



**HAL**  
open science

**Relations entre production agricole, services  
écosystémiques et impacts liés au fonctionnement du  
sol: Quels effets de systèmes de culture plus autonomes  
en azote en contexte de changement climatique?**

Maëlys Cadel

► **To cite this version:**

Maëlys Cadel. Relations entre production agricole, services écosystémiques et impacts liés au fonctionnement du sol: Quels effets de systèmes de culture plus autonomes en azote en contexte de changement climatique?. Sciences de l'environnement. Université d'Orléans, 2023. Français. NNT : 2023ORLE1076 . tel-04588971

**HAL Id: tel-04588971**

**<https://theses.hal.science/tel-04588971v1>**

Submitted on 27 May 2024

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# UNIVERSITÉ D'ORLÉANS

*ÉCOLE DOCTORALE Energie, Matériaux, Sciences de la Terre et de l'Univers  
(EMSTU)*

Unité de Recherche Info&Sols - INRAE

## THÈSE

 présentée par :

### Maëlys CADEL

Soutenue le : 20 décembre 2023

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'Université d'Orléans**

Discipline/ Spécialité : Sciences de l'Environnement

**Relations entre production agricole, services écosystémiques et impacts  
liés au fonctionnement du sol : Quels effets de systèmes de culture plus  
autonomes en azote en contexte de changement climatique ?**

**THÈSE dirigée par :**

**Madame COUSIN Isabelle**  
**Monsieur THEROND Olivier**

Directrice de recherche, INRAE, Orléans  
Ingénieur de recherche HDR, INRAE, Colmar

**RAPPORTEURS :**

**Monsieur RICHARD Guy**  
**Monsieur COQUET Yves**

Directeur de recherche, INRAE, Paris  
Professeur, AgroParisTech, Paris

**JURY :**

**Monsieur BRUAND Ary**  
**Madame CONSTANTIN Julie**  
**Monsieur COQUET Yves**  
**Madame COUSIN Isabelle**  
**Monsieur REDON Paul-Olivier**  
**Monsieur RICHARD Guy**  
**Monsieur THEROND Olivier**  
**Madame VIAUD Valérie**

Professeur, Université d'Orléans, président du jury  
Chargée de recherche, INRAE, Toulouse  
Professeur, AgroParisTech, Paris  
Directrice de recherche, INRAE, Orléans  
Ingénieur, ANDRA, Bure (invité)  
Directeur de recherche, INRAE, Paris  
Ingénieur de recherche HDR, INRAE, Colmar  
Directrice de recherche, INRAE, Rennes



## Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier l'ensemble des membres du jury qui ont accepté d'évaluer ces travaux. Je vous remercie pour le temps passé, pour les échanges fructueux et les précieux conseils qui m'ont permis, d'une part, d'améliorer ce manuscrit et, d'autre part, d'apporter une autre dimension à mes travaux de thèse.

A Isabelle et Olivier, mes co-directeurs de thèse, pour leur bienveillance, leurs conseils toujours très pertinents et pour leur ambition. Merci d'avoir su vous rendre disponibles quand il le fallait et d'avoir su me laisser de l'espace quand c'était nécessaire. Je termine aujourd'hui avec la sensation d'avoir grandi en tant que jeune chercheuse, et c'est en grande partie grâce à vous.

Olivier, je pense que c'est auprès de toi que j'ai le plus appris au cours de ces trois dernières années. Merci pour ton exigence, pour ta patience et pour ta réactivité remarquable, même à longue distance. C'est une formation que je recommande !

Isabelle, je pense que très peu de doctorants ont la chance d'avoir une directrice telle que toi, qui soutient et motive ses étudiants, qui s'implique fortement dans le travail dès que c'est nécessaire, et qui s'intéresse sincèrement aux personnes qu'elle encadre.

*La bonne conduite d'une thèse est en grande partie liée à son encadrement... Merci pour celui-là.*

A Paul-Olivier, mon encadrant et référent ANDRA, pour son écoute et sa disponibilité sans faille.

A Catherine Galy, directrice scientifique des projets conduits sur le site de l'Observatoire Pérenne de l'Environnement de l'ANDRA (OPE), merci également pour ton soutien et pour nos discussions.

A Laëtitia Kesler qui m'a épaulé dans l'ensemble de mes démarches, toujours avec le sourire.

A l'ensemble des collègues que j'ai rencontré dans le cadre des échanges sur les projets OPE. Vos rencontres m'ont notamment permis d'ouvrir ma vision de la recherche : Clémentine, Manon, Nirina, Marine, Camille, Geoffroy, Alice, et bien d'autres.

Merci également à tous les experts scientifiques que j'ai contacté durant cette thèse pour diverses informations ou précisions et qui ont tous, sans exception, répondu présent. Merci pour ces échanges et pour les précieux conseils.

A Christine Le Bas et Fabien Ferchaud, un grand merci pour votre aide précieuse sur STICS et pour votre disponibilité.

A Christian, Didier, Nathalie, Hervé, merci pour votre aide sans faille, sur le terrain comme au labo.

A Lionel, Marine, Agnès, Maud et à tous les collègues de l'ancienne UR Sols pour leur soutien et leur intérêt vis-à-vis de la thèse et pour savoir être présent aussi quand ça ne va pas.

A tous les collègues d'Info&Sols qui m'ont aidé et soutenu de près ou de loin : Adeline, Emilie, Fanny, Antonio, Bertrand, Alain, Olivier, Eugénie, Frédérique, Eva et tant d'autres.



A tous les CDD que j'ai eu le plaisir de rencontrer durant mon passage à l'INRAE : Thomas, Etienne, Quentin, Alexis, Mathias, Aude, Antony, Camille, Laura, etc. Je ne saurais tous vous citer, vous me le pardonnerez, mais sachez que sans vous rien n'aurait été pareil.

A mes anciens enseignants de l'OSUC, composante de l'université d'Orléans, pour m'avoir donné le goût de la recherche et pour m'avoir accompagné jusqu'à la thèse.

A mes proches, famille et amis, qui auront été présent jusqu'au bout et qui m'auront soutenu durant cette aventure : Océane, Thomas, Franck, Virginie, Joséphine, David, Laura, mes parents, mes grands-parents... et enfin toi Antoine, si cette thèse est la mienne, cet aboutissement c'est un peu le nôtre...

*Enfin, je ne saurais terminer ces remerciements sans citer deux personnes qui ont joué un rôle tout particulier durant cette thèse :*

A Grégory, docteur en science du sol de l'Université d'Orléans et ami... toi qui a ouvert le chemin de la thèse juste devant moi. Ce fut un réel plaisir que de prendre, si je puis dire, « la suite de ton travail ». Que n'avais-je entendu à tes côtés sur les services écosystémiques. Nous avons partagé le même bureau avant cette thèse, les mêmes intérêts et aujourd'hui les mêmes « certitudes » sur la nécessité de faire avancer nos connaissances sur les relations qui existent entre les services écosystémiques.

Enfin à Emile, co-doctorant, partenaire de bureau, partenaire de doute et partenaire de réussite. Nous avons commencé cette thèse, que dis-je : « Cette épreuve, cette aventure ! », le même jour. Deux doctorants dans le même bureau, d'aucuns sauront de quoi nous parlons. Je termine ces travaux le cœur léger, un manuscrit en moins et un ami en plus.

## Préambule

Cette thèse a été réalisée au sein de l'unité de recherche Info&Sols du site INRAE d'Orléans et a été financée par l'Agence Nationale pour la gestion des Déchets RAdioactifs (ANDRA). Ce travail s'inscrit dans le cadre de l'évaluation des services écosystémiques rendus par le territoire rural qui accueillera le projet Cigéo (Centre industriel de stockage géologique) qui correspond au projet d'implémentation d'un centre de stockage profond des déchets radioactifs, situé à Bure, en région « Grand-Est ». Dans ce contexte, et pour satisfaire le suivi de la sécurité humaine et environnementale à long terme face à ce projet d'implémentation souterraine, l'ANDRA a développé, depuis 2007, un Observatoire Pérenne de l'Environnement (OPE) sur une zone de 900 km<sup>2</sup> entourant le futur site de stockage. Une partie de ce territoire, majoritaire agricole et forestier, fait l'objet d'un suivi environnemental très riche sur une large variété d'écosystèmes (analyses de sol, mesures de la qualité de l'air et de l'eau, mesures de biodiversité sur la faune locale, etc.) et permet ainsi, à l'ANDRA, de disposer d'une base de données environnementales d'une richesse peu commune. L'évaluation des services écosystémiques rendus sur le territoire, permise par la mise à disposition, par l'ANDRA, de ces données, offre une opportunité de contribuer aux choix possibles d'aménagement et d'utilisation du capital naturel des zones rurales (ressources en eau, agricole, sylvicole, etc.), dans le contexte du changement climatique et en regard d'une volonté de préserver l'environnement et la qualité des milieux, tout en tenant compte du contexte d'urbanisation et d'industrialisation de la région. Ce travail a été réalisé en parallèle de nombreux autres projets de recherche qui ont pour objectif, au travers de l'évaluation des services écosystémiques ou bouquets de services exprimés sur le territoire d'implantation de Cigéo, de développer des outils d'aide à la décision quant aux choix d'aménagements et de gestion de ce territoire pour répondre aux grands enjeux de demain et notamment, dans mon cas de figure, sur sa partie agricole (choix des pratiques agricoles concernant la fertilisation azotée, choix des rotations, etc.). Il permettra, d'une part, de fournir à l'ANDRA des éléments de connaissance sur les relations entre les SE rendus par leurs écosystèmes agricoles et de proposer une démarche d'analyse et notamment des indicateurs permettant de conduire une évaluation des SE à long terme et, d'autre part, de fournir une base de résultats aux agriculteurs afin de sélectionner les pratiques permettant de maximiser la fourniture des services considérés et de favoriser les synergies entre ces services. Au-delà de la « commande » initiale de conduire une évaluation des services rendus sur le territoire agricole du site de l'OPE, en mobilisant les données acquises, depuis une quinzaine d'années, sur le site en question, l'entreprise n'est pas intervenue dans la conduite de ce travail, ni sur l'orientation des grands axes scientifiques, ni sur le choix des outils méthodologiques. Des réunions d'échanges ont été organisées tous les trois mois, afin notamment d'aborder l'avancement des différents projets menés sur les services écosystémiques sur le territoire de l'OPE, mais j'ai toujours bénéficié d'une liberté totale dans la présentation de mes travaux.



# Table des matières

Remerciements .....	1
Préambule.....	3
Chapitre 1 : Introduction générale.....	13
1. L'agriculture, contexte et enjeux : la nécessité d'aller vers une agriculture basée sur les services écosystémiques.....	13
2. Les services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles.....	16
2.1. Retour sur le concept de service écosystémique : définitions et cadre d'analyse .....	16
2.2. Les services écosystémiques en contexte agricole.....	20
3. La nécessité, pour la recherche et les acteurs, d'une approche dynamique, multiservices, basée sur la compréhension des relations entre SE et entre SE et déterminants .....	25
4. Dans ce contexte, ma problématique de recherche, mes hypothèses, et la démarche choisie ..	26
4.1. Problématique et questions de recherche .....	26
4.2. Hypothèses de travail .....	27
4.3. Démarche.....	28
4.4. Plan du manuscrit.....	29
Chapitre 2 : Une revue systématique des relations entre production agricole, SE et impacts liés au fonctionnement du sol, dans les systèmes de production annuels en climat tempéré.....	31
1. Introduction .....	31
2. Materials and methods .....	33
2.1. Identifying and selecting the articles.....	33
2.2. Article analysis and summary of the relevant results.....	34
3. Results and discussion .....	39
3.1. General characteristics of studies of soil-based ES relationships .....	39
3.2. A new ontology to support studies of soil-based ES/good/impacts .....	40
3.3. Relationships between soil-based ES, impacts, and biomass production.....	41
3.4. Effects of drivers on the provision of bundles of soil-based ES/goods/impacts .....	44
3.5. Using indicators of soil-based ES/good/impacts.....	50
3.6. Limits of the review .....	50
4. Conclusion .....	51
Chapitre 3 : Une analyse, par modélisation, des niveaux, des dynamiques et des relations temporelles entre production agricole, SE et impacts liés au fonctionnement du sol, pour des systèmes de culture actuels et agroécologiques du site de l'OPE : simulations en climat passé .....	53
1. Introduction .....	53

2.	Methods.....	55
2.1.	Simulation design .....	55
2.2.	The goods, ES and impacts indicators.....	61
2.3.	Statistical analyses.....	66
3.	Results .....	66
3.1.	Effects of the cropping systems and soils on the provision levels of the ES/good/impacts investigated.....	66
3.2.	Temporal evolution of agricultural production, ES and impacts in the reference and agroecological cropping systems .....	72
3.3.	Temporal correlations between biomass production, the simulated ES and the impacts	78
4.	Discussion.....	82
4.1.	Balance between yield and N self-sufficiency.....	82
4.2.	What about these legume-based agroecological systems to reach C neutrality? .....	85
4.3.	What effects of these legume-based agroecological systems on water quality and impacts	89
4.4.	What contribution of analyses of temporal relationships between ES, impacts and agricultural production to adapt management strategy .....	90
4.5.	Strengths and limits of the modelling approach .....	91
5.	Conclusion .....	92
Chapitre 4 : Une analyse, par modélisation, des niveaux, des dynamiques et des relations temporelles entre production agricole, SE et impacts liés au fonctionnement du sol pour des systèmes de culture actuels et agroécologiques du site de l'OPE : simulations en climat futur .....		
95		
1.	Introduction .....	95
2.	Démarche adoptée pour l'analyse.....	95
3.	Résultats.....	97
3.1.	Évolution du climat.....	97
3.2.	Effets du changement climatique sur les niveaux absolus et relatifs de la production agricole, des SE et des impacts.....	98
3.3.	Effet du changement climatique sur la dynamique temporelle de la production, des services et des impacts dans les systèmes de références et agroécologiques .....	107
3.4.	Effet du changement climatique sur les corrélations temporelles entre la production agricole, les SE et les impacts.....	112
Chapitre 5 : Synthèse, conclusion générales et perspectives de recherche .....		
119		
1.	Synthèse générale .....	119
2.	Quels résultats des travaux de modélisation sur les effets des systèmes agroécologiques sur la fourniture des SE : vers l'autonomie azotée et la réduction des impacts ?.....	121

3. Quels effets du changement climatique sur les effets des systèmes agroécologiques dans la fourniture de SE et la réduction des impacts ? .....	122
4. Contribution des travaux de modélisation pour améliorer nos connaissances sur les relations temporelles entre SE/biens/impacts, en contexte agricole.....	123
5. Perspectives pour élargir ces travaux.....	125
Références bibliographiques.....	127
Annexes.....	143



## Liste des figures

Fig. 1 - Evolution des émissions dans l'air de CH <sub>4</sub> et de N <sub>2</sub> O, par secteur d'activité, depuis 1990, en France (Métropole et Outre-mer UE), tiré et adapté du dernier rapport Secten (CITEPA, 2023). La diminution des émissions par certains secteurs est notable, mais ce n'est pas le cas du secteur agricole. ....	14
Fig. 2 - Modèle « en cascade » de CICES V5.1 (2018) permettant de définir les relations entre l'écosystème et le bien-être humain reliant la structure et les processus biophysiques, les fonctions écologiques, les services écosystémiques, les bénéfices dérivés de ces services et leurs valeurs économiques et sociales, initialement proposé par Haines-Young and Potschin (2010a) et modifié par de Groot et al., (2010b).....	18
Fig. 3 - Schéma conceptuel des interactions entre le système écologique (fourniture de SE) et le système socio-économique (avantages directs et indirects), et présentant les concepts clés employés dans l'étude EFESE-EA, tiré de Tibi and Therond (2018). ....	21
Fig. 4 - Schéma conceptuel représentant la contribution des intrants de synthèse et des services écosystémiques à la production agricole pour différents systèmes de production, tiré de l'étude EFESE-EA (2017). ....	22
Fig. 5 - Distinction entre les services écosystémiques rendus par les agrosystèmes et les impacts négatifs des activités agricoles sur les autres écosystèmes, tiré de l'étude EFESE-EA (2017).....	23
Fig. 6 - Schéma des différents SE rendus par les écosystèmes agricoles investigués dans l'étude EFESE-EA et leurs principaux déterminants, montrant le rôle des sols et de pratiques agricoles sur la fourniture des SE, adapté de Tibi et Therond (2018), résumé de l'étude. ....	24
Fig. 7 - Hypothèses de travail quant aux effets de systèmes agroécologiques sur la dynamique temporelle de fourniture de services (courbes vertes) et d'impacts (courbes rouges).....	28
Fig. 8 - Map of the number of studies reviewed by country. ....	39
Fig. 9 - Relationships between pairs of a soil-based ecosystem service (black text), a good (blue text) or an impact (red text) analyzed in the studies reviewed that exceeded a strength threshold of $r = 0.25$ . N: nitrogen, P: phosphorus, GHG: greenhouse gas. ....	42
Fig. 10 - Principe de fonctionnement du modèle STICS, tiré du manuel STICS soil-crop model, édition 2023.....	52
Fig. 11 - The reference zone for environmental monitoring of the French long-term environmental observatory of ANDRA, with satellite view. ....	55
Fig. 12 - Mean monthly temperature and annual precipitations of the study region, calculated over hydrological years, from 2000 to 2021.....	56
Fig. 13 - The simulated cropping systems with technical operations. "CC": Cover crops; "w.": winter crop; "s.": spring crop. See Table 4 for details of N fertilization. R1: Rapeseed-based reference system, R1.2: Rapeseed-based long CC system, R1.3: Rapeseed-based system that combines long CC and pea, R1.4E: Rapeseed-based system with alfalfa exported, R1.4R: Rapeseed-based system with alfalfa incorporated, R2: Maize-based reference system, R2.2: Maize-based long CC system, R2.3E: Maize-based system with alfalfa exported, R2.3R: Maize-based system with alfalfa incorporated. The grey line at the top of the figure represents the months over 5 years. ....	60
Fig. 14 - Calculation of the annual averaged indicators of agricultural production, ES and impacts over the simulation period 2002-2021. ....	65



