées et de sorties de P à l'échelle communale

Le calcul des différentes entrées et sorties de phosphore à l'échelle communale est réalisé de la même manière que celui effectué au niveau départemental, en utilisant les équations 3 et 5 pour la fertilisation organique (P_{Org}) et l'exportation des cultures (P_{Exp}), respectivement. La fertilisation minérale (P_{Min}) correspond aux engrais phosphatés désagrégés suivant l'équation 7 et le dépôt atmosphérique (P_{Atm}) est calculé en utilisant la même valeur requise au niveau départemental, soit $0,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

3. Calcul et lissage des surplus communaux

Les surplus de P sont quantifiés à l'échelle communale suivant l'équation 6. Les surplus calculés étant soumis au secret statistique, on a opté pour une approche de lissage spatial de ces surplus bruts calculés consistant à calculer une moyenne des surplus de la commune avec ceux des communes environnantes. Cette moyenne est calculée au prorata des SAU du RA et du RPG de chaque commune (**Figure 2-8**).

En effet, avec l'agrandissement des exploitations ces dernières années, le nombre des petites et moyennes exploitations ont diminué de 4% entre 2010 et 2016, tandis que les grandes exploitations ont augmenté de 2% (INSEE, 2019). Ces dernières représentent désormais 42 % des exploitations totales mais assurent 87 % du potentiel de production agricole (INSEE, 2019). Cela implique que de plus en plus de communes auront moins de trois exploitations, augmentant ainsi les valeurs de surplus soumises au secret statistique. Ce problème s'accroît de plus en plus avec les années : il concernait moins de 300 communes dans les années 1970, mais ce nombre est passé à plus de 4800 communes en 2020.

D'autres part, les exploitations sont identifiées par leur siège social, qui ne correspond pas nécessairement à leur localisation géographique réelle. En conséquence, certaines communes affichent des valeurs nulles de surplus phosphatés bien qu'elles possèdent des terres agricoles, car le siège social des exploitations est situé dans une commune voisine. Ce phénomène s'est intensifié au fil des années, passant de 305 dans les années 1970 à plus de 1300 communes sans exploitations en 2020.

Cette approche de lissage permet non seulement de réduire le nombre de valeurs de surplus soumises au secret statistique, mais aussi d'attribuer des valeurs de surplus à des communes sans SAU.

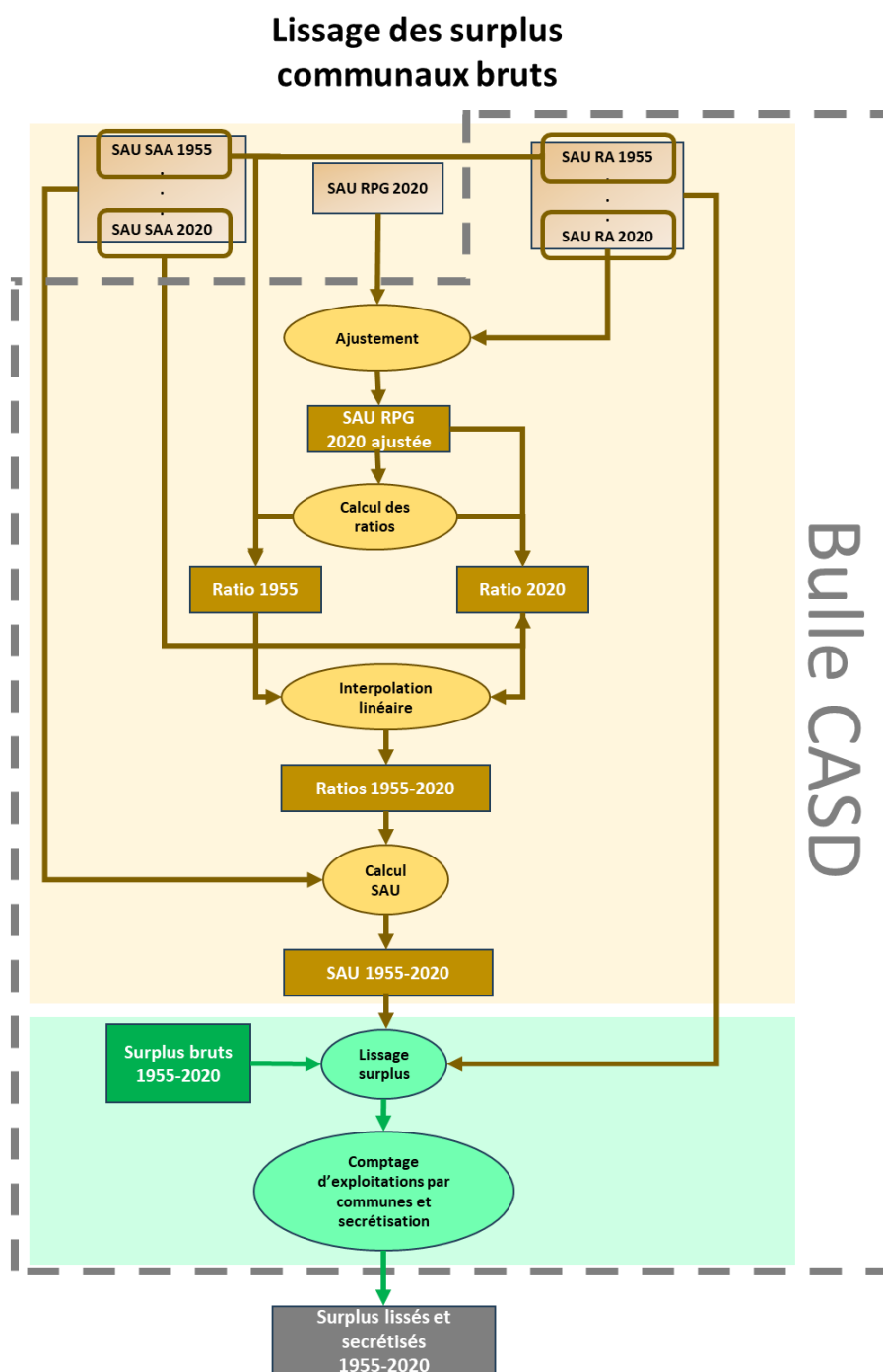


Figure 2-8 : Schéma récapitulatif des étapes du processus de lissage des surplus bruts

- Calcul de la SAU au prorata du RA et du RPG

Le calcul des séries chronologiques continues de la SAU communale sur la période 1955-2020 implique l'utilisation de données communales sur la SAU provenant du RA pour 1955 et 2020, ainsi que les données de la SAU issues du RPG pour 2020. Les valeurs départementales de la SAU sont nécessaires pour chaque année entre 1955 et 2020 afin d'interpoler entre les données ponctuelles du RA. Les calculs

comprennent l'ajustement de la SAU du RPG en fonction du RA pour l'année 2020, le calcul de ratios pour chaque commune par rapport à la SAU totale du département, une interpolation linéaire pour les années intermédiaires, et l'utilisation de ces ratios pour obtenir les valeurs de la SAU de chaque commune. La méthode de calcul est présentée en détail dans l'annexe 11. Les résultats fournissent des valeurs de la SAU, désormais non secrétisées, utilisées pour lissage des surplus communaux et normalisation des valeurs de surplus.

- **Lissage des surplus communaux bruts**

Pour obtenir la valeur lissée du surplus brut au niveau d'une commune, on se base sur son voisinage immédiat, constitué des communes partageant une frontière avec cette commune dite centrale. On calcule la somme des surplus bruts dans la commune centrale et les communes voisines. Cette somme est répartie entre les différentes communes du voisinage en fonction de la SAU du RA et de la SAU recalculée dans l'étape précédente, suivant l'**équation 8** :

$$\text{Surplus_lissé}_i = \frac{\sum_i^n \text{Surplus}}{\sum_i^n \text{SAU RA}} \times \text{SAU_recalculée}_i \quad \text{(Equation 8)}$$

Où i représente la commune centrale, n est le nombre total de communes incluant la commune centrale et ses voisines.

- **Comptage des exploitations par commune et secrétisation des surplus**

Le comptage des exploitations par commune permet de définir le nombre d'exploitations utilisées pour chaque valeur de surplus. Lorsque le nombre d'exploitations par commune est de 1 ou 2, les valeurs de surplus sont rendues secrétisées en les remplaçant par le terme « ss » pour désigner « secret statistique ».

Cette méthode de lissage a permis de réduire significativement le nombre de valeurs nulles de surplus phosphatés, passant de 39 365 à seulement 5 042 sur la période 1955-2020 et au niveau de toutes les communes. En 2020, plus de 1 300 communes étaient concernées, mais après l'application de la méthode de lissage, ce chiffre est tombé à seulement 92 communes. De même, pour les valeurs de surplus soumises au secret statistique, nous sommes passés de 63 690 valeurs pour l'ensemble des communes à seulement 621 valeurs sur toute la période de 1955 à 2020. En 2020, cette méthode a permis de réduire le nombre de communes avec des valeurs de surplus secrétisées de plus de 4 817 à seulement 81.

Chapitre 3 : Analyse des surplus de phosphore et des facteurs de contrôle de leur évolution en France sur la période 1920-2020

Synthèse

Ce chapitre vise à analyser l'évolution des surplus de phosphore, calculés par le modèle CaSSiS, à l'échelle nationale et départementale en France métropolitaine sur une période de 100 ans (**Figure 3-1**). Cette analyse détaillée permet de tenir compte des effets de divers événements agro-économiques qui ont marqué la période 1920-2020 et qui pourraient influencer les variations des surplus de phosphore. En outre, cette étude met en lumière les disparités régionales des systèmes agricoles et leur évolution au fil du temps, souvent négligées par les approches plus globales (Bouraoui et Grizzetti, 2011 ; Macdonald et *al.*, 2011). En travaillant à une échelle aussi fine et homogène, tant sur le plan spatial que temporel, il est possible d'identifier les facteurs contrôlant la variabilité des surplus de phosphore. Ce travail s'est également focalisé sur l'analyse des incertitudes des surplus quantifiées par la méthode de Monte Carlo en identifiant leurs origines au long de la période d'étude. Cette approche prend en compte les variations des différentes données et paramètres du modèle CaSSiS, tout en identifiant les facteurs responsables de ces incertitudes à l'échelle départementale. L'ensemble de cette approche a été publiée dans le Journal *Nutrients cycling in agrosystems* (Guejjoud et *al.*, 2023 ; ci-après).

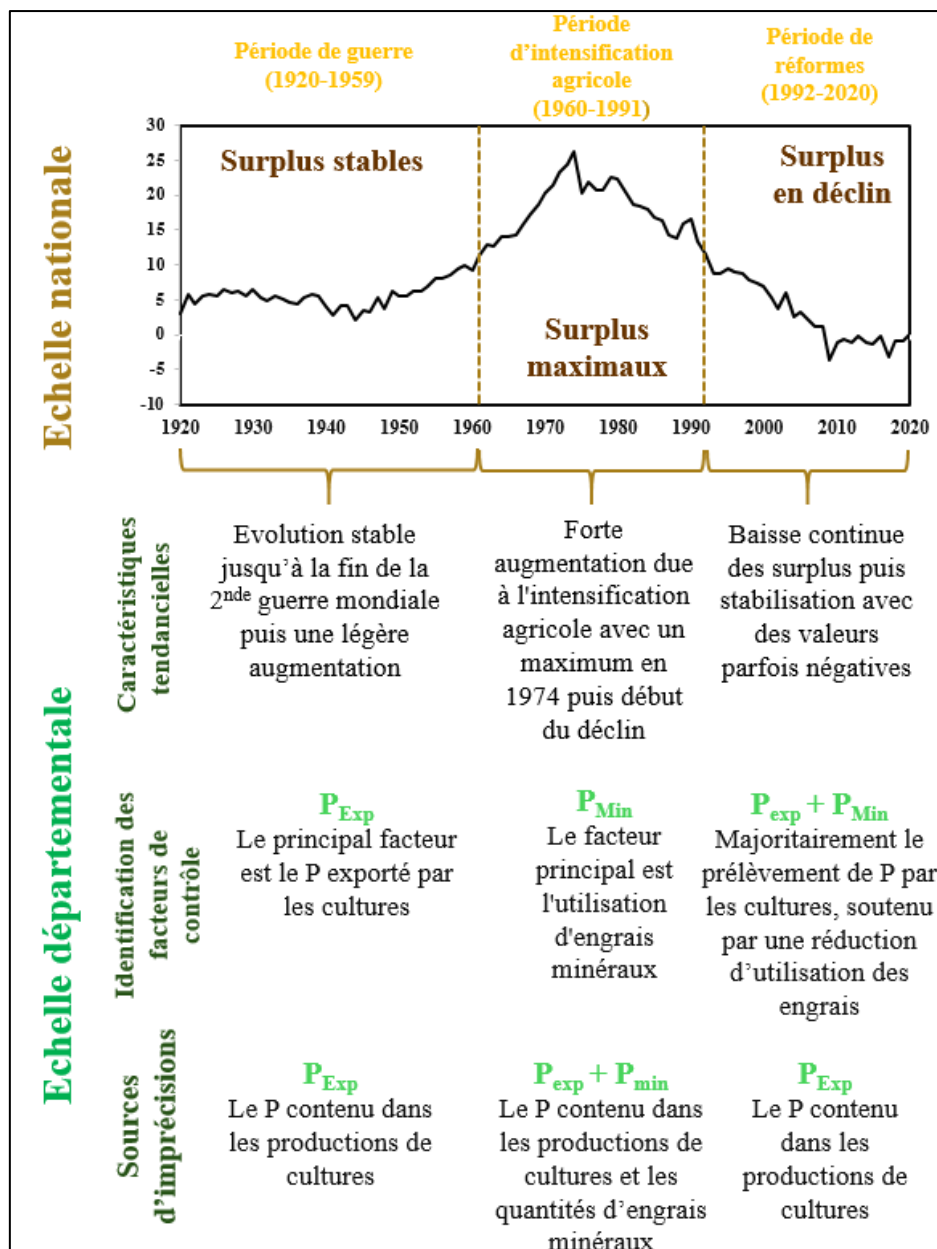


Figure 3-1 : Schéma synthétique des résultats de l'analyse des surplus phosphatés à l'échelle nationale et départementale sur la période 1920-2020

I. L'évolution des surplus phosphatés à l'échelle nationale

1. Tendances temporelles des surplus de phosphore et les facteurs de contrôle de leur évolution

Sur la période de 1920 à 2020, le surplus moyen national est de $6 \pm 7 \text{ kg P ha SAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Six périodes temporelles significatives ont été identifiées à l'aide du package BFAST, avec des points de rupture en 1938, 1959, 1974, 1991 et 2008. Ces six périodes peuvent être regroupées en trois périodes majeures, distinguées pour analyser les tendances en fonction des valeurs de surplus et des facteurs de leur variabilité au cours du temps, en relation avec les évolutions des pratiques agricoles ainsi que le contexte économique et politique :

- La période de guerre (1920-1959) :

Cette période se caractérise par des valeurs de surplus faibles et stables jusqu'à la Seconde Guerre mondiale, suivies d'une augmentation progressive du surplus jusqu'en 1959. Les productions végétales et animales étaient davantage associées dans les exploitations agricoles qui combinaient la culture des céréales et d'autres plantes avec l'élevage du bétail. Cela leur permettait d'utiliser les excréments animaux pour fertiliser les cultures, en l'absence ou présence de quantités limitées des engrais de synthèse. De plus, en raison des difficultés économiques engendrées par la crise de 1929 et les conséquences de la seconde guerre mondiale, les ressources financières pour l'achat d'engrais chimiques étaient limitées. La fertilisation organique était donc la principale source de phosphore.

Après la Seconde Guerre mondiale, la modernisation de l'agriculture a été fortement encouragée. En 1947, le Plan Monnet a été lancé en France. Il s'agit d'une stratégie nationale visant à reconstruire et moderniser les secteurs de base de l'économie française, y compris l'agriculture. Ce plan a favorisé l'introduction de nouvelles technologies agricoles, telles que les tracteurs et les équipements mécanisés, pour améliorer l'efficacité et la productivité des exploitations agricoles. En parallèle, le Plan Marshall, une aide financière significative des États-Unis, a été mis en œuvre pour aider à la reconstruction des pays européens. Une partie de cette aide était spécifiquement destinée à l'agriculture, avec l'objectif explicite de développer l'agriculture intensive. Les fonds du Plan Marshall ont été utilisés pour acheter des engrais chimiques, des équipements agricoles modernes et pour promouvoir des pratiques agricoles plus intensives et productives.

La fin de cette première période a été marquée par une transition d'une agriculture traditionnelle intégrée à une agriculture modernisée et intensive, favorisée par des initiatives nationales et internationales. La modernisation et l'intensification de l'agriculture ont conduit à une augmentation de l'utilisation des

engrais chimiques, contribuant ainsi à une augmentation progressive des surplus de phosphore. L'essor de l'utilisation des engrais minéraux phosphatés était également lié au contrôle exercé par le gouvernement français sur la production de phosphate en Afrique du Nord, en particulier au Maroc. Ce contrôle a permis d'assurer un approvisionnement régulier et fiable en phosphates, ce qui a favorisé l'adoption généralisée des engrais synthétiques phosphatés dans l'agriculture française.

- **La période de l'intensification agricole (1960-1991) :**

Cette période est marquée par une forte augmentation des surplus de P, atteignant un pic en 1974 avec environ 24 kg P ha SAU⁻¹. Cette hausse est due à l'intensification de l'agriculture et à l'augmentation massive de l'utilisation des engrais minéraux. En effet, les politiques de la PAC et les mesures de modernisation agricole mise en place durant la période post-guerre ont encouragé l'utilisation d'engrais pour augmenter la productivité. La consommation d'engrais phosphatés a quadruplé durant cette période, générant un surplus de phosphore beaucoup plus élevé que les niveaux précédents et actuels.

Durant cette période, de nouveaux systèmes agricoles spécifiques ont émergé, tels que les grandes cultures et l'élevage intensif. Cela a été rendu possible grâce à la mécanisation, qui a permis de cultiver des surfaces plus vastes en moins de temps, augmentant ainsi la productivité des exploitations agricoles. L'utilisation accrue de produits phytopharmaceutiques a également marqué cette période ; ces produits ont joué un rôle crucial dans la gestion des ravageurs et des maladies des cultures, réduisant ainsi les pertes de récoltes et assurant des rendements plus élevés et plus stables. En outre, les avancées en sélection végétale ont conduit à l'introduction de variétés de plantes à haut rendement, contribuant ainsi à l'augmentation de la production agricole.

À partir de 1974, les chocs pétroliers ont entraîné une hausse des prix des engrais, ce qui a occasionné une réduction de leur utilisation et à une diminution progressive des surplus dès lors. En effet, la production d'engrais phosphatés, fortement dépendante de l'énergie, a vu ses coûts augmenter de manière exponentielle en raison de l'augmentation des prix du pétrole. De plus, les réserves de phosphates ne sont contrôlées que par une poignée de pays (principalement le Maroc, la Chine et les États-Unis) qui détient ainsi un pouvoir considérable sur le marché mondial des engrais. Cette situation a mis en lumière la dépendance critique des systèmes agricoles mondiaux vis-à-vis de quelques sources limitées de phosphore.

- **La période de réformes (1992-2020) :**

Cette période se caractérise par une forte diminution des surplus de phosphore depuis le début des années 1990, suivie d'une tendance stable à partir de 2008. Cela a coïncidé avec la mise en œuvre des réformes

de la PAC, qui a cessé de lier ses subventions au volume de production, les reliant plutôt à la superficie exploitée et à la taille du cheptel. En outre, l'introduction de mesures agro-environnementales a favorisé une utilisation plus rationnelle des engrais minéraux phosphatés, ces derniers n'étant plus considérés comme un facteur limitant pour optimiser les rendements des cultures. Cela a conduit à une réduction significative de l'utilisation des engrais minéraux, entraînant une diminution notable des surplus de phosphore au cours de cette période.

À partir de 2008, la tendance de l'évolution des surplus de phosphore est devenue moins significative et a même montré des valeurs négatives. Cette évolution peut être attribuée en grande partie à la crise alimentaire de 2007-2008, qui a entraîné une flambée spectaculaire des prix des phosphates et des engrais associés, augmentant de 800 % à court terme.

Au cours de cette période, la spécialisation régionale s'est intensifiée et les apports de phosphore via les engrais minéraux ont diminué, tandis que les rendements des cultures continuaient de croître, probablement en raison de l'exploitation du phosphore hérité des années 1970. Cette période a vu une transition vers une gestion rationnelle des ressources en phosphore, marquée par une réduction de l'utilisation des engrais minéraux et une optimisation des rendements agricoles.

2. Analyse de l'efficience de l'utilisation du phosphore à l'échelle nationale

Une évaluation de l'efficience de l'utilisation du phosphore (PUE) est effectuée pour évaluer les apports en phosphore qui sont convertis en sorties de phosphore. La PUE est calculée comme le total du P exporté par la production des cultures divisé par le total des entrées de P. C'est un indicateur qui évalue de manière cohérente les variations des entrées, des sorties et des surplus de phosphore au fil du temps, reflétant la trajectoire du phosphore à l'échelle nationale sur la période d'étude ainsi que la gestion des systèmes agricoles et leur impact environnemental.

La PUE a varié significativement au cours du temps, avec une efficacité moyenne de 80% allant de 36% en 1976 à 136% en 2009. À l'échelle nationale, la trajectoire du phosphore a été étudiée sur les trois principales périodes de changement de surplus identifiées précédemment. La première période (1920-1959) est caractérisée par une amélioration de l'efficience (94% en moyenne), c'est-à-dire que tous les apports de phosphore dans le sol étaient utilisés efficacement par les cultures. Durant cette période, les entrées et les sorties de phosphore ont légèrement augmenté. En effet, les engrais synthétiques étaient appliqués en quantités limitées, tandis que l'exportation de phosphore par les cultures augmentait de manière modérée. À partir de 1960, l'efficience a commencé à diminuer, passant de 80% à 36% dans les années 1970. Pendant cette deuxième période, cette diminution était liée à une augmentation des apports de phosphore sans augmentation associée des sorties de phosphore. La PUE a commencé à augmenter de nouveau à partir de la fin des années 1970. Pour la dernière période (1990-2020), l'efficience s'est

améliorée (92% en moyenne) en raison de la diminution des apports de phosphore, en particulier des engrais minéraux.

II. L'évolution des surplus phosphatés à l'échelle départementale

1. Analyse des tendances des surplus et les facteurs de contrôle associés à l'échelle départementale

A l'échelle départementale, les valeurs les plus basses de surplus de phosphore ont été observées durant les périodes 1920 à 1950 et 2000 à 2020, tandis que les plus élevées ont été enregistrées dans les années 1970. Pour la première période de 1920 à 1950, une faible variabilité du surplus de phosphore a été observée à l'échelle départementale. En effet, cette période était caractérisée par l'homogénéité des pratiques agricoles dans les départements français, où le système d'agriculture intégrée cultures-élevage était commun à tous les départements. Ainsi, des valeurs de surplus très similaires ont été observées à l'échelle départementale.

En revanche, après les années 1950, la spécialisation des modèles agricoles et l'intensification de l'agriculture, notamment avec l'utilisation massive d'engrais minéraux phosphatés, ont conduit à de grandes disparités dans les valeurs de surplus entre les départements. À partir des années 1990, une faible variabilité du surplus départemental a de nouveau été détectée, probablement en lien avec l'utilisation rationnelle des engrais chimiques. Par conséquent, des valeurs de surplus faibles ont été observées dans tous les départements.

Les tendances statistiques de l'évolution des surplus de phosphore ont été identifiées pour deux périodes distinctes : 1920-1974 et 1975-2020. L'année 1974 a été choisie comme année de rupture car elle représente le pic maximal de surplus. Le changement de surplus était similaire à l'échelle des départements français pour les deux périodes : une augmentation pendant la première période, suivie d'une diminution à partir de 1974.

Cependant, les tendances du surplus n'étaient pas les mêmes pour tous les départements en raison de l'hétérogénéité des pratiques agricoles au fil du temps. En effet, les tendances peuvent différer selon le type principal de système agricole dans chaque département. Malgré l'hétérogénéité des pratiques agricoles à cette échelle, quatre départements identifiés pour l'homogénéité relative de leur système agricole et montrant chacun un système agricole spécifique (grandes cultures, élevage intensif ou extensif, polycultures + élevage) ont été choisis afin de caractériser les différentes tendances de l'évolution des surplus de phosphore.

A. Grandes cultures

Le premier département est l'Eure-et-Loir, situé au centre de la France (**Figure 3-2**). Il représente un système agricole dominé par les grandes cultures, notamment les céréales. L'évolution du surplus et la trajectoire du phosphore au niveau de ce département ont montré des tendances similaires à celles observées à l'échelle nationale. Au début de la période étudiée (1920-1944), les valeurs de surplus P étaient les plus basses, en raison de quantités limitées d'apports en phosphore assurés principalement par la fertilisation organique pendant cette période. Ensuite, de grandes quantités d'engrais minéraux ont été appliquées à partir des années 1960 pour les mêmes raisons mentionnées à l'échelle nationale. L'apport du phosphore minéral (P_{Min}) était donc le facteur responsable de l'augmentation des surplus jusqu'en 1974. Par la suite, des valeurs de surplus de phosphore faibles, voire négatives, ont été obtenues au cours des dernières décennies, principalement en raison de la diminution de l'application d'engrais phosphatés et de l'augmentation de l'export du phosphore par les cultures.

Concernant la PUE, elle s'est améliorée jusqu'aux années 1940, atteignant 147 %, puis a chuté de manière significative à 27 % dans les années 1970 en raison de l'utilisation accrue d'engrais chimiques durant cette période. À partir des années 1980, la PUE a commencé à s'améliorer de nouveau, atteignant 150 % au cours de la dernière décennie.

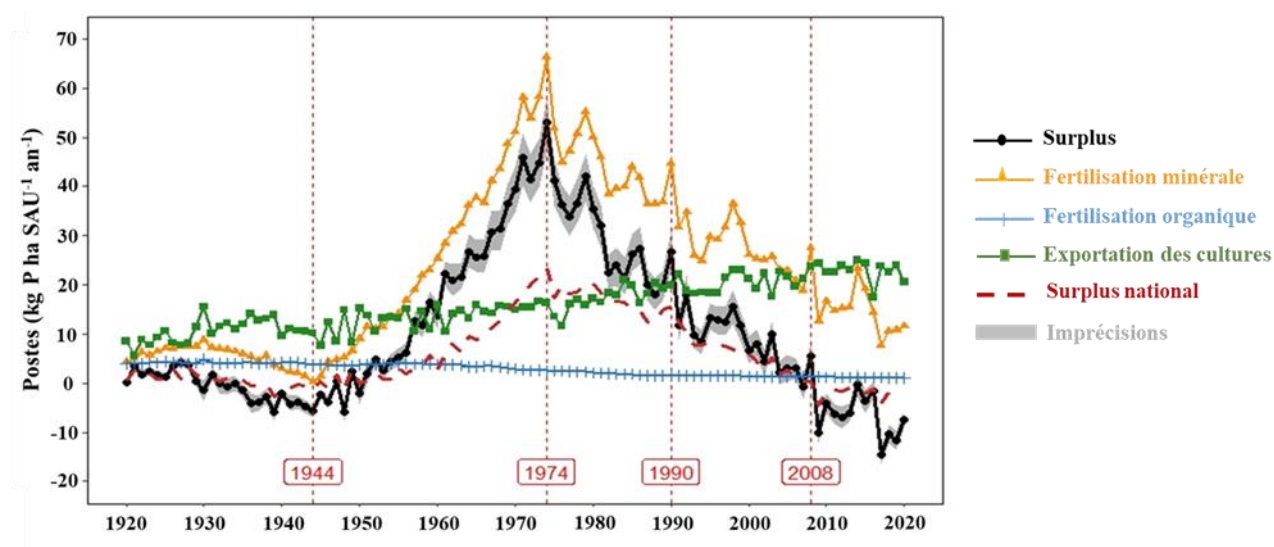


Figure 3-2 : Evolution des surplus de phosphore avec les imprécisions annuelles sur la période 1920-2020 au niveau du département Eure-et-Loire. Celui-ci est représentatif du système agricole « grandes cultures » et ses surplus sont comparés au surplus total de la France et aux variations des postes d'entrées et de sorties en P du modèle CaSSiS-P : la fertilisation minérale P_{Min} , la fertilisation organique P_{Org} et les exportations par les cultures P_{Exp} . Points de rupture caractéristiques en 1944, 1974, 1990 et 2008 ont été détectés avec le package BFAST.

B. Elevage intensif

Le deuxième exemple est le département "Ille-et-Vilaine" dans le nord-ouest du pays, représentatif de l'élevage intensif avec une forte densité de bétail et la production de prairies (**Figure 3-3**). Pour ce département, l'export du phosphore via les cultures récoltées et/ou les fourrages pâturés était le principal facteur des changements de surplus et la PUE au début de la période étudiée, en raison de présence de vastes superficies de cultures fourragères et de prairies. Le principal apport de phosphore au cours de cette période était l'engrais organique, principalement constitué de fumier de bovins (vaches laitières en particulier). Les surplus étaient donc négatifs pendant les quatre premières décennies de la période d'étude.

À partir des années 1950, le surplus a augmenté en lien avec l'augmentation de l'utilisation des engrais minéraux, qui a continué jusqu'à la fin des années 1970, et qui représentait le principal apport de phosphore entre 1953 et 2004. La fertilisation minérale était donc le principal facteur des changements de surplus. Après avoir atteint une valeur maximale d'environ 32 kg P ha SAU⁻¹ en 1976, le surplus a commencé à diminuer en raison de la baisse de l'utilisation des engrais chimiques. Bien que l'utilisation des engrais minéraux ait été réduite, les apports de phosphore sont encore modérément élevés, principalement par la fertilisation organique, mais aussi par de petites quantités de phosphore minéral. En conséquence, les valeurs de surplus de phosphore sont encore légèrement positives.

En ce qui concerne la PUE, la trajectoire du phosphore a montré un schéma légèrement différent par rapport à celui de l'échelle nationale. L'efficacité s'est améliorée sur la période 1920-1950 (127 % en moyenne) en raison des valeurs élevées d'exportation de phosphore par les cultures. À partir des années 1950, l'efficacité a diminué de 100 % à 55 % dans les années 1970. À cette époque, les apports de phosphore, principalement par la fertilisation minérale, ont augmenté plus que les sorties de phosphore. En revanche, la PUE s'est améliorée à partir des années 1980, liée à une diminution des apports de phosphore sans une baisse significative des sorties de phosphore.

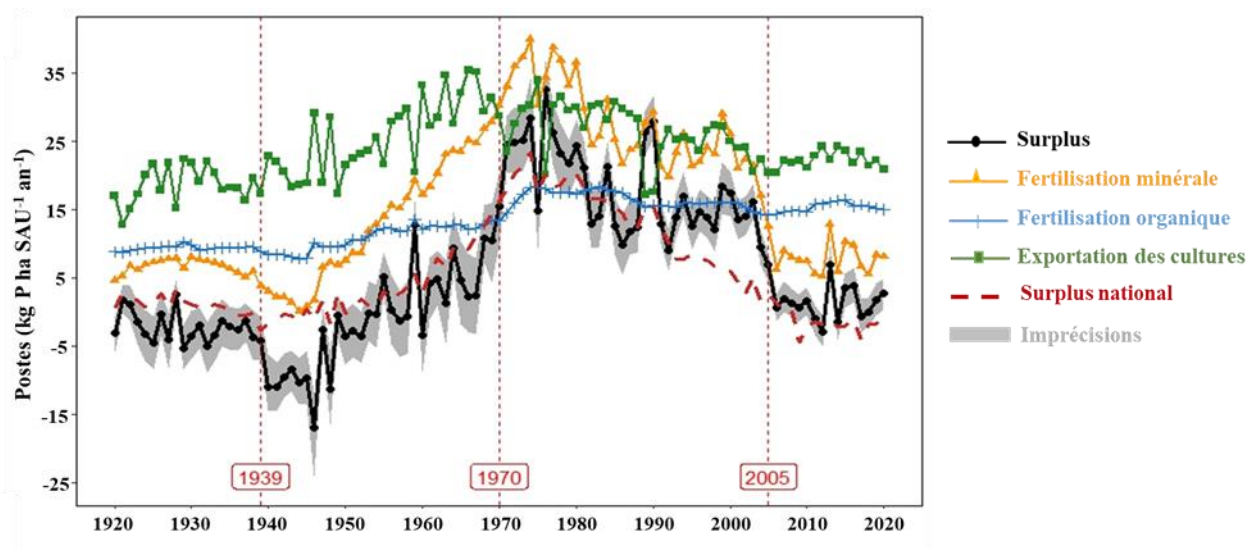


Figure 3-3 : Evolution des surplus de phosphore avec imprécision sur la période 1920-2020 au niveau du département Ille-et-Vilaine représentatif du système agricole « Elevage intensif », comparées au surplus total de la France et aux variations des postes d'entrées et de sorties de P du modèle CaSSiS : la fertilisation minérale P_{Min} , la fertilisation organique P_{Org} et les exportations par les cultures P_{Exp} . Les points de rupture en 1939, 1979 et 2005 ont été détectés avec le package BFAST

C. Elevage extensif

Le troisième système agricole est l'élevage extensif. Il est représenté par le département de la "Haute-Loire" situé dans le centre-sud de la France (**Figure 3-4**). Ce département est caractérisé par l'élevage de bovins, nourris principalement sur des prairies permanentes. Au cours de la période d'étude, des quantités très modestes d'engrais synthétiques ont été appliquées dans ce département et les apports de phosphore sont assurés par la fertilisation organique. Cet apport (P_{Org}) a augmenté au cours du temps en raison de l'augmentation du nombre de bovins dans ce département. Le phosphore exporté a également augmenté au cours de la période étudiée. Par conséquent, le surplus est resté relativement stable et bas, voire de plus en plus négatif au cours de la dernière décennie.

La PUE dans ce département s'est légèrement améliorée au cours de la période 1920 à 1950, passant de 71 % à 100 %. Au cours de cette période, les sorties de phosphore ont augmenté plus que les apports. Cela a été suivi par une forte augmentation des apports de phosphore, ce qui a généré une baisse de l'efficacité du phosphore jusqu'aux années 1980, tombant ainsi à 63 %. À partir des années 1990, la PUE a de nouveau commencé à s'améliorer, atteignant 95 % au cours de la dernière décennie. Au cours de cette dernière période, les apports de phosphore ont diminué et les sorties de phosphore sont restées stables.

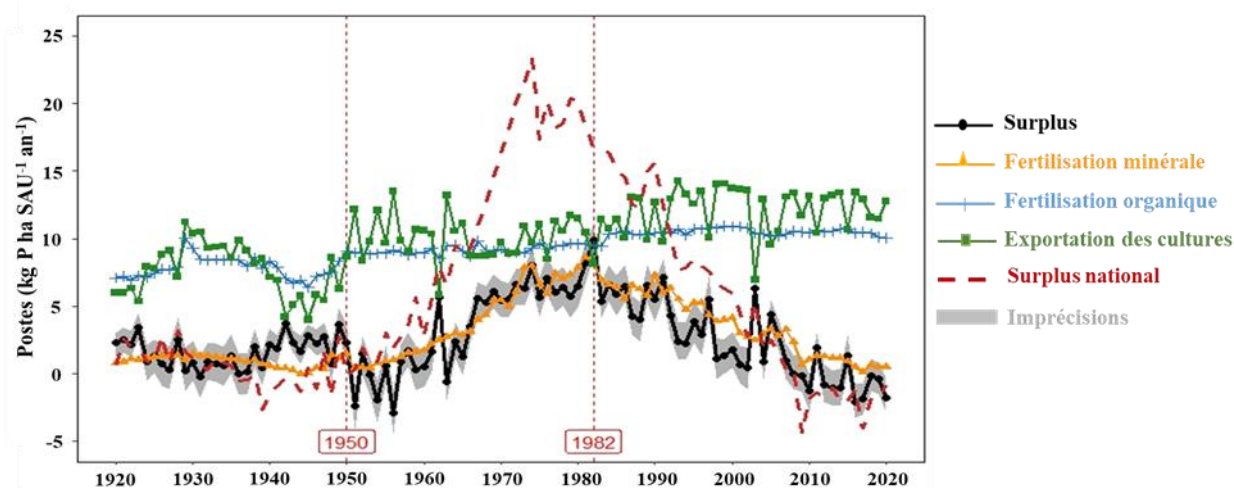


Figure 3-4 : Evolution des surplus de phosphore avec imprécision annuelle sur la période 1920-2020 au niveau du département Haute-Loire représentatif du système agricole « Elevage extensif », comparées au surplus total de la France et aux variations des postes d'entrées et de sorties de P du modèle CaSSiS-P : la fertilisation minérale P_{Min} , la fertilisation organique P_{Org} et les exportations par les cultures P_{Exp} . Les points de rupture en 1950 et 1982 ont été détectés avec le package BFAST.

D. Polyculture-élevage

Le dernier exemple est le département du "Vaucluse", situé dans le sud-est de la France et connu pour son système de polyculture-élevage (**Figure 3-5**), représentant un système combinant l'élevage et la production de cultures (Céréales, viticulture, horticulture, etc.). Pour cet exemple, l'utilisation des engrais minéraux est le facteur contrôlant l'évolution temporelle des surplus de phosphore. Les tendances sont presque similaires à celles observées à l'échelle nationale. Comme dans le département de l'Ille-et-Vilaine, les valeurs de surplus de phosphore sont encore modérément positives dans le département du Vaucluse en raison des quantités significatives d'engrais minéraux appliquées, probablement en raison de la forte demande en phosphore de certaines cultures telles que les fruits et légumes largement cultivés dans ce département.

En ce qui concerne la PUE, elle s'est améliorée au cours des trois premières décennies pour atteindre 105 %. Cela était dû à la baisse des apports de phosphore (engrais chimiques en particulier) après la période de guerre. À partir des années 1940, l'efficacité a montré une diminution marquée, passant de 100 % à 16 % dans les années 1970 en raison de l'augmentation marquée de l'utilisation des engrais minéraux au cours de cette période, sans changement des sorties de phosphore. Par la suite, l'efficacité a commencé à s'améliorer légèrement, atteignant 55 % au cours de la dernière décennie. Ce chiffre semble faible par rapport aux autres départements, probablement en raison de l'utilisation continue des engrais minéraux et d'une diminution du phosphore exporté par les cultures.

Cette analyse menée à l'échelle départementale a permis de mettre en lumière les tendances de l'évolution des surplus de phosphore dans des départements caractérisés par des modèles agricoles variés. Ces exemples démontrent les différentes dynamiques des surplus de phosphore et de la PUE, soulignant ainsi l'importance d'adapter les pratiques de gestion du phosphore aux spécificités régionales et aux systèmes agricoles locaux. Néanmoins, l'échelle départementale reste trop large pour attribuer avec précision un modèle agricole spécifique. Il est donc indispensable d'effectuer une analyse à une échelle plus fine, telle que celle de la commune, afin d'obtenir des résultats plus détaillés et pertinents.

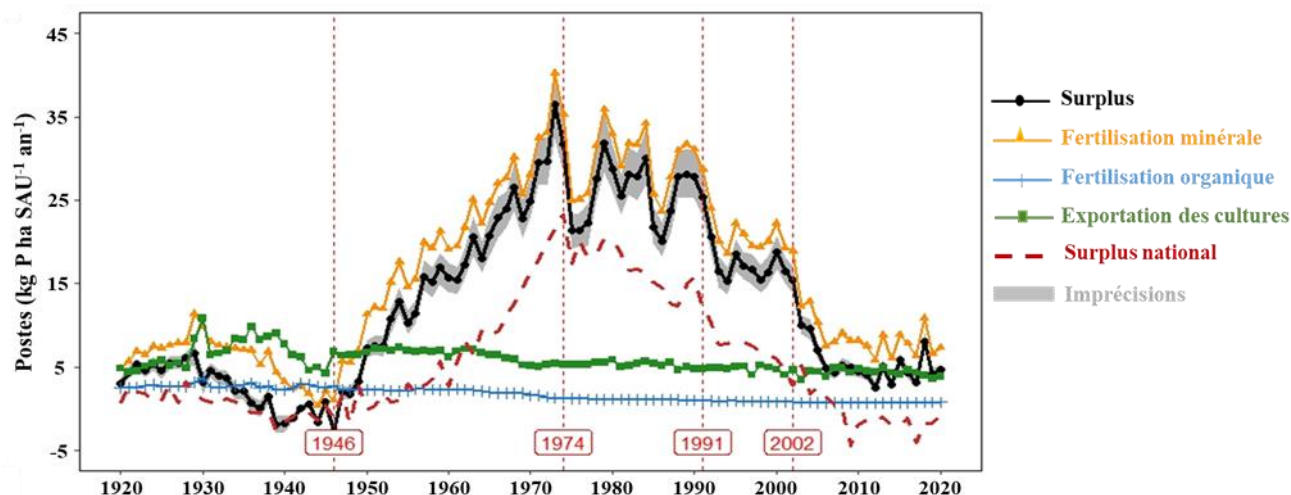


Figure 3-5 : Evolution des surplus de phosphore avec imprécision annuelle sur la période 1920-2020 au niveau du département Vaucluse représentatif du système agricole « Polyculture-élevage », comparées au surplus total de la France et aux variations des postes d'entrées et de sorties de P du modèle CaSSiS-P : la fertilisation minérale P_{Min} , la fertilisation organique P_{Org} et les exportations par les cultures P_{Exp} . Les points de rupture en 1946, 1974, 1991 et 2002 ont été détectés avec le package BFAST

2. Analyses des sources d'incertitudes à l'échelle départementale

Les imprécisions ont été quantifiées en calculant la différence entre le 9ème et le 1er décile des 200 simulations de surplus générées par la méthode de Monte Carlo (Chapitre 2). Sur la période 1920-2020, l'imprécision moyenne départementale était de 4 kg P ha SAU⁻¹ an⁻¹, variant de 0,5 à 17 kg P ha SAU⁻¹ an⁻¹. Les imprécisions les plus élevées ont été observées durant la période 1960-1991 dans les départements caractérisés par une agriculture intensive, soit de l'élevage soit des cultures, principalement situés dans le nord et l'ouest de la France.

Afin de déterminer l'origine de ces imprécisions, les coefficients de détermination (R^2) de régressions linéaires entre l'imprécision et les 3 postes de phosphore (P_{Min} , P_{Org} et P_{Exp}) ont été calculés pour

l'ensemble de la période étudiée et pour les trois périodes identifiées précédemment. Sur la période entière (1920-2020), les incertitudes sont principalement liées au phosphore exporté par les cultures ($R^2=0,67$) puis à la fertilisation minérale ($R^2=0,48$). L'utilisation d'engrais organiques est faiblement corrélée avec les valeurs d'imprécision ($R^2=0,20$).

Comme l'agriculture a subi des changements marqués au fil du temps, les facteurs responsables des imprécisions ont également varié au fil du temps. Ainsi, le principal facteur contribuant aux incertitudes sur la période 1920-1959 est le poste de phosphore exporté par les cultures ($R^2=0,90$), principalement par les cultures fourragères (par exemple, racines fourragères et tubercules) représentant la production agricole dominante à cette époque, en particulier pour certains départements situés dans le nord-ouest de la France tels que le Finistère, le Morbihan ou les Deux-Sèvres. De 1960 à 1991, les incertitudes sont dues à la fois à la fertilisation minérale ($R^2=0,68$) et à l'export de P par les cultures ($R^2=0,70$) en raison de l'application excessive d'engrais chimiques pendant cette période, qui a conduit à des rendements agricoles élevés. À partir de 1992, le facteur qui contribue le plus aux imprécisions est le phosphore récolté dans les cultures ($R^2=0,60$), notamment la production céréalière, qui est devenue la culture prédominante en France au cours des dernières décennies.

III. Gestion Durable du Phosphore

L'analyse de l'évolution des surplus phosphatés à l'échelle nationale offre un cadre pertinent pour comparer les contextes nationaux en relation avec les pratiques agricoles et les politiques à grande échelle, telles que celles de l'Europe. Cette évaluation des surplus pourrait également jouer un rôle significatif dans l'élaboration des politiques concernant la fertilité des sols, la gestion des ressources hydriques et les perspectives d'une agriculture durable (Scoones et Toulmin, 1998). Cependant, l'échelle nationale peut manquer de précision spatiale car elle peut ignorer l'hétérogénéité des systèmes agricoles qui ne sont pas uniformément répartis à cette échelle (Senthilkumar et al., 2012). Cette variabilité peut être mise en évidence à une échelle plus fine, comme l'échelle départementale, probablement plus appropriée pour souligner l'impact des changements de pratiques agricoles sur le surplus de P (Senthilkumar et al., 2012 ; Le Noë et al., 2018b). Les résultats à l'échelle départementale révèlent que même avec des surplus nationaux faibles, voire négatifs, certaines régions où prédominent les activités d'élevage peuvent connaître des risques de pollution en raison de valeurs de surplus phosphatés toujours élevées. À l'inverse, d'autres régions caractérisées, par exemple, par les grandes cultures et l'absence d'élevage, subissent des déficits en phosphore, ce qui augmente le risque d'épuisement des sols. Ces résultats sont cohérents avec d'autres études pour les régions françaises.

Une gestion durable du phosphore est ainsi primordiale pour la sécurité alimentaire mondiale et la conservation des sols et des masses d'eau. Pour répondre à ces défis, des études ont proposé d'optimiser

le recyclage du phosphore pour remplacer les engrais minéraux, réduisant ainsi la dépendance de l'agriculture française aux phosphates rocheux importés et diminuant les pressions sur cette ressource non-renouvelable. De plus, considérer le phosphore hérité et réduire l'utilisation d'engrais minéraux pourrait améliorer l'efficacité d'utilisation de phosphore et prévenir l'eutrophisation. En effet, l'ajout d'engrais phosphatés à des sols déjà riches en phosphore n'améliore pas les rendements. Par ailleurs, la diminution de la dépendance aux engrais synthétiques dans les zones de culture intensive pourrait être compensée par l'introduction de l'élevage. Cependant, il convient de noter que l'élevage intensif peut avoir des impacts négatifs sur la biodiversité et le climat (Garske et *al.*, 2019). Pour améliorer le bilan du phosphore dans les zones à forte densité de cheptel, il serait donc nécessaire de réduire cette densité et de remplacer l'application d'engrais phosphatés minéraux par d'autres fertilisants organiques (Schröder et *al.*, 2010).

Enfin, certaines de ces implications nécessitent de prendre en compte des détails précis des caractéristiques du sol, tels que le type, l'état et la teneur en phosphore du sol ainsi que le climat local (Garske et *al.*, 2019). Par conséquent, une échelle encore plus petite que celle du département devrait être envisagée pour affiner l'effet des pratiques agricoles sur le bilan du phosphore et ainsi trouver des solutions plus pertinentes.

Points clés

Évolution des surplus à l'échelle nationale et départementale sur trois périodes clés

1920-1959 : Evolution stable jusqu'à la fin de la 2nde guerre mondiale puis le début d'une légère augmentation ;

1960-1991 : Forte augmentation avec un maximum en 1974 puis début de la décroissance ;

1992-2020 : Diminution continue du surplus puis stabilisation du surplus avec des valeurs parfois négatives.

Facteurs contrôlant les changements des surplus

Pendant la période 1920-1959, la variabilité des surplus étaient principalement dus à l'évolution du poste de l'exportation de phosphore par les cultures récoltées. De 1960 à 1991, la forte augmentation des surplus est liée surtout de l'utilisation d'engrais minéraux, atteignant un pic en 1974. Entre 1992 et 2020, la baisse des surplus était due à la réduction des engrais minéraux en relation avec les différentes crises économiques, soutenue par des politiques environnementales et une meilleure gestion agricole.

Les facteurs contrôlant les changements de surplus peuvent varier en fonction du principal type de système agricole dans chaque département, même si ce dernier est trop vaste pour être associé à un seul système agricole spécifique.

Facteurs contrôlant les incertitudes

Au cours des trois périodes, les facteurs responsables des incertitudes ont varié : les quantités de phosphore contenues dans les cultures (P_{Exp}) était le principal facteur durant la période 1920-1959, le phosphore contenu dans les engrais minéraux (P_{Min}) et les récoltes (P_{Exp}) pendant 1960-1991, et à nouveau principalement P_{Exp} après 1992.

Analyzing a century of agricultural phosphorus surplus and its long-term key drivers in France

H. GUEJJLOUD¹, F. CURIE¹, C. GROSBOIS¹

¹Université de Tours, EA 6293, Géo-Hydrosystèmes Continentaux, Faculté des Sciences et

Techniques, Parc de Grandmont, 37200 Tours, FR, France

Corresponding author: Guejjoud H.: hajar.guejjoud@univ-tours.fr

Curie F.: florence.curie@univ-tours.fr

Grosbois C.: cecile.grosbois@univ-tours.fr

Abstract

The increase in agricultural production over the last decades has required an excessive use of nutrients, notably phosphorus P. The P-surplus transferred to hydrosystems represents a source of potential harm to the environment, particularly in terms of water pollution (e.g. eutrophication). In this study, a soil surface budget was used to calculate P-surplus as the difference between inputs from mineral fertilizer, manure and atmospheric deposition and outputs represented by various types of harvested crops. P-surplus was quantified yearly between 1920 and 2020 for 90 geographic entities in France, called departments. National mean P-surplus calculated over the 1920-2020 period was 6 kg P per hectare of utilized agricultural area (ha UAA). At the departmental scale, the 1920-2020 average ranged from -25 to 62 kg P ha UAA⁻¹. Annual imprecisions linked to P-surplus were also quantified for each department as the difference between the 1st and 9th decile of 200 Monte Carlo simulations. The average departmental imprecision was 4 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹. These uncertainties are mainly related to P content in crops ($R^2=0.67$). Despite these imprecisions, this study assessed trends in P-surplus and determined key-drivers responsible for surplus changes. Indeed, changes in surplus were similar in all the departments for the period 1920-1974, characterized by surplus increase with a maximum in 1974 and by a surplus decline since then. This decrease was clearly related to the decline of mineral fertilizer use in most departments.

Keywords : CaSSiS model - Agricultural phosphorus surplus - Soil surface balance Uncertainty

I. Introduction

Phosphorus (P) is one of the essential and irreplaceable nutrients for crops. It plays an important role in most biochemical processes in plants, including respiration and biomass production, and it also promotes root development and rapid growth (Raghothama, 2000; Lemercier *et al.* 2008). In agriculture, the export of phosphorus through harvested crops without compensation with new P inputs can result in very low P-surplus (The worldwide value was about 0 t year⁻¹ in 1900 ; Bouwman *et al.* 2013) and thus deterioration of soil fertility as occurred in the early 1900s when farmers used only manure and organic fertilizers to maintain production levels (Lecuyer *et al.* 2013). During this period, a single agricultural pattern based on a mixed farming system was carried out in all French regions. This system changed in the 1950s when agriculture underwent a revolution linked to improved performance in the industrial sector (tractors, synthetic fertilizers, pesticide treatment, concentrated feed, selected varieties of plant and animal species, etc.) developing from organic to intensive agriculture in order to increase crop yields and livestock production. This agriculture modernization promoted marked specialization in agricultural practices in many regions of France, progressing towards several agricultural models (e.g., intensive crop production, intensive livestock farming, extensive livestock farming; Le Noë *et al.* 2018a).

The intensification of agriculture resulted in excess application of P fertilizer mainly throughout developed countries in order to guarantee high yields (Bergström *et al.* 2007; Oscar *et al.* 2015). This high application of P fertilizer can be associated with inefficient P utilization. Indeed, not all the P content in soil is useful for plant growth; plants can only absorb the P in the soil solution and that which can be easily desorbed from particles (Shenoy and Kalagudi, 2005; Richardson, 2009; Ashley *et al.* 2011; Roberts and Johnston, 2015). Furthermore, P-excess can be exported into rivers and lakes through runoff-induced erosion. It can also move downward in soil horizons and reach the groundwater table (Sims *et al.* 1998; van der Wal *et al.* 2007). As a consequence, excess P can raise the risk of pollution of aquatic systems, such as eutrophication, one of the main water quality issues in European countries (Sharpley *et al.* 2000; Garnier *et al.* 2005). This phenomenon induces potential environmental threats and costs to society as it leads to an imbalance in the functioning of ecosystems (e.g. reduction of species diversity) and to water supply quality and tourism issues (Edward and Withers, 1998; Smith and Schindler, 2009).

Many studies have extensively documented the impact of excess P on water quality particularly on eutrophication (EEA, 2001; Sundareshwar *et al.* 2003). In order to control and reduce nutrient load in hydrological systems, the European Union has set various directives since the beginning of the 1990s, such as the Nitrates Directive (EEC, 1991a), the Urban WasteWater Treatment Directive (EEC, 1991b), the Water Framework Directive (EC, 2000) and the Common Agricultural Policy (CAP). In general, these policies use nutrient budgets as indicators and instruments for nutrient management to reveal the

status of environmental pressures, such as declining soil fertility in the case of a nutrient deficit, and the risk of soil and water pollution for a nutrient surplus (OECD, 2001).

A nutrient budget is defined as the outcome of a nutrient in a given system over a fixed period of time accounting for processes which detail all the inputs and outputs of that nutrient (Waston et al. 2002). This budget can be used to estimate and assess nutrient surplus, which refers to total inputs minus total outputs and it represents the sum of the losses or the net storage in the considered system (Leip et al. 2011; Eurostat, 2013; Bockstaller et al. 2012). Thus, the nutrient surplus could be considered as an indicator for nutrient loss (Oenema et al. 2003). There are several types of budget calculation which differ mainly according to system boundaries, whether internal flows are taken into account or not and which inputs and outputs are considered. Three main budgets are usually applied at various system levels (Waston et al. 2002; Oenema et al. 2003):

- *Farm-gate budget* considers the farm as a black box and its boundaries as the limit of the system. This type of budget allows a global pressure on a given farming system to be estimated. This approach has been used widely in policy analysis. It quantifies the amounts of nutrients in all types of products that enter and leave the farm. The surplus/deficit is calculated as the difference between inputs and outputs and measures changes in the storage of nutrients in the farming system. This approach has been used by the MINAS regulatory nutrient book-keeping system in the Netherlands and the OSPARCOM method (Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution) for monitoring of N and P discharges into the North Sea and Baltic Sea.
- *System budget* considers all nutrient input and output flows in the soil-plant system and therefore, it does not calculate a surplus. It represents the change in nutrient stock in the soil. This approach gives detailed information about all items in different compartments such as soil, crops, livestock and manure. It is usually applied at a large scale (e.g. field) where all measurements can be available.
- *Soil surface budget* accounts for inputs that pass via the soil surface (chemical and organic fertilizers, atmospheric deposition) and outputs through crop uptake. The surplus is quantified as the balance between those inputs and outputs and represents the amount of nutrient introduced into the soil but not recovered through harvesting. This type of budget takes into account all possible inputs. However, it does not usually provide information about the origin or the fate of surplus whether it is lost from the system or stored in the soil. This approach is used by the OECD at a country scale as an environmental performance indicator for agriculture.

Fields and associated farm are the main scale investigated for the budget calculation. However, nutrient budgets could also be carried out on a sub-field scale (e.g. precision agriculture) or on a territory scale (watershed, region, country...) (Bockstaller et al. 2012). The degree of well-known details and thus the

choice of the appropriate budget mainly depends on the purpose of budgeting and the complexity of applying it (assumptions on processes, the resources available to collect information) (Waston *et al.* 2002; Oenema *et al.* 2003, Dobermann, 2005). In general, budgets may be difficult to compare due to different purposes and approaches used. Thus, used methodologies must be clearly described and budget approaches should include statements about scales and uncertainties associated with the estimates (Dobermann, 2005).

Another agro-environmental indicator for understanding and management of P in agrosystems is “Phosphorus Use Efficiency” (PUE) (MacDonald *et al.* 2011). This indicator is mostly used to assess changes over time in nutrient inputs, outputs and surplus in a coherent manner (EU Nitrogen Expert Panel, 2015). It is considered as a meaningful indicator to assess P inputs that are converted into P outputs (Roberts and Johnston, 2015). Moreover, PUE analysis can be applied to all types of agricultural systems and applicable at different spatial scale from field experiments to farms, regions, countries and even continents.

The present study using a soil surface budget approach aimed to quantify phosphorus surplus in relation to agricultural practices at national and departmental scale throughout France over a 100 year period. This choice was made regarding the availability of data and the spatial and temporal scale targeted. Moreover, in contrast to the other cited budget approaches, with large and numerous data to collect (System budget) or with precision and fine data (Farm-gate budget), the soil surface budget presents a simplicity advantage: information required to quantify nutrient surplus could be collected through official agricultural censuses for most required data, normative estimate from agricultural research institutes and published literature for used coefficients to convert livestock and crop production data into nutrient equivalents. In addition, the methodology is transparent and consequently, the underlying assumptions and approximations may be easily refined as additional information becomes available. Furthermore, soil surface budget may be an appropriate approach to measure the risk of ground and surface water pollution or soil nutrient depletion (OECD, 2001).

Currently, P-budgets that have been applied to the French territory do not meet the objectives previously set. They have used various approaches for the calculation of P-surplus including the soil surface budget. For example, the agro-food system called “GRAFS” (Generalized Representation of Agro-Food Systems, Billen *et al.* 2014), was used for the quantification of nutrient fluxes such as phosphorus in France over the period 1852-2014 (Le Noë *et al.* 2018b). This model was inspired by the net anthropogenic N inputs (NANI), net anthropogenic P inputs (NAPI) approaches proposed by Howarth *et al.* (1996), considered as a simple quasi-system budget estimating the human-induced nitrogen and phosphorus inputs to a watershed (Hong *et al.* 2013). GRAFS approach proposes spatialized results of P-surplus over large clusters of departments “NUTS 3” (Nomenclature of Territorial Units for Statistics

in the EU) grouped on the basis of geographical proximity and similarity of agricultural systems in 2006. In addition, P surplus were not quantified yearly but over 22 dates from 1852 to 2014. However, these clusters of departments are not homogenous over the whole period of study (1852-2012) since they changed over the last century due to the implementation of several decisive actions (agricultural intensification, CAP, agri-environmental policies, etc.). Senthilkumar *et al.* (2012) have also quantified P surplus in France for 21 French regions (NUTS 2) over the period 1990-2006 using a soil phosphorus budget. Further studies have calculated chronicles of phosphorus surplus using soil surface budget in some European countries including France for a short period of time at regional scale (NUT2) (Einarsson *et al.* 2020; Panagos *et al.* 2022) and at the national scale (Bouraoui and Grizzetti, 2011). All these studies did not take into consideration effects of some agro-economic events during the last century that could impact the changes in phosphorus surplus. Moreover, those studies could also obscure regional disparities of agricultural systems and their evolution over time. However, this present study is the first one to quantify P-surplus in such a fine homogeneous scale, both spatial and temporal thanks to an exhaustive network year by year over 100 years. Indeed, it is important to know annual surplus over a long period of time to be aware of the major changes with regard to agriculture, while focusing on fine spatial scales to consider the variability and disparities between regions with a wide range of agricultural production systems. Information at such a fine scale would thus provide elements in response to questions such as: What are the trends of the phosphorus surplus in France? Are they homogeneous over the whole period and throughout France? What are the drivers responsible for those trends?

II. Materials and methods

1. CaSSiS-P model

In this study, a soil surface budget called CaSSiS-P (Calculation of Soil Simplified Surplus-Phosphorus) was used to calculate annual phosphorus surplus between 1920 and 2020 for 90 geographic entities: 88 French metropolitan departments “NUTS3”, Paris and some neighboring departments and one NUTS2 entity: Corsica (region). The CaSSiS balance was established to quantify nitrogen surplus at the departmental scale over the period of 1940 to 2010 (Poisvert *et al.* 2017). The specificity of this CaSSiS model is that it calculates an annual surplus at the end of a crop year without considering subsequent or previous effects of the crops on the soil. No crop rotation or changes in soil stocks are taken into account. For each department, the CaSSiS-P model quantifies a P-surplus as the difference between the total inputs and outputs of phosphorus in relation to the agricultural land. Inputs are the sum of the quantity of chemical fertilizers, manure and atmospheric deposition. Outputs represent the sum of P removed from cropland and grassland through harvesting and grazing (cereals, forage, oleaginous crops, fruit, vegetables, etc.) (**Figure 3-6**). The surplus values can be positive representing phosphorus excess, or

negative, representing phosphorus deficit. All values are expressed in kg of elemental phosphorus per hectare of utilized agricultural area per year (kgP ha UAA⁻¹ year⁻¹). The spatial unit of UAA is defined as the total agricultural area (including fallow land) minus woods and non-agricultural land as well as the soil of buildings, yards and non-productive moors (SCEES, 1969). P surplus was calculated as follows (Equation 1):

$$\text{Surplus} = P_{\text{Min}} + P_{\text{Man}} + P_{\text{Atm}} - P_{\text{Exp}} \quad (1)$$

Where P_{Min} is the mineral phosphorus fertilizer application, P_{Man} the total phosphorus added with manure, P_{Atm} the atmospheric deposition of phosphorus and P_{Exp} the removal of phosphorus through harvest and grazing of crops and forage.

Inputs from P-fertilizers, P_{Min} , corresponds to the quantity of P in the different forms of mineral fertilizer applied to agricultural soil (Equation2).

$$P_{\text{Min}} = F/A_{\text{UAA}} \quad (2)$$

Where F is the amount of all the different mineral fertilizers, such as Diammonium Phosphate (DAP), Monoammonium Phosphate (MAP), etc., and A_{UAA} the utilized agricultural area (ha) per department.

Inputs from P-manure, P_{Man} , is the total P excreted by livestock according to Equation 3:

$$P_{\text{Man}} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m Nb_j \times E_j / A_{\text{UAA}} \quad (3)$$

Where i is the type of livestock (cattle, pig, etc.), j the livestock class (dairy cow, lamb, etc.), Nb_j the annual population of animals in each livestock class, E_j the excretion per livestock category of one class (Suppl.1).

P deposition, P_{Atm} , represents a very small contribution to the overall P budgets of soils and very few data have been published. Hence, in this study, P_{Atm} is equal to the value reported in other studies (0.4 kgP ha⁻¹ yr⁻¹) (Neméry and Garnier, 2007; Senthilkumar et al. 2012).

Phosphorus export, P_{Exp} , was calculated from the sum of P export for each crop (Equation 4).

$$P_{\text{Exp}} = \sum_{\text{crop}} P_{\text{crop}} \times Pdt_{\text{crop}} / A_{\text{UAA}} \quad (4)$$

With P_{crop} the P content for each type of crop (kg P per tonnes) and Pdt_{crop} the crop production (tonnes). Unlike the other crops, permanent grassland production presents some particularities. Indeed, data available considered that all grassland production was harvested and removed. However, just a part of grassland production is grazed while the rest remains on the field. Actual production of grasslands removal by harvested or grazing are currently not available. Since grasslands cover an important part of UAA (> 30%, *Service de la Statistique et de la Prospective* and *Agreste*) and a relatively large proportion

is used for grazing, the approach used to estimate removal of nutrients by harvest and grazing permanent grasslands could have a considerable impact on the calculation of surplus. In this study, values for grass dry matter produced in natural meadows were corrected according to livestock need per department.

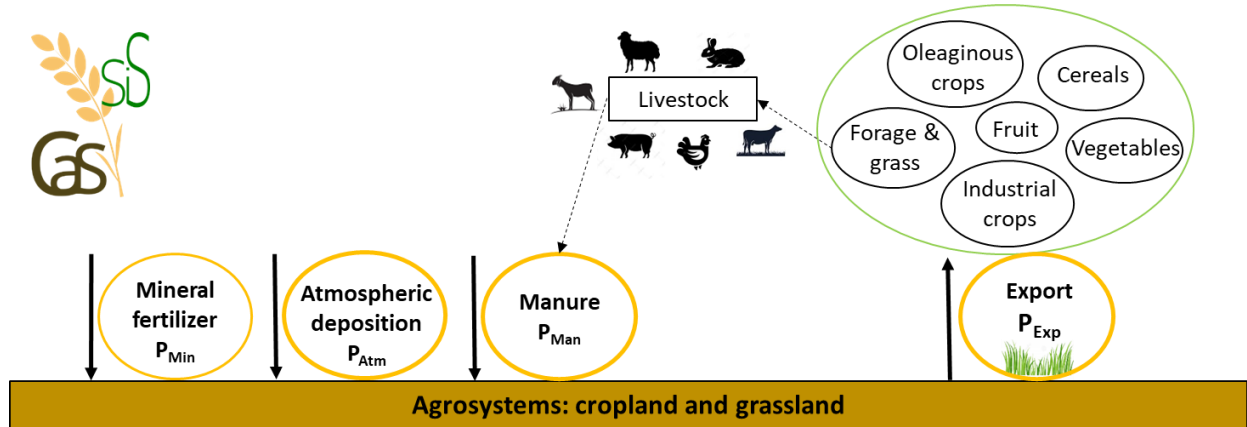


Figure 3-6 : Phosphorus inputs and outputs included in the CaSSiS-P model, P_{Min} represents the applied mineral phosphorus fertilizer, P_{Man} the phosphorus available for plants from manure, P_{Atm} the atmospheric deposition and P_{Exp} phosphorus removed through harvest and grazing of crops and forage

2. Data collection and sources

Data required to calculate surplus was collected from numerous statistical reviews of different institute publications, reference papers and French Ministry documents. Sources were selected according to their availability over the full 1920-2020 period and their coherence at a large scale (NUTS3). This represents a total of more than 1 million data items collected. Data concerning livestock numbers, crop production (grass, forage, vegetables, fruit, etc.) and agricultural areas were obtained yearly for each department from the agronomical annual statistics of the SSP (*Service de la Statistique et de la Prospective*) from 1920 to 2000 and on “Agreste” website (www.agreste.agriculture.gouv.fr) for the recent period (2000-2020). Data for chemical fertilizers were from UNIFA (*Union des Industries de la Fertilisation*) at the “department” scale from 1944 to 2017 and at regional scale from 2018 to 2020.

In order to obtain continuous and homogenous data series over time, data about crop and area production, livestock number and chemical fertilizer were reconstituted and completed when there were values missing. They were also reorganized into more homogenous classes when they differed over time and downscaled when data was given at a regional scale. Some details about data processing and the homogenization of databases were explained in Poisvert et al. (2017).

Moreover, several improvements have been made for this study. The first one concerns P manure budget. In fact, livestock categories can vary over time and they are not homogeneous, particularly for cattle.

All these categories were regrouped into numerous classes according to their age, sex or destination and the attribution of P excretion values differed among those categories changing over the years. Hence, data was reorganized into more homogenous classes by grouping several categories with similar physiological characteristics and excretion values (e.g. dairy cow + suckler cow; fattening steer+ bull, etc.). An average phosphorus excretion value for the different subcategories was therefore attributed to the new groups.

Another improvement has focused on mineral P item. Indeed, the study period was extended from 1920 to 2020 compared to the work on N-surplus, quantified over the 1940-2010 period (Poisvert *et al.* 2017). Between 1920-1928 and 1930-1943, quantities of mineral P-fertilizer were only available at a national scale and at the departmental scale for the year 1929 especially. A downscaling of national data to the departmental scale was thus necessary. Departmental data were computed using national values multiplied by the mean ratio between departmental and national figures calculated for three years (1929, 1949 and 1950) representing the nearest given values at the department scale.

3. Quantification of uncertainties

According to Oenema *et al.* (2003), uncertainty was estimated depending on the type of data and its availability ($\pm 5\%$ for mineral fertilizer, livestock number, crop area and production and atmospheric deposition, and $\pm 20\%$ for P content in livestock excretion and in crops when the minimum and the maximum were not available in the literature). Afterwards, the imprecision for the departmental P-surplus calculation was obtained with Monte Carlo (MC) simulation analysis widely used in the quantification of nutrient budget uncertainties (Oenema *et al.* 2003; Bockstaller *et al.* 2012). The model was run 200 times with the uncertainty of parameters selected randomly from their statistical distribution (mean, standard deviation and type of distribution). Imprecision was then calculated as a difference between the ninth (D9) and first (D1) deciles of the 200 surplus values obtained for each year and each department.

4. Trend analysis of P surplus

The time series of P surplus for each department were segmented into subsets with homogeneous linear trends using the BFAST R-package (breaks for additive seasonal and trend). This package can be used to analyze different types of satellite image time series and applied to other disciplines dealing with seasonal or non-seasonal time series such as hydrology, climatology, and econometrics (Verbesselt *et al.* 2010). BFAST package provides the number of breakpoints identified in the time series, associated dates of these breakpoints as well as their confidence interval. A validation step of BFAST segmentation

was carried out by comparing these results with a Spearman's rho (r)($p < 0.05$) between time and P-surplus. In order to determine the most robust trends obtained by the BFAST package, the 200 MC simulation trends were compared to base trends.

5. Calculation for phosphorus use efficiency (PUE)

There are various ways to discuss and assess nutrient use efficiency depending on the systems and its management, (Cassman *et al.* 1998; Scholz and Wellmer, 2015). In this study, apparent PUE is calculated as total P exported from crops production divided by total P inputs (Equation 5). This PUE can be expressed in percentage (%) providing information about the relative utilization of additional P applied to an agricultural production system of a region or a country (OECD, 2001).

$$\text{PUE} = \text{P outputs} / \text{P inputs} \quad (5)$$

PUE equal to 1 means that the surplus is zero. High PUE values may indicate large crop production returns per unit of P applied when high PUE coincides with positive P surplus. High values of PUE could also represent reliance on soil P depletion for crop production in the case of negative P surplus. Conversely, PUE is low with low outputs and high inputs. The ideal combination is a high P outputs associated with high PUE and thus low surplus. PUE can also vary over time. Many combinations are thus possible: PUE increase or improve when outputs increase and/or inputs are in decline. Inversely, PUE decreases as outputs decrease and inputs increase.

6. Identification of drivers responsible for surplus changes and uncertainties

The different items vary over time in relation to agricultural practices. In order to identify which item drives P surplus change, a first approach based on PCA (Principal Component Analysis) was used to obtain significant relationships between surplus and other variables. PCAs were applied to three time periods defined in the results section. The departments defined the n individuals grouped into three clusters according to CaSSiS-P items using the ascending hierarchical classification (AHC) method. The p variables are the means of surplus and other items (mineral fertilizer, manure and P uptake by crops, vegetables and fruit) over three periods in the form of arrows starting from the center of the reference frame and whose length is equal to the variance. Atmospheric deposition was set as a constant and was not included in the list of possible control factors.

Hence, the PCA method was used in our study to synthesize the information in the dataset in order to determine drivers responsible for surplus. Since the goal was not to reduce the number of variables describing the information through the definition of factorial axes, the significance of the axes has not

been discussed. Only the correlation between surplus and the other variables has been taken into account and quantified using R-square (R^2) of linear regression.

III. Results

1. Temporal trends of P surplus at the national scale in France

National annual P-surplus was calculated using the sum of the surplus of each department for each year. Over the period 1920 to 2020, the average national surplus was 6 ± 7 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹ with values ranging from -4 kg P ha UAA⁻¹ in 2010 to 24 kg P ha UAA⁻¹ in 1974 (**Figure 3-7**).

Six significant temporal periods were identified using the BFAST package with breaking points at 1938, 1959, 1974, 1991 and 2008 (**Figure 3-7**). These breaks correspond to major agricultural and economic events that can be linked to the changes in surplus:

- From 1920 to 1938, national P-surplus showed the lowest values of the studied period. They showed constant trend ($r = -0.62$). During this period, P manure was the major P input and the P exported when crops were harvested was the main factor responsible for the surplus trend. This trend occurs with economic difficulties arising from the economic crisis of 1929 to World War II.
- From 1939 to 1959, surplus began to increase slightly ($r = 0.84$). Chemical fertilizer started to be the major P input and the main driver of surplus changes over this period. Indeed, after WW II, several measures were implemented to modernize and intensify agriculture. Thus, the consumption of phosphate fertilizers was multiplied by four (SAA 1939 and 1959).
- Over the period 1960-1974, surplus increased even more strongly ($r = 0.99$) than for the previous period. This increase was due to very high rates of chemical fertilizer linked to the expansion of intensive agriculture at that time.
- After 1974, surplus started to decrease ($r = -0.83$) related to a reduction in mineral fertilizer use. This trend coincided with the oil and energy crisis in the early 1970s that generated a peak in the price of these fertilizers.
- The implementation of the European Common Agricultural Policy reforms (CAP) and associated agro-environmental measures both reinforced a decline in the use of mineral fertilizers over the period 1991-2008. The surplus therefore continued to decrease ($r = -0.97$).
- From 2008, the surplus trend was no longer significant ($r = 0.28$) and showed negative values. This trend may be related to the food crisis in 2007- 2008. At this time, yields kept rising and P uptake was the main contributor to surplus changes.

In view of the above, we can distinguish three major periods according to surplus values and to the drivers of changes in relation to overall developments in production patterns and to the economic and political context:

- The first period (1920-1959), called the “War period”, is represented with low and stable surplus values until WWII and a slight slow increase in surplus until 1959.
- The second period (1960-1991) is characterized by a strong increase in surplus correlated with an intense use of mineral fertilizers up to 1974 and then the beginning of a surplus decline until 1991.
- The third period (1992-2020) corresponds to a period of a strong surplus decrease in the 1990s and a stable trend since 2008.

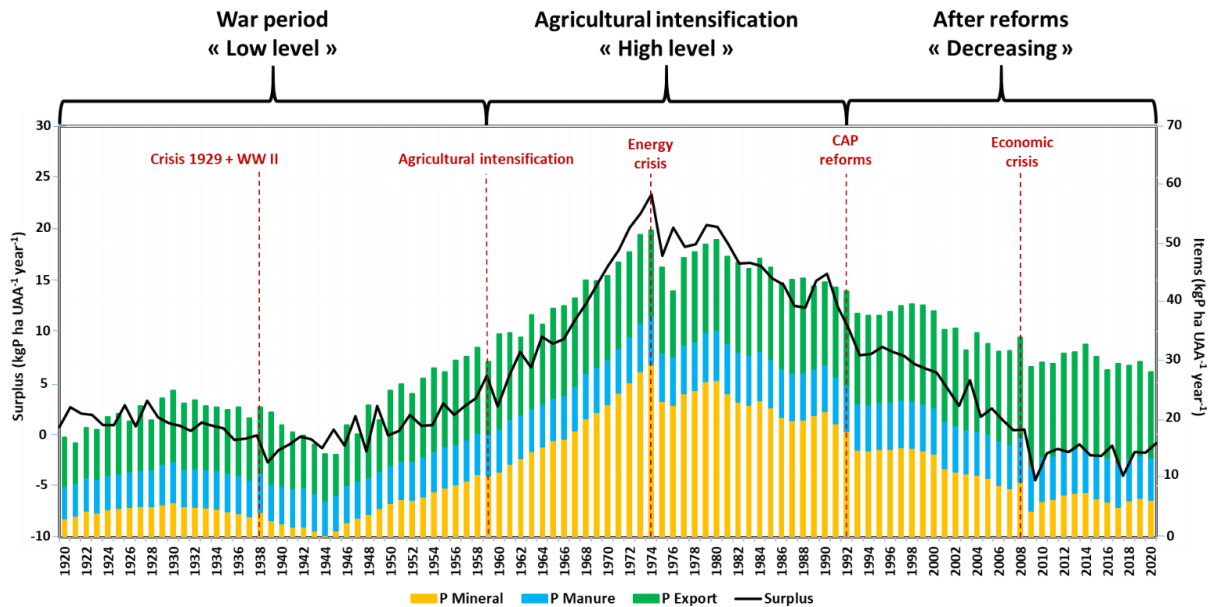


Figure 3-7: Evolution of P surplus and items of CaSSiS-P over the period 1920-2020 at a national scale

2. Phosphorus use efficiency analysis

In this study, PUE was analyzed via the study of the trajectory of phosphorus over time. The aim was to determine whether phosphorus inputs or outputs were responsible for the P trajectory. EU Nitrogen Expert Panel (2015) proposed a graphical presentation to assess PUE over time in the form of a two-dimensional input-output diagram (**Figure 3-8**), which allows assessing the trajectory of P in relation with inputs, outputs and surplus. As $PUE = P \text{ outputs} / P \text{ inputs}$, the position of PUE is indicated by its deviation from the 1:1 line (PUE equal to 100%) on the figure 2. This analysis makes it possible to identify a first level of control over surplus changes by determining whether its evolution is underpinned by a variation in the inputs and/or outputs of phosphorus.

At the national scale, the trajectory of phosphorus was studied over the three main periods of change in surplus identified (Figure 2). The average national efficiency over the whole study period was 80% ranging from 36% in 1976 to 136% in 2009.

The first period (1920-1959) is characterized by improved efficiency (94% on average), i.e. all phosphorus inputs into the soil were used efficiently by crops. During this period, both P inputs and outputs increased slightly. Indeed, synthetic fertilizers were used to a small extent and phosphorus uptake by crops increased slightly. From 1960, efficiency started to decrease, falling from 80% to 36% in the 1970s. During this second period, this decrease was related to an increase in P inputs without an associated increase in P outputs. From the end of the 1970s, efficiency started increasing again. For the last period (from the 1990s to 2020) and efficiency improved (92% on average) because of decreasing P input, in particular mineral fertilizers. During this period, P harvested decreased slightly (**Figure 3-8**).