<b>Fig. 15</b> - Effects of the cropping system on the levels of ES/goods/impacts for the rapeseed-based systems on the Neoluvisol. Indicators were calculated on an annual basis from 2002 to 2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil. The dotted red lines correspond to the median values of the reference rotation, for each indicator. ....	69
<b>Fig. 16</b> - Effects of the cropping system on the levels of ES/goods/impacts for the Maize-based systems, on the Neoluvisol. Indicators were calculated on an annual basis from 2002 to 2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil. The dotted red lines correspond to the median values of the reference rotation, for each indicator.....	71
<b>Fig. 17</b> – Smooth temporal evolution of the provision of the ES, the impacts and agricultural production for the rapeseed-based cropping systems, simulated on the Neoluvisol for the time period 2002-2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil. ....	74
<b>Fig. 18</b> – Smooth temporal evolution of the provision of the ES, the impacts and agricultural production for the Maize-based cropping systems, simulated on the Neoluvisol for the time period 2002-2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil. ....	77
<b>Fig. 19</b> – Temporal correlations between the ES/goods/impacts, for all the cropping systems investigated, on the Neoluvisol, for the simulation time-period 2002-2021. Spearman correlations were used. Only the significant correlations at the 0.05 threshold were showed. BP: Biomass production, NPTC: N provision to crops, C_seq: C sequestration, GWP: Green water provision, BWP: Blue water provision, WQRTN: Water quality regulation of N, NO3: NO3 lixiviation, NH3: NH3 volatilization, N2O: N2O emissions. ....	79
<b>Fig. 20</b> – Variability of the temporal relationships between the ES/goods/impacts across all the production situations, simulations performed on time-period 2002-2021. BP: Biomass production, NPTC: N provision to crops, C_seq: C sequestration, GWP: Green water provision, BWP: Blue water provision, WQRTN: Water quality regulation of N, NO3: NO3 lixiviation, NH3: NH3 volatilization, N2O: N2O emissions. Opposite values were used for the indicators of the impacts to calculate correlations meaning that a synergy between an ES and an impact implies an increase of the ES and a reduction of the impact.....	81
<b>Fig. 21</b> - Evaluation of the Green House Gas balance for the two cropping systems (rapeseed-based system on the left, and maize-based system on the right). C sequestration and N <sub>2</sub> O emissions are represented in CO <sub>2</sub> equivalent (in kg.ha <sup>-1</sup> .yr <sup>-1</sup> ). ....	87
<b>Fig. 22</b> – Distribution des températures journalières moyennes, par mois, et précipitations annuelles sur le site d'étude sur la période 2036-2057, mobilisant les données de la base climatique DRIAS, RCP 8.5, en comparaison aux données climatiques passées, mesurées sur la période 2000-2021. Sur le graphique inférieur, les lignes en pointillé grise et orange représentent, respectivement, les moyennes annuelles des précipitations pour le climat passé et futur. ....	97
<b>Fig. 23</b> – Effet des systèmes de cultures à base Colza sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Néoluvisol en comparant les simulations en climat passé (2002-2021) et futur (2038-2057). R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 :	

système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée. ....	102
<b>Fig. 24</b> – Effets des systèmes de cultures à base Maïs sur les niveaux absolus de production, de SE et d’impacts, simulés sur le Néoluvisol, en comparant les simulations en climat passé (2002-2021) et futur (2038-2057). R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée. ....	106
<b>Fig. 25</b> – Dynamique temporelle de fourniture de la production, des SE et des impacts, pour les systèmes de culture base colza, simulé sur le Néoluvisol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4 <sup>E</sup> : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée. ....	109
<b>Fig. 26</b> - Dynamique temporelle de fourniture de la production, des SE et des impacts, pour les systèmes de culture base maïs, simulé sur le Néoluvisol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée. ....	111
<b>Fig. 27</b> – Corrélations temporelles entre la production agricole, les SE et les impacts pour l’ensemble des systèmes de culture simulés sur le Néoluvisol, sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. Corrélations de Spearman, seules les corrélations significatives au seuil de 0.05 apparaissent dans les graphiques. Les cases avec un cadre noir représentent les relations qui apparaissent en climat futur mais ne s’exprimaient pas en climat passé, les cases avec un cadre rouge montrent les antagonismes en climat passé qui s’éteignent en climat futur et les cases avec un cadre vert montrent les synergies en climat passé qui s’éteignent en climat futur. BP : Biomass production, NPTC : N provision to crops, C_seq : C sequestration, GWP : Green water provision, BWP : Blue water provision, WQRTN : Water quality regulation of N, NO3 : NO <sub>3</sub> -lixiviation, NH3 : NH <sub>3</sub> volatilization, N2O : N <sub>2</sub> O emissions....	114
<b>Fig. 28</b> – Variabilité des relations temporelles entre la production agricole, les SE et les impacts analysés, au travers de l’ensemble des situations de production, pour les simulations en climat futur, scénario climatique RCP 8,5. Les lignes continues en noir représentent le seuil de corrélation = 0. Les paires de SE/biens/impacts encadrées en noir sont celles qui présentent des différences dans la nature des relations observées entre les simulations en climat passé et climat futur. BP : Biomass production, NPTC : N provision to crops, C_seq : C sequestration, GWP : Green water provision, BWP : Blue water provision, WQRTN : Water quality regulation of N, NO3 : NO <sub>3</sub> -lixiviation, NH3 : NH <sub>3</sub> volatilization, N2O : N <sub>2</sub> O emissions. ....	117
<b>Fig. 29</b> : Schéma de synthèse des relations temporelles entre la production agricole, les services écosystémiques et les impacts liés au fonctionnement du sol, analysées dans les systèmes actuels et agroécologiques du site de l’OPE de l’ANDRA, sur trois types de sol, en comparaison aux résultats de la revue de littérature. Les encadrés bleus en traits pleins représentent les paires de SE/biens/impacts analysées à la fois dans la littérature et dans les travaux de modélisation ; les encadrés bleus en pointillés représentent les relations analysées uniquement dans les travaux de modélisation ; les croix bleues représentent les paires uniquement analysées dans la littérature.....	124



# Chapitre 1 : Introduction générale

## 1. L'agriculture, contexte et enjeux : la nécessité d'aller vers une agriculture basée sur les services écosystémiques

L'agriculture doit faire face à un challenge de taille : assurer une sécurité alimentaire pour tous, tout en répondant à une population grandissante, et, dans le même temps, s'adapter pour limiter ses impacts sur l'environnement (Tilman et al., 2002 ; MEA, 2005 ; Robertson and Swinton, 2005 ; Spiertz, 2010 ; Foley et al., 2011 ; Bommarco et al., 2013 ; Therond et al., 2017 ; Balbi et al., 2015).

D'après la FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture), dans son rapport « Agriculture mondiale : horizon 2015/2030 », section « l'agriculture et l'environnement » (FAO, 2002), l'agriculture constitue la principale utilisation des terres et des ressources en eau par l'homme. Elle est la première activité responsable de la pollution de l'eau par les nitrates, les phosphates et les pesticides (Singh et al., 2022 ; FAO, 2015) en raison d'une utilisation importante d'intrants de synthèse depuis les années 1960 (Tilman et al. 2002 ; Galloway et al., 2008 ; Spiertz, 2010 ; Therond et al., 2017).

Les engrais azotés, par exemple, dont le développement remonte aux années 1920 avec le développement du procédé Haber Bosch (Singh et al., 2022 ; McEnaney et al., 2020 ; Erisman et al., 2008), représentent une source de pollution lorsque la quantité apportée excède la capacité d'absorption de la culture (FAO, 2002). Or, en moyenne, 50% de l'azote apporté n'est pas utilisé par les plantes (Hoang and Allaudin, 2011 ; Therond et al., 2017 ; Singh et al., 2022 ; Erisman et al., 2008), entraînant, entre autres, une lixiviation de l'azote qui n'est pas retenu vers les eaux souterraines et de surface (Singh et al., 2022), et/ou des émissions vers l'atmosphère, sous forme notamment de protoxyde d'azote. Par ailleurs, plusieurs études montrent que l'efficacité d'utilisation de l'azote (« Nitrogen use efficiency ») dans les agroécosystèmes n'est pas constante mais, au contraire, peut diminuer au cours de temps (Tilman et al., 2002 ; Erisman et al., 2008 ; Therond et al., 2017) augmentant possiblement la quantité d'azote « perdue » par l'écosystème agricole, vers les hydrosystèmes et l'atmosphère.

L'agriculture constitue l'une des principales sources anthropiques d'émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) (FAO, 2002 ; IPCC, 2022) et notamment de méthane (CH<sub>4</sub>) et de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) (Fig.1) dont les pouvoirs de réchauffement globaux à 100 ans sont, respectivement, 27,2 et 273 fois supérieurs à celui du CO<sub>2</sub> (IPCC, 2022) et qui représentent, à eux deux, 23% des émissions françaises de GES en 2022 (CITEPA, 2023). Ainsi, en France, l'agriculture contribue à 18.4 % des émissions totales de GES et parmi elles à 87 % des émissions de N<sub>2</sub>O, dont 35 % liées aux émissions directes par les sols agricoles (CITEPA, 2012), et à 69 % des émissions de CH<sub>4</sub> (CITEPA, 2023).

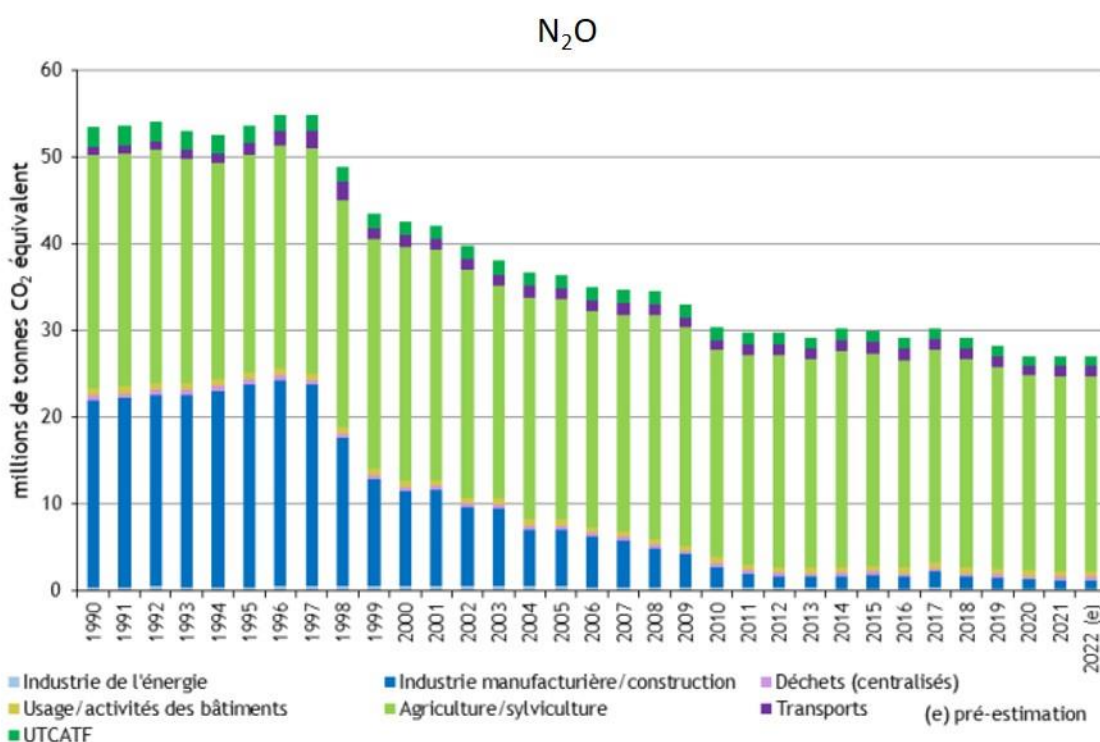
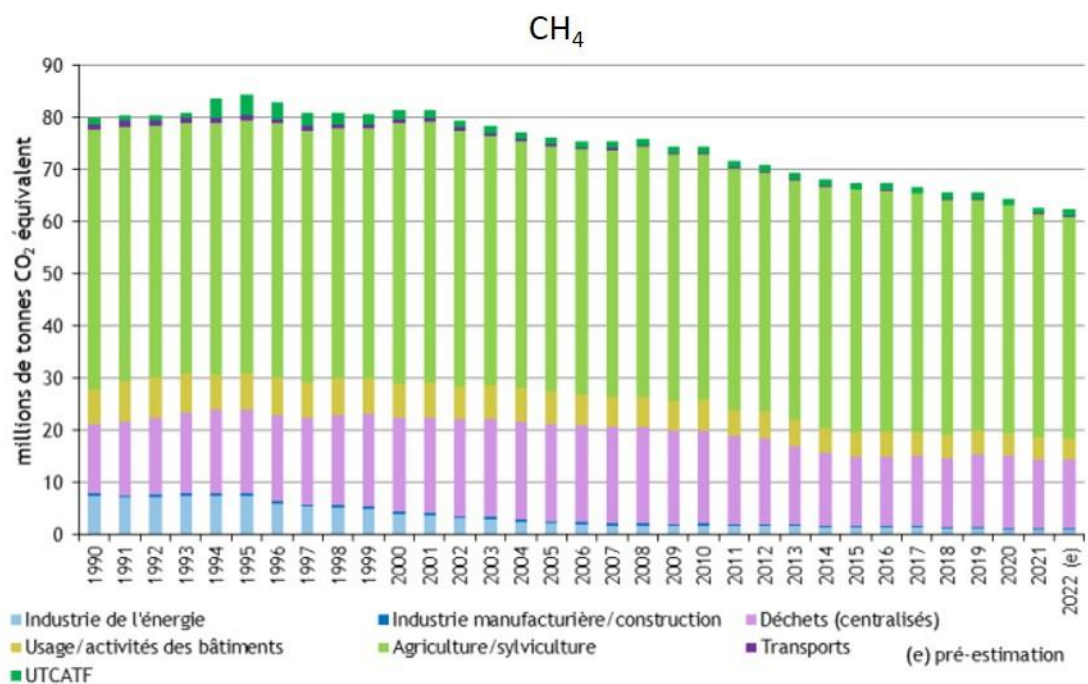


Fig. 1 - Evolution des émissions dans l'air de CH<sub>4</sub> et de N<sub>2</sub>O, par secteur d'activité, depuis 1990, en France (Métropole et Outre-mer UE), tiré et adapté du dernier rapport Secten (CITEPA, 2023). La diminution des émissions par certains secteurs est notable, mais ce n'est pas le cas du secteur agricole.

Outre ses effets sur la pollution de l'air et de l'eau, l'agriculture participe également à la dégradation des sols (érosion, tassement, contamination, perte en carbone et en biodiversité, déséquilibre en nutriments, salinisation etc.), notamment via le passage des engins agricoles et les pratiques de travail du sol et de gestion des résidus de culture (ex : Tenu et al., 2012 ; Shaheb et al.,

2021). Avec la pêche et la déforestation, elle représente aussi l'une des principales causes de perte de biodiversité dans le monde entier (FAO, 2002 ; Barros-Rodríguez et al., 2021).

S'il est vrai que le développement de l'agriculture d'après-guerre, que l'on qualifiera pour le moment « d'intensive » ou de « conventionnelle », a permis de fortement augmenter la productivité par unité de facteurs de production (matériel, main d'œuvre, surface, etc., Tilman et al., 2002), ses impacts sur l'environnement sont aujourd'hui trop importants et doivent être drastiquement réduits.

Pour y remédier, ces dernières décennies ont vu se développer de nouvelles formes d'agriculture moins dépendantes des intrants de synthèse et/ou du travail du sol, et reposant sur des pratiques dites « agroécologiques », avec comme objectif de maintenir le rendement à un niveau acceptable tout en préservant la durabilité des systèmes agricoles et réduisant les impacts sur les hydrosystèmes, l'atmosphère, les sols et la biodiversité (ex : LeRoux et al., 2008 ; Kremen et al., 2012 ; Pittlekow et al., 2015).