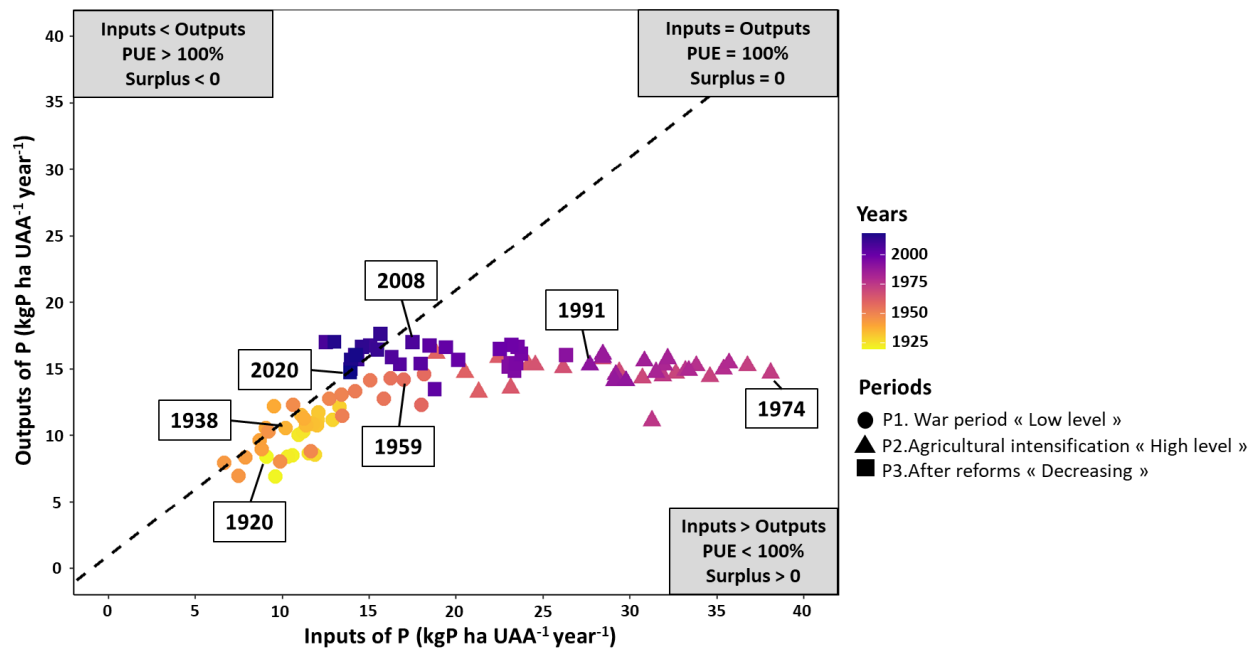


Figure 3-8 : Trajectory of phosphorus in France over the period 1920-2020

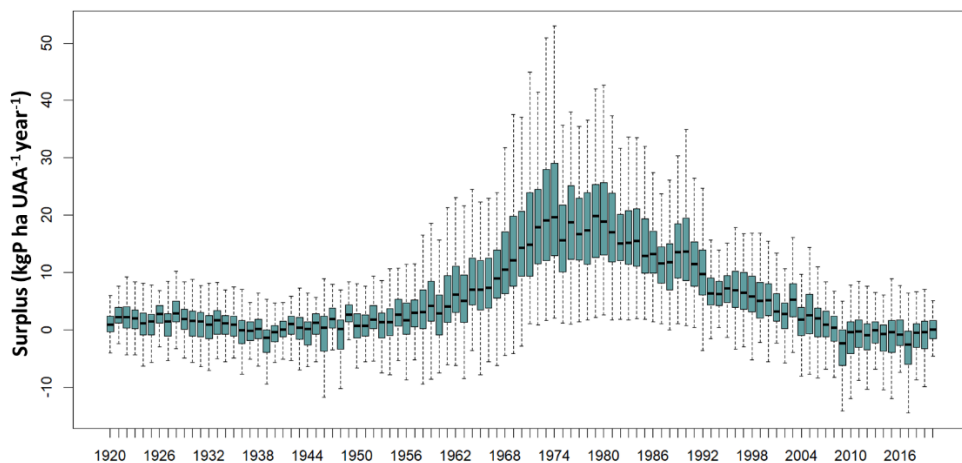
3. P-surplus at a departmental scale: temporal and spatial variability

Between 1920 and 2020, the average departmental surplus for the 90 departments and Corsica was 6 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹ with values ranging from -25 kg P ha UAA⁻¹ to 62 kg P ha UAA⁻¹. The lowest values of P surplus were found during the periods 1920 to 1950 and 2000 to 2020 and the highest in the 1970s. For the first period 1920 to 1959, low variability of P surplus was observed at the departmental scale. In fact, this period was characterized by the homogeneity of agricultural practices in French departments

and integrated crop livestock farming was the common system in all the departments. Thus, very similar surplus values were observed at the departmental scale. In contrast, after the 1950s, specialization in agricultural patterns and intensification of agriculture led to large disparities in surplus values between departments. From the 1990s, a low variability in departmental surplus was detected again, probably related to rational use of chemical fertilizers. Consequently, low surplus values were observed in all departments (**Figure 3-9a**).

The year 1974 was chosen as the break year because it represents the surplus maximum. Statistical trends of P surplus were thus identified over the periods 1920 to 1974 and 1975 to 2020. The change in surplus was similar at the French department scale for the two periods: increasing during the first period and then decreasing from 1974 (**Figure 3-9b**).

a)



b)

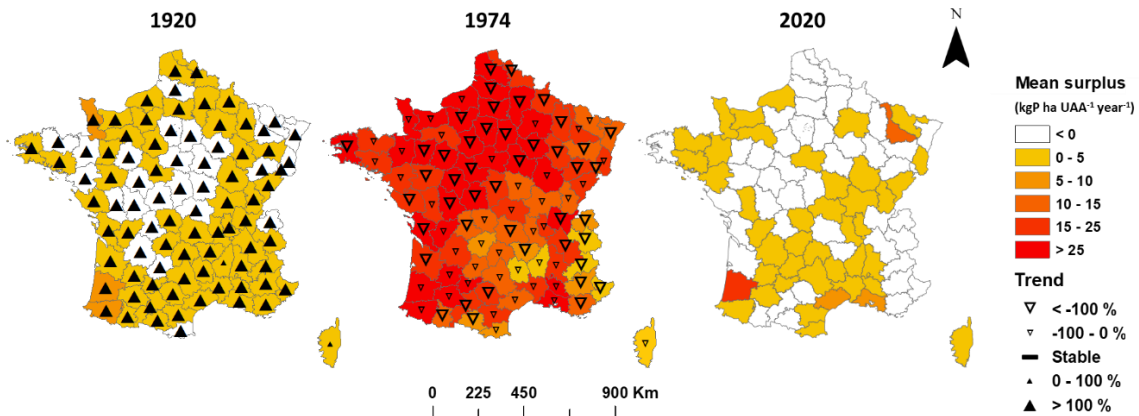


Figure 3-9 : a) Variability and dispersion of departmental surplus over the 1920-2020 period in France, **b)** Statistical trends of P surplus at a departmental scale for two periods: 1920-1974 and 1974-2020.

However, surplus trends were not the same for all the departments due to the heterogeneity of agricultural activities over time. Indeed, the trends may differ depending on the main type of farming system in each department. Despite the heterogeneity of agricultural practices at the departmental scale, four departments known for their specific agricultural patterns and showing different agricultural activities were chosen in order to characterize different changes in P surplus (**Figure 3-10**):

A. The first department is “Eure-et-Loire” located in the center of France. It is representative of agriculture producing mainly cereals. In this case, the surplus change and the P trajectory showed almost the same trends as at the national scale. At the beginning of the study period (1920-1944), phosphorus surplus values were the lowest, driven mostly by P uptake by crops. After that, large quantities of mineral fertilizer were applied since the 1960s for the same reasons as mentioned above at the national scale. P_{Min} was thus responsible for the change in surplus and efficiency until 1974. Then, zero and even negative values of P surplus have been obtained over the last decades mainly linked to decline in P fertilizer application and increase in crop uptake.

Regarding the PUE, this department improved its efficiency until the 1940s reaching 147% and this then decreased considerably to 27% in the 1970s because of increased use of chemical fertilizer during that period. From the 1980s, efficiency started to improve and reached 150% in the last decade.

B. The second example is the department “Ille et Vilaine” in the north west of the country, representative of intensive livestock farming with a high livestock density and grassland production. For this department, P outputs via crops harvested were the major driver of changes in P surplus and efficiency at the beginning of the study period, due to forage (artificial grasslands, permanent grasslands, etc.). The

main P input over this period was organic fertilizer, mostly consisting of manure from cattle (dairy cows in particular). Surplus was thus negative (deficit).

From the 1950s, surplus increased due to the rise in use of mineral fertilizers, which continued until the end of the 1970s, and which represented the main P input between 1953 and 2004. Mineral fertilizer was thus the main factor driving the changes in surplus. After reaching a maximum value of about 32 kg P ha UAA⁻¹ in 1976, surplus began to decrease due to the decline in chemical fertilizer use. For the last decade, the major P items are P manure and P harvested mainly by forage crops. Although mineral fertilizer has been reduced, P inputs are still moderately higher principally through animal excretion, but also through P mineral. As a result, P surplus values are still slightly positive.

As for efficiency, the trajectory of phosphorus showed a slightly different pattern compared to that of the national scale. Efficiency improved over the period 1920-1950 (127% on average) due to high values of P uptake by crops. From the 1950s, efficiency decreased from 100% to 55% in the seventies. At that time, P inputs, mainly from mineral fertilizers, increased more than P outputs. In contrast, efficiency improved from the 1980s, linked to a decrease in P inputs and a small decline in P outputs.

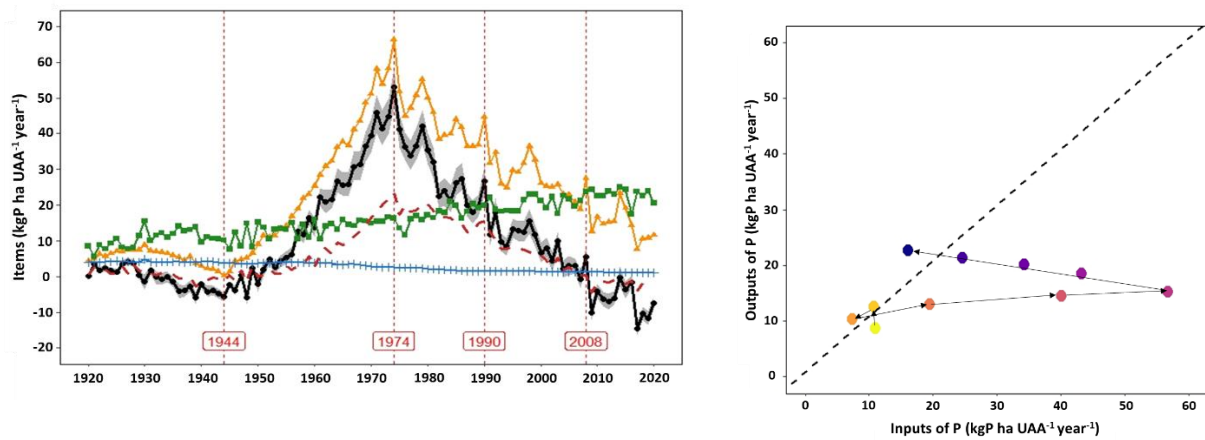
C. The third agriculture system is extensive livestock farming. It is represented by the department “Haute-Loire” located in south central France. This department is characterized by cattle farming, fed mainly on permanent grassland. Over the period, very modest quantities of synthetic fertilizer are applied in this departments and the main P input was manure and this increased due to increased numbers of cattle. Phosphorus exported also increased during the study period. Therefore, surplus remained relatively stable and low and even increasingly negative over the last decade.

Phosphorus use efficiency in this department improved slightly over the period 1920 to 1950 rising from 71% to 100%. During this period, P outputs increased to a greater extent than inputs (P manure in particular). This was followed by a high rise in P inputs which generated a decline in P efficiency until the 1980s thus falling to 63%. From the nineties, efficiency started to improve again reaching 95% in the last decade. Over this last period, P inputs decreased and P outputs remained steady.

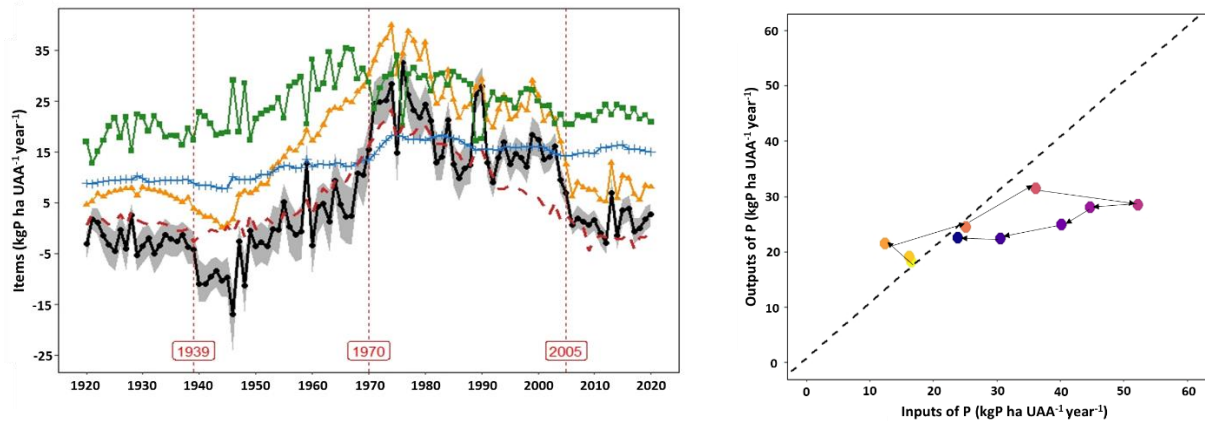
D. The last example is the “Vaucluse” department located in the south east of France and known for its polycrop-farming system representing a system combining livestock, grass and crop production. For this example, mineral fertilizer use is responsible for changes in P surplus. The trends are almost similar to those at the national scale. As the Ile et Vilaine department, P surplus values are still moderately positive in the Vaucluse department as a consequence of significant quantities of P mineral fertilizer still applied probably due to high phosphorus demanding by some crops such as fruits and vegetables widely grown in this department.

Regarding PUE, it improved during the first three decades to reach 105%. This was due to the decline in P inputs (chemical fertilizer in particular) following the war period. From the 1940s, efficiency showed a marked decrease, falling from 100% to 16 % in the 1970s because of a marked rise in the use of mineral fertilizers during this period without any changes in P outputs. After that, efficiency started to improve slightly reaching 55% in the last decade. This figure seems low compared to the other departments, probably due to continued use of mineral fertilizers and a decrease in P exported by crops. However, another issue arising from this study is the departmental scale, too large to assign one specified farming system, it is thus necessary to go down to a finer scale (e.g. municipality).

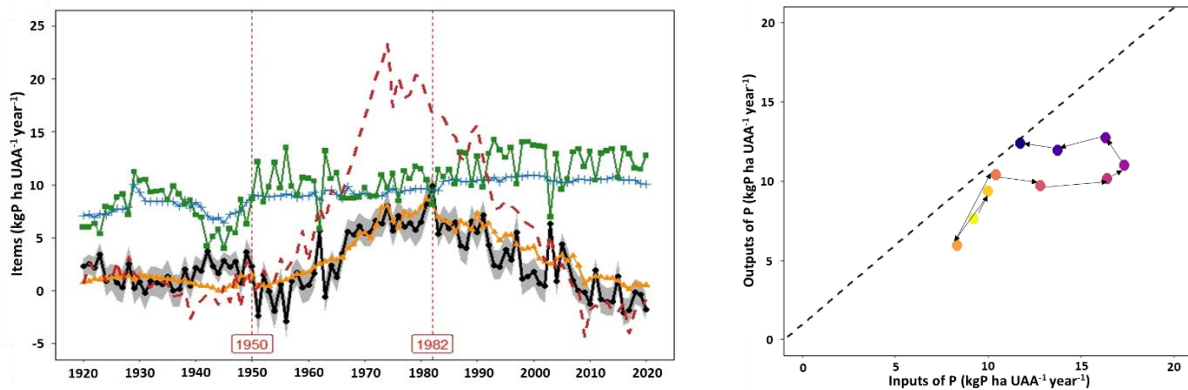
A



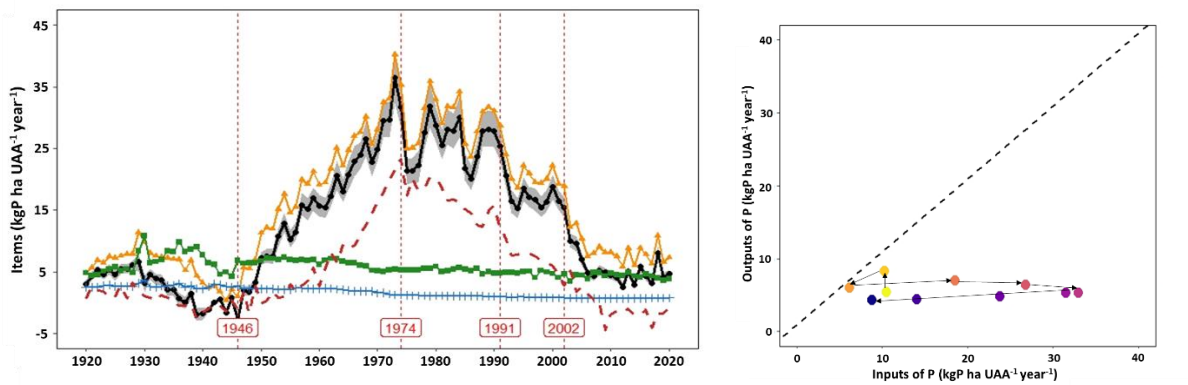
B



C



D



—●— Surplus —▲— P Mineral —+— P Manure —■— P Export — - - - Surplus France —■— Imprecision

Decades

- 1920-1929
- 1930-1939
- 1940-1949
- 1950-1959
- 1960-1969
- 1970-1979
- 1980-1989
- 1990-1999
- 2000-2009
- 2010-2020

Figure 3-10 : P-surplus time series with annual imprecision, compared with the surplus of the whole of France and change in associated items of the CaSSiS-P model (Mineral fertilizer, manure and P harvested). Subsets were detected with BFAST R-package (graphs on the left), and a two-dimensional P input-output diagram (graphs on the right) over the period 1920-2020. Each circle (the colored dots) represents a mean of P input/output over a decade. Four French departments were representative of four typical agricultural production systems: **A** = UAA used mostly for cereal production, **B** = UAA characterized by intensive livestock farming, **C** = department with extensive livestock farming, **D** = department characterized by a polycrop-farming system

IV. Discussion

1. Identification of drivers responsible for surplus trends at the national scale

National phosphorus surplus, calculated using CaSSiS-P model, has generally declined since the 1970s in France. This decreasing trend has also been observed for the same period in other European countries such as Germany, Norway and Sweden (Bouraoui *et al.* 2011; Bouwman *et al.* 2017). However, in order to underline the changes in P surplus over the whole period 1920-2020, three periods can be distinguished relating to agricultural, economic and political contexts. Linear regression and PCA were applied to the three defined periods (1920-1959, 1960-1991 and 1992-2020; **Figure 3-11**). The main factor driving annual surplus trends over the period 1920-1959 was the P harvested in crops ($R^2=0.60$). Indeed, this period was characterized by uniformity in the agricultural production pattern in particular with integrated crop and livestock farming. The main P-input at the beginning of this period was P manure and the surplus was driven by an increase in livestock density associated with an increase in forage crops and grassland during the inter-war period. After WWII, modernization was triggered with the Monnet Plan in 1947 (a national strategy to enable the reconstruction and modernization of basic sectors in France, including agriculture) followed by the Marshall Plan (a grant from the United States for the reconstruction of European countries) thus explicitly aimed to expand intensive agriculture as a part of the grant was devoted to agriculture.

As a consequence, during the period 1960-1991, chemical fertilizer use increased progressively. Thus, surplus change was mainly driven by mineral fertilizer use ($R^2=0.86$). In fact, the post-war period, also called “thirty glorious years” in Europe and France, followed a voluntarist policy to modernize agriculture. Those decades were marked by agricultural intensification and mechanization, the development of new agricultural production systems such as intensive cereal production or livestock farming and extensive livestock farming (Childers *et al.* 2011). Moreover, the implementation of the CAP, which began in 1962, allowed farms to modernize in order to remain viable by providing them with outlets for food products at guaranteed prices (Bureau and Thoyer, 2014). Hence, the use of synthetic fertilizer exploded in the 1960s until 1974, generating a high P surplus, much higher than previous and current ones (Le Noë *et al.* 2018b). From 1974, mineral fertilizer use showed a clear decline, resulting in a steadily decrease in P surplus. This decline might be attributed to the oil crisis in the 1970s, which led to increasing fertilizer prices.

For the last period 1992-2020, regional specialization was increasingly strengthened and P inputs through mineral fertilizers decreased while crop yields kept rising probably linked to high soil P that has accumulated from fertilizers inherited from the past (legacy P). The main contribution to surplus trends was thus crop uptake ($R^2 = 0.54$). In fact, the CAP stopped linking its subsidies to the volume of

production but instead to the surface area farmed and the herd size. In addition, phosphorus was no longer considered as a limiting factor to optimize crop yields. Moreover, the implementation of agro-environmental measures promoted a more rational use of fertilizers, further encouraged by the 2008 economic crisis (Van Vuuren *et al.* 2010; Cordell and White, 2011). Low and negative surplus were thus occurred at national scale during this period. The same results were found by the other studies on P surplus in France (Einarsson *et al.* 2020; Panagos *et al.* 2022).

The three clusters of departments, generated by the AHC method (**Figure 3-11**), vary over the three periods except cluster 1, which grouped departments with agricultural systems based mainly on fruit production and livestock farming (sheep and goats). The two other clusters vary from one period to another due to changes in agriculture practices over time. This implies that at this study scale, namely that of the department, it is not always possible to allocate a whole department to a specific agricultural system (**Figure 3-11**).

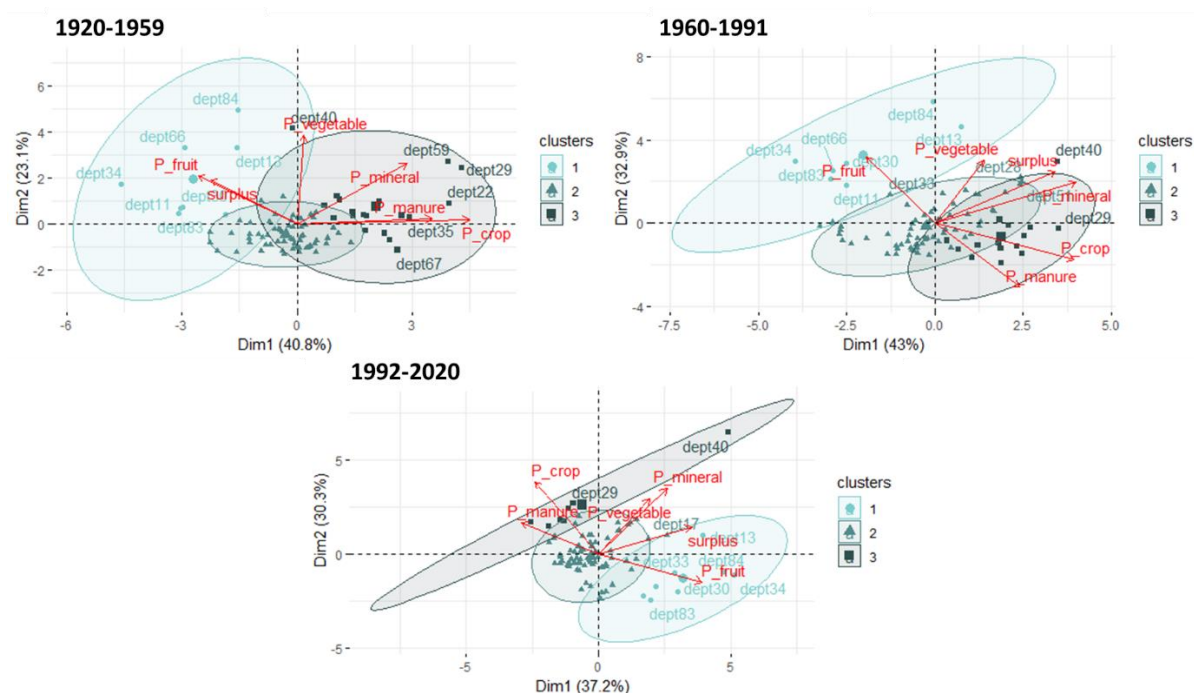


Figure 3-11 : PCA plot of French departments and variables (P-surplus and CaSSiS items) for the three periods: 1920-1959, 1960-1991 and 1992-2020

2. Uncertainty analysis at the departmental scale

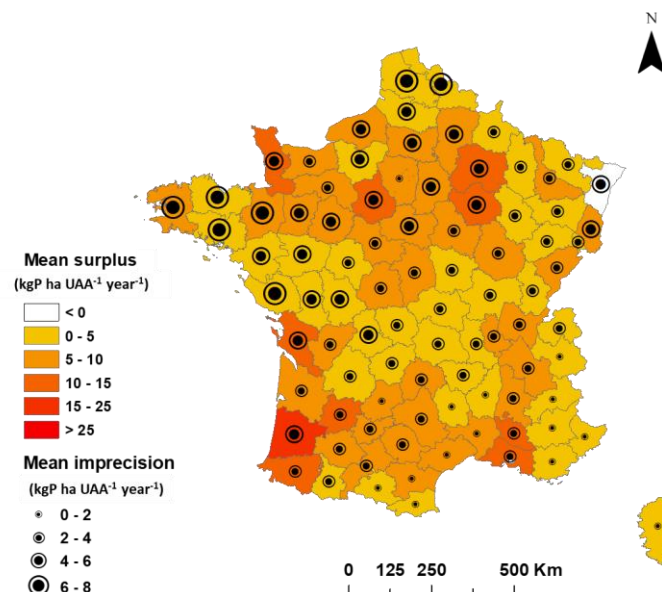
Based on the 200 series of surplus, each simulated using the Monte Carlo method, imprecisions were quantified as the difference between the 1st and 9th decile of the 200 MC simulations. Over 1920-2020, the average departmental imprecision was 4 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹ ranging from 0.5 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹

¹ to 17 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹. The highest imprecisions were found during the period 1960-1991 in departments characterized by intensive livestock farming or intensive crop production mainly located in the north and west of France (**Figure 3-12a**).

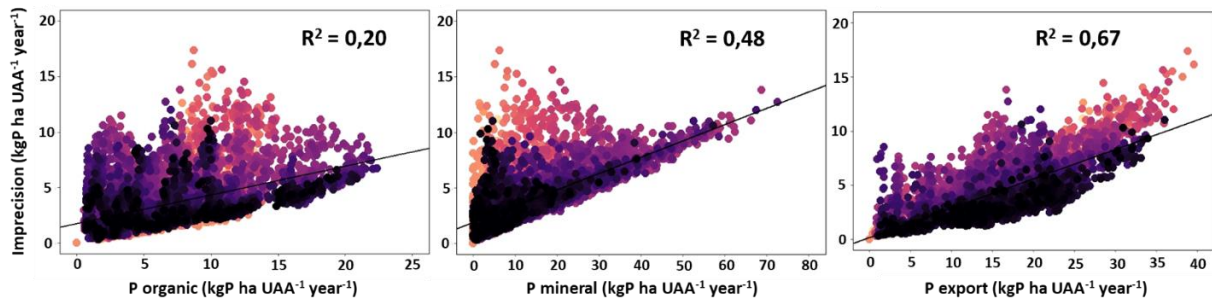
In order to determine the origin of imprecisions, R-squares of linear regression were calculated for the whole study period (**Figure 3-12b**) and for the three periods identified (**Figure 3-12c**). Over 1920-2020, uncertainties mostly related to P exported in crops ($R^2=0.67$) and then to mineral fertilizer use ($R^2=0.48$). Organic fertilizer use was poorly correlated with imprecision values ($R^2=0.20$; Figure 7b). Uncertainties are mainly under the influence of crop production with a relatively high uncertainty and large quantity produced. Thus, among the crops, uncertainties are mostly related to the production of fodder roots and tubers mainly between 1920 and 1960, a period in which the production of forage roots and tubers may have been important, particularly for certain departments located in the north west of France such as *Finistère*, *Morbihan* or *Deux Sèvres*.

In fact, as agriculture has undergone marked changes over time, the factors responsible for imprecisions have also varied over time. Thus, the major contribution to uncertainties over the period 1920-1959 was the P harvested in crops ($R^2=0.90$) with mostly forage crops as the main production at that time. From 1960 to 1991, uncertainties were driven by both mineral fertilizer use ($R^2=0.68$) and crop uptake ($R^2=0.70$) due to the excessive application of chemical fertilizers during this period which led to high yields. From 1992, the main factor responsible for imprecisions was the P harvested in crops ($R^2=0.60$), mainly cereal production which became the major crop produced in France over the last decades (**Figure 3-12c**).

a)



b)



c)

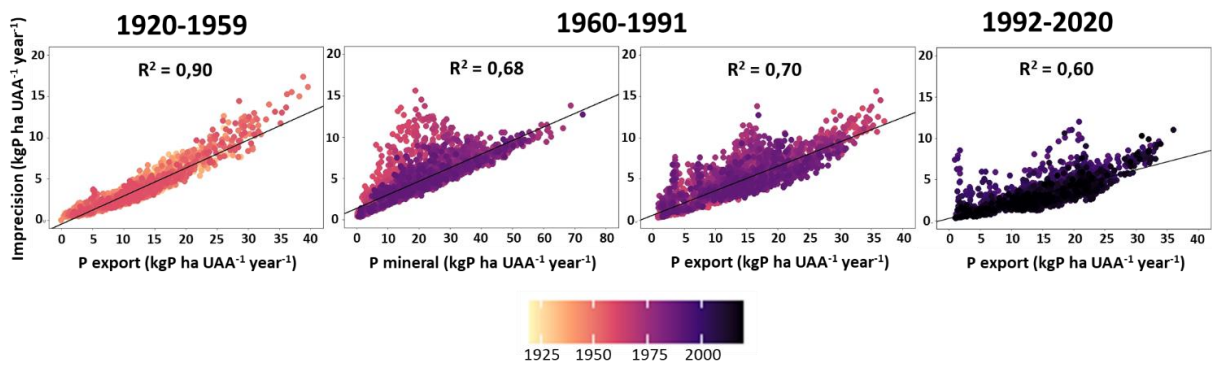


Figure 3-12 : a) Mean departmental P surplus and associated imprecision over the period 1920-2020, **b)** Relation between imprecision (mean values for the whole period) and three items of the CaSSiS-P model over the period 1920-2020: P export, mineral P and organic P representing chemical fertilizers and manure inputs (mean values for the whole period), **c)** Relation between imprecision (mean values for each period) and other items of the CaSSiS-P model over the three main study periods (1920-1959, 1960-1991 and 1992-2020)

3. Limitations of the CaSSiS model

The CaSSiS-P balance is a part of soil surface budgets which require quantitative data on the biomass produced (manure and crops), mineral fertilizers quantities applied and phosphorus exported by crops, forage production and grazing. All this data is time-consuming and difficult to obtain and is influenced by uncertainties. In this work, the main inputs and outputs of P have been taken into account for the calculation of phosphorus surplus and uncertainties have been considered for each type of data and parameters. These uncertainties should include numerous situations of management practices and livestock characteristics. However, some additional phosphorus flows were not considered in the CaSSiS-P such as sewage sludge, compost, crop and industrial residues, phosphorus in seeds and irrigation water and the movement of manure and fodder between departments. Some of these flows such as seed inputs and crop residue removal could be negligible due to their minor contribution to the

others CaSSiS items while others are hard to judge at large scale (e.g. departmental one) and they may have a substantial effect on results (manure trading within or between countries, manure withdrawals for processing, application of sewage sludge, etc.) (Eurostat, 2013; Einarsson *et al.* 2020). Indeed, for example, feed import and forage exchange between departments mostly during the last two decades could have an effect on the phosphorus balance through the calculation of grass production and therefore P exported from permanent grassland. Considering the limited data at departmental scale, those flows are thus excluded from the CaSSiS model. In addition, those flows are fairly well known to be small at national level (Eurostat, 2013; Einarsson *et al.* 2020). According to Van Dijk *et al.* (2016), the part of some of these flows for 27 European countries including France were 4% for sewage sludge and 1% divided between compost, other fertilizers and seeds/planting materials.

In addition to these limitations, P content in crops and manure can change over time but for this model, it is assumed to be constant. The lack of data in France concerning developments in agriculture practices over the study period constrains the monitoring of quantified data concerning changes in farming and livestock practices at a departmental level. In fact, changes in agriculture practices through plant selection have led to improved species. Consequently, plant species are not constant during the study period and this could therefore influence P content in crops. Similar factors also apply to livestock farming practices, with changes in livestock diet, housing and/or animal productivity, particularly regarding dairy cows with milk production increasing from 2,000 to 10,000 kg head⁻¹ year⁻¹ over the period 1920-2020. These changes thus affect P excretion.

The final limitation of the CaSSiS-P model concerns the data for chemical fertilizers in tons and their representability at a departmental scale. Indeed, these data were obtained from the amounts delivered in each department. However, the presence of a large agricultural cooperative in a department would therefore result in all tonnages being allocated to that department, although that fertilizer could then be used to supply farmers in the surrounding departments. Due to lack of information, data for mineral fertilizers delivered in a department were assumed to be equivalent to the quantity used in that same department.

4. Importance of the study scale in P surplus management

P surplus at a national scale is interesting to compare national contexts with agriculture practices and policies at a large scale, such as Europe. It could also have a relevant role in influencing policy decisions about soil fertility and water body management and prospects for sustainable agriculture (Scoones and Toulmin, 1998). However, the country scale may not be spatially explicit as it can ignore the variability of farming systems which are not uniformly distributed throughout the country (Senthilkumar *et al.* 2012). This variability in the phosphorus balance and P surplus is highlighted at a finer scale such as the

department scale, more appropriate to underline the impact of a specific agricultural system on P surplus when only one farming system is adopted at this scale (Senthilkumar *et al.* 2012; Le Noë *et al.* 2018b). In addition, subnational data suggests that even in the case of a relatively low national surplus, risk of pollution is experienced in some localities while soil nutrient deficits occur in others (OECD, 2001).

As illustrated in this study, departmental scale analysis showed that zero P surplus could be obtained in some departments with crop production system or extensive livestock farming. On the contrary, some situations of imbalanced P budgets could occur, mostly relating to mineral fertilizer application. At this scale, our estimations of P surplus and their trends for the recent period are almost consistent with those reported by Senthilkumar *et al.* (2012), Le Noë *et al.* (2018b), Einarsson *et al.* (2020) and Panagos *et al.* (2022) for French regions. Hence, sustainable P management is primordial for global food security and the conservation of soil and water bodies (Sattari *et al.* 2012; Garske *et al.* 2019; Auteri *et al.* 2022). In order to deal with these challenges, a wide range of studies have investigated efficient P management in detail in Europe as phosphorus is at the center of a debate on developing a circular economy in the European Union (Schröder *et al.* 2010; Cordell *et al.* 2009; Van Vuuren *et al.* 2010; Childers *et al.* 2011; Smol, 2019). Several implications and recommendations on the P cycle can thus be derived from the literature at both national and departmental scales (Schröder *et al.* 2010; Kratz *et al.* 2019; Garske *et al.* 2019).

First, increasing P recycling at a national scale could be a crucial improvement to mitigate environmental damage and implement sustainable agriculture (Schröder *et al.* 2010; MacDonald *et al.* 2011; Baker *et al.* 2015; Le Noë *et al.* 2018b; El Wali *et al.* 2019; Auteri *et al.* 2022). In fact, recycled P fertilizers from manure, crop residues and different organic materials such as sewage sludge and biogas digestate should increasingly replace mineral P fertilizers derived from phosphate rock (Schröder *et al.* 2010; Zoboli *et al.* 2016; Kratz *et al.* 2019; Smol, 2019). The dependence of national agriculture on imported rock phosphate would thus be decreased, reducing the pressure on phosphate rock a non-renewable resource globally considered as a critical raw material (Cordell *et al.* 2009; Kratz *et al.* 2019).

At the departmental scale, considering the legacy P in the soil and forgoing further mineral fertilizer use when it is possible could improve P efficiency use and help to prevent eutrophication of water bodies (Zoboli *et al.* 2016; Le Noë *et al.* 2018b). Indeed, since adding P fertilizer to high P-content soils does not lead to higher yields, such fertilizers should thus not be applied in departments with a P surplus or at least be reduced to a level below crop uptake to avoid P losses to the environment (Schröder *et al.* 2010). This could be useful from both an economic and an ecological point of view. Moreover, reducing dependence on synthetic fertilizers in departments with intensive crop systems could be compensated by introducing livestock. However, care should be taken as intensive livestock farming could pose negative impacts on biodiversity and climate (Garske *et al.* 2019). Improving P balance in departments

with high livestock density would thus imply reducing livestock density and replacing P mineral fertilizer application with P manure to compensate for crop uptake (Schröder *et al.* 2010).

Finally, some of these implications require considering precise details of soil characteristics such as type, condition and P content of the soil as well as the local climate and hydrology (Garske *et al.* 2019). Therefore, an even smaller scale than the departmental should be taken into account to refine the effect of agricultural practices on P budget and thus find more relevant solutions.

IV. Conclusion

In this study, P surplus was calculated at the departmental scale in France year by year over the period 1920-2020 in order to take into account major changes in agriculture practices and policies and also to consider the variability and disparities between departments. These spatial and temporal scales have led to identifying drivers responsible for changes in P surplus, and to comparing departments based on their respective farming systems.

Trends in phosphorus surplus were almost the same at the departmental scale: increasing up to the 1970s and then decreasing until 2020. The increase of P surplus was linked to the intensification of agricultural sector from the 1960s, while the decline was mainly related to a decrease in mineral fertilizer applied, probably linked to the increase in fertilizer prices, the economic crisis and rationalizing the use of P fertilizer. However, depending on the agricultural system, changes in P surplus may be different at the departmental scale and particularly during recent decades with greater specialization in agriculture in French departments. The imprecisions calculated for this study at the departmental scale were generally the highest in departments with intensive crop production. Thus, uncertainties were mainly related to P content in crops.

As for the drivers responsible for surplus trends at the departmental level, the main factor driving surplus trends over the periods 1920-1959 and 1992-2020 was the P harvested in crops and mineral fertilizer used during the period 1960-1991. These factors may vary depending on agricultural activities in each department. Nevertheless, the departmental scale is not precise enough to allocate a specific agricultural pattern. If this is required, P surplus should be calculated at a finer scale (e.g. municipality) to ensure the most reliable aggregation of results but also to relate these results to variation in phosphorus storage in soils or to understand P fluxes into water bodies as entry data for models.

Chapitre 4 : Analyse comparative de l'évolution des surplus d'azote et de phosphore : Tendances, facteurs de contrôle et prospectives

Dans ce chapitre, une analyse de l'évolution des surplus azotés et phosphatés a été effectuée sur une période de 100 ans (1920-2020) à l'échelle nationale et départementale en France. Cette analyse détaillée a pour objectif de comparer l'évolution de gestion de ces deux nutriments au cours du dernier siècle en lien avec les changements majeurs dans l'économie et l'agriculture de la France. Cette perspective historique permet de caractériser les variations des niveaux de surplus et les facteurs responsables de ces changements. En effet, cette analyse comparative fournit des informations pertinentes sur la dynamique des surplus de ces nutriments, révélant les facteurs de contrôle et les tendances, ce qui enrichit la compréhension de la gestion des nutriments à différentes échelles dans un contexte de conditions économiques et agricoles changeantes. C'est la première fois qu'une échelle temporelle aussi détaillée est utilisée pour comparer les chroniques des surplus d'azote et de phosphore à l'échelle nationale et départementale. De plus, sur la base des résultats de ce travail, on peut anticiper des scénarios potentiels concernant les surplus de N et de P dans les décennies à venir par la prise en compte de facteurs tels que l'impact de la sécheresse, les changements dans les systèmes alimentaires et l'adoption de nouvelles pratiques agricoles, offrant ainsi une compréhension globale de l'évolution potentielle de gestion de l'azote et de phosphore.

Cette partie a été rédigée sous forme d'un article scientifique soumis en mars 2024 au journal « *Global Biogeochemical Cycles* » (Annexe 12).

I. Analyse comparative de l'évolution des surplus de N et de P à l'échelle nationale

Les surplus d'azote ont été quantifiés dans la thèse de C. Poisvert (2018) sur la période 1917-2015. Ils ont été recalculés dans cette étude pour étendre la période d'analyse jusqu'en 2020 et intégrer les différentes améliorations décrites dans le chapitre 2 (Matériels et méthodes). Les résultats des surplus de phosphore sont identiques à ceux présentés dans le chapitre 3. Pour rappel, les surplus d'azote et de phosphore sont calculés par le modèle CaSSiS comme la différence entre les entrées et les sorties selon les équations illustrées dans la **figure 4-1**.

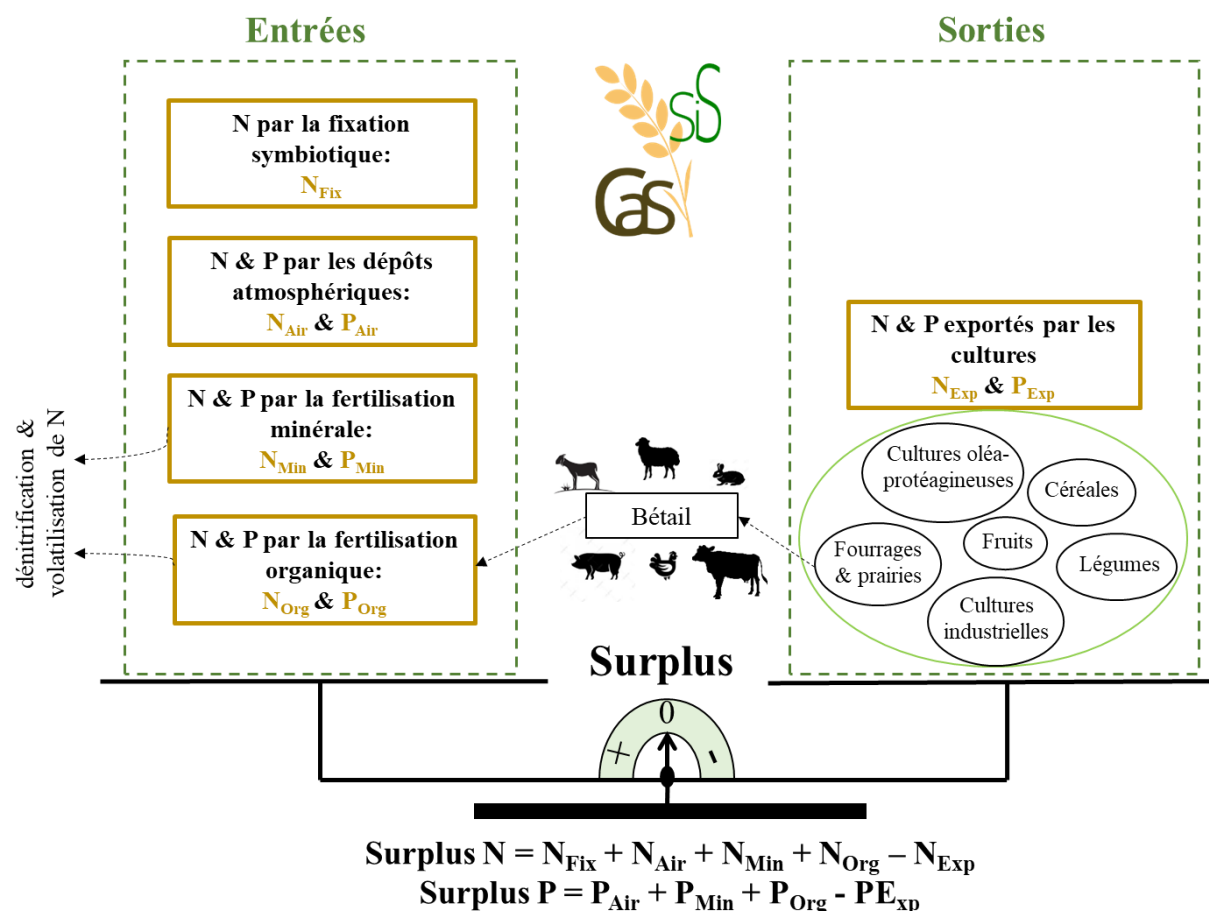


Figure 4-1 : Les surplus N et P calculés par le modèle CaSSiS comme la différence entre les entrées (N et P provenant de la fertilisation minérale, de la fertilisation organique, des dépôts atmosphériques et de la fixation symbiotique pour l'azote) et les sorties (N et P exportés par les cultures et les fourrages récoltés et/ou pâturés) annuelle l'échelle nationale/départementale

1. Tendances nationales des surplus de N et de P

Sur la période 1920-2020, le surplus national moyen pour l'azote est d'environ 37 ± 13 kg N ha SAU⁻¹ an⁻¹, variant de 19 kg N ha SAU⁻¹ en 1925 à 68 kg N ha SAU⁻¹ en 1990 et d'environ 9 ± 7 kg P ha SAU⁻¹ an⁻¹ pour le phosphore avec des valeurs comprises entre -4 kg P ha SAU⁻¹ en 2008 à 26 kg P ha SAU⁻¹ en 1974 pour le phosphore (**Figure 4-2**).

Le package BFAST permettant de segmenter la chronique en segments présentant des tendances linéaires homogènes, a détecté plusieurs sous-périodes pour les deux nutriments qui coïncident avec des événements agricoles et économiques significatifs survenus au cours du siècle dernier (**Figure 4-2**). Spécifiquement, quatre périodes significatives pour l'azote ont été identifiées avec des changements notables autour de 1960, 1990 et 2008. Pour le phosphore, six périodes significatives ont été détectées,

incluant les mêmes trois points de rupture que pour l'azote (1960, 1990 et 2008), ainsi que deux supplémentaires en 1943 et 1974. Entre 1920 et 1943, le surplus national d'azote et de phosphore montrait des valeurs basses et une tendance constante avec une légère diminution du surplus de P à la fin de cette période. En effet, les agriculteurs utilisaient des quantités minimales d'engrais synthétiques. Ils dépendaient fortement de la fertilisation organique comme principale source d'apports en N et P durant cette période. Par la suite, il y a eu une augmentation significative du surplus de N et P, principalement due à l'utilisation généralisée des engrais chimiques depuis les années 1950. Les surplus ont continué à croître régulièrement jusqu'au milieu des années 1970. Néanmoins, les surplus phosphatés ont commencé à diminuer dès 1974, bien avant les surplus azotés, qui ont continué d'augmenter parallèlement à l'utilisation accrue d'engrais minéraux azotés jusqu'au début des années 1990. Après cette période, une diminution notable des surplus de l'azote a été constatée. À partir de 2008, les surplus des deux nutriments ont commencé à diminuer et ont même affiché des tendances insignifiantes pour l'azote et le phosphore et des valeurs négatives pour le cas de phosphore.

Ainsi, l'évolution des surplus azotés et phosphatés a été analysée en fonction des trois périodes clés majeures identifiées dans le chapitre précédent. La première période P1 (1920-1960), appelée "Période de guerre", est représentée avec des valeurs de surplus faibles et stables jusqu'à la Seconde Guerre mondiale et une légère augmentation des surplus jusqu'en 1960. La deuxième période P2 (1961-1990), étiquetée "Intensification agricole", est marquée par une augmentation significative des surplus atteignant son pic pour le phosphore, corrélée à l'utilisation intensive des engrais minéraux. Enfin, la troisième période P3, nommée "Après les réformes" (1991-2020), désigne une période de réduction notable du surplus dans les années 1990, suivie d'une tendance de stabilité et de valeurs faibles depuis 2008.

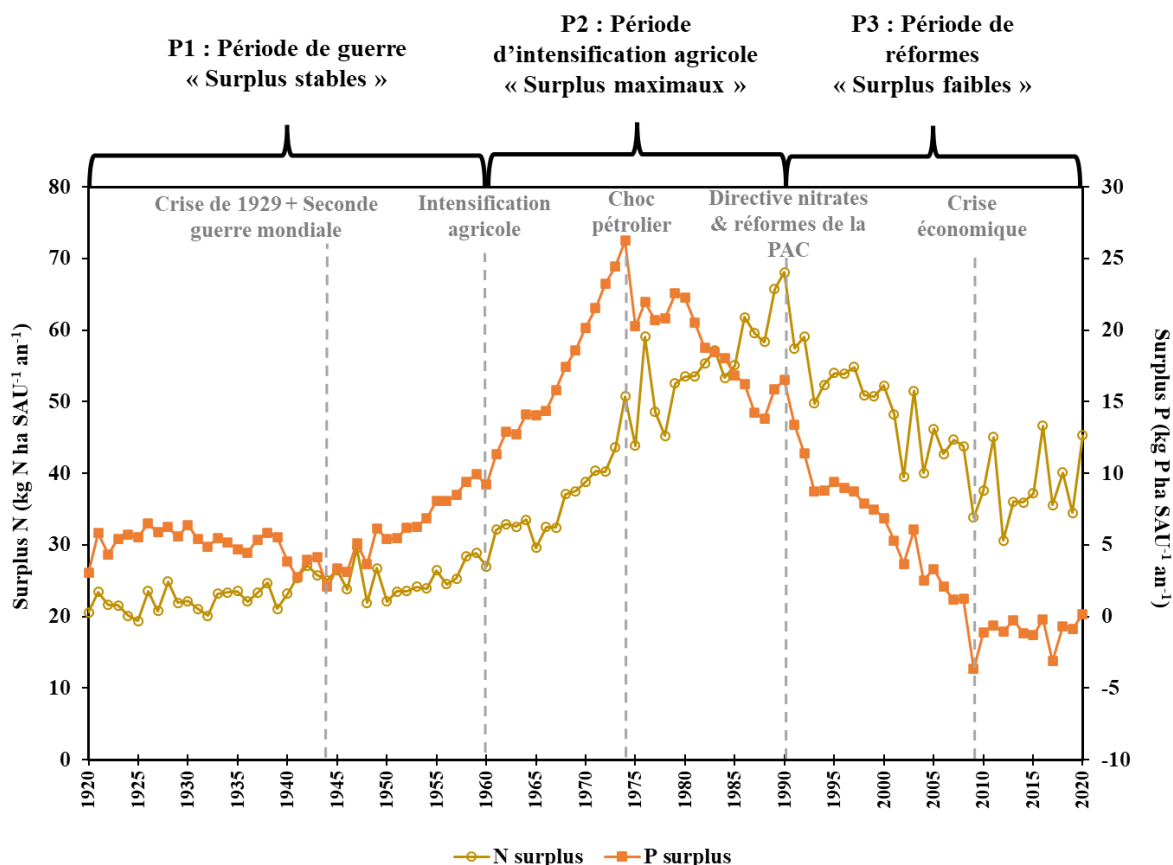


Figure 4-2 : Évolution du surplus de N et de P sur la période 1920-2020 à l'échelle nationale, associée aux principaux événements agricoles et économiques en France, tels qu'identifiés par les six points de rupture détectés à l'aide de la méthode BFAST

2. Efficience d'utilisation des nutriments à l'échelle nationale

L'efficience d'utilisation de l'azote et du phosphore (NUE et PUE respectivement) fournit des informations pertinentes sur l'utilisation relative de ces deux nutriments appliqués aux systèmes de production agricole à l'échelle régionale et nationale. Au cours de la période d'étude, l'efficience nationale moyenne pour la NUE était de 67 %, allant de 52 % en 1945 à 78 % en 2012 (**Figure 4-3a**). En ce qui concerne la PUE, l'efficience nationale moyenne était d'environ 60 % sur la période 1920-2020, avec plus de fluctuations temporelles que la NUE. La PUE a varié de 30 % en 1976 à 130 % en 2009, indiquant des périodes alternantes de sous-utilisation et de surutilisation potentielle du phosphore dans les systèmes agricoles.

Afin de mieux identifier la trajectoire des surplus de N et de P, les apports annuels de N et de P ont été tracés par rapport aux sorties annuelles, sous forme d'un diagramme bidimensionnel (EU Nitrogen Expert Panel, 2015, **Figure 4-3b**). Ainsi, une haute efficience d'utilisation de N et de P se produit lorsque

les sorties augmentent et/ou que les apports sont faibles. En revanche, elle diminue lorsque les sorties diminuent et que les entrées augmentent. La combinaison ciblée serait une haute productivité agricole avec des niveaux de surplus réduits accompagnée d'une utilisation efficiente des nutriments (NUE/PUE élevée) afin de promouvoir des pratiques de gestion durable des nutriments.

En fonction des systèmes agricoles spécifiques et des conditions environnementales telles que les types de sol, la géomorphologie et le climat, il est possible d'établir des valeurs de référence pour la NUE et la PUE et d'identifier trois zones d'efficacité distinctes (EU Nitrogen Expert Panel, 2015) :

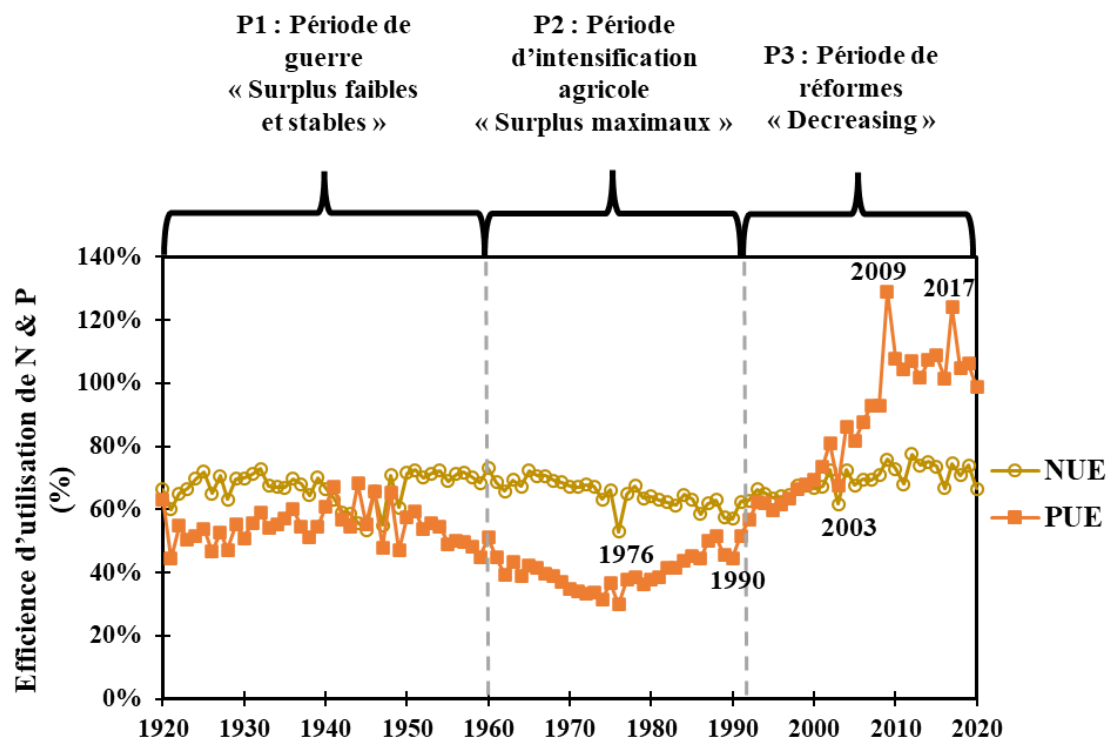
- Zone de NUE ou PUE faible ($< 50\%$) : Cette zone indique une utilisation inefficace des ressources. Les systèmes agricoles dont les valeurs de NUE ou PUE sont faibles, indiquent un surplus élevé et suggèrent qu'une partie importante des apports en azote et en phosphore est n'est pas utilisée efficacement et peut être perdue, entraînant des problèmes environnementaux potentiels.
- Zone de NUE ou PUE souhaitée ($50\% < \text{NUE ou PUE} < 90\%$) : Cette zone représente une gamme de valeurs de NUE et PUE corrélées à de faibles valeurs de surplus d'azote et de phosphore. Les systèmes agricoles avec une efficacité d'utilisation dans cette zone atteignent un certain équilibre entre les entrées et les sorties de ressources, démontrant une utilisation efficace des nutriments tout en minimisant les pertes.
- Zone de NUE ou PUE élevée ($> 90\%$) : Cette zone est caractérisée par des valeurs exceptionnellement élevées de NUE et PUE, entraînant des valeurs de surplus de N et de P très faibles ou même négatives. Cela correspond à une utilisation des stocks du sol. A noter que cela peut conduire à un épuisement de nutriments dans les sols.

À l'échelle nationale française, la trajectoire de l'azote et du phosphore (Figure 4-3b) a été examinée à travers les trois périodes clés précédemment définies. Entre 1920 et 1960, il y a eu une légère augmentation des apports et des sorties de N et de P, ainsi que de la NUE et de la PUE, à l'exception des années 1940, où la NUE a vu une baisse principalement attribuée aux conséquences de la Seconde Guerre mondiale. Par la suite, en raison de l'intensification agricole, les apports en N augmentent plus fortement que la période précédente ainsi que les sorties en N. La NUE est donc restée presque stable durant cette période. Quant au phosphore, les apports en P ont fortement augmenté sans augmentation associée des sorties en P jusqu'au milieu des années 1970, en lien avec l'utilisation excessive d'engrais chimiques phosphatés. La PUE a donc diminué mais a commencé à augmenter depuis le milieu des années 1970. Cette augmentation était associée à une réduction de l'utilisation des engrais minéraux phosphatés. Depuis les années 1990 jusqu'en 2020, les sorties en N ont tendance à augmenter beaucoup plus que les apports azotés et la NUE a légèrement augmenté, tandis que la PUE continue de s'améliorer

toujours en raison de la diminution des apports en P, notamment des engrais minéraux, ainsi qu'une légère augmentation de la récolte en P. Ces tendances de la NUE et de la PUE durant cette période reflètent les progrès techniques et les changements dans les politiques agro-environnementales (EU Nitrogen Expert Panel, 2015).

Bien que les trajectoires de la NUE et de la PUE soient assez différentes, trois années spécifiques sont communes : 1976, 1990 et 2003 (**Figure 4-3a**). Ces trois années ont été caractérisées par des sécheresses sévères qui ont affecté l'ensemble de l'Europe et réduit l'absorption des nutriments par les cultures, augmentant ainsi les surplus (Brochet, 1977 ; Courault et *al.*, 1994 ; Klein, 2009). La trajectoire du phosphore présente également deux pics supplémentaires (**Figure 4-3a**) : le premier s'est produit en 2009 et a coïncidé avec une hausse significative du prix des engrais phosphatés en 2008. Cette augmentation des prix a été influencée par plusieurs facteurs, y compris le coût du pétrole, la demande croissante d'engrais en raison de l'augmentation de la production de viande et les limitations de la capacité d'approvisionnement à court terme pour produire suffisamment de roches phosphatées pour répondre à la demande. Le deuxième pic en 2017 était une conséquence d'une réduction de 10 % de l'utilisation d'engrais minéraux par rapport aux trois années précédentes selon les statistiques de l'UNIFA, probablement pour des raisons de prix.

a)



b)

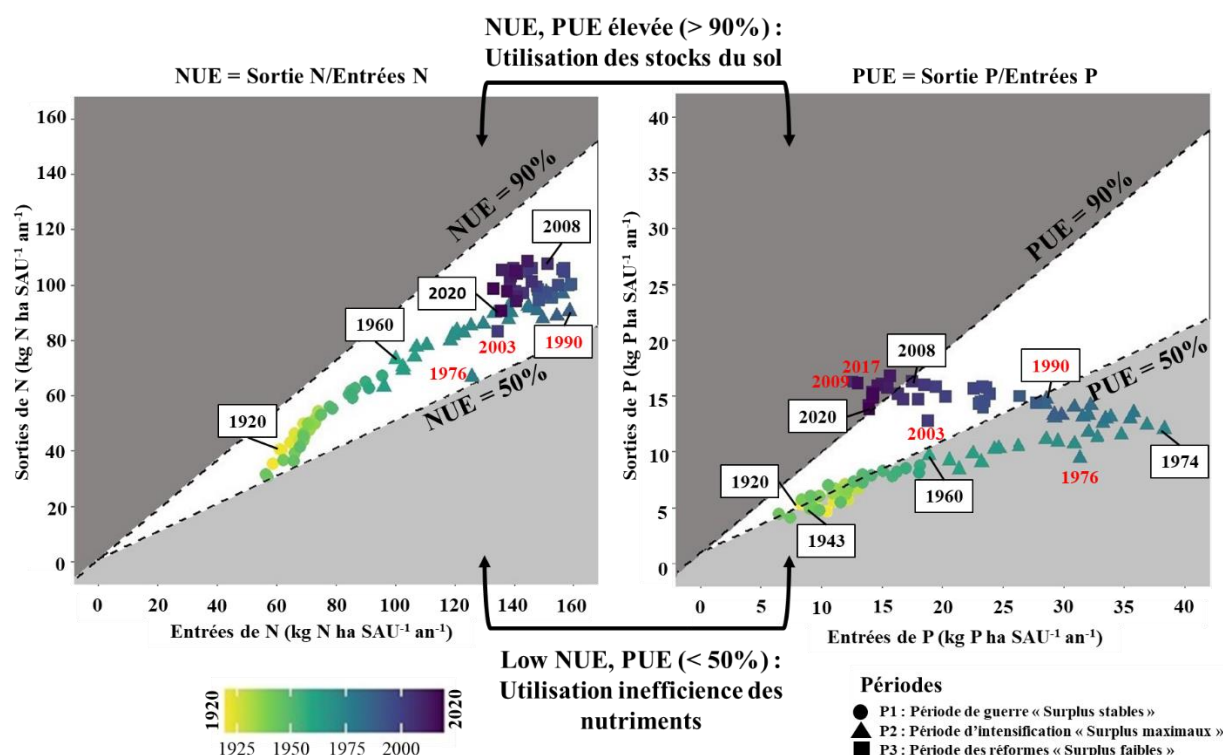


Figure 4-3 : a) Évolution temporelle de l'efficacité d'utilisation de l'azote et du phosphore (NUE et PUE) associée aux trois principales périodes identifiées précédemment et aux cinq années spécifiques ; **b)** Relations entre les apports et les sorties de nutriments (N et P) avec trois zones possibles de NUE et PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de nutriments. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation des nutriments de 50 % et 90 %. Les points sont colorés en fonction des années entre 1920 et 2020 et les formes changent selon les trois périodes (voir texte pour plus de détails). Les dates encadrées correspondent aux années détectées par BFAST, tandis que les dates mises en évidence en rouge désignent des années spécifiques. Les deux figures sont à l'échelle nationale sur la période 1920-2020.

3. Facteurs influençant les changements de surplus de N et P en France

En analysant les résultats du modèle CaSSiS, nous obtenons des informations pertinentes sur les tendances historiques du surplus d'azote et de phosphore en France au cours des cent dernières années. Les résultats ont révélé une diminution du surplus d'azote depuis les années 1990, bien qu'ils se maintiennent aujourd'hui à des niveaux positifs et relativement stables. En revanche, pour le phosphore, les niveaux de surplus ont commencé à diminuer plus tôt, vers les années 1970, et ces dernières années, ces valeurs sont passées à zéro voire même à des valeurs négatives. Ces tendances observées à l'échelle nationale sont largement cohérentes avec les conclusions d'études similaires menées dans d'autres pays

d'Europe occidentale (Batoool et *al.*, 2022 ; EC, 2011 ; Dalgaard et *al.*, 2014 ; Lassaletta et *al.*, 2014 ; Panagos et *al.*, 2022). Par exemple, selon Batoool et *al.*, (2022), le surplus d'azote a augmenté de 2 à 3 fois entre 1930 et 1990 dans la plupart des pays européens industrialisés, passant d'environ 20 kg ha SAU⁻¹ an⁻¹ en 1930 à des valeurs comprises entre 40 et 60 kg ha SAU⁻¹ an⁻¹ en 1990. Ces pays ont vu le surplus d'azote culminer autour de 1990, suivi d'une diminution par la suite. Cette baisse a été particulièrement marquée dans des pays comme le Danemark et l'Allemagne. En ce qui concerne le phosphore, Bouraoui et Grizzetti, (2011) ont observé que la diminution des surplus de phosphore a commencé beaucoup plus tôt que pour l'azote comme le cas dans certains pays tels que le Danemark, la Norvège et la Finlande.

En général, la période entre 1920 et 1960 a présenté des valeurs de surplus faibles et relativement stables jusqu'à la Seconde Guerre mondiale. Par la suite, il y a eu une légère augmentation progressive des surplus jusqu'en 1960 (Figure 2). Pendant cette période, la nation a été confrontée à des défis dus à l'impact des guerres et à d'autres facteurs socio-économiques, qui ont influencé les pratiques agricoles et l'utilisation des nutriments (Augé-Laribé, 1945 ; Boulaine, 1995). Au début de cette période, il existait un lien significatif entre l'agriculture et l'élevage. Le bétail servait à la fois de ressource pour diverses fonctions (force de traction, engrais organique) et de produit (viande, lait, cuir et laine). Ainsi, la principale source d'azote et de phosphore dans la plupart des régions était la fertilisation organique (Lecuyer et *al.*, 2013 ; Steinfeld et *al.*, 2010).

Après la Seconde Guerre mondiale, le plan Marshall (aide financière fournie par les États-Unis pour reconstruire les nations européennes, dont une partie allouée au développement agricole) ainsi que la mise en place du plan Monnet en 1947 ont joué un rôle crucial dans le développement de l'agriculture et la modernisation des équipements agricoles (Boulaine, 1995 ; De Long et Eichengreen, 1991). Le début des années 1950 a donc été caractérisé par une expansion rapide des pratiques agricoles et une intensification ainsi que la mise en œuvre de la mécanisation, entraînant une demande accrue d'apports en azote et en phosphore (Bucala-Hrabia, 2017 ; Schipanski et Bennett, 2012). En ce qui concerne le phosphore, l'augmentation de l'utilisation des engrais minéraux peut être également associée au contrôle du gouvernement français sur la production des phosphates en Afrique du Nord, notamment dans des pays comme le Maroc (Boulaine, 1995 ; Smil, 2000 ; Le Noë et *al.*, 2020). Ce développement a joué un rôle important dans l'augmentation de l'utilisation des engrais à base de phosphore. De nouvelles approches de la production agricole ont émergé, notamment la culture intensive des céréales et diverses formes d'élevage, à la fois intensives et extensives depuis les années 1960 (Bucala-Hrabia, 2017 ; Childers et *al.*, 2011 ; Le Noë et *al.*, 2018b). En outre, l'adoption des engrais synthétiques est devenue courante au cours de cette période ainsi que l'utilisation de produits phytopharmaceutiques, ce qui a permis une meilleure gestion des ravageurs des cultures, et la sélection variétale a amélioré les espèces végétales (Smil, 2002 ; Erisman et *al.*, 2008 ; Lu et Thian, 2017). En conséquence, une augmentation

significative des surplus azotés et phosphatés a été observée depuis les années 1970 (**Figure 4-2**). Finalement, depuis les années 1960 jusqu'aux années 1970, les sorties de N et de P par l'exportation des cultures ont augmenté, mais pas aussi nettement que les apports de N et de P. Par la suite, les surplus de P ont commencé à diminuer, contrairement à l'azote, à partir du milieu des années 70 en raison d'une réduction notable de l'utilisation des engrais minéraux. Cette diminution peut être attribuée à la crise pétrolière des années 1970, qui a entraîné une hausse des prix des engrais, incitant les agriculteurs à utiliser les engrais de manière plus rationnelle dès lors (Cordell et *al.*, 2009).

Depuis le début des années 90, les surplus d'azote ont commencé à montrer une réduction significative. Cette période correspond à une phase de réduction marquée des surplus (**Figure 4-2** ; Batool et *al.*, 2022 ; Bouwman et *al.*, 2017 ; EC, 2011). En effet, cette diminution reflète une prise de conscience croissante de l'impact environnemental du ruissellement des nutriments sur les masses d'eau et les écosystèmes (Villalobos et *al.*, 2020). Divers facteurs ont contribué à cette réduction, notamment les changements dans les pratiques agricoles, les avancées de la recherche et les initiatives politiques. Par exemple, la mise en œuvre de mesures agro-environnementales, en particulier la directive "Nitrates", établie en 1991, vise à réduire les apports d'azote dans les systèmes agricoles en réglementant les pratiques agricoles liées à l'application des engrais et à la gestion du bétail à proximité des masses d'eau (van Grinsven et *al.*, 2012). De plus, les stratégies et techniques de fertilisation telles que les analyses de sol et la fertilisation à taux variable ont permis aux agriculteurs d'appliquer les engrais de manière plus précise, en adaptant les apports de nutriments aux besoins spécifiques des cultures et aux conditions des sols (Hedley, 2015). Ces instruments agro-environnementaux ont également contribué à réduire les surplus de phosphore en diminuant l'utilisation des engrais minéraux. D'autre part, les sorties d'azote via l'exportation des cultures ont continué à augmenter, mais dans une moindre mesure que pendant la période précédente. Dans le cas du phosphore, l'absorption par les cultures a également continué à augmenter, probablement en raison de la présence de niveaux élevés de phosphore dans les sols résultant de l'accumulation des engrais appliqués dans le passé, communément appelée "héritage de P" (Einarson et *al.*, 2020).

Cette période a été suivie d'une tendance plus stable et de valeurs plus basses depuis 2008, principalement pour le phosphore en raison de l'augmentation soudaine et spectaculaire de 800 % des prix du phosphate et des engrais associés en 2008 (Cordell et White, 2011). En outre, la crise alimentaire a affecté le commerce international et les prix des produits de base (Cordell et White, 2011). Les changements dans les importations et les exportations de produits agricoles ont pu influencer la demande et l'offre d'engrais, impactant les surplus d'azote et de phosphore (Schipanski et Bennett, 2012).

II. Analyse comparative des surplus azotés et phosphatés à l'échelle départementale

1. Variabilité spatio-temporelle des surplus de N et P à l'échelle départementale

À l'échelle départementale, les valeurs de surplus d'azote varient de -15 à 140 kg N ha SAU⁻¹ entre 1920 et 2020. Pour le phosphore, les surplus départementaux ont des valeurs comprises entre -15 à 41 kg P ha SAU⁻¹ sur la période d'étude. Des tendances temporelles de surplus ont été identifiées pour l'azote durant deux périodes distinctes : 1920-1990 et 1991-2020. Pour le phosphore, les tendances ont été reconnues pendant les périodes 1920-1974 et 1975-2020 (**Figure 4-4**). Les années 1990 et 1974 représentaient respectivement les maximums des surplus de N et P. Durant la première période (1920-1990), une augmentation des surplus azotés a été observée dans 96 % des départements. En revanche, durant la deuxième période (1990-2020), environ 89 % des départements ont présenté une diminution des surplus de N tandis que les autres continuaient à afficher une tendance à l'augmentation des surplus d'azote. Pour le phosphore, les changements de surplus étaient plus uniformes entre les départements comparativement à l'azote. Tous les départements ont montré une augmentation des surplus de phosphore de 1920 à 1974, suivie d'une diminution à partir de 1974.

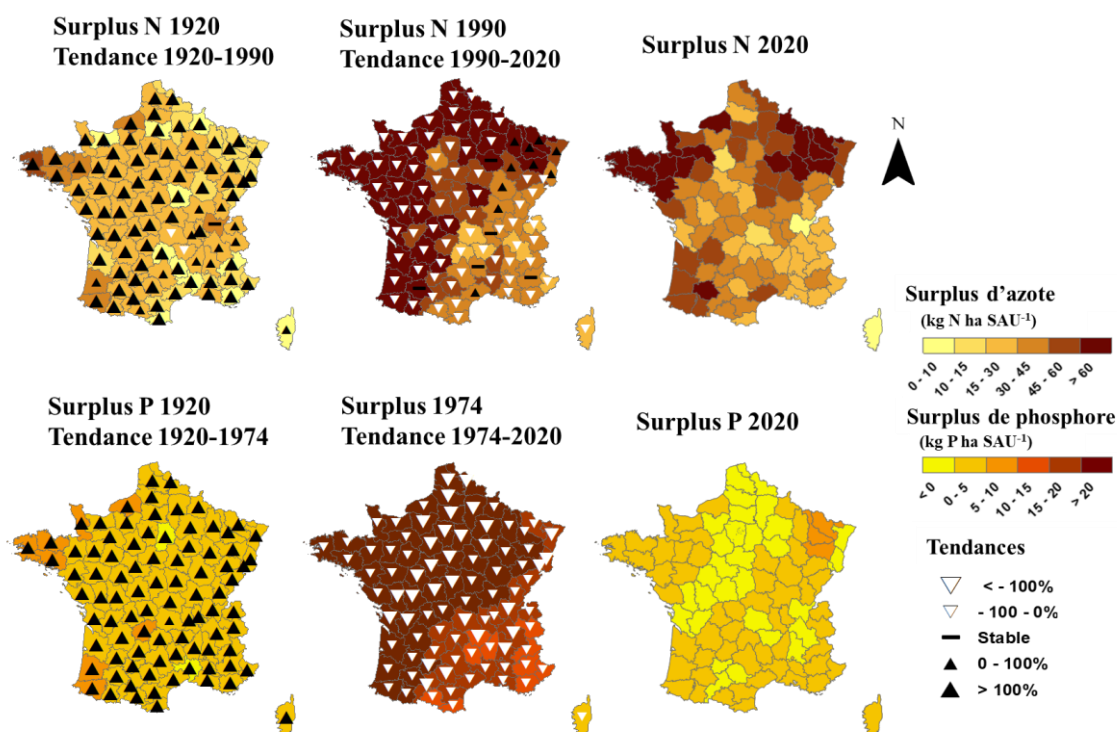


Figure 4-4 : Tendances statistiques des surplus de N et P à l'échelle départementale sur les périodes 1920-1990 et 1990-2020 pour l'azote, et sur les périodes 1920-1974 et 1974-2020 pour le phosphore

Dans le but de comprendre la variabilité des tendances de surplus de N et P à l'échelle départementale sur la période 1920-2020, cinq départements français contrastés (Eure-et-Loir (28), Côtes-d'Armor (22), Lozère (48), Hérault (34) et Maine-et-Loire (49)) ont été sélectionnés en raison de leurs systèmes de production agricole et de densité de bétail distincts. Les variations de surplus de N et P pour ces cinq départements sont ci-dessous.

a. Système agricole : Grandes cultures

Le département de l'Eure-et-Loir (**Figure 4-5**), situé dans le centre de la France, se caractérise principalement par la culture spécialisée des céréales, représentant ainsi le système agricole des grandes cultures observé dans environ 15 % de tous les départements français. Pour ce département, les engrais minéraux constituent la principale source d'apport de N et P pendant presque toute la période d'étude. Les fluctuations du surplus de phosphore reflétaient des tendances similaires observées à l'échelle nationale, étant donné que 48 % de la SAU française est consacrée aux cultures arables. La fertilisation minérale a principalement influencé la variabilité des surplus de phosphore sur toute la période. En revanche, les surplus d'azote ont présenté des variations différentes au fil du temps, principalement corrélées aux changements dans l'utilisation des engrais minéraux de N et l'exportation par les cultures. Les fluctuations du surplus d'azote ont également été occasionnellement influencées par des facteurs externes, comme les graves sécheresses de 1976, 1990 et 2003, qui ont conduit à une réduction de l'exportation des cultures, augmentant ainsi les surplus d'azote. Pendant les deux dernières décennies, les valeurs de surplus d'azote sont restées à un niveau intermédiaire en raison de l'utilisation substantielle d'engrais synthétiques, nécessaire pour répondre à la forte demande en N des céréales et pour soutenir une productivité importante des terres agricoles. À l'inverse, des surplus de phosphore très faibles et même négatifs ont été observés depuis le milieu des années 1970, potentiellement attribué à une diminution de l'application d'engrais phosphatés et à une augmentation de l'exportation de P par les cultures, liée à l'héritage de phosphore des périodes précédentes d'application excessive d'engrais minéraux dans les années 1970.