Parmi elles on retrouve l'agriculture biologique qui repose sur une absence totale d'utilisation d'intrants de synthèse, ou encore l'agriculture de conservation qui, contrairement à l'agriculture biologique, autorise l'utilisation d'intrants de synthèse mais repose sur trois grands leviers que sont : i) une forte réduction ou l'absence de travail du sol, ii) une couverture permanente des sols et iii) la mise en place de rotations de longue durée (Pittlekow et al., 2015).

Tout en restant très minoritaires, ces différentes formes d'agriculture sont aujourd'hui largement répandues et de nombreuses études sortent régulièrement pour évaluer leur capacité à soutenir la production tout en préservant le bon état écologique des agroécosystèmes, souvent en comparaison à l'agriculture conventionnelle (ex. Pittlekow et al., 2015 ; Li et al., 2015 ; Garbach et al., 2016 ; Tamburini et al., 2016 ; Massaccesi et al., 2020).

Or, cette « classification » des formes d'agriculture (conventionnelle vs. biologique vs. de conservation) n'est pas satisfaisante en regard des enjeux actuels. Ces différentes conceptualisations de l'agriculture englobent une grande diversité de systèmes agricoles et donc une grande diversité de performances socio-économiques et environnementales, limitant ainsi la possibilité de bien définir le potentiel de chacune à maintenir la production et préserver la durabilité des agroécosystèmes tout en réduisant leurs impacts sur l'environnement (Therond et al., 2017).

Pour dépasser ce problème, Therond et al. (2017) proposent de distinguer les systèmes de production selon qu'ils reposent sur l'utilisation d'intrants externes (y compris le travail du sol) ou sur la capacité de l'écosystème à fournir un ensemble de services écosystémiques, favorisant la biodiversité et soutenant la production agricole. Ils distinguent alors trois types de systèmes agricoles :

- **Les systèmes fondés sur l'utilisation d'intrants de synthèse** qui correspondent à des systèmes de production spécialisés avec des rotations simples, peu diversifiées (allant de la monoculture à quelques cultures dans la rotation), et des pratiques culturales souvent standardisées, mobilisant systématiquement des intrants de synthèse.
- **Les systèmes fondés sur l'utilisation d'intrants d'origine biologiques** qui correspondent à des systèmes de production spécialisés avec des rotations simples, peu diversifiées, et des pratiques culturales standardisées mais qui mobilisent des intrants biologiques industriels (ex. biopesticides), en substitution aux intrants de synthèse.



- **Les systèmes fondés sur la biodiversité et les services écosystémiques (SE)** qui correspondent à des systèmes de production basés sur la mise en place de pratiques agroécologiques, notamment des rotations et un paysage diversifiés et une réduction des perturbations physiques et chimiques, afin de maintenir les communautés biologiques supports des services écosystémiques sous-tendant la production agricole et, ainsi, réduire fortement l'utilisation des intrants de synthèse.

Cette troisième catégorie repose sur la multifonctionnalité des agroécosystèmes et a pour but de favoriser les synergies entre la production, les services et la biodiversité. Elle constitue aujourd'hui la clé pour une agriculture plus durable par la réduction voire le remplacement des pratiques « intensives » par une maximisation des services écosystémiques supports de la production, et permettrait donc, à terme, de limiter fortement les impacts cités précédemment.

**« La transition vers une agriculture moins dépendante des intrants industriels, demande donc d'identifier et de mettre en œuvre des pratiques agricoles et des systèmes de productions favorables aux services écosystémiques »** (EFESE-EA, 2017) (ex : Bommarco et al., 2013 ; Dumont et al., 2014 ; Duru et al., 2015 ; Duru et Therond, 2014 ; Garbach et al., 2016 ; Kremen et al., 2012 ; Lin, 2011 ; Power, 2010 ; Rodriguez et al., 2014, Therond et al., 2017).

*Mais finalement qu'entend-t-on exactement par service écosystémique ? ...*

## **2. Les services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles**

### **2.1. Retour sur le concept de service écosystémique : définitions et cadre d'analyse**

#### **2.1.1. De multiples définitions & cadres conceptuels**

Les premières mentions du concept de « service » dans des travaux scientifiques remonteraient aux années 1970 avec l'arrivée du terme « service of an ecosystem » proposé par Westman (1977) pour définir la capacité des sols à absorber les polluants atmosphériques (Baveye et al., 2016 ; Obiang Ndong, 2021) et avec l'idée de définir une « valeur sociétale des fonctions de la nature » (Hermann et al., 2011 ; Obiang Ndong, 2021) tout en attirant l'attention sur l'importance de la biodiversité dans les écosystèmes terrestres (Birkhofer et al., 2015). Le terme de « service écosystémique », utilisé aujourd'hui, est premièrement apparu dans les travaux de Ehrlich et Ehrlich (1981) mais ce sont les travaux de Costanza et al. (1997) “*The value of the world's ecosystem services and natural capital*” et Daily (1997) “*Nature's Services: Societal dependence on naturel ecosystems*” qui rendent plus populaire le concept. Dès lors, on observe dans la littérature de plus en plus de travaux sur les SE (ex. Wilson and Carpenter, 1999 ; Limburg and Folke, 1999 ; Wilson and Howarth, 2002 ; de Groot et al., 2002) mais c'est finalement avec la publication de « l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire » (Millenium Ecosystem Assessment – MEA, 2005) en 2005, qui visait à évaluer l'ampleur des modifications subies par les écosystèmes et leurs conséquences, que le concept de SE prend une ampleur internationale (Eingenbrod et al., 2009). Par la suite, plusieurs programmes d'évaluation des écosystèmes, de la biodiversité et des services écosystémiques, visant à éclairer la décision publique, voient le jour comme The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2010) initié en 2007 ; l'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, <http://ipbes.net/>) créé en 2012 et ayant pour objectif de faciliter le lien entre l'expertise scientifique et les prises de décision gouvernementales sur les aspects services écosystémiques et biodiversité ; ou bien le programme

européen Mapping and Assessment for Ecosystems and their Services (MAES) qui a pour but de promouvoir la conduite d'une évaluation des SE sur le territoire de chaque Etat Membre. La France a, ainsi, mis en œuvre une déclinaison de MAES via son programme EFESE - « Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques » - qui a, notamment, commandité la réalisation de cette évaluation des SE pour 6 grands types d'écosystèmes. L'INRA a ainsi été mandaté pour conduire une étude (2014-2017) visant à définir et évaluer les SE fournis par les écosystèmes agricoles, et intitulée EFESE-Ecosystèmes Agricoles (EFESE-EA, 2017).

La définition même du concept de SE a évolué au cours du temps (Fisher et al., 2009 ; Birkhofer et al., 2015) et est encore peu stabilisée. En 1997, Costanza et al. définissent les SE comme les bénéfices, directs ou indirects, que la société dérive des fonctions écologiques alors que Daily, définit les SE comme les conditions et processus au travers desquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui les ont créés, soutiennent et assurent le bien-être humain. La définition proposée par le MEA (2005), reprise encore aujourd'hui par de nombreux auteurs (ex : Holland et al., 2011 ; Qiu and Turner, 2013 ; Castro et al., 2014 ; Fu et al., 2015 ; Deng et al., 2016), soutient que les SE sont les bénéfices que la société tire des écosystèmes. En 2006, Diaz et al. apportent une nuance à cette définition en proposant que les SE soient considérés comme les bénéfices fournis par les écosystèmes à la société. Boyd and Banzhaf (2007), quant à eux, proposent une vision plus économique qui définit les SE non pas comme les bénéfices tirés des écosystèmes mais comme les composants de la nature directement appréciés, consommés ou utilisés pour le bien-être humain. La définition retenue pour le TEEB (2010) correspond aux contributions directes ou indirectes des écosystèmes au bien-être humain, une définition assez proche, en substance, de celle proposée par de Groot et al. (2010) qui propose que les SE soient définis comme les contributions directes ou indirectes que la société obtient ou tire des écosystèmes.

En 2009, Fisher et al. mettent en parallèle un grand nombre de ces définitions et pointent le fait que si l'idée générale se retrouve dans chacune d'elle, les concepts qui sous-tendent ces différentes définitions s'opposent sur des points-clé. C'est notamment le cas des définitions qui positionnent les SE comme des processus ou composantes de l'écosystème par opposition aux définitions qui les positionnent comme les bénéfices pour la société (Nahlik et al., 2012 ; Therond et al., 2019). Selon Fisher et al. (2009) les SE ne peuvent qu'être des éléments ou des processus de l'écosystème (« must be ecological phenomena ») et doivent pouvoir être associés à un bénéficiaire. Ils proposent alors que les SE soient définis comme des éléments des écosystèmes utilisés, activement ou passivement, pour « produire » du bien-être humain. En accord avec la proposition de Daily (1997), de Boyd and Banzhaf (2007) ou de Fisher et al. (2009) de considérer les SE comme des processus de l'écosystème et non comme des avantages, l'étude EFESE-EA propose que les SE soient définis comme des éléments de la structure ou des processus de l'écosystèmes dont les hommes tirent directement un ou plusieurs bénéfices (EFESE-EA, 2017).

De nombreuses études proposent également des cadres conceptuels visant à la fois à définir le concept de SE mais aussi le périmètre associé à son étude ainsi que les relations entre les composantes de l'écosystème et le bien-être humain. Un cadre conceptuel couramment utilisé est celui d'Haines-Young and Potschin (2010) qui propose que les SE découlent de fonctions écologiques, elles-mêmes dérivant des processus biophysiques ou de la structure de l'écosystème, ces deux derniers éléments pouvant être décrits comme des services intermédiaires (Fig. 2). En cohérence avec Daily (1997), Fisher et al. (2009) et EFESE-EA (2017), ce cadre conceptuel positionne les SE comme des composants



de l'écosystème et les bénéfices que l'Homme dérive de ces SE, comme faisant partie du système social et économique. C'est notamment le cadre conceptuel qui a été retenu pour élaborer la classification des SE la plus utilisée aujourd'hui : la « Common International Classification of Ecosystem Services » (CICES) dont la dernière version est actuellement la V5.1 (cf. section 2.2.2 de ce chapitre).

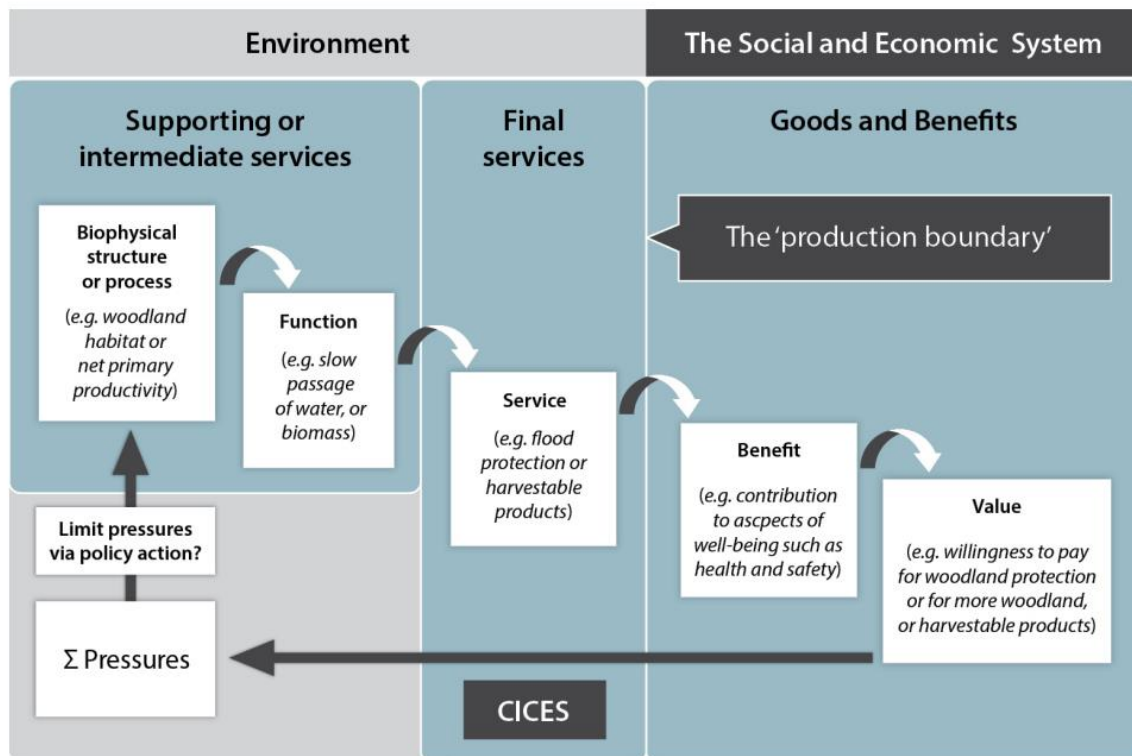


Fig. 2 - Modèle « en cascade » de CICES V5.1 (2018) permettant de définir les relations entre l'écosystème et le bien-être humain reliant la structure et les processus biophysiques, les fonctions écologiques, les services écosystémiques, les bénéfices dérivés de ces services et leurs valeurs économiques et sociales, initialement proposé par Haines-Young and Potschin (2010a) et modifié par de Groot et al., (2010b).

Il n'y a néanmoins toujours pas de réel consensus entre les différents cadres conceptuels et définitions de la littérature (Wallace, 2007 ; Fisher et al., 2009 ; Nahlik et al., 2012 ; EFESE-EA, 2017 ; Obiang Ndong, 2021) et cette multiplicité de définitions et de conceptualisation des SE rend difficile la comparaison des travaux, pourtant contemporains et l'opérationnalisation du concept de SE dans les prises de décisions publiques.

Dans cette thèse, nous avons choisi d'adopter le cadre conceptuel d'Haines-Young and Potschin (2010a) pour décrire les relations entre les composantes de l'écosystème et de retenir la définition des SE proposée dans l'étude EFESE\_EA :

**« Les services écosystémiques sont des éléments de la structure ou des processus de l'écosystème dont les hommes tirent directement un ou plusieurs bénéfices. »**

Dans cette approche, les SE peuvent être à la fois des processus, des éléments de la structure de l'écosystème mais également des déterminants d'autres SE (encadré 1) (cf. Fig. 3).

### *Encadré 1 – Notion de déterminant de SE*

On parle de déterminant de SE, ou *driver* en anglais, pour évoquer tout processus ou facteur qui peut influencer le niveau de fourniture d'un ou plusieurs SE (ex : Bennett et al., 2009 ; Dominati et al., 2010 ; Dade et al., 2019). Les déterminants peuvent être des caractéristiques biophysiques de l'écosystème comme des états d'entité (teneur en eau du sol, pourcentage d'argiles, etc.) ou des processus écologiques (décomposition de la matière organique, etc.) ou bien des facteurs exogènes à l'écosystème qui peuvent être des facteurs biophysiques (climat, topographie, etc.) ou des activités humaines (tourisme, chasse, pêche, pratiques agricoles, etc.) (EFESE-EA, 2017). Les effets que ces déterminants ont sur le fonctionnement écologique de l'écosystème peuvent varier dans le temps et l'espace. Ils peuvent être positifs et augmenter la fourniture de SE, ou bien négatifs et donc réduire leur fourniture, souvent, notamment, via leurs effets directs ou indirectes sur la biodiversité sous-tendant les SE. Si les effets sont négatifs, on parle de pression sur l'écosystème. Elles peuvent être régulées, notamment via la mise en place de nouvelles politiques publiques ou locales qui visent à réduire ces pressions et favoriser le bon état écologique des écosystèmes et les SE associés.

#### 2.1.2. Évaluer la fourniture des SE

La prise en compte des SE dans les prises de décision publique nécessite de ne pas se référer uniquement aux définitions telles que proposées ci-dessus mais d'aller un cran plus loin en distinguant les différentes composantes des SE selon leur nature et en distinguant notamment les SE potentiels des SE effectivement rendus à l'Homme, dont l'agriculteur. Villamagna et al. (2013) propose un cadre conceptuel qui distingue quatre composantes :

- Les SE potentiels (« ES capacity ») : définis par la capacité des écosystèmes à fournir un ensemble de SE sur la base des caractéristiques biophysiques de ces écosystèmes et des fonctions écologiques qu'ils remplissent ;
- Les SE réels (« ES flow ») : définis comme les SE effectivement rendus ou utilisés par la société ;
- La demande (« ES demand ») : définis par le niveau de SE tel qu'attendu ou demandé par la Société pour satisfaire son bien-être ;
- Les pressions biophysiques (« Ecological pressure ») : définis comme les facteurs écologiques ou anthropiques qui ont un effet négatif sur la fourniture des SE (ou déterminants des SE).

On peut également distinguer les travaux des économistes, qui se concentrent sur l'évaluation monétaire des SE, des travaux qui se concentrent sur l'évaluation biophysique des SE et qui consiste à évaluer la fourniture des SE potentiels et/ou réels à l'aide d'indicateurs biophysiques (EFESE-EA, 2017). Les évaluations biophysiques prennent rarement en compte la demande de la Société mais tendent souvent à évaluer les interactions entre les SE potentiels ou réels et les pressions biophysiques.

**Dans cette thèse nous nous focaliserons sur une évaluation biophysique des SE réels.**

## 2.2. Les services écosystémiques en contexte agricole

### 2.2.1. La place des SE dans les agroécosystèmes

Certaines études réalisées sur les SE rendus par les écosystèmes agricoles différencient les SE selon le bénéficiaire. Elles distinguent, d'une part, les SE rendus à la société, comme par exemple la régulation du climat global via la séquestration de carbone et, d'autre part, les SE rendus à l'agriculteur (ou au gestionnaire de l'agroécosystème), comme par exemple la fourniture de nutriments aux plantes ou la régulation des insectes ravageurs (Zhang et al., 2007 ; Bommarco et al., 2013 ; Duru et al., 2015 ; Tibi et Therond, 2018 ; Obiang Ndong et al., 2021 ; Dardonville et al., 2022a ; Dardonville et al., 2022b). « Les agroécosystèmes sont, alors, à la fois dépendants de et influent sur la fourniture des SE » (EFESE-EA, 2017, voir aussi Zhang et al., 2007 et Swinton et al., 2007) (Fig. 3).

Un même SE peut à la fois s'exprimer au bénéfice de l'agriculteur et de la société, que ce soit de manière directe ou indirecte (Fig. 3). Par exemple, une augmentation du SE de fourniture en azote minéral aux plantes cultivées permettra à l'agriculteur d'en tirer un avantage direct : une réduction possible des apports de fertilisants azotés, et à la société d'en tirer un avantage indirect : réduction de la pollution de l'air (ammoniac) et des hydrosystèmes (nitrates) du fait d'une moindre utilisation d'intrants de synthèse.

La dynamique des écosystèmes agricoles et des SE rendus par ces écosystèmes dépend directement et indirectement des pratiques de gestion de l'agroécosystème, (Fig. 3) qu'il s'agisse des pratiques historiques ou des pratiques actuelles (Duru et al., 2015 ; Bommarco et al., 2013 ; EFESE-EA, 2017). L'étude EFESE-EA (2017) distingue trois catégories de pratiques agricoles selon leur rôle dans la production :

- Les pratiques qui déterminent la structure de l'écosystème agricole, c'est-à-dire la composition et configuration spatiotemporelle des couverts végétaux (voire des animaux) et qui déterminent le potentiel de production de biomasse et des SE rendus par l'agroécosystème ;
- Les pratiques qui visent à réduire les stress abiotiques et qui influenceront principalement sur la production de biomasse et les SE de fourniture de nutriments, de régulation de la qualité de l'eau et d'atténuation du changement climatique ;
- Les pratiques qui visent à réduire les dommages causés par les bio-agresseurs (stress biotiques) et qui influenceront principalement sur la production de biomasse et les SE liés à la régulation des ravageurs et des maladies et au maintien des communautés biologiques.

**Dans cette thèse, nous nous intéresserons aux effets des deux premiers types de pratiques agricoles sur les SE et nous ne considérerons pas le troisième type.**

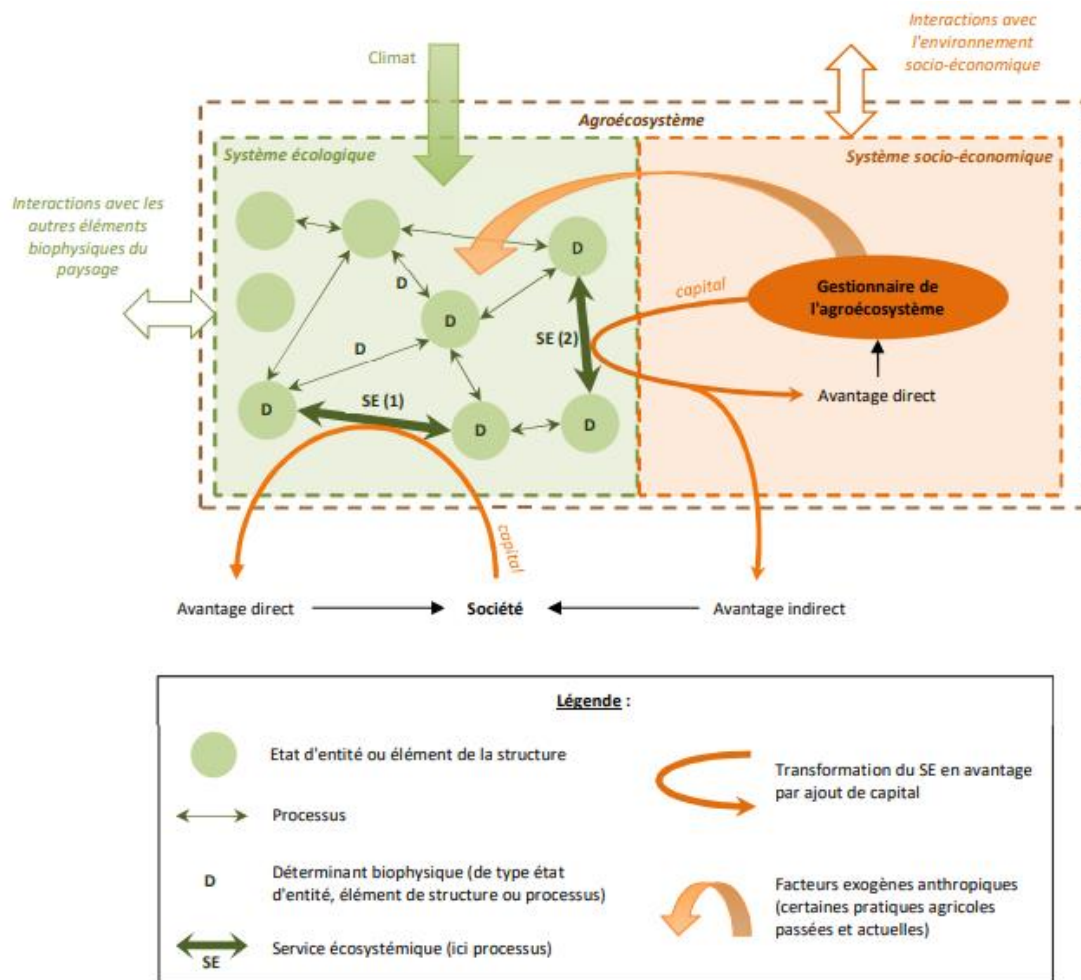


Fig. 3 - Schéma conceptuel des interactions entre le système écologique (fourniture de SE) et le système socio-économique (avantages directs et indirects), et présentant les concepts clés employés dans l'étude EFESE-EA, tiré de Tibi and Therond (2018).

### 2.2.2. Une typologie des SE rendus par les agroécosystèmes

De manière générale, les auteurs classent les SE selon différentes catégories (MEA, 2005 ; CICES V5.1, 2018) : les SE d'approvisionnement, les SE de régulation et les SE culturels. Le MEA (2005) proposait une quatrième catégorie, les services dits « supports », mais cette catégorie a été remise en question par de nombreux auteurs du fait que les SE auxquels elle fait référence correspondent plus à des fonctions écologiques qui sous-tendent la fourniture d'autres SE (CICES V5.1, 2018, EFESE-EA 2017).

La classification CICES (v5.1) propose une catégorisation des SE structurée en sections, pour distinguer les SE liés aux composants biotiques (i.e. « Provisioning (Biotic) ») des SE liés aux processus abiotiques (i.e. « Regulating & maintenance, Provisioning and Cultural ES »), puis divisions (ex : « Biomass »), groupes (ex : « Cultivated terrestrial plants for nutrition, materials or energy ») et classes (ex : « Cultivated terrestrial plants (including fungi, algae) grown for nutritional purposes »). CICES identifie ainsi 90 classes de SE, en proposant une description relativement complète de chacune des classes et des exemples associés (Haines-Young and Potschin, 2018). Cette classification a été élaborée comme outil de standardisation et d'aide à l'évaluation des SE (Paul et al., 2020) visant à

favoriser la comparabilité entre les études et la prise en compte des évaluations conduites dans les politiques publiques. La majorité des études qui évaluent les SE rendus par les écosystèmes terrestres et notamment les écosystèmes agricoles se réfèrent ainsi, à cette classification pour expliciter le choix et la catégorisation des SE qu'elles évaluent.

Sur la base de ces classifications, une grande partie de la communauté scientifique considère la production agricole comme un service d'approvisionnement (ex : Williams and Hedlund., 2013 & 2014 ; Felipe-Lucia et al., 2014 ; Sylla et al., 2020 ; Cao et al., 2020) mais cette catégorisation fait débat, CICES la remettant même en question considérant que la production agricole n'est pas déterminée seulement par des processus écologiques. Ainsi, l'étude EFESE-EA (2017) propose que la production soit considérée comme un **bien écosystémique**, *ecosystem good* en anglais, et non comme un service notamment du fait que le niveau de production est déterminé à la fois par les intrants anthropiques et par un ensemble de SE de régulation, supports de la production, comme par exemple la capacité de l'écosystème agricole à fournir de l'azote minéral ou à stocker et restituer de l'eau à destination des cultures (Fig. 4). Nous avons fait le choix ici de retenir la proposition de EFESE-EA (2017) et de considérer la production agricole comme un bien afin notamment de garder un cadre conceptuel qui permet d'exprimer que le niveau de production de biens agricoles est dépendant des SE et des intrants (Fig. 4).

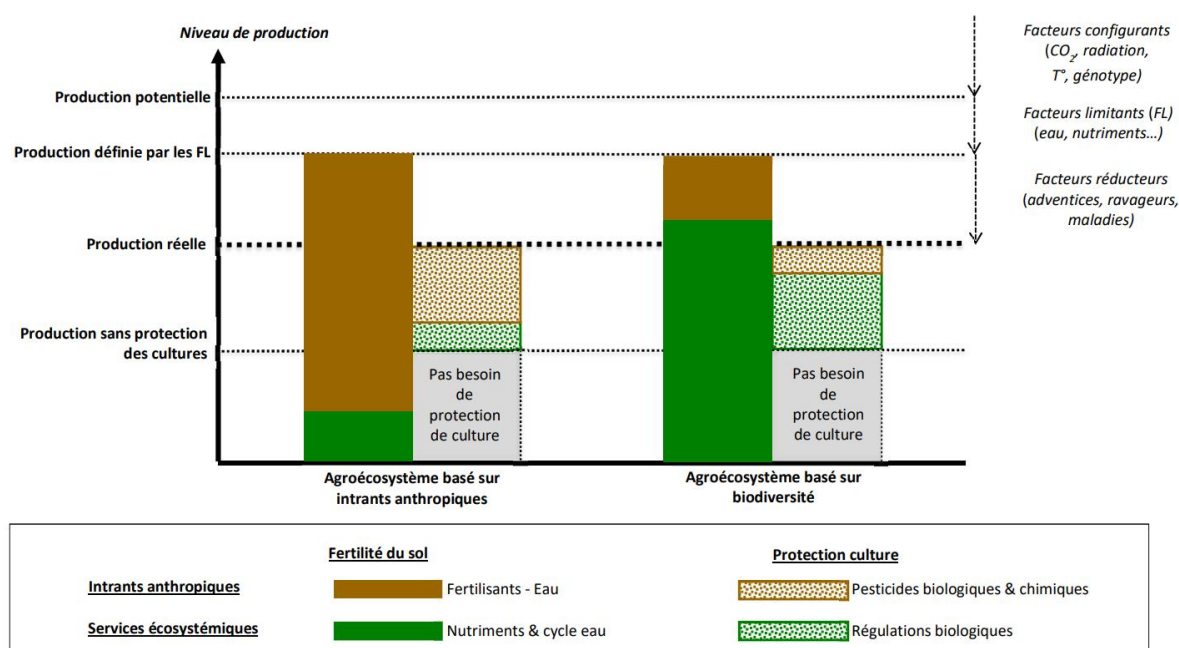


Fig. 4 – Schéma conceptuel représentant la contribution des intrants de synthèse et des services écosystémiques à la production agricole pour différents systèmes de production, tiré de l'étude EFESE-EA (2017).

### 2.2.3. La distinction entre les SE et les impacts

En opposition au concept de SE rendus par les écosystèmes terrestres à la société, de nombreux auteurs retiennent le terme de dis-services pour évoquer les effets négatifs des écosystèmes sur le bien-être humain (ex : Zhang et al., 2007 ; Bennett et al., 2010). De nombreuses études évaluent aujourd'hui services et « dis-services » dans le même temps, sans toujours clairement distinguer les deux notions. Dans le cas des écosystèmes agricoles on peut distinguer, d'une part, les « dis-services », c.-à-d. les effets négatifs de la biodiversité ou des processus de l'écosystème sur le bien-être humain et, d'autre

part, les impacts négatifs des activités humaines et notamment des pratiques de gestion de l'agroécosystème sur les écosystèmes terrestres au sens large, cette deuxième catégorie faisant d'ailleurs l'objet de nombreuses évaluations (ex. évaluation de l'azote volatilisé ou lixivié) avant même l'essor du concept de SE (EFESE-EA, 2017).

A l'image de l'étude EFESE-EA (2017), nous n'étudierons pas la notion de « dis-services ». Par contre, nous évaluerons des impacts négatifs des pratiques agricoles (Fig. 5). Cette distinction des SE et des impacts est nécessaire pour clairement identifier les pratiques agricoles qui visent à réduire les impacts (ex : émissions de  $N_2O$ , pertes de  $NO_3^-$  par lixiviation) par rapport aux pratiques qui visent à augmenter la fourniture des SE (ex : fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées) (Therond et al., 2017), ou qui cherchent à remplir ces deux objectifs simultanément. Mettre en œuvre des systèmes de production favorables aux SE et qui permettent de réduire les impacts des pratiques agricoles nécessite, en outre, d'avoir une approche conjointe qui prend en compte les interactions qui existent entre les SE et les impacts (Fig. 5).

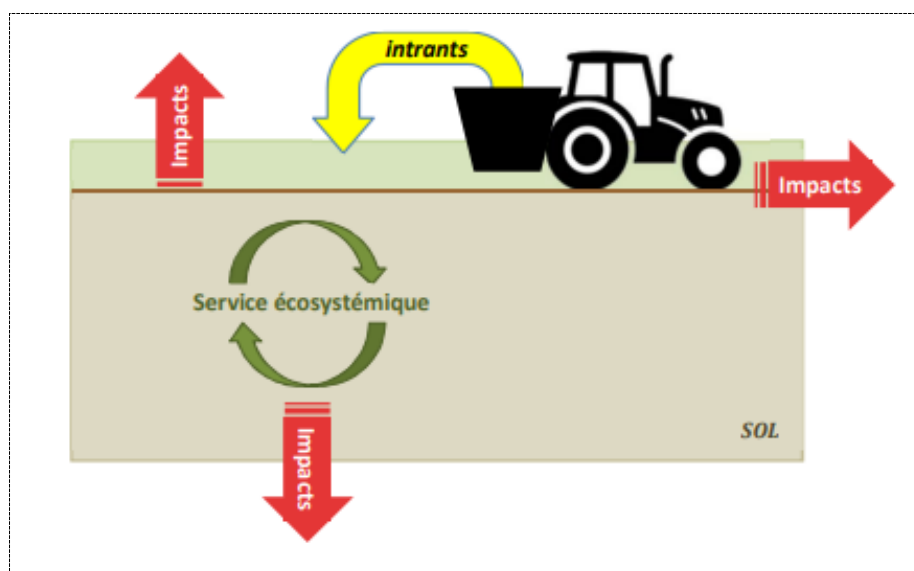


Fig. 5 – Distinction entre les services écosystémiques rendus par les agroécosystèmes et les impacts négatifs des activités agricoles sur les autres écosystèmes, tiré de l'étude EFESE-EA (2017).

**En regard de tous ces éléments, nous retiendrons donc trois catégories à considérer dans notre étude du fonctionnement des agroécosystèmes : les biens, les SE et les impacts négatifs des activités agricoles.**

#### 2.2.4. Le rôle des sols dans la fourniture des SE rendus par les agroécosystèmes

Les sols agricoles contribuent à la fourniture de nombreux SE rendus par les agroécosystèmes (fourniture de nutriments, stockage et restitution d'eau à destination des plantes (eau verte) ou des hydrosystèmes (eau bleue), régulation de la qualité de l'eau, structuration du sol, etc.) (Fig. 6) et sont également le support de nombreux impacts liés aux pratiques agricoles (ex : lieu de production du  $N_2O$ ). Sur les 14 SE considérés dans l'étude EFESE-EA (2017), 9 SE sont directement liés au fonctionnement du sol (Fig. 6).