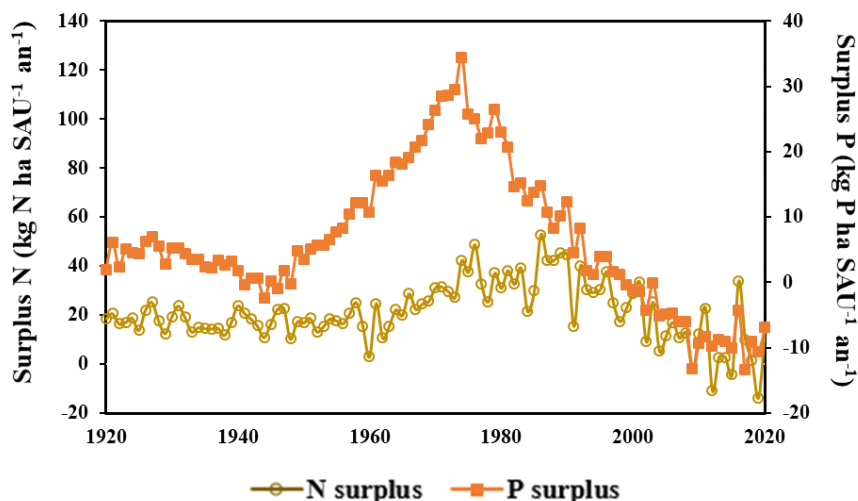


Figure 4-5 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département Eure-et-Loire représentatif du système agricole des « grandes cultures »

b. Système agricole : Elevage intensif (Porcins + Volailles)

À l'inverse, dans la région nord-ouest de la France, le département des Côtes-d'Armor (**Figure 4-6**) est caractérisé pour l'élevage intensif, marqué par une concentration importante de volailles et de porcs, représentant environ 6 % des départements français. Dans ce département, les productions de cultures notamment les céréales, sont destinées à l'alimentation du bétail. Au niveau de ce département, les variations des surplus de N et P étaient principalement attribuées à l'application intensive de fertilisants organiques issus des excréments animaux, représentant les principales sources d'apport de N et P. Après la période de guerre, les engrais minéraux ont joué un rôle dans les changements de surplus, en particulier pour le phosphore. Une augmentation significative de l'utilisation d'engrais minéraux a été observée à cette époque, déclinant progressivement depuis le milieu des années 1970, affectant particulièrement les surplus de phosphore. Les surplus d'azote ont subi les changements les plus substantiels dans ce département, ressemblant étroitement aux tendances nationales, avec une augmentation significative des surplus de N depuis les années 1960 suivie d'une diminution à partir du début des années 1990. Cependant, il est important de noter que ces changements ont également été impactés par des conditions de sécheresse sévères en 1976, 1990 et 2003. Au cours des deux dernières décennies, les valeurs de surplus de N et P sont restées positives en raison de l'utilisation substantielle de la fertilisation organique ainsi que de l'application d'engrais minéraux, dépassant la capacité des cultures à absorber l'azote et le phosphore du sol.

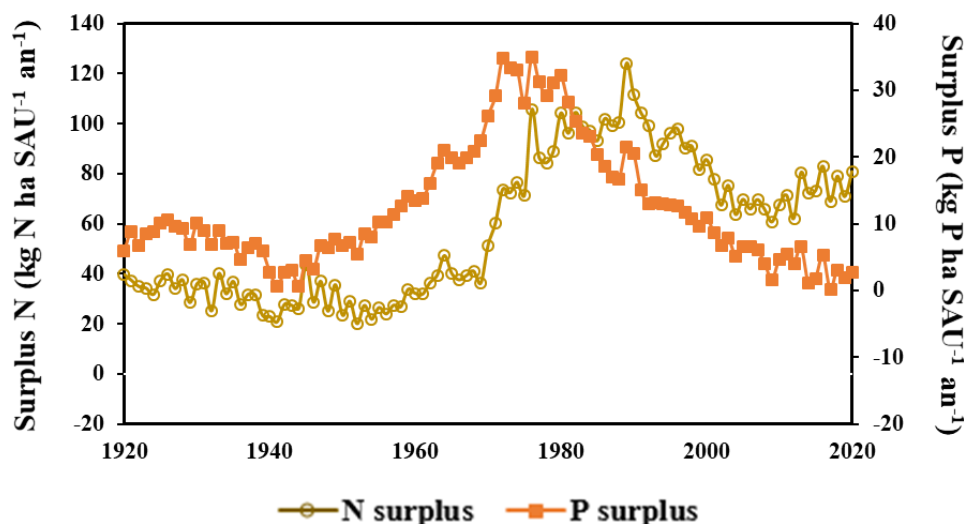


Figure 4-6 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département de Côtes d'Armor représentatif du système agricole de « l'élevage intensif »

c. Système agricole : Elevage extensif (Bovins)

Le département de La Lozère situé au sud-est de la France se distingue par ses pratiques d'élevage bovin et sa production abondante de prairies (**Figure 4-7**). Les bovins pâturent principalement sur des prairies permanentes, reflétant un système d'élevage extensif présent dans plus de 20 % des départements en France. Comme dans le département des Côtes-d'Armor, le fumier sert également de source principale d'apport de N et P pendant toute la période dans ce département. Au cours de la période étudiée, les changements des surplus d'azote étaient principalement corrélés aux fluctuations de l'exportation de l'azote par les cultures de prairies permanentes. Malgré l'utilisation substantielle d'apports d'azote provenant de la fertilisation organique et minérale, les sorties de N n'ont pas entièrement compensé ces apports, entraînant le plus grand surplus d'azote. En ce qui concerne le phosphore, les surplus ont été principalement influencés par l'utilisation d'engrais minéraux de 1960 à 2001. Cependant, pendant deux périodes distinctes – entre 1920 et 1960, et de 2001 à 2020 – le facteur principal contribuant aux changements de surplus de phosphore était l'exportation des cultures. En conséquence, les surplus de phosphore sont devenus relativement faibles mais positifs au cours des deux dernières décennies en raison des apports limités en fertilisation organique. La faible addition de nouveaux apports d'azote et de phosphore par le biais de fertilisation organique dans ce système particulier a confirmé que le bétail dépendait principalement des cultures et des prairies locales pour leur alimentation. Une autre caractéristique distinctive de ce département est ses valeurs de surplus relativement faibles comparées à d'autres départements avec des systèmes agricoles différents. Pendant toute la période d'étude, le surplus de N ne dépasse pas $51 \text{ kg N ha SAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$, et le surplus de P reste inférieur à $14 \text{ kg P ha SAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

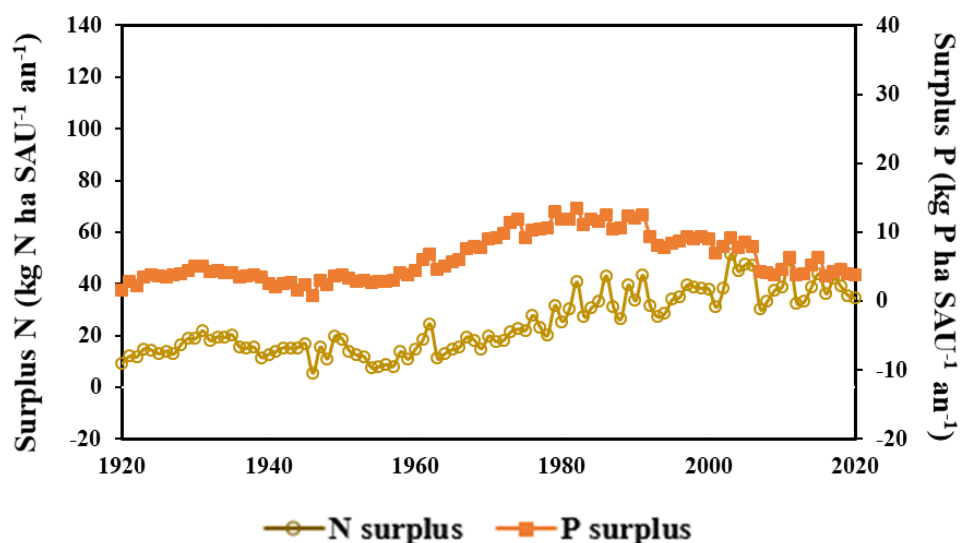


Figure 4-7 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département de Lozère représentatif du système agricole de « l'élevage extensif »

d. Système agricole : Viticulture

Adjacent à la Lozère, le département de l'Hérault (**Figure 4-8**) représente l'agriculture viticole, caractéristique de 7 % des départements français, principalement situés dans la région méditerranéenne et réputés pour leurs vastes zones de vignobles. Dans ce département, les apports de N et P par la fertilisation organique étaient relativement modestes, tandis que l'utilisation d'engrais minéraux était substantielle et jouait un rôle crucial dans les changements observés pour les surplus de N et P. En conséquence, en raison de l'application continue significative d'engrais minéraux, malgré la baisse récente de la fertilisation minérale phosphatée, les valeurs de surplus de N et de P restent modérément positives. Cela peut être partiellement attribué aux besoins en nutriments des vignobles largement cultivés dans ce département.

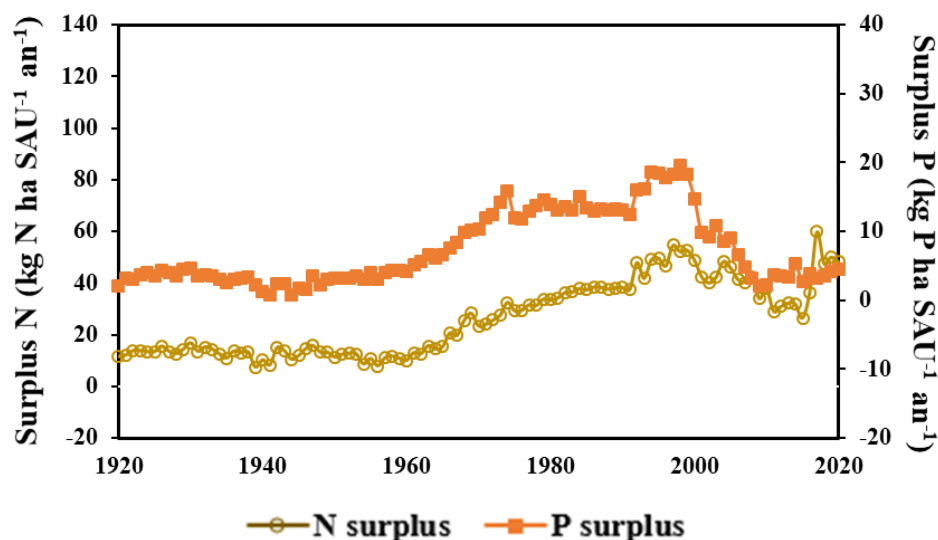


Figure 4-8 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département de l'Hérault représentatif du système agricole de « viticulture »

e. Système agricole : Polyculture-élevage

Le département du Maine-et-Loire (**Figure 4-9**), situé dans le nord-ouest de la France, représente le système agricole de polyculture-élevage, similaire à plus de 50 % des départements français. Cette catégorisation est basée sur une répartition presque égale des cultures spécialisées, de l'élevage et de l'agriculture mixte cultures-élevage à travers le département. Les tendances des surplus de N et P dans cet exemple de système agricole reflètent de près les tendances nationales. Pendant la période de guerre (P1), les surplus de N et P sont restés faibles en raison de l'utilisation minimale d'engrais synthétiques, la fertilisation organique étant la principale source d'apport. À partir des années 1950, l'adoption généralisée des engrais chimiques a entraîné une augmentation régulière des surplus de N et de P. Cependant, le surplus de P a commencé à diminuer plus tôt que à l'échelle nationale, autour de 1974, tandis que les surplus azotés ont continué à augmenter jusqu'au début des années 1990 avant de diminuer. Au cours des deux dernières décennies, les surplus de N et de P ont diminué, les surplus de P montrant des valeurs négatives.

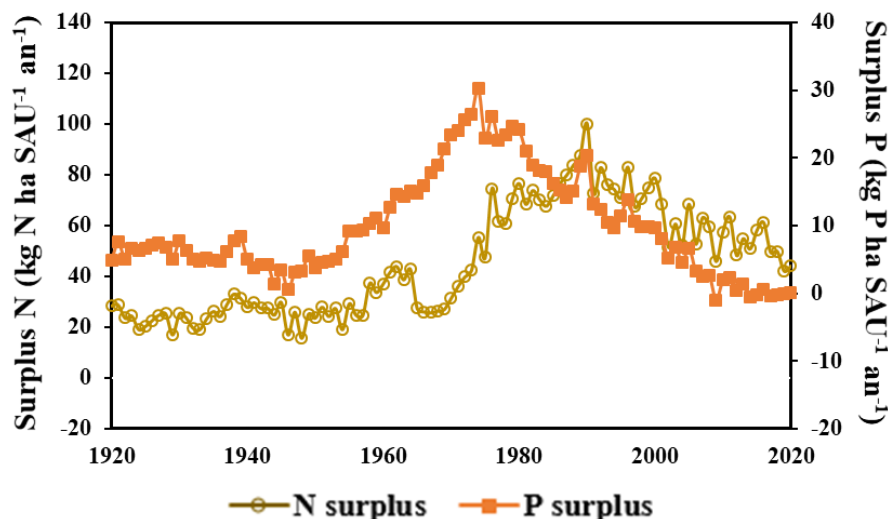


Figure 4-9 : Evolution temporelle des surplus de N et P au niveau du département Maine-et-Loire représentatif du système agricole de « polyculture-élevage »

2. L'efficacité d'utilisation des nutriments à l'échelle départementale

À l'échelle départementale, l'efficacité d'utilisation des nutriments a été évaluée uniquement pour la période récente s'étendant de 2010 à 2020. Ce choix de période repose sur une volonté d'analyser l'efficacité sur la période actuelle après avoir acquis des connaissances à partir des données historiques, afin d'élaborer des stratégies de gestion des nutriments efficaces. Les diagrammes bidimensionnels ci-dessous représentent les entrées en N - sorties en N (à droite) et des entrées en P - sorties en P (à gauche) moyennées sur la période 2010-2020, révélant la position de chaque département au sein des zones prédéfinies établies à l'échelle nationale (**Figure 4-10**).

En ce qui concerne l'azote, plus de 90 % des départements ont montré des niveaux de NUE désirables au cours des deux dernières décennies, une tendance constante à travers divers systèmes agricoles. Cependant, environ 7 % des départements, principalement caractérisés par des systèmes agricoles extensifs et viticoles, se sont retrouvés dans la zone de faible NUE (< 50 %). En revanche, la situation du phosphore diffère considérablement, avec environ 60 % des départements présentant une PUE très élevée, notamment ceux avec des systèmes agricoles basés sur les grandes cultures ou le polyculture-élevage. Cette tendance est largement attribuée à la diminution de l'utilisation des engrais minéraux phosphatés au cours des dernières décennies. En revanche, seulement 37 % des départements avec des systèmes de polyculture-élevage et d'élevage intensif se trouvent dans la gamme désirable de PUE.

Les départements classés dans les zones de très faible NUE et PUE partagent des caractéristiques similaires, notamment une faible utilisation des apports de N et P, entraînant une absorption réduite des

nutriments par les cultures. Ces départements, principalement situés dans la région sud de la France, ont généralement des systèmes agricoles basés sur la viticulture, la production de fruits et l'élevage extensif, qui peuvent ne pas nécessiter des apports élevés d'azote et de phosphore. Par conséquent, l'utilisation limitée de nutriments conduit à une diminution de l'efficacité de l'utilisation et de l'absorption des nutriments par les cultures, se reflétant dans les faibles valeurs de NUE et de PUE observées.

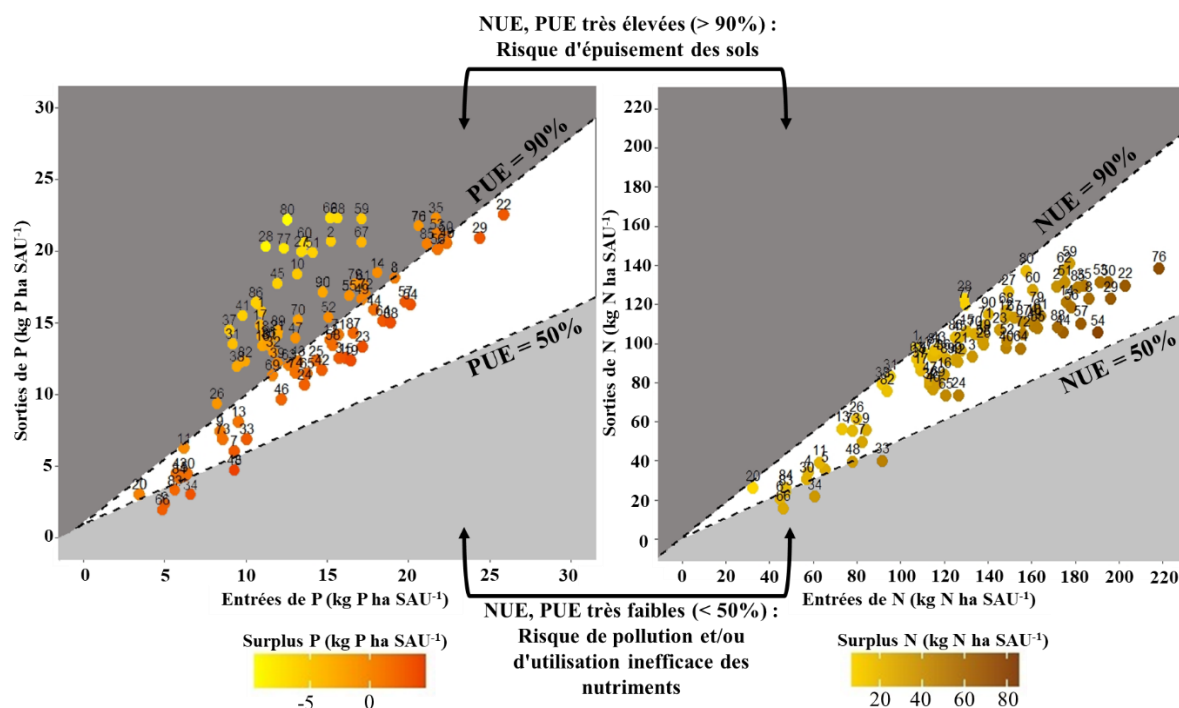


Figure 4-10 : Diagrammes bidimensionnels des apports en N - rejets en N (à droite) et des apports en P - rejets en P à l'échelle départementale sur la période 2010-2020, avec trois plages possibles de NUE et PUE pour mettre en évidence la relation entre les apports, les rejets et les surplus de nutriments. La ligne pointillée noire correspond à une NUE/PUE de 90 % et une NUE/PUE de 50 %. Les points représentent la moyenne de chaque département sur la période 2010-2020, colorés selon les valeurs de surplus. Les points entourés en noir correspondent aux cinq départements précédemment sélectionnés pour illustrer les cinq systèmes agricoles distincts présents en France : (28) grandes cultures, (22) élevage intensif, (48) élevage extensif, (34) système de culture viticole, (49) système de polyculture-élevage.

3. Facteurs contrôlant les tendances des surplus d'azote et de phosphore et leur utilisation à l'échelle départementale

À une échelle plus fine, les variations départementales des surplus de N et P présentent des différences par rapport aux tendances nationales et entre départements. Cette résolution spatiale permet d'identifier les variations dans les pratiques de gestion des nutriments, les systèmes agricoles et les conditions

environnementales à travers le pays. Les différences observées entre les départements résultent de la progression interconnectée des apports et des sorties d'azote et de phosphore influençant les changements de surplus de N et P. Ces facteurs fluctuent à la fois temporellement et entre les différents départements en fonction du système agricole mis en œuvre.

La culmination de ces divers facteurs a produit des résultats favorables à l'échelle nationale, entraînant une réduction notable des surplus d'azote et de phosphore dans la majorité des départements français au cours de la dernière décennie (**Figure 4-4, 4-5, 4-6, 4-7, 4-8 et 4-9**). Par exemple, l'application de la directive Nitrates en France et dans d'autres pays européens a contribué à réduire les surplus d'azote dans les sols et à baisser les concentrations de nitrates dans les eaux de surface (van Grinsven et *al.*, 2012). Cependant, il est nécessaire de poursuivre les efforts pour améliorer les limites d'application et réaliser des évaluations politiques transfrontalières complètes (van Grinsven et *al.*, 2012). En effet, il est important de reconnaître que certains départements présentent encore des surplus positifs. Dans le contexte de l'azote, ce phénomène peut être lié à des pratiques persistantes telles que l'utilisation continue d'engrais minéraux, notamment dans les départements du nord où l'agriculture est principalement centrée sur les cultures céréalières. De même, l'application d'engrais organiques reste un facteur contributif dans les départements caractérisés par l'élevage intensif (Senthilkumar et *al.*, 2012 ; Le Noë et *al.*, 2018b). Dans le cas du phosphore, il existe un schéma quelque peu distinct. L'utilisation des engrais minéraux a montré une baisse dans tous les départements au cours de la dernière décennie. Cette diminution a conduit à des surplus de phosphore nuls à négatifs dans la majorité des départements, indiquant une approche de gestion du phosphore plus équilibrée. Néanmoins, quelques départements maintiennent encore des surplus de phosphore positifs. Cela peut être attribué à la poursuite des pratiques impliquant l'application de phosphore organique, ainsi qu'à l'utilisation relativement modérée de phosphore minéral (Senthilkumar et *al.*, 2012 ; Le Noë et *al.*, 2018b). Notamment, cette tendance est observée dans les départements caractérisés par l'élevage intensif. La diminution des surplus d'azote et de phosphore n'a pas nécessairement conduit à une diminution des exportations de N et P par les cultures. Comme mentionné précédemment, cela est attribué à l'utilisation persistante des méthodes de fertilisation azotée minérale et organique et à l'accumulation de phosphore dans les sols en raison des applications historiques d'engrais minéraux dans le passé. Ces schémas identifiés à l'échelle départementale reflètent de près les résultats d'autres enquêtes portant sur l'évaluation des bilans de N et P en France (Senthilkumar et *al.*, 2012 ; Soes, 2013 ; Le Noë et *al.*, 2018b).

En lien avec le surplus de nutriments, l'efficacité d'utilisation des nutriments est un concept agricole crucial, jouant un rôle essentiel pour des pratiques agricoles durables et responsables (Sassenrath et *al.*, 2012 ; Zhang et *al.*, 2019). Dans cette étude, les valeurs de NUE et de PUE nous permettent de comprendre comment les apports de N et P ont été utilisés efficacement dans le contexte agricole

français, fournissant des informations essentielles pour optimiser la gestion des nutriments à l'échelle nationale et des différents départements.

L'intensification agricole de 1960 à 1990 a augmenté les apports et les sorties de N, maintenant une NUE stable. L'utilisation excessive du phosphore dans les années 1970 a diminué la PUE. De 1990 à 2020, les exportations de l'azote par les cultures ont augmenté, améliorant la NUE, tandis que la PUE s'est améliorée grâce à une réduction de l'utilisation des engrais minéraux. Le pourcentage élevé de départements situés dans la zone de NUE entre 50 et 90% peut être attribué à la forte mobilité de l'azote dans les sols. En raison de cette mobilité, il est difficile de maintenir des stocks significatifs d'azote, ce qui incite les agriculteurs à appliquer régulièrement des apports azotés pour satisfaire les besoins des cultures. La situation actuelle pour le phosphore présente une image contrastée par rapport à l'azote. En raison de la faible mobilité du phosphore dans le sol, une majorité significative de départements montre des valeurs de PUE élevées ($> 90\%$), ce qui indique que de nombreux départements exploitent les stocks de phosphore accumulés dans les sols, issus de la fertilisation massive des années 1970.

Cependant, notre étude adopte une approche de bilan de surface du sol, se concentrant sur les apports et sorties directes d'azote et de phosphore au niveau des sols agricoles sans prendre en compte les pertes de N et P des sols cultivés et les stocks dans le sol. De plus, l'exclusion d'autres apports comme les semences et les boues d'épuration pourrait affecter les calculs des surplus et de l'efficacité de l'utilisation des nutriments (Eurostat, 2013 ; Einarsson et *al.*, 2020). D'autre part, la délimitation de l'efficacité d'utilisation des nutriments recommandée par le Panel d'experts sur l'azote ($NUE < 50\%$, $50\% < NUE < 90\%$ et $NUE > 90\%$) est mieux adaptée pour le N, ce qui peut diminuer son applicabilité aux dynamiques de P. En outre, cette délimitation est plus adaptée pour décrire les dynamiques de l'azote dans les départements caractérisés par l'agriculture arable et polyculture, elle peut donc ne pas représenter avec précision les dynamiques, notamment dans les départements dominés par l'élevage. Il est donc essentiel de prendre des précautions quant à l'interprétation de nos résultats, en tenant compte des limitations imposées par notre méthodologie et de l'applicabilité de nos conclusions dans différents contextes agricoles.

III. Analyse des incertitudes et limitations du modèle CaSSiS

Le modèle CaSSiS prend en compte les incertitudes associées aux données tels que la production des cultures, les effectifs de bétail, les quantités d'engrais, ainsi que des paramètres sur les teneurs en azote et en phosphore dans les différentes cultures et excréments animaux (Chapitre 2). Pour évaluer ces incertitudes, notre modèle intègre la méthode de Monte Carlo, garantissant que les valeurs de surplus calculées sont fiables et robustes. Ce processus nous a permis d'évaluer et de comprendre de manière exhaustive les imprécisions associées aux calculs de surplus, offrant une image plus complète de la

variabilité potentielle des résultats. Au cours de la période 1920-2020, l'imprécision à l'échelle départementale pour l'azote variait de 2 kg N ha SAU⁻¹ an⁻¹ à 66 kg N ha SAU⁻¹ an⁻¹. Parallèlement, l'imprécision du phosphore à l'échelle départementale englobait des valeurs allant de 0,4 à 9 kg P ha SAU⁻¹ an⁻¹.

La répartition de l'imprécision à l'échelle départementale a montré une disposition spatiale discernable. Les incertitudes, qu'elles soient liées à l'azote ou au phosphore, proviennent principalement de la production des cultures et des effectifs de cheptel, notamment pendant la période récente de 2010 à 2020, les départements caractérisés par des exportations élevées de N et P et une production animale significative ont affiché les niveaux d'imprécision les plus élevés (**Figure 4-11**).

Outre les incertitudes provenant des données et des paramètres utilisés dans le modèle CaSSiS, le modèle présente certaines limitations liées aux flux non pris en compte. En effet, en raison de manque de données, certains flux de N et P ne peuvent pas être quantifiés dans le modèle CaSSiS. Certains de ces flux, tels que les apports de semences et les résidus de culture, peuvent avoir une influence minimale sur les résultats de CaSSiS et peuvent être considérés comme négligeables (Eurostat, 2013 ; Einarsson et al., 2020). Pour d'autres flux, tels que les mouvements du fumier entre les pays et les départements, les traitements du fumier et l'application de boues d'épuration, ils peuvent avoir un impact significatif sur les résultats (Einarsson et al., 2020). Cependant, leur quantification est difficile par manque de données (Eurostat, 2013).

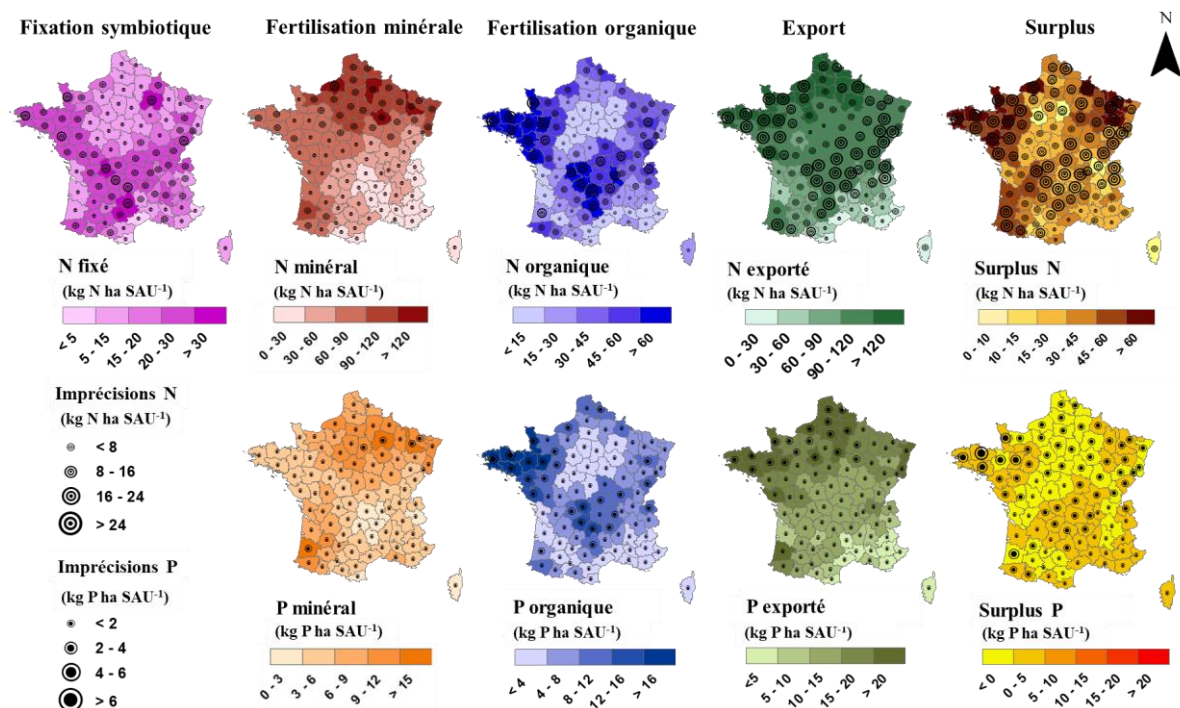


Figure 4-11 : Moyenne des différents entrées et sorties de N et P (fixation biologique, fertilisation minérale, fertilisation organique, export des cultures et surplus) ainsi que leurs incertitudes associées, à l'échelle départementale en France pour la période 2010-2020

IV. Implications pour la gestion de l'azote et du phosphore et perspectives d'évolution des surplus

Les tendances identifiées dans les surplus d'azote et de phosphore, quantifiés par le modèle CaSSiS, fournissent des résultats essentiels pour élaborer des stratégies de gestion des nutriments dans l'agriculture en France. Ces résultats mettent en lumière les zones nécessitant une attention particulière et des actions pour garantir une gestion durable et responsable des nutriments. L'azote et le phosphore doivent être gérés efficacement pour éviter les risques environnementaux tout en soutenant la productivité des cultures (Goulding et *al.*, 2007 ; Cassman et *al.*, 2003 ; Davidson et *al.*, 2015 ; Zhang et *al.*, 2015). En effet, malgré la réduction du surplus d'azote, les valeurs constamment positives indiquent des défis persistants pour prévenir les pertes d'azote dans l'environnement. Il est donc nécessaire de promouvoir des stratégies d'optimisation de l'application des engrais, l'adoption de techniques d'agriculture de précision et la mise en œuvre de plans de gestion des nutriments pour réduire davantage le surplus d'azote (Van Alphen et Stoorvogel, 2000 ; Bongiovanni et Lowenberg-Deboer, 2004 ; Hedley, 2015). Par exemple, les avancées émergentes dans le domaine de l'application des engrais en adoptant une fertilisation raisonnée (le bon type, la bonne quantité, le bon moment et le bon emplacement), ont le potentiel d'améliorer la productivité agricole en augmentant les rendements des

cultures et en minimisant les pertes d'azote dans l'environnement (Ju et *al.*, 2009). De plus, l'incorporation des fertilisants organiques d'origine animale qui autrement seraient éliminés en dehors du cycle agricole et l'intégration accrue de ces fertilisants, au lieu des engrais synthétiques, dans les systèmes de production de cultures peuvent produire plusieurs résultats positifs à savoir la diminution de la dépendance aux engrais synthétiques et la réduction des surplus d'azote (Sims et *al.*, 2005 ; Sulc et Franzluebbers, 2014 ; Ghimire et *al.*, 2021).

En revanche, la diminution du surplus de phosphore et le passage à des valeurs nulles ou négatives ces dernières années suggèrent des progrès dans la gestion du phosphore (Sattari et *al.*, 2012 ; Garske et *al.*, 2019 ; Auteri et *al.*, 2022). En fait, tout comme pour l'azote, la promotion de pratiques améliorant l'efficacité d'utilisation du phosphore, telles que l'adoption d'une fertilisation rationnelle, peut aider à maintenir ces tendances positives (Schröder et *al.*, 2010). Néanmoins, il convient de prêter attention à la prévention d'une sous-application potentielle du phosphore, car des valeurs excessivement négatives pourraient nuire à la fertilité du sol et donc à la productivité des cultures (Schröder et *al.*, 2010). Pour remédier à cette problématique, l'intégration du recyclage du phosphore (comme la récupération du phosphore à partir des déchets organiques, des boues d'épuration et des sous-produits agricoles, puis sa réintroduction dans le système agricole) dans un cadre d'économie circulaire présente une approche prometteuse pour répondre à la fois à la rareté des ressources et aux préoccupations environnementales associées à l'utilisation du phosphore (Schröder et *al.*, 2010 ; Zoboli et *al.*, 2016 ; Kratz et *al.*, 2019 ; Smol, 2019).

Sur la base de toutes ces conclusions, nous pouvons obtenir des informations sur les évolutions potentielles des surplus d'azote et de phosphore dans les décennies à venir, en alignement avec les tendances mondiales telles que la croissance démographique, l'expansion économique et les changements dans les pratiques agricoles et les habitudes alimentaires (Bouwman et *al.*, 2013). Ces facteurs contribuent de manière significative au changement climatique, aux altérations de l'utilisation des terres, à la perte de biodiversité, à la diminution des ressources en eau et à la pollution des écosystèmes résultant du ruissellement agricole de l'azote et du phosphore (Shiklomanov et Rodda, 2004 ; Diaz et Rosenberg, 2008 ; Robertson et Vitousek, 2009 ; Wada et *al.*, 2010 ; Vermeulen et *al.*, 2012 ; Cordell et White, 2014 ; Newbold et *al.*, 2014). Les changements socio-économiques jusqu'en 2050, y compris la croissance démographique et l'augmentation par trois des revenus, devraient avoir un impact sur la production et la consommation alimentaires (Springmann et *al.*, 2018). Sans avancées technologiques ni mesures d'atténuation, les pressions environnementales liées au système alimentaire devraient augmenter considérablement, avec des applications de N et P devant connaître les hausses les plus importantes, en particulier dans les systèmes alimentaires à base de produits animaux (20 à 25 % chacun) (Springmann et *al.*, 2018). Cependant, des mesures telles que la réduction des pertes et du gaspillage alimentaires émergent comme des stratégies efficaces pour réduire la demande alimentaire et

les impacts environnementaux associés (Springmann et *al.*, 2018). Réduire de moitié les pertes et le gaspillage alimentaires pourrait potentiellement réduire les pressions environnementales de 6 à 16 % d'ici 2050, tandis qu'une réduction de 75 % pourrait entraîner une réduction de 9 à 24 % (Parfitt et *al.*, 2010 ; Nations Unies, 2015 ; Springmann et *al.*, 2018). En outre, des actions telles que la rééquilibration de l'application des engrais, l'amélioration de l'efficacité d'utilisation des nutriments et le recyclage du phosphore ont le potentiel de réduire les pressions environnementales de 3 à 30 % dans des scénarios à moyenne ambition et de 11 à 54 % dans des scénarios à haute ambition, par rapport à la projection de référence pour 2050 (Mueller et *al.*, 2012 ; Cordell et White, 2014 ; Mueller et *al.*, 2017). Par exemple, recycler tout le phosphore contenu dans les excréments humains pourrait potentiellement répondre à environ 20 % de la demande mondiale actuelle en phosphore (Mihelcic et *al.*, 2011). De plus, optimiser les rejets de phosphore dans les stations de traitement des eaux usées pourrait simultanément réduire la pollution de l'eau et augmenter les taux de recyclage du phosphore (Starck et *al.*, 2023). D'autre part, des changements alimentaires vers des régimes réduisant la consommation de produits animaux offrent également des avantages environnementaux (Tilman et Clark, 2014 ; Springmann et *al.*, 2016 ; Starck et *al.*, 2023). L'adoption de ces types de régimes pourrait réduire les émissions de gaz à effet de serre et d'autres impacts environnementaux de 29 % et de 5 à 9 %, respectivement, pour les scénarios de directives alimentaires, et de 56 % et de 6 à 22 %, respectivement, pour les scénarios de régimes végétariens par rapport à la projection de référence pour 2050 (Springmann et *al.*, 2018).

Par ailleurs, comme discuté précédemment, les occurrences de sécheresse ont influencé la trajectoire des tendances des surplus, en particulier en 1976, 1990 et 2003. En effet, la France est reconnue comme l'une des régions particulièrement vulnérables au changement climatique, bien que son climat tempéré aide à atténuer la survenue d'événements météorologiques extrêmes par rapport à de nombreuses autres pays du monde (Lamy, 2013). Cependant, malgré cela, les sécheresses ont toujours eu des impacts notables et variés en France, mettant en évidence l'importance d'une surveillance rigoureuse de ce risque (Brochet, 1977 ; Courault et *al.*, 1994 ; Blanchard et *al.*, 2007 ; Najac et *al.*, 2010 ; Lamy, 2013). Soubeyroux et *al.*, (2012) ont démontré que, dans le siècle à venir, nous pouvons nous attendre à une augmentation certaine de la fréquence et de la gravité des vagues de chaleur et des sécheresses en France. De plus, les régions auparavant protégées des sécheresses feront désormais face à un risque accru de connaître ces conditions (Soubeyroux et *al.*, 2012). Dans des recherches plus récentes, le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) a examiné des cas historiques d'événements de subsidence extrêmes et projeté des scénarios futurs basés sur différents modèles de changement climatique (Gourdier et Plat, 2018). Leurs résultats indiquent que, durant le premier tiers du 21^{ème} siècle, la France connaîtra des sécheresses exceptionnellement sévères et étendues. Plus précisément, ils prévoient qu'environ un été sur trois de 2020 à 2050 et un été sur deux de 2050 à 2080 seront aussi extrêmes que l'été de 2003 en termes d'intensité et d'étendue spatiale de la sécheresse (Gourdier et Plat, 2018 ;

Charpentier et *al.*, 2022). Bien que le climat soit reconnu pour son rôle dans la variabilité annuelle des rendements, son impact direct sur la stagnation ou la diminution des rendements pour le blé et d'autres céréales en Europe n'a pas été explicitement déclaré, contrairement à l'Asie pour le blé et le riz (Ladha et *al.*, 2003 ; Lobell et Field, 2007 ; Kalra et *al.*, 2008 ; Lobell et *al.*, 2011). Néanmoins, certaines recherches suggèrent que la tendance climatique des deux dernières décennies pourrait être un facteur contribuant à la stagnation des rendements (Brisson et *al.*, 2010 ; Le Gouis et *al.*, 2020). Par exemple, le changement climatique a conduit, en France, à un réchauffement général accompagné d'une augmentation des occurrences de sécheresses hivernales et printanières, coïncidant avec la période critique d'élongation des tiges du blé (Brisson et *al.*, 2010). Ces changements affectent le développement des cultures, la physiologie et l'absorption de l'eau et de l'azote. Ainsi, des études récentes sur les rendements de blé en France mettent en avant le climat comme un facteur significatif contribuant à la stagnation des rendements depuis 1990 (Brisson et *al.*, 2010 ; Le Gouis et *al.*, 2020). Si le changement climatique modifie les taux de croissance des cultures ou les modèles de culture, il pourrait affecter les besoins en azote et en phosphore pour une croissance optimale, entraînant potentiellement une augmentation des surplus de N et P dans les décennies à venir (Costa et *al.*, 2023).

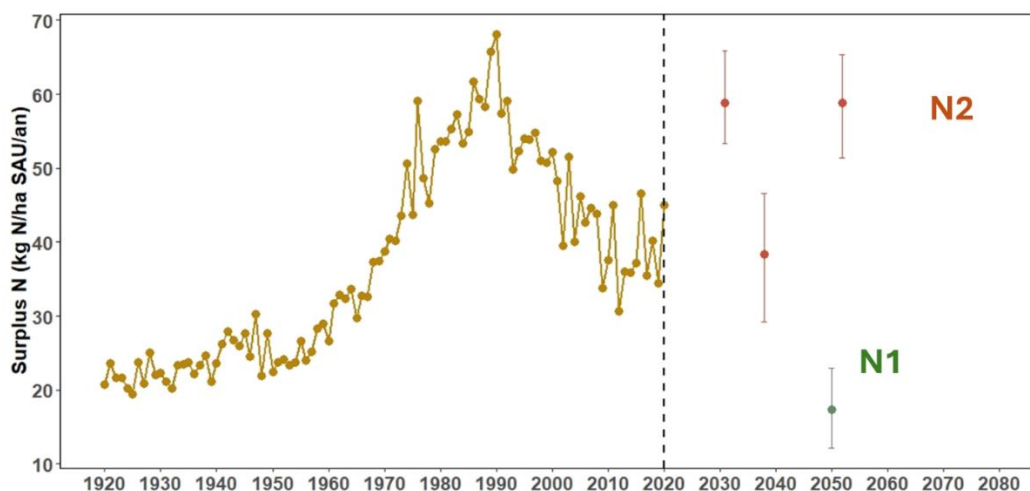
A partir de ces éléments, nous pouvons prédire une évolution potentielle des surplus azotés et phosphatés d'ici 2050 suivant deux scénarios différents. Dans le scénario N1 (**Figure 4-12a**), optimiste pour la gestion de l'azote, des efforts sont en cours pour stabiliser le surplus d'azote en minimisant les transferts d'azote vers l'environnement. De même, le scénario P1 (**Figure 4-12b**), représentant une perspective optimiste pour le phosphore, envisage que les agriculteurs adoptent des sources alternatives de phosphore plutôt que de se fier principalement aux engrais minéraux, maintenant ainsi un niveau de PUE entre 80 % et 90 % en maintenant les mêmes rendements de la dernière décennie (2010-2020). Pour les scénarios optimistes (N1 et P1), 200 valeurs de l'efficacité d'utilisation de l'azote et du phosphore NUE et PUE sont générées aléatoirement dans une fourchette de 80 % à 90 %. Simultanément, 200 valeurs des sorties d'azote (N_{Exp}) et de phosphore (P_{Exp}) sont générées en tenant compte des moyennes et des écarts types observés pendant la période 2010-2020. Ces valeurs d'efficacité (NUE et PUE) et de sorties (N_{Exp} et P_{Exp}) sont utilisées pour calculer les apports correspondants en azote et en phosphore. Les surplus sont ensuite évalués en calculant la différence entre les entrées et les sorties, résultant en 200 valeurs de surplus. Pour chaque scénario, un point représentant la médiane des 200 valeurs calculées est affiché sur les figures 4-12a et 4-12b pour l'année 2050. Chaque point est accompagné d'une barre d'incertitude, où le minimum correspond au 1^{er} décile et le maximum au 9^{ème} décile des valeurs calculées. Dans le scénario N1, des efforts soutenus sont en cours pour stabiliser le surplus d'azote en minimisant les transferts d'azote vers l'environnement. Les valeurs générées montrent que des pratiques agricoles améliorées pourraient maintenir un faible surplus d'azote. Cela indique que la gestion proactive de l'azote peut réduire l'impact environnemental tout en

utilisant efficacement les ressources. Pour le phosphore, le scénario P1 envisage l'adoption de sources alternatives de phosphore, plutôt que de se fier principalement aux engrais minéraux. En maintenant une PUE optimale, ce scénario permettrait d'augmenter les surplus de phosphore, contribuant ainsi à éviter le risque d'épuisement des sols dans certaines régions. Cela souligne une gestion durable du phosphore, sécurisant les ressources à long terme tout en répondant aux besoins agricoles.

À l'inverse, les scénarios N2 et P2 décrivent des situations moins favorables où des événements de sécheresse sévère sont prévus (un été sur trois entre 2020 et 2050, et un été sur deux de 2050 à 2080), sans changement prévu au niveau des apports. Ces scénarios anticipent une augmentation des surplus due à une réduction des rendements des cultures de 20 % (comme observé lors des étés de 1976 et 2003) pendant les périodes de sécheresse. Pour ces deux scénarios pessimistes, un processus similaire est suivi pour générer 200 valeurs pour les entrées et les sorties de N et P, en utilisant les moyennes et les écarts types observés durant la période 2010-2020. Cependant, une réduction de 20 % est appliquée aux valeurs de sorties, reflétant la diminution moyenne des sorties de N et P pendant les années de sécheresse sévère (comme en 1976 et 2003). Cette réduction est appliquée tous les trois ans de 2021 à 2050 et tous les deux ans de 2051 à 2080. 200 valeurs de surplus sont ensuite calculées en évaluant la différence entre les entrées et les sorties ajustées. Trois points sont représentés pour chacun des scénarios N2 et P2 sur les figures correspondantes : l'année 2038 représente une année sans sécheresse, tandis que les années 2030 et 2051 représentent des années de sécheresse. Chaque point est accompagné d'une barre d'incertitude, où le minimum correspond au 1^{er} décile et le maximum au 9^{ème} décile des valeurs calculées.

Les scénarios pessimistes montrent que les années de sécheresse sévère entraînent des augmentations maximales des surplus d'azote, rappelant les surplus des années 1990, tandis que les années sans sécheresse permettent de maintenir les niveaux actuels. Pour le phosphore, les changements sont moins marqués, mais le défi de l'épuisement des sols en phosphore et de la dégradation de leur fertilité reste majeur et nécessite une attention particulière.

a)



b)

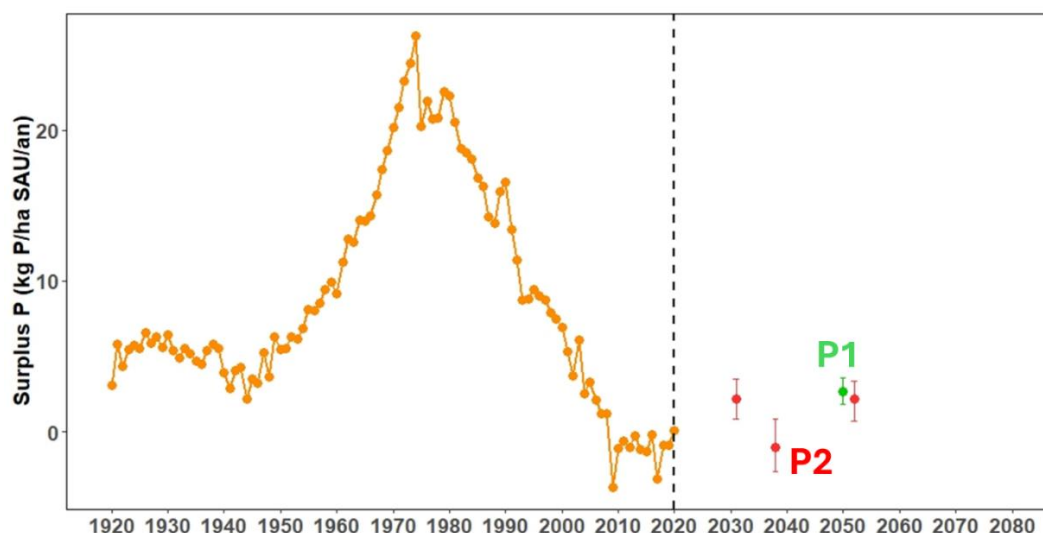


Figure 4-12 : Evolution des surplus d'azote (a) et phosphore (b) entre 1920 et 2020 puis une évolution potentielle entre 2020 et 2050 selon des scénarios divers : N1 et P1 optimistes et N2 et P2 pessimistes

Les circonstances évolutives posent ainsi des défis significatifs pour la culture des plantes dans les années à venir. Pour affronter ces défis, une multitude de stratégies d'adaptation peuvent être mises en œuvre. Les efforts d'adaptation peuvent impliquer une approche multifacette, incorporant des modifications des pratiques agricoles telles que l'ajustement des calendriers de semis, la mise en œuvre de techniques d'irrigation et de fertilisation optimisées utilisant des outils de prise de décision efficaces, la promotion de l'agriculture de conservation et l'intégration des pratiques agroforestières (Le Gouis et *al.*, 2020). En outre, cela impliquera de soutenir les avancées génétiques en introduisant des cultures résistantes, de nouvelles variétés ou des combinaisons de variétés adaptées à tous les aspects du changement global (Le Gouis et *al.*, 2020 ; Akimowicz et *al.*, 2021). En adoptant ces mesures

d'adaptation, les acteurs du secteur agricole peuvent renforcer la résilience et garantir la productivité et la durabilité continues de la production de cultures dans des conditions environnementales en évolution.

V. Synthèse

Les bilans de surface des sols pour l'azote et le phosphore en France ont été réalisés sur la période 1920-2020 à l'échelle nationale et départementale en utilisant le modèle CaSSiS. Leurs dynamiques temporelles montrent trois périodes distinctes : une période de stabilité jusqu'à la période des guerres, une augmentation significative pendant l'intensification agricole puis une diminution en lien avec les réformes agroenvironnementales. Ces tendances ont montré un décalage temporel pour les maxima des surplus, en 1990 pour le N et en 1974 pour le P, influencées par l'utilisation d'engrais et les sécheresses. Cette démarche méthodologique robuste à l'échelle de l'année est des plus pertinentes pour différencier les enjeux environnementaux de N et P à l'échelle d'un sol agricole.

Cette étude propose une première exploration des scénarios optimistes (N1 et P1) et pessimistes (N2 et P2) pour prédire les évolutions potentielles des surplus d'azote et de phosphore d'ici 2050. Les scénarios optimistes montrent que des pratiques améliorées de gestion des nutriments peuvent maintenir les surplus d'azote à des niveaux faibles et stabiliser les surplus de phosphore. En revanche, les scénarios pessimistes anticipent des augmentations maximales des surplus d'azote en cas de sécheresse sévère, similaires aux niveaux des années 1990, tandis que les surplus de phosphore restent constants, mais avec un risque persistant d'épuisement des sols. Il est important de noter que cette analyse a été réalisée à l'échelle nationale. À des échelles plus fines, les résultats des scénarios peuvent varier en fonction des pratiques agricoles spécifiques et des conditions locales. Les pratiques de gestion des nutriments, la variabilité climatique et les particularités régionales doivent être prises en compte pour affiner ces prédictions.

Le modèle CaSSiS peut être appliqué pour effectuer ces prédictions dans divers contextes agricoles, en intégrant plusieurs paramètres liés aux changements globaux, tels que les variations climatiques, les modifications des pratiques agricoles et l'adoption de nouvelles technologies. Ainsi, CaSSiS offre une flexibilité pour évaluer les impacts potentiels de différents scénarios de gestion des nutriments à diverses échelles spatiales et temporelles, fournissant des informations précieuses pour la planification et la prise de décision en agriculture durable.

Points clés

1) Comparaison des évolutions temporelles des surplus N et P

Les surplus phosphatés ont commencé à diminuer à partir des années 1970, tandis que les surplus d'azote depuis les années 1990.

L'efficacité d'utilisation de P a fluctué plus que celle du N sur la période étudiée.

2) Comparaison des facteurs de contrôle de l'évolution des surplus N et P

Les surplus azotés sont influencés par l'intensification agricole, les sécheresses et les mesures agro-environnementales, tandis que les fluctuations des surplus phosphatés sont principalement dues à la réduction des engrais minéraux en relation avec les différentes crises économiques et aux sécheresses.

3) Impact des changements globaux sur l'évolution des surplus N et P dans le futur

Les changements globaux augmenteront la pression sur les surplus azotés et phosphatés en raison du changement climatique et de la croissance démographique et économique. L'optimisation des engrais, l'agriculture de précision et le recyclage du phosphore seront essentiels pour atténuer ces impacts.

Chapitre 5 : Analyse des surplus de phosphore à l'échelle communale et leur relation avec les stocks cantonaux de phosphore dans le sol

Dans les deux chapitres précédents, l'analyse des surplus phosphatés à l'échelle départementale a permis de comprendre l'évolution des surplus P, mettant en évidence la variabilité des systèmes agricoles. Cependant, il s'est avéré que l'échelle départementale est trop large pour assigner un système agricole spécifique. Il est donc nécessaire de réaliser une analyse à une échelle plus fine pour obtenir des résultats plus pertinents. Dans ce chapitre, les surplus de phosphore sont calculés pour chacune des 34610 communes françaises afin de permettre une analyse plus fine des variations et des tendances des surplus sur une période s'étendant de 1955 (correspondant à l'année du 1^{er} RA) à 2020, de mieux cerner l'impact des pratiques agricoles sur les surplus P et de proposer des solutions adaptées à chaque contexte agricole. Dans un deuxième temps, les résultats communaux issus de CaSSiS-P agrégés à l'échelle cantonale sont comparés avec les données cantonales sur les teneurs en phosphore dans les sols dans le but d'évaluer le lien entre les surplus P et les teneurs en phosphore dans les sols.

I. Analyse des surplus phosphatés à l'échelle communale

1. Variabilité temporelle des surplus phosphatés

Entre 1955 et 2020, le surplus moyen de phosphore au niveau communal s'établit à 12 kg P ha.SAU⁻¹ an⁻¹, avec des valeurs allant de -31 kg P ha.SAU⁻¹ en 2017 à 647 kg P ha.SAU⁻¹ en 1970. Les surplus les plus faibles de P ont été enregistrés pendant la période 2008 - 2020, tandis que les niveaux les plus élevés ont été observés dans les années 70. Jusqu'au milieu des années 1970, une augmentation des surplus de phosphore, accompagnée d'une grande variabilité entre les communes, a été constatée. Cette tendance est le résultat de la spécialisation des modèles agricoles et de l'intensification de l'agriculture, entraînant d'importantes disparités dans les niveaux de surplus entre les différentes zones. À partir des années 80, une réduction notable de la variabilité des surplus au niveau communal a été observée, en corrélations avec une diminution nette des surplus. Par conséquent, la plupart des communes ont enregistré des niveaux de surplus relativement faibles (**Figure 5-1**).

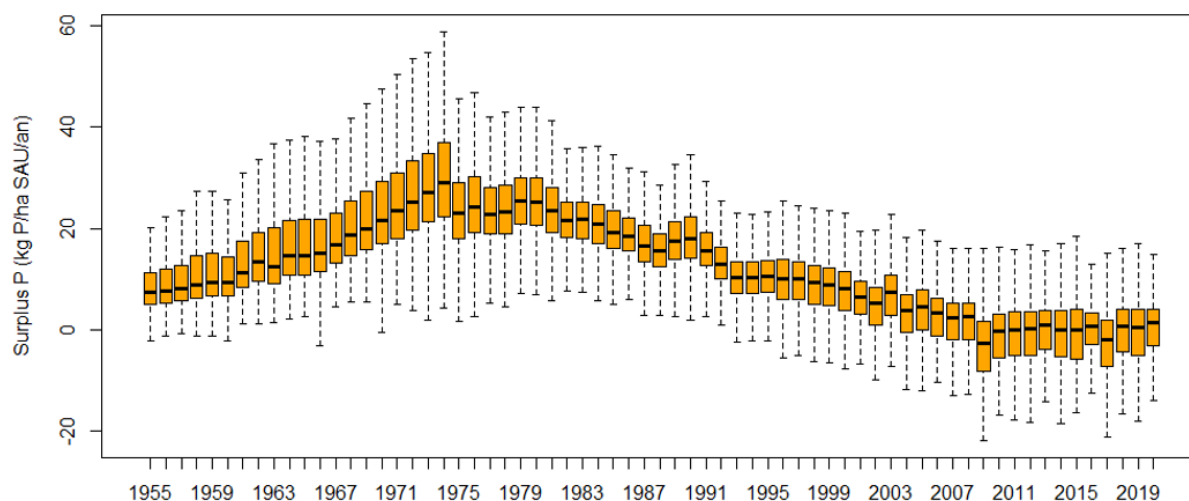


Figure 5-1 : Variabilité et dispersion des surplus communaux sur la période 1955-2020

2. Evolution spatio-temporelle des surplus P

L'analyse des surplus de phosphore à l'échelle communale révèle une évolution temporelle similaire aux tendances observées à l'échelle départementale. Initialement, une augmentation significative des surplus est constatée jusqu'aux années 1970, due à l'intensification des pratiques agricoles et à une utilisation accrue des engrais phosphatés durant cette période. Cette phase d'augmentation est suivie par une diminution graduelle, qui devient plus prononcée à partir des années 2000 (**Figure 5-2**).

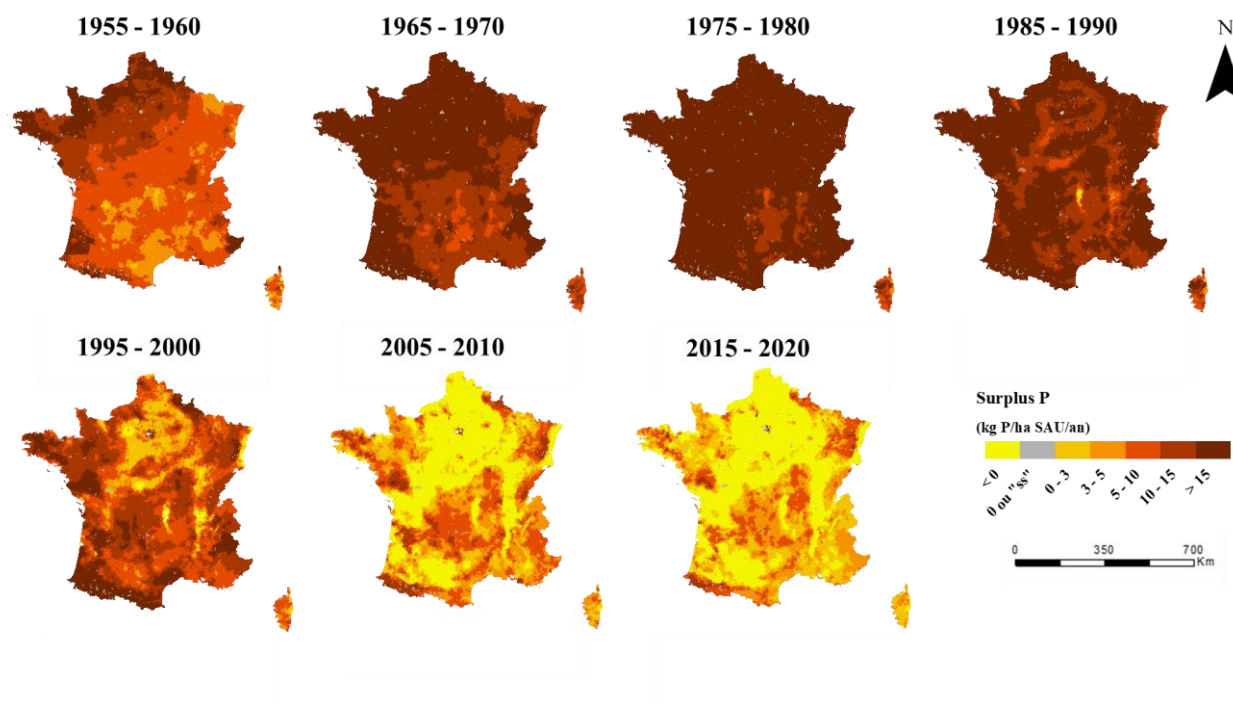


Figure 5-2 : Évolution et répartition des surplus communaux moyennés sur 6 ans en France métropolitaine (« ss » = secret statistique)

En revanche, l'analyse fine des surplus phosphatés à l'échelle communale dévoile une diversité marquée en fonction de plusieurs facteurs tels que la lithologie, les types de sol et les systèmes agricoles (**Figure 5-3 et 5-5**), une granularité qui ne transparaît pas au niveau départemental.

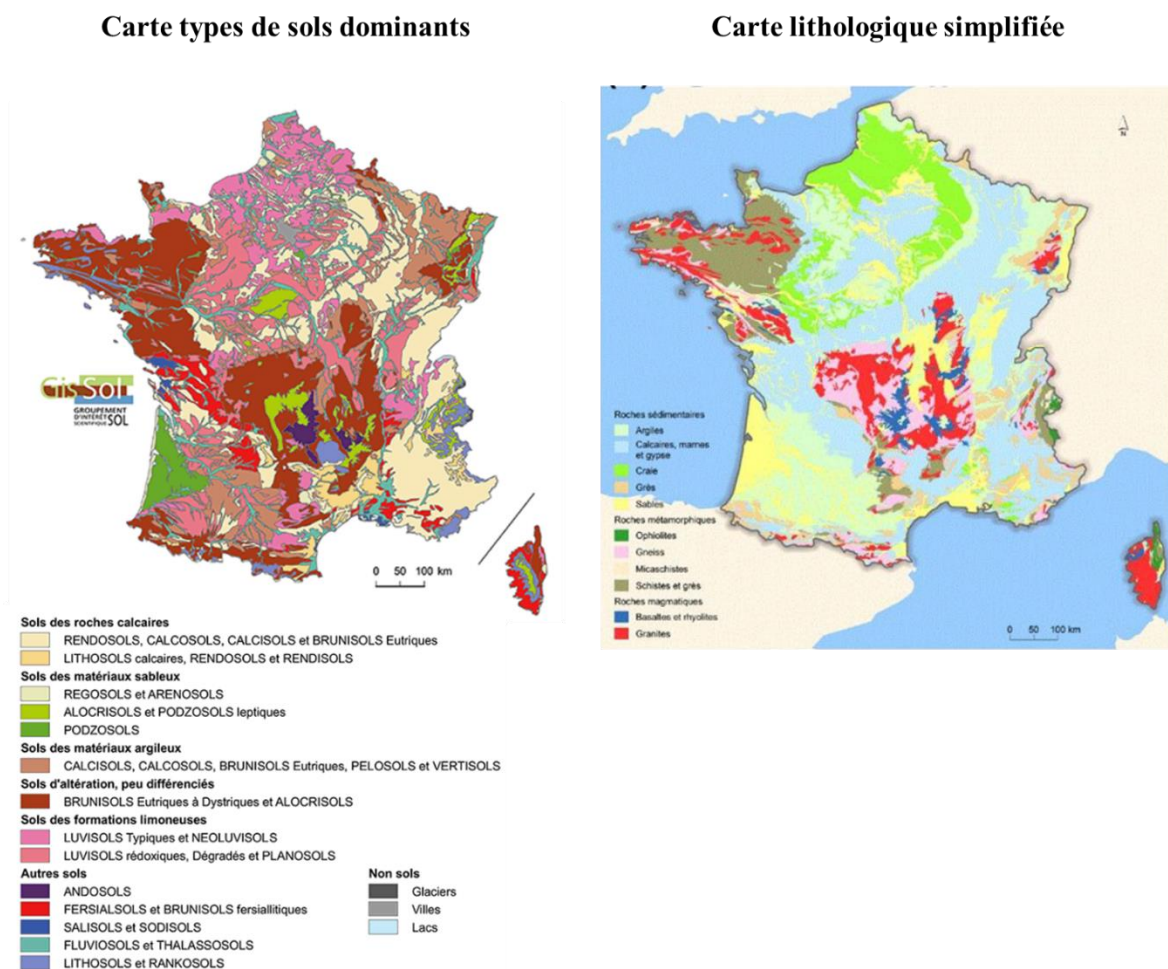


Figure 5-3 : Carte des sols dominants en France à 1/1 000 000 (à gauche, Gis Sol, 2011) et carte lithologique simplifiée à 1/ 2 000 000 (à droite, modifié d'après BRGM, 2012 ; Hérivaux et Maréchal, 2019)

Par exemple, des variations significatives de surplus ont été constaté au sein des communes situées dans des zones de cultures intensives, notamment les grandes cultures (céréales, oléagineux). Initialement, ces communes ont enregistré des valeurs élevées de surplus durant 1960-1980, mais ont vu ces valeurs diminuer, voire devenir négatives dans les périodes plus récentes, comme observé dans les communes dans les Hauts-de-France, le Centre-Val de Loire et l'Île-de-France. Par contraste, les communes situées dans des zones spécialisées dans l'élevage, qu'il soit intensif (élevage porcin et/ou avicole en Bretagne ou bovin en Normandie) ou extensif (bovin dans le Massif central et ovin/caprin dans les Pyrénées) affichent constamment des valeurs de surplus parmi les plus élevées, révélant une continuité des pratiques de fertilisation organique intensive.

D'autres situations spécifiques peuvent être observées à cette échelle fine, c'est le cas des communes situées au niveau des zones montagneuses dans les Pyrénées et les Alpes-de-Haute-Provence connues essentiellement par l'élevage extensif ovin et/ou caprin et où les surplus communaux sont

majoritairement supérieurs aux surplus départementaux. Cette disparité peut être attribuée à la différence entre les valeurs de la SAU départementale fournie par la SAA et la valeur de la SAU communale calculées en fonction de la SAU du RA 1955, du RPG 2020 et de la SAU départementale de la SAA. De plus, l'inclusion des vastes étendues de prairies de pâturage dans ces régions, souvent omises dans les estimations de la SAU, peut conduire à une sous-estimation de cette dernière et donc à une surestimation des surplus dans ces zones.

3. Analyse des surplus communaux en fonction des orientations agricoles

Les variations des surplus de phosphore à l'échelle communale dépendent du système agricole adopté au niveau de la commune, ce qui souligne l'importance d'analyser l'évolution spatio-temporelle des surplus en relation avec l'orientation agricole spécifique de chaque commune. Au niveau départemental, l'attribution d'un système agricole unique à un département entier est complexe, car plusieurs systèmes peuvent coexister. A l'échelle communale, cette attribution est plus représentative et facilitée par l'utilisation de l'indicateur de l'Orientation Technico-économique des Exploitations (Otex), qui permet une analyse précise et contextualisée des pratiques agricoles et de leur impact sur les niveaux de surplus phosphatés.

3.1. Classification des Otex

L'otex permet de catégoriser les exploitations selon leur spécialisation. Cette classification repose sur les coefficients de la production brute standard (PBS) calculés à partir des surfaces agricoles et des effectifs de cheptels (que ce soit par hectare ou par tête de bétail), où une exploitation est considérée comme spécialisée dans un domaine si la PBS de ses productions principales représente plus de deux niveaux du total de la PBS de la commune. L'identification de l'otex est réalisée selon une nomenclature détaillée et tient compte de la production agricole dominante au niveau géographique considéré. Pour le recensement agricole 2020, les coefficients utilisés pour le calcul de la PBS résultent des valeurs moyennes des rendements et des prix observés sur la période 2015 à 2019 (**Figure 5-4**).

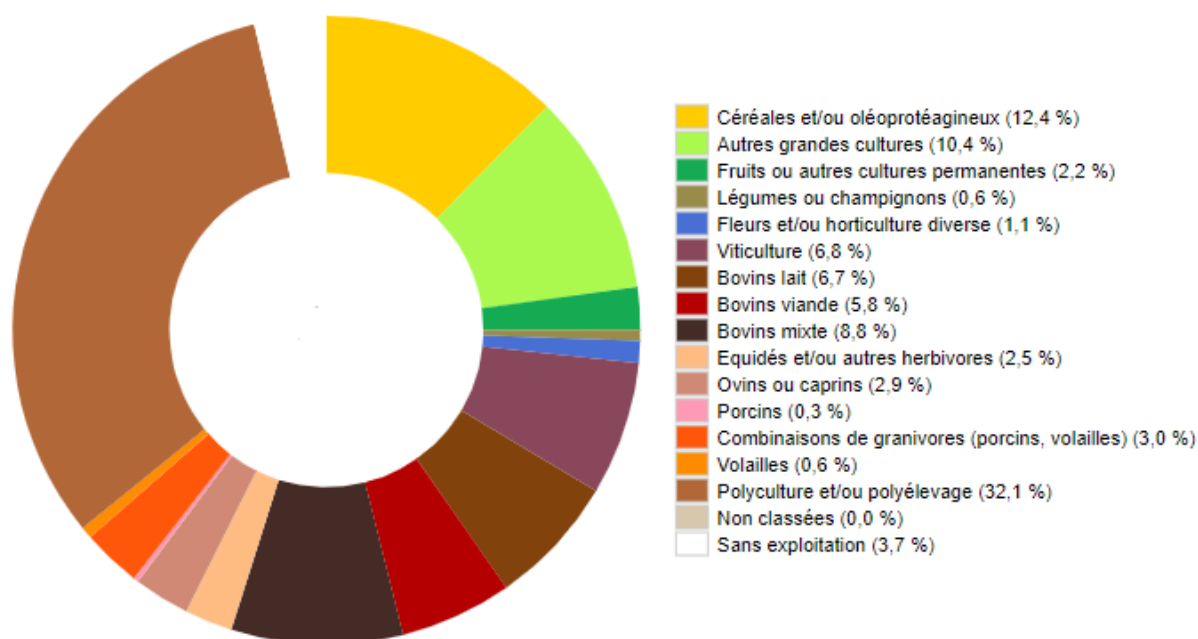


Figure 5-4 : Répartition des catégories originales otex classées selon les données RA 2020 (Agreste - Recensement agricole 2020)

Pour affiner l'analyse des impacts des pratiques agricoles sur les surplus de phosphore, les diverses catégories d'otex ont été consolidées en un nombre restreint de groupes homogènes (**Tableau 5-1**). Cette restructuration a permis de regrouper les Otex similaires en classes plus larges, rendant ainsi plus aisée l'identification de tendances distinctes et la réalisation de comparaisons intercommunales efficaces. Chaque commune a été systématiquement assignée à l'une de ces nouvelles classes restructurées, basée sur ses systèmes agricoles prédominants (**Figure 5-5**).

Tableau 5-1 : Récapitulatif des catégories otex originales et des classes regroupées avec les effectifs correspondants

Classes otex originales	Classes regroupées	Nombre de communes	(%)
Céréales et/ou oléoprotéagineux	Grandes Cultures	7872	23
Autres grandes cultures			
Légumes ou champignons	Légumes, fleurs et autres cultures horticoles	578	2
Fleurs et/ou horticulture diverse			

Viticulture						
Fruits ou autres cultures permanentes				Viticulture et fruits	3141	9
Bovins lait						
Bovins viande				Bovins	7356	21
Bovins mixte						
Ovins ou caprins				Ovins, caprins et équidés	1839	5
Equidés et/ou autres herbivores						
Porcins						
Volailles				Porcins et volailles	1334	4
Combinaisons de granivores (porcins, volailles)						
Polyculture-élevage				Polyculture-élevage	11119	32
Sans exploitation				Sans exploitation	1193	3

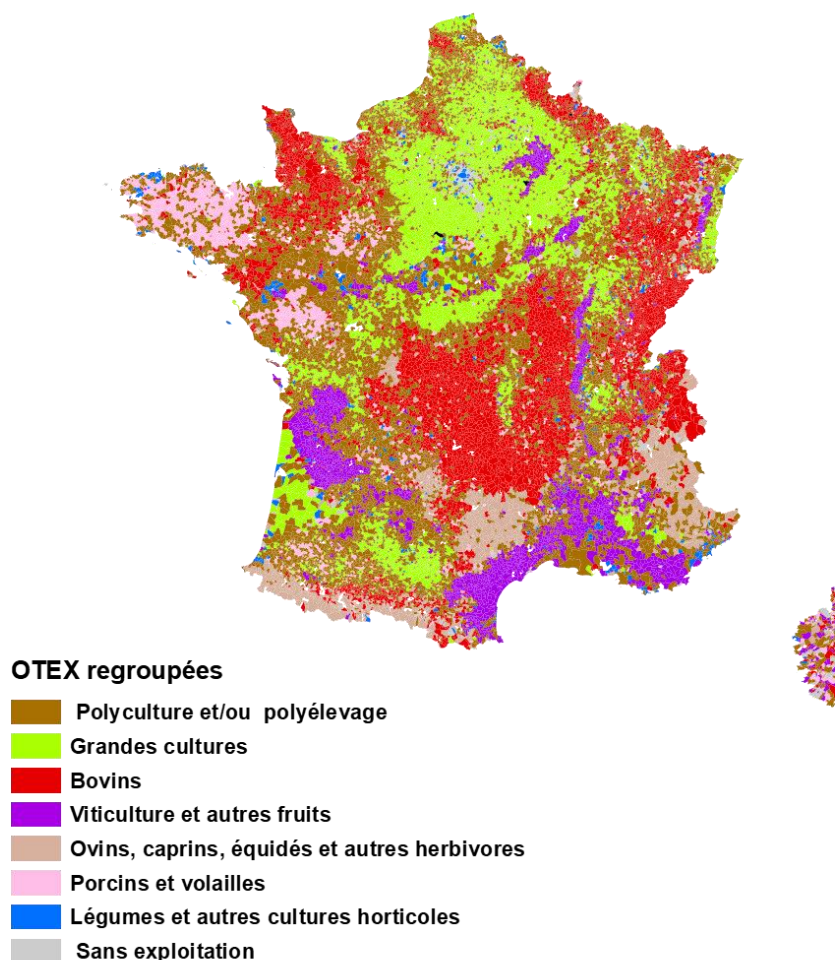
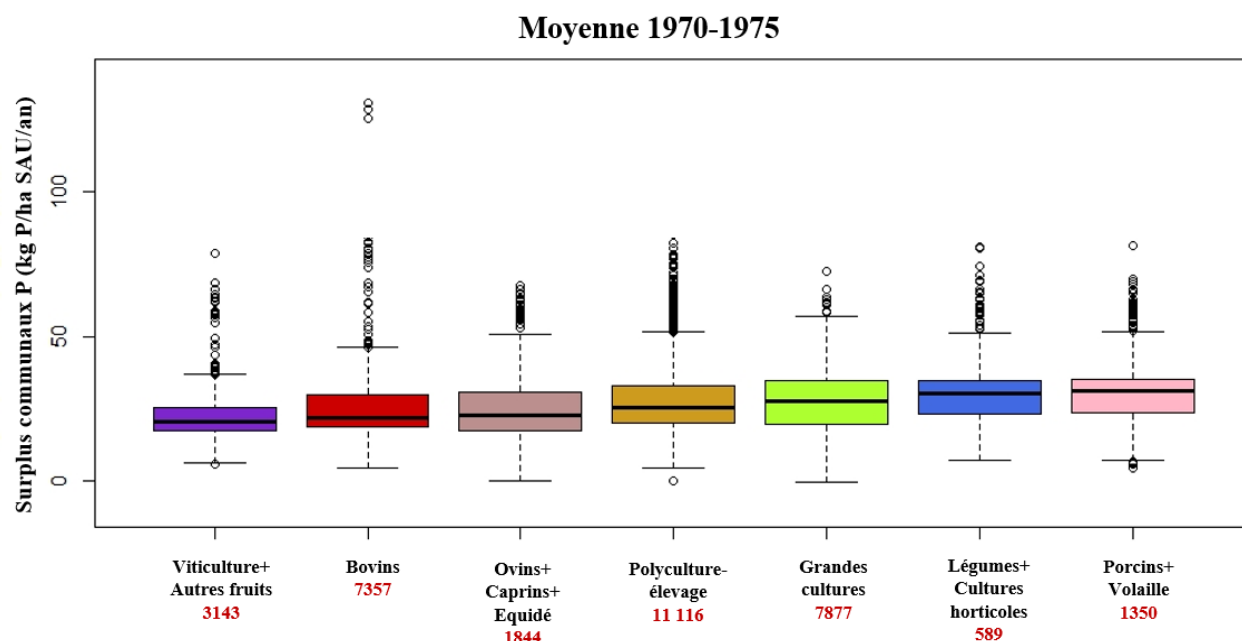


Figure 5-5 : La répartition des nouvelles classes otex regroupées à l'échelle communale en 2020

3.2. Variabilité des surplus en fonction des otex

L'objectif de cette analyse est de déterminer si l'otex dominante dans chaque commune peut expliquer l'évolution spatio-temporelle des surplus de phosphore à l'échelle communale. Pour cela, les surplus ont été analysés en fonction des classes otex pour deux périodes distinctes : 1970-1975, correspondant au pic des surplus (**Figure 5-6a**), et 2015-2020, caractérisée par les niveaux les plus faibles de surplus (**Figure 5-6b**). Les analyses statistiques ont montré une baisse significative des surplus dans toutes les communes pour ces périodes quelle que soit l'otex prédominante (avec une valeur de $p < 0,05$ selon le test de Wilcoxon). Au cours des années 1970, les communes où prédominaient les grandes cultures, ainsi que l'élevage porcin et avicole, ont enregistré les plus hauts niveaux de surplus. En revanche, dans la période récente de 2015-2020, ces communes en grandes cultures ont montré les surplus les plus faibles, tandis que celles où prédomine l'élevage, qu'il soit intensif ou extensif, ont affiché des niveaux de surplus significativement plus élevés.

a)



b)

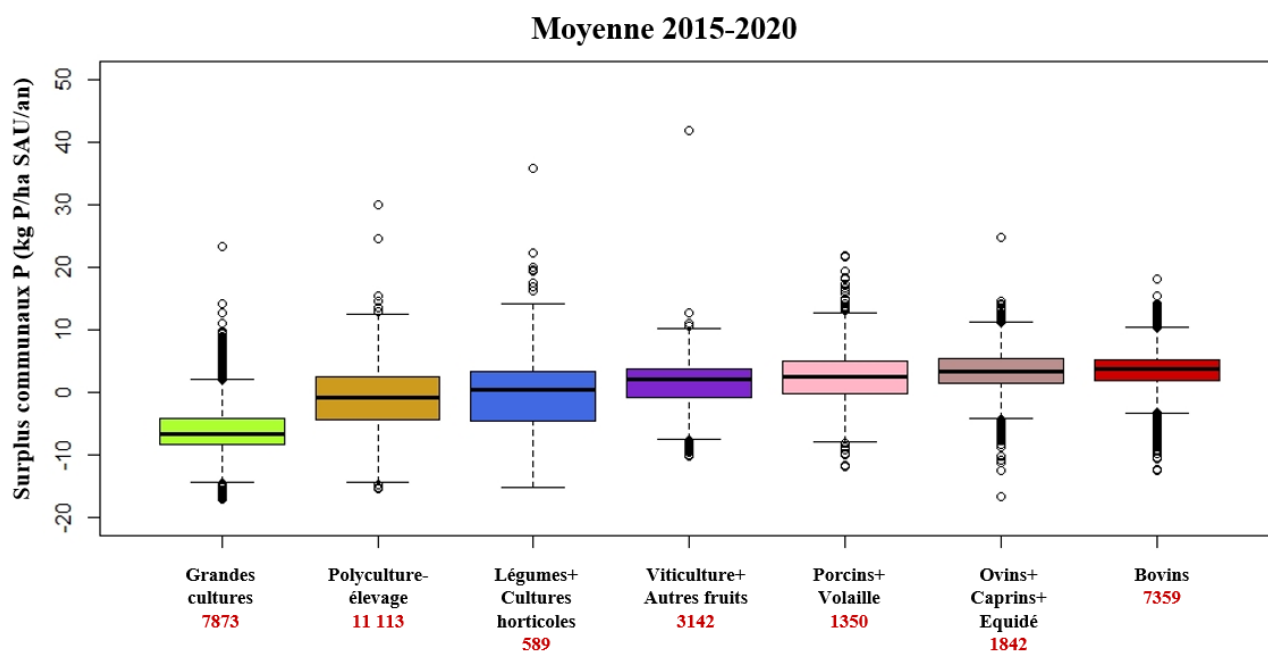


Figure 5-6 : Variabilité des surplus selon les classes d'otex avec le nombre de communes associées pour deux périodes : a) 1970-1975 et b) 2015-2020

3.3.Caractéristiques des surplus au sein des différentes OTEX

Les surplus de phosphore ainsi que les postes d'entrées et de sorties ont été examinés en fonction de chaque classe d'otex. Les postes de fertilisation organique (P_{Org}) et d'exportation de cultures (P_{Exp}) ont été caractérisés en les répartissant en plusieurs composantes, incluant les différentes catégories de cultures et de cheptels. Cette analyse détaillée permet de caractériser chaque otex en termes de la dynamique des surplus phosphatés et d'identifier les facteurs de contrôle.