Les caractéristiques des sols (taux de matière organique, teneur en argile ou en éléments grossiers, masse volumique, etc.) et leurs propriétés (Réservoir en eau Utilisable, capacité d'infiltration, etc.) mais aussi la biodiversité qu'ils abritent sont des déterminants biophysiques majeurs des SE et des impacts rendus par les agroécosystèmes. S'il est difficile de modifier, à l'échelle d'une à quelques générations humaines, les caractéristiques dites « inhérentes » du sol (ex : teneur en éléments grossiers, pente, profondeur du sol), une modification, par les pratiques agricoles, des caractéristiques « manageables » (ex : teneur en matières organiques, pH de l'horizon de surface), selon la classification proposée par [Dominati et al. \(2010\)](#), peut modifier la fourniture de nombreux SE rendus par les agroécosystèmes ([Paul et al., 2020](#)). Par exemple, le tassement du sol par le passage des roues d'engins agricoles peut modifier la capacité de stockage et restitution d'eau à destination des cultures et des hydrosystèmes, mais aussi la fourniture d'azote minéral ou d'autres nutriments aux plantes. Les interactions entre fonctionnement du sol et pratiques agricoles sont au cœur de la fourniture des SE et des impacts rendus par les agrosystèmes (Fig. 6) et une bonne compréhension de ces interactions, comme déterminants de ces SE, est capitale pour permettre l'expression maximisée des SE et limiter les impacts.

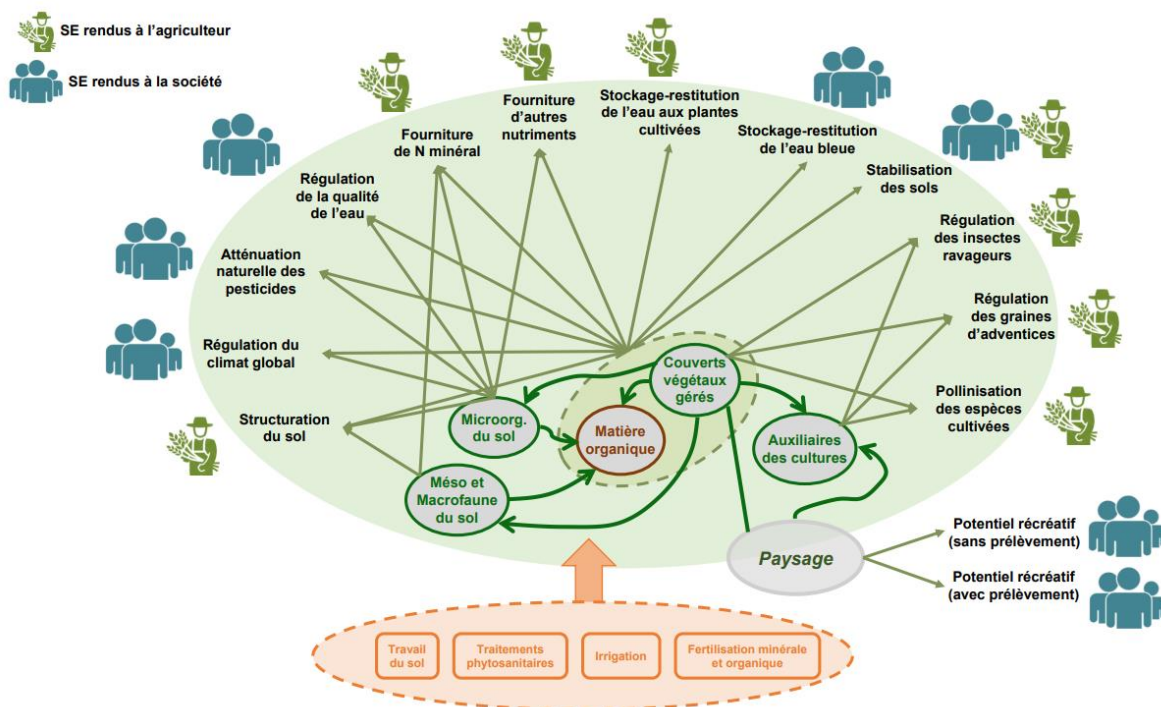


Fig. 6 - Schéma des différents SE rendus par les écosystèmes agricoles investigués dans l'étude EFSE-EA et leurs principaux déterminants, montrant le rôle des sols et de pratiques agricoles sur la fourniture des SE, adapté de [Tibi et Therond \(2018\)](#), résumé de l'étude.

Si une importante communauté scientifique s'intéresse aux SE liés au fonctionnement du sol (ex : [Robinson et al., 2009, 2010 & 2012](#) ; [Dominati et al., 2010](#) ; [McBratney et al., 2014](#) ; [Baveye et al., 2016](#) ; [Adhikari and Hartemink, 2016](#) ; [Calzolari et al., 2016](#) ; [Greiner et al., 2017](#) ; [Dominati et al., 2010](#) ; [Peirera et al., 2018](#) ; [Paul et al., 2020](#)), il existe finalement assez peu d'études exhaustives qui listent ces SE et proposent des indicateurs pertinents permettant leur évaluation dans un contexte agricole. [Paul et al. \(2020\)](#) ont réalisé une revue systématique des études qui proposent une liste exhaustive des SE liés au fonctionnement du sol. Sur près de 200 études répertoriées, seules 11 ont été

retenues comme proposant une liste (se voulant) complète des SE rendus par ou liés au fonctionnement du sol, dont 5 qui ont été développés pour des contextes spécifiques comme les sols urbains par exemple. [Paul et al. \(2020\)](#) montrent également que ces listes ne font pas consensus ni dans les définitions ni dans les nomenclatures des SE considérés. Ils comparent ces listes à la classification CICES en distinguant, d'une part, les SE directement liés au fonctionnement et aux propriétés du sol et, d'autre part, les SE influencés par les pratiques agricoles de management du sol. Ils mettent ainsi en lumière un manque de standardisation et d'unicité entre les études et montrent que la classification CICES, telle que proposée, n'est pas facilement applicable à l'analyse des SE liés au fonctionnement du sol en contexte agricole. La prise en compte du rôle des sols et des interactions entre le sol et les pratiques de gestion de l'agrosystème nécessite donc d'être davantage intégrée à la recherche sur les SE en contexte agricole.

**Dans cette thèse, nous nous intéresserons spécifiquement aux SE auxquels contribuent les sols agricoles, et notamment les SE supports de la production agricole, dont les agriculteurs et/ou la société sont bénéficiaires.**

### **3. La nécessité, pour la recherche et les acteurs, d'une approche dynamique, multiservices, basée sur la compréhension des relations entre SE et entre SE et déterminants**

Il existe aujourd'hui de nombreuses études qui évaluent, d'une part, les SE rendus par les écosystèmes agricoles, pour une large gamme de systèmes de production et de contextes pédoclimatiques (ex : [Qiu and Turner, 2013](#) ; [Winkler et al., 2017](#) ; [EFESE-EA, 2017](#)) et, d'autre part, les effets des pratiques de gestion de l'agrosystème, et notamment des pratiques agroécologiques, sur le niveau de fourniture de ces SE et sur le niveau de production (ex : [Kragt and Robertson, 2014](#) ; [Schipanski et al., 2014](#) ; [Garbach et al., 2016](#) ; [Castelli et al., 2017](#) ; [Tamburini et al., 2016 & 2020](#) ; [Palomo-Campesino et al., 2018](#) ; [Couëdel et al., 2018](#) ; [Lee et al., 2019](#) ; [Kadykalo et al., 2020](#) ; [Beillouin et al., 2021](#)). Ces différentes études offrent déjà de nombreuses pistes pour identifier les pratiques agricoles les plus prometteuses pour permettre l'expression maximisée d'un grand nombre de SE, supportant la production de biomasse, et limitant les impacts. Toutefois, il apparaît que la majeure partie de ces études évaluent les SE individuellement, en ne s'intéressent parfois qu'à un nombre restreint de SE ou bouquets de SE ([Chen et al., 2019](#)), et analysent rarement leur dynamique temporelle ou les relations qui existent entre eux ([Obiang Ndong, 2021](#)).

De nombreux auteurs s'accordent sur l'idée qu'analyser les relations qui existent entre les SE est essentiel pour une gestion éclairée et optimisée des écosystèmes (ex : [Bennett et al., 2009](#) ; [Qiu and Turner, 2013](#) ; [Howe et al., 2014](#) ; [Balbi et al., 2015](#) ; [Jopke et al., 2015](#) ; [Obiang Ndong et al., 2021](#)). On parlera de synergie lorsque la fourniture de deux SE augmente simultanément, d'antagonisme (trade-off en anglais) lorsque la fourniture d'un service augmente conjointement à la réduction d'un autre ([Rodriguez et al., 2006](#) ; [Bennett et al., 2009](#) ; [Dade et al., 2019](#)) et d'indépendance pour signifier qu'il n'y a pas de relation significative entre deux services (ex : [Jopke et al., 2015](#) ; [Lee and Lautenbach, 2016](#)). Ces relations peuvent s'exprimer dans l'espace et dans le temps, en réponse, ou non, à l'action d'un déterminant commun et peuvent être évaluées par différentes méthodes : corrélations, analyses multivariées, analyses de variance, etc. ([Mouchet et al., 2014](#)).



Concevoir des systèmes de production durables, qui favorisent les synergies entre les SE support de la production et qui limitent les antagonismes entre SE, impacts, biodiversité et production agricole nécessite donc d'approfondir nos connaissances sur :

- i) Les niveaux de production et de SE et permis par les systèmes agricoles, mais aussi les niveaux d'impacts liés aux pratiques agricoles, et leur évolution dans le temps ;
- ii) Les relations spatiales et temporelles qui existent entre la production, les SE et les impacts ;
- iii) Les effets des pratiques agricoles sur les niveaux de production, de SE et d'impacts et sur leurs relations.

De plus en plus d'études proposent une évaluation des relations entre les SE pour différents écosystèmes et contextes climatiques (Aryal et al., 2021 ; Dade et al., 2019 ; Howe et al., 2014 ; Lee and Lautenbach, 2016 ; Obiang Ndong et al., 2020 ; Saïdi and Spray, 2018) mais peu d'attention a été accordée à l'analyse des relations entre SE en contexte agricole. Des revues systématiques ont été réalisées pour synthétiser la littérature sur les relations entre SE (Lee and Lautenbach 2016 ; Saïdi and Spray, 2018) mais les synthèses proposées sont globales, c-à-d tous écosystèmes et climats confondus, et ne distinguent pas les relations qui s'expriment spécifiquement dans les agroécosystèmes. Obiang Ndong et al. (2020) proposent une classification de ces études selon qu'elles analysent les relations entre les SE via une approche (i) statique vs. diachronique ou dynamique et/ou (ii) spatiale vs. aspatiale. Ces auteurs mettent en évidence que s'il existe un certain nombre d'études spatiales, la grande majorité des études qui analysent les relations entre SE sont, en revanche, statiques et que très peu d'études étudient les relations entre SE de manière dynamique, quel que soit le type d'écosystème considéré.

**L'analyse des relations temporelles entre les SE rendus par les agrosystèmes, les impacts et les pratiques agricoles constitue donc, encore aujourd'hui, un front de recherche majeur qui nécessite notre attention.**

#### **4. Dans ce contexte, ma problématique de recherche, mes hypothèses, et la démarche choisie**

##### **4.1. Problématique et questions de recherche**

Face à ce constat sur le challenge que l'agriculture doit relever pour développer une agriculture fondée sur les SE, dite agroécologique (Duru et al. 2015), mais également face au contexte socio-politique actuel (guerre en Ukraine, augmentation du coût des fertilisants de synthèse, etc.), notre propos est **d'évaluer la dynamique de fourniture de SE en lien avec le fonctionnement du sol, pour différents systèmes de culture actuels et agroécologiques, en climat actuel et futur, ainsi que les relations temporelles qui existent entre ces SE.** Il s'agit de contribuer à la conception de systèmes de production **qui favorisent l'autonomie azotée et les synergies entre SE** supports de la production et qui, ainsi, **pourraient limiter l'utilisation de fertilisants azotés de synthèse et donc réduire les impacts environnementaux liés au cycle de l'azote.** Il s'agit également d'évaluer si les éventuelles synergies entre SE sont **stables au travers des situations de production**, à la fois dans la situation climatique actuelle et récente, mais également dans un futur proche (échéance 2060) où le **changement climatique** devrait conduire à des modifications sensibles du régime des pluies, des températures, et de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique. Enfin, en accord avec nos objectifs de

réduction des impacts liés aux pratiques agricoles, dont les émissions de  $N_2O$ , une attention particulière sera portée quant à évaluer la capacité de ces systèmes à atteindre la neutralité carbone.

#### 4.2. Hypothèses de travail

De façon très générale, nous postulons que l'introduction de systèmes agroécologiques devrait limiter les impacts négatifs sur l'environnement et augmenter les SE en lien avec le fonctionnement du sol (ex : Schipanski et al., 2014 ; Guinet et al., 2020).

Nous émettons l'hypothèse que des systèmes agroécologiques, en comparaison aux systèmes actuels, pourraient **augmenter la séquestration de carbone** (Fig. 7), par enfouissement des résidus des biomasse issus des cultures principales et des cultures intermédiaires.

Nous postulons également que des systèmes agroécologiques **pourraient augmenter la fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées**, en lien à la fois avec une minéralisation accrue des résidus de culture et via la fixation symbiotique de l'azote permise par l'introduction de couverts végétaux fixateurs d'azote.

Des **antagonismes entre la fourniture en eau verte et en eau bleue**, déjà identifiés dans certaines situations par Obiang Ndong et al. (2021) pourraient apparaître ou s'accroître, la fourniture accrue en eau verte par l'introduction de cultures intermédiaires pouvant possiblement s'accompagner d'une diminution de la fourniture en eau bleue (Fig. 7).

De plus, une réduction des intrants azotés de synthèse devrait permettre **une diminution des émissions de  $N_2O$** . Cette réduction des apports de synthèse et la présence d'une couverture du sol pendant les périodes les plus favorables au lessivage pourraient également **réduire les pertes de  $NO_3^-$  par lixiviation**, sauf si l'augmentation du SE de fourniture en azote minéral aux plantes cultivées vient compenser ces effets (Fig. 7).

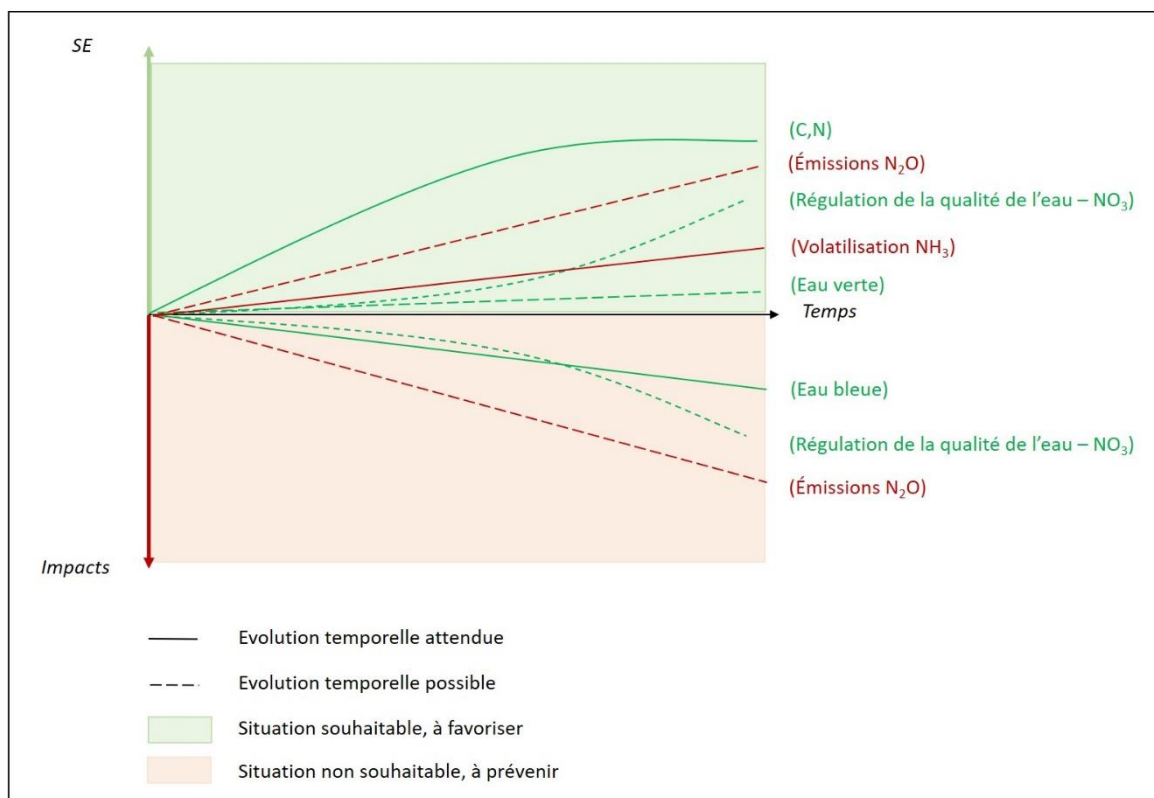


Fig. 7 – Hypothèses de travail quant aux effets de systèmes agroécologiques sur la dynamique temporelle de fourniture de services (courbes vertes) et d'impacts (courbes rouges).