La trajectoire du phosphore, définie comme l'évolution des sorties de phosphore via l'exportation des cultures en fonction des entrées sur la période 1955-2020, sera examinée pour chaque classe d'otex. Cette analyse se fera sous forme de diagrammes bidimensionnels identiques à ceux présentés dans le chapitre 4 (Figure 3b) avec les trois zones de PUE distinctes : $PUE < 50\%$, PUE entre 50 et 90% et $PUE > 90\%$. L'objectif de cette analyse est d'identifier les tendances à long terme de l'efficacité d'utilisation du phosphore (PUE) pour chaque classe d'otex afin de révéler les particularités propres à chaque type de système agricole dans les dynamiques de gestion de phosphore.

Dans la suite de cette analyse, quatre graphiques seront présentés par classe d'otex :

- Graphiques (a) représentent l'évolution des surplus (sous forme d'une courbe) ainsi que les postes d'entrées (P_{Min} et P_{Org}) et de sorties de phosphore (P_{Exp}) (sous forme d'histogrammes empilés) sur la période 1955-2020. Les surplus et les postes de phosphore correspondent à la moyenne de toutes les communes par classe d'otex et sont exprimés en kg de P par hectare de SAU.
- Graphiques (b) représentent la répartition des trois postes P_{Min} , P_{Org} et P_{Exp} (moyenne de toutes les communes par otex sur la période 2015-2020) sous forme de diagrammes en secteurs. Le poste P_{Exp} est subdivisé en différentes cultures majoritaires, tandis que le poste P_{Org} est segmenté en plusieurs catégories de cheptel lorsque son pourcentage dépasse 20% (teneur moyenne en kg P/ha SAU de toutes les communes par otex sur la période 2015-2020).
- Graphiques (c) représentent la trajectoire de phosphore sous forme d'un diagramme bidimensionnel sur la période 1955-2020. Chaque point représente la moyenne des entrées et des sorties de phosphore pour l'ensemble des communes appartenant à une classe d'otex spécifique pour chaque année.

A. Otex 1 : Grandes cultures

Pour les grandes cultures, le surplus de phosphore suit une tendance similaire à celle observée à l'échelle nationale (Figure 3-2, chapitre 3). Une augmentation est observée depuis le début de la période jusqu'en 1974, suivie d'une diminution après cette date. Cette évolution est principalement liée à la fertilisation

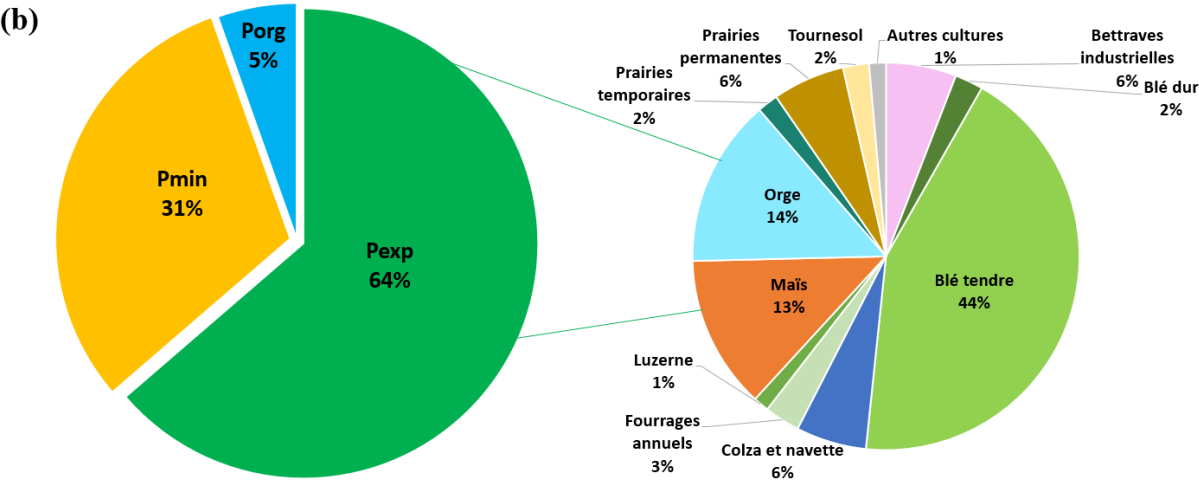
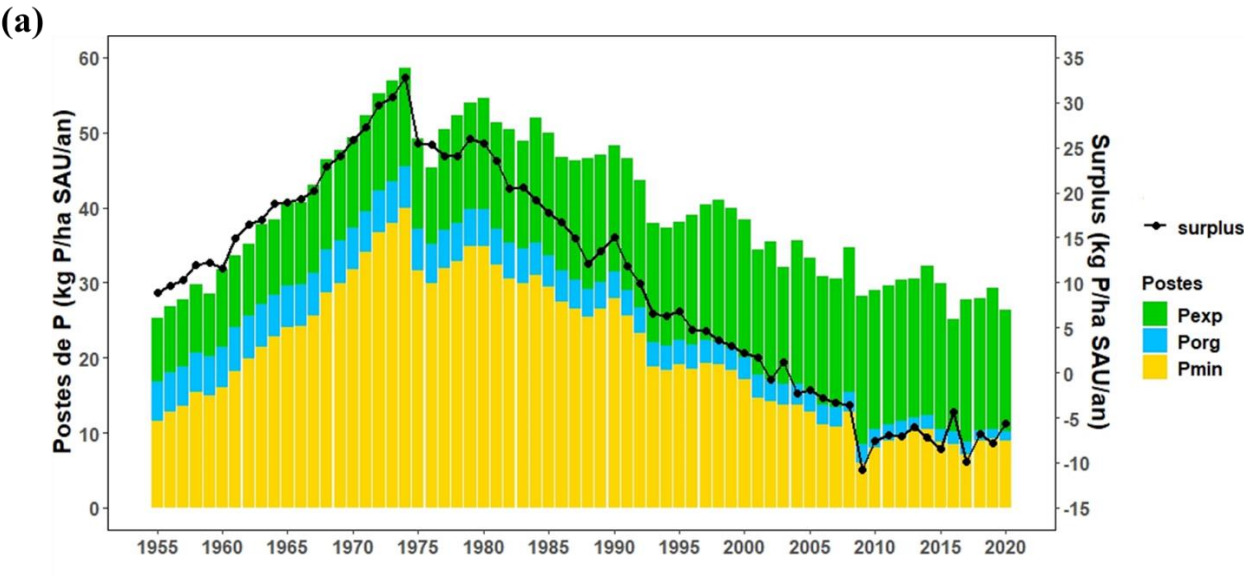
minérale : l'augmentation des surplus est due à l'accroissement de l'utilisation des engrais minéraux, tandis que leur diminution s'explique par la baisse de l'utilisation de ces engrais à partir du milieu des années 1970. Tout au long de la période, la contribution de la fertilisation organique reste faible, représentant une part négligeable des apports de phosphore dans les sols agricoles des communes dominées par les grandes cultures (**Figure 5-7a**).

Pour la période récente (2015-2020), malgré une forte diminution de la fertilisation minérale, cette dernière constitue toujours la majeure partie des apports de phosphore, tandis que la fertilisation organique n'apporte qu'un faible flux de phosphore (5%), principalement via les excréments bovins (**Figures 5-7b**). Cette part de fertilisation organique peut être sous-estimée dans ces communes à faible densité animale en raison de l'absence de prise en compte des transferts de fumier provenant des zones d'élevage intensif vers ces zones de grandes cultures.

Les exportations de phosphore par les cultures représentent le flux majoritaire de phosphore pendant cette période récente, principalement via les céréales telles que le blé tendre, le maïs et l'orge (**Figure 5-7b**). En raison des exportations de cultures excédant les entrées de phosphore, les surplus affichent des valeurs négatives pendant cette période (**Figure 5-7a**).

Ces tendances sont illustrées par la **figure 5-7c**, qui montre la trajectoire du phosphore sur la période 1955-2020 en plusieurs phases. La première phase, de 1955 à 1974, montre une diminution de l'efficacité en raison de l'augmentation des apports de phosphore via les engrais minéraux sans augmentation significative des rendements. À partir de 1974, le phosphore suit une trajectoire vers une zone d'efficacité optimale (entre 50 et 90%), atteinte depuis les années 1980 jusqu'à la fin des années 2000 grâce à la réduction des apports de phosphore et une légère augmentation des exportations de phosphore. Au cours de la dernière décennie, l'efficacité du phosphore atteint une zone de forte efficacité ($PUE > 90\%$), avec un risque d'épuisement des sols dû à de faibles apports de phosphore, tant par fertilisation minérale qu'organique.

Dans les communes catégorisées en grandes cultures, les facteurs contrôlant l'évolution des surplus de phosphore sont la fertilisation minérale au début de la période (1955-2000), puis l'exportation de phosphore par les cultures durant les deux dernières décennies.



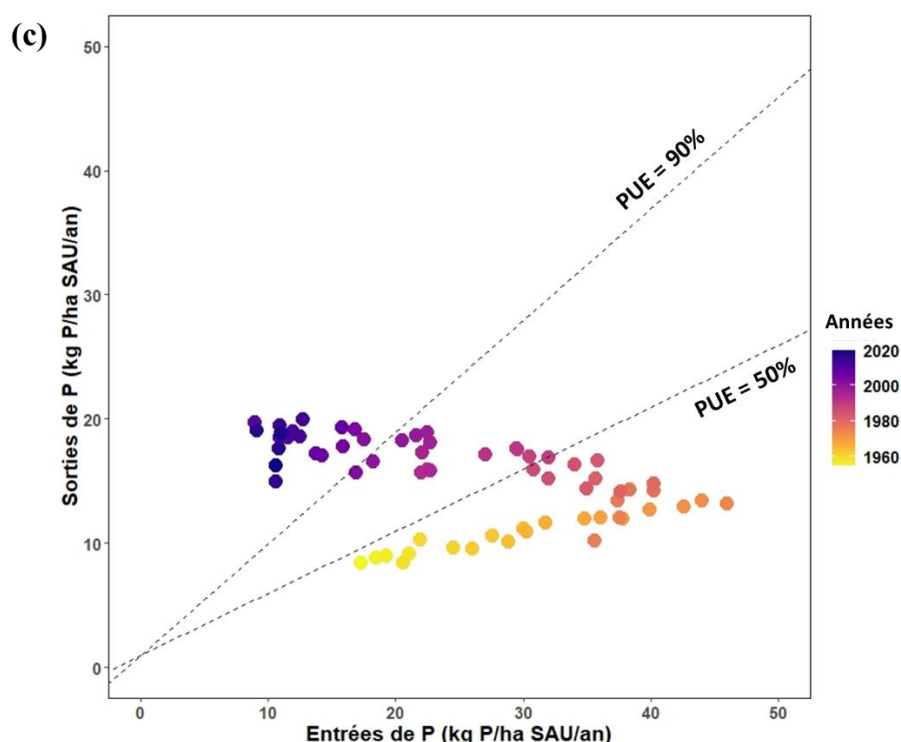


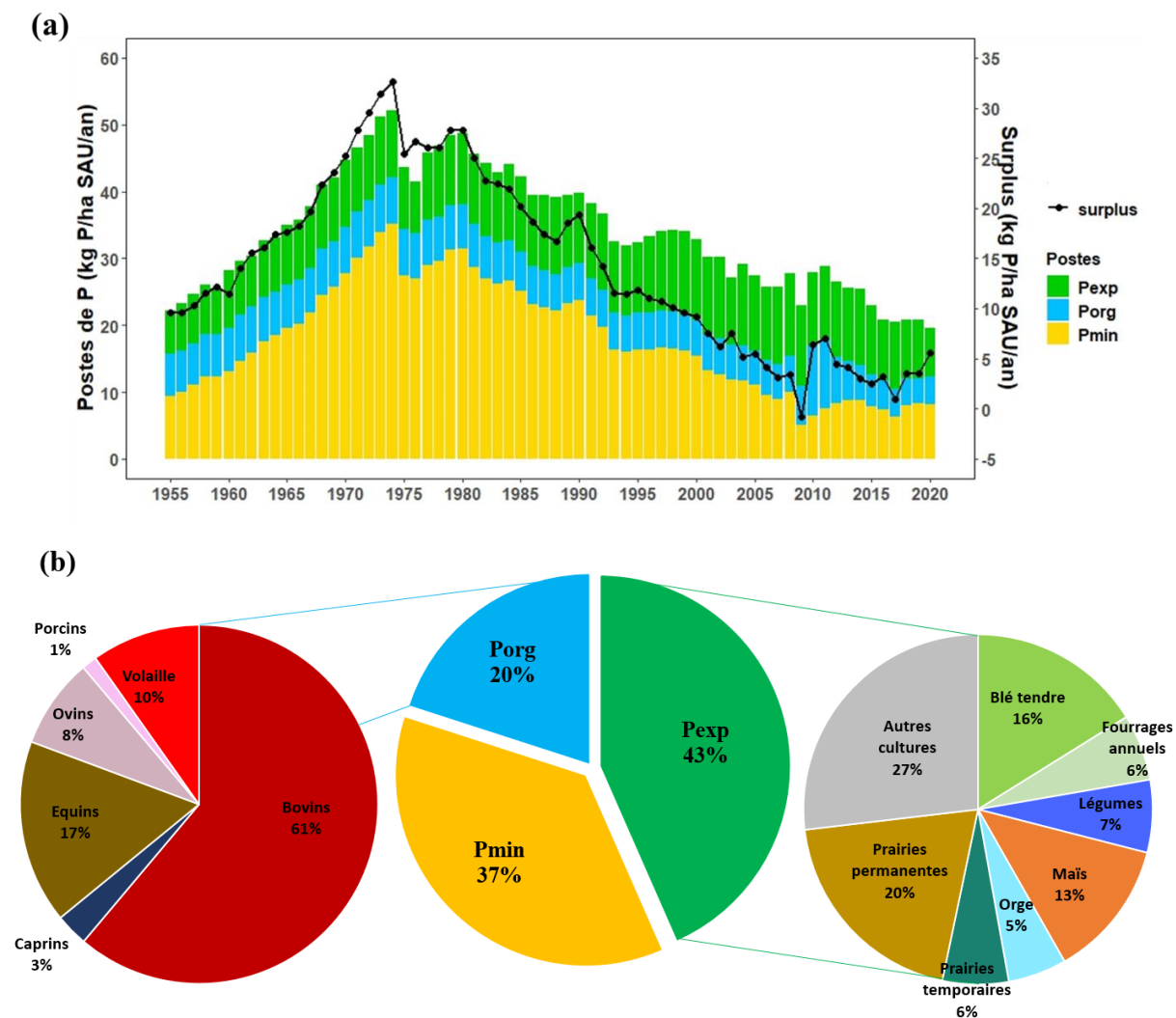
Figure 5-7 : Caractérisation des communes de l'otex 1- Grandes cultures : **a)** Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, **b)** Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020 et caractérisation du poste P_{Exp} en fonction des principales catégories de cultures qui le composent sur la période 2015-2020 , **c)**

Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %

B. Otex 2 : Légumes, fleurs et autres cultures horticoles

Cette otex représente le plus faible nombre de communes. Les tendances observées dans ces communes sont presque identiques à celles des grandes cultures : une augmentation des surplus de phosphore jusqu'en 1974, suivie d'une diminution après cette année (**Figure 5-8a**). La fertilisation semble être la principale cause de ces tendances, similairement à ce qui a été constaté dans les communes de l'otex « grandes cultures ». Cependant, la fertilisation organique y joue un rôle plus important, représentant 20% des apports contre 5% pour l'otex grandes cultures, principalement via les excréments bovins et équinés (**Figures 5-8b**). Durant la période récente (2015-2020), bien que l'exportation de phosphore par les cultures constitue le principal flux (principalement via les prairies permanentes, le blé tendre, le maïs et les légumes) (**Figure 5-8b**), les surplus affichent toujours des valeurs relativement faibles mais positives en raison du maintien de la fertilisation minérale et organique.

La trajectoire du phosphore dans les communes de cette otex diffère légèrement de celle de l'otex précédente. Sur la période 1955-2020, l'efficacité moyenne reste dans la zone de risque de pollution et d'utilisation inefficace du phosphore du début de la période jusqu'à la fin des années 1990, en raison de l'utilisation importante des engrais, principalement minéraux, sans augmentation significative des rendements. Par la suite, l'efficacité migre vers la zone optimale (entre 50 et 90%) au cours des deux dernières décennies sans atteindre la zone de forte efficacité (**Figure 5-8c**).



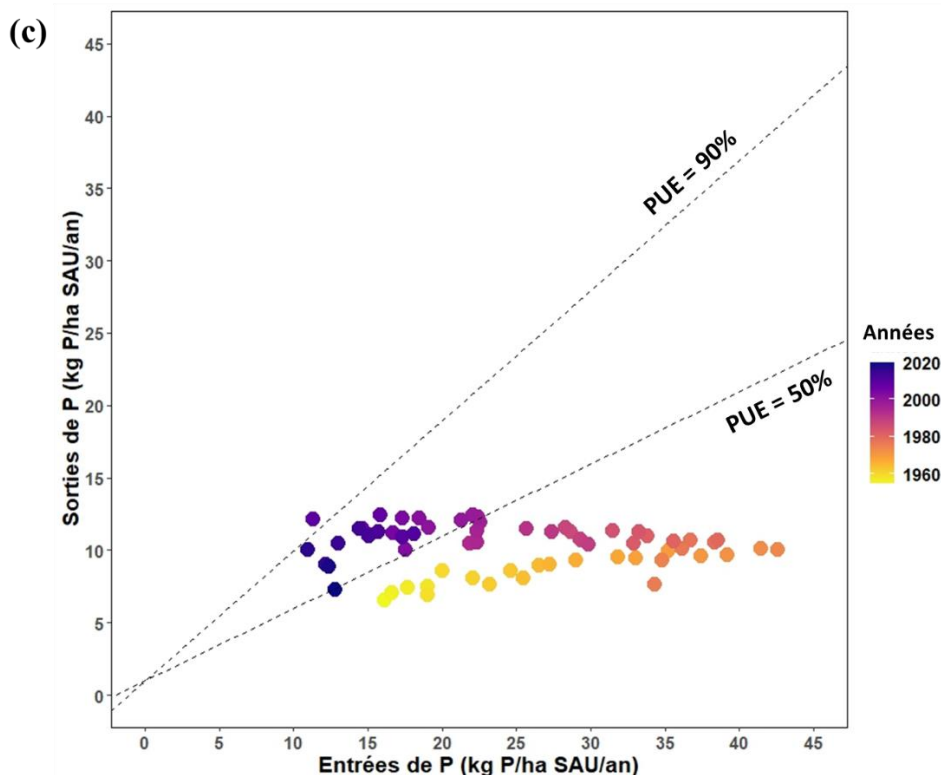


Figure 5-8 : Caractérisation des communes de l’otex 2 - Légumes, fleurs et autres cultures horticoles : **a)** Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, **b)** Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonctions des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020 , **c)** Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %

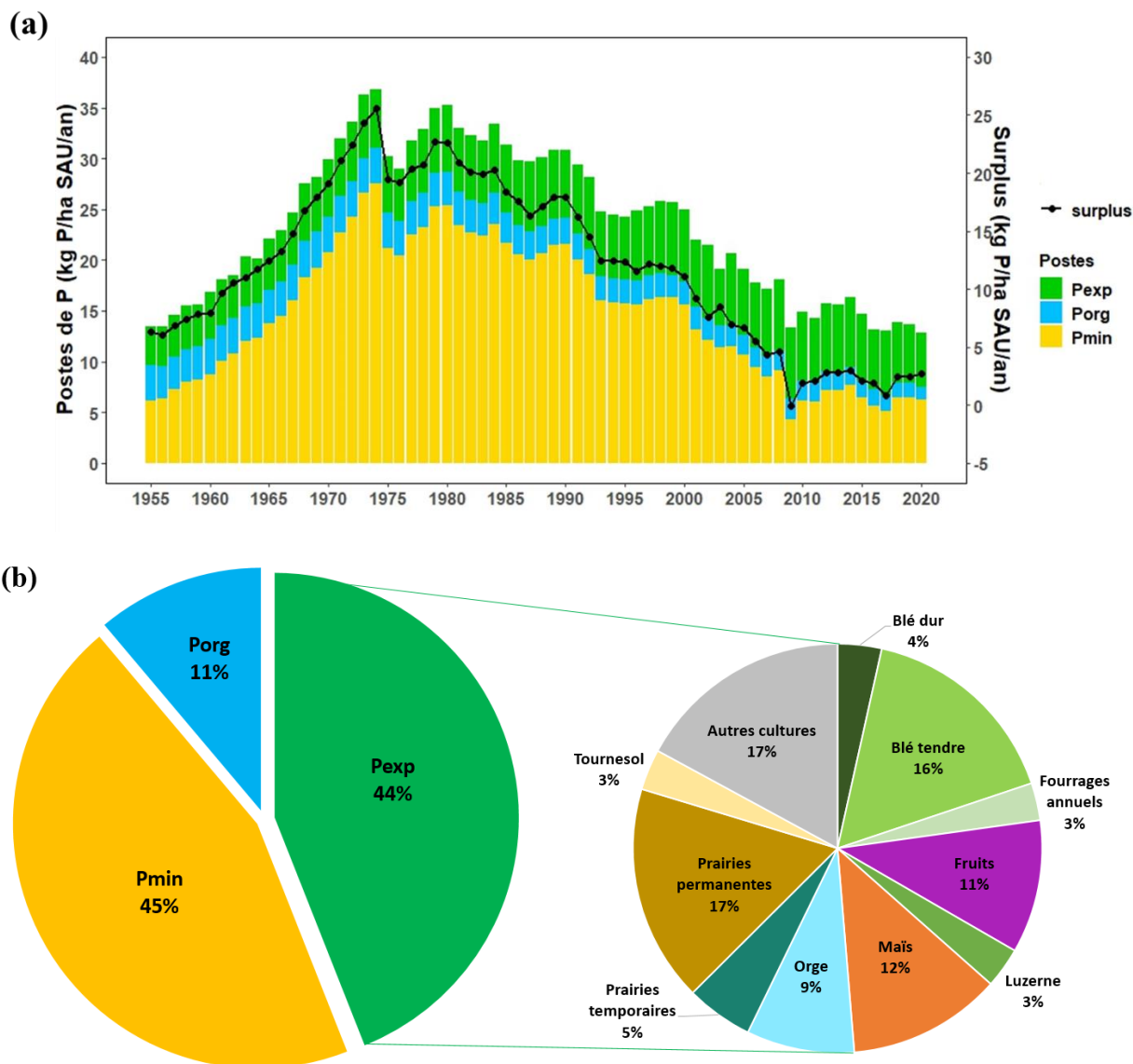
C. Otex 3 : Viticulture et autres fruits

Dans les communes principalement viticoles, la fertilisation minérale a représenté le principal flux de phosphore sur toute la période de 1955 à 2020, constituant une part plus importante par rapport aux communes des autres otex. Les surplus de phosphore suivent exactement la même tendance que celle de la fertilisation minérale : une augmentation jusqu’au milieu des années 1970, suivie d’une diminution après cette période (**Figure 5-9a**). La fertilisation organique n’a représenté qu’une faible part des flux de phosphore (**Figure 5-9b**).

Au cours de la période récente (2015-2020), le flux lié à l’exportation des cultures (principalement le blé tendre, les fruits notamment la vigne et les prairies) a atteint le même niveau que celui de la fertilisation

minérale (**Figure 5-9b**). Ensemble, les fertilisations minérale et organique ont excédé les sorties de phosphore, maintenant ainsi des surplus toujours positifs ces dernières années (**Figure 5-9a et 5-9b**).

En raison d'une utilisation intensive d'engrais minéraux sans augmentation significative des rendements, la PUE est restée dans la zone de risque de pollution et d'utilisation inefficace du phosphore (< 50%) sur une longue période allant de 1955 à la fin des années 2010. À partir de cette période, la PUE s'est améliorée, se situant désormais dans la zone optimale (entre 50 et 90% ; **Figure 5-9c**).



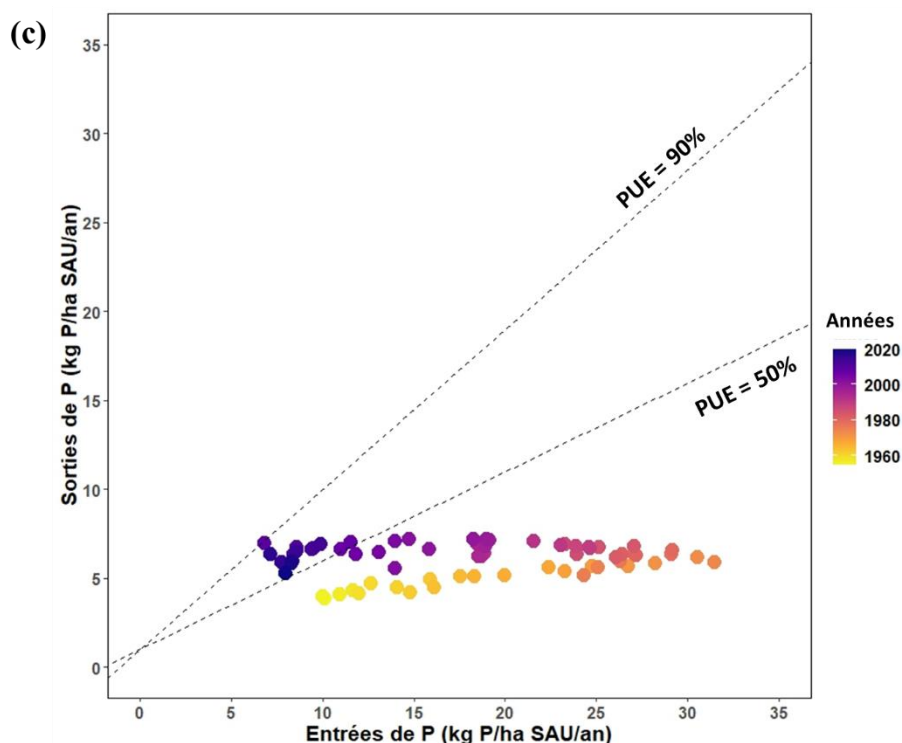
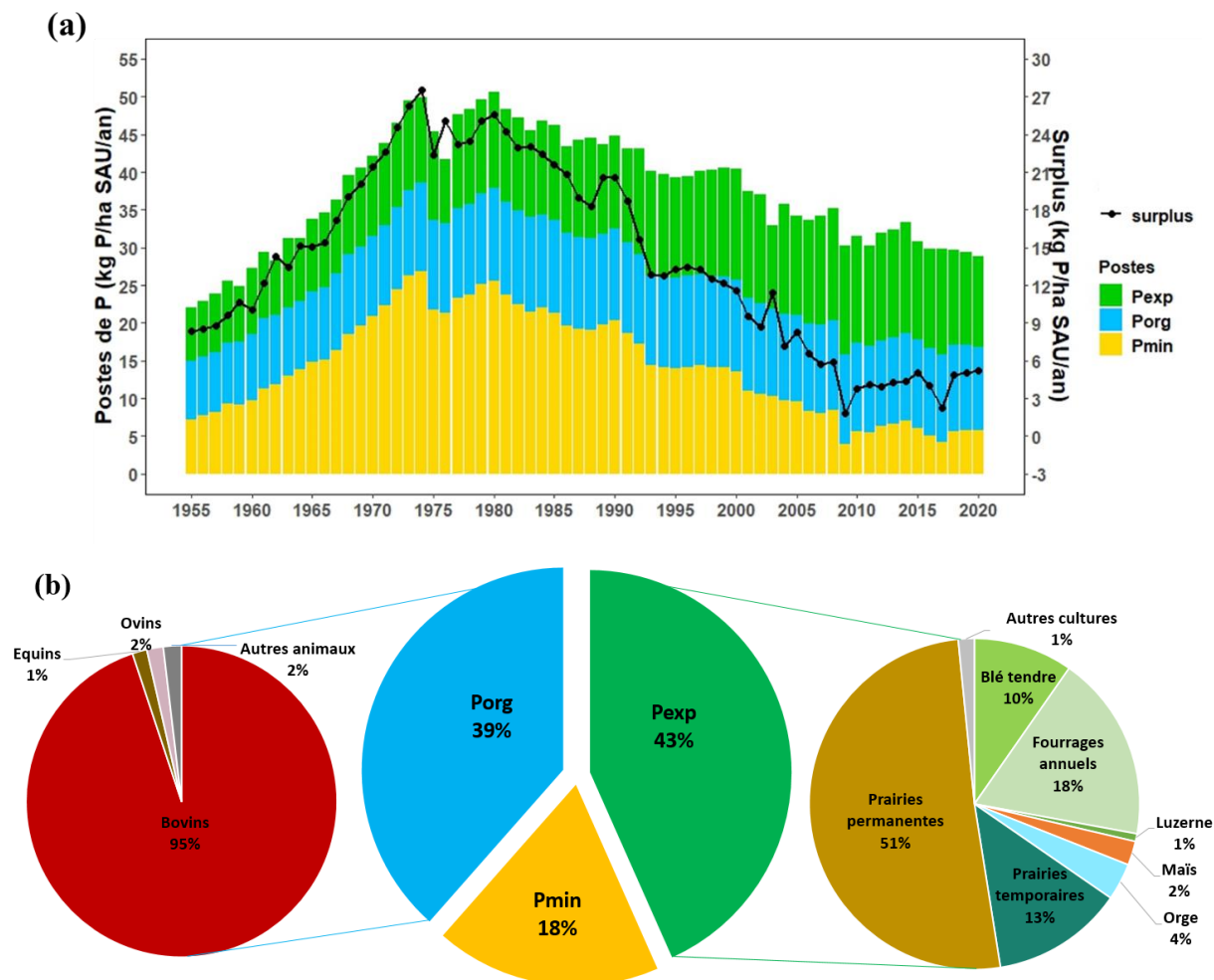


Figure 5-9 : Caractérisation des communes de l'otex 3 - Viticulture et autres fruits : **a)** Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, **b)** Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020 et caractérisation du poste P_{Exp} en fonction des principales catégories de cultures qui le composent sur la période 2015-2020, **c)** Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %

D. Otex 4 : Bovins

L'otex bovins regroupe les communes où prédomine l'élevage bovin, qu'il soit intensif (principalement en Normandie et en Bretagne) ou extensif dans les zones montagneuses. Dans ces communes, les surplus de phosphore ont également suivi la variabilité de l'utilisation des engrais minéraux, similairement aux communes des autres classes d'otex (**Figure 5-10a**). Cependant, la fertilisation organique, principalement via les excréments bovins, a représenté une part importante des apports de phosphore par rapport aux engrais minéraux, surtout au cours des deux dernières décennies (**Figures 5-10a et 5-10b**). Les sorties de phosphore via les exportations de cultures (principalement les cultures destinées à l'alimentation du bétail, telles que les prairies et les fourrages annuels) ont constitué le flux majoritaire sur la période 2015-2020 (**Figure 5-10b**). Durant cette période, les apports de phosphore via la fertilisation organique, suivie de la fertilisation minérale, ont excédé les sorties de phosphore, maintenant ainsi des surplus phosphatés relativement élevés.

La trajectoire du phosphore dans les communes de cette otex passe par deux phases distinctes (**Figure 5-10c**). La première phase, de 1955 à 1980, montre une efficacité située dans une zone de risque de pollution et d'utilisation inefficace du phosphore ($PUE < 50\%$), en raison d'une utilisation massive d'engrais (minéraux et organiques) face à une légère augmentation des sorties de phosphore. À partir des années 1980, l'efficacité commence à s'améliorer, atteignant la zone optimale dans les années 2000, grâce à une diminution de la fertilisation minérale et une augmentation des exportations de phosphore par les cultures.



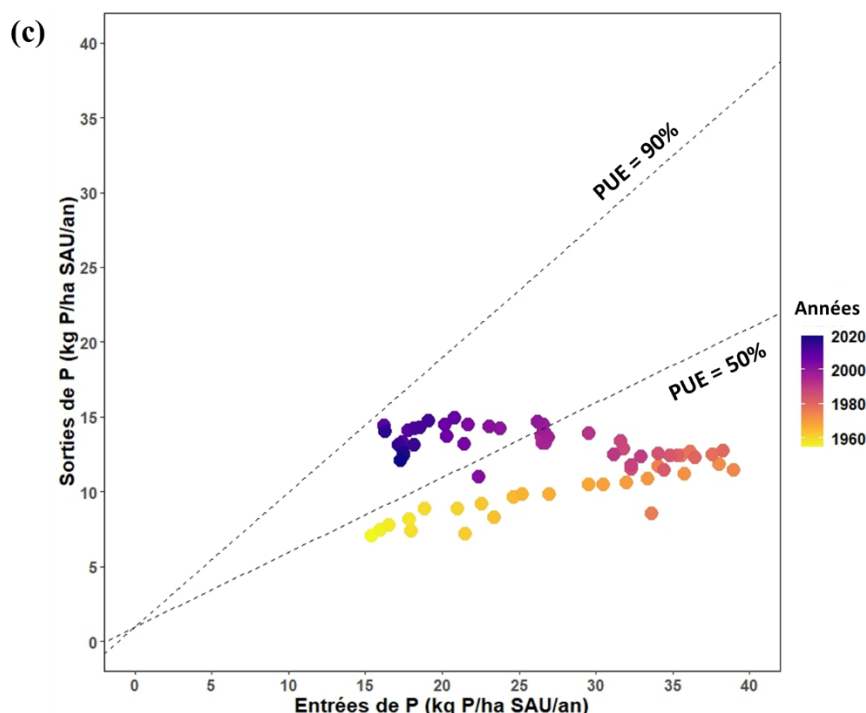
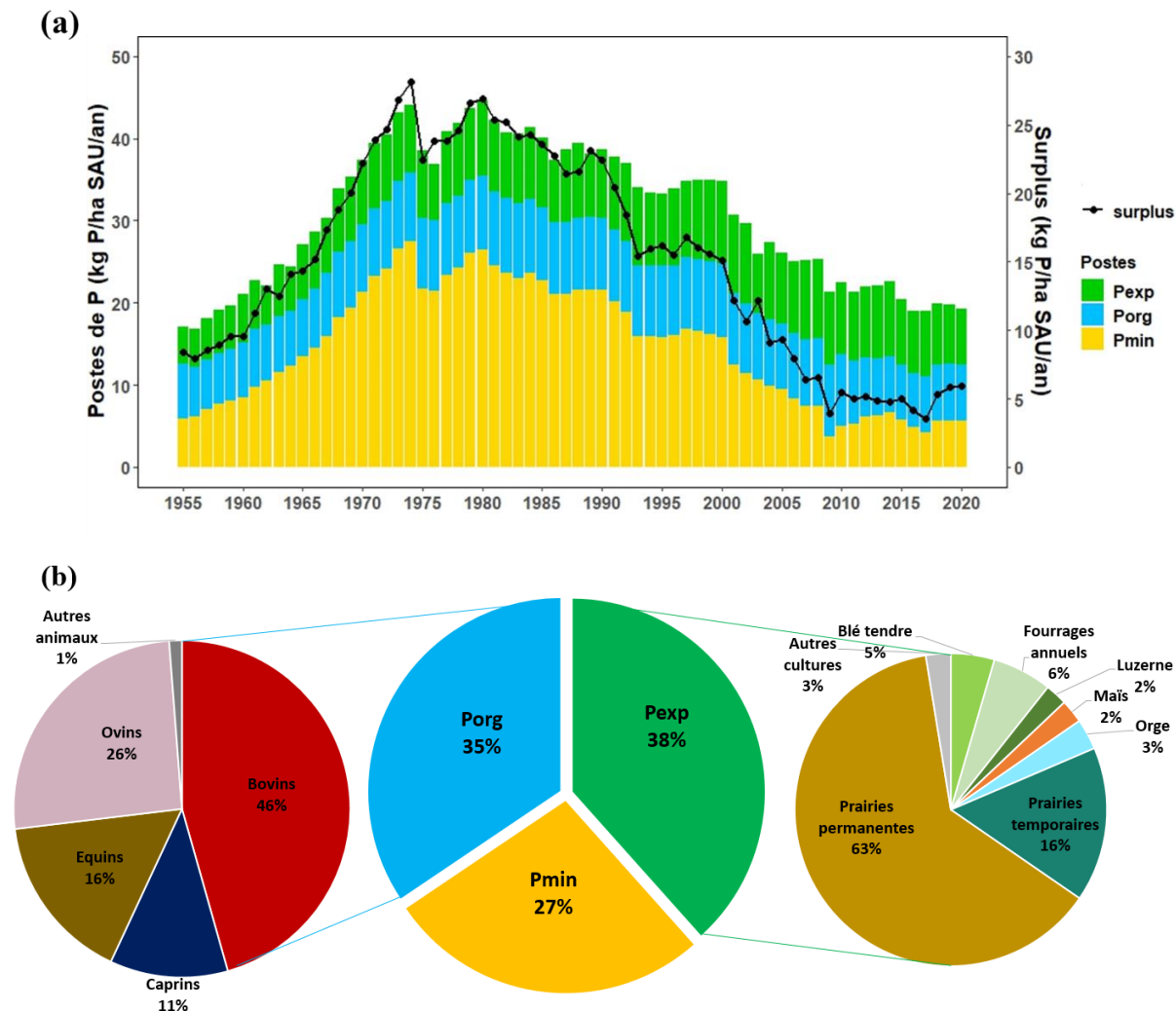


Figure 5-10 : Caractérisation des communes de l'otex 4 - Bovins : **a)** Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, **b)** Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonctions des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020, **c)** Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %

E. Otex 5 : Ovins, caprins et équins

Comme pour toutes les autres otex, l'évolution des surplus dans les communes où prédominent l'élevage ovin, caprin ou équin suit la dynamique de la fertilisation minérale (**Figure 5-11a**), utilisée pour fertiliser les champs de prairies et de fourrages annuels, qui représentent les cultures majoritaires dans ces communes (**Figure 5-11b**). Durant la période récente (2015-2020), le flux majoritaire de phosphore provient de l'exportation des cultures, principalement les prairies (**Figure 5-11b**). Toutefois, étant donné que les apports de phosphore via la fertilisation organique et minérale excèdent largement les sorties de phosphore via ces exportations, les surplus restent à des valeurs positives relativement élevées (**Figure 5-11a et 5-11b**). La fertilisation organique constitue l'apport principal de phosphore durant cette période, principalement via les excréments des ovins, caprins et équins, mais aussi par les bovins, qui contribuent de manière significative en raison des teneurs élevées de phosphore dans leurs excréments (**Figure 5-11b**).

La trajectoire du phosphore dans les communes de cette Otex est quasi similaire à celle de l'Otex des bovins, avec deux phases distinctes. Cependant, la PUE est restée dans la zone de faible efficacité (PUE < 50%) pendant une longue période, n'atteignant la zone optimale que récemment (**Figure 5-11c**). Cela est dû à l'utilisation intensive d'engrais organiques et minéraux.



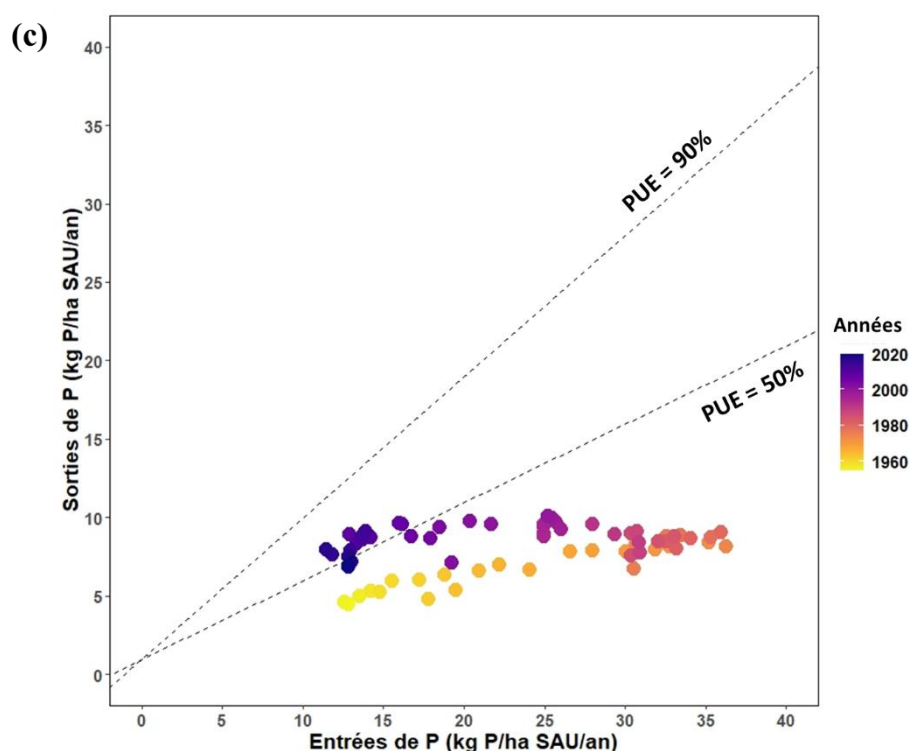
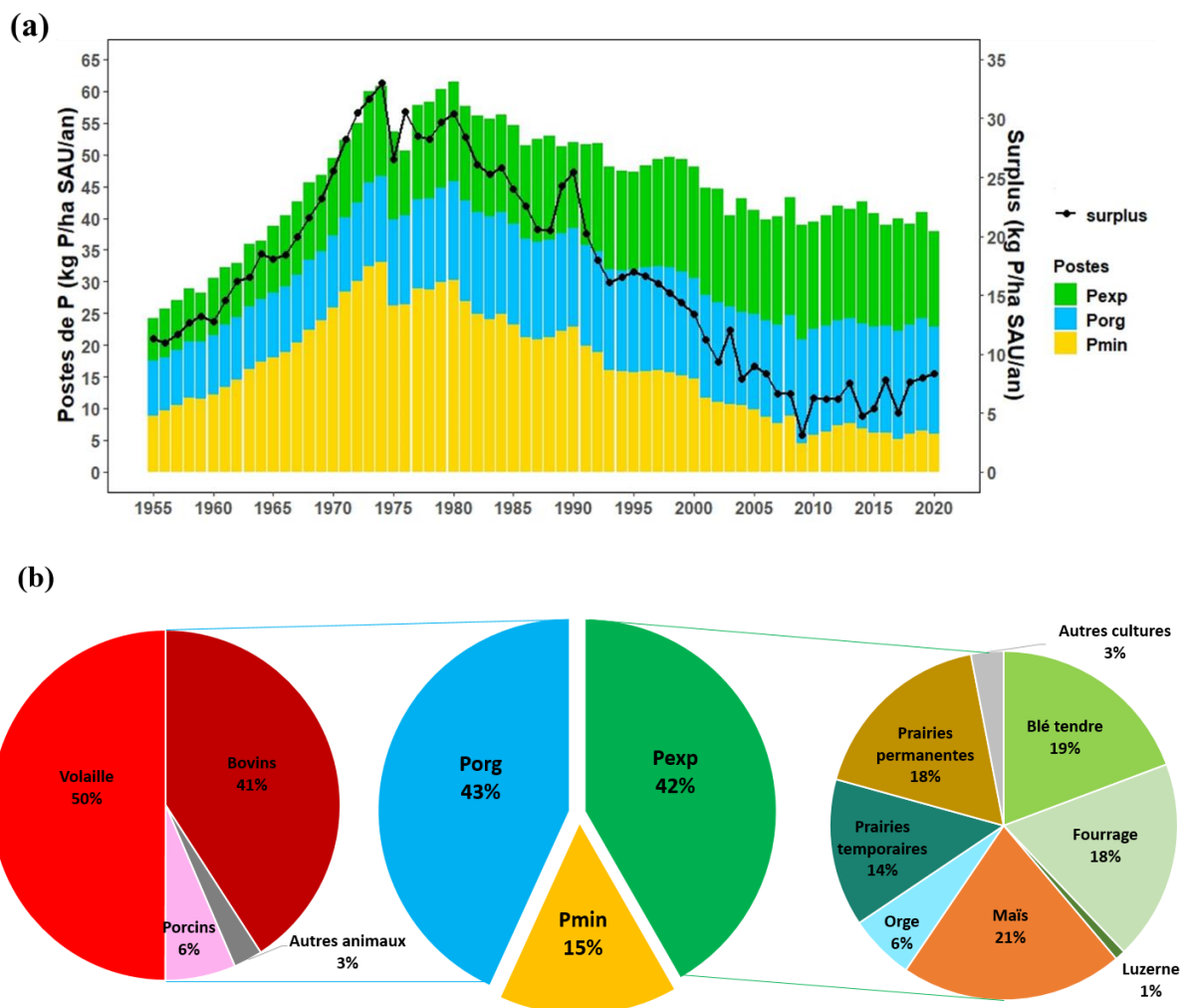


Figure 5-11 : Caractérisation des communes de l'otex 5 - Ovins, caprins et équins: **a)** Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, **b)** Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonctions des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020, **c)** Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %

F. Otex 6 : Volailles et porcins

L'évolution des surplus de phosphore au niveau des communes de cette otex suit les mêmes tendances que celles observées précédemment dans les autres otex (**Figure 5-12a**). Cependant, ces surplus affichent des valeurs parmi les plus élevées durant la période récente en raison de l'utilisation massive de la fertilisation organique, ainsi que de la fertilisation minérale, excédant largement les sorties de phosphore via les exportations de cultures. Comme illustré sur la **figure 5-12b**, la fertilisation organique constitue le flux majoritaire de phosphore pendant la période de 2015-2020, principalement via les excréments de volailles et de porcins, mais également de bovins (**Figure 5-12b**). Les exportations de phosphore par les cultures constituent également un flux important, principalement via des cultures céréalières comme le blé tendre et le maïs, ainsi que des cultures fourragères (prairies et fourrages annuels) (**Figures 5-12a et 5-12b**).

En ce qui concerne la PUE, elle montre des tendances similaires à celles observées dans les autres communes d'élevage. On observe une diminution de la PUE sur la période 1955-1980, en raison d'une utilisation importante d'apports excédant les sorties, engendrant une situation de risque de pollution ($PUE < 50\%$). À partir des années 1980, la PUE s'améliore en lien avec une diminution de l'utilisation des engrais minéraux, atteignant la zone optimale pour cette otex plutôt au début des années 2000 (Figure 5-12c).



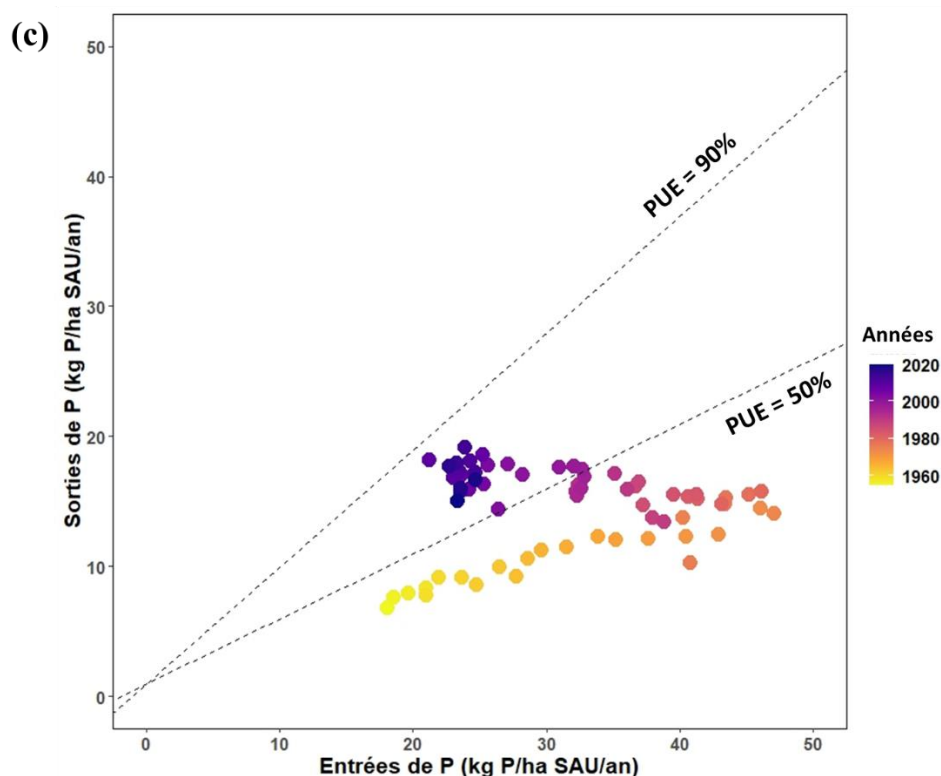


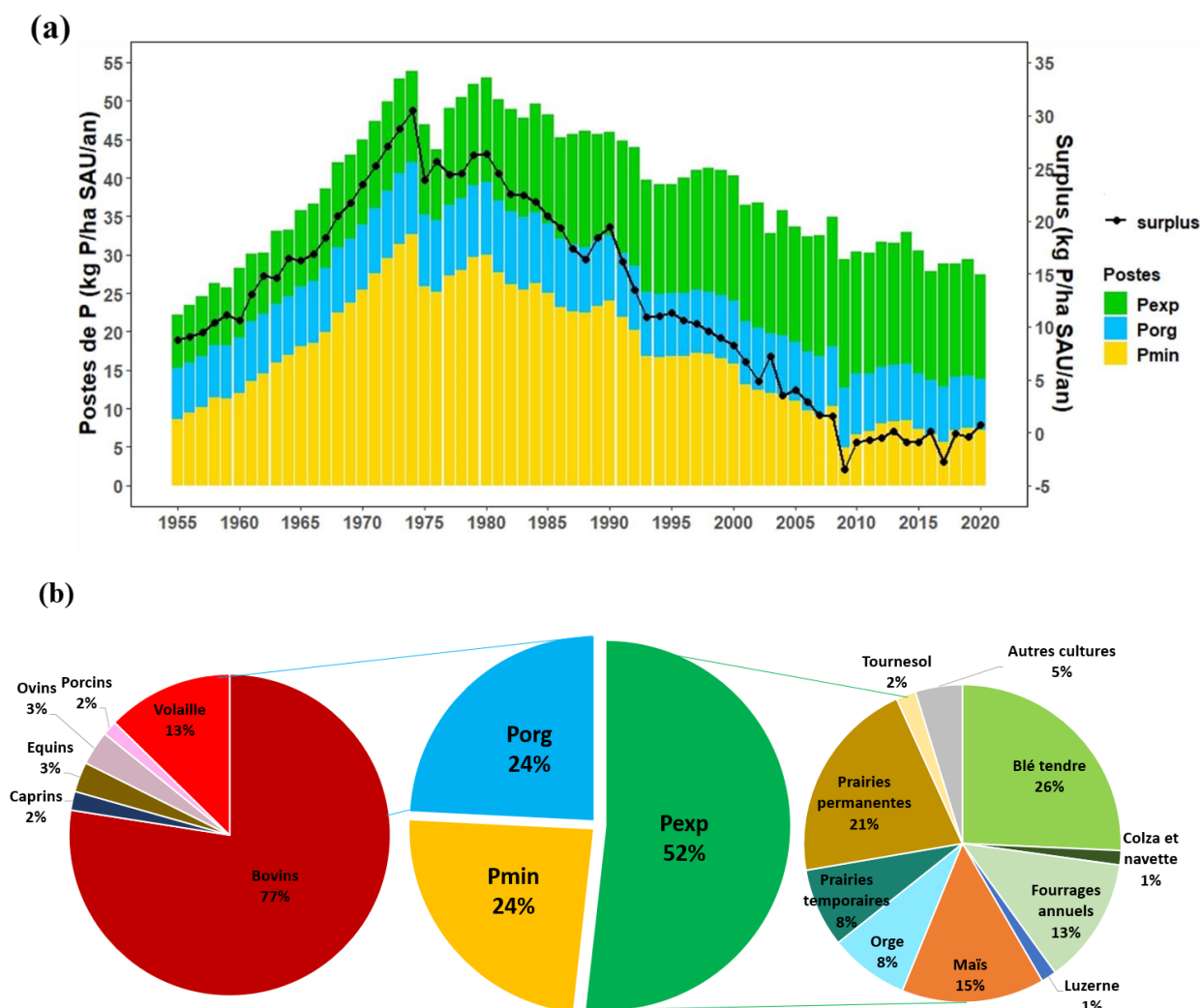
Figure 5-12 : Caractérisation des communes de l'otex 6 - Volailles et porcs: **a)** Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, **b)** Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonctions des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020, **c)** Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %

G. Otex 7 : Polyculture-élevage

Cette otex correspond au cas de 32% des communes françaises. Comme observé dans les autres otex, l'évolution des surplus suit celle de la fertilisation minérale (**Figure 5-13a**). À partir des années 2010, les surplus affichent des valeurs très faibles, voire négatives. Cela est dû à la diminution de la fertilisation minérale et à l'importance de l'exportation des cultures, qui constitue le flux majoritaire de phosphore, excédant les apports (**Figure 5-13b**). Les exportations proviennent principalement des cultures céréalières (blé tendre, maïs et orge) ainsi que des cultures fourragères (prairies et fourrages annuels ; **Figure 5-13b**).

Dans les communes de cette otex, les fertilisations minérale et organique représentent des parts de flux égales, car ces communes ont un système agricole mixte basé à la fois sur les cultures et l'élevage (Figure 5-13b).

En ce qui concerne la PUE, elle passe par les trois zones, comme observé dans la trajectoire de phosphore des communes de l'otex « grandes cultures ». Pendant la période 1955-1974, la PUE diminue, se situant dans la zone de risque de pollution ($PUE < 50\%$). À partir du milieu des années 1970, en raison de la diminution de l'utilisation des engrais chimiques, la PUE commence à s'améliorer pour atteindre la zone optimale entre la fin des années 1990 et la dernière décennie, où elle entre dans la zone de forte PUE et de risque d'épuisement des sols en raison des faibles apports de phosphore par rapport aux sorties (Figure 5-13c).



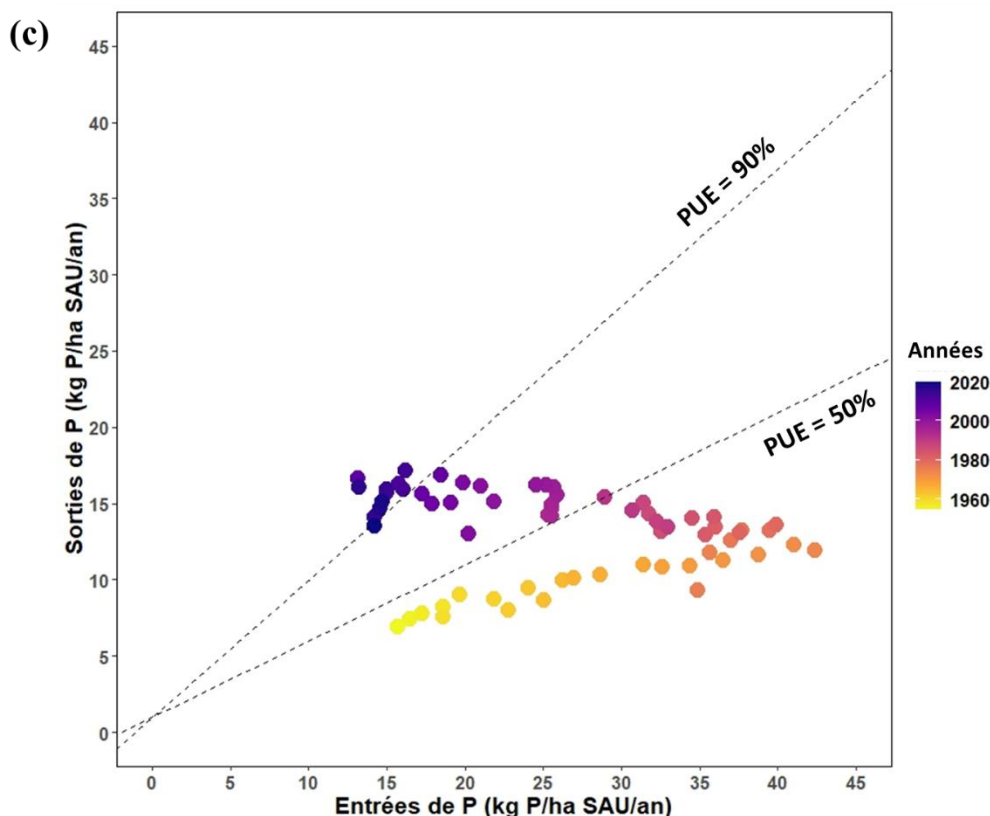


Figure 5-13 : Caractérisation des communes de l'otex 7- Polyculture-élevage: **a)** Evolution des surplus et des postes P (fertilisation minérale, fertilisation organique et exportation de cultures) sur la période 1955-2020, **b)** Répartition des trois postes de P sur la période 2015-2020, et caractérisation du poste P_{Org} en fonction des différentes catégories de cheptels qui le composent et le poste P_{Exp} en fonction des principales cultures qui le constituent sur la période 2015-2020, **c)** Relations entre les apports et les sorties de P avec trois zones possibles de PUE pour mettre en évidence les relations entre les entrées, les sorties et les surplus de phosphore. Les lignes pointillées noire correspondent à des efficacités d'utilisation de phosphore de 50 % et 90 %

3.4. Postes de CaSSiS contrôlant l'évolution des surplus

Il s'agit ici de déterminer qui, de la fertilisation minérale, la fertilisation organique ou l'exportation de phosphore par les cultures, est le principal facteur contrôlant l'évolution des surplus de phosphore au niveau des communes pour chaque classe d'otex. L'identification des facteurs de contrôle a été réalisée pour chaque classe d'otex à l'aide de deux méthodes statistiques. Premièrement, la matrice de corrélation de Pearson a été utilisée pour déterminer laquelle des trois variables est la plus corrélée avec la variable des surplus (selon le coefficient de corrélation de Pearson). Ensuite, une régression linéaire a été appliquée entre la ou les variables identifiées présentant des coefficients de corrélation élevés (proches de -1 ou 1) et la variable des surplus, pour sélectionner celles ayant le coefficient de détermination (R^2) le plus élevé. Les facteurs de contrôle ont été identifiés sur deux périodes distinctes : 1955-1974 et 1975-

2020. L'année 1974 a été choisie car elle correspond à l'année où le surplus a atteint son maximum (Tableau 5-2).

Tableau 5-2 : les facteurs de contrôle de l'évolution des surplus P à l'échelle communale pour les communes des 7 otex définies sur les périodes 1955-1974 et 1975-2020

Otex	1955-1974	1975-2020
Otex 1 : Grandes cultures	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.83$)	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.25$)
Otex 2 : Légumes et autres cultures horticoles	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.74$)	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.60$)
Otex 3 : Viticulture et autres fruits	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.80$)	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.16$)
Otex 4 : Bovins	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.83$)	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.47$)
Otex 5 : Ovins, caprins et équins	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.73$)	- Fertilisation minérale ($R^2 = 0.48$) - Fertilisation organique ($R^2 = 0.49$)
Otex 6 : Volailles et porcins	- Fertilisation minérale ($R^2 = 0.63$) - Fertilisation organique ($R^2 = 0.57$)	Fertilisation organique ($R^2 = 0.88$)
Otex 7 : Polyculture-élevage	Fertilisation minérale ($R^2 = 0.81$)	Fertilisation organique ($R^2 = 0.46$)

L'analyse des facteurs de contrôle des surplus de phosphore dans les systèmes agricoles sur les deux périodes étudiées met en lumière l'importance significative de la fertilisation minérale quel que soit le type d'otex considéré mais tout particulièrement dans les systèmes de cultures (otex 1, 2 et 3). Pour les grandes cultures, les cultures horticoles et arboricoles, la fertilisation minérale a été le principal facteur contrôlant l'évolution des surplus de P pendant les deux périodes, bien que son influence ait diminué avec le temps. Dans les systèmes d'élevage (otex 4, 5 et 6), l'influence de la fertilisation minérale est aussi prépondérante même si la fertilisation organique gagne en importance. Pour ces systèmes, les deux types de fertilisation ont joué un rôle crucial, mais la fertilisation organique a pris une place de plus en plus significative dans la période récente.

L'influence de la fertilisation minérale demeure également notable dans les systèmes polyculture-élevage (otex 7), où elle était initialement dominante avant que la fertilisation organique ne contrôle les surplus dans la période récente. Ces résultats montrent une évolution des pratiques de fertilisation, avec une diminution de l'influence de la fertilisation minérale et une augmentation de l'importance de la fertilisation organique dans les systèmes d'élevage.

L'analyse des surplus à l'échelle communale, en fonction des otex, a permis de dégager des tendances spécifiques. Nous allons maintenant examiner le lien des surplus de phosphore avec les variations des teneurs en phosphore dans les sols.

II. Analyse de l'influence des surplus P sur les variations des teneurs en phosphore dans les sols à l'échelle cantonale

1. Présentation des données de la BDAT

L'objectif de cette partie est de comparer les résultats de surplus calculés par le modèle CaSSiS avec les données sur les teneurs en phosphore dans les sols, issues de la Base de Données des Analyses de Terre (BDAT). Initiée en 2001 par le GIS Sol et financée par le ministère de l'Agriculture, la BDAT comporte les résultats d'analyses de sols demandés principalement par les agriculteurs pour calibrer leurs fertilisations (Lemercier et *al.*, 2006). Dans chaque champ, 10 à 15 sous-échantillons de la couche de labour (0-30 cm) sont prélevés et mélangés pour obtenir un échantillon composite. Ces échantillons sont envoyés à l'un des 36 laboratoires certifiés par le Ministère de l'Agriculture français pour des analyses normalisées (AFNOR ou ISO) (Saby et *al.*, 2004 ; Lemercier et *al.*, 2008). Ces analyses comprennent plusieurs propriétés physico-chimiques des sols à savoir la granulométrie, le pH, le calcaire, l'azote total, le carbone organique et le phosphore extractible (Saby et *al.*, 2004). Les résultats de ces analyses sont stockés dans la base de données nationale qui permet d'étudier la variabilité spatiale et temporelle des propriétés des sols, en fournissant des informations clés sur l'état des sols agricoles en France grâce à une distribution géographique bien établie des données accumulées depuis les années 1990 (Lemercier et *al.*, 2006 ; Saby et *al.*, 2014).

Les informations relatives au phosphore dans la BDAT incluent les niveaux de phosphore extractible selon différentes méthodes (Lemercier et *al.*, 2006). La méthode Joret-Hébert extrait le phosphore par solubilisation dans une solution d'oxalate d'ammonium à 0,1 mol.l⁻¹ (norme NF X31-161), applicable sur une large gamme de pH des sols. La méthode Olsen utilise un réactif alcalin pour extraire le phosphore avec une solution de bicarbonate de sodium 0,5 M (norme NF ISO 11263), adaptée à tous types de sols. Enfin, la méthode Dyer extrait le phosphore par solubilisation dans une solution d'acide

citrique monohydraté à 20 g.l⁻¹ (norme NF X31-160), mais ne s'applique pas aux sols contenant plus de 20 g.kg⁻¹ de calcaire total (Lemercier et *al.*, 2006). Une méthode d'harmonisation permettant de synthétiser l'ensemble des mesures en P par le recours à une règle appliquée aux analyses P Dyer et P Joret-Hébert a été effectuée en convertissant leurs résultats en une mesure standardisée, appelée indicateur de phosphore équivalent Olsen (Saby et *al.*, 2016).

L'information fondamentale pour géoréférencer une analyse est la localisation de la commune d'où provient l'échantillon. Les résultats sont ensuite agrégés à différentes échelles, permettant à la fois d'obtenir des effectifs suffisants dans chaque unité d'agrégation et de préserver le secret statistique (Saby et Lemercier, 2013). Ces résultats sont fournis à plusieurs échelles : région, département, petite région agricole (PRA) et canton et sont agrégés sur six périodes de cinq ans : 1990-1994, 1995-1999, 2000-2004, 2005-2009, 2010-2014 et 2015-2020, permettant d'établir des comparaisons entre périodes successives et de mettre en évidence statistiquement des évolutions significatives (Saby et *al.*, 2016).

Dans le présent travail, le niveau cantonal a été choisi car il offre un dénominateur spatial commun le plus fin entre les données concernant la qualité des sols et les surplus phosphatés. De plus, ce découpage optimise le nombre d'analyses par entité géographique (Schvartz et *al.*, 1997).

2. Evolution temporelle des teneurs en phosphore dans les sols français

Le résumé statistique des données cantonales des teneurs en phosphore équivalent Olsen dans la couche arable (0-30 cm) pour les six périodes est présenté dans le **tableau 5-3**. Le nombre de cantons ayant au moins 10 échantillons a considérablement augmenté au fil des périodes, passant de 1197 cantons en 1990-1994 à 3220 cantons en 2015-2020. De même, le nombre total d'analyses a fortement augmenté, passant de 46 707 à 889 045 sur la même période. Cette augmentation du nombre de cantons et d'analyses témoigne d'un élargissement de l'échantillonnage et d'une amélioration de la couverture des données au fil du temps.

Tableau 5-3 : Statistiques sommaires des données cantonales des teneurs en P équivalent Olsen dans la couche arable (0-30 cm) (mg P/kg) pour des périodes quinquennales entre 1990 et 2020

	1990-1994	1995-1999	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015-2020
Nombre de cantons ayant minimum 10 échantillons	1197	2719	2853	2663	2875	3220
Nombre d'analyses	46 707	416 410	539 501	538 902	597 045	889 045
1^{er} décile	45	40	38	35	30	25
1^{er} quartile	60	55	53	49	43	37
Médiane	80	75	74	69	63	55
3^{ème} quartile	101	98	98	94	86	80
9^{ème} décile	127	125	125	121	113	109
Moyenne	84	80	79	75	69.3	64
Ecart-type	33	33	34	35	35	37

Les valeurs des différents quantiles (1^{er} décile, 1^{er} quartile, médiane, 3^{ème} quartile, 9^{ème} décile) ainsi que la moyenne des teneurs en phosphore montrent toutes une tendance à la diminution. Cependant, l'écart-type, qui mesure la dispersion des valeurs de P, est resté relativement stable tout en augmentant légèrement de 33 à 37 sur la période étudiée. Cette légère augmentation de l'écart-type suggère une variabilité croissante des teneurs en P entre les cantons.

Les cartes des moyennes cantonales des teneurs en phosphore révèlent des tendances spatiales importantes dans la distribution du phosphore dans les sols. La densité des observations a augmenté au fil du temps, permettant de couvrir la majorité des régions avec un nombre significatif de résultats dans les périodes récentes, à l'exception des zones montagneuses (**Figure 5-14**).

Au cours de la période 1990-1994, malgré un nombre limité de données, les valeurs les plus élevées se trouvaient principalement dans les cantons de la Bretagne, des Pays de Loire, du Bassin parisien, de

l'Alsace et des Hauts-de-France (**Figure 5-14**). Durant les périodes quinquennales suivantes, les teneurs en phosphore sont demeurées élevées dans les cantons bretons. En revanche, les cantons des Hauts-de-France ont connu une diminution de leurs teneurs en phosphore au cours des deux dernières décennies. Pendant cette période récente, les teneurs les plus faibles en phosphore se trouvent principalement dans les régions dominées par un élevage extensif (Limousin, Jura, et Vosges), ainsi que dans le Sud-Est de la France. Ces variations contrastées des teneurs en phosphore dans les sols, tant sur le plan spatial que temporel, sont dues à la diversité des pratiques agricoles et des conditions pédoclimatiques locales (Saby *et al.*, 2016).

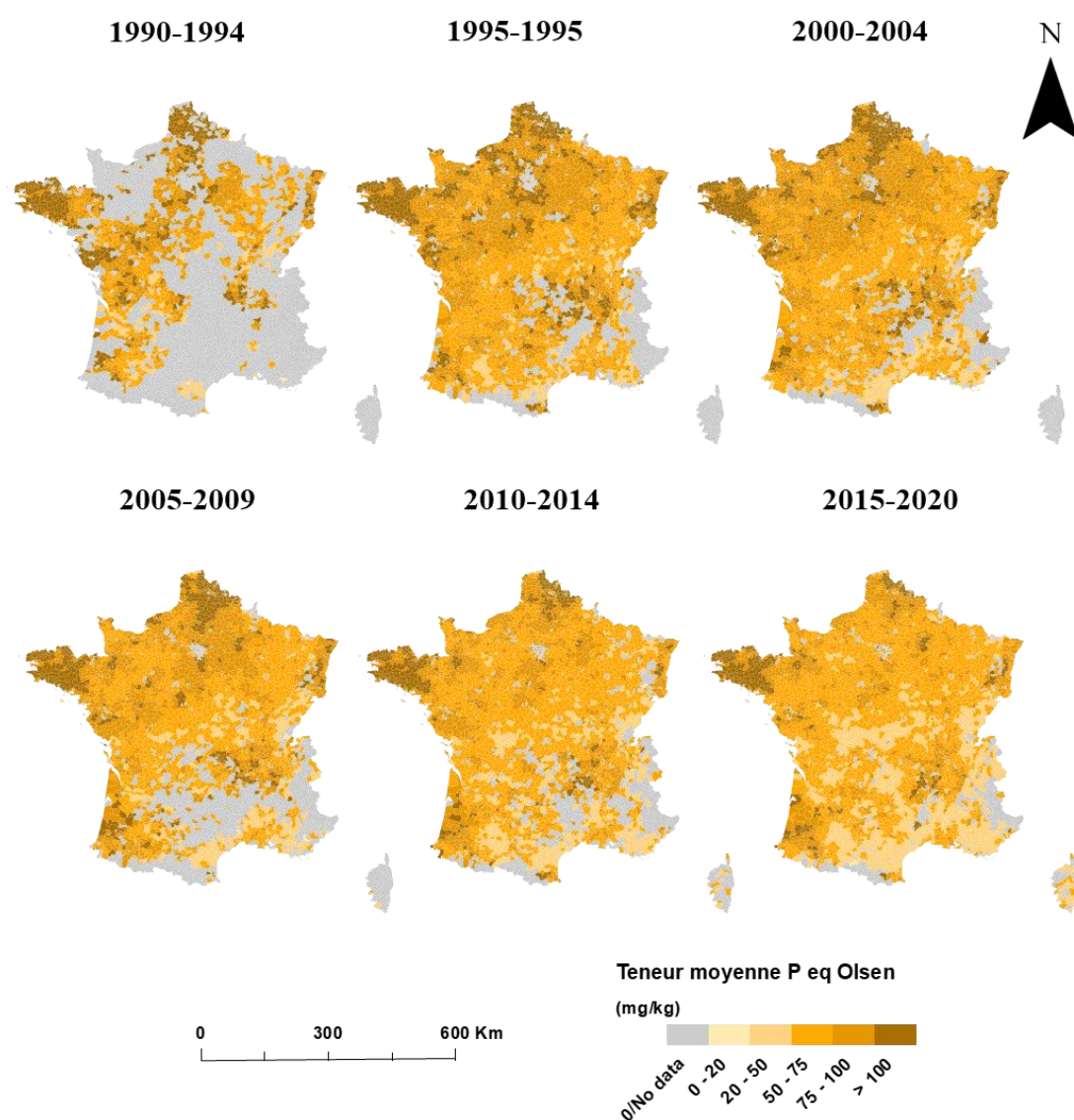


Figure 5-14 : Evolution spatio-temporelle des teneurs moyennes en phosphore à l'échelle cantonale sur six périodes quinquennales entre 1990 et 2020

3. Analyse croisée des teneurs en P dans les sols et des surplus en P à l'échelle cantonale

Les teneurs cantonales dans les sols de la période 2015-2020 sont comparées aux valeurs de surplus de phosphore communaux agrégés à l'échelle cantonale selon le découpage cantonal de 2010 sur une période plus longue de 1955 à 2020. Le décalage temporel entre teneurs dans les sols et évolution des surplus permet d'évaluer si les niveaux actuels des stocks de phosphore dans les sols peuvent dépendre des apports historiques de phosphore.

Au cours de la période 2015-2020, les valeurs de surplus de phosphore sont très faibles, voire négatives, dans la région nord du pays, mais demeurent relativement élevées en Bretagne et dans certaines zones du sud, telles que la région Occitanie. Les teneurs en phosphore suivent une tendance inverse. Comme précédemment décrit, les niveaux les plus élevés ont été principalement observés dans les cantons du Nord et de Bretagne. En revanche, ces teneurs sont faibles dans la partie sud du pays et restent modérées dans une grande partie du territoire national (**Figure 5-15**).

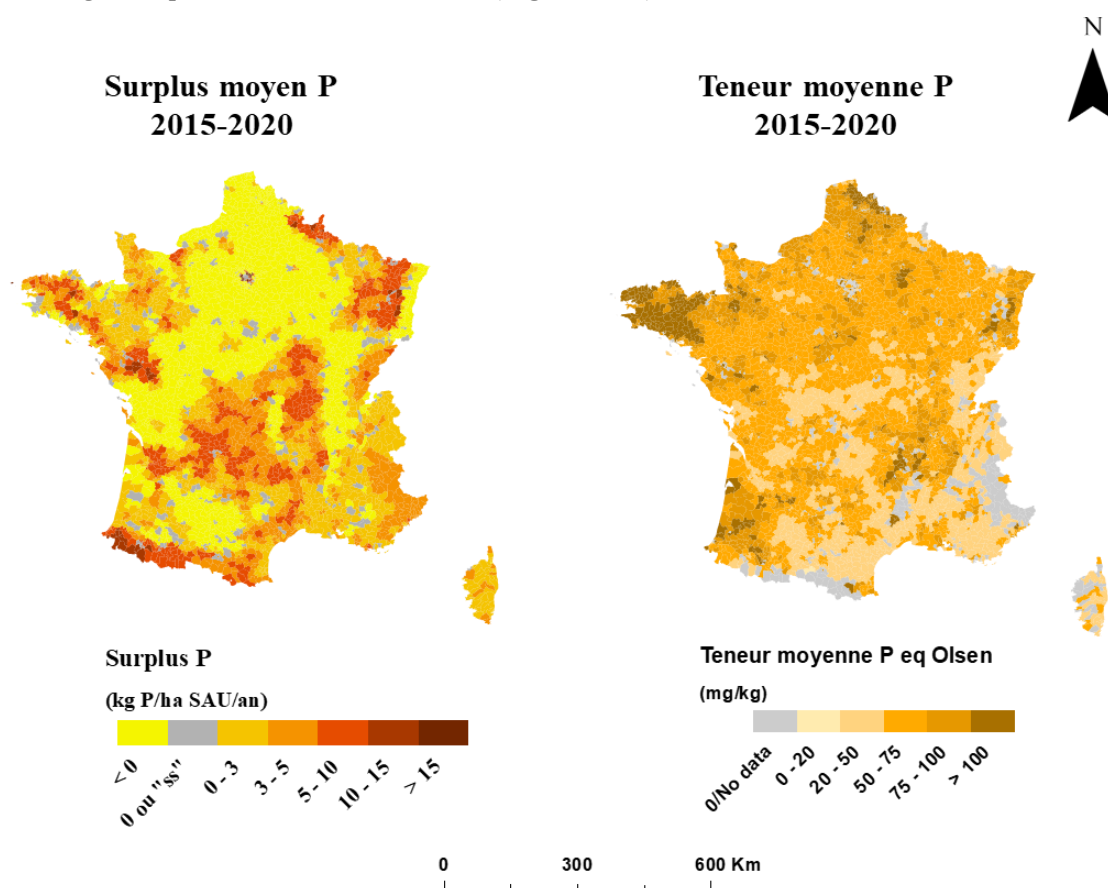


Figure 5-15 : Comparaison entre les moyennes des surplus P et des teneurs en P dans les sur la période 2015-2020 à l'échelle cantonale

La comparaison des teneurs dans les sols (2015-2020) avec les surplus de phosphore des périodes précédentes (1955-2014 ; **Figure 5-16**) nous montre que les zones où les surplus sont devenus négatifs sont parmi celles qui avaient les valeurs les plus élevées de surplus dans les années précédentes, en particulier pendant la période 1965-1994. Cela suppose qu'une relation apparente pourrait s'établir entre les surplus de phosphore des périodes anciennes et les teneurs en P sur la période actuelle.

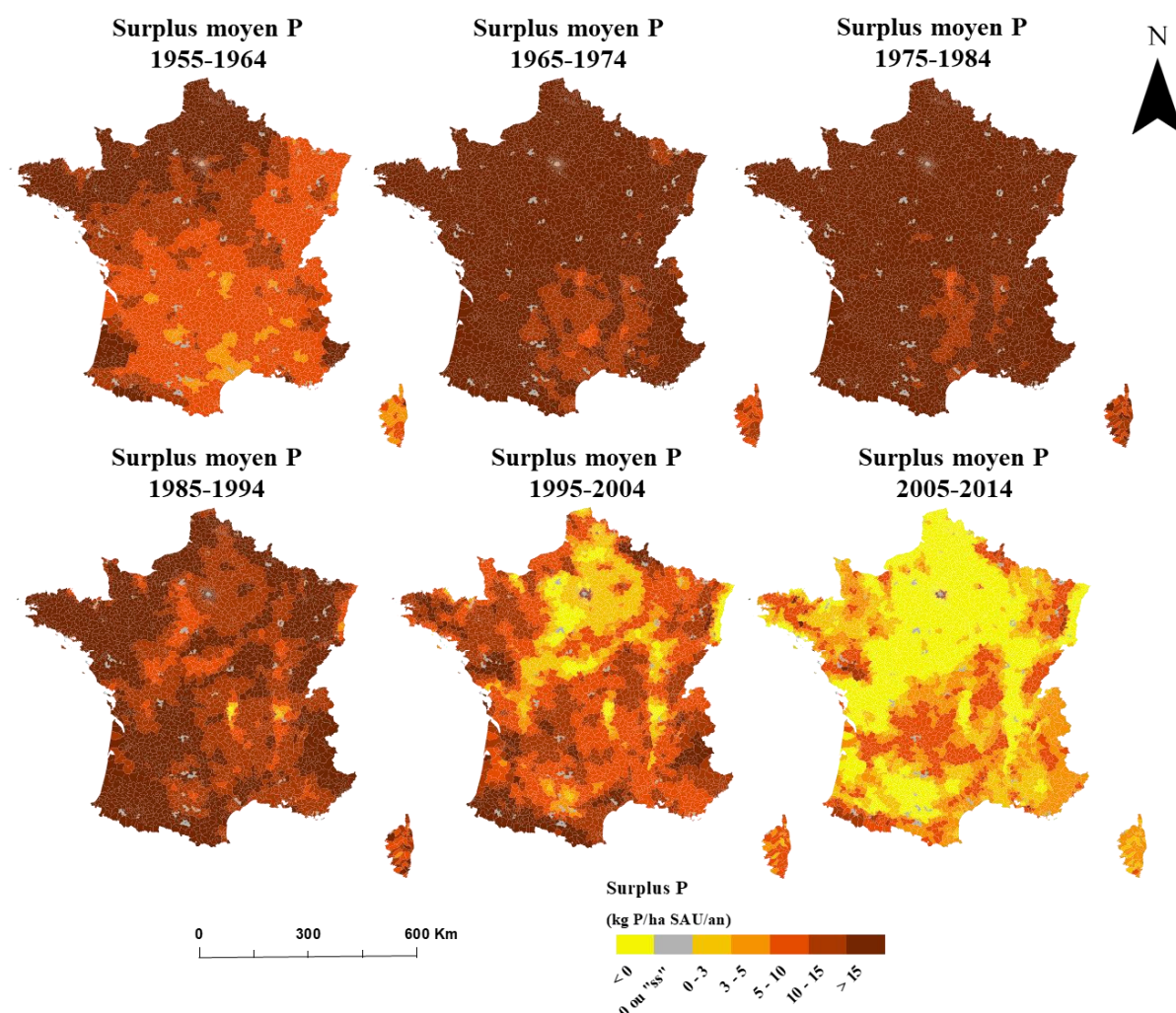


Figure 5-16 : Evolution des surplus P (Moyenne sur 10 ans) sur les périodes 1955-1964, 1965-1974, 1975-1984, 1985-1994, 1995-2004 et 2005-2014

Plusieurs méthodes statistiques ont été testées, notamment des méthodes de régression (linéaire et robuste) et l'analyse en composantes principales (ACP), pour mettre en évidence une/des relations statistiques significatives entre teneurs en phosphore dans le sol et surplus de P cantonaux à différentes périodes. Des méthodes telles que la classification ascendante hiérarchique (CAH), le k-means et l'analyse factorielle des données mixtes (AFDM) ont également été explorées en intégrant d'autres variables comme les otex, le découpage régional, le pH et les types de sol. Aucune relation significative n'a pu être établie en utilisant ces méthodes. Même en se concentrant sur une otex d'une région et en les comparant sur plusieurs périodes, les coefficients de détermination obtenus étaient non significatifs

($R^2 < 0,10$). Les trois graphiques illustrés dans les figures 5-17, 5-18 et 5-19 démontrent qu'il n'existe pas de relation linéaire significative entre les deux variables.

Cette difficulté à établir une relation statistique significative entre bilans et teneurs en P dans des sols agricoles a déjà été mentionnée dans plusieurs autres études scientifiques (Lemercier et *al.*, 2008 ; Delmas et *al.*, 2015 ; Le Noë et *al.*, 2018b). Ces études ont cependant mis en évidence que les tendances du changement des teneurs en phosphore au fil du temps pouvaient être dépendantes des pratiques agricoles sans toutefois que les corrélations soient très robustes (Lemercier et *al.*, 2008 ; Delmas et *al.*, 2015 ; Le Noë et *al.*, 2018b). On peut en revanche décrire la relation entre les teneurs en P dans les sols et les surplus P sur trois zones qui se distinguent.

- Zones à surplus faibles de P avec teneurs élevées en P dans les sols

Ces zones présentent une particularité intéressante où, malgré des surplus de P actuels négatifs, les sols maintiennent des teneurs relativement élevées en P. Cette situation pourrait être attribuée à une accumulation historique de phosphore dans les sols (Arrouays et *al.*, 2012). Un exemple est celui des cantons du Nord de la France. Dans cette région, 62 % des cantons sont dominés par des systèmes agricoles de grandes cultures. Historiquement, ces zones ont reçu d'importantes quantités d'engrais minéraux (Saby et *al.*, 2004 ; Lemercier et *al.*, 2006). De plus, l'enrichissement en phosphore a été favorisé par l'utilisation agricole des scories de déphosphoration, un co-produit de l'industrie du fer local (Lemercier et *al.*, 2006). Cela a entraîné des surplus de phosphore très élevés dans le passé, qui ont progressivement diminué jusqu'à aujourd'hui (**Figure 5-17**).

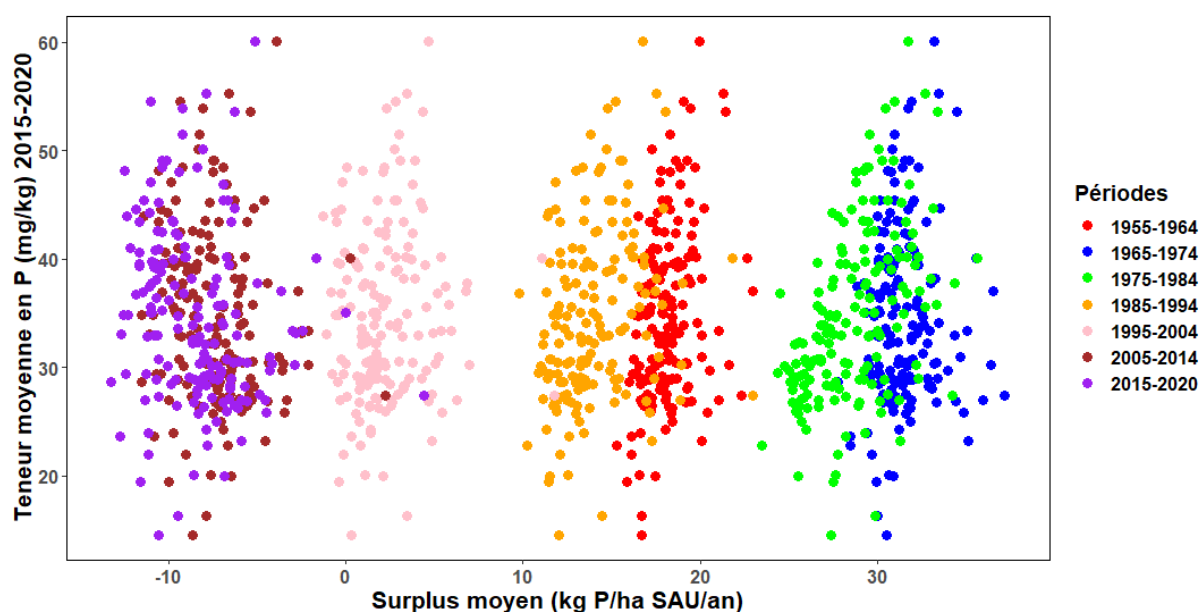


Figure 5-17 : les teneurs en phosphore (moyenne sur la période 2015-2020 en mg P/kg) en fonction de l'évolution des surplus moyens P (kg P ha SAU⁻¹) sur les périodes 1955-1964, 1965-1974, 1975-1984,

1985-1994, 1995-2004 et 2005-2014 au niveau des cantons de la région Hauts-de-France ayant une otex prédominante basée sur les grandes cultures

Les surplus P ont progressivement diminué depuis 1974 en raison du déclin de l'industrie et l'évolution des pratiques agricoles qui ont conduit à une réduction de l'application d'engrais minéraux et de la faible densité d'élevage impliquant qu'il y a moins de fertilisants organiques disponibles pour compenser les réductions de fertilisants minéraux.

Ces cantons nécessiteront une attention particulière pour comprendre les mécanismes sous-jacents qui permettent de maintenir des niveaux élevés de phosphore dans les sols malgré des surplus négatifs. Une compréhension approfondie de ces dynamiques est essentielle pour éviter une dégradation future de la fertilité des sols, ce qui pourrait avoir des conséquences sur la productivité agricole à long terme. Des stratégies de gestion adaptées devront être développées pour assurer une utilisation durable et équilibrée des ressources en phosphore dans ces régions, telles que la promotion de l'utilisation de fertilisants organiques, tels que le fumier et le compost, pour améliorer la disponibilité du phosphore et augmenter le recyclage interne du phosphore dans le sol (Schröder et *al.*, 2010 ; Arrouays et *al.*, 2012 ; Smol, 2019).

- Zones à surplus modérés à élevés de P avec teneurs élevées en P dans les sols

Ces zones montrent une forte corrélation entre les apports importants de phosphore et les teneurs élevées de phosphore dans les sols. Elles sont typiquement caractérisées par une production agricole intensive, notamment la production animale avec une forte densité d'élevage, où l'utilisation d'engrais et de fumier est importante pour maintenir et augmenter la productivité des cultures (principalement destinée à l'alimentation animale). Un exemple notable de ces zones est la Bretagne, où plus de 80 % des cantons sont dominés par des activités d'élevage. Leurs pratiques conduisent à des apports importants de phosphore minérale et organique dans les sols. Bien que ces apports, notamment minéraux, aient diminué au fil du temps, les surplus de phosphore restent modérément élevés et positifs jusqu'à aujourd'hui. (**Figure 5-18**). Les apports continus et excessifs de phosphore dépassent souvent la capacité d'absorption des cultures, entraînant une accumulation progressive du phosphore dans les sols (Lemercier et *al.*, 2006 ; Arrouays et *al.*, 2012). Cette accumulation peut être bénéfique pour la fertilité, mais elle présente des risques environnementaux à long terme (Arrouays et *al.*, 2012). Il est crucial de mettre en œuvre des stratégies de gestion efficaces pour assurer une utilisation durable du phosphore. Cela inclut l'optimisation de l'utilisation des engrais en réduisant les apports d'engrais minéraux et en ajustant les doses en fonction des besoins réels des cultures et des teneurs en phosphore dans les sols (Schröder et *al.*, 2010).

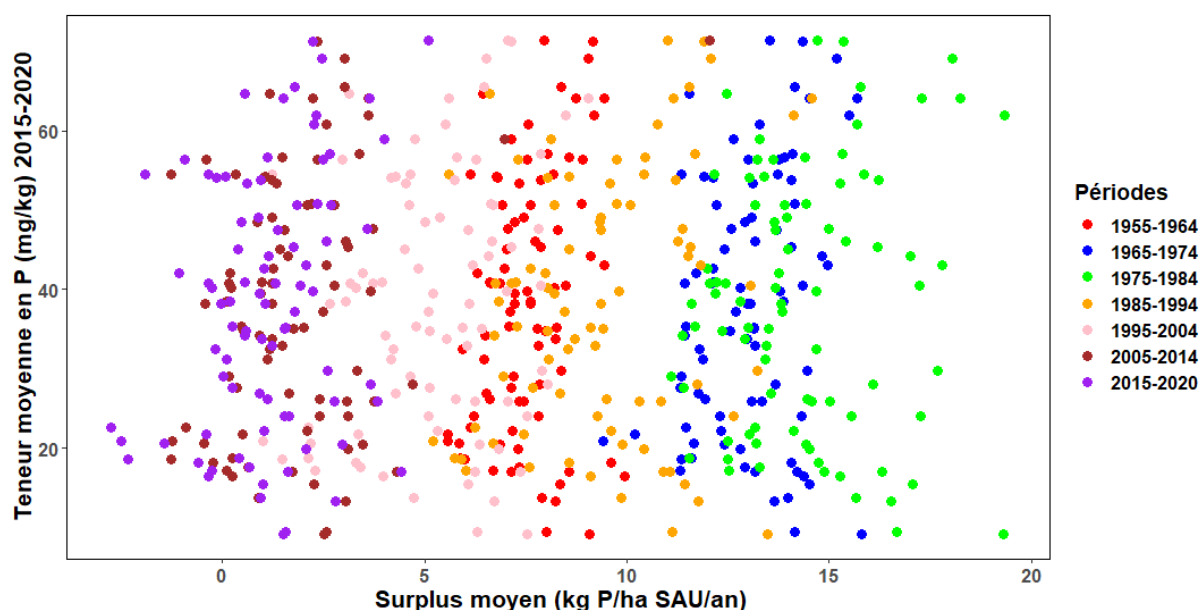


Figure 5-18 : les teneurs en phosphore (moyenne sur la période 2015-2020 en mg P/kg) en fonction de l'évolution des surplus moyens P (kg P ha SAU^{-1}) sur les périodes 1955-1964, 1965-1974, 1975-1984, 1985-1994, 1995-2004 et 2005-2014 au niveau des cantons de la région de Bretagne ayant une otex prédominante basée sur l'élevage

- Zones à surplus modérés à élevés de P avec teneurs modérément faibles en P dans les sols

Ces zones se caractérisent par des surplus de phosphore modérés à élevés (en moyenne supérieurs à $13 \text{ kg P ha SAU}^{-1}$ sur la période 2015-2020). Cependant, les teneurs en phosphore dans les sols y restent modérément faibles, avec des valeurs moyennes inférieures à la moyenne nationale. Un exemple se trouve dans certains cantons du sud de la France, notamment ceux de l'Hérault, spécialisés principalement dans la viticulture et où les surplus restent positifs jusqu'aujourd'hui (**Figure 5-19**). Cette différence peut être attribuée à plusieurs facteurs influençant la dynamique du phosphore dans le sol. Dans ces régions, les apports en phosphore peuvent ne pas être efficacement utilisés par les cultures. Par exemple, des pratiques de fertilisation mal adaptées peuvent entraîner une utilisation sous-optimale du phosphore par les vignes, comme cela a été observé dans les communes viticoles où une utilisation massive d'engrais minéraux n'a pas conduit à une augmentation des rendements (Figure 8d). De plus, il peut également s'agir d'une distribution biaisée des quantités d'engrais minéraux, qui persistent malgré l'application de lissage spatial des données. En outre, les résultats d'analyses de sol peuvent être biaisés en raison d'un nombre faible d'échantillons (moins de 100 échantillons en moyenne) ou de méthodologies d'échantillonnage inappropriées, conduisant à une sous-estimation des teneurs en phosphore. Ces facteurs combinés pourraient expliquer pourquoi, malgré des apports substantiels de phosphore, les sols de ces cantons présentent des teneurs en P relativement faibles, mettant en évidence

la nécessité d'améliorer les pratiques de gestion des sols et des nutriments pour optimiser la disponibilité et l'utilisation du phosphore.

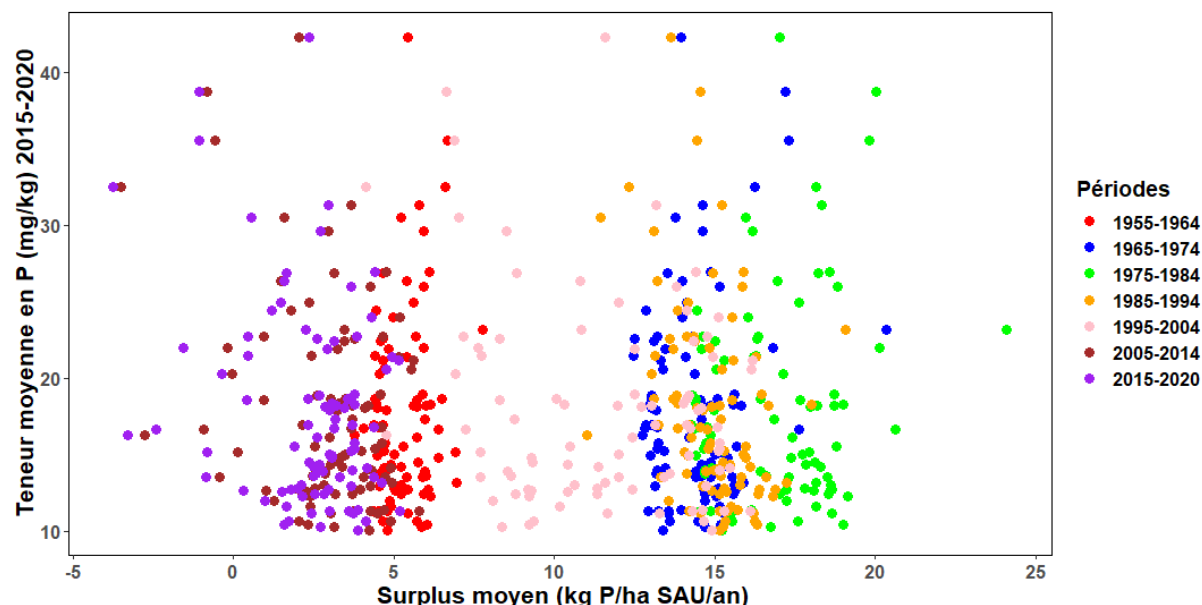


Figure 5-19 : les teneurs en phosphore (moyenne sur la période 2015-2020 en mg P/kg) en fonction de l'évolution des surplus moyens P (kg P ha SAU⁻¹) sur les périodes 1955-1964, 1965-1974, 1975-1984, 1985-1994, 1995-2004 et 2005-2014 au niveau des cantons de la région Occitanie ayant une otex prédominante basée sur la viticulture

III. Synthèse

L'analyse des surplus de phosphore à l'échelle communale révèle l'importance de l'analyse des orientations agricoles à fine échelle pour l'étude de l'évolution des surplus de phosphore. L'échelle de la commune étant l'échelle la plus appropriée pour ce type d'analyse, elle permet de capturer les spécificités locales des pratiques agricoles et des dynamiques de gestion des nutriments. Cette granularité facilite l'identification des variations significatives des surplus selon les types de systèmes agricoles présents dans chaque commune. Par exemple, les grandes cultures montrent une forte dépendance à la fertilisation minérale, tandis que l'élevage dépend largement de la fertilisation organique. Les tendances historiques indiquent une baisse générale des surplus après les années 1970, avec une variabilité accrue dans les niveaux de surplus récents. Les analyses révèlent que la PUE s'est généralement améliorée au fil du temps, mais certaines classes, notamment celles à forte intensité d'élevage, continuent de présenter des risques de pollution. Par ailleurs, les zones à forte intensité de cultures (grandes cultures) montrent des risques d'épuisement des sols en phosphore.

Cette analyse fine tenant compte des systèmes agricoles a permis d'examiner en détail la relation entre les surplus de phosphore et les teneurs en phosphore dans les sols. Une comparaison géographique entre

ces deux sources de données indépendantes a révélé une concordance raisonnablement bonne, bien qu'aucune relation significative n'ait pu être établie. Cela pourrait être dû à la nécessité d'intégrer d'autres variables plus pertinentes pour caractériser les stocks de phosphore dans les sols français, telles que les types de sol et la nature lithologique ou d'autres variables pédologiques à une échelle plus fine (Delmas et al., 2015). De plus, l'utilisation de méthodes statistiques plus avancées pourrait aider à mettre en évidence des relations apparentes. Il est également essentiel de considérer les limitations des deux sources de données, qui peuvent introduire un certain degré d'imprécision dans les résultats.

Points clés

1) Importance de l'analyse à l'échelle communale

À l'échelle départementale, il est difficile d'attribuer un unique système agricole en raison de la coexistence de plusieurs systèmes. En revanche, à l'échelle communale, l'utilisation de l'indicateur de l'otex permet une analyse plus précise et représentative des pratiques agricoles et de leur impact sur les surplus phosphatés.

1) Evolution des surplus à l'échelle communale et identification des facteurs de contrôle

- Les mêmes tendances observées à l'échelle nationale et départementale : augmentation jusqu'à 1974 puis diminution ;
- L'analyse des surplus de phosphore dans les systèmes agricoles montre que la fertilisation minérale reste un facteur clé, surtout dans les systèmes de cultures, bien que son influence ait diminué avec le temps. Dans les systèmes d'élevage, la fertilisation organique gagne en importance, devenant de plus en plus significative récemment. Les systèmes polyculture-élevage ont également évolué, passant d'une prédominance de la fertilisation minérale à une plus grande influence de la fertilisation organique.

1) Mise en relation avec les teneurs en phosphore dans le sol

L'examen des surplus de phosphore et des teneurs en phosphore dans les sols montre une concordance géographique raisonnable, mais aucune relation significative. Cela pourrait être dû au manque de variables comme les types de sol et la nature lithologique. L'utilisation de méthodes statistiques avancées et la prise en compte des limites des données pourraient améliorer la compréhension de ces relations.

Chapitre 6 : Enjeux et perspectives d'amélioration du modèle CaSSiS

Ce chapitre explore les contributions du modèle CaSSiS dans l'analyse des dynamiques des surplus azotés et phosphatés en France sur une période de 100 ans. Il discute également les enjeux liés à l'absence de certaines données et à leur variabilité spatio-temporelle qu'il convient de considérer, tout en offrant des solutions pour surmonter ces défis. Certains de ces enjeux, tels que l'absence de données, demeurent irrésolus, d'autres, ont été surmontés, bien que des pistes d'amélioration supplémentaires soient envisageables. Enfin, ce chapitre présente des recommandations pour l'utilisation et l'interprétation des résultats du modèle CaSSiS.

I. Apports du modèle CaSSiS dans la gestion des nutriments

La gestion des nutriments est cruciale pour atteindre le développement durable du 21^{ème} siècle, nécessitant des informations précises sur les bilans des nutriments (Zhang et *al.*, 2020). D'importants efforts ont été investis dans la quantification des bilans nutritifs à travers divers systèmes et à différentes échelles spatio-temporelles. Ces initiatives ont permis aux chercheurs de décrypter les cycles complexes des nutriments et leurs interactions avec les activités humaines, fournissant ainsi des données précieuses aux agriculteurs, gestionnaires, consommateurs et décideurs politiques pour une gestion optimale des éléments nutritifs (Bockstaller et *al.*, 2012 ; Zhang et *al.*, 2020).

Notre modèle CaSSiS illustre cette démarche en offrant une compréhension approfondie des dynamiques de l'azote et du phosphore dans l'agriculture française sur une longue période. Les résultats du modèle permettent d'observer l'évolution des surplus d'azote et de phosphore sur différentes périodes, d'identifier des tendances d'augmentation ou de diminution à différentes échelles spatiales et les principaux facteurs influençant les surplus.

Le modèle CaSSiS pourra être utilisé à terme comme un outil de prospection qui permettra de proposer des stratégies pour une gestion durable des nutriments en s'appuyant sur les différences significatives entre les pratiques de gestion, les systèmes agricoles et les conditions environnementales en France. Ce modèle pourra tester diverses hypothèses liées aux pratiques agricoles en simulant l'impact des mouvements de fumier entre différentes communes, le recyclage des nutriments, ou l'utilisation accrue d'autres sources de nutriments sur les valeurs des surplus. Il pourra également évaluer l'impact de la modification des types de cultures sur les bilans de nutriments. Par exemple, en passant d'une monoculture intensive à une rotation plus diversifiée incluant des légumineuses, le modèle pourra prévoir les changements dans la dynamique des nutriments du sol. Les légumineuses, ayant la capacité

de fixer l'azote atmosphérique, peuvent réduire la nécessité d'apports externes d'azote tout en améliorant la fertilité du sol. En outre, le modèle pourra être utilisé pour évaluer l'impact des changements de régime alimentaire, tels que la diminution de la consommation de viande, qui entraînerait une réduction de la densité animale et donc des apports en fumier. En testant ces hypothèses, CaSSiS aide à identifier les pratiques agricoles les plus durables, permettant une gestion plus précise et efficace des nutriments. Cela contribue non seulement à la productivité des cultures, mais aussi à la préservation de l'environnement, en minimisant les pertes des nutriments vers les cours d'eau.

II. Enjeux et pistes d'amélioration du modèle CaSSiS

1. Enjeux liés à l'absence des données

A. Flux non inclus dans le modèle CaSSiS

En raison du manque de données, certains flux de N et P ne sont pas pris en compte dans le modèle CaSSiS. Certains de ces flux, tels que les apports par les semences et les résidus de cultures, pourraient être négligeables en raison de leur contribution mineure par rapport aux autres postes du modèle CaSSiS, tandis que d'autres sont difficiles à évaluer et peuvent parfois avoir un impact substantiel sur les résultats (mouvements du fumier d'une région à une autre ou dans d'autres pays, traitement des excréments animales, application de boues d'épuration, etc.). Bien que ces données puissent être disponibles à l'échelle locale dans certaines régions, elles ne le sont pas sur l'ensemble du territoire français, ce qui ne permet pas une spatialisation homogène et exhaustive de ces informations.

Nous examinons ci-dessous les implications de l'exclusion de certains de ces flux du bilan CaSSiS à l'échelle nationale, en raison du manque des données exhaustives à des échelles plus fines (Figure 6-1).

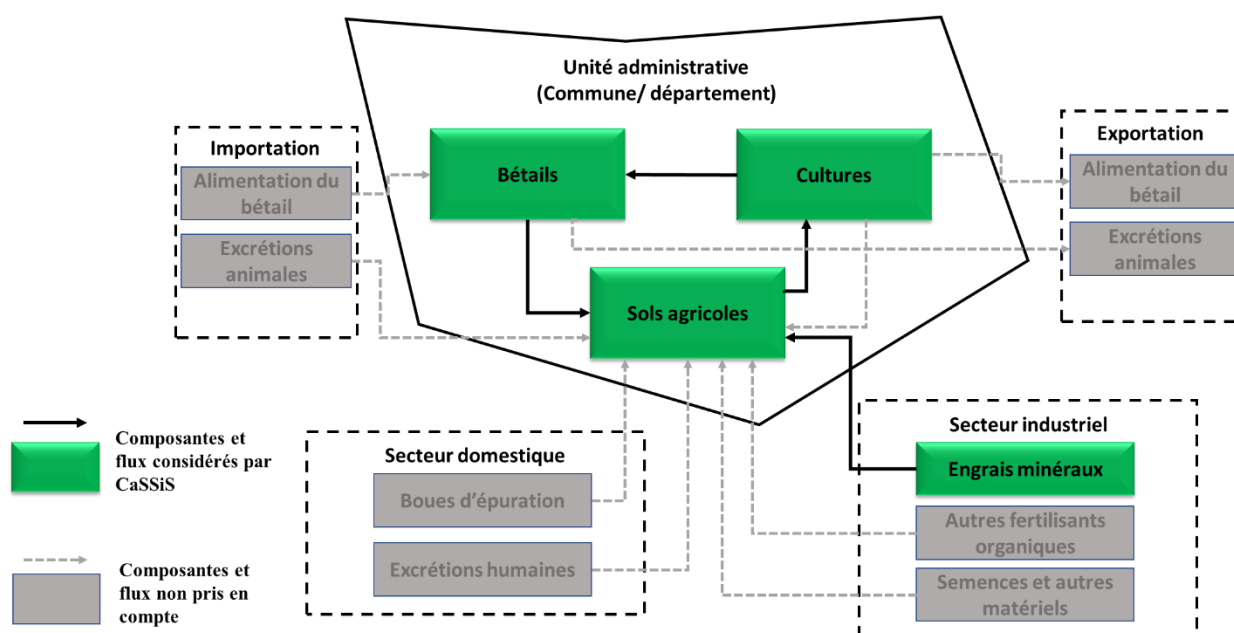


Figure 6-1 : Schéma récapitulatif des flux considérés par CaSSiS et ceux non pris en compte

- Semences et matériels de plantation

Les semences et autres matériels de plantation contiennent de l'azote et du phosphore dans leurs tissus, entraînant ainsi un flux de N et de P vers le sol lors des semis. Selon le rendement moyen des céréales observé sur la période 2000-2014 (Agreste, 2017), les semences représentent environ 2 % des grains récoltés pour les céréales. Pour les pommes de terre, cette proportion est estimée à 5,6 % (Agreste, 2017). Il est possible d'estimer le flux de nutriments représenté par certaines semences en se basant sur la densité de semis ainsi que sur les teneurs en azote et phosphore des semences. Par exemple, en 1964, la densité de semis dans les départements du Cher, de l'Eure-et-Loir, de l'Indre, du Loir-et-Cher et du Loiret était de 173 kg ha^{-1} pour le blé tendre et de 150 kg ha^{-1} pour l'orge (SCEES, 1965). En considérant que les semences contiennent autant d'azote et de phosphore que les grains de la culture correspondante (1.8 kg N.q^{-1} pour le blé tendre et 1.5 kg N.q^{-1} pour l'orge, ainsi que 0.28 kg P.q^{-1} pour le blé tendre et l'orge ; Annexe 7), l'apport d'azote via ces semences représenterait 2.3 % du total des entrées d'azote dans le modèle CaSSiS et constituerait 2 % du total des entrées de phosphore.

À l'échelle européenne, les semences et matériels de plantation représentent <2 % des apports en azote dans la plupart des pays pour lesquels des données étaient disponibles. Cela a également une importance mineure pour le bilan de P (2-5 % des apports totaux en P) (Senthilkumar et al., 2012 ; Eurostat 2019 ; Einarsson et al., 2020).

La quantification exhaustive des apports d'azote et de phosphore par les semences nécessiterait des données sur les densités de semis par département, par culture et par année, ainsi que sur la teneur en azote et en phosphore des semences, en sachant que pour certains végétaux comme la betterave, les

prairies artificielles, les prairies temporaires ou les légumes, les semences ne correspondent pas forcément à la partie récoltée. Ces données sont cependant difficiles à obtenir.

- Les résidus de cultures

Les résidus de cultures correspondent aux parties de la plante qui restent sur le champ après la récolte de certaines cultures, telles que les tiges, les chaumes et la paille. Pour d'autres cultures, ces résidus peuvent être entièrement retirés des sols agricoles, tandis que certains peuvent retourner sur le champ ultérieurement, sous forme de litière par exemple (Eurostat, 2013). Une partie des flux d'azote et de phosphore apportés par les résidus de cultures est déjà intégrée dans le modèle CaSSiS, bien qu'elle ne soit pas clairement distinguée. En effet, comme expliqué dans la section I.2.B sur les flux sortants du phosphore du chapitre 2 « Matériels et méthodes », la paille est généralement enfouie dans le sol ou exportée pour être utilisée comme litière pour le bétail, puis retournée aux sols agricoles sous forme de fertilisant organique. Ainsi, l'azote et le phosphore de la paille sont considérés comme des intrants, puisqu'ils ne sont pas perçus comme une exportation de N et de P du sol. De même, la partie de la production des prairies permanentes non utilisée pour les besoins fourragers des animaux reste sur le champ et est considérée comme un apport en azote et en phosphore (voir section I.2.B du chapitre 2 « Matériels et méthodes » et annexe 8).

Les destructions de prairies peuvent également entraîner des apports d'azote et de phosphore par minéralisation de la matière organique. Selon une étude de Vertès et *al.*, (2007), ces apports peuvent varier de 50 à 250 kg N. ha⁻¹ pour l'azote. Pour les autres cultures, la distinction n'est pas non plus claire ; on ignore si l'exportation prise en compte dans le modèle CaSSiS considère toutes les parties végétales récoltées comme exportées ou uniquement la partie des grains.

- Mouvements du fumier

Les déjections animales peuvent être transportées depuis des régions d'élevage intensif pour compenser le manque d'azote et de phosphore organiques dans les sols agricoles d'autres départements ou même d'autres pays avec de densités faibles de cheptels. Bien que cela implique des coûts logistiques importants, des échanges de fumier entre départements et pays existent, notamment des régions à forte densité d'élevage, telles que la Bretagne, vers des régions de cultures intensives (Bassin parisien par exemple), ce qui affectera les valeurs de surplus dans ces zones. Actuellement, il n'existe pas de données précises et exhaustives pour quantifier cette pratique à l'échelle nationale (Aubert et Levasseur, 2005). À l'échelle européenne, les informations sur les mouvements de fumier ne sont disponibles que pour quelques pays. Par exemple, selon Eurostat (2019), des exportations de fumier des Pays-Bas vers la France sont connues. Les quantités exactes importées en France ne sont généralement pas bien documentées et pourraient représenter moins de 5 % du total des apports de fumier en azote. Cependant,

on peut supposer que l'impact sur le bilan de la France est très limité compte tenu de la taille des exportations des Pays-Bas (Eurostat, 2019 ; Einarsson et *al.*, 2020).

- **Traitement du fumier**

Le fumier peut être traité sur la ferme ou en dehors pour plusieurs raisons, telles que la production de biogaz, la réduction du contenu en azote et des émissions d'odeurs pendant le stockage, l'épandage, ainsi que pour faciliter et sécuriser le transport. Dans de nombreux cas, la quantité de nutriments dans le produit après traitement reste identique à celle d'avant traitement. Cependant, certaines techniques de traitement peuvent entraîner une diminution (par exemple, celles visant à réduire la quantité d'azote dans le fumier) ou une augmentation des nutriments (par exemple, la co-digestion du fumier avec d'autres matériaux pour produire du biogaz). Ces traitements concernent principalement l'azote et non le phosphore. En effet, lors de la production de biogaz, le phosphore contenu dans le fumier est conservé dans l'effluent du digesteur et est probablement réappliqué sur les sols agricoles (Eurostat, 2011 ; Einarsson, 2020). Les données sur le traitement du fumier sont actuellement limitées dans la plupart des pays, y compris en France. Selon l'inventaire des activités de traitement du fumier en Europe (Eurostat, 2011), le traitement du fumier a atteint un niveau de 6,9 % de la production de fumier d'élevage dans l'UE, avec de grandes variations entre les pays. Dans les cas où les traitements de fumier sont significatifs, cela peut entraîner une surestimation des apports de fumier et affecter en conséquence les valeurs des surplus à des échelles locales notamment dans les zones d'élevage intensif où ces pratiques sont appliquées.

- **Boues d'épuration et autres fertilisants organiques**

Les boues d'épuration et autres produits organiques ne provenant pas de l'excrétion animale, tels que le compost et les résidus de biogaz et les déchets industriels (par exemple, les restes organiques de l'industrie alimentaire, le digestat des installations de biogaz) contiennent des nutriments et peuvent être utilisés comme engrais ou amendement du sol. Certains de ces résidus organiques, comme les boues d'épuration, doivent être traités avant d'être épandus sur les sols agricoles. La fertilisation utilisant ces produits présente de nombreux avantages : réduction de la dépendance aux engrais dérivés de ressources non renouvelables, augmentation du contenu en carbone du sol, recyclage des matériaux dans une perspective d'économie circulaire, etc. (Agreste, 2022 ; Eurostat, 2013). La quantité totale de produits organiques en France représente 729 millions de tonnes de matières premières par an. Le fumier constitue une part très importante de ce volume (jusqu'à 94 % des volumes épandus) (ADEME, 2018). Les boues d'épuration représentent moins de 2 % des déchets organiques appliqués à l'agriculture. Considérant que les boues peuvent contenir 2 à 5 % de N et 1 à 2 % de P, l'apport supplémentaire de N et de P représenterait respectivement 1,2 à 2,8 % et 1,3 à 2,6 % de la fertilisation organique totale et 0,3

à 0,8 % et 0,7 à 1,4 % des intrants totaux (moyenne pour les années 2011-2017) (Eurostat, 2013 ; ADEME, 2018 ; Gavalda et *al.*, 2005 ; Siddique & Robinson, 2003 ; Wang et *al.*, 2008).

En ce qui concerne les autres produits organiques provenant des déchets industriels, de nombreux procédés industriels (amidonnerie, féculerie, transformation de la pomme de terre, fabrication du sucre, industrie de la viande, brasserie, cidrerie, production de vin, laiteries, etc.) génèrent des coproduits pouvant être valorisés en agriculture pour leur valeur fertilisante. Un rapport du réseau RESEDA et de l'ADEME de 2008, fait état de la production de 9,1 millions de tonnes de coproduits de l'industrie alimentaire française pour l'année 2007, dont environ 3/4 sont produits par la sucrerie, l'huilerie, l'amidonnerie, la meunerie. Selon cette étude, 7,8 % du volume des coproduits seraient utilisés dans la valorisation agronomique par épandage, compostage ou après un processus de transformation par les industries de la fertilisation. Le secteur agroalimentaire a produit 3,8 millions de tonnes de déchets souvent mélangés avec des déchets organiques (70 %) et des déchets communs (30 %). Environ 11 % des déchets organiques des industries agroalimentaires sont épandus sur les terres agricoles. Sachant que les déchets organiques contiennent environ 2 % de N et 0,5 % de P, la part de N et de P dans le total des intrants de CaSSiS est inférieure à 1 % (Agreste, 2020 ; Sokka et *al.*, 2004).

N'ayant pas d'information sur la composition moyenne des différents coproduits, il est difficile d'estimer les quantités d'azote et de phosphore pouvant être apportées au sol par ces résidus et l'impact de la non prise en compte de ce flux dans le modèle CaSSiS. En outre, selon Eurostat (2019), les apports en nutriments provenant d'autres fertilisants organiques ne sont actuellement pas très significatifs dans le BGN (Bilan Global de l'Azote) (en moyenne 2005-2008 <3 % des apports totaux en azote) alors qu'ils sont d'une certaine importance dans certains pays pour le phosphore (>5 % des intrants totaux en phosphore).

- Importation et exportation de l'alimentation animale

Les mouvements de fourrages entre départements influencent le calcul des surplus azotés et phosphatés par le biais du calcul de la production d'herbe à partir des prairies permanentes. Le modèle CaSSiS utilise les données de productions des cultures fourragères à l'échelle départementale pour ajuster la quantité d'herbe prélevée sur les prairies permanentes (voir partie I.2.B du chapitre 2 « Matériels et méthodes » et annexe 8). Plus la quantité de fourrage disponible sur un département est importante, moins la quantité d'herbe prélevée à partir des prairies permanentes est importante.

En outre, l'augmentation des échanges commerciaux des produits agricoles, tels que les aliments pour animaux, a des effets importants sur le cycle des nutriments, l'efficacité de l'utilisation des nutriments et les pertes de nutriments (Schipanski et Bennett, 2012 ; Lassaletta et *al.*, 2014 ; Nesme et *al.*, 2018). La France est l'un des principaux pays importateurs d'aliments pour animaux, notamment de soja et de maïs, les principaux aliments pour les animaux en stabulation (60 %).

B. Disponibilité des données communales

Les données communales, que nous utilisons actuellement proviennent du RA, et sont disponibles tous les dix ans, et pour avoir des chroniques continues nous complétons les années inter-RA avec les données de la SAA. En revanche, le dernier RA s'arrêtant en 2020, toute quantification des surplus après cette date nécessite une extrapolation des données actuelles, en attendant le prochain RA en 2030. Pour pallier cette limitation, nous avons exploré d'autres sources de données qui permettront d'obtenir des chroniques continues des surplus N et P à l'échelle communale, notamment les données du RPG (Données issues des déclarations que les agriculteurs remplissent pour bénéficier des aides de la PAC, disponibles chaque année à partir de 2010) pour les surfaces des différentes cultures, et la Base de Données Nationale d'Identification animale (BDNI) pour les bovins qui sert de support à l'identification bovine dans l'objectif d'assurer la traçabilité bovine et le contrôle de la délivrance des aides PAC. Ces sources sont facilement accessibles, contrairement aux données sur les ovins et caprins, qui sont soumises au secret statistique. En outre, les données sur les porcins et les volailles sont disponibles uniquement pour les professionnels des filières porcine et avicole, et non pour les autres utilisateurs.

2. Enjeux liés à la variabilité temporelle

▪ Evolution des teneurs en azote et en phosphore dans les cultures et les déjections animales au cours du temps

Les valeurs des teneurs en azote et en phosphore dans les organes végétaux des cultures et dans les excréments de bétail utilisées dans le modèle CaSSiS sont supposées constantes sur toute la période d'étude. Cependant, les pratiques culturales et d'élevage ont évolué au cours du dernier siècle, entraînant des changements dans les caractéristiques des cultures et des animaux, et par conséquent, des modifications potentielles des teneurs en azote et en phosphore dans les cultures et les excréments animaux. En raison du manque de données sur l'évolution des pratiques d'élevage, ces changements n'ont pas été pris en compte dans cette étude. Il a donc été supposé que les fluctuations des taux d'azote et de phosphore dans les cultures et les déjections animales sont intégrées dans les incertitudes associées à ces valeurs.

Une méthode d'estimation de l'évolution des excréments phosphatés de certaines catégories de bétail au cours du temps a été explorée (Annexe 6). Bien que cette méthode n'ait pas abouti à des résultats concluants, elle présente un potentiel d'amélioration pour obtenir des résultats plus pertinents à l'avenir.

▪ **Homogénéité des catégories au cours du temps**

Les données à l'échelle départementale, présentent certaines limites concernant l'homogénéité des données sur les cultures et les cheptels dont les catégories sont regroupées ou séparées différemment selon plusieurs critères (cf. chapitre 2). Un travail d'homogénéisation a été effectué sur les catégories de cultures en additionnant par exemple les productions et les surfaces des catégories concernées afin de réduire leur nombre et obtenir une seule catégorie par culture à laquelle on attribue une valeur de teneur en azote/phosphore. Ce travail d'homogénéisation a concerné également les catégories de cheptels, notamment les bovins, dont les classes ont été réorganisées en classes plus homogènes en regroupant plusieurs catégories présentant des caractéristiques physiologiques et des valeurs d'excrétion similaires (par exemple, vache laitière + vache nourrice ; bœuf d'engraissement + taureau, etc.). Cette homogénéisation peut entraîner des différences significatives. Par exemple, dans le département de la Manche (qui possède le plus grand nombre de vaches laitières), la différence entre les valeurs avant et après homogénéisation est négligeable pour le phosphore ($< 1 \text{ kg P/ha SAU}$) en 2020. Cependant, pour l'azote, cette homogénéisation sous-estime l'apport de N par excrétion bovine de 8 kg N/ha SAU dans ce département. À l'échelle nationale, les différences dues à cette homogénéisation sont négligeables pour les deux nutriments.

▪ **Complétion des chroniques**

Les données de la SAA présentent également des lacunes pouvant affecter une ou plusieurs catégories sur plusieurs années en raison de l'absence de données, de l'apparition ou de la disparition de certaines cultures. Ceci est engendré par le fait que pour certaines cultures, dont les surfaces ou productions sont jugées insignifiantes, elles ne sont plus comptabilisées dans les statistiques. Le cas le plus concert est celui de la culture du blé dur qui n'apparaît dans les volumes de la SAA qu'à partir de 1961, bien que cette culture existe depuis bien avant cette date (**Figure 6-1**). Pour remédier à ces lacunes, un travail de comblement des lacunes a été effectué afin de compléter les chroniques de production, de surface ou de cheptel et d'assurer leur continuité sur l'ensemble de la période d'étude. Pour le blé dur, la méthode de complétion des données consiste à affecter la première valeur de surface et de production disponible (1961) à toutes les années antérieures. D'autres méthodes de complétion employées pour combler les lacunes sont détaillées dans le chapitre 2 « Matériels et méthodes ». Cependant, des techniques d'imputation statistiques avancées peuvent également être explorées pour assurer la continuité et la cohérence des séries chronologiques au fil du temps.

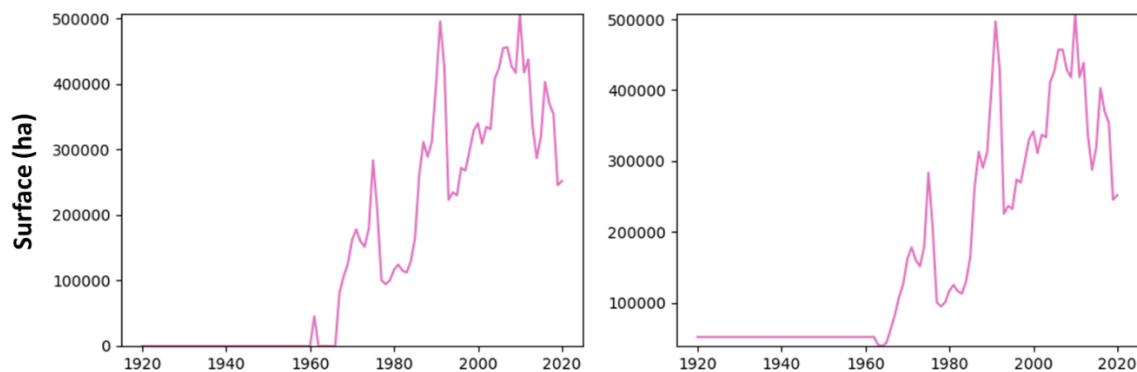


Figure 6-2 : Exemple de chronique brute de la surface en hectare de la culture de blé dur (graphique à gauche) et de sa complétion avant l'année 1961 (graphique à droite) à l'échelle de la France sur la période 1920-2020

3. Enjeux liés à la variabilité spatiale des données

○ Désagrégation spatiale des données

Un autre enjeu concerne la disponibilité de certaines catégories de cultures ou de cheptels à l'échelle départementale. Les données de ces catégories ne sont disponibles qu'à l'échelle régionale. C'est le cas par exemple des effectifs des catégories de volailles qui ne sont disponibles qu'à l'échelle régionale sur la période 2005-2020. Pour pallier ce problème, les données régionales sont désagrégées à l'échelle départementale selon plusieurs méthodes (soit au prorata de la SAU, de la SAU fertilisable, ou en utilisant un ratio moyen des années les plus proches pour lesquelles des données sont disponibles) suivant chaque cas (voir tableau 3 et 5 du chapitre 2 « Matériels et méthodes »). Cet enjeu concerne également la désagrégation des quantités d'engrais minéraux départementales à l'échelle communale où plusieurs méthodes de désagrégation ont été testés (voir annexe 11).

○ Représentation et fiabilité spatiale des données

L'utilisation des données brutes de livraison d'engrais minéraux fournies par l'UNIFA à l'échelle départementale soulève des questions quant à leur représentativité spatiale, car de grandes coopératives agricoles installées dans certains départements depuis les années 2000 distribuent les engrais reçus non seulement au niveau du département où est installée la coopérative mais aussi aux départements voisins. Cela nécessite un lissage spatial des données avant leur utilisation pour le calcul des surplus. Une méthode retenue, basée sur le rapport des surfaces fertilisables, permet de répartir les engrais par le voisinage le plus proche (Voir Annexe 3). Cette méthode a permis de corriger et d'ajuster les

distributions excessives (ou au contraire faibles) dans certains départements (Voir Figure 3 dans le chapitre 2 « Matériels et méthodes »). Cependant, d'autres méthodes alternatives sont à explorer, comme la prise en compte de la localisation des principales coopératives agricoles responsables de la distribution des engrais, et qui pourraient offrir une répartition spatiale plus précise des engrais minéraux.

Cet enjeu concerne également les données communales. Il est d'abord attribuable à l'agrandissement des exploitations agricoles. En effet, depuis 2010, le nombre de fermes diminue en moyenne de près de 2 % par an. Toutefois, cette situation varie en fonction de la taille économique des exploitations. Entre 2010 et 2016, les effectifs ont diminué d'environ 4 % par an pour les petites et moyennes exploitations, tandis qu'ils ont augmenté de 2 % pour les grandes exploitations. Ces dernières représentent désormais 42 % des effectifs totaux et assurent 87 % du potentiel de production agricole (INSEE, 2019). Deuxièmement, les exploitations sont identifiées par leur siège social, qui ne correspond pas nécessairement à leur localisation géographique réelle. Ce problème, s'est accentué depuis 2010 avec les regroupements de communes. En conséquence, sur les 34 150 communes analysées, 1 276 ne présentent aucune exploitation, non pas parce qu'elles n'en contiennent pas, mais parce que le siège social des exploitations se trouve dans une commune voisine. Ainsi, certaines communes n'affichent pas de valeurs de surplus bien qu'elles possèdent des terres agricoles. De plus, plus de 5 000 communes comptent moins de trois exploitations, ce qui soumet leurs valeurs de surplus au secret statistique, conformément aux réglementations interdisant la publication des valeurs pour les communes ayant moins de trois exploitations.

Pour résoudre ce problème et obtenir la majorité des valeurs de surplus communaux sans qu'elles soient soumises au secret statistique, nous appliquons une méthode de lissage spatial par moyenne de voisinage en utilisant la SAU issue du RPG, comme expliqué dans le chapitre « Matériels et méthodes ». Cette approche consiste à calculer une moyenne des surplus d'une commune avec ceux des communes environnantes, proportionnellement à leurs SAU respectives selon les données du RA et du RPG (Figure 8, chapitre 2 « Matériels et méthodes »). Cette méthode de lissage permet non seulement de réduire le nombre de valeurs de surplus soumises au secret statistique, mais aussi d'attribuer des valeurs de surplus aux communes ne disposant pas de SAU.

- **Manque de cohérence entre les données départementales (SAA) et les données communales (RA)**

Les données communales et départementales sont issues de deux sources distinctes : le Recensement Agricole et la Statistique Agricole Annuelle, respectivement. Par conséquent, l'addition des valeurs communales provenant du RA (telles que les effectifs d'une catégorie de cheptel ou les surfaces d'une culture) pour obtenir un total départemental ne correspond pas nécessairement aux valeurs départementales fournies par la SAA pour le même département. Cela implique également que

l'agrégation des valeurs des surplus communaux ne reflète pas nécessairement les valeurs calculées à l'échelle départementale (**Figure 6-2**), bien que les données de la SAA soient utilisées pour calculer les tendances communales entre les périodes de RA, et que la distribution de la fertilisation minérale communale reste constante au niveau départemental. Les valeurs des surplus ne diffèrent pas significativement, ce qui permet de valider les résultats des surplus calculés à l'échelle départementale.

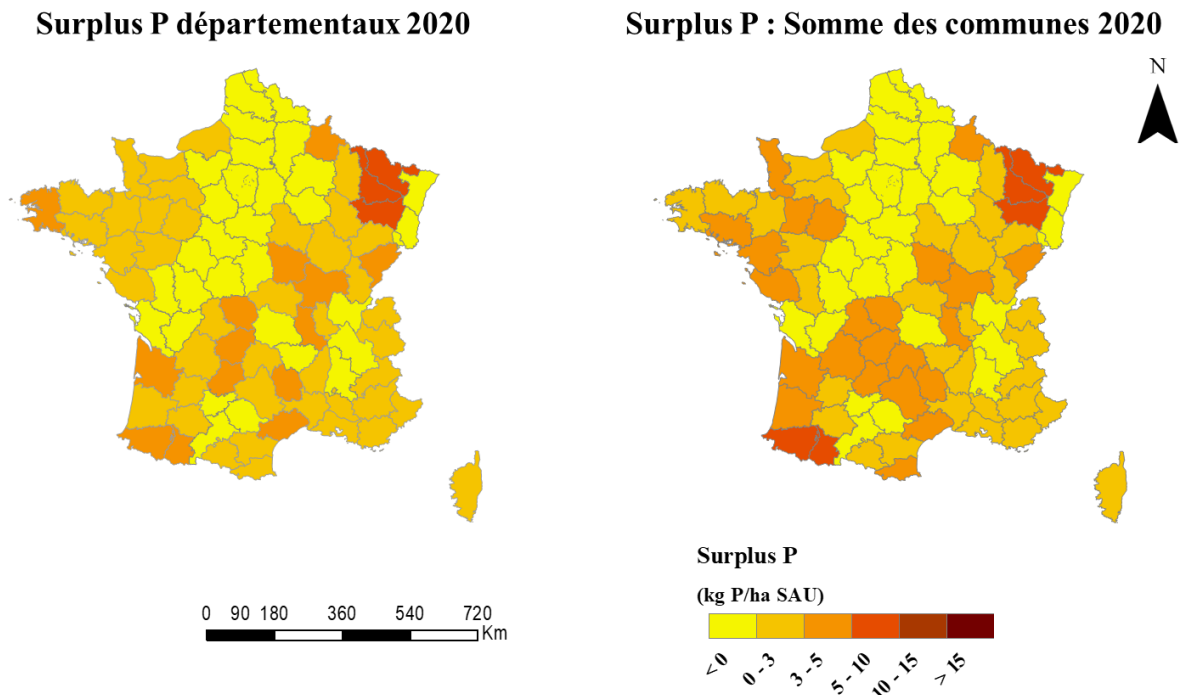


Figure 6-3 : Comparaison entre les surplus phosphatés calculés à l'échelle départementale avec les données de la SAA (Carte à gauche) et les surplus phosphatés calculés à l'échelle communale en utilisant les données du RA (carte à droite) pour l'année 2020

III. Recommandations pour une utilisation appropriée des résultats du modèle CaSSiS

Ce travail représente un outil clé pour comprendre et gérer les flux de nutriments à différentes échelles spatiales. L'utilisation des résultats de cette étude nécessite une compréhension approfondie de l'approche adoptée, des hypothèses et des méthodes employées et une considération des limitations de la quantification des surplus pour garantir des interprétations et des applications appropriées. L'amélioration continue des méthodes de modélisation et l'incorporation de nouvelles données permettront de renforcer encore la précision et la pertinence de ces estimations dans le futur.

Il est important de comprendre que la donnée de surplus d'azote et de phosphore est une donnée modélisée, qui a été lissée par voisinage et réhomogénéisée à l'échelle communale. Cette approche de

lissage étant adoptée pour atténuer les anomalies de sa représentativité spatiale et pour offrir une vision plus cohérente et uniforme des surplus à une échelle géographique pertinente. D'autre part, l'absence de prise en compte de certains flux, tels que le transfert de fumier à l'échelle locale (notamment des zones d'élevage intensif vers les zones à faible densité animale) ou les efforts déployés pour réduire les teneurs en azote dans les excréments animales par divers traitements, peut influencer les valeurs de surplus dans les régions où ces pratiques sont appliquées. Il est donc essentiel de prendre ces facteurs en considération pour éviter des interprétations erronées des résultats. Cela signifie que la donnée surplus ne peut pas être considérée comme une mesure pour une commune spécifique, mais plutôt comme une indication des tendances générales dans la commune et de ses communes avoisinantes.

Malgré les enjeux liés à la quantification des surplus, les résultats du modèle CaSSiS offrent plusieurs applications pratiques. Elles permettent d'observer l'évolution des surplus d'azote et de phosphore sur différentes périodes et d'identifier des tendances d'augmentation ou de diminution à différentes échelles spatiales. De plus, les résultats du modèle CaSSiS peuvent être utilisés pour estimer les temps de transfert des nutriments dans les zones de sources souterraines. Les valeurs de surplus peuvent être comparées aux stocks de nutriments dans le sol pour évaluer l'efficacité des pratiques agricoles et ajuster les stratégies de fertilisation (Chapitre 5). En tenant compte des changements globaux, les données actuelles peuvent être utilisées pour modéliser et prédire les évolutions futures des surplus de nutriments, contribuant ainsi à une planification agricole et environnementale à long terme. Ces prévisions pourront inclure des facteurs de l'évolution démographique et/ou des changements dans les régimes alimentaires, et/ou de l'évolution des rendements agricoles et des cheptels ou encore de l'intégration du bouclage des cycles de l'azote et du phosphore par l'utilisation d'autres sources de nutriments de l'économie circulaire. Des scénarios climatiques projetés doivent également être pris en compte. Ces prédictions permettraient de fournir des outils d'aide à la décision aux conseillers agricoles, les aidant à orienter les agriculteurs vers des pratiques plus adaptées aux changements globaux. Cela pourra inclure notamment l'adoption de variétés plus adaptées, de techniques culturales plus durables et une gestion optimisée des ressources naturelles pour maintenir la fertilité des sols tout en minimisant l'impact environnemental (Chapitre 4).

Conclusions générales

- **L'importance d'un modèle robuste**

Dans cette étude, le modèle CaSSiS a été utilisé pour quantifier les surplus de phosphore sur le long terme en France à plusieurs échelles spatiales, démontrant ainsi sa robustesse. La méthodologie d'implémentation du modèle, détaillée et rigoureuse, inclut l'utilisation des bases de données SAgriDA et SAgriCa pour les niveaux départemental et communal respectivement. Toutes les hypothèses de calcul, les entrées et sorties de phosphore, ainsi que les techniques de traitement des données sont explicitées de manière exhaustive. Ces techniques ont permis d'obtenir des séries chronologiques des données agricoles continues et homogènes au cours du temps et à différentes échelles spatiales. Les limitations du modèle, y compris les flux non pris en compte, sont également clairement mentionnées. En outre, l'étude explique de manière exhaustive la quantification des incertitudes liées aux données et aux paramètres utilisés, et identifie les sources d'imprécisions.

La transparence dans la présentation des hypothèses, des méthodes, et des incertitudes rend les résultats du modèle CaSSiS particulièrement robustes et fiables. Cette transparence permet aux utilisateurs une interprétation éclairée des résultats et facilite la comparaison des résultats du modèle CaSSiS avec ceux d'autres études qui utilisent la même approche de budgétisation, améliorant ainsi la compréhension des dynamiques des nutriments dans différents contextes régionaux.

- **Obtention de résultats continus sur une longue période**

Le modèle CaSSiS permet de quantifier des surplus de phosphore annuels sur le long terme. L'analyse temporelle de ces surplus met en évidence l'impact des différentes stratégies agricoles et économiques sur leur évolution à travers trois grandes périodes :

- **Période de guerre (1920-1959)**

Caractérisée par des surplus de phosphore faibles et stables jusqu'à la Seconde Guerre mondiale, suivis d'une augmentation progressive jusqu'en 1959. Les pratiques agricoles homogènes combinaient cultures et élevage, favorisant le recyclage des nutriments via le fumier. La modernisation agricole post-guerre, soutenue par le Plan Monnet et le Plan Marshall, et le contrôle des phosphates d'Afrique du Nord, ont conduit à une adoption accrue des engrais chimiques.

- **Période de l'intensification agricole (1960-1991)**

Marquée par une forte augmentation des surplus de phosphore, culminant en 1974, due à l'intensification agricole et l'augmentation massive des engrais minéraux encouragée par les politiques de la PAC. La mécanisation et l'utilisation de produits phytopharmaceutiques augmentent les rendements. Les chocs pétroliers de 1974 provoquent une hausse des prix des engrais, réduisant leur utilisation et diminuant progressivement les surplus.

- Période de réformes (1992-2020)

Caractérisée par une forte diminution des surplus de phosphore dès le début des années 1990, stabilisée après 2008. Les réformes de la PAC et les mesures agro-environnementales favorisent une utilisation plus rationnelle des engrais phosphatés. La crise alimentaire de 2007-2008 entraîne une flambée des prix des phosphates, contribuant à la réduction des surplus. La spécialisation régionale s'intensifie, et les rendements continuent de croître malgré la diminution des apports en phosphore.

• Apports de résultats exhaustifs et homogènes à différentes échelles spatiales

Le modèle CaSSiS fournit des résultats exhaustifs et homogènes sur plusieurs échelles spatiales, allant de l'échelle nationale jusqu'à l'échelle fine des communes. Cette capacité à analyser les données à différents niveaux géographiques est essentielle pour comprendre les dynamiques complexes des surplus dans l'agriculture française.

- L'échelle nationale

L'analyse des résultats des surplus de phosphore à l'échelle nationale présente plusieurs avantages. Elle permet d'identifier les tendances générales de l'évolution des surplus à l'échelle du pays, fournissant une vue d'ensemble sur l'impact des politiques agricoles et économiques nationales. Cette perspective globale est essentielle pour les décideurs et les politiques, car elle facilite la formulation de stratégies nationales cohérentes et efficaces pour la gestion des ressources en phosphore.

Les tendances observées à l'échelle nationale sont consistantes avec d'autres études établies en France (Senthilkumar et *al.*, 2012 ; Le Noë et *al.*, 2018a) et similaires à celles observées dans d'autres pays européens (Bouraoui et Grizzetti, 2011 ; MacDonald et *al.*, 2011). Bien que cette approche puisse négliger les disparités régionales, elle offre néanmoins une base solide pour la comparaison avec les résultats d'autres bilans en France et dans d'autres pays. Cette comparaison permet d'évaluer la performance relative de la France en matière de gestion des phosphates et pour s'inspirer d'autres pratiques à l'international.

- L'échelle départementale

L'échelle départementale présente plusieurs avantages pour l'analyse des surplus de phosphore. Les données utilisées pour quantifier les surplus à cette échelle, issues principalement de la SAA et de l'UNIFA, sont homogènes et disponibles annuellement depuis très longtemps, ce qui permet une analyse temporelle cohérente et continue, malgré toutes les limitations d'homogénéisation. Contrairement aux données à échelle plus fine, les données départementales ne sont pas soumises au secret statistique, ce qui facilite l'accès à l'information et permet une utilisation plus large. De plus, cette échelle offre un découpage homogène, rendant les comparaisons régionales plus fiables.

Bien que l'échelle départementale puisse ne pas être idéale pour attribuer un seul système agricole à chaque département en raison de la diversité des pratiques agricoles, elle permet néanmoins une comparaison pertinente avec d'autres études menées à des échelles infranationales en France. La plupart de ces études s'arrêtent généralement à l'échelle régionale (Senthilkumar et *al.*, 2012 ; Einarsson et *al.*, 2020 ; Panagos et *al.*, 2022) ou utilisent des unités spatiales fines mais non homogènes (Le Noë et *al.*, 2018a).

- L'échelle communale

L'analyse des surplus de phosphore à l'échelle communale offre plusieurs avantages. Elle permet une analyse fine des surplus, capturant de manière précise les spécificités locales des pratiques agricoles et des dynamiques des nutriments. Contrairement à l'échelle départementale, qui est plus large et moins précise, l'échelle communale facilite l'identification des variations significatives des surplus selon les types de systèmes agricoles présents dans chaque commune. Cette granularité est essentielle pour adapter les politiques et les pratiques agricoles aux spécificités locales.

En revanche, bien que les données utilisées, provenant du RA, soient exhaustives et détaillées, elles ne sont pas disponibles annuellement et sont souvent soumises au secret statistique, ce qui limite la continuité et la fréquence des analyses. L'utilisation de techniques de lissage a permis de réduire les valeurs secrétisées, rendant ainsi les données plus accessibles et utilisables, mais cela ne résout pas entièrement les contraintes liées à la disponibilité des données. Pour une utilisation optimale de ces résultats, il est nécessaire de réagréger les données à des échelles comme celle des masses d'eau ou des cantons. Cela permet de comparer les surplus de phosphore avec d'autres sources de données, telles que les teneurs en phosphore dans les sols et l'estimation du temps de transfert vers les hydrosystèmes.

- **Evolution des facteurs de contrôle des surplus au cours du temps**

- **La fertilisation minérale**

La fertilisation minérale est le poste qui contrôle le plus l'évolution des surplus de phosphore. L'évolution de la fertilisation minérale au cours des trois périodes clés a été fortement influencée par les crises énergétiques des années 1970 et la crise économique de 2008, qui ont toutes deux eu un impact significatif sur les prix des fertilisants phosphatés. Durant la période de guerre, l'utilisation des engrais minéraux était limitée en raison des difficultés économiques engendrées par la crise de 1929 et les conséquences de la Seconde Guerre mondiale. Après la guerre, l'adoption des engrais chimiques a été favorisée par les différents plans de reconstruction. La période d'intensification agricole est marquée par une forte augmentation de l'utilisation des engrais minéraux, atteignant un pic en 1974. Cependant, les chocs pétroliers des années 1970 ont provoqué une hausse des prix des engrais, réduisant leur utilisation. La dépendance de la production d'engrais phosphatés à l'énergie a mis en lumière la vulnérabilité de l'agriculture aux fluctuations des prix du pétrole. La crise alimentaire de 2007-2008 a entraîné une flambée des prix des phosphates, ce qui a contribué à la réduction de l'utilisation des engrais minéraux.

Les résultats montrent que malgré la prépondérance théorique de la fertilisation organique dans certaines régions, la fertilisation minérale joue encore un rôle important. Ce résultat est compréhensible dans les zones de grandes cultures, cultures horticoles ou viticoles, où la dépendance aux engrais minéraux est forte. Cependant, dans les zones d'élevage, où la fertilisation organique devrait prédominer, cette tendance est plus surprenante. Cela est probablement liée à la présence de pratiques agricoles intensives dans ces zones nécessitant de compléter les apports en nutriments pour maintenir des rendements élevés.

- **La fertilisation organique**

L'évolution de la fertilisation organique a également eu un impact significatif important dans l'évolution des surplus de phosphore, bien qu'une corrélation forte n'ait pas été clairement identifiée. Au début du XX^{ème} siècle, la fertilisation organique constituait la principale source d'engrais en raison des limitations économiques et de la disponibilité restreinte des engrais chimiques. L'augmentation du cheptel a entraîné une production accrue de fumier, largement utilisé pour fertiliser les terres agricoles, particulièrement dans les zones d'élevage. Au cours des dernières décennies, la fertilisation organique a retrouvé une importance croissante en tant que source principale de nutriments dans de nombreuses régions, malgré la persistance de l'utilisation d'engrais minéraux.

○ **L'export des cultures**

L'export de phosphore par les cultures a évolué de manière continue au cours du temps, bien qu'il ait été affecté par des années de sécheresse notables comme celles de 1976 et 2003. Ces périodes de sécheresse ont entraîné une diminution des rendements agricoles, ce qui a conduit à une augmentation des surplus de phosphore.

Malgré une baisse marquée de l'utilisation des engrais minéraux dans les périodes plus récentes, l'export de phosphore par les cultures est resté élevé. Cette persistance s'explique par plusieurs facteurs, notamment l'utilisation de fertilisants organiques et, surtout, l'héritage de phosphore dans les sols, résultant de pratiques de fertilisation intensive des décennies précédentes. Cet héritage de phosphore permet aux sols de continuer à soutenir des rendements élevés même en l'absence d'apports substantiels de nouveaux engrais minéraux.

● **L'analyse comparative entre les surplus azotés et phosphatés**

L'analyse comparative entre les surplus d'azote et de phosphore fournit des perspectives fondamentales pour comprendre les dynamiques des nutriments et leur gestion dans les systèmes agricoles. L'objectif de cette analyse comparative est de déterminer si les mêmes facteurs de contrôle - tels que les événements agricoles, les changements socio-économiques, l'évolution de la fertilisation minérale, les cheptels et les rendements - affectent de manière similaire les surplus de N et de P sur la période 1920-2020. Comprendre ces influences permet d'évaluer si des actions de gestion similaires peuvent être adaptées pour les deux nutriments, ou si des stratégies distinctes sont nécessaires.

Cette comparaison révèle des évolutions différentes entre les deux éléments, mettant en lumière des facteurs distincts influençant leurs surplus. L'évolution des surplus de P a commencé à diminuer dès les années 1970, en grande partie à cause des crises énergétiques qui ont entraîné une hausse des prix des fertilisants phosphatés. Les surplus de P sont étroitement liés à l'évolution de la fertilisation minérale et sont fortement influencés par les fluctuations des prix des fertilisants phosphatés. En revanche, les surplus d'azote n'ont commencé à baisser qu'à partir des années 1990, principalement en réponse à la mise en œuvre des mesures agro-environnementales, telles que la directive Nitrates.

L'analyse des tendances des surplus d'azote et de phosphore mettent en lumière les zones nécessitant une attention particulière pour une gestion durable des nutriments dans l'agriculture française. Cette analyse montre que la NUE et la PUE se sont généralement améliorées au fil du temps, mais certaines communes à forte intensité d'élevage continuent de présenter des risques de pollution, tandis que les zones à forte intensité de cultures montrent des risques d'épuisement des sols en phosphore. En effet, les

surplus d'azote, bien qu'en diminution, restent élevés, soulignant la nécessité de stratégies optimisées d'application des engrais, telles que l'agriculture de précision et l'intégration accrue des fertilisants organiques pour réduire les pertes environnementales. En revanche, les surplus de phosphore ont diminué, atteignant parfois des valeurs nulles ou négatives, suggérant des progrès, mais aussi le risque de sous-application, ce qui pourrait nuire à la fertilité des sols. Il est donc crucial de promouvoir des pratiques efficaces d'utilisation du phosphore et de recycler les nutriments dans une approche d'économie circulaire.

Les surplus de N et P sont significativement affectés par les événements de sécheresse, comme observé dans cette étude. Une première analyse a été effectuée pour étudier l'évolution future des surplus en tenant compte des changements globaux (changement climatique, démographie, évolution des rendements, évolution des cheptels, évolution des régimes alimentaires, utilisation d'autres sources de nutriments, ...). Le modèle CaSSiS pourrait être un outil puissant pour approfondir cette analyse et explorer les impacts futurs de ces changements sur les surplus de nutriments. Cette approche permettrait de mieux anticiper ces impacts sur les dynamiques des nutriments, et d'élaborer des stratégies d'adaptation plus efficaces.

Références bibliographiques

- ADEME. 2018. Matières fertilisantes organiques : gestion et épandage. 979-10-297-0984-5. 15 p.
- Agreste, 2008. Enquête structure - Présentation de l'enquête.
- Agreste, 2010. Recensement agricole 2010 (notice unité gros bétail).
- Agreste, 2017. La statistique agricole. Ministère de l'Agriculture, de l'Agro-Alimentaire et de la Forêt.
<https://agreste.agriculture.gouv.fr/la-statistique-agricole/>
- Agreste, 2020. La production de déchets non dangereux dans les industries agroalimentaires. PRIMEUR, Février 2020 No 2. 4 p
- Agreste, 2022. Prospective des matières fertilisantes d'origine résiduaire (MAFOR) à l'horizon 2035. Centre d'études et de prospective. No 176 - Juin 2022. 4 p.
- Aguesse P. Lacaze, J.C.1997. *L' eutrophisation des eaux marines et continentales*. Ellipses, Paris, 1996. In: *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, tome 52, n°1, 1997. pp. 92-93.
- Akbarzadeh, Zahra, Taylor Maavara, Stephanie Slowinski, et Philippe Van Cappellen. 2019. « Effects of Damming on River Nitrogen Fluxes: A Global Analysis ». *Global Biogeochemical Cycles* 33(11):1339-57. doi: [10.1029/2019GB006222](https://doi.org/10.1029/2019GB006222).
- Akimowicz, M., Del Corso, J.-P., Gallai, N., & Képhaliacos, C. 2021. Adopt to adapt Farmers' varietal innovation adoption in a context of climate change. The case of sunflower hybrids in France. *Journal of Cleaner Production*, 279, 123654. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123654>
- Alori, E. T., Glick, B. R., & Babalola, O. O. 2017. Microbial Phosphorus Solubilization and Its Potential for Use in Sustainable Agriculture. *Frontiers in Microbiology*, 8. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmicb.2017.00971>
- Alvarez, R., Steinbach, H. S., & L. De Paepe, J. 2014. A regional audit of nitrogen fluxes in pampean agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 184, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.003>
- Anderson, Kelsy A., et John A. Downing. 2006. « Dry and Wet Atmospheric Deposition of Nitrogen, Phosphorus and Silicon in an Agricultural Region ». *Water, Air, and Soil Pollution* 176(1):351-74. doi: [10.1007/s11270-006-9172-4](https://doi.org/10.1007/s11270-006-9172-4).
- Andersson, H., Bergström, L., Djodjic, F., Ulén, B., & Kirchmann, H. 2013. Topsoil and Subsoil Properties Influence Phosphorus Leaching from Four Agricultural Soils. *Journal of Environmental Quality*, 42(2), 455–463. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0224>
- Anglade J, Billen G, Garnier J. 2015. Relationships for estimating N2 fixation in legumes: incidence for N balance of N Balance of Legume-Based Cropping Systems in Europe ». *Ecosphere* 6(3):art37. doi: 10.1890/ES14-00353.1.
- ANSES, 2020. Table de composition nutritionnelle des aliments Ciqua. Consulted the 01/12/2020 on <https://pro.anses.fr/tableciqua>
- Arrouays, D., Antoni, V., Bardy, M., Bispo, A., Brossard, M., Jolivet, C. C., Le Bas, C., Martin, M. P., Saby, N., Schnebelen, N., Villanneau, E., & Stengel, P., 2012. Fertilité des sols: Conclusions du rapport sur l'état des sols de France. *Innovations Agronomiques* 21, 1-11. <https://doi.org/10.17180/7EH3-8P68>
- ARVALIS. 2007. Retour au sol des matières organiques nécessaire à leur maintien en état en sols agricoles. 47p.https://www.arvalis.fr/sites/default/files/imported_files/mo_agriculture5009998109599157640.pdf
- Ashley K, Cordell D, Mavinic D. 2011. A brief history of phosphorus: from the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere* 84 (6), 737e746. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.001>.
- Aubert, C., Levasseur, P. 2005. Le marché des fertilisants organiques en France. *Science et Techniques Avicoles* 53, 31–36.

- Audouin L. 1991. Rôle de l'azote et du phosphore dans la pollution animale. *Revue Scientifique et Technique de l'OIE* 10:629–654
- Augé-Laribé, M. 1945. Chronique des statistiques agricoles. *Journal de la société française de statistique*, 86, 255–259.
- Auteri N, Saiano F, Scalenghe R. 2022. Recycling Phosphorus from Agricultural Streams: Grey and Green Solutions. *Agronomy* 2022, 12, 2938. <https://doi.org/10.3390/agronomy12122938>
- Bach, M., Frede, H.-G., 2005. Assessment of Agricultural Nitrogen Balances for Municipalities—Example Baden-Wuerttemberg (Germany). *EWA online*. 15 p.
- Baker A, Ceasar SA, Palmer AJ, Paterson JB, Qi W, Muench SP, Baldwin SA . 2015. Replace, reuse, recycle: improving the sustainable use of phosphorus by plants. *J Exp Bot.* 2015 Jun;66(12):3523-40. doi: 10.1093/jxb/erv210. Epub 2015 May 4. PMID: 25944926.
- Batool, M., Fanny J. Sarrazin, Sabine Attinger, Nandita B. Basu, Kimberly Van Meter, et Rohini Kumar. 2022. « Long-Term Annual Soil Nitrogen Surplus across Europe (1850–2019) ». *Scientific Data* 9(1):612. doi: [10.1038/s41597-022-01693-9](https://doi.org/10.1038/s41597-022-01693-9).
- Batool, M., Sarrazin, F. J., & Kumar, R. 2024. Century Long Reconstruction of Gridded Phosphorus Surplus Across Europe (1850–2019). *Earth System Science Data Discussions*, 1–43. <https://doi.org/10.5194/essd-2024-294>
- Bennett, Elena M., Stephen R. Carpenter, et Nina F. Caraco. 2001. « Human Impact on Erovable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication ». *BioScience* 51(3):227-34. doi: [10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0227:HIOEPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0227:HIOEPA]2.0.CO;2).
- Benoît M., 1992. Un indicateur des risques de pollution nommé BASCULE. *Courrier de la cellule environnement de l'INRA* 18:23–28
- Béraud, E., Démotés-Mainard, M., 1998. La plus vieille dame de la statistique va avoir 150 ans. *Courrier des statistiques* 19–23.
- Bergström L, Djodjic F, Kirchmann H, Nilsson I, Ulén B., 2007. Phosphorus from Farmland to Water - Status, Flows and Preventive Measures in a Nordic Perspective. Report Food 21 no. 4/2007
- Bijay-Singh, & Craswell, E. 2021. Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water : An increasingly pervasive global problem. *SN Applied Sciences*, 3(4), 518. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04521-8>
- Billen, G., Silvestre, M., Grizzetti, B., Leip, A., Garnier, J., Voss, M., Howarth, R., Bouraoui, F., Lepisto, A., Kortelainen, P., Johnes, P.J., Curtis, C., Humborg, C., Smedberg, E., Kaste, O., Ganeshram, R., Beusen, A., Lancelot, C. 2011. Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters, in: *The European Nitrogen Assessment*. Mark A. Sutton, Clare M. Howard, Jan Willem Erisman, Gilles Billen, Albert Bleeker, Perringe Grennfelt, Hans van Grinsven and Bruna Grizzetti. 271–297 p.
- Billen G, Lassalet L, Garnier J., 2014. A biogeochemical view of the global agrifood system: nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security* 3 (3e4), 209e219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.003>.
- Blanchard, M., Franchistéguy, L., Habets, F., Martin, É., & Noilhan, J. (2007). Typologie des sécheresses sur la France et outils de suivi de la ressource en eau utilisés à Météo-France. *Revue Française de Géotechnique*, 120–121, Article 120–121. <https://doi.org/10.1051/geotech/2007120011>
- Bockstaller C, Vertès F, Aarts F, Fiorelli JL, Peyraud JL, Rochette P. 2012. Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs, in: *Les Flux d'azote Liés Aux Élevages Réduire Les Pertes, Rétablir Les Équilibres, Expertises Collectives : INRA* p. 527.
- Bongiovanni, R., & Lowenberg-Deboer, J., 2004. Precision Agriculture and Sustainability. *Precision Agriculture*, 5(4), 359–387. <https://doi.org/10.1023/B:PRAG.0000040806.39604.a>
- Boniface, R. et Trocme, S. 1988. Enseignements fournis par des essais de longue durée sur la fumure phosphatée et potassique. 2 essais sur la fumure phosphatée. Dans : Gachon, Ed., *Phosphore et potassium dans les relations sol-plante. Conséquence sur la fécondation*, INRA, Paris, 279–402.