### 4.3. Démarche

Pour atteindre nos objectifs, nous avons décidé de conduire une étude en deux étapes :

1. Dans un premier temps, nous avons conduit une **analyse de la littérature** pour réaliser un **état des lieux des connaissances existantes sur les relations entre la production agricole, les SE et les impacts liés au fonctionnement du sol, dans les systèmes de grandes cultures en climat tempéré**. Ce travail nous a permis i) de lister les services étudiés, ii) d'identifier les relations entre SE/biens/impacts déjà étudiées dans la littérature, iii) de recenser l'effet de certaines pratiques agricoles sur les relations entre ces SE/biens/impacts.

2. Dans un second temps, nous avons conduit **une analyse, par modélisation, des niveaux, des dynamiques et des relations temporelles qui existent entre la production agricole, les SE et les impacts liés au fonctionnement du sol, pour différents systèmes de production**, afin notamment d'analyser l'effet de ces systèmes sur la fourniture des SE/biens/impacts considérés et la variabilité de de leurs relations au travers des situations de production. Nous avons utilisé le **modèle de culture STICS** (Brisson et al., 2009) pour réaliser ces travaux de simulation, que nous avons conduits en mobilisant des données de l'OPE (Observatoire Pérenne de l'Environnement), coordonné par l'ANDRA. Nous avons fait le choix de conduire ces simulations **en climat passé récent** et **sous projection climatique future** pour analyser la variabilité des niveaux, des dynamiques et des relations temporelles qui existent entre ces SE/biens/impacts en contexte de changement climatique.

Considérant les capacités du modèle que nous avons mobilisé, nous avons choisi d'analyser 9 biens, SE et impacts :

- La production agricole (bien)
- La fourniture en azote minéral aux plantes cultivées (SE)
- La séquestration de carbone (SE)
- Le stockage et la restitution d'eau à destination des cultures (eau verte, SE)
- Le stockage et la restitution d'eau à destination des hydrosystèmes (eau bleue, SE)
- La régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates (SE)
- Les pertes de  $\text{NO}_3^-$  par lixiviation (impact)
- Les pertes d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) par volatilisation (impact)
- Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  (impact)

Nous avons fait le choix de conduire des simulations sur des **systèmes de production actuels du site de l'OPE**, permettant ainsi de répondre à la commande de l'ANDRA d'évaluer les SE rendus sur son territoire agricole. Nous avons également conduit des simulations pour **un ensemble de systèmes agroécologiques**, correspondant à une diversification des systèmes actuels couplée à une réduction des intrants de synthèse ; nous souhaitons tester l'effet de trois leviers agronomiques, visant une **plus forte autonomie azotée**, et déjà connus pour leurs effets bénéfiques sur un ensemble de SE et/ou de leurs propriétés spécifiques vis-à-vis du cycle de l'azote (ex : [Tonitto et al., 2006](#) ; [Schipanski et al., 2014](#) ; [Couëdel et al., 2018](#) ; [Guinet et al., 2019, 2020](#)):

- La mise en place de couverts longs dans la rotation, intégrant des légumineuses ;
- La mise en place de légumineuses à grain dans la rotation ;
- La mise en place de légumineuses fourragères dans la rotation.

#### 4.4. Plan du manuscrit

Le chapitre suivant (chapitre 2) présente **l'analyse de la littérature** conduite sur les relations entre services écosystémiques, dans les systèmes de grandes cultures, en climat tempéré. Il est rédigé en anglais et a été publié sous forme d'article scientifique dans la revue *Science of the Total Environment*.

Le chapitre 3 présente les **résultats de simulation des niveaux, des dynamiques et des relations temporelles entre les SE/biens/impacts sélectionnés sur trois types de sol du territoire de l'OPE, en climat passé récent**. Il est rédigé en anglais sous la forme d'un article qui devrait être soumis incessamment à une revue scientifique.

Le chapitre 4 complète le chapitre 3 et présente les résultats **de simulation en climat futur**.

Le chapitre 5 présente une synthèse générale des travaux réalisés et met en relation les principaux résultats de la thèse les uns par rapport aux autres. Il souligne les apports de la thèse en regard de l'état actuel de la recherche sur l'évaluation des SE en contexte agricole.



# Chapitre 2 : Une revue systématique des relations entre production agricole, SE et impacts liés au fonctionnement du sol, dans les systèmes de production annuels en climat tempéré

## Abstract

Agricultural soils provide multiple ecosystem services (ES) that can replace chemical inputs to support agricultural production. However, most arable cropping systems are managed with little concern for preserving ecological functions, which could reduce their ability to provide these ES. An increasing number of studies assess ES from agroecosystems, but analysis of multiple ES distinguishing relationships that may exist between them and between these ES and their drivers is lacking. Thus, we performed a systematic literature review of soil-based ES relationships, with a focus on temperate annual field crops. Forty relevant studies out of 870 were selected for the analysis. We created an original ontology of soil-based ES, based on the indicators used to assess them, to which we added soil-based negative impacts and biomass production (defined as a good) to combine the ES approach and the impact approach. We summarized each positive (synergy), negative (trade-off) or non-significant relationship in these studies, which were either quantitative or qualitative. We highlighted key relationships that have never been investigated in the corpus selected, such as relationships between C sequestration and physical soil quality regulation, soil erosion regulation or soil biodiversity. Relationships between biomass production and soil-based ES or impacts were investigated the most and were mainly non-significant. This suggests there are agroecological practices for which maximizing bundles of ES does not always decrease agricultural production. Relationships between soil biodiversity and soil-based ES were exclusively synergistic or non-significant. Summarizing effects of drivers of these relationships revealed that the three pillars of conservation agriculture — rotation diversification (with ley or legumes), soil coverage with cover crops and reduced tillage — and organic fertilization seem promising practices to help provide balanced bundles of ES and potentially reduce negative agronomic impacts. We highlighted potential trade-offs that should be consciously considered when adapting management strategies.

## 1. Introduction

Soils are key components of agroecosystem multifunctionality since soil functions or processes support the delivery of a wide range of ecosystem services (ES) (Adhikari and Hartemink, 2016; Dominati et al., 2010; Greiner et al., 2017). It is well recognized that soils contribute to provide ES to society (Obiang Ndong et al., 2021) (e.g. climate mitigation via carbon (C) sequestration) (Baveye et al., 2016; Ellili et al., 2019; Ellili-Bargaoui et al., 2021) and to agriculture or farmers (Duru et al., 2015; Swinton et al., 2007; Zhang et al., 2007) (e.g. soil fertility and biological regulation (soil suppressiveness)) (Sanchez-Moreno and Ferris, 2007; Thiele-Bruhn et al., 2012). These ES to agriculture are considered key agricultural production factors that can replace chemical inputs (Bommarco et al., 2013; Therond et al., 2017). However, most arable cropping systems are intensively

managed and focus on productivity and economic performances through intensive use of external inputs (Balbi et al., 2015; Wittwer et al., 2021), with little to no consideration for conserving the natural capital of soils and thus their ability to provide multiple ES (Castelli et al., 2017; Duru et al., 2015).

Since the late 2000s, many studies have assessed ES provided by agricultural systems (Kragt and Robertson, 2014; Obiang Ndong et al., 2020; Swinton et al., 2007; Zhang et al., 2007). However, they “mainly focused on the effects of agronomic practices on single cropland services or functions” (Chen et al., 2019) without considering their effects on the range of ES that agroecosystems can provide (Castelli et al., 2017). This indicates the need to improve understanding of ES relationships and their manageable drivers to help farmers develop management strategies (e.g. introducing cover crops, diversifying crop rotations) that help provide balanced bundles of ES and reduce undesirable trade-offs (Balbi et al., 2015; Castelli et al., 2017; Obiang Ndong et al., 2021; Tamburini et al., 2016).

In the past 15 years, an increasing number of studies focused on determining ES relationships in different ecosystems and climates (Aryal et al., 2022; Dade et al., 2019; Howe et al., 2014; Lee and Lautenbach, 2016; Obiang Ndong et al., 2020). Lee and Lautenbach (2016) and Saidi and Spray (2018) reviewed the literature on results of these studies and found generally synergistic relationships between several regulating ES and trade-offs between regulating and provisioning ES. In contrast, the literature reviews of relationships between agroecological practices and ES by Beillouin et al. (2021), Palomo-Campesino et al. (2018) and Tamburini et al. (2020) found that agroecological practices could increase a wide range of ES, more than conventional (input-based) practices could, without always experiencing a trade-off with agricultural production.

These results regarding general trade-offs between regulating and provisioning ES in agroecosystems may have differed because the first two reviews analyzed ES relationships for many ecosystems and climates and thus described general patterns of relationships, while the three latter reviews focused on effects of a type of agricultural practices on the provision of ES. To date, no comprehensive summary exists of the current knowledge of ES relationships in agroecosystems and their main manageable drivers (e.g. farming practices and dynamic soil properties). To address this lack of knowledge, we performed a systematic literature review of studies that addressed ES relationships in agroecosystems. The objectives were to synthesize: i) the relationships between soil-based ES or biomass production in temperate agroecosystems and see if we can draw a general pattern and ii) the effects of drivers on these ES and their relationships to help identify those that maximize the furniture of multiple ES and limit the trade-offs. We hypothesized that agricultural production and regulating ES do not always result in trade-offs.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Identifying and selecting the articles

To identify relevant studies that analyzed soil-based ES relationships in agroecosystems, we performed a literature search using the ISI Web of Science (WoS) Core Collection database (<http://www.isiknowledge.com>). We tested several combinations of keywords, related to the areas of ecosystem services, relationships and agroecosystems, and analyzed how many articles were retrieved when varying the query. We used the bibliometric analysis and mapping tool VOSviewer ([van Eck and Waltman, 2010](#)) to rapidly and automatically analyze the corpus based on co-occurrences of authors' keywords. We performed this step several times to design a query that provided the best compromise between the number and relevance of the articles selected. The first one was designed as large as possible and was applied in February 2021 to titles, abstracts and authors' keywords:

*((« ecosystem service\* » OR « ecological service\* » OR « environmental service\* » OR (ecosystem\* AND service\*) OR (ecolog\* AND service\*) OR (environment\* AND service\*) OR « ecosystem good\* » OR « ecosystem function\* » OR (ecosystem\* AND function\*) OR « natur\* service\* » OR « cultural service\* » OR « regulating service\* » OR « provisioning service\* » OR (farm\* AND service\*)) AND (relation\* OR association\* OR interaction\* OR compromise\* OR congruence\* OR interrelation\* OR inter-relation\* OR trade-off\* OR tradeoff\* OR synerg\* OR win-win\* OR co-benefit\* OR co-cost\* or Lose-lose\*) AND (agri\* OR cultivated OR crop\* OR agro\* OR grass\* OR meadow\* OR ley\* OR farm\*))*

We collected >11,000 articles with plenty of them out of scope, not dealing with ecosystem services, or not related to soil functioning, or only conceptual, etc. We thus refined our combination of keywords incrementally: first by adding “soil\*” and then keeping only “ecosystem service\*” in the first part of the query equation: (“ecosystem service\*”) AND (relation\* OR association\* OR interaction\* OR compromise\* OR congruence\* OR trade-off\* OR tradeoff\* OR synerg\* OR bundle\* OR network\*) AND (agri\* OR cultivated OR crop\* OR agro\* OR grass\* OR meadow\* OR ley\* OR farm\*) AND (soil\*) We considered only peer-reviewed articles published in English from 2005 to 2021. We did not search before 2005 since the literature on ES increased greatly after publication of the Millennium Ecosystem Assessment ([MEA, 2005](#)) ([Dade et al., 2019](#); [Howe et al., 2014](#); [Ikematsu and Quintanilha, 2020](#); [Lee and Lautenbach, 2016](#)). We finally retrieved 867 articles with the last query. Following the PRISMA method ([Moher et al., 2009](#)), we first screened the articles' titles and abstracts to rapidly exclude non-relevant studies. The remaining articles were then reviewed in depth, and only studies that met the following criteria were selected for analysis (**Annexe 1**):

- i. Conducted under a temperate or continental climate according to the Köppen-Geiger climate classification system ([Beck et al., 2018](#)). All studies whose entire study area was arid (i.e. mean annual precipitation <400 mm.yr<sup>-1</sup>) were rejected from the analysis. As large study areas can have high intra-regional climatic variability, we only excluded studies in which the total study area received <400 mm in mean annual precipitation. We included studies that compared different climatic areas but we only considered the results from the temperate or continental agroecosystems. We also rejected global analyses that covered too many soil and climate situations.
- ii. Production of annual field crops. We excluded perennial and market-garden crops but included rotations with temporary grassland and agroforestry when the main crops were annual. We



also included three studies of tomatoes since they had been grown in rotation with annual crops.

- iii. Analysis of at least two ES related to soil functioning, or one ES related to soil functioning and agricultural production. Although pollination and pest control are sometimes considered soil-based ES in the literature (Paul et al., 2020), we excluded them since they are related more to above-ground biomass and landscape structure (Tibi and Therond, 2018) than to soil functioning. We also excluded studies that mentioned only general categories such as “regulating” or “supporting” ES. We included only studies that fulfilled these two conditions (i) possibility to clearly defined the ES and (ii) possibility to associate them with clearly defined indicators. We also included studies that did not explicitly address “ecosystem services” but referred to soil functions or soil properties when the indicators assessed were clearly related to indicators of ES used in other selected studies.
- iv. Possibility to collect information on ES relationships using (a) quantitative results of analyses of ES relationships (e.g. correlation, regression analysis), (b) qualitative information on joint dynamics of ES when analyzing effects of differences in production situations (i.e. combinations of a soil, climate and cropping system (a crop rotation and its related crop-management practices)) or (c) quantitative data from which we were able to calculate correlations.
- v. Experimental or modelling analysis. We excluded reviews and meta-analyses to avoid replication bias.

We focused the review on temperate annual cropping systems (selection criteria i and ii) to consider only similar agricultural systems, soil and climate conditions and ecological functioning (Gil et al., 2017) and be able to discuss the results in terms of crop management. We also focused on soil-based ES (selection criteria iii) because although studies increasingly include soils in ES research (e.g. Adhikari and Hartemink, 2016; Dominati et al., 2010; Robinson et al., 2009 and 2012), thus relating ES to soil natural capital, soil functions and soil threats (Paul et al., 2020), comprehensive understanding of interactions among soils, ES provision and crop management in agroecosystems is still lacking. This selection process yielded 37 relevant articles, to which we added 3 extra relevant studies identified in the literature that fulfilled all the criteria, resulting in a final corpus of 40 articles (Annexe 2).

## **2.2. Article analysis and summary of the relevant results**

### **2.2.1. General description of the scientific corpus**

Before summarizing results of the articles selected, we described the latter based on (i) general metadata (e.g. title, authors' keywords, journal, publication year), (ii) the type of ES according to our ontology (described below) and the indicators used to assess them, (iii) the method(s) used to analyze ES relationships and (iv) the classification of ES relationship analyses developed by Obiang Ndong et al. (2020).

### 2.2.2. Development of an ontology of ES

We designed a specific ontology of soil-based ES, a formal specification of concepts, to compare the results of studies that used different names for the same ES or the same name for different ES and indicators (Table 1). It was not possible to apply the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) to soil-based ES, as only a few classes are relevant for soils (Paul et al., 2020). Thus, we surveyed and classified the selected indicators described in each article to assign unique ES concepts to indicators that provided information on similar processes, regardless of the names of the ES in the articles, but which were consistent with the context of the study. For example, for C-related ES, if the indicator was a measurement of soil organic C (SOC) concentration, considered as an indicator of soil fertility, it was assigned to the ES “nutrient provision to crops”. In contrast, if the indicator was a measurement of dynamics of the soil C stock, it was assigned to the ES called “(climate regulation via) C sequestration”, even though some studies used this indicator to assess an ES they called “soil quality regulation”. We assigned only one ES concept per indicator per article. For studies that used several indicators to assess the same ES (e.g. nutrient retention), we chose the one most relevant regarding our ontology and the associated soil processes. However, for the ES “maintenance of biological soil communities” (Table 1), due to the diversity of taxa considered, we kept all possible indicators when they represented different soil communities (e.g. bacterial biomass, fungal biomass, earthworm abundance).

To avoid confusion, as Soulé et al. (2021) recommend, we explicitly distinguished indicators of ES (e.g. water quality regulation of nitrogen (N)) from indicators of negative impacts of agricultural practices (e.g. water pollution due to N), which are sometimes not distinguished in the literature but can reflect different processes (e.g. N retained in the soil vs. N leached) (Soulé et al., 2021; Tibi and Therond, 2017). The ontology of goods, ES and impacts was organized into 16 classes: 1 good (agricultural production), 11 ES and 4 impacts (Table 1).