- Boulaine J., 1995. Quatre siècles de fertilisation - Première partie.. Étude et Gestion des Sols, 2(3):201–211, December, 1995
- Bouraoui F, Grizzetti B, Alberto A. 2011. Long term nutrient loads entering European seas (Technical report No. EUR 24726 EN), JRC Scientific and Technical Reports. JRC, Luxembourg. 82 p.
- Bouwman AF, Van Drecht G, Van der Hoek KW. 2005. Global and regional surface nitrogen balances in intensive agricultural production systems for the period 1970–2030. *Pedosphere* 15:137–155
- Bouwman, A. F., A. H. W. Beusen, et G. Billen. 2009. « Human Alteration of the Global Nitrogen and Phosphorus Soil Balances for the Period 1970–2050 ». *Global Biogeochemical Cycles* 23(4). doi: [10.1029/2009GB003576](https://doi.org/10.1029/2009GB003576).
- Bouwman L, Goldewijka KK, Van Der Hoek KW, Beusena AHW, Van Vuurena DP, Willemsa J, Rufino MC, Stehfesta E., 2013. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *PNAS* | December 24, 2013 | vol. 110 | no. 52 | 20883. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1012878108
- Bouwman AF, Beusen AHW, Lassaletta L, van Apeldoorn DF, van Grinsven HJM, Zhang J, Ittersum van MK., 2017. Lessons from temporal and spatial patterns in global use of N and P fertilizer on cropland. *Scientific Reports*, 7, 40366. DOI: 10.1038/srep40366
- Bouwman, A. F., Beusen, A. H. W., Doelman, J. C., Stehfest, E., & Westhoek, H. 2024. Impact of lifestyle, human diet and nutrient use efficiency in food production on eutrophication of global aquifers and surface waters. *Global Environmental Change*, 87, 102874. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2024.102874>
- Bravo D., Meschy F., Bogaert C., Sauvant D. 2002. Effects of fungal phytases addition, formaldehyde treatment and dietary concentrate content on ruminal phosphorus availability. *Anim. Fd Sci. Technol.*, 99, 73-95.
- Briat, J-F., et Job D. 2017. *Les sols et la vie souterraine: Des enjeux majeurs en agroécologie*. Editions Quae. 326 p.
- 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(1), 201–212. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2010.07.012>
- Brochet, P., 1977. LA sécheresse 1976 en France: aspects climatologiques et conséquences / The 1976 drought in France: climatological aspects and consequences. *Hydrological Sciences Bulletin*, 22(3), 393–411. <https://doi.org/10.1080/02626667709491733>
- Brownlie, W. J., M. A. Sutton, M. A. De Boer, L. Camprubi, H. A. Hamilton, K. V. Heal, T. Morgandi, T. S. Neset, D. S. Reay, and B. M. Spears. 2022. Chapter 2. Phosphorus reserves, resources and uses. Page in W. J. Brownlie, M. A. Sutton, K. V. Heal, D. S. Reay, and B. M. Spears, editors. *Our Phosphorus Future*. UK Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh.
- Brownlie, W. J., Sutton, M. A., Cordell, D., Reay, D. S., Heal, K. V., Withers, P. J. A., Vanderbeck, I., & Spears, B. M. 2023. Phosphorus price spikes : A wake-up call for phosphorus resilience. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 7. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1088776>
- Bucala-Hrabia, A., 2017. Long-term impact of socio-economic changes on agricultural land use in the Polish Carpathians. *Land Use Policy*, 64, 391–404. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.03.013>
- Bureau J.C, Thoyer S., 2014. La politique agricole commune. La Découverte, Paris. 124 p.
- Byrnes, D. K., Van Meter, K. J., & Basu, N. B. 2020. Long-Term Shifts in U.S. Nitrogen Sources and Sinks Revealed by the New TREND-Nitrogen Data Set (1930–2017). *Global Biogeochemical Cycles*, 34(9), e2020GB006626. <https://doi.org/10.1029/2020GB006626>
- Cameron, K. c., Di, H. j., & Moir, J. l., 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: A review. *Annals of Applied Biology*, 162(2), 145–173. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>

- Cassman KG, Peng S, Olk DC, Ladha JK, Reichardt W, Dobermann A, Singh U., 1998. Opportunities for increased nitrogen-use efficiency from improved resource management in irrigated rice systems. *Field Crops Research* 56, 7-39
- Cassman, K. G., Dobermann, A., Walters, D. T., & Yang, H., 2003. Meeting Cereal Demand While Protecting Natural Resources and Improving Environmental Quality. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 315–358. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.040202.122858>
- Charpentier, A., James, M., & Ali, H., 2022 . Predicting drought and subsidence risks in France. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 22(7), 2401–2418. <https://doi.org/10.5194/nhess-22-2401-2022>
- Chen, M., & Graedel, T. E., 2016. A half-century of global phosphorus flows, stocks, production, consumption, recycling, and environmental impacts. *Global Environmental Change*, 36, 139–152. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.12.005>
- Cherry, K. A., M. Shepherd, P. J. A. Withers, et S. J. Mooney. 2008. « Assessing the Effectiveness of Actions to Mitigate Nutrient Loss from Agriculture: A Review of Methods ». *The Science of the Total Environment* 406(1-2):1-23. doi: [10.1016/j.scitotenv.2008.07.015](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.015).
- Childers DL, Corman J, Edwards M, Elser JJ., 2011. Sustainability challenges of phosphorus and food: solutions from closing the human phosphorus cycle. *Bioscience* 61, 117–124. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2011.61.2.6>
- Chomel C., 2013. Le cadre juridique et la gouvernance des coopératives agricoles, dans C.Chomel, F. Declerck, M. Filippi, O. Frey et R. Mauget (dir.), *Les Coopératives agricoles. Identité, gouvernance et stratégies*, Bruxelles, Larcier, p. 65-140.
- Cleveland, C. C., A. R. Townsend, D. S. Schimel, H. Fisher, R. W. Howarth, L. O. Hedin, S. S. Perakis, E. F. Latty, J. C. von Fischer, A. Elseroad, et M. F. Wasson. 1999. « Global Patterns of Terrestrial Biological Nitrogen (N₂) Fixation in Natural Systems ». *Global Biogeochemical Cycles*, VOL. 13, NO 2, Pages 623-645.
- COMIFER, 2007. Teneur en P, K et Mg des organes végétaux récoltés pour les cultures de plein champ et les principaux fourrages. COMIFER, Paris. <http://www.comifer.asso.fr/images/stories/publications/livres/tablesexportgrillescomifer2009.pdf>
- COMIFER, 2013. TENEUR EN AZOTE DES ORGANES VEGETAUX RECOLTES pour les cultures de plein champ, les principaux fourrages et la vigne, TABLEAU DE REREFERENCE 2013. 27 p.
- Cooper, James, Rachel Lombardi, David Boardman, et Cynthia Carliell-Marquet. 2011. « The Future Distribution and Production of Global Phosphate Rock Reserves ». *Resources, Conservation and Recycling* 57:78-86. doi: [10.1016/j.resconrec.2011.09.009](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.09.009).
- Cordell D, Drangert JO, White S., 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environ. Change* 19 (2), 292e305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>.
- Cordell D, White S., 2011. Peak Phosphorus: Clarifying the Key Issues of a Vigorous Debate about Long-Term Phosphorus Security. *Sustainability* 3, no. 10 : 2027-2049. <https://doi.org/10.3390/su3102027>
- Cordell, D., & White, S., 2014. Life's Bottleneck: Sustaining the World's Phosphorus for a Food Secure Future. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1), 161–188. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-010213-113300>
- CORPEN, 1988. Bilan de l'azote à l'exploitation. Comité d'Organisation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement, Paris.
- CORPEN, 1999. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager. Comité d'Organisation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement, Paris
- CORPEN, 2001. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance ou à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers, et à leur système fourrager. Comité d'Organisation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement, Paris

- CORPEN, 2003. Estimation des rejets d'azote–phosphore–potassium cuivre et zinc des porcs. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites. Comité d'Organisation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement, Paris
- CORPEN, 2006. Estimation des rejets d'azote–phosphore–potassium–calcium–cuivre–zinc par les élevages avicoles. Comité d'Organisation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement, Paris
- Costa, D., Sutter, C., Shepherd, A., Jarvie, H., Wilson, H., Elliott, J., Liu, J., & Macrae, M., 2023. Impact of climate change on catchment nutrient dynamics: Insights from around the world. *Environmental Reviews*, 31(1), 4–25. <https://doi.org/10.1139/er-2021-0109>
- Courault, D., Clastre, P., Guinot, J. P., & Seguin, B., 1994. Analyse des sécheresses de 1988 à 1990 en France à partir de l'analyse combinée de données satellitaires NOAA-AVHRR et d'un modèle agrométéorologique. *Agronomie*, 14(1), 41–56. <https://doi.org/10.1051/agro:19940105>
- Crutzen, P. J., A. R. Mosier, K. A. Smith, et W. Winiwarter. 2008. « N₂O Release from Agro-Biofuel Production Negates Global Warming Reduction by Replacing Fossil Fuels ». *Atmospheric Chemistry and Physics* 8(2):389-95. doi: [10.5194/acp-8-389-2008](https://doi.org/10.5194/acp-8-389-2008).
- Dalgaard, T., Hansen, B., Hasler, B., Hertel, O., Hutchings, N. J., Jacobsen, B. H., Jensen, L. S., Kronvang, B., Olesen, J. E., Schjørring, J. K., Kristensen, I. S., Graversgaard, M., Termansen, M., & Vejre, H., 2014. Policies for agricultural nitrogen management—Trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. *Environmental Research Letters*, 9(11), 115002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115002>
- Davidson, E A., 2009. « The Contribution of Manure and Fertilizer Nitrogen to Atmospheric Nitrous Oxide since 1860 ». *Nature Geoscience* 2(9):659-62. doi: [10.1038/ngeo608](https://doi.org/10.1038/ngeo608).
- Davidson, E. A., Suddick, E. C., Rice, C. W., & Prokopy, L. S., 2015. More food, low pollution (mo fo lo Po): A grand challenge for the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, 44(2), 305–311. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0078>
- Davidson, E A., Rachel L. Nifong, Richard B. Ferguson, Cheryl Palm, Deanna L. Osmond, et Jill S. Baron. 2016. « Nutrients in the Nexus ». *Journal of Environmental Studies and Sciences* 6(1):25-38. doi: [10.1007/s13412-016-0364-y](https://doi.org/10.1007/s13412-016-0364-y).
- De Long, J. B., & Eichengreen, B., 1991. The Marshall Plan: History's Most Successful Structural Adjustment Program (w3899; p. w3899). National Bureau of Economic Research. <https://doi.org/10.3386/w3899>
- Delaby, L., Dourmad, J.-Y., Faverdin, P., Fiorelli, J.L., Peyraud, J.-L., Veysset, P. 2012. Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers d'élevage, in: Les Flux d'azote Liés Aux Élevages, Réduire Les Pertes, Rétablir Les Équilibres, Expertises Collectives. pp. 188–228.
- Desmidt, Evelyn, Karel Ghyselbrecht, Yang Zhang, Luc Pinoy, Bart Van Der Bruggen, Willy Verstraete, Korneel Rabaey, et Boudewijn Meesschaert. 2015. « Global Phosphorus Scarcity and Full-Scale P-Recovery Techniques: A Review ». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 45(4):336-84. doi: [10.1080/10643389.2013.866531](https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866531).
- Deumlich, D. 2002. Terminology of transport phenomena and erosion at the field scale. P. 13-20. In: W.J. Chardon & O.F. Schoumans (eds) Phosphorus losses from agricultural soils/ Processes at the field scale. COST Action 832. Alterra, Wageningen, The Netherlands. <https://research.wur.nl/en/publications/phosphorus-losses-from-agricultural-soils-processes-at-the-field->
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* (New York, N.Y.), 321(5891), 926–929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401>
- Dobermann A., 2005. Nitrogen Use Efficiency – State of the Art. IFA International Workshop on Enhanced-efficiency Fertilizers, Frankfurt, Germany, 28-30 June, 2005. International Fertilizer Industry Association (IFA), Paris. Paper 316. <http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/316>.
- Doelman, J. C., Beier, F. D., Stehfest, E., Bodirsky, B. L., Beusen, A. H. W., Humpeöder, F., Mishra, A., Popp, A., Vuuren, D. P. van, Vos, L. de, Weindl, I., Zeist, W.-J. van, & Kram, T. 2022. Quantifying

- synergies and trade-offs in the global water-land-food-climate nexus using a multi-model scenario approach. *Environmental Research Letters*, 17(4), 045004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac5766>
- Domburg, P., Edwards, A. C., Sinclair, A. H., & Chalmers, N. A., 2000. Assessing nitrogen and phosphorus efficiency at farm and catchment scale using nutrient budgets. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 80(13), 1946–1952. [https://doi.org/10.1002/1097-0010\(200010\)80:13<1946::AID-JSFA736>3.0.CO;2-Q](https://doi.org/10.1002/1097-0010(200010)80:13<1946::AID-JSFA736>3.0.CO;2-Q)
- Dong, Y., Yang, J.-L., Zhao, X.-R., Yang, S.-H., Mulder, J., Dörsch, P., & Zhang, G.-L. 2022. Nitrate leaching and N accumulation in a typical subtropical red soil with N fertilization. *Geoderma*, 407, 115559. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115559>
- Dorioz J-M. 2007. Effets des dispositifs enherbés sur les transferts diffus et phosphoré dans les bassins versants agricoles. Analyse critique des données bibliographiques et conséquences opérationnelles. *Etud.Gest. Sol.*, 14, 4, p. 249-266.
- Dorioz J-M., et Trevisan D. 2008. « Le transfert diffus du phosphore dans les bassins agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise ». *Sciences Eaux & Territoires* (Spécial Ingénieries-EAT-27):27-47.
- Dorioz, J-M. 2013. « Mécanismes et maîtrise de la pollution diffuse agricole : le cas du phosphore et sa portée générale ». *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2013 17(S1), 277-291. <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=9790>
- Dourmad, J. Y., C. Rigolot, et C. Jondreville. 2009. « Influence de la nutrition sur l'excrétion d'azote, de phosphore, de cuivre et de zinc des porcs, et sur les émissions d'ammoniac, de gaz à effet de serre et d'odeurs ». *INRAE Productions Animales* 22(1):41-48. doi: [10.20870/productions-animales.2009.22.1.3332](https://doi.org/10.20870/productions-animales.2009.22.1.3332).
- Dourmad J.Y., Levasseur P., Daumer M., Hassouna M., Landrain B., Lemaire N., Loussouarn A., Salaün Y., Espagnol S., 2015. Évaluation des rejets d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc des porcs. RMT Elevages et Environnement, Paris, 26 pages.
- Dudouet, C., 2013. L'alimentation minérale des bovins et des ovins. Editions France Agricole, Paris. 200 p.
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J.-M., Garnier, J., Moatar, F., & Gascuel-Odoux, C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396–407. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.007>
- Dupas, R., Minaudo, C., Gruau, G., Ruiz, L., & Gascuel-Odoux, C., 2018. Multidecadal Trajectory of Riverine Nitrogen and Phosphorus Dynamics in Rural Catchments. *Water Resources Research*, 54(8), 5327-5340. <https://doi.org/10.1029/2018WR022905>
- Dupas, Rémi, Sophie Ehrhardt, Andreas Musolff, Ophélie Fovet, et Patrick Durand. 2020. « Long-Term Nitrogen Retention and Transit Time Distribution in Agricultural Catchments in Western France ». *Environmental Research Letters* 15(11):115011. doi: [10.1088/1748-9326/abbe47](https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbe47).
- EC, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council establishing a framework for community action in the field of water policy Off J Eur Communities; p. 327.
- EC, 2011. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. Long term nutrient loads entering European seas. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2788/54513>
- Edwards A.C, Withers P.J.A. 1998. Gestion du phosphore du sol et qualité de l'eau : une perspective britannique. *Utilisation et gestion des sols*, 14: 124-130. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1998.tb00630.x>
- EEA (European Environment Agency), 2001. Calculation of nutrient surpluses from agricultural sources—statistics spatialisation by means of CORINE land cover—Application to the case of nitrogen—European Environment Agency (EEA) (Technical No. 51)
- EEC (European Economic Community), 1991a. Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning Urban Waste Water Treatment
- EEC (European Economic Community), 1991b. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources
- Einarsson R, Pitulua D, Cederberg C., 2020. Budgets infranationaux de nutriments pour surveiller les risques environnementaux dans l'agriculture de l'UE : calcul des budgets de phosphore pour 243 régions de

- l'UE28 à l'aide de données publiques. *Nutr Cycl Agroecosyst* 117, 199–213. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10064-y>
- El Wali M, Golroudbary SR, Kraslawski A., 2019. Impact of recycling improvement on the life cycle of phosphorus, *Chinese Journal of Chemical Engineering*, Volume 27, Issue 5, 2019, Pages 1219-1229, ISSN 1004-9541, <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2018.09.004>.
- Erisman, Jan Willem, Mark A. Sutton, James Galloway, Zbigniew Klimont, et Wilfried Winiwarter. 2008. « How a Century of Ammonia Synthesis Changed the World ». *Nature Geoscience* 1(10):636-39. doi: [10.1038/ngeo325](https://doi.org/10.1038/ngeo325).
- EU Nitrogen Expert Panel., 2015. Nitrogen Use Efficiency (NUE) - an indicator for the utilization of nitrogen in agriculture and food systems. Wageningen University, Alterra, PO Box 47, NL-6700 Wageningen, Netherlands. 47 p.
- Eurostat, 2011. Working document for the task force on gross nutrient balances: discussion and recommendations for the follow-up of Diredate recommendations on nutrient flows and related data needs, with the aim of improving gross nutrient balances. <https://circabc.europa.eu/sd/d/8f1cafc4-fd1b-48a0-8d22-d962bee32fd2/00%20Working%20Document%20Latest%20version.pdf>
- Eurostat, 2013. Nutrient budgets—methodology and handbook. Version 1.02. Eurostat and OECD, Luxembourg. 112 p. https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/Annexes/aei_pr_gnb_esms_an_1.pdf
- Eurostat, 2019. Gross nutrient balance (aei_pr_gnb). https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/aei_pr_gnb_esms.html
- Fagodiya, R. K., Pathak, H., Kumar, A., Bhatia, A., & Jain, N., 2017. Global temperature change potential of nitrogen use in agriculture: A 50-year assessment. *Scientific Reports*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/srep44928>
- FAO, 2015. « Plant Production and Protection Division: Current world fertilizer trends and outlook to 2015 ». Consulté 11 juin 2024 (https://www.fao.org/agriculture/crops/publications/detail/fr/item/93486/icode/7/?no_cache=1).
- FAO, 2018. L'utilisation d'engrais minéraux dépassera 200 millions de tonnes en 2018 - Inter-réseaux ». <https://www.inter-reseaux.org/>. Consulté 21 juin 2024 (<https://www.inter-reseaux.org/ressource/rapport-fao-lutilisation-dengrais-mineraux-depassera-200-millions-de-tonnes-en-2018/>).
- Fayard Christian, Truong Binh. 1990. Procédé de fabrication d'engrais phosphates et produits obtenus. Paris : INPI, 14 p
- Fourrie, L., F. Butler, P. Castillon, D. Hanocq, M. Fougère, P. Levasseur, Chantal Gascuel, Jean Marcel Dorioz, Christian Morel, C. Raison, et C. Aubert. 2011. Le phosphore d'origine agricole: diagnostics et solutions pour limiter les transferts vers le milieu aquatique. *Innovations Agronomiques*, 2011, 17, pp.15-32.
- Fovet, O., L. Ruiz, M. Fauchaux, J. Molénat, M. Sekhar, F. Vertès, L. Aquilina, C. Gascuel-Odoux, et P. Durand. 2015. « Using Long Time Series of Agricultural-Derived Nitrates for Estimating Catchment Transit Times ». *Journal of Hydrology* 522:603-17. doi: [10.1016/j.jhydrol.2015.01.030](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.030).
- Frink, Charles R., Paul E. Waggoner, et Jesse H. Ausubel. 1999. « Nitrogen Fertilizer: Retrospect and Prospect ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96(4):1175-80. doi: [10.1073/pnas.96.4.1175](https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1175).
- Frossard, E., Julien, P., Neyroud, J-A et Sinaj, S. 2004. Le phosphore dans les sols. État de la situation en Suisse. Cahier de l'environnement no 368. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 180 p.
- Gac, A., Béline, F., Bioteau, T., 2006. Flux de gaz à effet de serre (CH₄, N₂O) et d'ammoniac (NH₃) liés à la gestion des déjections animales : Synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données. ADEME, Rennes. pp 98.

- Galloway, James N., William H. Schlesinger, Hiram Levy, Anthony Michaels, et Jerald L. Schnoor. 1995. « Nitrogen Fixation: Anthropogenic Enhancement-environmental Response ». *Global Biogeochemical Cycles* 9(2):235-52. doi: [10.1029/95GB00158](https://doi.org/10.1029/95GB00158).
- Galloway, J. N., 1998. « The global nitrogen cycle: changes and consequences ». *Environmental Pollution* 102(1, Supplement 1):15-24. doi: [10.1016/S0269-7491\(98\)80010-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80010-9).
- Galloway, J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, A. F. Michaels, J. H. Porter, A. R. Townsend, et C. J. Vöosmarty. 2004. « Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future ». *Biogeochemistry* 70(2):153-226. doi: [10.1007/s10533-004-0370-0](https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0).
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., & Sutton, M. A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science* (New York, N.Y.), 320(5878), 889–892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Garnier, Josette, Gilles Billen, et Michel Coste. 1995. « Seasonal Succession of Diatoms and Chlorophyceae in the Drainage Network of the Seine River: Observation and Modeling ». *Limnology and Oceanography* 40(4):750-65. doi: [10.4319/lo.1995.40.4.0750](https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.4.0750).
- Garnier J, Némery J, Billen G, Théry S., 2005. Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *J. Hydrol.* 304 (1e4), 397e412. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.040>
- Garske B, Stubenrauch J, Ekardt F., 2019. Sustainable phosphorus management in European agricultural and environmental law, *Review of European, Comparative & International Environmental Law* 29 (1) 107–117, <https://doi.org/10.1111/reel.12318>.
- Gavalda, D., J. D. Scheiner, J. C. Revel, G. Merlina, M. Kaemmerer, E. Pinelli, et M. Guirese. 2005. « Agronomic and environmental impacts of a single application of heat-dried sludge on an Alfisol ». *Science of The Total Environment* 343(1):97-109. doi: [10.1016/j.scitotenv.2004.10.009](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.10.009).
- Ghimire, S., Wang, J., & Fleck, J. R., 2021. Integrated Crop-Livestock Systems for Nitrogen Management: A Multi-Scale Spatial Analysis. *Animals: An Open Access Journal from MDPI*, 11(1), 100. <https://doi.org/10.3390/ani11010100>
- Giovanni R, Dulphy JP., 2008. Présentation de références Corpen simplifiées pour l'évaluation des rejets et des pressions d'azote et de phosphore des troupeaux bovins. *Fourrages*, 195, 357-372.
- Gis Sol. 2011. L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p.
- Goulding, K., Jarvis, S., & Whitmore, A., 2007. Optimizing nutrient management for farm systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 667–680. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2177>
- Gourdier, S., & Plat, E., 2018. Impact du changement climatique sur la sinistralité due au retrait-gonflement des argiles. *Journées Nationales de Géotechnique et Géologie de l'Ingénieur (JNGG)* 2018. <https://brgm.hal.science/hal-01768395>
- Gros, A., 1979. *Engrais: guide pratique de la fertilisation*. 6e édition, revue et complétée, 436 p.
- Gudmundsson, H., 2003. The policy use of environmental indicators - learning from evaluation research. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*, 2 (2): 1-11.
- Guejjoud, H., Curie, F., & Grosbois, C., 2023. Analyzing a century of agricultural phosphorus surplus and its long-term key drivers in France. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10705-023-10300-1>
- Gunther, F., 2005. « A solution to the heap problem: the doubly balanced agriculture: integration with population ».
- Guyomarc'h J-P, Le Foll F, 2011. Les marées vertes en Bretagne : pour un diagnostic partagé, garant d'une action efficace. *Rapport du CESR de Bretagne*, 31 p
- Hansen, J. W. 1996. « Is Agricultural Sustainability a Useful Concept? » *Agricultural Systems* 50(2):117-43. doi: [10.1016/0308-521X\(95\)00011-S](https://doi.org/10.1016/0308-521X(95)00011-S).

- Haygarth, P.M. and Jarvis, S.C. 1999. Transfer of Phosphorus from agricultural soils. *Advances in Agronomy*, 66: 195-269.
- Hedley, C. 2015. The role of precision agriculture for improved nutrient management on farms. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95(1), 12–19. <https://doi.org/10.1002/jsfa.6734>
- Heink, Ulrich, et Ingo Kowarik. 2010. « What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning ». *Ecological Indicators* 10(3):584-93. doi: [10.1016/j.ecolind.2009.09.009](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009).
- Hérivaux C., Maréchal, JC. 2019. Prise en compte des services dépendants des aquifères dans les démarches d'évaluation des services écosystémiques. BRGM/RP-68929-FR
- Hilton, John, Matthew O'Hare, Michael J. Bowes, et J. Iwan Jones. 2006. « How Green Is My River? A New Paradigm of Eutrophication in Rivers ». *Science of The Total Environment* 365(1-3):66-83. doi: [10.1016/j.scitotenv.2006.02.055](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.055).
- Hong, Bongghi, Dennis P. Swaney, et Robert W. Howarth. 2013. « Estimating Net Anthropogenic Nitrogen Inputs to U.S. Watersheds: Comparison of Methodologies ». *Environmental Science & Technology* 47(10):5199-5207. doi: [10.1021/es303437c](https://doi.org/10.1021/es303437c).
- Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Tibi, A., Aubry, C., Augusto, L., Barbier, R., Benoit, P., Brugère, H., Caillaud, M.A., Casellas, M., Chatelet, A., Dabert, P., De Mareschal, S., Doussan, I., Etrillard, C., Fuchs, J., Genermont, S., Giamberini, L., Helias, A., Jardé, E., Le Perchec, S., Lupton, S., Marron, N., Menasseri, S., Mollier, A., Morel, C., Mougin, C., Nguyen, C., Parnaudeau, V., Patureau, D., Pourchet, A.-M., Rychen, G., Smolders, E., Topp, E., Vieublé, L., Viguie, C., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier, impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques (MAFOR). Expertise scientifique collective, Paris, France, INRA
- Howarth RW, Billen G, Swaney D, Townsend A, Jaworski N, Lajtha K, Downing JA, Elmgren R, Caraco N, Jordan T. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences, in: *Nitrogen Cycling in the North Atlantic Ocean and Its Watersheds*. Springer, pp. 75–139.
- Ibrahim, M., Iqbal, M., Tang, Y.-T., Khan, S., Guan, D.-X., & Li, G. 2022. Phosphorus Mobilization in Plant–Soil Environments and Inspired Strategies for Managing Phosphorus : A Review. *Agronomy*, 12(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/agronomy12102539>
- INRA, 2007. Mise à jour 2010. Alimentation des bovins, ovins et caprins, Besoins des animaux – valeurs des aliments. Editions Quae, Versailles.
- INSEE. 2019. TEF, édition 2019 – Insee Références (<https://www.insee.fr/fr/statistiques/3676823?sommaire=3696937#consulter> le 01/06/2024)
- ITAVI, 2013. Estimation des rejets d'azote – phosphore - potassium calcium - cuivre – et zinc par les élevages avicoles. Mise à jour des références CORPEN-Volailles de 2006. Éditions ITAVI, 63p.
- Jarosch, Klaus. 2015. Le phosphore dans l'agriculture . *Recherche Agronomique Suisse* 6 (6): 294–296
- Jasinski S.M. 2005. Phosphate rock. In: United States Geological Survey. compiler. *Mineral Commodity Summaries 2005*, pp. 122–123. United States Department of the Interior
- Jassby, Alan D., John E. Reuter, Richard P. Axler, Charles R. Goldman, et Scott H. Hackley. 1994. « Atmospheric Deposition of Nitrogen and Phosphorus in the Annual Nutrient Load of Lake Tahoe (California-Nevada) ». *Water Resources Research* 30(7):2207-16. doi: [10.1029/94WR00754](https://doi.org/10.1029/94WR00754).
- Jondreville C., Dourmad J.Y. 2005. Le phosphore dans la nutrition des porcs. Numéro Spécial Phosphore. INRA Prod. Anim., 18, 183-192.
- Ju, X.-T., Xing, G.-X., Chen, X.-P., Zhang, S.-L., Zhang, L.-J., Liu, X.-J., Cui, Z.-L., Yin, B., Christie, P., Zhu, Z.-L., & Zhang, F.-S., 2009. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(9), 3041–3046. <https://doi.org/10.1073/pnas.0813417106>
- Kauark, L. 1990. Réflexion sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 342p.

- Khourchi, S., Delaplace, P., & Bargaz, A. 2023. Polyphosphate fertilizer use efficiency strongly relies on soil physicochemical properties and root-microbial activities. *Geoderma*, 429, 116281. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116281>
- Klages, S., Heidecke, C., Osterburg, B., Bailey, J., Calciu, I., Casey, C., Dalgaard, T., Frick, H., Glavan, M., D'Haene, K., Hofman, G., Leitão, I. A., Surdyk, N., Verloop, K., & Velthof, G., 2020. Nitrogen Surplus—A Unified Indicator for Water Pollution in Europe? *Water*, 12(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/w12041197>
- Klein T., 2009. Comparaison des sécheresses estivales de 1976 et 2003 en Europe occidentale à l'aide d'indices climatiques. *Bulletin de la Société Géographique de Liège* 2, 12.
- Kratz S, Vogel C, Adam C., 2019. Performances agronomiques des engrais à recyclage de phosphore et méthodes pour les prévoir : une revue. *Nutr Cycl Agroecosyst* 115, 1–39. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-10010-7>
- Kvakić, Marko, Sylvain Pellerin, Philippe Ciais, David L. Achat, Laurent Augusto, Pascal Denoroy, James S. Gerber, Daniel Goll, Alain Mollier, Nathaniel D. Mueller, Xuhui Wang, et Bruno Ringeval. 2018. « Quantifying the Limitation to World Cereal Production Due To Soil Phosphorus Status ». *Global Biogeochemical Cycles* 32(1):143-57. doi: [10.1002/2017GB005754](https://doi.org/10.1002/2017GB005754).
- Ladha, J. K., A. Tirol-Padre, C. K. Reddy, K. G. Cassman, Sudhir Verma, D. S. Powlson, C. van Kessel, Daniel de B. Richter, Debashis Chakraborty, et Himanshu Pathak. 2016. « Global Nitrogen Budgets in Cereals: A 50-Year Assessment for Maize, Rice and Wheat Production Systems ». *Scientific Reports* 6(1):19355. doi: [10.1038/srep19355](https://doi.org/10.1038/srep19355).
- Lamy, C., 2013. Impact du changement climatique sur la fréquence et l'intensité des sécheresses en Bretagne. *Géographie*. Université Rennes 2, 2013. Français. NNT : 2013REN20025. tel-01059818
- Landais E., 1994. Système d'élevage : d'une intuition holiste à une méthode de recherche, le cheminement d'un concept. In : Blanc-Pamard Chantal (ed.), Boutrais Jean (ed.). *Dynamique des systèmes agraires : à la croisée des parcours : pasteurs, éleveurs, cultivateurs*. Paris : ORSTOM, p. 15-49. (Colloques et Séminaires). *Dynamique des Systèmes Agraires : A la Croisée des Parcours*, Paris (FRA), 1994. ISBN 2-7099-1228-7. ISSN 0767-2896. Consulté 10 juin 2024 (<https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:40832>).
- 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. *Environmental Research Letters*, 9(10), 105011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105011>
- Lassaletta, Luis, Gilles Billen, Josette Garnier, Lex Bouwman, Eduardo Velazquez, Nathaniel D. Mueller, et James S. Gerber. 2016. « Nitrogen use in the global food system: past trends and future trajectories of agronomic performance, pollution, trade, and dietary demand ». *Environmental Research Letters* 11(9): 095007. doi: [10.1088/1748-9326/11/9/095007](https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/095007).
- Laurent, C., 1966. « La collecte de l'information économique globale : les méthodes du Service central des Enquêtes et études statistiques du Ministère de l'agriculture ». *Économie rurale* 69(1):57-71. doi: [10.3406/ecoru.1966.1949](https://doi.org/10.3406/ecoru.1966.1949).
- Le Gouis, J., Oury, F.-X., & Charmet, G. (2020). How changes in climate and agricultural practices influenced wheat production in Western Europe. *Journal of Cereal Science*, 93, 102960. <https://doi.org/10.1016/j.jcs.2020.102960>
- Le Noë J, Billen G, Esculiera F, Garnier J., 2018a Long-term socioecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows in French regions from 1852 to 2014. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 265, 132–143. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.006>
- Le Noë J, Billen G, Garnier J., 2018b. Phosphorus management in cropping systems of the Paris Basin: from farm to regional scale. *J. Environ. Manage.* 205, 18–28. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.039>
- Le Noë, J., 2018. Biogeochemical functioning and trajectories of French territorial agricultural system – Carbon, Nitrogen and Phosphorus fluxes (1852 – 2014), Thèse, Sorbonne Université.
- Le Noë, J. L., Roux, N., Billen, G., Gingrich, S., Erb, K.-H., Krausmann, F., Thieu, V., Silvestre, M., & Garnier, J., 2020. The phosphorus legacy offers opportunities for agro-ecological transition (France

- 1850–2075). *Environmental Research Letters*, 15(6), 064022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab82cc>
- Lecuyer B, Chatellier V, Daniel K., 2013. Le marché des engrais, la volatilité des prix et la dépendance de l'agriculture européenne. hal-02811196
- Leip A, Marchi G, Koeble R, Kempen M, Britz W, Li C (2008) Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeosciences* 5:73–94
- Leip A, Achermann B, Billen G et al., 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: *The European nitrogen assessment*. Cambridge University Press. 345-376 p.
- Leip, Adrian, Wolfgang Britz, Franz Weiss, et Wim De Vries. 2011. « Farm, Land, and Soil Nitrogen Budgets for Agriculture in Europe Calculated with CAPRI ». *Environmental Pollution* 159(11):3243-53. doi: [10.1016/j.envpol.2011.01.040](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.040).
- Lemercier, B., Walter, C., Schwartz, C., Saby, N., Arrouays, D., & Follain, S. 2006. Suivi des teneurs en carbone organique et en phosphore extractible dans les sols agricoles de trois régions françaises. *Étude et Gestion Des Sols*, 13(3), 165–180.
- Lemercier B, Gaudin L, Walter C, Aurousseau P, Arrouays D, Schwartz C, Saby NPA, Follain S, Abrassart J., 2008. Soil phosphorus monitoring at the regional level by means of a soil test database. *Soil Use Manag* 24:131–138
- Leterme, P., Morvan, T., Poulain, D., 1997. Azote et pollution, in: *Assimilation de l'azote Chez Les Plantes, Mieux Comprendre*. Morot-Gaudry Jean-François, pp. 381–401.
- Levasseur P., Soulier A., Lagrange H., Trochard R., Foray S., Charpiot A., Ponchant P. et Blazy V., 2019 *Valorisation agronomique des effluents d'élevages de porcs, bovins, ovins, caprins, volailles et lapins*. RMT Elevage et Environnement, Paris, 83 pages
- Li, T., Zhang, X., Zhong, Y., Davidson, E. A., Dou, Z., Zhang, W., Pavinato, P. S., Martinelli, L. A., Kanter, D. R., Liu, J., & Zhang, F. 2022. A Hierarchical Framework for Unpacking the Nitrogen Challenge. *Earth's Future*, 10(11), e2022EF002870. <https://doi.org/10.1029/2022EF002870>
- Lim, Ji Yeon, Mohammad Saiful Islam Bhuiyan, Seul Bi Lee, Jeong Gu Lee, et Pil Joo Kim. 2021. « Agricultural Nitrogen and Phosphorus Balances of Korea and Japan: Highest Nutrient Surplus among OECD Member Countries ». *Environmental Pollution* 286:117353. doi: [10.1016/j.envpol.2021.117353](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117353).
- Liu, Wenfeng, Marta Antonelli, Xingcai Liu, et Hong Yang. 2017. « Towards improvement of grey water footprint assessment: With an illustration for global maize cultivation ». *Journal of Cleaner Production* 147:1-9. doi: [10.1016/j.jclepro.2017.01.072](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.072).
- Lobell, D. B., & Field, C. B., 2007. Global scale climate–crop yield relationships and the impacts of recent warming. *Environmental Research Letters*, 2(1), 014002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/1/014002>
- Lobell, D. B., Schlenker, W., & Costa-Roberts, J., 2011. Climate Trends and Global Crop Production Since 1980. *Science*, 333(6042), 616–620. <https://doi.org/10.1126/science.1204531>
- Lu, C., & Tian, H., 2017. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: Shifted hot spots and nutrient imbalance. *Earth System Science Data*, 9(1), 181–192. <https://doi.org/10.5194/essd-9-181-2017>
- Lu, Chaoqun, Jien Zhang, Peiyu Cao, et Jerry L. Hatfield. 2019. « Are We Getting Better in Using Nitrogen?: Variations in Nitrogen Use Efficiency of Two Cereal Crops Across the United States ». *Earth's Future* 7(8):939-52. doi: [10.1029/2019EF001155](https://doi.org/10.1029/2019EF001155).
- Lun, F., Sardans, J., Sun, D., Xiao, X., Liu, M., Li, Z., Wang, C., Hu, Q., Tang, J., Ciais, P., Janssens, I. A., Obersteiner, M., & Peñuelas, J. 2021. Influences of international agricultural trade on the global phosphorus cycle and its associated issues. *Global Environmental Change*, 69, 102282. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102282>
- Ma, R., Zou, J., Han, Z., Yu, K., Wu, S., Li, Z., Liu, S., Niu, S., Horwath, W. R., & Zhu-Barker, X., 2021. Global soil-derived ammonia emissions from agricultural nitrogen fertilizer application: A refinement

- based on regional and crop-specific emission factors. *Global Change Biology*, 27(4), 855–867. <https://doi.org/10.1111/gcb.15437>
- MacDonald, Graham K., Elena M. Bennett, Philip A. Potter, et Navin Ramankutty. 2011. « Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(7):3086-91. doi: [10.1073/pnas.1010808108](https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108).
- Malingreau, J-P, Eva, H. et Maggio, A. 2012. NPK : will there be enough plant nutrients to feed a world of 9 billion in 2050 ? Joint Research Centre of the European Commission. Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-79-24909-9
- Marschner, Horst. 1995. « Mineral nutrition of higher plants 2nd edn ». *Institute of Plant Nutrition University of Hohenheim*. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02402-7>
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power, et M. J. Swift. 1997. « Agricultural Intensification and Ecosystem Properties ». *Science* 277(5325):504-9. doi: [10.1126/science.277.5325.504](https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504).
- McLellan, Eileen L., Kenneth G. Cassman, Alison J. Eagle, Peter B. Woodbury, Shai Sela, Christina Tonitto, Rebecca D. Marjerison, et Harold M. Van Es. 2018. « The Nitrogen Balancing Act: Tracking the Environmental Performance of Food Production ». *BioScience* 68(3):194-203. doi: [10.1093/biosci/bix164](https://doi.org/10.1093/biosci/bix164).
- Menesguen Alain (2003). Les “marées vertes” en Bretagne, la responsabilité du nitrate. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/143/>
- Meschy, F., C. Jondreville, J. Y. Dourmad, A. Narcy, et Y. Nys. 2008. « Maîtrise des rejets de phosphore dans les effluents d'élevage ». *INRAE Productions Animales* 21(1):79-86. doi: [10.20870/productions-animales.2008.21.1.3378](https://doi.org/10.20870/productions-animales.2008.21.1.3378).
- Miao, P., Zhu, X., Zhang, S., Li, W., Zhou, J., & Chen, Z. 2023. Long-term high nitrogen surplus in intensive apple-planting regions results in huge legacy nitrogen in the vadose zone : Potential or real risk to the groundwater? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 357, 108682. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108682>
- Mihelcic, J. R., Fry, L. M., & Shaw, R., 2011. Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. *Chemosphere*, 84(6), 832–839. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.046>
- Minaudo, C., M. Meybeck, F. Moatar, N. Gassama, et F. Curie. 2015. « Eutrophication Mitigation in Rivers: 30 Years of Trends in Spatial and Seasonal Patterns of Biogeochemistry of the Loire River (1980–2012) ». *Biogeosciences* 12(8):2549-63. doi: [10.5194/bg-12-2549-2015](https://doi.org/10.5194/bg-12-2549-2015).
- Mollier, A. 2016. La modélisation du transfert sol-plante du phosphore dans les agroécosystèmes . Sciences agricoles. Université de Bordeaux, 2016. tel-02801015f
- Mollier, Al, Denoroy P., et Morel C. 2019. Évaluation de la disponibilité et la gestion du phosphore dans les agrosystèmes : avancées scientifiques et techniques. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2019, 9 (1), pp.87-98. hal-02624871
- Morel, C., Pascal Denoroy, Alain Mollier, Sylvain Pellerin, Sokrat Sinaj, et Noura Ziadi. 2018. « Cycle biogéochimique du phosphore dans les agroécosystèmes ». P. 130-39 in.
- Mosier, A., Syers, J.K., Freney, J.R. 2004. *Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*. Island Press.
- Mueller, N. D., Gerber, J. S., Johnston, M., Ray, D. K., Ramankutty, N., & Foley, J. A., 2012. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, 490(7419), 254–257. <https://doi.org/10.1038/nature11420>
- Mueller, N. D., Lassaletta, L., Runck, B. C., Billen, G., Garnier, J., & Gerber, J. S., 2017. Declining spatial efficiency of global cropland nitrogen allocation. *Global Biogeochemical Cycles*, 31(2), 245–257. <https://doi.org/10.1002/2016GB005515>
- Najac, J., Kitova, N., Vidal, J.-P., Soubeyroux, J.-M., & Martin, E., 2010. Caractérisation des sécheresses en France au cours du XXI^e siècle. XXIII^e Colloque de l'Association Internationale de Climatologie. Risques et Changement Climatique, 433–438. <https://hal.science/hal-00536859>

- Némery J., 2003. « Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la Seine des petits bassins amont à l'estuaire : rôle du phosphore échangeable sur l'eutrophisation ». Thèse de doctorat d'État de l'Université Paris VI, 258 pp
- Némery J, Garnier J., 2007. Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): agricultural and hydrographic P budgets. *J. Geophysical Researc. Biogeosci.* 112 (G3) <http://dx.doi.org/10.1029/2006jg000331n/a-n/a>.
- Neset, Tina-Simone S., et Dana Cordell. 2012. « Global Phosphorus Scarcity: Identifying Synergies for a Sustainable Future ». *Journal of the Science of Food and Agriculture* 92(1):2-6. doi: [10.1002/jsfa.4650](https://doi.org/10.1002/jsfa.4650).
- Nesme, Thomas, Geneviève S. Metson, et Elena M. Bennett. 2018. « Global Phosphorus Flows through Agricultural Trade ». *Global Environmental Change* 50:133-41. doi: [10.1016/j.gloenvcha.2018.04.004](https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.04.004).
- Nevens, F., Verbruggen, I., Reheul, D., & Hofman, G. (2006). Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: Evolution and future goals. *Agricultural Systems*, 88(2), 142–155. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.03.005>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., ... Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), Article 7545. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Öborn, I., Edwards, A. C., Witter, E., Oenema, O., Ivarsson, K., Withers, P. J. A., Nilsson, S. I., & Richert Stinzing, A., 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: A critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *European Journal of Agronomy*, 20(1), 211–225. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00080-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00080-7)
- OECD, 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Paris, 154 pp.
- OECD, 2001. Environmental Indicators for Agriculture: Methods and Results. Vol. 3. OECD, Paris, France, 409 p.
- Oenema O, Kros H, de Vries W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur J Agron* 20:3–16
- Oscar FS, Bouraoui F, Kabbe C, Oenema O, van Dijk KC., 2015. Phosphorus management in Europe in a changing world. *AMBIO* 2015, 44(Suppl. 2):S180–S192. DOI 10.1007/s13280-014-0613-9
- Panagos P, Köningner J, Ballabio C, Liakos L, Muntwyler A, Borrelli P, Lugato E., 2022. Improving the phosphorus budget of European agricultural soils, *Science of The Total Environment*, Volume 853, 158706, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158706>.
- Parfitt, J., Barthel, M., & Macnaughton, S., 2010. Food waste within food supply chains: Quantification and potential for change to 2050. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 365(1554), 3065–3081. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0126>
- Passy, P., N. Gypens, G. Billen, J. Garnier, V. Thieu, V. Rousseau, J. Callens, J. Y. Parent, et C. Lancelot. 2013. « A model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984 ». *Journal of Marine Systems* 128:106-22. doi: [10.1016/j.jmarsys.2013.05.005](https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.05.005).
- Pellerin, Sylvain, et Thomas Nesme. 2015. « Flux de phosphore associés à l'élevage et conséquences sur la fertilité phosphatée des sols : analyse à plusieurs échelles ». (223):205-10.
- Peters, N., et R. S. Reese. 1995. « Variations of Weekly Atmospheric Deposition for Multiple Collectors at a Site on the Shore of Lake Okeechobee, Florida ». *Atmospheric Environment* 29(2):179-87. doi: [10.1016/1352-2310\(94\)00233-B](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00233-B).
- Peyraud, J.-L., Cellier, P., Aarts, F., Béline, F., Bockstaller, C., Bourblanc, M., Delaby, L., Donnars, C., Dourmad, J.-Y., Dupraz, P., Durand, P., Faverdin, P., Fiorelli, J.-L., Gaigné, C., Girard, A., Guillaume, F., Kuikman, P., Langlais, A., Le Goffe, P., ... Veysset, P. (2012). Les flux d'azote liés aux élevages: Réduire les pertes, rétablir les équilibres. <https://doi.org/10.15454/HB37-N118>
- Pflimlin A., Faverdin P., BerangerC., 2009. Un demi-siècle d'évolution de l'élevage bovin. Bilan et perspectives. *Fourrages*, 2009, 200, pp.429-464.

- Pinay, G., Gascuel C., Ménesguen A., Souchon Y., Le Moal M., Levain A., Etrillard C., Moatar F., Pannard A., et Souchu P. 2018. *L'eutrophisation Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*. éditions Quae. 176p.
- Poisvert C, Curie F, Moatar F, 2017. Annual agricultural N surplus in France over a 70-year period. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 107, 63–78. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9814-x>
- Poisvert, C., 2018. Analyse et modélisation des surplus azotés en France au cours du siècle dernier : Application aux échelles départementales et communales, Thèse, Université de Tours.
- Prasuhn, V., et Flisch, R. ., 2005. « Le phosphore dans l'agriculture ». *Schriftenreihe der FAL*, 57, 2005, 80-85.
- Raghothama KG., 2000. Phosphate transport and signaling. *Curr Opin Plant Biol* 3:182–187
- Redfield, Garth W. 2002. « Atmospheric Deposition of Phosphorus to the Everglades: Concepts, Constraints, and Published Deposition Rates for Ecosystem Management ». *The Scientific World Journal* 2:1843-73. doi: [10.1100/tsw.2002.813](https://doi.org/10.1100/tsw.2002.813).
- Richardson AE., 2009. Regulating the phosphorus nutrition of plants: molecular biology meeting agronomic needs. *Plant Soil* (2009) 322:17–24. DOI 10.1007/s11104-009-0071-5
- Rigby, Dan, Phil Woodhouse, Trevor Young, et Michael Burton. 2001. « Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice ». *Ecological Economics* 39(3):463-78. doi: [10.1016/S0921-8009\(01\)00245-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00245-2).
- Riley, Janet. 2001. « The Indicator Explosion: Local Needs and International Challenges ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 87(2):119-20. doi: [10.1016/S0167-8809\(01\)00271-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00271-7).
- Ringeval, B., B. Nowak, T. Nesme, M. Delmas, et S. Pellerin. 2014. « Contribution of Anthropogenic Phosphorus to Agricultural Soil Fertility and Food Production ». *Global Biogeochemical Cycles* 28(7):743-56. doi: [10.1002/2014GB004842](https://doi.org/10.1002/2014GB004842).
- Robert, Michel. 1996. *Le sol: interface dans l'environnement ; ressource pour le développement*. Paris: Masson. 244 p.
- Roberts, T., 2008. Improving Nutrient Use Efficiency. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 32(3), 177–182. <https://doi.org/10.1016/j.tjaf.2008.03.001>
- Roberts TL, Johnston AE., 2015. Phosphorus use efficiency and management in agriculture. *Resources, Conservation and Recycling* 105 275–281. [http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.013](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.013)
- Robertson, G. P. & Vitousek, P. M., 2009. Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 34, 97–125
- Robertson, G. P., Bruulsema, T. W., Gehl, R. J., Kanter, D., Mauzerall, D. L., Rotz, C. A., & Williams, C. O., 2013. Nitrogen–climate interactions in US agriculture. *Biogeochemistry*, 114(1), 41–70. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9802-4>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., 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., ... Foley, J. A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), Article 7263. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Rosmarin, A. 2004. « The Precarious Geopolitics of Phosphorous ». *Science and Environment Fortnightly* 27-31.
- Rosnoblet, J., Girardin, P., Weinzaepflen, E., Bockstaller, C. 2006. Analysis of 15 years of agriculture sustainability evaluation methods. 9. *ESA Congress*. Warsaw, Poland: September 4-6, 2006, 707-708.
- 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(3), 393–412. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9726-1>
- Runge-Metzger, A., 1995. Closing the cycle: obstacles to efficient P management for improved global security. In H. Tiessen (Éd.), *Phosphorus in the global environment: transferts, cycles and management*. Chichester, UK, John Wiley and Sons, 27-42.

- Ruttenberg K. C. 2003. "8.13 - the global phosphorus cycle" in Treatise on geochemistry. eds. Holland H. D., Turekian K. K. (Oxford: Pergamon;), 585–643
- Ryding, S.O., Rast, W., 1994. The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs. Masson/Unesco, Paris. p. 294.
- Sabo, R. D., Clark, C. M., Gibbs, D. A., Metson, G. S., Todd, M. J., LeDuc, S. D., Greiner, D., Fry, M. M., Polinsky, R., Yang, Q., Tian, H., & Compton, J. E. 2021. Phosphorus Inventory for the Conterminous United States (2002–2012). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(4), e2020JG005684. <https://doi.org/10.1029/2020JG005684>
- Saby, N., Schvartz, C., Walter, C., Arrouays, D., Lemerrier, B., Roland, N., & Squidant, H., 2004. Base de données d'analyses de terre : procédure de collecte et résultats de la campagne 1995-2000. *Étude et Gestion des Sols*, 2004, 11 (3), pp.235-253. hal-02683480f
- Saby, N., & Lemerrier, B., 2013. La Base de données d'analyses de terre BDAT. 2013, 2 p. hal-04351560
- Saby, N., Lemerrier, B., Arrouays, D., Leménager, S., Louis, B., Millet, F., Paroissien, J.-B., Schellenberger, E., Squidant, H., Swiderski, C., Toutain, B., Walter, C., & Bardy, M., 2014. Le programme Base de Données des Analyses de Terre (BDAT): Bilan de 20 ans de collecte de résultats d'analyses. *Étude et Gestion Des Sols*, 21, 141–150.
- Saby, N., Gouny, L., Lemerrier, B., Denoroy, P., & Eveillard, P., 2016. Utilisation des données de la BDAT pour étudier l'évolution spatio-temporelle des teneurs en Magnésium échangeable, Potassium échangeable et Phosphore extractible dans les sols agricoles de France métropolitaine (p. np) [Contract]. auto-saisine. <https://hal.science/hal-01581567>
- Sassenrath, G. F., Schneider, J. M., Gaj, R., Grzebisz, W., & Halloran, J. M., 2012. Nitrogen balance as an indicator of environmental impact: Toward sustainable agricultural production. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 28(3), 276–289. <https://doi.org/10.1017/S1742170512000166>
- Sattari SZ, Bouwman AF, Giller KE, van Ittersum MK., 2012. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 6348–6353. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1113675109>.
- SCEES, 1965. Enquête sur les productions de blé et d'orge en 1964 (N°. 1), Supplément "Série Etudes."
- SCEES, 1969. Enquête communautaire sur la structure des exploitations agricoles en 1967 - Résultats provisoires du dépouillement manuel (N°. 42), Supplément "Série Etudes."
- SCEES, 1971. Etude sur la structure du cheptel bovin au 1er janvier 1969 (N°. 77), Supplément "Série Etudes."
- Schipanski, M. E., & Bennett, E. M., 2012. The Influence of Agricultural Trade and Livestock Production on the Global Phosphorus Cycle. *Ecosystems*, 15(2), 256–268. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9507-x>
- Scholz RW, Wellmer FW, 2015. Losses and use efficiencies along the phosphorus cycle – Part 2: Understanding the concept of efficiency. *Resources, Conservation and Recycling* 105 259–274. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.10.003>
- Scholz, Roland W., et Friedrich-Wilhelm Wellmer. 2015. « Losses and Use Efficiencies along the Phosphorus Cycle – Part 2: Understanding the Concept of Efficiency ». *Resources, Conservation and Recycling* 105:259-74. doi: [10.1016/j.resconrec.2015.10.003](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.10.003).
- Schröder, J. J., D. Scholefield, F. Cabral, et G. Hofman. 2004. « The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation ». *Environmental Science & Policy* 7(1):15-23. doi: [10.1016/j.envsci.2003.10.006](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2003.10.006).
- Schröder JJ, Cordell D, Smit AL, Rosemarin A., 2010. Sustainable use of phosphorus. European Union Contract ENV.B.1/ETU/2009/0025. Report 357, Plant Research International, Wageningen University and Research Centre, Wageningen, The Netherlands, 122 pp
- Scoones I, Toulmin C., 1998. Soil nutrient balances: what use for policy? *Agric. Ecosyst. Environ.* 71 (1–3), 255–267.

- Senthilkumar K, Nesme T, Mollier A, Pellerin S., 2012. Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: the importance of agricultural production systems. *Nutrient Cycl. Agroecosyst.* 92 (2), 145e159. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-011-9478-5>
- Shiklomanov, I. A., et J. C. Rodda, éd. 2003. World water resources at the beginning of the twenty-first century. Cambridge, UK ; New York: Cambridge University Press. 25 pp.
- Sharpley, A.N., Herron, S., Daniel, T. 2007. Overcoming the challenges of phosphorus-based management in poultry farming. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62, 375–89.
- Sharpley, A., & Wang, X., 2014. Managing agricultural phosphorus for water quality: Lessons from the USA and China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(9), 1770–1782. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.024>
- Shenoy VV, Kalagudi GM., 2005. Enhancing plant phosphorus use efficiency for sustainable cropping, *Biotechnology Advances*, Volume 23, Issues 7–8, Pages 501-513, ISSN 0734-9750, <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.01.004>.
- Shiklomanov, I. A., et J. C. Rodda. 2003. World water resources at the beginning of the twenty-first century. Cambridge, UK ; New York: Cambridge University Press. 435 pp.
- Siddique, M.T., et Robinson J.S. 2003. « Phosphorus Sorption and Availability in Soils Amended with Animal Manures and Sewage Sludge ». *Journal of Environmental Quality* 32(3):1114-21. doi: [10.2134/jeq2003.1114](https://doi.org/10.2134/jeq2003.1114).
- Simon, J-C., Grignani C., Jacquet A., Le Corre L., et Pagès J. 2000. « Typologie des bilans d'azote de divers types d'exploitation agricole: recherche d'indicateurs de fonctionnement ». *Agronomie* 20(2):175-95. doi: [10.1051/agro:2000118](https://doi.org/10.1051/agro:2000118).
- Sims JT, Simard RR, Joern BC., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *J Environ Qual* 27:277–293
- Sims, JT., Bergström, L., Bowman, B. t., & Oenema, O., 2005. Nutrient management for intensive animal agriculture: Policies and practices for sustainability. *Soil Use and Management*, 21(s1), 141–151. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.tb00418.x>
- Smil, V. 2000. Phosphorus in the environment: Natural Flows and Human Interferences. *Annual Review of Energy and the Environment*, 25(1), 53–88. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.53>
- Smil, V., 2002. Nitrogen and food production: Proteins for human diets. *Ambio*, 31(2), 126–131. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.126>
- Smith, V. H., G. D. Tilman, et J. C. Nekola. 1999. « Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems ». *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 100(1-3):179-96. doi: [10.1016/s0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(99)00091-3).
- Smith, V. H. 2003. « Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: A Global Problem ». *Environmental Science and Pollution Research International* 10(2):126-39. doi: [10.1065/espr2002.12.142](https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142).
- Smith, V. H., et David W. Schindler. 2009. « Eutrophication Science: Where Do We Go from Here? » *Trends in Ecology & Evolution* 24(4):201-7. doi: [10.1016/j.tree.2008.11.009](https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009).
- Smol M., 2019. The importance of sustainable phosphorus management in the circular economy (CE) model: the Polish case study. *J Mater Cycles Waste Manag* 21, 227–238. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0794>
- SOeS, 2013. NOPOLU-Agri. Outil de spatialisation des pressions de l'agriculture. Méthodologie et résultats pour les surplus d'azote et les émissions des gaz à effet de serre. Campagne 2010-2011. Ministère du Développement durable et de l'Énergie. 108 pp.
- Sokka, L., Antikainen, R. and Kauppi, P. 2004. Flows of nitrogen and phosphorus in municipal waste: a substance flow analysis in Finland, *Progress in Industrial Ecology*, Vol. 1, Nos. 1/2/3, pp.165–186.
- Soubeyroux, J.-M., Kitova, N., Blanchard, M., Vidal, J.-P., Martin, É., & Dandin, P., 2012. Sécheresses des sols en France et changement climatique—Résultats et applications du projet ClimSec. *La Météorologie*, 2012(78), 21–30. <https://doi.org/10.4267/2042/47512>

- 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., ... Willett, W., 2018. Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, 562(7728), Article 7728. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>
- Springmann, M., Godfray, H. C. J., Rayner, M., & Scarborough, P., 2016. Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4146–4151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1523119113>
- SSP, Service de la statistique et de la prospective, M. de l'Agriculture de l'Agroalimentaire et de la Forêt. Statistique agricole annuelle 1940 à 2010. Paris
- Stamm, C.H. 2002. Water flow at the field scale. P. 21-35. In: W.J. Chardon & O.F. Schoumans (eds) Phosphorus losses from agricultural soils/ Processes at the field scale. COST Action 832. Alterra, Wageningen, The Netherlands. <https://research.wur.nl/en/publications/phosphorus-losses-from-agricultural-soils-processes-at-the-field->
- Starck, T., Fardet, T., & Esculier, F., 2023. Phosphorus recycling from human excreta in French agroecosystems and potential for food self-sufficiency. <https://hal.science/hal-04232701>
- Steinfeld, H., Mooney, H. A., Schneider, F., & Neville, L. E., 2010. Livestock in a changing landscape. Volume 1. Drivers, consequences, and responses. Island Press. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/16403>
- Stevenson, F. J., et M. A. Cole. 1999. *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2nd ed. New York: Wiley. 448 pp.
- Sulc, R. M., & Franzluebbers, A. J., 2014. Exploring integrated crop–livestock systems in different ecoregions of the United States. *European Journal of Agronomy*, 57, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.007>
- Sundareshwar PV, Morris JT, Koepfler EK, Fornwalt B. 2003. Phosphorus limitation of coastal ecosystem processes. *Science*, 299, 563–565.
- Sutton, Mark A., Clare M. Howard, Jan Willem Erisman, Gilles Billen, Albert Bleeker, Perin Gresselt, Hans Van Grinsven, et Bruna Grizzetti, éd. 2011. *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. 1^{re} éd. Cambridge University Press. 22 pp.
- Sutton, M. A., Bleeker, A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Abrol, Y. P., Bekunda, M., Datta, A., Davidson, E., Vries, W. de, Oenema, O., & Zhang, F. S. 2013. Our nutrient world. The challenge to produce more food & energy with less pollution. <https://research.wur.nl/en/publications/our-nutrient-world-the-challenge-to-produce-more-food-amp-energy->
- Syers, John K., A. E. Johnston, et Denis Curtin. 2008. Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use: reconciling changing concepts of soil phosphorus behaviour with agronomic information. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 108pp.
- Testud, F. 2011. Phosphore et composés inorganiques. EMC - Pathologie professionnelle et de l'environnement 6, no 3 (janvier 2011) : 1–10. [http://dx.doi.org/10.1016/s1155-1925\(11\)71887-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1155-1925(11)71887-0).
- Tilman, D., P. B. Reich, J. Knops, D. Wedin, T. Mielke, et C. Lehman. 2001. « Diversity and Productivity in a Long-Term Grassland Experiment ». *Science (New York, N.Y.)* 294(5543):843-45. doi: [10.1126/science.1060391](https://doi.org/10.1126/science.1060391).
- Tilman, David, Kenneth G. Cassman, Pamela A. Matson, Rosamond Naylor, et Stephen Polasky. 2002. « Agricultural Sustainability and Intensive Production Practices ». *Nature* 418(6898):671-77. doi: [10.1038/nature01014](https://doi.org/10.1038/nature01014).
- Tilman, D., & Clark, M., 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515(7528), Article 7528. <https://doi.org/10.1038/nature13959>
- Topp, Cairistiona F. E., Elizabeth A. Stockdale, Christine A. Watson, et Robert M. Rees. 2007. « Estimating Resource Use Efficiencies in Organic Agriculture: A Review of Budgeting Approaches Used ». *Journal of the Science of Food and Agriculture* 87(15):2782-90. doi: [10.1002/jsfa.3059](https://doi.org/10.1002/jsfa.3059).

- Tournis V., et Rabinovitch M. 2010. Les ressources naturelles pour la fabrication des engrais : une introduction, Géologues, société géologique de France, 2009
- Unifa, 2020. Union des Industries de la fertilisation. La Fertilisation en France. Consulted the 15/12/2020 on <https://www.unifa.fr/statistiques-du-secteur/les-statistiques-de-campagne-retrouvez-lhistorique-des-campagnes-de>
- United Nations General Assembly, 2015. Resolution Adopted by the General Assembly on 25 September 2015. 70/1 Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development (United Nations, 2015).
- Valiorgue, B., Bourlier Bargues, É., & Hollandts, X., 2020. Quelles évolutions de la raison d'être des coopératives agricoles françaises ? Regard historique sur un construit social. RECMA, 358(4), 23-38. <https://doi.org/10.3917/recma.358.0023>
- Van Alphen, B. J., & Stoorvogel, J. J., 2000. A Methodology for Precision Nitrogen Fertilization in High-Input Farming Systems. Precision Agriculture, 2(4), 319–332. <https://doi.org/10.1023/A:1012338414284>
- Van der Kooij, S., van Vliet, B. J. M., Stomph, T. J., Sutton, N. B., Anten, N. P. R., & Hoffland, E. 2020. Phosphorus recovered from human excreta: A socio-ecological-technical approach to phosphorus recycling. Resources, Conservation and Recycling, 157, 104744. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104744>
- Van der Wal A, de Boer W, Lubbers IM et al., 2007. Concentration et distribution verticale du phosphore total du sol en fonction du moment de l'abandon des champs arables. Nutr Cycl Agroecosyst 79 , 73–79. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9097-3>
- van Dijk KC, Lesschen JP, Oenema O., 2016. Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. Sci Total Environ 542:1078–1093. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.048>
- van Grinsven, H. J. M., ten Berge, H. F. M., Dalgaard, T., Fraters, B., Durand, P., Hart, A., Hofman, G., Jacobsen, B. H., Lalor, S. T. J., Lesschen, J. P., Osterburg, B., Richards, K. G., Techen, A.-K., Vertès, F., Webb, J., & Willems, W. J. 2012. Management, regulation and environmental impacts of nitrogen fertilization in northwestern Europe under the Nitrates Directive; a benchmark study. Biogeosciences, 9(12), 5143–5160. <https://doi.org/10.5194/bg-9-5143-2012>
- Van Kauwenbergh, S. J. 2010. World Phosphate Rock Reserves and Resources. (IFDC, 2010). <https://hub.ifdc.org/handle/20.500.14297/1742>
- Van Meter, K. J., M. M. McLeod, J. Liu, G. Thierry Tenkouano, R. I. Hall, P. Van Cappellen, et N. B. Basu. 2021. « Beyond the Mass Balance: Watershed Phosphorus Legacies and the Evolution of the Current Water Quality Policy Challenge ». *Water Resources Research* 57(10):e2020WR029316. doi: [10.1029/2020WR029316](https://doi.org/10.1029/2020WR029316).
- Van Staden, T. L., Van Meter, K. J., Basu, N. B., Parsons, C. T., Akbarzadeh, Z., & Van Cappellen, P. 2022. Agricultural phosphorus surplus trajectories for Ontario, Canada (1961–2016), and erosional export risk. *Science of The Total Environment*, 818, 151717. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151717>
- Van Vuuren, D. P., A. F. Bouwman, et A. H. W. Beusen. 2010. « Phosphorus Demand for the 1970–2100 Period: A Scenario Analysis of Resource Depletion ». *Global Environmental Change* 20(3):428-39. doi: [10.1016/j.gloenvcha.2010.04.004](https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.04.004).
- Verbesselt J, Hyndman R, Newnham G, Culvenor D., 2010. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series, *Remote Sensing of Environment*, Volume 114, Issue 1, Pages 106-115, ISSN 0034-4257, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.014>.
- Verger, Yoann, Caroline Petit, Sabine Barles, Gilles Billen, Josette Garnier, Fabien Esculier, et Pascal Maugis. 2018. « A N, P, C, and water flows metabolism study in a peri-urban territory in France: The case-study of the Saclay plateau ». *Resources, Conservation and Recycling* 137:200-213. doi: [10.1016/j.resconrec.2018.06.007](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.06.007).
- Vermeulen, S. J., Campbell, B. M., & Ingram, J. S. I., 2012. Climate Change and Food Systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 37(1), 195–222. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-020411-130608>

- Vertès, F., Simon, J.-C., Laurent, F., Besnard, A. 2007. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages* 423–440.
- Villalobos, F. J., Delgado, A., López-Bernal, Á., & Quemada, M., 2020. FertiCalc: A Decision Support System for Fertilizer Management. *International Journal of Plant Production*, 14(2), 299–308. <https://doi.org/10.1007/s42106-019-00085-1>
- Vitousek, Peter M., Stephen Porder, Benjamin Z. Houlton, et Oliver A. Chadwick. 2010. « Terrestrial Phosphorus Limitation: Mechanisms, Implications, and Nitrogen–Phosphorus Interactions ». *Ecological Applications* 20(1):5-15. doi: [10.1890/08-0127.1](https://doi.org/10.1890/08-0127.1).
- Vollenweider R.A., 1970. Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. [Rapport de recherche] Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). 1970, 217 p., figures, cartes, bibliographie.
- Wada, Y., van Beek, L. P. H., van Kempen, C. M., Reckman, J. W. T. M., Vasak, S., & Bierkens, M. F. P., 2010. Global depletion of groundwater resources. *Geophysical Research Letters*, 37(20). <https://doi.org/10.1029/2010GL044571>
- Wang, Xin, Tao Chen, Yinghua Ge, et Yongfeng Jia. 2008. « Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors ». *Journal of Hazardous Materials* 160(2):554-58. doi: [10.1016/j.jhazmat.2008.03.046](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.046).
- Wang, Jiaxin, Zhiming Qi, et Elena M. Bennett. 2022. « Changes in Canada's Phosphorus Cycle 1961–2018: Surpluses and Deficits ». *Global Biogeochemical Cycles* 36(8):e2022GB007407. doi: [10.1029/2022GB007407](https://doi.org/10.1029/2022GB007407).
- Watson C, Bengtsson H, Ebbesvik M, Løes AK, Myrbeck A, Salomon E, Schroder J, Stockdale E,. 2002. A review of farm bilans nutritionnels à l'échelle des exploitations biologiques comme outil de gestion de la fertilité des sols. *Utilisation et gestion des sols*, 18 : 264-273. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00268.x>
- Watson, C. A., et D. Atkinson. 1999. « [No title found] ». *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 53(3):259-67. doi: [10.1023/A:1009793120577](https://doi.org/10.1023/A:1009793120577).
- Withers, P. j. a., Edwards, A. c., & Foy, R. h., 2001. Phosphorus cycling in UK agriculture and implications for phosphorus loss from soil. *Soil Use and Management*, 17(3), 139–149. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2001.tb00020.x>
- Zapata, F., et Roy, R.N., 2004. Utilisation des phosphates naturels pour une agriculture durable. Rome: FAO.
- Zenaidi B K., 1987. Le Marché mondial des phosphates et des engrais phosphatés. 2e éd. actualisée. Paris: Économica. 288p
- Zinnbauer, M., Brandes, E., Eysholdt, M., Henseler, M., & Löw, P. 2024. Modelling High Resolution Agricultural Nitrogen Budgets: A Case Study for Germany. *Water*, 16(17), Article 17. <https://doi.org/10.3390/w16172376>
- Zhang, C., Ju, X., Powlson, D. S., Oenema, O., & Smith, P., 2019. Nitrogen Surplus Benchmarks for Controlling N Pollution in the Main Cropping Systems of China. *Environmental Science & Technology*, 53(12), Article 12. <https://doi.org/10.1021/acs.est8b06383>
- Zhang, X., Davidson, E. A., Mauzerall, D. L., Searchinger, T. D., Dumas, P., & Shen, Y., 2015. Managing nitrogen for sustainable development. *Nature*, 528(7580), Article 7580. <https://doi.org/10.1038/nature15743>
- Zhang, Jie, Arthur H. W. Beusen, Dirk F. Van Apeldoorn, José M. Mogollón, Chaoqing Yu, et Alexander F. Bouwman. 2017. « Spatiotemporal Dynamics of Soil Phosphorus and Crop Uptake in Global Cropland during the 20th Century ». *Biogeosciences* 14(8):2055-68. doi: [10.5194/bg-14-2055-2017](https://doi.org/10.5194/bg-14-2055-2017).
- Zhang, X., Davidson, E. A., Zou, T., Lassaletta, L., Quan, Z., Li, T., & Zhang, W., 2020. Quantifying Nutrient Budgets for Sustainable Nutrient Management. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(3), e2018GB006060. <https://doi.org/10.1029/2018GB006060>

- Zhang, X., Zou, T., Lassaletta, L., Mueller, N. D., Tubiello, F. N., Lisk, M. D., Lu, C., Conant, R. T., Dorich, C. D., Gerber, J., Tian, H., Bruulsema, T., Maaz, T. M., Nishina, K., Boudirsky, B. L., Popp, A., Bouwman, L., Beusen, A., Chang, J., ... Davidson, E. A., 2021. Quantification of global and national nitrogen budgets for crop production. *Nature Food*, 2(7), 529–540. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00318-5>.
- Zhao, H., Li, X., & Jiang, Y., 2019. Response of Nitrogen Losses to Excessive Nitrogen Fertilizer Application in Intensive Greenhouse Vegetable Production. *Sustainability*, 11(6), Article 6. <https://doi.org/10.3390/su11061513>
- Zoboli O, Zessner M, Rechberger H., 2016. Supporting phosphorus management in Austria: Potential, priorities and limitations, *Science of The Total Environment*, Volume 565, Pages 313-323, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.171>.

Annexes

Annexe 1: Liste exhaustive des catégories regroupées de cultures et cheptels des données SAA	225
Annexe 2 : Liste détaillée des catégories dont les chroniques ont été imputées à l'échelle nationale et méthodes associées	232
Annexe 3 : Méthode de lissage des engrais minéraux.....	235
Annexe 4 : Exemple du calcul de l'excrétion phosphatée pour les vaches laitières.....	237
Annexe 5 : Teneurs en phosphore en kg P tête-1 an-1 dans les excréments des différentes catégories de bétail prises en compte pour le calcul des entrées de phosphore (fertilisation organique).....	241
Annexe 6 : Approche testée pour quantifier l'évolution des teneurs en P dans les excréments animales au cours du temps.....	244
Annexe 7 : Teneur en phosphore dans les différentes cultures prises en compte pour le calcul des sorties de phosphore (kg P q ⁻¹).....	247
Annexe 8 : Méthode de l'estimation de la quantité de matière produite par les prairies permanentes.....	251
Annexe 9 : Démarches à suivre pour accéder aux données du recensement agricole auprès du CASD	253
Annexe 10 : Méthodes testées pour la désagrégation des engrais départementaux à l'échelle communale	254
Annexe 11 : Méthode de calcul des chroniques de la SAU communale sur la période 1955-2020	266
Annexe 12 : Century-long analysis of nitrogen and phosphorus surplus in French agriculture: Trends and driversprospectives	267

Annexe 1: Liste exhaustive des catégories regroupées de cultures et cheptels des données SAA

Tableau 1 : Regroupement des catégories de cultures

Catégorie regroupée	Catégories à regrouper	Période de regroupement
Grandes cultures		
Blé tendre	Blé tendre grains	1961 - 1966
	Blé tendre semences	
Blé dur	Blé dur grains	1962 - 1966
	Blé dur semences	
Seigle	Seigle grain	1948 ; 1961
	Seigle semence	
Orge et escourgeon	Orge et escourgeon d'hiver	1920 - 2020
	Orge et escourgeon de printemps	
Seigle et méteil	Seigle	1920 - 1989
	Méteil	
Avoine	Avoine (culture principale)	1961 - 1966
	Avoine (culture dérobée)	
	Avoine (culture associée)	
	Avoine grains (culture principale)	1972 - 1973 ; 1975
	Avoine semences (culture principale)	
Maïs	Maïs grain et semences (culture principale)	1961 - 1966
	Maïs grain (culture dérobée)	
	Maïs grain (culture associée)	
	Maïs grain	1972 - 1973 ; 1975
	Maïs semence	
Sorgho	Sorgho hybride grain	1972 - 1980
	Sorgho hybride semence	
	Sorgho hybride dérobé	
	Sorgho hybride	1961 - 1988

	Sorgho à balai	
Millet	Millet (culture principale)	1944 - 1969
	Millet (culture dérobée)	
Sarrasin	sarrasin grain	1944 - 1980
	sarrasin dérobé	
Colza et navette	Navette	1968 - 1969 ; 1972
	navette grain	
	navette semence	
	Navette	1920 - 1989
	Colza	
Tournesol	Tournesol grain	1964 - 1969 ; 1971
	Tournesol semence	
Œillette	œillette (culture principale)	1980
	œillette (culture dérobée)	
Autres oléagineux	Autres oléagineux (moutarde (grain))	1968 - 1969 ; 1972 - 1974
	Autres oléagineux (moutarde (semence))	
Féveroles et fèves	Féveroles	1920 - 1972 ; 1981 - 1989
	Fèves	
	Féveroles	1973 - 1980
	Fèves	
	Fèves et féveroles (semences)	
Paille	Paille de différentes céréales (avoine, blé, etc.)	1920 - 2020
Fibre de chanvre	Chanvre textile paille sèche	1920 - 2020
	Chanvre papier (filasse)	
Graine de chanvre	Chanvre textile graine chènevis	1920 - 2020
	Chanvre papier (chènevis)	
Lin oléagineux	Lin textile (graine)	1920 - 2020
	Lin textile (semence)	
	lin oléagineux (graines)	
	lin oléagineux (semences)	
Trèfle	Trèfle (culture principale)	1962 - 1968 ; 1971
	Trèfle (culture dérobée)	

	Trèfle (culture principale)	1969 - 1970 ; 1973 - 1980
	Trèfle (culture dérobée)	
Luzerne	Luzerne (culture principale)	1963 - 1964 ; 1965 - 1969 ; 1973 - 1980
	Luzerne (culture associées)	
Autres prairies artificielles	Autres prairies artificielles (lotier)	1929 ; 1943
	Autres prairies artificielles (minette)	
	Autres prairies artificielles (autres)	1962 - 1966 ; 1968 - 1969
	Autres prairies artificielles (vesces)	
	Autres prairies artificielles (lotier)	1973 - 1980
	Autres prairies artificielles (autres)	
Surfaces toujours en herbe	Prés naturels	1920 - 2020
	Herbages	
	Pâturages et pacages	
Plantes sarclées fourragères	Betteraves fourragères	1920 - 2020
	Carottes fourragères	
	Choux fourragères	
	Citrouilles fourragères	
	Courges fourragères	
	Navets fourragers	
	Panais	
	Raves	
	Rutabagas	
	Topinambour	
	Autres fourrages	
Légumes		
Choux - fleurs	Chou-fleur (culture principale)	1920 - 2020
	Chou-fleur (culture dérobée)	
	Chou-fleur (culture associée)	
	Chou-fleur (culture maraichère)	
Endives	Endives racines (ou chicorées)	1920 - 2020

	Endives chicons (ou endives)		
Laitues	Laitues romaines		1920 - 2020
	Laitues pommées		
Chicorées	Chicorées frisées		1920 - 2020
	Chicorées scaroles		
Champignons tout type	Champignons	Champignons cultivés	1920 - 2020
		Champignons de forêt	
	Truffes		
Ail	Ail (en vert)		1981 - 2020
	Ail (en sec)		
	Ail (plein champ)		1961 - 1969 ; 1971 - 1972
	Ail (culture maraîchère)		
Oignons	Oignons blancs		1920 - 2020
	Oignons de couleur		
Petit pois (grains)	Petits pois (frais - gousse)		1920 - 2020
	Petits pois (consommation - grains)		
Haricot à écos+1/2-secs (grains)	Haricot à écos+1/2-secs (frais)		1920 - 2020
	Haricot à écos+1/2-secs (consommation)		
Haricot sec	haricot sec (culture principale)		1920 - 2020
	haricot sec (culture dérobée)		
	haricot sec (culture associée)		
Fruits			
Cerise	Bigarreaux		1920 - 2020
	Griottes et autres cerises		
Pavies, pêches, nectarines et brugnons	Pêches	pêches blanches	1920 - 2020
		pêches jaunes	
	Nectarines et brugnons	Brugnons	
		Nectarines	
	Pavies		
Prunes	Prunes à pruneaux		1920 - 1960

	Autres prunes		1961 - 1967
	Prunes à pruneaux		
	Mirabelles		
	Reines-claude		
	Autres prunes		
	Prunes à pruneaux		1989 - 1999
	Mirabelles		
	Reines-claude		
	Quetsches		
	Autres prunes		
Olives	Olives (pour la bouche)		1920 - 2020
	Olives (à huile)		
Poires de table	Poires d'été	Jules Guyot	1920 - 2020
		William's	
		Autres poires d'été	
	Poires d'automne		
	Poires d'hiver		
Pommes de table	Pommes Golden		1920 - 2020
	Granny Smith		
	Rouge américaine		
	Autres pommes		
Amandes	Amandes (en vert)		1920 - 2020
	Amandes (en sec)		
Clémentines et mandarines	Clémentines		1920 - 2020
	Mandarines		

Tableau 2 : Regroupent des catégories de cheptels

Catégorie regroupée	Catégories à regrouper	Période de regroupement
Bovins		
Toutes les vaches	Vaches laitières et nourrices	1929 ; 1961 - 1962
	Femelles de réforme 36 mois et plus	
	Vaches laitières	1963 - 1980

	Vaches nourrices		1981 - 2020
	Femelles de réforme 36 mois et plus		
	Vaches laitières		
	Vaches nourrices		
Animaux de moins de 1 an	Autres bovins de moins de 12 mois destinés à la boucherie		1963 - 1980
	Elèves de moins de 12 mois destinés à la souche		
	Autres femelles de moins de 1 an		2001 - 2020
	Autres mâles de moins de 1 an		
Mâles de plus de deux ans	Bœufs	Bœufs de travail	1920 - 1962
		Bœufs à l'engrais	
	Taureaux		2000 - 2020
	Mâles de type laitier de plus de 2 ans		
	Mâles de type viande de plus de 2 ans		
Mâles d'un à deux ans	Taurillons		1929
	Bouvillons		
	Mâles de type laitier de 1 à 2 ans		2000 - 2020
	Mâles de type viande de 1 à 2 ans		
Génisses	Génisses laitières de renouvellement de plus de 2 ans		2000 - 2020
	Génisses nourrices de renouvellement de plus de 2 ans		
	Génisses de boucherie de plus de 2 ans		
	Génisses laitières de renouvellement de 1 à 2 ans		
	Génisses nourrices de renouvellement de 1 à 2 ans		
	Génisses de boucherie de 1 à 2 ans		
Porcins			
Truies et leurs suites de 50 kg et plus	Cochettes (50 kg et plus)		1981 - 1999
	Truies mères (50 kg et plus)		
Caprins			
Chevreaux de moins d'un an	Chevrettes		1989 - 1999
	Autres caprins		
Ovins			
Ovins de moins de 1 an	Agnelles		1964 - 1980
	Animaux de moins de 12 mois destinés à la boucherie		
	Mâles de moins de 12 mois destinés à la reproduction		
Brebis d'un an et plus	Brebis-mères non traites		1961 - 1963

	Brebis mères traites régulièrement	
	Femelles de deux ans et plus	1964 - 1967
	Femelles de 12 à 23 mois conservées pour reproduction	
	Femelles de deux ans et plus traites régulièrement	1968 - 1980
	Autres femelles de + 2 ans	
	Femelles de 13 à 23 mois conservées pour reproduction traites régulièrement	
	Autres femelles de 12 à 23 mois	
Moutons d'un an et plus	Femelles et béliers à réformer dans les 3 mois	1964 - 1980
	Animaux de 12 mois et plus destinés à la boucherie	
Total de l'espèce équine	Total de l'espèce chevaline	1920 - 1980
	Total de l'espèce mulassière	
	Total de l'espèces asine	
	Total de l'espèce chevaline	1981 - 1988
	Anes, baudets, mules, mulets	

Annexe 2 : Liste détaillée des catégories dont les chroniques ont été imputées à l'échelle nationale et méthodes associées

Méthode d'imputation	Catégories imputée		Période d'imputation
Extension avant	Cultures	Mélanges de céréales (hors méteil)	1920-1941
		Riz	1920-1928
		Blé dur	1920-1959
		Autres oléagineux	1920-1941
		Tournesol	1920-1942
		Soja	1920-1971
		Pois protéagineux	1920-1977
		Lupin doux	1920-1988
	Fruits	Avocats	1920-1965
		Figues	1920-1928
		Angéliques	
		Nèfles	
		Kakis	1920-1959
	Légumes	Maïs doux	1920-1986
		Céleris branches	1920-1959
		Poireaux	1920-1928
		Betteraves potagères	1920-1959
		Céleris raves	1920-1959
		Crosnes	1920-1970
	Cheptels (Volailles)	Caille	1920-1987
		Canard	1920-1928
		Dindon	
		Gallus	
		Oie	
		Pigeon	
		Pintade	
Interpolation linéaire	Cultures	Triticale	1978-1988
		Mélanges de céréales (hors méteil)	1975-1988
		Riz	1930-1948
	Fruits	Avocats	1966-1973

Extension après	Légumes		1981-1998
		Angéliques	1971
		Figues	1930-1959
		Citrons	1971
		Nèfles	1971
		Kakis	1971
		Raisins	1984
		Petits pois (grains)	1972
		Choux de Bruxelles	1981-1999
		Choux autres	1930-1935
			1980-1998
		Poireaux	1930-1959
		Cornichons	1936-1959
	Cheptels (Volailles)		1981-1999
		Betteraves potagères	1971
			1981-1999
		Echalotes	1936-1959
			1981-1999
		Radis	1971
		Pois chiches	1930-1959
		Canard	1930-1965
		Dindon	
		Gallus	
		Oie	
		Pigeon	
		Pintades	
	Fruits	Avocats	2012-2020
		Angéliques	1981-2020
		Oranges	2001-2020
		Citrons	1989-2020
		Nèfles	1981-2020
		Kakis	1981-2020
	Légumes	Cerfeuil	1981-2020
		Thym	1977-2020
		Crosnes	1981-2020

Annexes

	Pois chiches	1981-2020
	Fèves vertes	1981-2020
Cheptels (Clapier)	Lapins produits	2004-2020

Annexe 3 : Méthode de lissage des engrais minéraux

Pour calculer la valeur assignée à un département, on utilise son voisinage immédiat (c'est-à-dire les départements qui partagent une frontière avec ce département, voisinage rang 1). Pour chaque département frontalier, on récupère à nouveau le voisinage immédiat (voisinage rang 2) de ce département et on réalise la somme totale des différents types d'engrais phosphatés livrés dans ce département et son voisinage immédiat. On répartit ensuite cette somme entre les différents départements qui faisaient partie de ce voisinage en fonction de la superficie fertilisable (Surface Agricole Utile (SAU) – jachère). On réalise par la suite la moyenne entre la valeur brute initiale de notre département central et les valeurs assignées à notre département suivant les différents voisinages considérés.

Pour exemple, cette méthode de lissage est appliquée au département de l'Indre de Loire (**Figure 1**) :

Etape 1 : On récupère les cinq départements voisins de l'Indre-et-Loire : Sarthe, Loir-et-Cher, Indre, Vienne et Maine-et-Loire.

Etape 2 :

- On récupère les voisins de la Sarthe : Orne, Eure-et-Loir, Loir-et-Cher, Indre-et-Loire, Maine-et-Loire et Mayenne
- On additionne les engrais pour la Sarthe et ses voisins ;
- On répartit cette somme sur la Sarthe et ses voisins au prorata de la surface fertilisable ;
- On obtient une valeur d'engrais pour l'Indre-et-Loire.

Etape 3 : On répète l'étape 2 pour les quatre autres voisins de l'Indre-et-Loire ;

Etape 4 : On calcule la moyenne entre la valeur initiale de l'Indre-et-Loire et les valeurs assignées à l'Indre-et-Loire suivant les différents voisinages considérés (Etape 2 et 3).

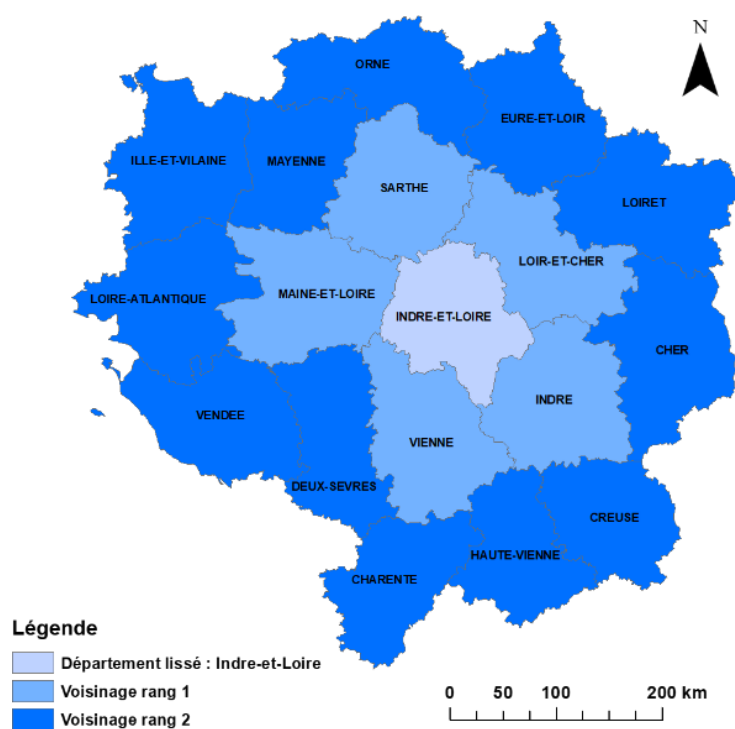


Figure 1 : Voisinage de rang 1 et 2 de l'Indre-et-Loire

Annexe 4 : Exemple du calcul de l'excrétion phosphatée pour les vaches laitières

Le calcul de l'excrétion phosphatée des vaches laitières repose sur les données du rapport CORPEN (1999), qui évalue la quantité mensuelle de phosphore excrétée par une vache laitière produisant 6000 kg de lait par an. Selon ce rapport, une variation de rendement de 1000 kg de lait par an, par rapport au niveau de production de base de 6000 kg de lait, entraîne une variation de 5% de l'excrétion d'azote dans la même direction que la variation de la production. Dans cette étude, nous considérons le rendement laitier de 6000 kg/an comme la moyenne. En tenant compte du fait que l'excrétion phosphatée cesse de varier en deçà de 4000 kg de lait par an, nous prenons donc cette valeur comme rendement minimal. Nous supposons également que le rendement laitier ne dépasse pas les 10 000 kg de lait par an, donc nous considérons cette valeur comme le rendement maximal (Tableau 1).

Tableau 1 : Excrétion phosphatée mensuelle en fonction du rendement laitier (kg P/vache/mois)

Rendement laitier Alimentation	4 000 kg lait/an et moins	6 000 kg lait/an*	10 000 kg lait/an
Ensilage de maïs	1.17	1.3	1.56
Herbe conservée	1.26	1.4	1.68
Herbe pâturée	1.35	1.5	1.8

*Valeurs de niveau de base, issues de CORPEN, 1999

Par exemple, pour une vache produisant 4000 kg de lait par an : La valeur calculée pour l'excrétion phosphatée mensuelle pour une vache nourrie avec de l'herbe conservée connaît une réduction de 5% pour chaque tranche de 1000 kg de lait en moins par rapport à 6000 kg de lait :

$$\text{Excrétion mensuelle} = 1.4 * (1 - 0.05 * \frac{6000-4000}{1000}) = 1.26 \text{ kg P/vache/mois}$$

Par la suite, ces coefficients de quantité de P mensuelle excrétée ont été intégrés dans une combinaison simple de régimes fourragers qui comprenait trois types d'aliments possibles : le maïs ensilage, l'herbe conservée (sous forme de foin ou d'ensilage d'herbe) et l'herbe pâturée (herbe verte fraîche) selon le rapport de SOeS (2013). Pour représenter la diversité des régimes alimentaires offerts aux vaches laitières, on peut supposer 14 hypothèses de rations simplifiées composées des 3 aliments mentionné précédemment. Ces rations sont définies en fixant d'abord le pourcentage de maïs (0, 25, 50, 75 ou 100%) puis le pourcentage d'herbe conservée (0, 25, 50, 75 ou 100%). Si la somme des pourcentages de maïs et d'herbe conservée ne totalise pas 100%, le reste de la ration est comblée par de l'herbe pâturée (Tableau 2). Nous partons du principe que les vaches destinées à la production laitière sont rentrées à l'étable pendant une partie de l'année et y sont nourries avec du foin ou de l'ensilage. Par conséquent, les

rations composées uniquement d'herbe pâturée (avec 0% d'herbe conservée et 0% de maïs) ne sont pas prises en compte dans la sélection des rations possibles.

Tableau 2 : Régimes fourragers simplifiés pour l'alimentation des vaches laitières. Les chiffres des cellules au sein du tableau représentent le pourcentage d'herbe pâturée de la ration.

Maïs (% ration)	Herbe conservée (% ration)				
	0	25	50	75	100
0		75*	50	25	0
25	75	50	25	0	
50	50	25	0		
75	25	0	Herbe pâturée (% ration)		
100	0				

*Une ration composée de 25% d'herbe conservée et de 0% de maïs fourrager sera comblée donc de : $100 - 25 - 0 = 75\%$ d'herbe pâturée.

En tenant compte de ces différents régimes alimentaires, nous sommes en mesure de calculer l'excrétion phosphatée annuelle des vaches laitières pour les trois niveaux de rendements laitiers mentionnés précédemment : 4000, 6000 et 10000 kg de lait par an, selon l'équation ci-dessous. Les résultats des différents calculs sont indiqués dans le tableau 3.

$$E_{an} = \sum_{RA} E_{mois} * 12 * \% RA$$

Avec :

- E_{an} : l'excrétion annuelle phosphatée d'une vache laitière exprimée en kg P/vache/an ;
- RA : les différents régimes alimentaires de la vache composés des trois aliments : maïs fourrage, herbe conservée et herbe pâturée ;
- E_{mois} l'excrétion mensuelle ;
- 12 le nombre de mois dans l'année ;
- % RA : la proportion du régime alimentaire considérée dans la ration (%)

Tableau 3 : Valeurs d'excrétion des vaches laitières (kg P/tête/an) tenant compte des trois niveaux de rendements et des 14 rations alimentaires possibles

Rendement laitier de 4 000 kg.an ⁻¹					
Maïs (% ration)	Herbe conservée (% ration)				
	0	25	50	75	100
0		15.9	15.7	15.4	15.1
25	15.7	15.4	15.1	14.6	

50	15.1	14.9	14.6		
75	14.6	14.3			
100	14.0				
Rendement laitier de 6 000 kg.an⁻¹					
Maïs (% ration)	Herbe conservée (% ration)				
	0	25	50	75	100
0		17.7*	17.4	17.1	16.8
25	17.4	17.1	16.8	16.5	
50	16.8	16.5	16.2		
75	16.2	15.9			
100	15.6				
Rendement laitier de 10 000 kg.an⁻¹					
Maïs (% ration)	Herbe conservée (% ration)				
	0	25	50	75	100
0		21.2	20.9	20.5	20.2
25	20.9	20.5	20.2	20	
50	20.2	20	19.4		
75	19.4	19.1			
100	18.7				

*Pour calculer, par exemple, l'excrétion annuelle d'une vache laitière produisant 6 000 kg de lait par an, qui se nourrit d'un régime composé de 50% d'herbe conservée, 25% de maïs fourrage et 25% d'herbe pâturée, le processus serait le suivant :

$$E_{an} = E_{an \text{ maïs_ensilage}} * \text{pourcentage de maïs ensilage dans la ration} +$$

$$E_{an \text{ herbe_conservée}} * \text{pourcentage d'herbe conservée} +$$

$$E_{an \text{ herbe_pâturée}} * \text{pourcentage d'herbe pâturée dans la ration}$$

$$E_{an} = 1.3 * 12 * 0.25 +$$

$$1.4 * 12 * 0.5 +$$

$$1.8 * 12 * 0.25$$

= 20.16 kg P/vache/an

La valeur moyenne de l'excrétion pour une vache laitière, estimée à partir de l'ensemble des résultats possibles (Tableau 3), est de 17.3 kg P.an⁻¹. La valeur minimale d'excrétion est de 14 kg P par an (pour un rendement laitier de 4000 kg de lait par an et une ration composée de 100% de maïs fourrager), tandis que la valeur maximale est de 21.2 kg de phosphore par an (pour un rendement laitier de 10000 kg de lait/an et une ration de 75% d'herbe pâturée et 25% d'herbe conservée).

Annexe 5 : Teneurs en phosphore en kg P tête-1 an-1 dans les excréments des différentes catégories de bétail prises en compte pour le calcul des entrées de phosphore (fertilisation organique)

Catégorie de bétail	Hypothèses de calcul	Moyenne	Min	Max	Source
Bovine animal					
+ 2 ans	- Rendement laitier : 4 000 – 10 000 kg/an; - Alimentation : herbe conservée : foin et ensilage d'herbe, herbe fraîche, ensilage de maïs.	17.3	14.1	21.2	(1)
	- Poids : 600 à 740 Kg ; - Alimentation : herbe conservée : foin et ensilage d'herbe, herbe fraîche, ensilage de maïs.	17.5	15.9	20.4	(2)
	- Origine : troupeau laitier ou allaitant ; - Alimentation : ensilage d'herbe ou de maïs ; - Durée d'engraissement: 2 à 4 mois.	3.4	2	4.7	(2) (3)
	- Animal en croissance ; - Poids : 450 à 600 Kg ; - Alimentation : foin, ensilage d'herbe, herbe fraîche.	10.1	8.4	11.9	(2)
	- Animal en croissance ; - Poids : 400 à 700 Kg ; - Alimentation : foin, ensilage d'herbe, herbe fraîche.	10.7	7.2	14.1	(2)
	- Animal à l'engrais ; - Poids : 450 à 700 Kg ; - Alimentation : herbe conservée : foin et ensilage d'herbe, herbe fraîche, ensilage de maïs.	12.1	8.4	16.8	(2)
	- Animal en croissance ; - Poids : 650 à 850 Kg ; - Alimentation : foin, ensilage d'herbe, herbe fraîche	14.3	11.5	17.7	(2)
	- Animal à l'engrais ; - Poids : 600 à 900 Kg ; - Alimentation : herbe conservée : foin et	16.7	12.1	21.6	(2)

		ensilage d'herbe, herbe fraîche, ensilage de maïs				
1 à 2 ans	Génisse laitière	- Animal en croissance ; - Vêlage à 2 ans ou à 3 ans ; - Poids : 300 à 550 Kg ; - Alimentation : foin, ensilage d'herbe, herbe fraîche.	8.0	6.0	11.4	(2)
	Génisse nourrice	- Animal en croissance ; - Poids : 300 à 500 Kg ; - Alimentation : foin, ensilage d'herbe, herbe fraîche.	8.0	6.0	10.5	(2)
	Génisse de boucherie	- Animal à l'engrais ; - Poids : 300 à 550 Kg ; - Alimentation : herbe conservée : foin et ensilage d'herbe, herbe fraîche, ensilage de maïs.	8.1	6.0	8.4	(2)
	Mâle laitier	- Animal en croissance ; - Poids : 430 à 650 Kg ; - Alimentation : foin, ensilage d'herbe, herbe fraîche.	10.7	8.4	13.4	(2)
	Mâle viande	- Animal à l'engrais ; - Poids : 400 à 750 Kg ; - Alimentation : herbe conservée : foin et ensilage d'herbe, herbe fraîche, ensilage de maïs.	12.1	7.2	16.8	(2)
Moins d'un an	Veau de boucherie	- Abattus à 5-7 mois ; - Nourri avec du lait reconstitué ou parfois entier.	1.2	1.0	1.4	(2)
	Autre femelles	- Animal en croissance ou à l'engraissement ; - Alimentation : herbe conservée : foin et ensilage d'herbe, herbe fraîche, ensilage de maïs.	3.6	2.9	4.4	(2)
	Autre mâles		5.7	4.2	6.8	(2)
Porcin						
	Jeunes après sevrage (20-50 kg)		0.13	0.11	0.14	(4)
	Truie et sa suite (plus de 50 kg)	Alimentation (simple ou biphasé)	5.5	4.8	6.1	(4)
	Verrat (plus de 50 kg)		0.63	0.62	0.64	(4)
	Animaux à l'engrais		0.63	0.62	0.64	(4)
Ovin						

Brebis, belier (adulte)		1.3	0.8	2.0	(5)
Agneau (moins d'un an)		0.96	0.1	1.1	
Caprin					
Chèvre, bouc (adulte)		3.1	1.7	4.4	(5)
Chevreau (moins d'un an)		1.2	0.17	1.7	(5)
Vollaile					
Ensemble de gallus		0.01	0.02	0.17	(6) (7)
Canard	Tous types de labels et tous types d'animaux, facteur de bande compris entre 1 et les valeurs indiquées dans CORPEN, 2006	0.19	0.07	0.39	(6) (7)
Dinde		0.24	0.08	0.4	(6) (7)
Oie		0.33	0.2	0.5	(6) (7)
Pintade		0.08	0.06	0.14	(6) (7)
Caille		0.03	0.02	0.04	(6) (7)
Pigeon		0.11	0.1	0.22	(6) (7)
Equins					
Cheval, mule, âne		12.8	10.3	15.5	(5)
Clapier					
Lapine mère (adulte)		0.31	0.26	0.4	(5)

Sources: (1) CORPEN (1999), (2) CORPEN (2001), (3) Giovanni and Dulphy (2008), (4) CORPEN (2003), (5) Audoin (1991), (6) CORPEN (2006), (7) ITAVI (2013)

Annexe 6 : Approche testée pour quantifier l'évolution des teneurs en P dans les excréments animales au cours du temps

Cette nouvelle approche a été développée dans le cadre d'un stage de Master 1 effectué par Nicolas Paillet et encadré par Florence Curie et Hajar Guejjoud. Elle repose sur le bilan simplifié du CORPEN, où les quantités de phosphore rejetées sont déterminées en soustrayant les quantités ingérées de la somme des quantités produites et fixées par l'organisme. Cette équation se formule ainsi :

$$P \text{ excrété} = P \text{ ingéré} - (P \text{ produit} + P \text{ fixé})$$

Cette approche se distingue par sa simplicité et sa généralisabilité. Selon l'ITAVI (2013), elle permet de tenir compte de la variabilité des situations rencontrées en pratique, que ce soit en termes de performances des animaux ou de modes de production et d'alimentation.

Les quantités de phosphore excrétées (exprimées en kg P par tête et par an) ont été calculées pour quatre ou cinq années (1892, 1929, 1967, 2005 et 2015) pour un individu appartenant à une catégorie de cheptel, dans le but d'obtenir une excrétion moyenne pour tous les individus de la même catégorie. Le choix des années de calcul dépendait de la disponibilité des données issues de la SAA (poids vif, production laitière, production d'œufs, etc.).

Ce choix permet d'observer l'évolution de ces quantités de phosphore excrétées depuis la fin du XIX^e siècle jusqu'aux années récentes. Cependant, en raison du manque de données nécessaires aux calculs pour certaines années, notamment les années anciennes, ou pour certaines catégories, plusieurs hypothèses ont été établies concernant le gain moyen quotidien (GMQ) ou le poids vif (PV).

Cette démarche a été appliquée à plusieurs catégories de cheptel, à savoir les vaches, chèvres et brebis laitières ; les bœufs à l'engrais issus de troupeaux allaitants ; les porcs à l'engrais ou en engraissement (plus de 50 kg) et les poules pondeuses. Ces classes ont été sélectionnées car elles représentent les catégories les plus importantes et les plus représentatives de leur cheptel respectif à l'échelle nationale.

- Exemple de vaches laitières :

Le phosphore ingéré correspond à la somme des besoins en phosphore absorbable (P_{abs}) nécessaires à l'entretien, à la production laitière (PL) et à la gestation (Tableau 1). Le phosphore absorbable est ensuite converti en phosphore total selon la formule dérivée des tables de l'INRA (2007) : $P = P_{\text{abs}}/0,65$.

Tableau 1 : Besoins quotidiens des vaches laitières en phosphore absorbable en fonction du PV et de la PL

Besoins		P_{abs} (g/j)
Entretien	PV (Kg)	
	550	12
	650	17
	750	22
PL	10	9
	20	18
	30	27
	40	36
	50	45
Gestation	Stade	
	6 ^{ème} - 7 ^{ème}	2,2
	8 ^{ème}	4
	9 ^{ème}	5,3

Sources : Dudouet, 2013 ; INRA, 2007

Le P produit dépend de la production laitière annuelle moyenne par tête, évaluée à 0,91 g par kilogramme de lait. Pour obtenir la production laitière par tête en kilogrammes par an à partir des données du SAA, qui sont exprimées en hectolitres par département, nous utilisons l'équation suivante :

$$Production\ laitière\ (en\ Kg/tête/an) = \frac{Production\ laitière\ en\ hl * 100}{Nombre\ de\ têtes\ par\ département} * 1,03$$

Le facteur de conversion pour passer d'un litre de lait à un kilogramme est de 1,03.

Le P fixé représente le phosphore absorbé qui va être stocké dans la carcasse de l'organisme. Étant donné que cette quantité est relativement faible sur une année, la méthode utilisée pour son calcul se fonde sur le gain annuel de poids vif de la vache laitière. Ce gain hypothétique, déterminé à partir de l'augmentation observée du poids vif au fil du temps, est de 30 kg en 1929, 60 kg en 1967, et 100 kg en 2005 et 2015. Selon Le Noë (2018), la quantité de phosphore fixée par l'organisme chez les vaches est estimée à 1,44 kg de phosphore fixé pour 100 kg de carcasse. Ce gain de poids de la carcasse est calculé comme suit :

$$\text{Gain de Poids de carcasse} = \text{gain de PV}/1,92.$$

Les données de poids vif ne sont pas disponibles pour les années 2005 et 2015. Ainsi, les quantités de phosphore excrétées pour ces deux années ont été calculées en utilisant des poids vifs variant de 400 kg à 700 kg, avec un intervalle de 100 kg, selon les tables de l'INRA (2007) et du CORPEN (1999, 2001). Les quantités de phosphore excrétées pour un poids vif de 600 kg ont été sélectionnées. Ces calculs ont

été effectués pour les années 1929, 1967, 2005 et 2015. Les résultats de cette approche sur la figure 1 montrent une augmentation significative des quantités de phosphore excrétées par les vaches laitières au fil du siècle.

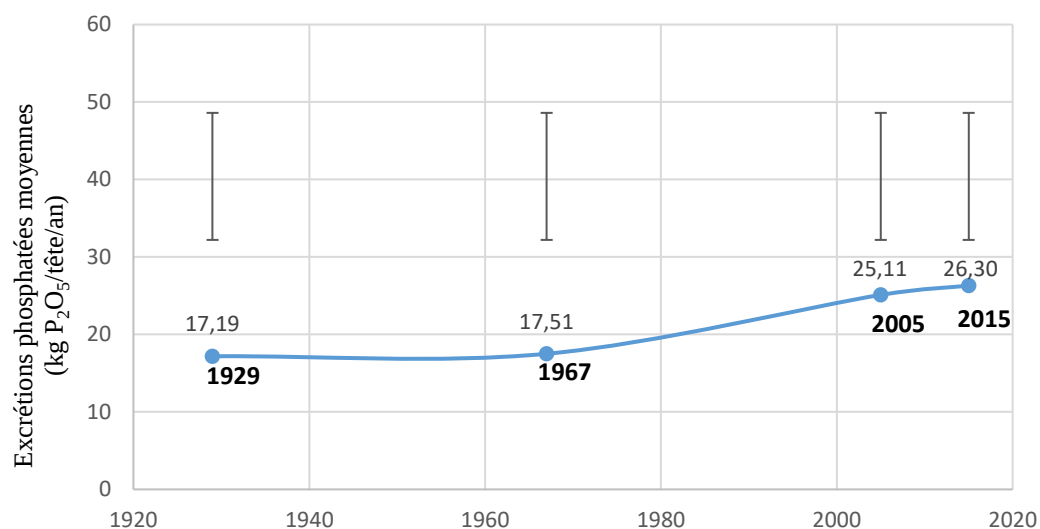


Figure 1 : Evolution de la quantité de phosphore excrétée par les vaches laitières au cours du temps avec la nouvelle approche à l'échelle nationale. Les bornes représentent les variations, liées aux incertitudes, des valeurs calculées avec l'approche initiale

Selon ces résultats, il est évident que les valeurs d'excrétion obtenues sont considérablement inférieures à celles des valeurs prises en compte dans le modèle CaSSiS. Pour les autres catégories, les valeurs obtenues avec cette approche méthodologique montrent que les excrétions phosphatées de ces animaux augmentent au cours du temps pour toutes les catégories de manière plus ou moins importante, excepté pour les poules pondeuses où les quantités excrétées diminuent mais de manière très faible.

Des chercheurs spécialisés dans le domaine de l'INRAe ont été sollicités pour évaluer la pertinence et l'intérêt de la méthode, ainsi que pour suggérer d'éventuelles modifications. À ce jour, aucun retour n'a été reçu de leur part. Dans les circonstances actuelles, il ne semble pas judicieux de changer de méthode. Pour la période actuelle, les valeurs obtenues sont trop éloignées des valeurs de référence, qui sont considérées comme les plus crédibles.

Annexe 7 : Teneur en phosphore dans les différentes cultures prises en compte pour le calcul des sorties de phosphore (kg P q⁻¹)

Cultures	Minimum	Valeur référence/Moyenne	Maximum	Ecart- type	Sources
Céréales					
Blé tendre	0.20	0.28	0.37	0.03	(2)(3)
Blé dur	0.31	0.37	0.44	0.02	(2)(3)
Orge	0.20	0.28	0.37	0.03	(2)(3)
Avoine	0.26	0.33	0.39	0.02	(3)
Maïs	0.26	0.28	0.33	0.01	(2)(3)
Riz	0.21	0.26	0.31	0.02	(3)
Sorgho	0.24	0.31	0.37	0.02	(1)
Triticale	0.23	0.28	0.34	0.02	(3)
Seigle et méteil	0.13	0.28	0.44	0.05	(3)
Millet	0.21	0.26	0.31	0.02	(3)
Sarrasin	0.14	0.16	0.19	0.01	(3)
Paille	0.04	0.09	0.13	0.01	(2)(3)
Oléagineux					
Colza et navette	0.44	0.55	0.66	0.03	(2)(3)
Tournesol	0.21	0.23	0.31	0.03	(1)(2)(3)
Soja	0.35	0.44	0.52	0.03	(3)
Lin	0.22	0.26	0.31	0.02	(1)(2)(3)
Oeillette	0.31	0.24	0.37	0.02	(1)(2)(3)
Protéagineux					
Pois	0.42	0.52	0.63	0.03	(1)(3)
Lupin	0.14	0.19	0.23	0.02	(1)(3)
Fève, féverole	0.28	0.35	0.42	0.02	(3)
Cultures industrielles					
Betterave industrielle	0.02	0.02	0.03	0.001	(3)
Fibre de chanvre	0.14	0.17	0.21	0.01	(2)
Chanvre graines	2.18	1.75	2.62	0.14	(3)
Tabac	0.87	1.09	1.31	0.07	(3)
Chicorée à café	0.03	0.02	0.04	0.004	(3)
Pommes de terre					

Pomme de terre (tout type)	0.07	0.33	0.44	0.09	(3)
Cultures fourragères					
Fourrages annuels	0.22	0.30	0.40	0.03	(3)
Plantes sarclées fourragères	0.06	0.05	0.07	0.004	(2)(3)
Prairies permanentes	0.24	0.26	0.33	0.02	(2)
Prairies temporaires	0.25	0.26	0.27	0.004	(2)(3)
Racines et tubercules fourragers	0.02	0.03	0.03	0.004	(3)
Sainfoin	0.24	0.31	0.37	0.02	(3)
Trèfle	0.29	0.36	0.44	0.03	(3)
Luzerne	0.27	0.25	0.35	0.03	(3)
Légumes					
Artichaux	0.06	0.08	0.10	0.01	(1)(3)
Asperges	0.03	0.04	0.05	0.004	(1)(2)(3)
Céleris	0.01	0.02	0.03	0.004	(1)
Choux fleurs	0.04	0.07	0.09	0.01	(1)(3)
Brocolis	0.06	0.08	0.10	0.01	(1)(3)
Choux de Bruxelles (moyenne des légumes cuisinés)	0.06	0.07	0.11	0.01	(1)
Choux à choucroutte (moyenne des légumes cuisinés)	0.06	0.08	0.13	0.01	(1)
Autres choux (moyenne des légumes cuisinés)	0.02	0.03	0.03	0.004	(1)
Endives	0.02	0.02	0.04	0.004	(1)
Epinards	0.03	0.05	0.07	0.01	(1)(2)(3)
Poireaux	0.02	0.04	0.06	0.01	(1)(3)
Laitues	0.02	0.03	0.04	0.004	(1)(2)(3)
Chicorées	0.02	0.04	0.07	0.004	(1)(2)
Cressons	0.05	0.07	0.09	0.01	(1)
Mâche	0.02	0.03	0.05	0.01	(1)
Autres salades	0.02	0.02	0.03	0.002	(1)
Bettes	0.01	0.01	0.05	0.01	(1)
Cardons	0.02	0.02	0.03	0.002	(1)
Fenouils	0.03	0.03	0.05	0.01	(1)
Rhubarbes (moyenne des légumes cuisinés)	0.01	0.02	0.03	0.004	(1)

Annexes

Pissenlit	0.05	0.07	0.08	0.004	(1)
Persil	0.05	0.07	0.10	0.01	(1)
Cerfeuil	0.03	0.04	0.05	0.004	(1)
Thym	0.11	0.15	0.20	0.01	(1)
Maïs frais	0.09	0.10	0.12	0.01	(1)(3)
Champignons et truffes	0.03	0.09	0.10	0.02	(1)
Fraises	0.01	0.02	0.04	0.004	(1)
Aubergines	0.02	0.03	0.04	0.004	(1)
Concombres	0.02	0.03	0.03	0.004	(1)
Cornichons (moyenne des légumes cuisinés)	0.02	0.03	0.03	0.004	(1)
Courgettes	0.03	0.04	0.07	0.01	(1)(3)
Melon	0.01	0.04	0.08	0.01	(1)(3)
Pastèques	0.00	0.01	0.03	0.004	(1)
Poivrons	0.01	0.02	0.04	0.004	(1)
Piment	0.03	0.06	0.15	0.03	(1)
Citrouilles, courges et gourdes	0.03	0.04	0.05	0.004	(1)
Tomates	0.02	0.03	0.04	0.004	(1)(3)
Ail	0.10	0.13	0.19	0.02	(1)
Betterave potagère	0.03	0.03	0.04	0.004	(1)(3)
Carottes	0.02	0.02	0.04	0.01	(1)(3)
Céleris	0.04	0.06	0.12	0.02	(1)
Echalotes	0.03	0.05	0.06	0.004	(1)
Navet	0.03	0.04	0.05	0.004	(1)(3)
Oignons	0.01	0.03	0.04	0.01	(1)
Radis	0.01	0.02	0.03	0.004	(1)
Salsifis	0.06	0.09	0.13	0.01	(1)
Radis noir	0.03	0.03	0.04	0.002	(1)
Pois verts	0.11	0.12	0.15	0.01	(1)
Haricots demi-secs	0.11	0.13	0.15	0.01	(1)
Haricots verts	0.03	0.04	0.04	0.002	(1)
Haricots secs (moyenne haricots blanc et rouge)	0.31	0.38	0.45	0.03	(1)
Lentilles (moyenne lentille en conservation et cuites)	0.21	0.39	0.42	0.06	(1)(3)

Annexes

Pois cassés	0.26	0.36	0.50	0.05	(1)
Ers et pois (moyenne des légumes cuisinés)	0.28	0.35	0.42	0.02	(1)
Pois chiches	0.16	0.28	0.34	0.00	(1)(3)
Fèves vertes	0.10	0.11	0.13	0.01	(1)
Fèveroles (consommation humaine)	0.34	0.42	0.50	0.03	(3)
Fruits					
Abricots	0.01	0.02	0.03	0.004	(1)
Cerises	0.01	0.02	0.04	0.01	(1)
Pêche, nectarine and brugnon (moyenne de pêche et nectarine)	0.01	0.02	0.02	0.001	(1)
Prunes (toute sorte)	0.01	0.02	0.03	0.004	(1)
Olives	0.01	0.01	0.01	0.001	(1)
Poires	0.01	0.01	0.02	0.001	(1)
Pommes	0.01	0.01	0.03	0.004	(1)
Coings	0.01	0.02	0.02	0.001	(1)
Nèfles	0.02	0.03	0.03	0.002	(1)
Kaki	0.01	0.03	0.04	0.004	(1)
Raisins	0.01	0.02	0.03	0.004	(1)
Amandes	0.36	0.51	0.57	0.05	(1)
Châtaigne	0.04	0.07	0.09	0.01	(1)
Noix	0.21	0.26	0.39	0.04	(1)
Noisettes	0.28	0.34	0.41	0.02	(1)
Kiwis	0.03	0.03	0.04	0.004	(1)
Myrtilles	0.01	0.01	0.02	0.002	(1)
Framboises	0.02	0.03	0.03	0.004	(1)
Groseilles	0.03	0.04	0.07	0.01	(1)
Avocats	0.03	0.04	0.07	0.01	(1)
Figues	0.01	0.02	0.07	0.02	(1)
Angéliques	0.02	0.03	0.05	0.01	(1)
Oranges	0.01	0.04	0.04	0.01	(1)
Pamplemousses	0.01	0.02	0.02	0.001	(1)
Citrons	0.02	0.02	0.03	0.002	(1)
Autres agrumes	0.01	0.02	0.03	0.004	(1)

Sources: (1) ANSES (2020), (2) Audoin (1991), (3) COMIFER (2007)

Annexe 8 : Méthode de l'estimation de la quantité de matière produite par les prairies permanentes

L'estimation de la quantité de matière produite par les prairies permanentes a été réalisée en trois étapes :

- La première étape consiste à calculer le besoin fourrager sur une surface donnée en utilisant l'UGB (Unité de Gros Bétail). L'UGB est une unité de référence qui facilite l'agrégation d'animaux de différentes espèces et de différents âges selon des conventions, grâce à l'utilisation de coefficients spécifiques établis initialement sur la base des besoins nutritionnels ou alimentaires de chaque type d'animal. Chaque catégorie d'animaux possède donc son équivalent en UGB (**Tableau 1**). Le nombre total d'unités animales sur la superficie considérée est d'abord calculé à partir du nombre d'animaux et de leurs équivalents en UGB. Les besoins fourragers sont ensuite calculés en se basant sur l'hypothèse qu'une UGB nécessite 52 quintaux de matière sèche par an.
- Par la suite (2ème étape), les besoins fourragers sont d'abord couverts par la production des fourrages en provenance des terres arables exprimée en matière sèche.
- Ensuite (3ème étape), dans le cas où le besoin fourrager n'est pas couvert par la production de matière sèche fourragère provenant des terres arables, le besoin fourrager restant est comblé par la matière sèche provenant des prairies permanentes.

Tableau 1 : Équivalents UGB alimentation grossière (Agreste, 2010 ; SOeS, 2013)

Catégorie de bétail	Classe de bétail	Equivalent UGB
Bovins	Vache laitière	1
	Vache allaitante	0.85
	Mâles > 2 ans	0.9
	Femelles > 2 ans	0.8
	Mâles 1<<2 ans	0.6
	Femelles 1<<2 ans	0.6
	Mâles < 1 an	0.44
	Femelles < 1 an	0.32
	Veaux	0
Ovins	Brebis mères	0.15
	Agnelles	0.09
	Autres ovins	0.04

Caprins	Chèvres mères	0.17
	Chevrettes	0.09
	Autres caprins	0.03
Equidés	Chevaux, ânes, mulets	0.8

Annexe 9 : Démarches à suivre pour accéder aux données du recensement agricole auprès du CASD

Les démarches à suivre pour obtenir l'accès aux données du RA pour les années 1970, 1979, 1980, 1988, 2000, 2010 et 2020 sont les suivantes :

- Accord du service producteur de la donnée (SSP pour les données des RA) ;
- Dossier de demande d'accès à des données confidentielles avec une présentation du projet et une lettre d'appui des directeurs de recherche (CNIS, Conseil National de l'Information Statistique) ;
- Passage du projet en comité du secret (CNIS) ;
- Signature des engagements de confidentialité (engagement de responsabilité pénale) ;
- Déclaration à la CNIL (Commission nationale de l'informatique et des libertés) ;
- Participation à une séance d'enrôlement au CASD : explication du fonctionnement du CASD, récupération des empreintes digitales nécessaires au fonctionnement du boîtier d'accès aux données et signature du contrat utilisateur des boîtiers ;
- Montage du dossier de financement en fonction des besoins utilisateur au sein de l'espace d'accès aux données (logiciels spécifiques à installer, données à faire entrer dans l'espace sécurisé, quantités et types de fichier de sortie prévus) (CASD)
- Signature du contrat hébergeur du boîtier et du contrat de financement et bon de commande des données (CASD)
- Préparation de l'espace de travail au sein du CASD (version des logiciels à installer) ;
- Réception du boîtier, exploitation des données au sein de l'espace sécurisé appelé « bulle CASD » et export des résultats.

Annexe 10 : Méthodes testées pour la désagrégation des engrais départementaux à l'échelle communale

Méthode actuelle

Cette méthode répartit la quantité totale de fertilisants minéraux départementaux entre les communes en fonction de leur proportion de la SAU départementale selon l'équation ci-dessous. Elle repose sur l'hypothèse simplificatrice que tous les types de cultures au sein d'une commune reçoivent une quantité uniforme de fertilisants.

$$P_{\text{Min_communale}} = P_{\text{Min_départementale}} * \frac{SAU_{\text{communale}}}{SAU_{\text{départementale}}}$$

Cependant, les données historiques démontrent que différentes cultures reçoivent des taux de fertilisation spécifiques qui peuvent varier considérablement. Pour améliorer la désagrégation des engrais minéraux à l'échelle communale, d'autres techniques de désagrégation du poste de fertilisation minérale ont été testées.

Méthodes testées

- **Méthode 1 : Désagrégation par régression linéaire multiple**

Cette méthode a été développée dans le cadre de la thèse de C.Poisvert et appliquée sur les engrais minéraux azotés. Elle repose sur l'établissement d'une relation de régression linéaire multiple. Cette relation associe la quantité de fertilisation minérale appliquée à l'échelle départementale avec les surfaces occupées par diverses cultures. L'objectif est d'appliquer cette relation à l'échelle communale pour estimer la fertilisation minérale locale.

Pour intégrer les trois principaux facteurs de variabilité de la fertilisation minérale, qui sont les types de cultures, les variations temporelles et les différences entre départements, deux approches principales ont été développées :

- Méthode géographique : Cette méthode crée des régressions en considérant les variables (surfaces) d'un département sur toutes les années, mettant ainsi l'accent sur les variations entre départements.
- Méthode temporelle : Les régressions sont établies pour une année donnée à travers tous les départements, ciblant les variations annuelles.

Différents ensembles de cultures ont été testés pour établir ces régressions, allant d'une seule culture à l'ensemble des cultures présentes dans un département. Utiliser une seule culture peut s'avérer irréaliste,

tandis que l'inclusion de toutes les cultures permet aux cultures minoritaires, souvent peu représentatives en termes de surface, de jouer un rôle disproportionné dans la modélisation.

Un ensemble spécifique comprenant les cultures majeures comme le blé tendre, l'orge, et les prairies permanentes a également été testé. Les régressions ont été contraintes par l'absence de constante, imposant ainsi une fertilisation nulle si aucune culture de l'ensemble testé n'est présente, et par la positivité des coefficients de régression.

Cependant, ces méthodes ont montré des résidus d'erreurs significatifs, rendant leurs résultats peu fiables pour estimer précisément la fertilisation minérale. Les écarts observés entre les valeurs modélisées et les valeurs réelles de fertilisation minérale (allant de -145 à +68.7 kg N.ha⁻¹ pour la méthode temporelle) soulignent les limitations de ces approches, notamment en termes de précision et de représentativité des données agricoles.

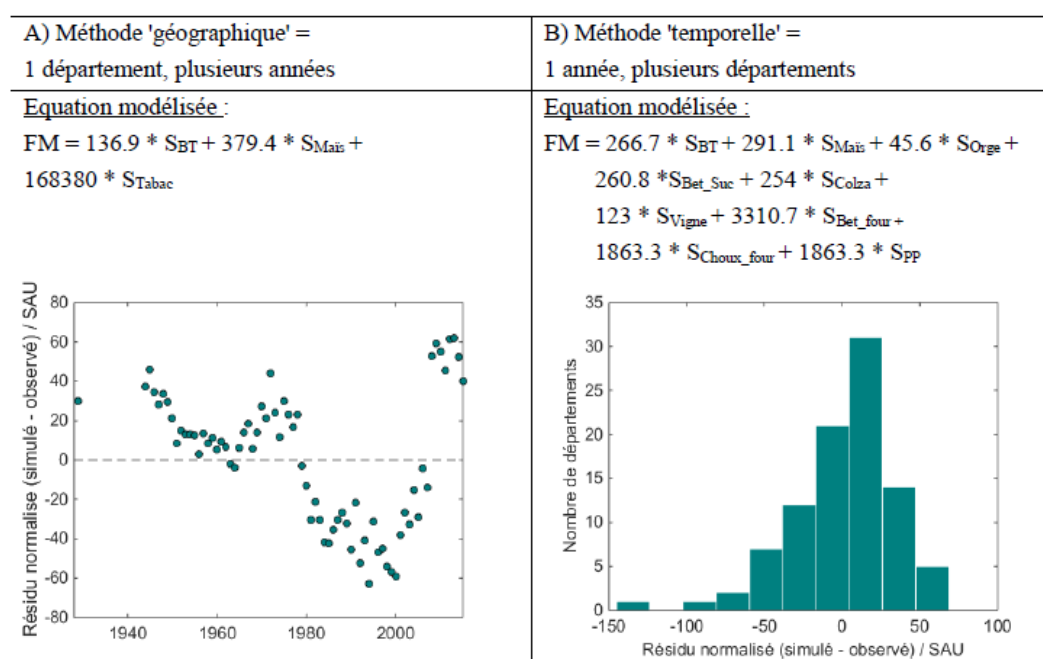


Figure 1 : Illustration d'un exemple d'application de la méthode : Résidus des équations linéaires multiples déterminées selon A) la méthode dite "temporelle" pour l'année 1990, B) pour la méthode dite "géographique" pour le département de la Seine-et-Marne. FM : fertilisation minérale en kg N, BT : blé tendre, Bet_suc : betterave industrielle, Bet_four : betterave fourragère, Choux_four : choux fourragers, PP : prairies permanentes (Poisvert, 2018)

- Méthode 2 : Désagrégation par approche de data mining

Cette méthode, élaborée dans le cadre de cette thèse, a été appliquée pour désagréger les engrais phosphatés. L'objectif est d'identifier le meilleur proxy qui intègre les trois principaux facteurs de variabilité de la fertilisation minérale : le type de culture, les variations temporelles et les différences interdépartementales. Elle s'appuie sur une approche de data mining, adaptée à la manipulation d'un

vaste ensemble de données couvrant 90 départements sur une période de 65 ans (1955-2020). L'approche data mining s'est déroulée en plusieurs étapes (Figure 2) :

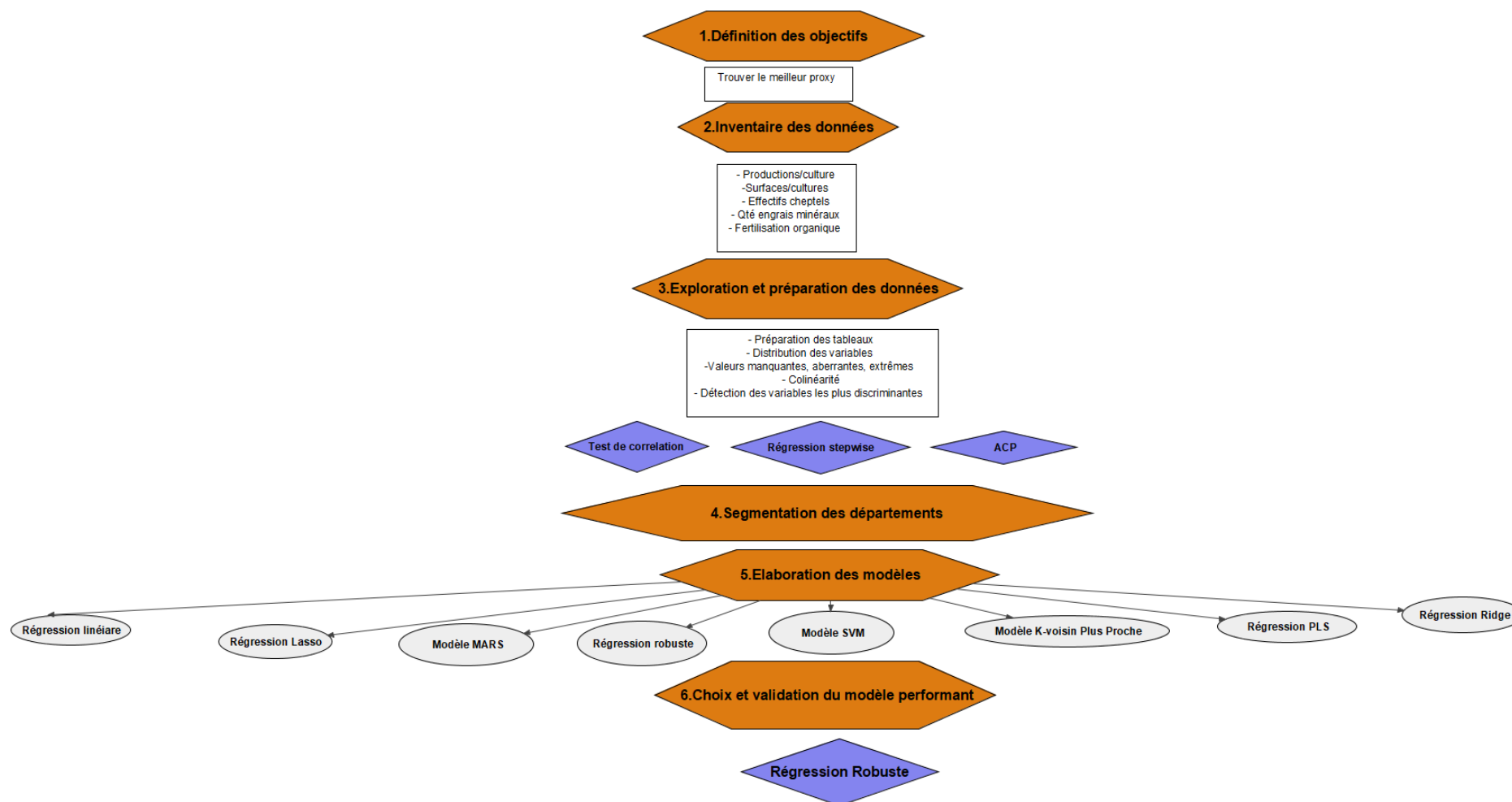


Figure 2 : Etapes de l'approche data mining pour la méthode 2 de désagrégation des quantités d'engrais minéraux départementales à l'échelle communale

- **Définition des objectifs** : La première étape consiste à définir les objectifs et les entités statistiques à analyser. Dans ce cas, notre objectif est d'identifier le meilleur indicateur permettant de désagréger les données sur les engrais minéraux à l'échelle communale. Les entités statistiques concernées sont les départements.
- **Inventaire des données** : La SAgriDA à l'échelle départementale, contient diverses variables sur les surfaces et productions agricoles, les effectifs de différentes catégories de cheptel ainsi que les quantités d'engrais minéraux. À l'échelle communale, nous avons uniquement des données sur les surfaces agricoles et les effectifs de cheptel.
- **Analyse des données** : Après avoir réorganisé ces données dans des tableaux, la prochaine étape est de réaliser des analyses statistiques descriptives pour obtenir une vision globale des variables. Cette étape permet de fiabiliser le jeu de données en détectant et traitant les valeurs manquantes, aberrantes et extrêmes. Ensuite, il est crucial d'étudier les interactions entre les différentes variables afin d'identifier et éliminer les variables fortement corrélées. Enfin, nous sélectionnerons les variables les plus discriminantes en utilisant trois méthodes statistiques : l'analyse en composantes principales (ACP), la régression pas à pas (stepwise) et les tests de corrélation (Figure 3).

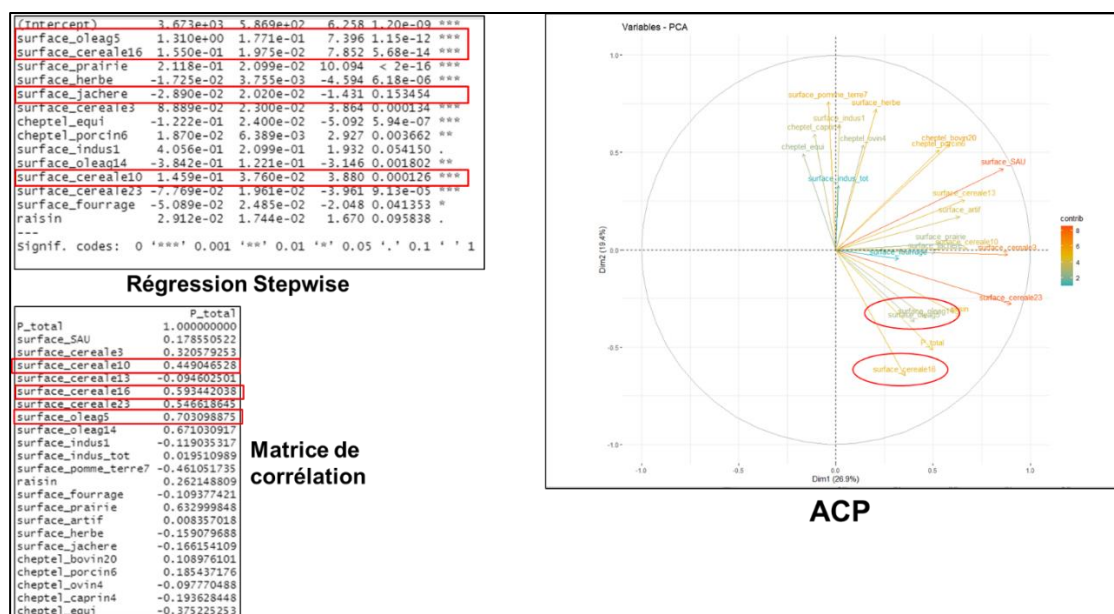


Figure 3 : Méthodes statistiques employées pour choisir les variables discriminantes :
Régression stepwise, tests de corrélation et ACP

- **Application des méthodes** : Ces méthodes ont été appliquées à tous les départements sur deux périodes distinctes : 1945-1974 et 1975-2020. Ces périodes correspondent à deux phases d'évolution de l'utilisation des engrais minéraux : une augmentation jusqu'en 1974 (le pic) suivie d'une diminution après 1974. Pour chaque département et pour chaque période, les variables les plus pertinentes ont été sélectionnées. La variable à expliquer est la quantité d'engrais minéraux

départementale, tandis que les variables explicatives sont divisées en deux groupes. Le premier groupe, comprend les variables liées aux surfaces cultivées, avec en rouge les cultures exigeantes en phosphore. Le deuxième groupe, inclut les surfaces de jachère, les cultures destinées à l'alimentation animale, ainsi que les effectifs de cheptel (Figure 4). Le principe repose sur une corrélation positive entre la variable à expliquer et les variables liées aux surfaces cultivées, en particulier celles exigeantes en phosphore. Par exemple, plus la surface en blé est importante, plus l'utilisation d'engrais minéraux sera élevée. À l'inverse, une corrélation négative est attendue entre la variable à expliquer et les surfaces de jachère, les cultures dédiées à l'alimentation animale, ainsi que les effectifs de cheptel. En effet, une augmentation des surfaces de jachère réduit l'application de fertilisants minéraux, et une augmentation des effectifs de cheptel conduit à une plus grande utilisation de fertilisants organiques, réduisant ainsi l'utilisation d'engrais minéraux.

Variable à expliquer : Quantité d'engrais P / département / année

Variables explicatives : (/département + / année)

- | | |
|--|------------------------------------|
| • SAU totale | • Surface en jachère |
| • Surface de blé (tendre, dur) | • Surface des prairies permanentes |
| • Surface d' avoine | • Surface des fourrages |
| • Surface d' orge | • Surface tjrs en herbe |
| • Surface de maïs | • Effectif bovin |
| • Surface totale des céréales | • Effectif caprin |
| • Surface de pomme de terre | • Effectif ovin |
| • Surface de colza | • Effectif équin |
| • Surface des cultures oléagineuses | |
| • Surface de betterave sucrière | |
| • Surface totale des cultures industrielles | |
| • Surface des prairies artificielles (Luzerne , trèfles,...) | |

Figure 4 : la liste des variables retenues : la variable à expliquer est la quantité d'engrais minérale départementale et les variables explicatives divisées en deux groupes : le groupe à gauche c'est celles liées aux surfaces de cultures avec celles en rouges c'est les cultures exigeantes en phosphore et le groupe à droite représente les surfaces de cultures pour l'alimentation animale en plus des effectifs de cheptels

- **Segmentation des départements** : L'étape suivante consiste à segmenter l'ensemble des départements en quatre groupes ayant des variables discriminantes similaires, ce qui aboutit à la création de huit groupes (4 groupes * 2 périodes). La figure 5 illustre la répartition de ces quatre groupes de départements. Chaque groupe est caractérisé par une variable dite pertinente, différenciant ce groupe des autres. Cette variable est souvent liée à la surface d'une culture exigeante en phosphore. Par exemple, pour le groupe 1, la culture de colza est identifiée comme la variable pertinente, tandis que pour le groupe 2, il s'agit de la culture de betterave industrielle ;

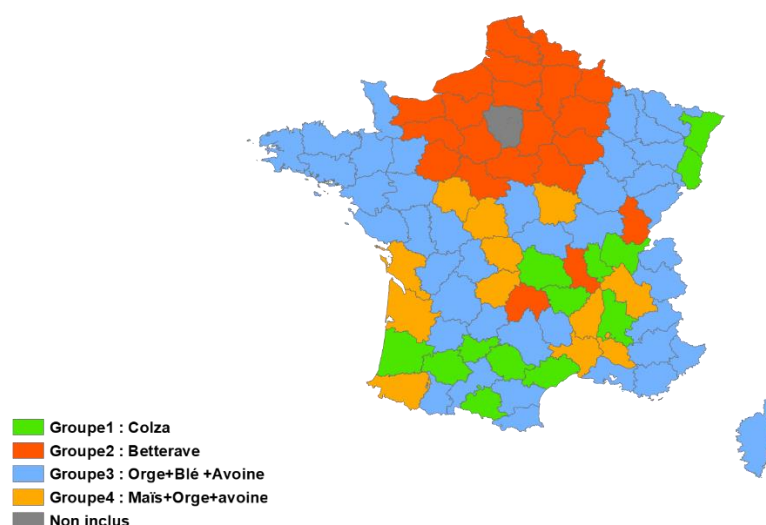


Figure 5 : Répartition des Départements en Quatre Groupes selon les Variables Discriminantes. Les départements de la région Ile de France sont exclus sauf le département Seine-et-Marne

- **Modélisation et évaluation** : L'étape suivante, essentielle dans l'approche de data mining, consiste à tester différents modèles adaptés à notre jeu de données. Huit modèles ont été évalués sur les huit groupes (Figure 2). Pour comparer les résultats des modèles, nous avons utilisé deux paramètres statistiques : le coefficient de détermination (R^2) et la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE). Le modèle retenu est celui de la régression robuste, car il a fourni les meilleurs résultats : un R^2 le plus élevé et une RMSE la plus faible par rapport aux autres modèles testés. De plus, la régression robuste ne nécessite pas de modélisation paramétrique (distribution normale, conditions d'égalité des variances, etc.) ni de relation linéaire entre les différentes variables, et elle est peu sensible aux points aberrants et/ou extrêmes.
- **Application de la régression robuste** : La régression robuste retenue a été appliquée aux quatre groupes de départements sur les deux périodes. Cette analyse a généré huit modèles (4 groupes * 2 périodes) avec des R^2 élevés de l'ordre de 0.7-0.8 et des RMSE plus faibles (Tableau 1).

Tableau 1 : Résultats des huit modèles (R^2 et RMSE) appliqués aux quatre groupes de départements sur deux périodes (1945-1974 et 1975-2020) avec les variables associées (les variables en rouge sont les variables pertinentes et/ou exigeantes en phosphore)

	Variables pertinentes		R^2		RMSE	
	Période1	Période2	Période1	Période2	Période1	Période2
Groupe 1	Orge Maïs Colza Jachère	Orge Maïs Colza Jachère Prairie	0.78	0.78	2229	3048
Groupe 2	Orge Blé Maïs Betterave Jachère Prairie ovins	Orge Blé Maïs Avoine Betterave Jachère Pr.Artificielles prairie	0.84	0.7	4886	7127
Groupe 3	Orge Blé Jachère	Orge Blé Avoine Pr.Artificielles porcins	0.78	0.74	2839	3606
Groupe 4	Orge Maïs Jachère Fourrage porcins	Avoine Maïs Fourrage	0.8	0.8	2705	3227

- **Application de la méthode de désagrégation** : L'idée de cette méthode de désagrégation est d'utiliser les équations issues des huit modèles pour estimer la quantité d'engrais minéraux à l'échelle communale. Chaque commune serait affectée au groupe correspondant, permettant ainsi d'appliquer le modèle approprié pour obtenir des estimations précises. Cette approche, bien que pertinente, présente des défis pratiques significatifs. Le nombre élevé de communes et la complexité des modèles rendent l'application de cette méthode particulièrement difficile. En raison de ces contraintes et du temps limité disponible, cette méthode n'a pas été mise en œuvre.
- **Méthode 3 : Désagrégation par méthode des ratios**

Cette méthode, développée dans le cadre d'un projet de fin d'étude effectué par Rémi Delacour et encadré par Clément Dupré, a été appliquée sur les engrais azotés. Cette méthode dite de rapport, ou des ratios, a été choisie pour sa simplicité d'implémentation avec les données disponibles. Elle est basée sur les besoins en azote des différents types de cultures. Les principales sources de données incluent le RPG, qui fournit des détails sur les surfaces et les types de cultures par parcelle, et les besoins en azote de chaque culture. Ces derniers sont spécifiés pour chaque département, en tenant compte des variations régionales. Ces variations résultent principalement des différences dans les objectifs de rendement et des réglementations sur l'azote. Par exemple, l'Indre-et-Loire, où plus de 95% de la surface est classée

en zone sensible, suit strictement les directives régionales qui définissent les quantités d'azote à épandre par culture. Les normes de ce département sont donc basées sur les référentiels de la directive locale. À l'inverse, pour les départements moins sensibles ou non sensibles comme le Vaucluse, les besoins en azote sont déterminés à partir de sources externes telles que Arvalis, Comifer, Terres Inovia ou les chambres d'agriculture.

Les besoins en azote peuvent être déterminées via diverses méthodes, en fonction des sources et des types de cultures, comme indiqué dans le Tableau 1. Il est important de différencier le besoin en azote calculé par la méthode des bilans, désigné sous le terme de « besoin forfaitaire », des « doses plafond ».

Tableau 2 : Catégories des besoins en azote des cultures

	Besoin forfaitaire	Dose plafond
Concept/explication	Le besoin forfaitaire (Pf) est obtenu en multipliant le besoin par unité produite (b) par un objectif de rendement (y). On a donc la formule suivante : $Pf = b * Y$	Correspond à une dose maximale à ne pas dépasser par culture. Cette dose correspond à l'azote efficace.
Unités	Kg N/ha, kg N/q, kg N/T de MS	Kg N/ha
Types de cultures concernés	Les grandes cultures, et certaines cultures maraichères.	Toutes les autres cultures

Le besoin forfaitaire en azote est calculé en multipliant les objectifs de rendement par le besoin en azote par unité de production de chaque culture, où les besoins par unité sont constants, mais les objectifs de rendement varient par département. Ces derniers sont définis par les référentiels régionaux ou calculés à partir des données d'Agreste de 2011 à 2019, en utilisant une moyenne glissante des rendements sur les cinq dernières années, excluant les valeurs maximales et minimales. Toutefois, cette méthode ne reflète pas les quantités réelles d'azote épandues, car elle ne prend pas en compte les résidus de culture ni la proportion entre fertilisation minérale et organique, supposée constante. De plus, les intercultures sont exclues et des hypothèses sont nécessaires pour gérer la diversité des cultures selon CaSSiS-N, comme l'agrégation de variétés ou la moyennisation entre cultures de différentes saisons.

Pour appliquer cette méthode, on calcule le besoin théorique en azote de chaque commune en fonction d'un prorata (Voir l'équation ci-dessous). Ce prorata est établi à partir des surfaces totales allouées à chaque culture dans la commune, chacune associée à un besoin théorique en azote. De plus, le besoin en azote théorique à l'échelle départementale est déterminé par la somme des besoins en azote théoriques de toutes les communes du département.

$$Fertilisation_min_{communaleN} = Fertilisation_min_{départementale} * \frac{X_N}{\sum_{i=1}^n X_N}$$

Où : $X_N = \sum_{i=1}^x (S_{Nx} * bt_{Nx})$ = Besoin en azote de la commune N

Avec :

S_{Nx} = Surface (en ha) de la culture x de la commune N.

bt_{Nx} = Besoin en azote (en kg N.ha⁻¹) de la culture x pour la commune N.

Et = Somme de tous les X_N (somme des besoins en azote de toutes les communes du département)

Cette méthode repose sur l'hypothèse que le besoin en azote d'une culture correspond à la quantité d'engrais chimiques appliqués à cette culture.

Le type de culture dominant par commune est déterminé en classant les cultures en cinq catégories principales : céréales, oléagineux, fourrages/prairies/légumineuses/jachères, raisins, et fruits et légumes, ainsi qu'une catégorie pour les autres types de cultures. Pour chaque commune, la catégorie qui occupe la plus grande superficie est considérée comme la culture majoritaire (**Figure 3**).

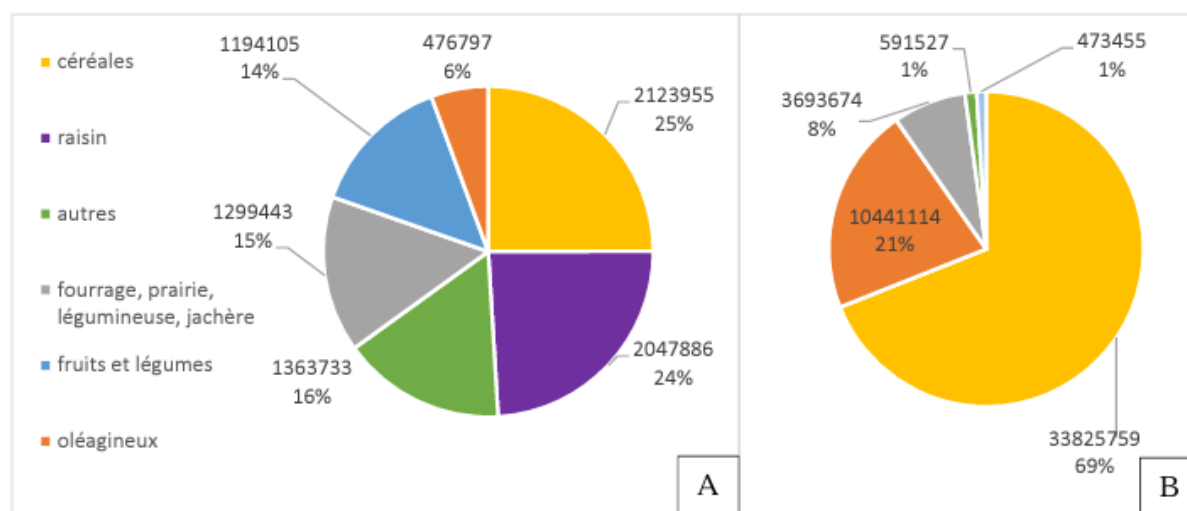


Figure 6 : Fertilisation par type de culture (en kg N et %) du Vaucluse (A) et de l'Indre-et-Loire (B)

La fertilisation minérale azotée calculée à l'échelle communale (Figure 4) présente des valeurs entre 16 et 45 kgN.ha⁻¹SAU.an⁻¹ pour le Vaucluse et entre 33 et 105 kgN.ha⁻¹SAU.an⁻¹ pour l'Indre-et-Loire.

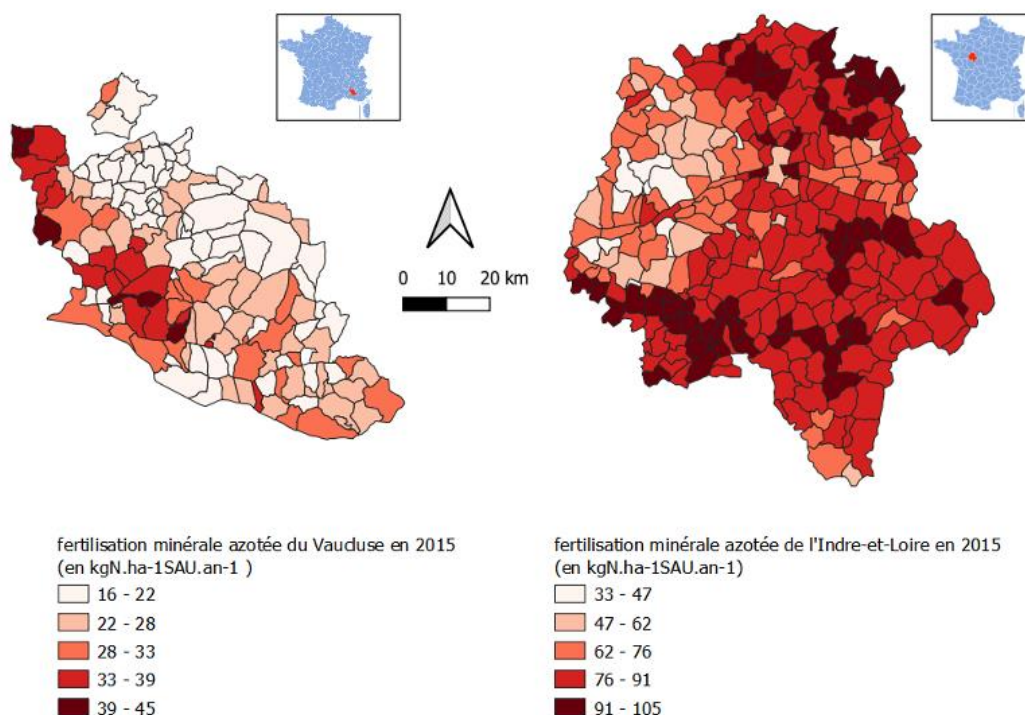


Figure 7 : Fertilisation minérale azotée en 2015 calculée avec cette méthode de désagrégation

L'application de la nouvelle méthode de calcul de la fertilisation minérale indique que, dans le Vaucluse, 25% de la fertilisation minérale est attribuée aux céréales, bien que celles-ci ne couvrent que 12% de la superficie départementale. En revanche, la viticulture, qui occupe 32% de la superficie, contribue à 24% de la fertilisation minérale. Cette distribution s'explique par le fait que les grandes cultures reçoivent généralement une quantité de fertilisation minérale supérieure à celle des cultures de raisins. De même, les cultures de légumineuses et de fourrages, qui nécessitent peu de fertilisation azotée, montrent une tendance similaire. Dans l'Indre-et-Loire, une grande partie de la fertilisation minérale azotée est le fait des céréales (69%) et des oléagineux (21%).

Les résultats de cette méthode révèlent que la majorité des communes (81%) présentent des différences significatives dans les résultats de fertilisation azotée en comparant la méthode actuelle utilisée à cette méthode testée. Une analyse cartographique des cultures prédominantes et des variations de la fertilisation azotée a souligné l'influence des types de cultures sur les niveaux de fertilisation azotée. De plus, l'efficacité de ce modèle dépend fortement de la qualité des données relatives aux besoins en azote. Les variations dans les pratiques agricoles entre les départements peuvent également jouer un rôle crucial dans les résultats obtenus.

Cette étude présente plusieurs limitations. Premièrement, la pertinence des besoins en azote définis varie selon la culture et la qualité des données disponibles. Bien que les besoins forfaitaires soient généralement représentatifs des quantités réellement épandues, les doses plafond sont moins fiables. Ces

dernières sont souvent établies en l'absence de données précises sur les rendements ou les besoins spécifiques par unité de production, ce qui peut ne pas refléter fidèlement les quantités d'azote utilisées. Une amélioration possible consisterait à définir plus précisément ces besoins en azote. De plus, la diversité des pratiques agricoles entre les départements peut affecter la précision du modèle. Par exemple, en Indre-et-Loire, où les données sur les rendements et les besoins des cultures de céréales sont bien définies, le modèle est plus précis comparé au Vaucluse, où les cultures de raisins et d'autres types présentent des besoins moins clairement établis. Enfin, le modèle ne considère pas les transferts de matières entre communes, ce qui peut être significatif, surtout dans les cas où des exploitations agricoles s'étendent sur plusieurs communes.

Annexe 11 : Méthode de calcul des chroniques de la SAU communale sur la période 1955-2020

Pour cette étape, on nécessite des données communales sur la SAU provenant du RA pour les années 1955 et 2020, ainsi que les valeurs communales de la SAU issues du RPG pour 2020. De plus, on a besoin des valeurs départementales de la SAU issues de SAgriDA pour chaque année entre 1955 et 2020. Les étapes suivantes sont appliquées aux communes de chaque département, en tenant compte des éventuels regroupements ou séparations de communes :

- La 1^{ère} étape consiste à calculer la somme totale de la SAU du RPG 2020 pour le département, ainsi que la somme totale de la SAU du RA 2020 pour le même département ;
- Ensuite, on ajuste la SAU du RPG 2020 en fonction de la SAU du RA 2020 en appliquant une règle de proportionnalité. Cela garantit que la somme totale de la SAU du RPG pour le département correspond à la somme totale de la SAU du RA pour le même département ;
- Deux ratios sont ensuite calculés pour les années 1955 et 2020. Ces ratios représentent la proportion de la SAU (du RA pour 1955 et du RPG ajusté pour 2020) de la commune par rapport à la SAU totale issue de la SAA du département ;
- Une interpolation linéaire est effectuée afin de calculer les ratios pour les années entre 1955 et 2020 ;
- En multipliant ces ratios par les valeurs départementales extraites précédemment des SAA pour chaque année et pour chaque commune du département, on obtient les valeurs de la SAU.

A l'issue de toutes ces opérations, on obtient des séries chronologiques continues de la SAU pour chaque commune sur la période 1955-2020.