Table 1. The ontology of 1 soil-based good, 11 ecosystem services (ES) and 4 impacts developed to perform soil-based ES research. N: nitrogen, P: phosphorus, SOC: soil organic carbon, AMF: arbuscular mycorrhizal fungi, GHG: greenhouse gas.

Type	Name	Concept	Examples from the selected articles	Corresponding group(s) and their classes in CICES
Good	Biomass production (quantity)	<i>Provision of biomass from agricultural ecosystems for nutrition, materials or energy</i>	Agricultural production, Food production, Crop production, Crop yield	Cultivated terrestrial plants for nutrition, materials or energy → Cultivated terrestrial plants (including fungi, algae) grown for nutritional purposes → Cultivated plants (including fungi, algae) grown as a source of energy
	N provision/ available to crops	<i>Provision of inorganic N to crops or N available for plant growth</i>	Nutrient cycling, N supply, Soil fertility, N provision to plants	Regulation of soil quality → Decomposition and fixing processes and their effects on soil quality → Weathering processes and their effects on soil quality
Ecosystem services	P provision/ available to crops	<i>Provision of P to crops or P available for plant growth</i>	Nutrient retention, shoot P concentration	Regulation of soil quality → Decomposition and fixing processes and their effects on soil quality → Weathering processes and their effects on soil quality
	Nutrient provision/ available to crops	<i>Provision of nutrients to crops or nutrients available for plant growth using general indicators (e.g. SOC, total N)</i>	Soil fertility, Soil stability, Soil quality, Climate regulating service via SOC sequestration, Carbon storage	Regulation of soil quality → Decomposition and fixing processes and their effects on soil quality → Weathering processes and their effects on soil quality
	Green water provision/available	<i>Provision of water to crops or water available for plant growth</i>	Water provision to crops, Water retention, Water quality (soil water storage), Drought risk regulation	Surface water used for nutrition, materials or energy → Surface water used as a material (non-drinking purposes)
	Blue water provision/available	<i>Provision of surface and ground water for drinking and non-drinking purposes</i>	Blue water provision, Hydrological regulation, Groundwater recharge, Water drainage	Surface & Ground water used for nutrition, materials or energy → Surface & Ground (and subsurface) water for drinking → Surface & Ground (and subsurface) water used as a material (non-drinking purposes)
	Flood regulation (control)	<i>Regulation of floods by biophysical characteristics of ecosystems (soil-plant systems)</i>	Flood regulation, Water regulation, Water flow regulation, Water retention	Regulation of baseline flows and extreme events → Hydrological cycle and water flow regulation (including flood control and coastal protection)

	Water quality regulation of N (not leached)	<i>N retention by the soil-plant system (not leached or emitted as N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>)</i>	Water quality regulation, Regulating service of water quality towards nitrates, Nutrient cycling	Water conditions ➔ Regulation of the chemical condition of freshwaters by living processes
	C sequestration (climate regulation)	<i>Dynamics of soil carbon stock</i>	Climate regulation, Carbon storage, Soil quality regulation	X
	Physical soil quality regulation	<i>Maintenance of soil structure (micro- and macroporosity)</i>	Soil structural stability, Water stability of aggregates, Soil aggregation	X
	Maintenance of biological soil communities	<i>Maintenance of abundance or diversity of biological soil communities that improve soil functions and support soil fertility</i>	Soil quality, Microbial community structure, Earthworm diversity, Supporting service, AMF colonization	X
	Soil erosion regulation (control)	<i>Protection of soil from erosion</i>	Soil conservation, Soil erosion protection	Regulation of baseline flows and extreme events ➔ Control of erosion rates
<b>Impacts</b>	Water pollution due to N	<i>Amount of N that leaches through the soil profile and contaminates ground water ➔ Reducing the impact increases provision of the ES "Water quality regulation of N"</i>	Water quality, Water quality regulation, N leaching, N retention, N loss	X
	Water pollution due to P	<i>Amount of P that leaches through the soil profile and contaminates ground water ➔ Reducing the impact increases provision of the ES "Water quality regulation of P"</i>	Water quality regulation, P leaching	X
	GHG emissions	<i>Measurements of GHG (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O) emissions from the soil ➔ Reducing the impact increases provision of the ES "GHG mitigation"</i>	Climate regulation, Climate mitigation, N <sub>2</sub> O emissions, N <sub>2</sub> O reduction	X
	Soil erosion	<i>Amount of soil eroded ➔ Reducing the impact increases provision of the ES "Soil erosion regulation (control)"</i>	Regulation of soil erosion, Soil quality regulation, Water erosion, Erosion regulation	X

### 2.2.3. Summary of ES relationships and drivers

We classified the relationships between each pair of an ES, good or impact analyzed in the reviewed studies as synergy (e.g. two ES increase or decrease together, an ES increases while an impact decreases (or vice-versa)), trade-off (e.g. two ES show opposite trends, both an ES and an impact increase) or non-significant (e.g. two ES seem to vary independently) (Bennett et al., 2009; Haase et al., 2012; Ikematsu and Quintanilha, 2020; Lee and Lautenbach, 2016; Mouchet et al., 2014), without distinguishing spatial, temporal or scenario-based relationships. Like Tamburini et al. (2020) and Lee and Lautenbach (2016), we used a counting approach to summarize the results for each pair of ES/goods/impacts. To this end, we counted the same pairs from the same article multiple times when the authors assessed relationships for multiple production situations.

Following the method of Lee and Lautenbach (2016), when a relationship between ES/goods/impacts had been analyzed in the original study using Pearson/Spearman correlations or linear regressions, we classified the relationship, regardless of its p-value, using a threshold above which (if positive) or below which (if negative) we considered it strong enough to be a synergy or trade-off. We tested two thresholds for the strength of the correlation ( $\pm 0.25$  (Lee and Lautenbach, 2016) and  $\pm 0.50$  (Felipe-Lucia et al., 2014; Sylla et al., 2020)) to assess the sensitivity of results to the threshold. For qualitative or multivariate analyses, we examined only the direction of the relationships.

We finally explored relationships between provision of soil-based ES/good/impact bundles and their main drivers, when they were investigated, to identify potential common drivers of the synergies and/ or the trade-offs observed. The drivers were grouped into eight categories: climate, soil properties, rotation diversification (e.g. lengthening rotations; use of ley, legumes or cover crops), residue management, soil tillage, fertilization management (including fertilization rate and type), irrigation treatment and farmscaping (i.e. decreasing production area at the landscape scale while maximizing grasslands, hedgerows or forest fragments around fields). Due to the diversity of ES/good/impact bundles investigated in the studies, we could not use a counting-based approach to analyze effects of drivers on ES/good/impact relationships. Thus, drivers were assessed qualitatively. In this analysis, a positive effect of a driver (e.g. no-tillage) on an impact (e.g. greenhouse gas (GHG) emissions) implied a decrease in the impact (i.e. GHG emissions were lower in a no-tilled system than those in a conventional system).

### 3. Results and discussion

#### 3.1. General characteristics of studies of soil-based ES relationships

##### 3.1.1. Location of studies

The studies that addressed relationships between ES in temperate agricultural systems were conducted mainly in China (n = 8) and the United States (7), followed by France (5), Italy (4) and Sweden (3). At the continental scale, Europe was studied the most (20 out of the 40 studies) (Fig. 8 & **Annexe 3**).

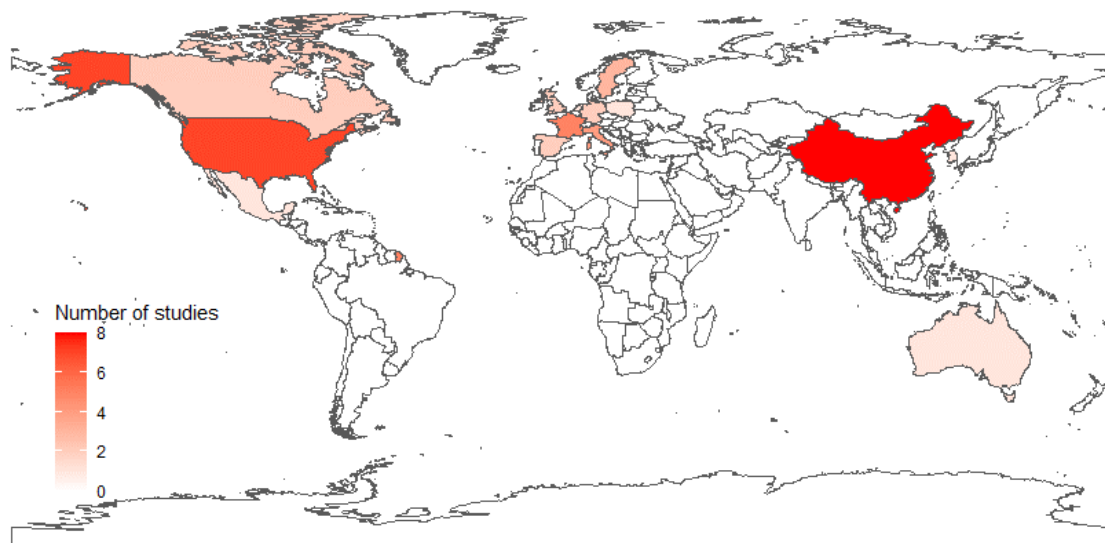


Fig. 8 - Map of the number of studies reviewed by country.

##### 3.1.2. Methods used to assess ES relationships

A wide variety of methods was used to analyze relationships between soil-based ES/good/impacts. The temporal extent ranged from a few months (Stoltz et al., 2018) to 120 simulated years (Kragt and Robertson, 2014). Correlations were the most common method used to explicitly analyze ES/good/impact relationships (n = 16, excluding those we performed). Seven studies used multivariate analysis (e.g. principal component analysis, partial least squares-discriminant analysis, redundancy analysis), four used regression analysis, and two used trade-off curves. One-quarter of the studies (n = 10) qualitatively interpreted covariations of ES/goods/impacts in different production situations (scenario analysis). Some studies combined methods to analyze ES/good/impact relationships (e.g. correlations and multivariate analysis). Our results were close to those of the review of Dade et al. (2019) on the assessments of ES synergies and trade-offs.

##### 3.1.3. Type of ES relationships

According to the classification system of Obiang Ndong et al. (2020), most of the studies were “static aspatial” (n = 29, **Annexe 4**): a static assessment of ES/good/impact relationships in different production situations (i.e. a “snapshot approach”; Mouchet et al., 2014). Thirteen studies analyzed spatial variability in ES/good/impact bundles over an area, but most remained static analyses (n = 8). Seven studies performed temporal analysis of ES/good/impact relationships (nearly all diachronic, n

= 6), five of which performed spatio-temporal analysis. Only one study (aspatial) analyzed dynamics of provision of multiple ES/good/impacts over time. The small number of temporal available analyses makes it difficult to explore emerging trends and assess if the observed relationships are stable over time.

### **3.2. A new ontology to support studies of soil-based ES/good/impacts**

#### **3.2.1. Why to create a new ontology?**

According to [Paul et al. \(2020\)](#), applying CICES to soil-based ES is complex, and only a few classes are relevant for soils. Furthermore, the necessary distinction between ES and impacts ([Soulé et al., 2021](#)) and between ES to agriculture and ES to society ([Dardonville et al., 2022a, 2022b](#)) is not developed in CICES. Thus, we designed a finer ontology than the CICES (v. 5.1) by dividing into different classes some soil-based ES that are usually included in the same class in the CICES. For example, the three ES in our ontology N, P and nutrient provision to crops, related to various soil processes, are classified under the same CICES group “Regulation of soil quality” related to the class “Decomposition and fixing processes and their effect on soil quality”. We also identified specific soil-based ES that are not included in the CICES despite their major role in agroecosystem functioning, such as physical soil quality regulation and maintenance of biological soil communities ([Dardonville et al., 2022b](#)).

In the literature, many ES studies that address soil functioning referred to CICES, but coarse classes can result in different interpretations of the definitions of ES among studies. We intended our ontology of soil-based ES to be more accurate by supplementing the “ES” approach with the “impact” approach widely applied in agriculture studies ([Soulé et al., 2021](#)).

#### **3.2.2. What are the soil-based ES, goods, and impacts usually analyzed in the literature?**

According to our ontology, we surveyed and summarized information on 16 types of soil-based ES, goods or impacts. Some of them were studied much more than others (**Annexe 5**), especially biomass production (n = 36), nutrient provision to crops (n = 20), N provision to crops (n = 14), maintenance of biological soil communities (n = 12) and water pollution due to N (n = 12). This verifies that studies that focus on ES in agroecosystems continue to address the main issues of sustainability in agricultural systems: production, biogeochemical cycles and biodiversity ([Soulé et al., 2021](#)). In contrast, few studies focused on phosphorus (P) provision to crops (n = 5) or water pollution due to P (n = 5). Soil erosion control and water quality regulation of N were analyzed in only three and four studies, respectively, since more studies were interested in assessing their associated impacts (i.e. soil erosion and water pollution due to N, respectively). Finally, only three studies focused on flood regulation or physical soil quality regulation, highlighting that soil structure is considered less in ES research, despite its importance to soil agroecosystem functioning ([Dardonville et al., 2022b](#)). One reason could be the difficulty in defining and using an indicator that captures the processes that help maintain and regenerate soil structure ([Therond et al., 2017](#)). In the corpus selected, we considered only aggregate stability ([Fiorini et al., 2020](#); [Liu et al., 2019](#); [Schmidt et al., 2018](#)) as a relevant indicator of physical soil quality regulation.

### 3.2.3. Are there missing soil-based ES in the literature studied?

Although our ontology already combines a wide variety of soil-based ES and impacts, it is not exhaustive. We identified several missing ES. For example, none of the studies investigated “soil suppressiveness”; it was mentioned in only one of the 867 articles collected from the WoS database, which was a qualitative review of biotic interactions and processes that are relative advantages or disadvantages in developing perennial grain cropping systems compared to those of natural perennial systems (Rasche et al., 2017). Similarly, none of the studies investigated “waste attenuation by soils”. Only 17 of the 867 articles mentioned “waste” in their abstract, title or keywords, but none of them mentioned an ES that could be interpreted as “waste attenuation by soils”. We suggest adding these two ES to our ontology due to their importance as soil-based ES. Future studies of ES in agroecosystems could add to it incrementally and promote its use to ensure that results remain comparable and thus increase capitalization of the knowledge produced.

## 3.3. Relationships between soil-based ES, impacts, and biomass production

### 3.3.1. What are the soil-based ES, impacts and goods analyzed together in the literature?

The soil-based ES/goods/impacts investigated together differed greatly among the studies; thus, few studies investigated the same bundle (Annexes 6, 7 & 8). According to our ontology, three studies investigated biomass production and nutrient provision to crops together but did not consider other soil-based ES/impacts (Felipe-Lucia et al., 2014; Gonzalez-Esquivel et al., 2015; Storkey et al., 2015). Two related studies investigated a bundle with biomass production, nutrient provision to crops and water pollution due to P (Mitchell et al., 2014; Tamburini et al., 2016). Two studies analyzed a bundle with biomass production, C sequestration, GHG emissions and water pollution due to N (Nguyen et al., 2018; Xu et al., 2021). Finally, two related studies investigated a bundle with biomass production, N provision to crops, green water provision, blue water provision, C sequestration and water quality regulation of N (Ellili-Bargaoui et al., 2021; Obiang Ndong et al., 2021). All other studies focused on different bundles of ES/goods/ impacts.

### 3.3.2. General analysis of pair relationships between soil-based ES, impacts, and biomass production

We compiled the results of 475 counts to determine the relationships of 73 pairs out of a possible 120, including one pair that corresponded to relationships between several indicators of maintenance of biological soil communities (Fig. 9). Some soil-based ES/goods/impacts were frequently considered in the investigated relationships: biomass production in relationship to all 15 soil-based ES/impacts of this review; nutrient provision to crops in relationship to 13 other soil-based ES/ goods/impacts; maintenance of biological soil communities and water pollution due to N in relationship to 12 soil-based ES/goods/impacts; N provision to crops and GHG emissions in relationship to 11 soil-based ES/good/impacts and C sequestration in relationship to 10 other ES/ goods/impacts (Fig. 9). In contrast, some soil-based ES/impacts were investigated in relation to only a few others. For example, P provision to crops was analyzed in relation only to biomass production, nutrient provision to crops, physical soil quality regulation, maintenance of biological soil communities or water pollution due to N. Finally, relationships not examined at all in the studies were those between soil physical quality regulation and all ES related to soil water (e.g. blue water provision, water quality



regulation of N); N provision to crops and P provision to crops; flood regulation and blue or green water provision; water quality regulation of N and nearly all soil-based impacts, physical soil quality regulation, maintenance of biological soil communities or soil erosion control; and C sequestration and physical soil quality regulation, maintenance of biological soil communities or soil erosion regulation. Only one study (Guinet et al., 2020) analyzed the relationship between an ES (water quality regulation of N) and its associated impact (water pollution due to N).