Annexe 12 : Century-long analysis of nitrogen and phosphorus surplus in French agriculture: Trends and driversprospectives

Key Points

- France's nitrogen surplus has decreased since the 1990s, while phosphorus surplus began declining in the 1970s, reaching zero values recently ;
- Departmental changes in nutrient surplus reveal diverse nutrient practices with some regions maintain positive surplus due to fertilizer use ;
- Adapting nutrient management to socioeconomic and climate changes involves changing farming practices and promoting resilient crop varieties.

Abstract

This study provides the longest trend analysis of Nitrogen (N) and phosphorus (P) surplus in France from 1920 to 2020, modeled with the CaSSiS model at both national and departmental levels. At the national scale, the century long average annual N surplus is about 37 ± 13 kg N per ha of utilized agricultural area (UAA) per year, while P surplus, averaged about 9 ± 7 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹. However, significant periods of change correspond to important agricultural and economic events such as the World Wars and major agri-environmental reforms. Analysis of N and P use efficiency (NUE and PUE respectively) revealed varying trends over time. NUE averaged 67%, ranging from 52% to 78%, while PUE exhibited larger fluctuations, ranging from 30% to 130%. At the departmental level, N surplus fluctuated between -15 and 140 kg N ha UAA⁻¹, and P surplus ranged from -15 to 41 kg P ha UAA⁻¹. Temporal trends revealed an increase of N surplus in 96% of departments from 1920 to 1990, followed by a decline in about 89% of departments from 1990 to 2020. P surplus increased in all departments until 1974, followed by a consistent decrease. Analysis of five contrasting French departments highlighted the impact of agricultural practices on nutrient surplus. These findings underscore the importance of tailored nutrient management strategies to achieve balanced inputs and outputs, promoting sustainable agriculture and minimizing environmental impacts. This study contributes valuable insights for informed decision-making in nutrient management policies and practices.

Introduction

N and P are vital elements for all living organisms and they are considered as essential inputs for maintaining agricultural sustainability (Shröder et al., 2004; Bouwman et al., 2009). However, the escalation of human activities since the fifties, particularly excessive fertilization and intensive livestock rearing, has led to significant losses of both N and P into the environment (Shröder et al., 2004;

Bouwman et al., 2009; MacDonald et al., 2011; Bouwman et al., 2013; Zhang et al., 2020). As a result, nutrients losses had adverse effects on the quality of soils, surface waters, groundwaters, and even the atmosphere (Galloway, 1998; Shröder et al., 2004). Indeed, high N and P transfers in water bodies have been recognized as the main driver of eutrophication in both freshwater and coastal marine environments (Hong et al., 2013; Dupas et al., 2015; Chen and Graedel, 2016). Consequently, this phenomenon of eutrophication leads to cause ecological harm such as habitat loss, a decline in biodiversity, degradation of drinking water quality, and various negative effects on human health (Bouwman et al., 2009; Sharpley and Wang, 2014; Van Meter et al., 2021). Furthermore, a substantial portion of annual anthropogenic nitrous oxide (N₂O) emissions, a potent greenhouse gas, stems from agricultural activities (Robertson et al., 2013; Fagodiya et al., 2017; Ma et al., 2021). In addition to N₂O, other nitrogen emissions, such as ammonia (NH₃) and nitrogen oxides (NO_x), contribute to plant damage and tropospheric ozone formation, exacerbating air pollution and the greenhouse effect, ultimately contributing to climate change (Galloway et al., 2008; Fagodiya et al., 2017; Ma et al., 2021). Overall, intensive agricultural practices have significantly disrupted the natural nutrient cycle by over-applying on synthetic fertilizers, rather than allowing plants to decompose naturally and recycle nutrients in the soil (Rockström et al., 2009; Bouwman et al., 2013; Sutton et al., 2013). This alteration is particularly pronounced in the case of P, a finite and non-renewable resource and disproportionately distributed due to the uneven geological concentration of phosphate rock. (Cordell et al., 2009; Cordell & White, 2011; Cordell & White, 2014). Significant geopolitical risks associated with this market concentration may restrict future availability of phosphate resources (Cordell & White, 2014). Indeed, the concentration of phosphate rock deposits in select countries, such as Morocco, China, and Florida, USA, has led to geopolitical tensions, triggering spikes in P fertilizer prices during significant events like the oil crisis, the 2008 food crisis, and the Russo-Ukrainian conflict, prompting increased interest in long-term P security. (Cordell and White, 2011; Brownlie et al., 2022; Panagos et al., 2022; Brownlie et al., 2023).

A range of directives and regulations have been thus established at the Europe scale since the early 1990s, including the Nitrates Directive (EEC, 1991a), the Urban Wastewater Treatment Directive (EEC, 1991b), the Water Framework Directive (EC, 2000) and the Common Agricultural Policy (CAP). These directives aim to regulate and diminish nutrient loads in hydrological systems, by improving agricultural nutrient management practices. Various indicators have been defined and monitored to assess the effectiveness of these policy measures (Shröder et al., 2004). One such indicator is the nutrient budget approach, offering insights of environmental pressures and nutrient cycling dynamics (OECD, 2001; Waston et al., 2002; Oenema et al., 2003; Eurostat, 2013; Zhang et al., 2020). Moreover, the nutrient budget is considered a valuable tool for raising awareness about essential nutrient management practices that underpin sustainable development (Waston et al., 2002; Öborn et al., 2003; Oenema et al., 2003; Li et al., 2022). It can be constructed over different time spans and scales, ranging from an agricultural management unit (e.g., field, farm) to regional, continental or global scales (OECD, 2001; Waston et

al., 2002; Oenema et al., 2003; Li et al., 2022). The nutrient budget quantifies a nutrient surplus as the difference between the inputs and outputs within a system. A negative value (deficit) indicates that outputs exceed inputs, potentially leading to P storage or soil fertility decline in some regions, while a positive value indicates that inputs exceed outputs, suggesting the potential for water contamination and soil degradation (Cameron et al., 2013; Alori et al., 2017). Nutrient budgets are also commonly used to monitor nutrient use efficiency, a crucial agricultural indicator. This indicator offers a standardized framework for analyzing changes over time and understanding the relationship between nutrient inputs, outputs and surplus (Domburg et al., 2000; Nevens et al., 2006; EU Expert Panel Nitrogen, 2015; Einarsson et al., 2020). Several studies have been conducted across various countries (United States, Canada, China, Japan, Germany, etc.) to quantify N and P budgets (Byrnes et al., 2020; Lim et al., 2021; Sabo et al., 2021; Van Staden et al., 2022; Wang et al., 2022; Zinnbauer et al., 2024). In France, nutrient budgets have been utilized across various spatial scales, ranging from individual fields (Benoît, 1992) up to subnational (Senthilkumar et al., 2012; Soes, 2013; Poivert et al., 2017; Le Noë et al., 2018a; Guejjoud et al., 2023) and national scales (OECD, 2001; Bouraoui and Grizzetti 2011; Eurostat, 2013; Einarsson et al., 2020; Panagos et al., 2022).

For this study, a comprehensive soil surface budget analysis was conducted following the approach introduced by Oenema et al., in 2003. It encompassed both N and P budgets over the same time period at a national and departmental scales in France. The departmental scale was specifically chosen to account for the diverse agricultural production systems across France to assess potential fine-grained differences in nutrient surplus. Moreover, our analysis adopted an annual temporal scale, examining data year by year over a century-long period (1920-2020). This fine-scaled approach allowed to capture major changes in the economy and agriculture of France during the last century. This historical perspective is fundamental for identifying changes in surplus levels and drivers responsible for these variations. This is the first time such a detailed and large temporal scale for both N and P has been considered and surplus chronicles compared at both national and departmental scales. Additionally, drawing insights from these results and other relevant studies allows us to anticipate potential scenarios concerning N and P surplus in the forthcoming decades. Consideration of factors such as the impact of drought, shifts in food systems, and the adoption of other farming practices provides a comprehensive understanding of how these elements could significantly influence the trajectory of N and P surplus evolution for France.

Materials and Methods

- CaSSiS model

The N and P surplus from 1920 to 2020 was assessed using the CaSSiS model (Calculation of Soil SIMplified Surplus), which follows the soil surface approach (Oenema et al., 2003). This analysis

covered 90 geographic entities, including 88 French metropolitan departments (NUTS 3), Paris and neighboring departments, and one NUTS 2 entity: Corsica (Figure 1). The CaSSiS model is designed to calculate the annual surplus at the end of each crop year which represents the difference between nutrient inputs (primarily mineral fertilizers, livestock manure, and biological fixation for N) and the nutrient outputs leaving the system (such as nutrient uptake by crops and forages). This approach allows for a practical assessment of annual surplus levels but may not account for all dynamic processes that occur in the soil over time. It does not take into account subsequent or previous effects of crops on the soil and it does not consider crop rotation nor changes in soil stocks. Consequently, the surplus nutrients can either be stored in the soil or lost through processes like runoff or leaching (Byrnes et al., 2020; Sabo et al., 2021). This CaSSiS model and associated results have been employed by French water agencies and French research teams within INRAe to assess the transfer of N into water bodies (Dupas et al., 2018; Dupas et al., 2020) and in research endeavors to compare N and P balances across European nations (Klages et al., 2020; Batool et al., 2022; Batool et al., 2024).

This model has been designed and already detailed in multiple studies (Poisvert et al, 2017 for CaSSiS-N model and Guejjoud et al, 2023 for CaSSiS-P model). Briefly, N and P surplus were calculated yearly for each department as the difference between inputs and outputs of N and P. Inputs are represented by mineral fertilizer, manure, atmospheric deposition for both elements and biological fixation only for N while outputs correspond to N and P removed from crop and forage harvested and/or grazed. A synthesized description of equations and item description used to estimate these input and output items is detailed in table 1. All numerical values are expressed in kilograms of N and P per hectare of utilized agricultural area (UAA) per year. This standardized unit allows consistent comparison and analysis of surplus levels across different departments and years.

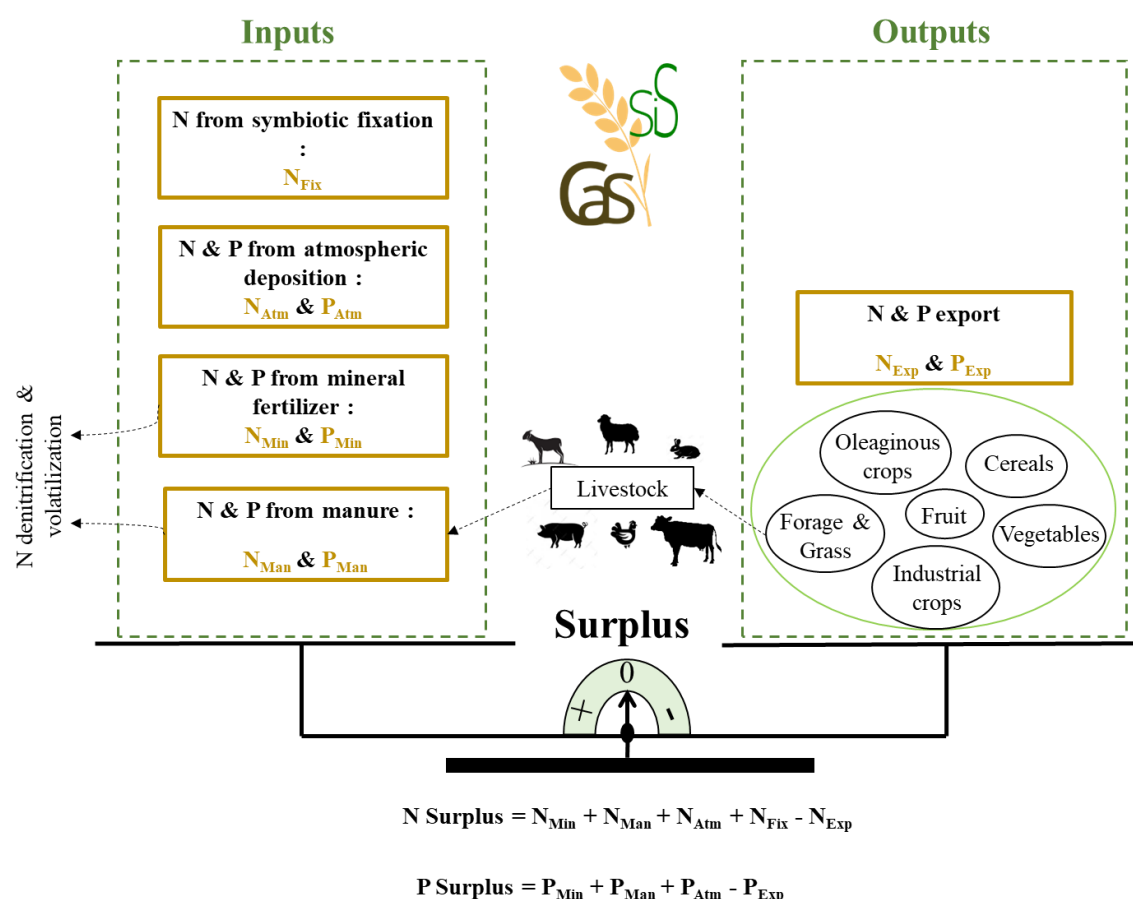


Figure 1: The CaSSiS model to quantify N and P surplus, considering inputs (N and P from mineral fertilizer, manure, atmospheric deposition and symbiotic fixation for N) and outputs (N and P removed through crop and forage harvested and/or grazed) at a yearly and national / department scale

Table 1: Description of the items of N and P quantified in CaSSiS model

Item name		Equations	Item description
Inputs	Mineral fertilizer $N_{\text{Min}}/P_{\text{Min}}$	= Quantity of fertilizer per type * k of fertilizer per type	Quantity of different forms of N and P in chemical fertilizer applied for crop production in each department. N volatilization for each type of N mineral fertilizer was considered.
	Manure $N_{\text{Man}}/P_{\text{Man}}$	= Number of each category of livestock * k excreted per animal	Quantity of N and P excreted by livestock (urine + litter). For N, the loss through processes such as denitrification and volatilization is taken into account
	Atmospheric deposition $N_{\text{Atm}}/P_{\text{Atm}}$	= Agricultural area * rate of atmospheric deposition per ha	Quantity of N and P added to agricultural soils through the process of wet and dry deposition of atmospheric

	Biological N ₂ fixation N _{Fix}	= Quantity of leguminous produce * fixation coefficient of leguminous crop	Quantity of N fixed from the atmosphere through the action of bacteria living symbiotically in root nodules of leguminous crops
Output	Crop uptake N _{Exp} /P _{Exp}	= Quantity of crop produce * k content in crops and forage	The sum of N and P removed from cropland and grassland through harvesting and grazing (cereals, forage, oleaginous crops, fruit, vegetables, etc.)

k refers to the concentration of N and P in crops and livestock excretion

- Data and parameters : sources and processing

To calculate N and P surplus, data and parameters were gathered from various statistical publications and reference papers. The selection of sources was based on their coherence and availability to ensure comprehensive coverage across a large scale and throughout the entire study period. In total, we collected over one million data items to carry out this analysis (Table S1 in Supporting Information S1).

The whole database was meticulously reconstructed, expanded, and restructured to ensure the generation of continuous and consistent data series over the entire time frame. Further information regarding data processing and the standardization of databases are detailed in Poisvert et al., (2017) and Guejjoud et al., (2023). Specifically, for this N and P study, an additional enhancement was implemented from the spatial smoothing of departmental mineral fertilizer deliveries in order to improve accuracy and reliability of N and P inputs from mineral fertilizers. The CaSSiS model utilized raw data on the delivery of mineral fertilizers at the departmental level. Before the emergence of large agricultural cooperatives in some departments especially since the 2000's (Chomel, 2013; Voliorgue et al., 2020), the delivery values accurately reflected the amount of fertilizer used in each department. However, with the recent trend of agricultural cooperatives merging and expanding, the distribution of fertilizers to farmers has changed. This shift no longer allows us to assume that the fertilizers delivered to a department are necessarily used within that same department. Indeed, the presence of a significant agricultural cooperative can distort the data, as the fertilizers received by this cooperative (assigned to a specific department) may then be used to supply farmers in two or three neighboring departments. As mineral fertilization can represent substantial impact on surplus results, it became crucial to apply spatial smoothing techniques to the data before quantifying N_{Min} and P_{Min} of the CaSSiS model. Hence, numerous spatial smoothing methods were evaluated to ensure an accurate allocation of mineral fertilizers. The chosen method (detailed in Text S1 and Figure S1 in Supporting Information S1) smooths the data while minimizing the potential influence on distant neighboring departments. This approach aims to distribute the quantities of mineral fertilizers more evenly among departments, based on the UAA without fallow land. To validate our results, we ensure that the sum of mineral fertilizer quantities for each department matches the total amount of mineral fertilizers provided by UNIFA for the region

to which these departments belong. By using this method, a more balanced and accurate allocation of mineral fertilizers is achieved, ensuring an appropriate representation of fertilizer distribution and usage among departments. However, there are alternative methods to explore, such as considering the locations of major agricultural cooperatives responsible for fertilizer distribution. This approach could provide a more precise understanding of the departments requiring smoothing and potentially lead to a better spatial allocation of fertilizers.

- Quantification of uncertainties

A large part of this study emphasizes the importance of quantifying uncertainties. In the CaSSiS model, each type of data and parameter is associated to an interval of uncertainty. For instance, mineral fertilizer, livestock numbers, crop area, production, and atmospheric deposition have an uncertainty of $\pm 5\%$, while N and P content in livestock excretion and crops have an uncertainty of $\pm 20\%$ when the minimum and maximum values are not available in the literature (Oenema et al., 2003).

To assess uncertainties, the Monte Carlo (MC) method was employed. For each departmental surplus, 200 sets of parameters, known as MC simulations, were created. Each parameter's value was randomly selected from its statistical distribution, considering the mean, standard deviation and type of distribution. By running these simulations, we obtained 200 surplus values for each year and each department. To quantify imprecision, we calculated the difference between the ninth (D9) and first (D1) deciles of these 200 surplus values.

- Temporal trend analysis of N and P surplus

To analyze the trends of nutrient surplus at the national scale, we employed a segmentation approach on the 100-year long series data. This process entailed dividing the surplus data into subsets with homogeneous linear trends using the BFAST R-package (breaks for additive seasonal and trend) as described by Verbesselt et al., (2010). This particular package is capable of detecting different types of changes occurring in time series data.

Once the BFAST package identifies the linear segments, a validation step is undertaken. This validation involves calculating the correlation coefficient (Spearman's rho $\rho < 0.05$) between time and N and P surplus. This rigorous approach ensures the reliability and accuracy of our analysis of the temporal changes in N and P surplus at the national level.

- Quantification of N and P use efficiency

Depending on the systems and their management, different definitions of nutrient use efficiency are used and several methods to estimate it led to different interpretation of the results (Dobermann, 2005 ;

Syers et al., 2008; Roberts, 2008; EU Expert Panel Nitrogen, 2015). In this study, apparent N and P use efficiency (NUE and PUE respectively) has been calculated as the ratio between the amount of nutrient removed with the crop (outputs) and the amount nutrient inputs applied (Mineral fertilizers, manure, and atmospheric deposition for both N and P, and symbiotic fixation for N only).

Results

- National trends of N and P surplus

National-scale results were derived by summing the departmental outcomes for each year. Between 1920 and 2020, the average national N surplus was approximately 37 ± 13 kg N ha UAA⁻¹ year⁻¹, with values ranging from 19 kg N ha UAA⁻¹ in 1925 to 68 kg N ha UAA⁻¹ in 1990. For P, the average national surplus was about 9 ± 7 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹, fluctuating between -4 kg P ha UAA⁻¹ in 2008 and 26 kg P ha UAA⁻¹ in 1974 (Figure 2). Several important time intervals were detected using BFAST package for both nutrients. For N, it found four significant periods with notable changes occurring around 1960, 1990, and 2008. For P, it identified six significant periods, including the same three substantial changes noted for N (1960, 1990, and 2008), along with two additional ones in 1943 and 1974. Between 1920 and 1943, national N and P surplus showed low values and constant trend with a slight decrease of P surplus at the end of this period. Indeed, farmers utilized minimal amounts of synthetic fertilizers. Instead, they heavily depended on manure as the main source of N and P inputs during this period. Thereafter, there was a significant increase in N and P surplus, primarily due to the widespread use of chemical fertilizers since the 1950s. These surplus continued to grow steadily until the mid-1970s. Nevertheless, the P surplus began to decline from as early as 1974 and before N surplus, which kept rising alongside an increase in fertilizer use until the early 1990s. Following this period, there was a noticeable decrease in N surplus. From 2008, both N and P surplus displayed insignificant trends (N and P) and negative values (P).

Hence, three major key periods can be delineated based on surplus values and the factors driving changes, corresponding to overarching trends in production patterns and the prevailing economic and political context (Figure 2). The first period P1 (1920-1960), called the “War period”, is represented with low and stable surplus values until WWII and a slight slow increase in surplus until 1960. The second period P2 (1961-1990) labeled “Agricultural intensification” is marked by a significant surplus increase reaching its peak, correlated with the intensive use of mineral fertilizers. Meanwhile, the third period P3, termed "After reforms" (1991-2020), denotes a period of notable surplus reduction in the 1990s, followed by a trend of stability and low values since 2008.

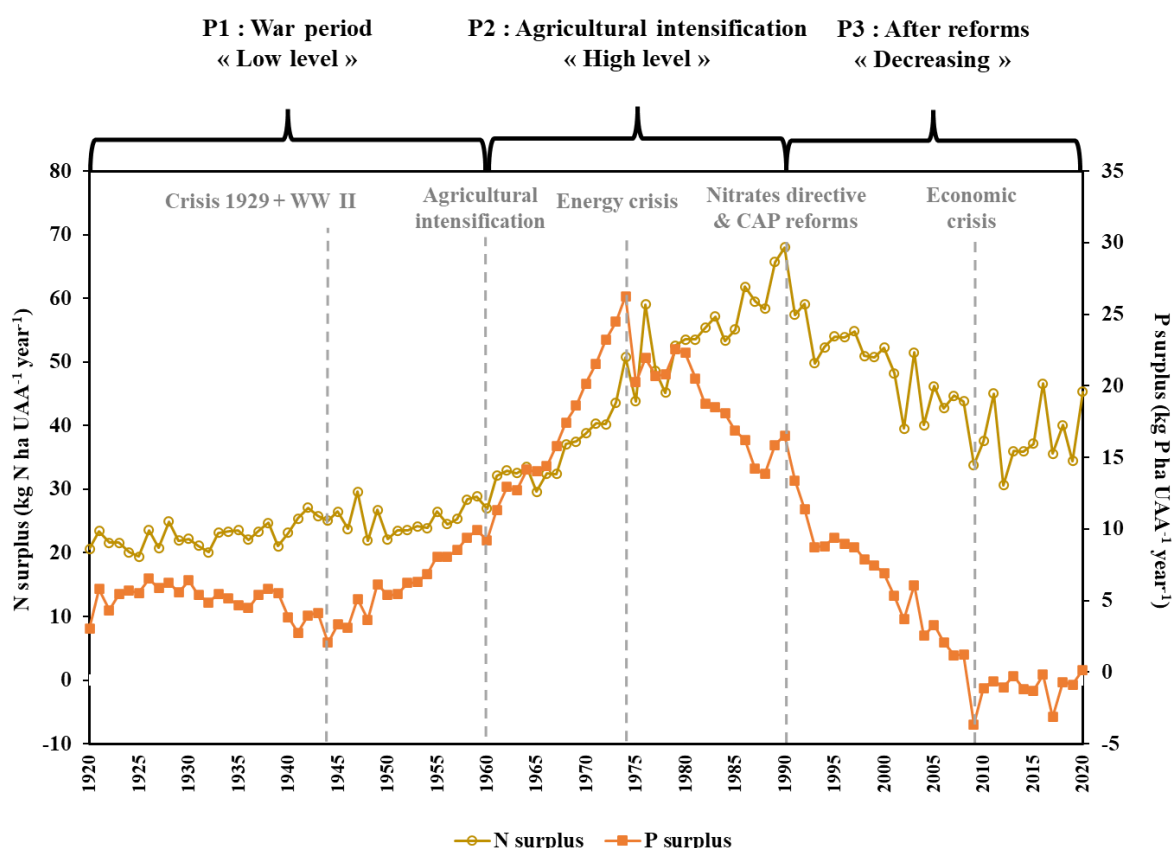


Figure 2: Evolution of N and P surplus over the period 1920-2020 at a national scale associated to major agricultural and economical events in France as identified by the six breakpoints identified using the BFAST method.

- Nutrient use efficiency at national scale

Over the study period, the average national efficiency for NUE was 67%, ranging from 52% in 1945 to 78% in 2012 (Fig. 3a). Regarding PUE, the average national efficiency was about 60% over the period 1920-2020 but it exhibited larger fluctuations over time than NUE. PUE ranged from 30% in 1976 up to 130% in 2009, indicating alternating periods of underutilization and potential overuse of P in agricultural systems.

In order to better identify the trajectory of N and P surplus, N and P annual inputs were plotted to annual outputs as first shown by the EU Nitrogen Expert Panel (2015, Fig. 3b). Hence, a high N and P use efficiency occurs when outputs increase and/or inputs are low. On the other hand, it decreases when outputs decrease and inputs increase. The targeted combination would be a high agricultural productivity with reduced surplus levels accompanied by efficient nutrient use (high NUE/PUE) in order to promote sustainable nutrient management practices.

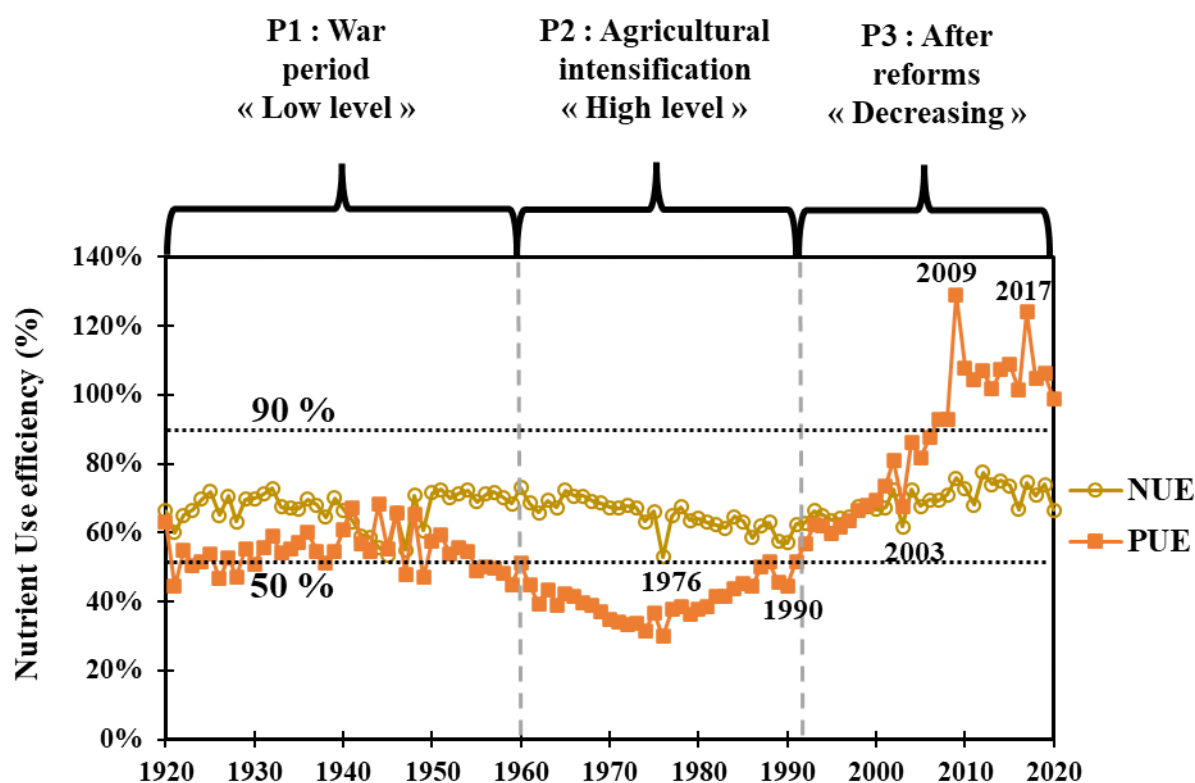
Depending on specific agricultural systems and environmental conditions such as soil types, and climate, it is possible to establish reference values for NUE and PUE and to identify three distinct efficiency zones (EU Nitrogen Expert Panel, 2015) :

- Low NUE or PUE Zone (<50%): Indicates inefficient resource use with high N and P surplus, leading to potential environmental issues.
- Desired NUE or PUE Zone (NUE or PUE between 50 and 90%): Represents optimal nutrient use efficiency, achieving balance between inputs and outputs while minimizing losses.
- High NUE or PUE Zone (>90%): Characterized by exceptionally efficient nutrient uptake, potentially leading to soil degradation due to nutrient depletion.

At the French national scale, the N and P trajectory (Fig. 3b) was examined across the three key periods previously defined. Over 1920-1960, there was a slight increase in both N and P inputs and outputs, as well as NUE and PUE, with the exception of NUE in the 1940s, a decline mainly attributed to the consequences of World War II. Afterwards, as a result of agricultural intensification, N inputs increase more strongly than the previous period as well as N outputs. NUE was thus almost stable during this period. For P, inputs increased strongly without an associated increase in P outputs until the middle of the seventies, due to excessive use of P chemical fertilizer. PUE has therefore decreased but started to increase since the mid 1970s. This increase was linked to a reduction in P mineral fertilizer use. Since the 1990s up to 2020, N outputs tended to increase much more than N input and NUE increased slightly, while PUE continue to improve because of P input decline, in particular linked to mineral fertilizers decrease and a slight rise in P harvested. These trends of NUE and PUE during this period reflect technical progress and changes in agri-environmental policies (EU Nitrogen Expert Panel, 2015).

Although NUE and PUE trajectory are quite different, three specific years are in common : 1976, 1990 and 2003 (Fig. 3a). These three years are characterized by severe droughts affecting all Europe and reduced the crop nutrient uptake and thus increased surplus (Brochet, 1977; Courault et al., 1994; Klein, 2009). The P trajectory also exhibits two additional peaks (Fig. 3a): the first one occurred in 2009 and coincided with a significant spike in the price of phosphate fertilizer in 2008. This increase in price was influenced by several factors, including the cost of oil, rising demand for fertilizers due to the growing meat production, and limitations in the short-term supply capacity to produce sufficient phosphate rock to meet the demand (Cordell & White, 2014; Brownlie et al., 2022; Brownlie et al., 2023). The second peak in 2017 was a consequence of a 10% reduction in the use of mineral fertilizer compared to the previous three years according to UNIFA statistics, probably for price reasons. This reduction in mineral fertilizer application contributed to the higher P surplus observed during that period.

a)



b)

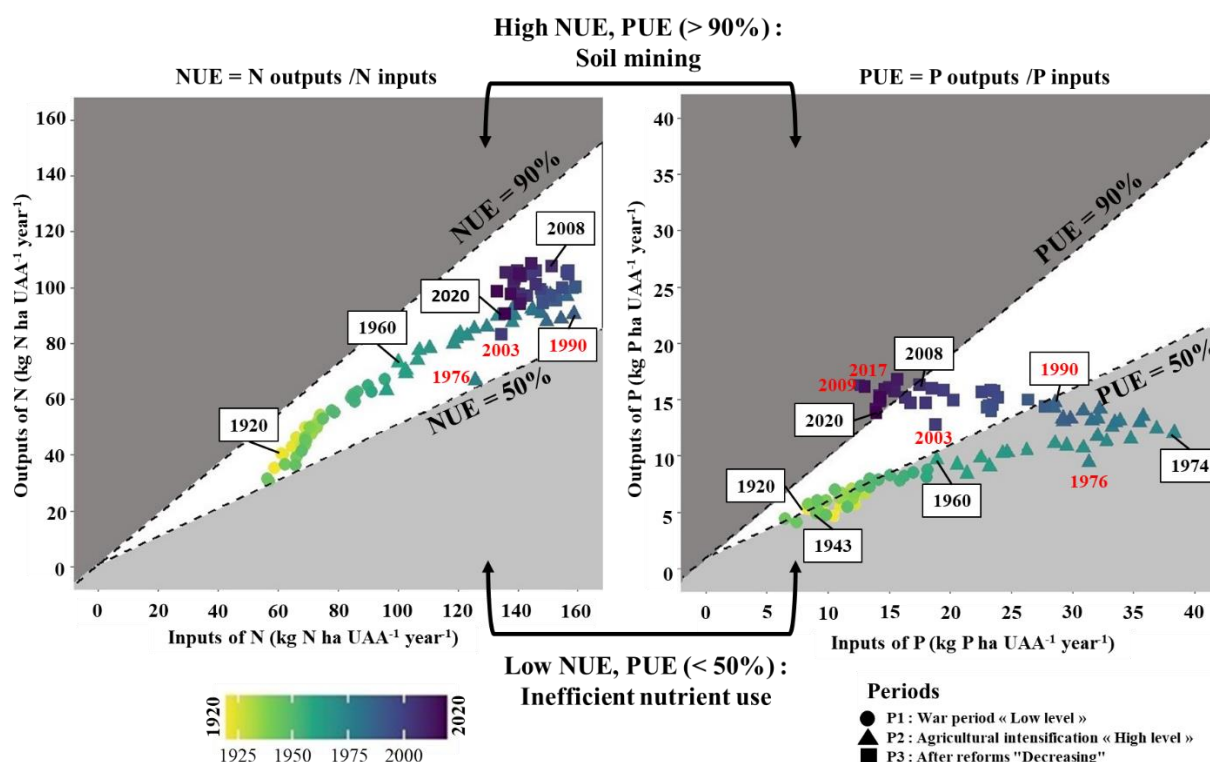


Figure 3: a) Temporal evolution of N and P use efficiency (NUE and PUE) associated to the three major periods identified earlier and the five specific years; b) Relationships between nutrient (N and P) inputs and outputs with three ranges of possible NUE and PUE to highlight relationship between

nutrient inputs, outputs and surplus. Black dotted line corresponds to 50% and 90% nutrient efficiency use. Dots are colored according to the year and shapes change according to three periods (see text for details). The framed dates correspond to years detected by BFAST, while the dates highlighted in red denote specific years. Both figures are at the national scale over the period 1920-2020

- Spatio-temporal variability of N and P surplus at the departmental scale

At the department scale, N surplus values varied from -15 to 140 kg N ha UAA⁻¹ between 1920 and 2020. For P, departmental surplus ranged from -15 to 41 kg P ha UAA⁻¹. Temporal trends of N surplus were identified during two distinct periods: 1920-1990 and 1991-2020. For P, the trends were recognized during the periods 1920-1974 and 1975-2020 (Figure 4). The respective years 1990 and 1974 represented N and P surplus maximum respectively. During the first period (1920-1990), N surplus increase was observed in 96% of departments. In contrast, during the second period (1990-2020), about 89% of departments exhibited a N surplus decline while the rest continued to experience an increasing trend of N surplus. For P, the changes in surplus were more consistent across departments compared to N. All departments showed an increase in P surplus from 1920 to 1974, followed by a decrease from 1974 onwards.

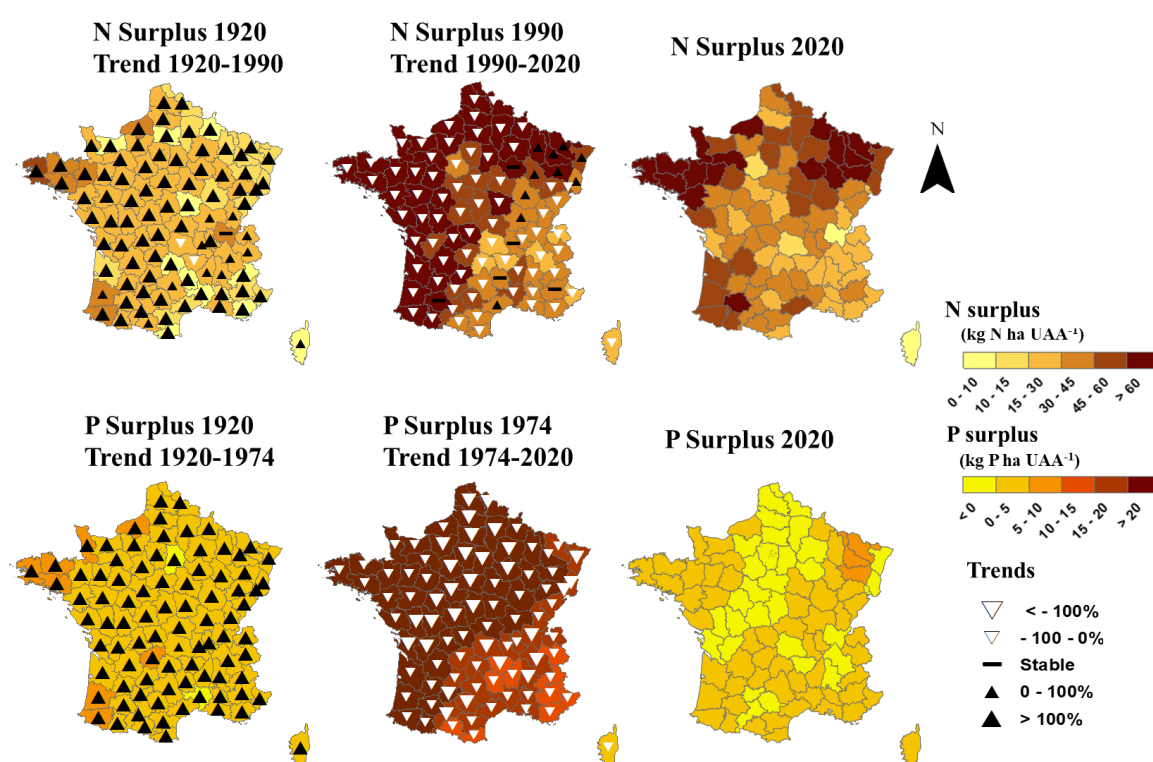


Figure 4: Surplus and statistical trends of N and P surplus at a departmental scale over the periods 1920-1990 and 1990-2020 for N, over 1920-1974 and 1974- 2020 for P

With the aim of understanding the variability of N and P surplus trends at the departmental scale over 1920-2020, five contrasting French departments (Eure et Loire (28), Côtes d'Armor (22), Lozère (48), Hérault (34) and Maine et Loire (49)) were selected for their contrasting agricultural production systems and livestock density. Variations of N and P surplus for these five selected departments are illustrated in figure 5.

The department of Eure et Loire (Figure 5a), located in central France, predominantly features specialized cereal cultivation, constituting a significant agricultural framework for crop farming observed in around 15% of all French departments. For this department, mineral fertilizers were the primary input for both N and P throughout almost the entire study period. The fluctuations in P surplus mirrored similar trends observed at the national scale, given that 48% of French UAA is devoted to arable crops. Mineral fertilizer use predominantly influenced P surplus over the period. On the other hand, the N surplus exhibited varying patterns over time primarily correlated with changes in N mineral fertilizers and crop uptake. The fluctuations in N surplus were occasionally influenced by external factors such as the severe droughts in 1976, 1990 and 2003. These droughts led to reduced crop uptake, consequently increasing N surplus. In recent years, the N surplus values have remained at an intermediate level due to the substantial use of synthetic fertilizers, which is necessary to meet the high N demand of cereals and support an important productivity of croplands. Conversely, very low and even negative P surplus was observed since the mid 1970s, potentially attributed to a decline in P fertilizer application and an increase in crop uptake. This may be linked to crops leveraging legacy P from years of excessive mineral fertilizer application in the 1970s to maintain yields (Sabo et al., 2021).

Conversely, in the northwest region of France, the department of Côtes d'Armor (Figure 5b) is renowned for its intensive livestock farming, marked by a substantial concentration of poultry and pigs, encompassing about 6% of all departments. Here, crop production systems occupy a minimal land area. In this department, variations in N and P surplus were primarily attributed to the intensive application of manure, the main sources of N and P input. Following the post-war period, mineral fertilizers played a role in surplus changes, particularly for P. A significant increase in mineral fertilizer usage was observed for the 50s-60s, gradually declining since the mid-1970s, particularly affecting P surplus. N surplus underwent the most substantial changes in this department, closely resembling nationwide trends, with a significant rise in N surplus since the 1960s followed by a decline from the early 1990s onwards. Nevertheless, it is important to note that these changes were also impacted by severe drought conditions (1976, 1990, and 2003). After the 1990s, N and P surplus values are still positive linked to the substantial production of animal manure as well as the application of mineral fertilizers, which exceeds the capacity of crops to absorb soil nutrients.

On the other hand, the southeastern department of Lozère (Figure 5c) stands out for an extensive livestock farming, cattle grazing on permanent grassland, system found in over 20% of all departments.

Similar to the department of Côte d'Armor, manure frequently serves as the primary source of N and P input. Over the studied period, changes in N surplus were mainly correlated to permanent grass crop uptake fluctuations. However, while there was substantial utilization of N inputs from mineral fertilizer and animal manure, the crop uptake did not fully compensate for these inputs, leading to positive surplus values of N. As for P, surplus was primarily influenced by mineral fertilizer from 1960 to 2001. However, during two distinct periods – between 1920 and 1960, and from 2001 to 2020 – the main contributing factor to the changes in P surplus was the export of crops. As a consequence, there were relatively low positive P surplus during the two last decades due to limited contributions from inputs. Another distinctive feature of this department is its relatively low surplus values compared to other farming systems. N surplus does not exceed $51 \text{ kg N ha UAA}^{-1} \text{ year}^{-1}$, and P surplus remains below $14 \text{ kg P ha UAA}^{-1} \text{ year}^{-1}$.

Adjacent to Lozère, the Hérault department (Figure 5d) represents viticultural farming located in the Mediterranean region and is characterized by vast vineyard areas, comprising 7% of French departments. In this department, N and P inputs through animal manure were relatively modest, whereas mineral fertilizer use was substantial and played a crucial role in the changes observed in both N and P surplus. Consequently, due to the continued significant application of mineral fertilizers, N and P surplus values remain moderately positive, despite the recent decline in phosphate mineral fertilization. This may be partly attributed to the nutrient demands of the widely grown vineyards in this department.

Finally, the Maine et Loire department (Figure 5e), situated in the northwest of France, is classified as a mixed farming region, akin to over 50% of French departments. This categorization is based on nearly equal distribution of specialized cropping, animal rearing, and combined crop-livestock farming. The N and P surplus trends in this farming system closely mirror the national trends, which is expected given its representation of mixed farming systems. During the War period (P1), N and P surplus remained low due to minimal synthetic fertilizer usage, with manure being the primary input. From the 1950s onwards, the widespread adoption of chemical fertilizers resulted in a steady increase in N and P surplus. However, P surplus began declining earlier, around 1974, while N surplus continued to rise until the early 1990s before declining. Over the last two decades, both N and P surplus decreased, with P showing negative values.

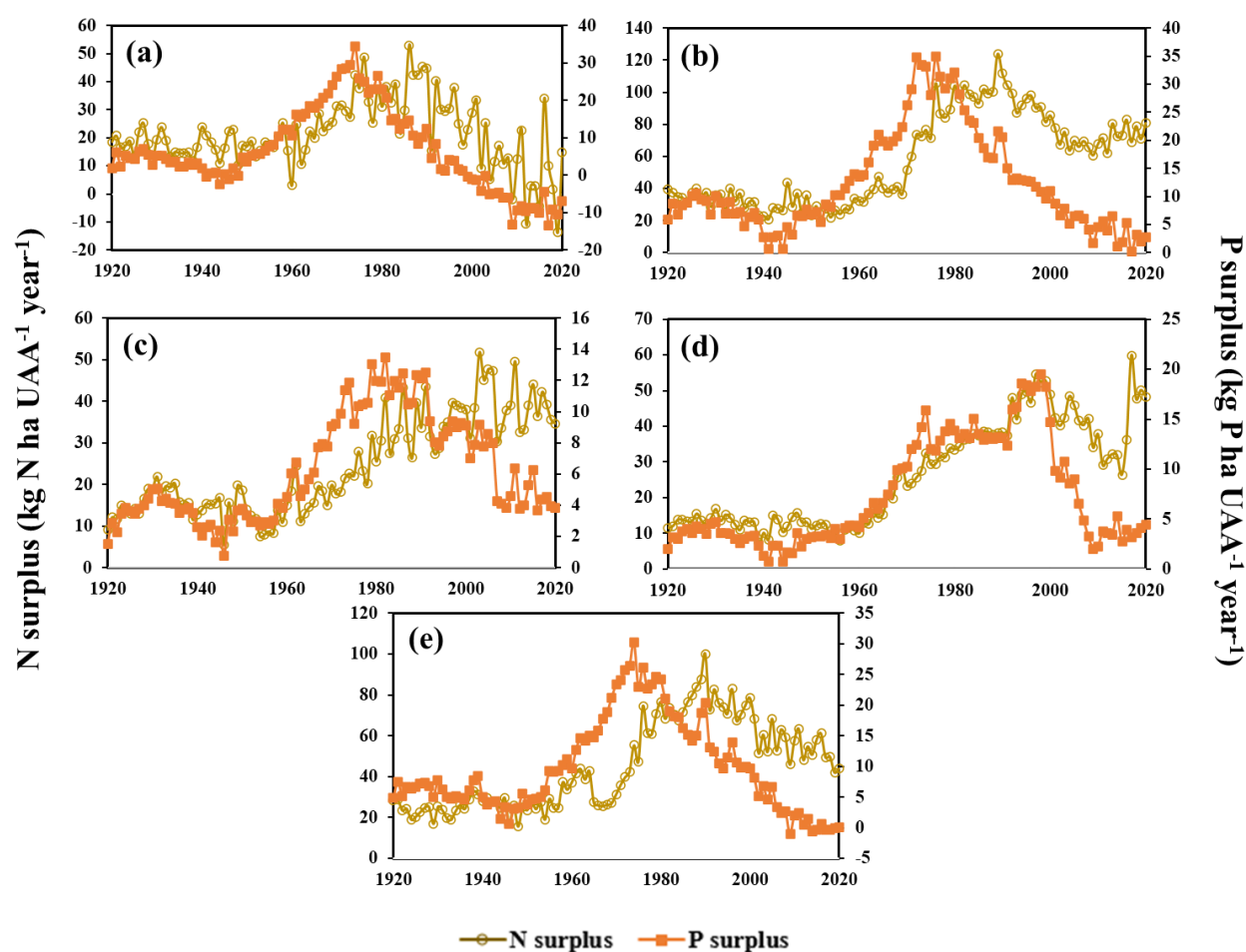


Figure 5: Time series of N and P surplus in five different typical agricultural production system at the departmental scale: (a) mainly cereal production, (b) intensive livestock farming, (c) extensive livestock farming, (d) viticultural farming system, (e) mixed farming system

- The nutrient use efficiency at the departmental scale

At the departmental level, nutrient use efficiency was solely evaluated for the recent period 2010-2020 in order to inform effective nutrient management strategies based on gained insights from historical trends (Figure 6). Regarding N, over 90% of departments demonstrated desirable NUE levels during the last two decades, a trend consistent across all the farming systems. However, approximately 7% of departments, predominantly characterized by extensive farming and viticultural systems, fell into the low NUE zone. Conversely, the P scenario differed significantly, with around 60% of departments exhibiting very high PUE, notably those with specialized cereal cultivation or mixed systems largely dedicated to arable crops. This trend was largely attributed to the decreased use of P mineral fertilizers in recent decades. Conversely, only 37% of departments with mixed farming/poly-breeding and intensive livestock farming systems fell within the desirable PUE range. Departments categorized in zones with very low NUE and PUE notably present low usage of N and P inputs, resulting in reduced

nutrient uptake by crops. These departments, primarily situated in the southern region of France, typically focus on viticulture, fruit production, and extensive livestock farming, which may not necessitate high nutrient inputs. Consequently, this leads to decreased efficiency in nutrient utilization and uptake by crops, reflecting the low NUE and PUE values.

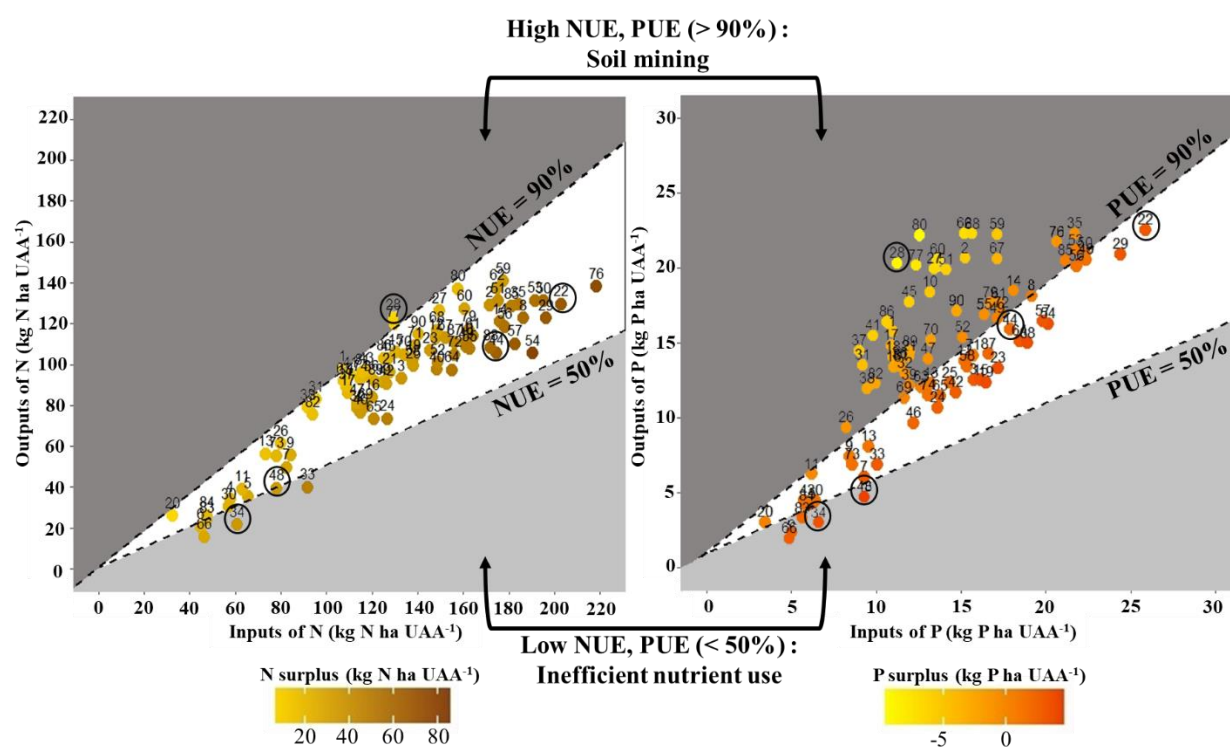


Figure 6: Two-dimensional N input – N output (on right) and P input – P output diagrams at departmental scale over the period 2010-2020 with three ranges of possible NUE and PUE to highlight relationship between nutrient inputs, outputs and surplus. Black dotted line corresponds to NUE/PUE of 90% NUE/PUE of 50%. Dots represent mean of each department over the period 2010-2020 colored according to surplus values. The black circled points correspond to the five selected departments chosen to exemplify the five distinct agricultural systems present in France: (28) mainly cereal production, (22) intensive livestock farming, (48) extensive livestock farming, (34) viticultural farming system, (49) mixed farming system

Discussion

- Drivers influencing N and P surplus changes across France during the past century

By analyzing the CaSSiS model results, a decline in N surplus was detected since the 1990s with a maintained positive and relatively stable levels since 2010s. Conversely, for P, surplus levels started to decrease earlier in the 1970s and they have shifted to zero or even negative values in recent years. Those trends observed at the national scale are largely consistent with findings from similar studies conducted

in other Western European countries (Batool et al., 2022; EC, 2011; Dalgaard et al., 2014; Lassaletta et al., 2014; Panagos et al., 2022). For instance, N surplus increased by 2–3 times between 1930 and 1990 in most industrialized European countries, rising from approximately 20 kg ha⁻¹ year⁻¹ in 1930 to values ranging between 40 and 60 kg ha⁻¹ year⁻¹ in 1990 with a N surplus peak around 1990 followed by a decline thereafter (Batool et al., 2022). Notably, this decrease was particularly pronounced in countries such as Denmark and Germany. The situation is different in other regions of the world, such as the United States, where N surpluses increased between 1970 and 2019 (Zhang et al., 2021) and also between 1930 and 2017 according to Byrnes et al., 2020, or in China, where N surpluses rose from 1980 until 2013 in certain regions, followed by a decline after 2013 (Miao et al., 2018). Bouraoui et al., (2011) observed a P surplus decline earlier than N surplus in some countries such as Denmark, Norway and Finland for example, and it was not driven by environmental regulations. In other regions outside of Europe, such as Canada, from 1961 to 2018, positive values of annual P surpluses were consistently observed at the national scale (Wang et al., 2022).

In general, the period 1920-1960 exhibited low and relatively stable surplus values until World War II and a slight slow increase in surplus until 1960 (Figure 2). During this period, the nation faced challenges due to the impact of wars and associated socio-economic factors, which influenced agricultural practices and nutrient use (Augé-Laribé, 1945; Boulaine, 1995). In the first years of this period, a significant connection between farming and livestock breeding existed, livestock served as a resource for various functions (traction power, organic fertilizer) and a product (including meat, milk, leather, and wool). Hence, the primary source of N and P in most regions was organic fertilization (Lecuyer et al., 2013; Steinfeld et al., 2010).

Following World War II, the Marshall Plan and the Monnet Plan in 1947, aimed at European reconstruction, including agricultural development, significantly propelled agricultural advancements and machinery upgrades (Boulaine, 1995; De long and Eichengreen, 1991). The early 1950s witnessed a rapid expansion and intensification of agricultural practices, coupled with mechanization, leading to increased demand for nutrient inputs (Bucala-Hrabia, 2017; Schipanski and Bennett, 2012). The surge in P use was linked to the French government's control over phosphate production in North Africa, particularly in Morocco, fostering the widespread adoption of P-based fertilizers (Boulaine, 1995; Smil, 2000; Le Noë et al., 2020). This period (the 1950s) saw the emergence of new agricultural approaches, such as intensive cereal cultivation and various livestock farming systems since the 1960s (Bucala-Hrabia, 2017; Childers et al., 2011; Le Noë et al., 2018b). Synthetic fertilizers and phytopharmaceutical products gained popularity, enhancing crop pest management and plant species improvement (Smil, 2002; Erisman et al., 2008; Lu and Thian, 2017). Consequently, a substantial rise in both N and P surplus occurred from the 1960s, peaking in the 1970s (Figure 2). Subsequently, P surplus began decreasing in the mid-70s, unlike N surplus, attributed to a notable reduction in mineral fertilizer use

influenced by the oil crisis of the 1970s, which elevated fertilizer prices and encouraged judicious use by farmers (Brownlie et al., 2022; Brownlie et al., 2023).

Since the early 1990s, N surplus began to show a significant reduction. This period corresponds to a phase of pronounced surplus reduction (Figure 2; Batool et al., 2022; Bouwman et al., 2017; EC, 2011). Indeed, this decline reflects a growing awareness of the environmental impact of nutrient runoff on water bodies and ecosystems (Villalobos et al., 2020). Various factors have contributed to this reduction, including changes in farming practices, advancements in research, and policy initiatives. For instance, the implementation of agri-environmental measures, specifically the "Nitrates" directive, established in 1991, strives to decrease N inputs into agricultural systems by regulating agricultural practices related to fertilizer application and livestock management near water bodies (van Grinsven et al., 2012). Moreover, fertilization strategies and techniques such as soil testing and variable-rate fertilization allowed farmers to apply fertilizers more precisely, matching nutrient inputs to the specific needs of crops and soil conditions (Hedley, 2015). Those agri-environmental instruments have also played a role in reducing P surplus by contributing to the decrease in the utilization of mineral. On the other hand, N outputs continued to increase in most departments but to a lesser extent than during the previous period. In the case of P, the uptake by crops has also continued to rise, likely due to the presence of elevated soil P levels resulting from the accumulation of fertilizers applied in the past, commonly known as "legacy P" (Einarson et al., 2020; Le Noë et al., 2020; Sabo et al., 2021). This period was followed by a more stable trend and lower values since 2008 mostly for P due to the sudden and dramatic 800% price surge in phosphate rock and related fertilizer commodities in 2008 (Cordell and White, 2011; Cordell & White, 2014; Brownlie et al., 2022; Brownlie et al., 2023). In addition, the food crisis affected international trade and commodity prices (Cordell and White, 2014). Changes in imports and exports of agricultural products could have influenced the demand and supply of fertilizers, impacting all the surplus (Lun et al., 2021).

At a finer scale, departmental variations of N and P surplus exhibit dissimilarities with national trends and among departments (Figure 4). This fine-scale resolution enables the identification of differences in nutrient management practices, agricultural systems, and, indirectly, environmental conditions across the country. These differences result from the interconnected progression of nutrient inputs and outputs influencing the changes in N and P surplus. These factors fluctuate both temporally and among different departments depending on the farming system implemented.

The culmination of these various factors has yielded favorable results on a nationwide scale, leading to a notable reduction in N and P surplus across the majority of French departments during the past decade (Figure 4, Figure 7). For instance, enforcing the Nitrates Directive in France and other European countries has played a role in diminishing soil N surplus and lowering nitrate concentrations in surface waters (van Grinsven et al., 2012). However, there is a need for further efforts to enhance application

limits and conduct comprehensive cross-border policy assessments (van Grinsven et al., 2012). Indeed, it is important to acknowledge that certain departments still exhibit positive surplus. In the context of N, this phenomenon can be linked to persistent practices such as the ongoing use of mineral fertilizers, particularly in the northern departments where agriculture predominantly centers on cereal crops. Similarly, the application of organic fertilizers remains a contributing factor in departments characterized by intensive livestock farming (Senthilkumar et al., 2012; Le Noë et al., 2018a). In the case of P, there is a somewhat distinct pattern. The usage of mineral fertilizers has exhibited a decline across all departments during the past decade. This decrease has led to zero to negative surplus being observed in the majority of departments, without any observed decline in crop yields due to legacy P in the soils, as plants are utilizing this accumulated P to maintain good yields (Sabo et al., 2021). Nevertheless, a few departments still maintain positive P surplus. This could be assigned to the continuation of practices involving the application of organic P, alongside a relatively moderate use of mineral P (Senthilkumar et al., 2012; Le Noë et al., 2018a). Notably, this trend is more evident in departments characterized by intensive livestock farming. The decrease in N and P surplus has not necessarily translated into a decrease in N and P exported through crops. As previously mentioned, this is attributed to the persistent use of both mineral and organic N fertilization methods and the accumulation of P in soils due to historical fertilizer applications and manure use in the past. These patterns identified at a regional level closely mirror the results of other investigations focusing on assessing N and P budgets within France (Senthilkumar et al., 2012; Soes, 2013; Le Noë et al., 2018a).

- CaSSiS model uncertainties and limitations

Similar to all modeling methods, the CaSSiS model inherently encompasses uncertainties associated with factors such as production, livestock populations, fertilizer amounts, as well as N and P levels. To assess uncertainties stemming from data and parameters, our model incorporates the Monte Carlo method, ensuring that the calculated surplus values are reliable and robust. This process allowed us to comprehensively assess and understand the uncertainties associated with the surplus calculations, providing a more comprehensive picture of the potential variability in the results. Throughout the 1920-2020 period, imprecision at the departmental scale for N ranged from 2 to 66 kg N ha UAA⁻¹ year⁻¹. In parallel, the P imprecision at the departmental scale encompassed values ranging from 0.4 to 9 kg P ha UAA⁻¹ year⁻¹.

The distribution of imprecision at the departmental scale exhibited a discernible spatial arrangement. Uncertainties, whether related to N or P, primarily stem from the quantities of nutrients in crop production or animal excretions (Figure 7). Indeed, this imprecision was predominantly associated with N and P export and, to a lesser degree, organic fertilization. Notably, during the recent period 2010-

2020, departments characterized by elevated N and P export and significant livestock production showcased the highest levels of imprecision.

Alongside the uncertainties stemming from data and parameters employed in the CaSSiS model, the model itself presents some limitations related to unaccounted flows. Indeed, due to data limitations, certain N and P flows cannot be quantified in the model. Some of these flows such as seed inputs and crop residue removal may have minimal influence on other CaSSiS components and can be deemed negligible (Eurostat, 2013; Han et al., 2014; Einarsson et al., 2020). For some other flows, such as manure trading between countries and departments, manure processing withdrawals and the application of sewage sludge, they can exert a significant impact on results (Einarsson et al., 2020). However, their quantification is very challenging due to a lack of current data availability and would enhance uncertainties at this state of knowledge. Apart from these data constraints, it is noteworthy that N and P content within crops and manure can vary over time. Nevertheless, the CaSSiS model operates under the assumption of consistent N and P content, while accounting for the variability in these levels within the uncertainties calculated by the model.

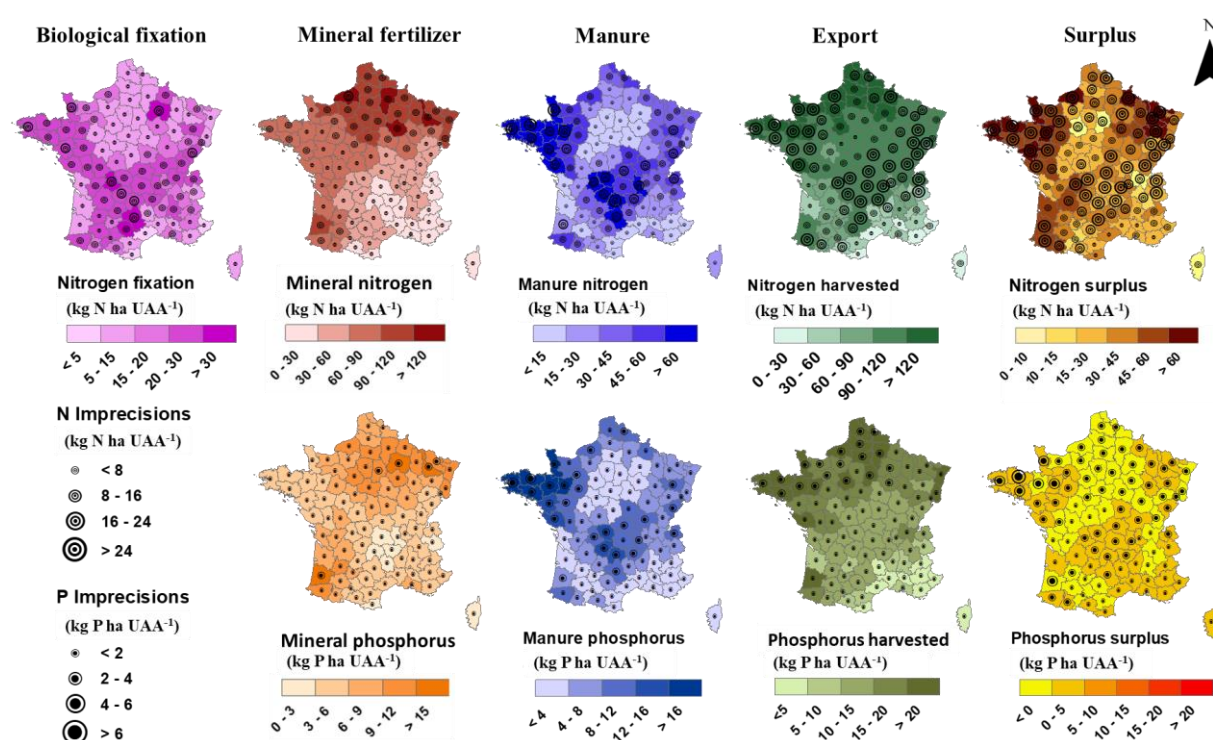


Figure 7: Average N and P items (Biological fixation, mineral fertilizer, manure, crop export and surplus) along with their associated uncertainties, at the departmental scale in France for the period 2010-2020

- Nutrient use efficiency analysis

In this study, NUE and PUE values allow us to understand how efficiently N and P inputs have been utilized in the French agricultural context, providing essential information for optimizing nutrient management and sustainability efforts within the country and different departments. In addition, by identifying distinct zones for NUE and PUE, using the approach provided by the EU Nitrogen Expert Panel in 2015, we gain valuable insights into the efficiency of nutrient use in different agricultural systems.

Agricultural intensification from 1960 to 1990 increased N inputs and outputs, maintaining stable NUE. Excessive P use in the 1970s decreased PUE. From 1990 to 2020, N outputs rose, improving NUE, while PUE improved due to reduced mineral fertilizer use. At the department scale, the high percentage of departments operating within the desirable NUE range reflects the effectiveness of agricultural practices and policies in promoting sustainable nutrient management. The current situation for P presents a contrasting picture compared to N. A significant majority of the departments demonstrate very high PUE values implying that numerous departments are undergoing soil P mining without a yield penalty. It's crucial to highlight the distinct behaviors of these two nutrients as excessive N is often considered an environmental concern due to significant losses through erosion, leaching into groundwater and surface water, and gaseous emissions (Wang & Li, 2019; Bijay-Singh & Craswell, 2021; Dong et al., 2022). In contrast, P is less mobile in the soil, forming chemical bonds with soil particles, leading to its storage within soils (Ibrahim et al., 2022; Khourchi et al., 2023). This explains why N inputs must be continually maintained to support crop yields, as N does not accumulate significantly in soils. In contrast, P inputs have decreased substantially, yet yields remain stable due to the accumulation of legacy P in the soil, which continues to be available for plant uptake.

In the other hand, our study adopts a soil surface budget approach, focusing on direct agricultural P inputs and outputs while disregarding N and P losses from cultivated soils, emphasizing the lasting impact of significant P inputs during the 1970s-1980s, which typically sustains crop yields for over a decade (Withers et al., 2001; Rowe et al., 2016; Le Noë et al., 2018a). Nevertheless, the exclusion of other inputs like seeds and sewage sludge could affect surplus and nutrient use efficiency calculations (Eurostat, 2013; Einarsson et al., 2020). Furthermore, the EU Nitrogen Expert Panel's recommended delimitation may not fully capture P dynamics, especially in departments dominated by livestock farming, underscoring the need for caution in interpreting our findings across diverse agricultural contexts due to methodological limitations.

- Implications for N and P management and prospectives

Spatio-temporal trends of N and P surplus offer valuable insights for shaping nutrient management strategies in agriculture at the France scale. Some identified areas require attention and action to ensure sustainable and responsible nutrient management in order to avoid environmental risks while supporting

crop productivity (Goulding et al., 2007; Cassman et al., 2003; Davidson et al., 2015; Zhang et al., 2015). Indeed, despite the reduction in N surplus, the consistently positive values indicate ongoing challenges in preventing N losses to the environment. Strategies for optimizing fertilizer application, adopting precision agriculture techniques, and implementing nutrient management plans should be thus better promoted (Van Alphen and Stoorvogel, 2000; Bongiovanni and Lowenberg-Deboer, 2004; Hedley, 2015). For example, notable advancements in the realm of fertilizer application, like the 4R framework (right type, right amount, right time, and right placement), could have the potential to enhance agricultural productivity by boosting crop yields and minimizing N loss to the environment (Ju et al., 2009). In addition, incorporating animal manure that would otherwise be discarded outside the agricultural cycle and enhancing the integration of this manure, instead of synthetic fertilizers, within crop production systems have the potential to yield several positive outcomes (Sims et al., 2005; Sulc and Franzlubbers, 2014; Ghimire et al., 2021). One of these outcomes is a decrease in the necessity for synthetic fertilizers and a reduction in N surplus. Conversely, the decline in P surplus and the shift to zero or negative values in recent years suggest progress in P management (Sattari et al., 2012; Garske et al., 2019; Auteri et al., 2022). In fact, as for N, promoting practices that enhance PUE, such as precision application and proper timing, can help sustain these positive trends (Schröder et al., 2010). In addition, attention should be given to preventing potential under-application of P, as excessively negative values might hinder crop productivity (Schröder et al., 2010). For instance, the integration of P recycling (such as recovering P from organic waste, sewage sludge, and agricultural byproducts, and then reintroducing it into the agricultural system) into a circular economy framework presents a promising approach to address both resource scarcity and environmental concerns associated with P use (Schröder et al., 2010; Zoboli et al., 2016; Kratz et al., 2019; Smol, 2019).

Based on all these findings and other studies, we can gain insight into the potential outcomes regarding N and P surplus in the upcoming decades, aligning with global shifts in population growth, economic development, agricultural practices dietary habits (Bouwman et al., 2013). These trends are major contributors to climate change, land use changes, biodiversity loss, freshwater depletion, and ecosystem pollution from agricultural nutrient runoff (Shiklomanov and Rodda, 2004; Diaz and Rosenberg, 2008; Robertson and Vitousek, 2009; Wada et al., 2010; Vermeulen et al., 2012; Cordell and White, 2014; Newbold et al., 2014). Anticipated socioeconomic changes until 2050, such as population growth and increased incomes, are poised to impact food production and consumption patterns significantly (Springmann et al., 2018). Without technological advancements or intervention, environmental pressures from agricultural activities, particularly N and P application, are expected to escalate, particularly in animal-based food systems (20–25% each) (Springmann et al., 2018). However, strategies like reducing food loss and waste show promise in alleviating environmental burdens, with potential reductions ranging from 6% to 24% by 2050 (Parfitt et al., 2010; United Nation, 2015; Springmann et al., 2018). Moreover, measures such as optimizing fertilizer use, enhancing nutrient

efficiency, and recycling P could substantially mitigate environmental impacts by up to 54% compared to projected baseline figures for 2050 (Mueller et al., 2012; Cordell and White, 2014; Mueller et al., 2017). For example, recycling human waste P could satisfy a significant portion of global demand, while improving P removal in wastewater treatment plants could enhance water quality and recycling rates (Mihelcic et al., 2011; van der Kooij, et al., 2020; Starck et al., 2023). Dietary shifts towards plant-based diets also offer environmental benefits, potentially reducing greenhouse gas emissions and other impacts by up to 56% compared to current projections for 2050 (Tilman and Clark, 2014; Springmann et al., 2016; Springmann et al., 2018; Doelman et al., 2022; Bouwman et al., 2024).

On the other hand, drought occurrences have left a profound imprint on the trajectory of surplus trends within France, with significant impacts observed particularly during notable years such as 1976, 1990, and 2003. Despite the nation's temperate climate, which typically buffers against the severity of extreme weather events compared to other global regions, France has not been immune to the adverse effects of droughts (Lamy, 2013). This underscores the critical importance of closely monitoring this hazard and its potential ramifications for agricultural productivity and environmental sustainability (Brochet, 1977; Courault et al., 1994 ; Blanchard et al., 2007 ; Najac et al., 2010; Lamy, 2013). Research findings from various studies, including those by the French Geological Survey (BRGM), suggest an impending rise in the occurrence and severity of heatwaves and droughts across France in the upcoming century (Soubeyroux et al., 2012). Additionally, regions previously considered relatively insulated from the impacts of droughts are anticipated to face an elevated risk of experiencing these adverse conditions (Soubeyroux et al., 2012). Projections indicate that a significant proportion of summers between 2020 and 2080 could witness extreme drought conditions, comparable in intensity and spatial extent to the notorious summer of 2003 (Gourdier and Plat, 2018; Charpentier et al., 2022). While the direct impact of climate change on year-to-year yield variability for wheat and other cereals in Europe has not been explicitly delineated, emerging evidence suggests a potential link between climate trends and yield stagnation (Lobell and Field, 2007; Lobell et al., 2011; Brisson et al., 2010; Le Gouis et al., 2020). Specifically, the general warming trend accompanied by increased occurrences of winter and spring droughts in France has coincided with critical growth stages of wheat, such as stem elongation (Brisson et al., 2010). These changes affect crop development, physiology, and water and N uptake. Thus, recent studies on wheat yields in France emphasize climate as a significant factor contributing to yield stagnation since 1990 (Brisson et al., 2010; Le Gouis et al., 2020). Consequently, if climate change alters crop growth rates or cropping patterns, it could affect the N and P requirements for optimal growth, potentially leading to increased N and P surplus in the forthcoming decades (Costa et al., 2023). To overcome these challenges, diverse adaptation strategies are essential. These include adjusting agricultural practices, optimizing irrigation and fertilization techniques, promoting conservation agriculture, and integrating agro-forestry (Gouis et al., 2020). Additionally, sustaining genetic advancements with hardy crops and new varieties is crucial (Gouis et al., 2020; Akimowicz et al., 2021).

By embracing these measures, stakeholders can enhance resilience and ensure sustainable crop production amid changing environmental conditions.

Conclusions

This long-term study conducted a detailed soil surface budget analysis over a century-long period (1920-2020) at both national and departmental scales in France, focusing on N and P budgets. The CaSSiS model, employing a fine temporal scale, was utilized to assess annual surplus levels. The findings, the first of their kind in France at such a detailed temporal and spatial scale, offer valuable insights into the dynamics of nutrient surplus, revealing underlying factors and trends. Notably, the study delineates three distinct periods: the "War period" characterized by stable surplus values, the "Agricultural intensification" era marked by a significant increase in surplus reaching the maximum driven by chemical fertilizer usage, and the period "After reforms" witnessing a reduction in surplus attributed to agri-environmental measures and technological advancements. This study emphasized the importance of quantifying uncertainties and employed the Monte Carlo method to assess imprecision, providing a robust foundation for the analysis. In examining N and P surplus trends across French departments from 1920 to 2020, considerable variability and distinct temporal patterns emerged, with peaks occurred in 1990 for N and 1974 for P, marking pivotal points in nutrient dynamics influenced by factors such as mineral fertilizer usage, manure application, and external events like droughts. Five specific departments were examined in detail, representing different farming practices, and their nutrient surplus trajectories were discussed. Efficiency assessments for the 2010-2020 period revealed disparities in nutrient utilization patterns, with over 90% of departments demonstrating desirable NUE levels but differences in PUE, particularly in departments with extensive farming practices. In summary, this extensive analysis not only offers a historical overview of N and P surplus in French agriculture but also provides valuable insights for shaping future nutrient management strategies. Finally, the study's robust methodology, facilitates informed decision-making for the implementation of sustainable agricultural practices in the future.

Hajar GUEJJOD

**Evolution des surplus de phosphore en France sur la période 1920 - 2020 :
modélisation, incertitudes et facteurs de contrôle**

Résumé en français :

Depuis les années 1950, l'application d'engrais N et P a significativement augmenté les rendements agricoles et a entraîné l'accumulation notable de ces éléments dans la zone critique. L'objectif de cette thèse a été de quantifier l'évolution des surplus phosphatés d'origine agricole de 1920 à 2020 en France métropolitaine grâce à l'adaptation du modèle CaSSiS au phosphore (Calculation of Soil Simplified Surplus) basé sur l'approche bilans de surface du sol.

La quantification des surplus nationaux et départementaux montre une augmentation de 1920 à 1974, atteignant un pic en 1974, suivie d'une baisse en lien avec la réduction de l'utilisation d'engrais minéraux. En comparant cette dynamique spatio-temporelle à celle des surplus azotés (maxima en 1990 et des surplus toujours élevés en 2020), il est montré que les normes environnementales, les événements économiques et politiques ainsi que les pratiques agricoles jouent un rôle important dans la gestion de ces nutriments dans les sols.

Enfin, la modélisation de ces surplus à l'échelle communale s'est révélée la plus adaptée pour quantifier un bilan de P dans un système agricole le plus homogène possible grâce à l'utilisation de données agricoles secrétisées des 34610 communes métropolitaines. Les zones avec des surplus communaux les plus forts ont été identifiées selon les orientations technico économiques des exploitations (OTEX) en comparant les périodes 1970-1975 et 2015-2020. En réagrégeant ces surplus communaux à l'échelle cantonale, une analyse exploratoire prenant en compte les différents systèmes agricoles a permis d'évaluer les liens qu'il pouvait y avoir entre surplus et teneurs en P dans les sols.

Mots clés : modèle CaSSiS, surplus, bilan de surface de sol, phosphore, azote, systèmes agricoles, sols, tendances, facteurs de contrôle, incertitudes, efficacité, prospectif, changements globaux

Summary :

Since the 1950s, the use of N and P fertilizers has significantly increased agricultural yields and led to a significant accumulation of these elements in the critical zone. This thesis aimed to quantify the changes in agricultural phosphorus surpluses in metropolitan France from 1920 to 2020 using a soil surface budget called CaSSiS (Calculation of Soil Simplified Surplus).

The analysis of national and departmental surpluses revealed an increase from 1920 until 1974, reaching a peak in 1974, followed by a decline due to reduced use of mineral fertilizers. By comparing this spatial-temporal dynamic to that of nitrogen surpluses (which peaked in 1990 and remained high in 2020), it was shown that environmental regulations, economic and political events, as well as agricultural practices, play a significant role in the management of these nutrients in soils.

Furthermore, modeling these surpluses at the municipal level proved to be the most effective method for quantifying the phosphorus balance in a homogeneously managed agricultural system. This was achieved using confidential agricultural data from 34 610 metropolitan municipalities. The municipalities with the highest surpluses were identified based on the technical-economic orientations of farms (OTEX) by comparing the periods 1970-1975 and 2015-2020. By aggregating these municipal surpluses at the cantonal level, an exploratory analysis, which considered different agricultural systems, enabled the assessment of the relationship between surpluses and phosphorus content in the soils.

Keywords : CaSSiS model, surplus, soil surface budget, phosphorus, nitrogen, agricultural systems, soil, trends, drivers, uncertainties, efficiency, prospective, global changes