Increasing the threshold from 0.25 to 0.50 for correlation and regression analyses did not change the pattern. Few pairs of ES/impacts showed only non-significant relationships at the 0.50 threshold when they showed two types of relationships at the 0.25 threshold. The number of non-significant relationships changed the most for biomass production (107 vs. 126 at 0.25 or 0.50, respectively), N provision to crops (26 vs. 33 at 0.25 or 0.50, respectively), C sequestration (30 vs. 36 at 0.25 or 0.50, respectively), water pollution due to N (46 vs. 57 at 0.25 or 0.50, respectively), water pollution due to P (20 vs. 25 at 0.25 or 0.50, respectively) and soil erosion (36 vs. 44 at 0.25 or 0.50, respectively). See Fig. A.8 for results of relationships with the 0.50 threshold.

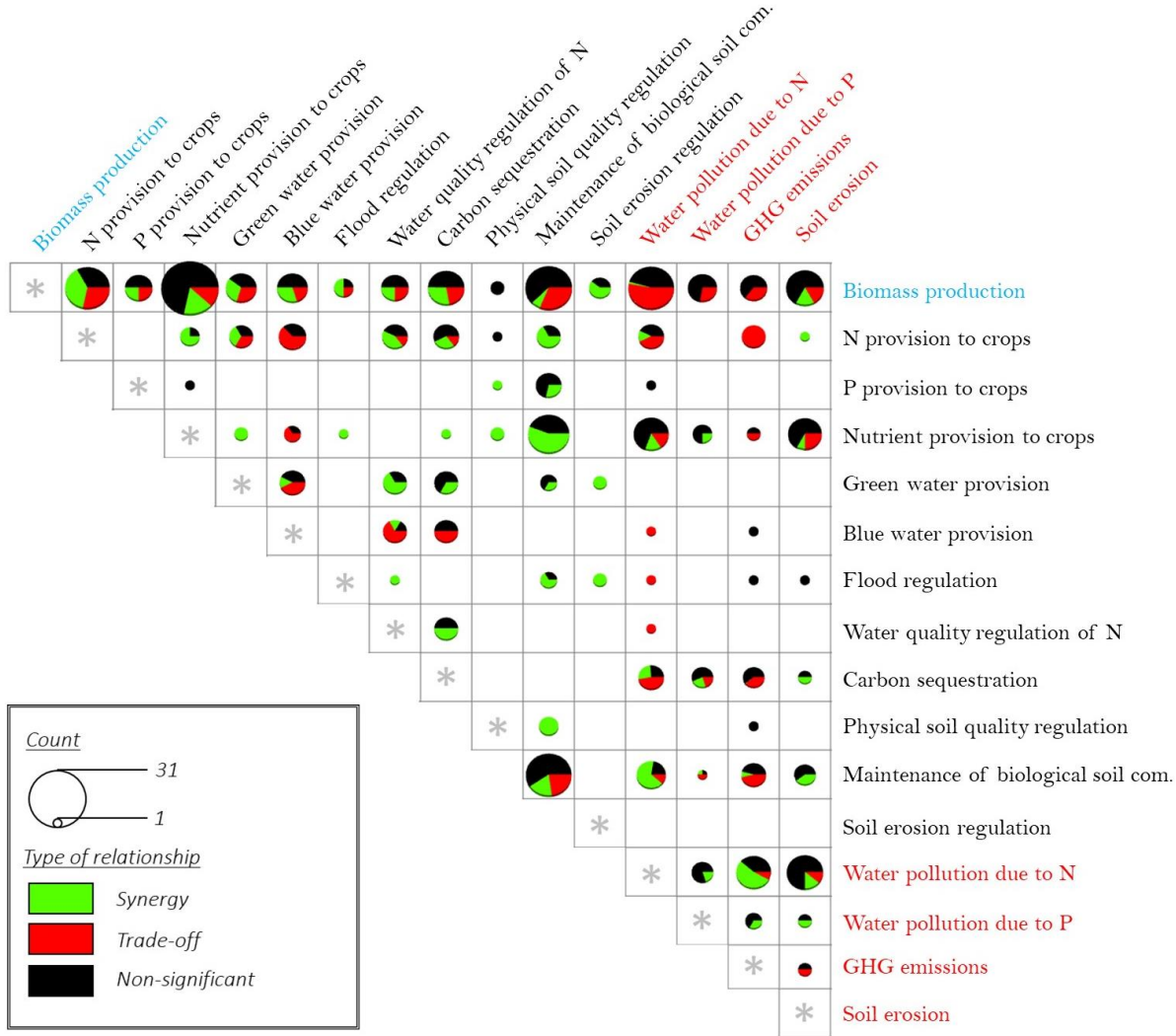


Fig. 9 - Relationships between pairs of a soil-based ecosystem service (black text), a good (blue text) or an impact (red text) analyzed in the studies reviewed that exceeded a strength threshold of  $r = 0.25$ . N: nitrogen, P: phosphorus, GHG: greenhouse gas.

### 3.3.3. The specific relationships between biomass production and soil-based ES/impacts

Regardless of the correlation threshold considered (0.25 or 0.50), no clear general trends emerged in the relationships between the good, ES or impacts analyzed (Fig. 9 & **Annexe 9**). Many pairs of soil-based ES/good/ impacts exhibited two ( $n = 24$  out of 73 for a strength threshold of  $r = 0.25$  and  $n = 28$  out of 73 for strength threshold of  $r = 0.50$ ) or all three ( $n = 27$  out of 73 for a strength threshold of  $r = 0.25$  and  $n = 22$  out of 73 for a strength threshold of  $r = 0.50$ ) of the types of relationship (synergy, trade-off or non-significant).

Many of the relationships between biomass production and the other ES/impacts were non-significant, as were those between biomass production and maintenance of biological soil communities, nutrient provision to crops, C sequestration or three of the impacts considered (Fig. 9). For example, [Williams and Hedlund \(2014\)](#) observed no significant relationship between crop yield and SOC or any of the microbial parameters they assessed (maintenance of biological soil communities) in fertilized cereal-based systems with or without leys. As we hypothesized, agricultural production and regulating ES did not always result in trade-offs. Our results differed from those of the review of [Lee and Lautenbach \(2016\)](#), who observed that most relationships between regulating and provisioning ES were trade-offs, a trend also observed in the review of [Saidi and Spray \(2018\)](#). According to these latter authors, most studies of bundles of ES in agroecosystems indicated that high biomass production were often associated with low levels of regulating ES (see also [Baro et al., 2017](#); [Maes et al., 2012](#); [Raudsepp-Hearne et al., 2010](#); [Yang et al., 2015](#)). However, they also mentioned that the strength of these trade-offs differed among studies. Focusing on agroecosystems and temperate climates appears to have improved our understanding of relationships between biomass production and regulating ES. Our results demonstrated that maximizing soil-based ES does not always require decreasing agricultural production, depending instead on the production situation, soil and climate context.

### 3.3.4. The maintenance of biological soil communities

Most relationships between maintenance of biological soil communities and other ES/impacts were synergies (e.g. N provision to crops, nutrient provision to crops, physical soil quality regulation) or non-significant (e.g. P provision to crops, green water provision); trade-offs were observed only with the impacts or with other indicators of maintenance of biological soil communities.

All three types of relationship were observed between the various indicators of maintenance of biological soil communities. For example, [Liu et al. \(2019\)](#) observed that the presence of earthworms decreased significantly fungi abundance in the soil system (trade-off) but not bacteria abundance (non-significant). [Schipanski et al. \(2014\)](#) observed that introducing cover crops to a three-year rotation increased arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) colonization and beetle activity (synergy). [Massaccesi et al. \(2020\)](#) observed a positive relationship between AMF and bacteria abundance (synergy) when comparing three cropping systems (i.e. conventional, organic and organic mulch-based) but observed no significant relationship between soil invertebrates and fungi, bacteria or AMF abundance.

### 3.3.5. Analyzing other synergies and trade-offs

Green water provision exhibited trade-offs only with blue water provision, biomass production and N provision to crops. Blue water provision was observed mainly as a trade-off with other ES/impacts, except with biomass production, for which the relationship was mainly non-significant. Nutrient provision to crops was observed mainly in synergy with maintenance of biological soil communities, soil physical quality regulation and C sequestration (albeit in only one study). Most relationships between nutrient provision to crops and impacts were non-significant, but several studies observed trade-offs with the soil erosion impact. N provision to crops was rarely observed in trade-off with maintenance of soil biological communities, physical soil quality regulation, C sequestration, nutrient provision to crops or water quality regulation of N. In general, impacts were rarely observed in synergy with N provision to crops or biomass production but most relationships between the different indicators of impacts were synergistic or non-significant.

### **3.4. Effects of drivers on the provision of bundles of soil-based ES/goods/impacts**

Effects of rotation diversification, fertilization management and soil tillage were the drivers of bundles of soil-based ES/goods/impacts analyzed most frequently (in 15, 14 and 7 studies, respectively) (Table 2). In contrast, effects of climate (n = 4), soil properties (n = 4), crop residue management (n = 4), irrigation treatment (n = 3) or farmscaping (n = 4) on bundles of ES/good/impacts were rarely investigated (Table 2).

Table 2. Qualitative summary of positive (+), negative (-) and lack of (=) effects of drivers on bundles of ecosystem services (ES), a good (biomass production) and impacts. Symbols in grey show non-significant trends.

Type	Driver studied	Biomass production	N prov. to crops	P prov. to crops	Nutrient prov. to crops	Green water prov.	Blue water prov.	Water qual. reg. of N	Flood reg.	C sequestration	Physical soil qual. reg.	Maint. bio. soil com.	Soil erosion reg.	Water poll. due to N	Water poll. due to P	GHG emissions	Soil erosion
Climate (n=4)	Optimal temperature and precipitation	+								=				+	=	-	
Soil properties (n=4)	Increasing clay content	-	=		=	+	=	+		-	+	+					
	Increasing available water capacity	+	+			+	-	+		=							
	Increasing pH	=	+			+	-	+		-							
	Increasing bulk density	-			-	-		-			-	-					
Rotation diversification (n=15)	Lengthening rotations	+			-							=					
		+	+/=														
			+/-												-		
		-	=	=										=			
	Introducing legume species	+	+					-							=		
	Introducing legumes and increasing their duration	+	+		+		-										
	Introducing ley	=			+	+							+				
			=	-	=	=							+				
	Increasing ley duration											+					
	Introducing an energy crop	=					-						-				
	Introducing cover crops	=	+		+								+	+	+		-
								-			+				+		+
-		+			+	-	+			+		=					
					-/=	-											
Using legume instead of non-legume cover crops						=			=						=		
Changing the type of cover crop											=						
Crop residue mgmt. (n=4)	Increasing crop residues on the soil surface	+	+		+		=										
	Incorporating straw	+								+				+		-	



#### 3.4.1. Effect of climate on relationships between soil-based ES/good/impacts

Four studies investigated effects of climate on soil-based ES/goods/ impacts, but most of their results were difficult to obtain. One study highlighted that optimal temperature and precipitation during critical growth periods can have a positive effect on water pollution due to N and non-significant effects on biomass production, C sequestration, water pollution due to P and GHG emissions.

Increasing the irrigation rate can have positive effects on biomass production and C sequestration that may decrease as the rate increases, but has a negative effect on water pollution due to N. Effects on GHG emissions depended on the N application rate and may have been due to threshold effects (Nguyen et al., 2018).

#### 3.4.2. Effect of soil properties

Only four studies investigated relationships between soil properties and soil-based ES/goods/impacts. A higher clay content can have a positive effect on physical soil quality regulation but no significant effects on maintenance of biological soil communities, green water provision or water quality regulation of N, and negative effects on biomass production and C sequestration. One study observed that an increase in soil bulk density can have negative effects on maintenance of biological soil communities, nutrient provision to crops and physical soil quality regulation. Effects of an increase in soil pH varied. According to Ellili-Bargaoui et al. (2021), increasing soil pH, as well as increasing the C content of the topsoil, can drive synergies between green water provision, N provision to crops and water quality regulation of N, but result in a trade-off with C sequestration. According to Obiang Ndong et al. (2021), an increase in soil pH can have negative effects on green water provision, water quality regulation of N and biomass production. An increase in available water capacity can have positive effects on green water provision and water quality regulation of N but a negative effect on blue water provision. Effects on biomass production can be positive (Ellili-Bargaoui et al., 2021), but Obiang Ndong et al. (2021) observed lower biomass production in areas with the highest available water capacity. According to these results, green water provision and water quality regulation always tend to have synergistic relationships in response to changes in soil properties.

#### 3.4.3. Effect of cover-crops and rotations

Rotation diversification can drive synergies between biomass production, nutrient and N provision to crops and maintenance of biological soil communities, with a possible trade-off with blue water provision (Table 2). These effects can be site-specific and depend on the main crops (Smith et al., 2008; Stoltz et al., 2018). The effects differed for green water provision, water quality regulation of N, water pollution due to N and GHG emissions. Introducing ley or legumes, such as alfalfa, and increasing their duration in the rotation had positive or non-significant effects on most ES/goods/impacts investigated (i.e. biomass production; N and nutrient provision to crops; green water provision and maintenance of biological soil communities), but a negative effect on blue water provision or water quality regulation of N. Regardless of the species used, introducing cover crops to the rotation can have positive effects on N and nutrient provision to crops, C sequestration, water pollution due to N, soil erosion control and sometimes maintenance of biological soil communities (AMF and insects; Schipanski et al., 2014). In contrast, cover crops can also have negative effects, in dry conditions, on blue water provision and green water provision to the following crop. The negative effect on blue water depends on the cover crop sowing date and the interaction between cover crop



management and precipitation distribution (Meyer et al., 2020). Effects of cover crops on GHG emissions varied but can be positive overall, especially due to a positive effect on C sequestration that can compensate for potential increases in N<sub>2</sub>O emissions (Tribouillois et al., 2018). As previous studies have shown, rotation diversification (Dardonville et al., 2022a, 2022b), particularly introduction of cover crops (Blanco-Canqui et al., 2015; Büchi et al., 2018; Schipanski et al., 2014; Tonitto et al., 2006; Tribouillois et al., 2018) and ley (Martin et al., 2020) seems to be robust agroecological practices to reach balanced bundles of ES. Diversifying cropping systems and increasing soil coverage are indeed well recognized as core agroecological practices for developing lower-input cropping systems (Dardonville et al., 2020; Duru et al., 2015; Garland et al., 2021). However, potential trade-offs between green water provision and blue water provision or biomass production, when introducing cover crops or alfalfa to the rotation, should be consciously considered, as mentioned by Obiang Ndong et al. (2021). Tribouillois et al. (2018 and 2022) and Meyer et al. (2020) investigated potential effects of short- and long-duration cover crops on these trade-offs. They suggested that the trade-off with biomass production, that reduces soil water available for the next crop, appear with long-duration cover crops only and can be reduced and even avoided if the cover crops are terminated between November and April and, in dry regions, ideally before winter. While these authors demonstrated that cover crops usually decreased drainage (i.e. blue water provision), which is one of the key beneficial water flows from fields to hydrosystems, Tribouillois et al. (2022) showed that they might have not influence water resources significantly in a water-deficit watershed in south-western France.

#### 3.4.4. Effect of tillage

Switching from tilled to no-till systems can have positive effects on physical soil quality regulation, maintenance of biological soil communities and nutrient provision to crops, depending on soil texture, and on green water provision, blue water provision and C sequestration. However, as the meta-analysis of Haddaway et al. (2017) showed, effects of no-till on C sequestration depend strongly on soil and climate conditions and are not always strong in temperate climates. Effects on biomass production varied. Changing from conventional plowing to conservation tillage (i.e. techniques with no soil inversion, such as direct drilling, mulching or strip tillage) can have positive effects on nutrient provision to crops, green water provision and soil erosion control, but can have negative effects on water pollution due to P and biomass production. Tamburini et al. (2016) showed that even with inorganic fertilization, conservation-tillage techniques resulted in fewer trade-offs between ES than conventional techniques. In general, our results indicated that effects of reduced tillage, the third pillar of conservation agriculture with rotation diversification and soil coverage, were positive overall, but can result in trade-off with biomass production.

#### 3.4.5. Effect of fertilization

Fourteen of the studies focused on effects of fertilization management on the provision of ES/goods/impacts, of which 11 investigated effects of N application rates and 6 investigated effects of changing the type of fertilization from mainly inorganic to organic (Table 2). The studies reviewed showed that a large increase in N fertilization, regardless of the farming system, can have positive effects on biomass production and C sequestration, but negative effects on water pollution due to N and P and on GHG emissions. One study showed that increasing N fertilization (regardless of the type of fertilizer) can have a small positive effect on N provision to crops and negative effects on water pollution due to N and GHG emissions, but with threshold effects (Herrmann et al., 2017). Most effects

on maintenance of biological soil communities, nutrient provision to crops and green water provision were non-significant. Effects of N application rate did not differ greatly between inorganic and organic fertilization. Our results showed that organic fertilization, generally compared to inorganic fertilization, may increase soil-based ES, especially nutrient provision to crops and maintenance of biological soil communities, and may decrease water pollution due to N. These results differ from those of [Misslin et al. \(2022\)](#), who showed that increasing organic fertilization can increase nitrate leaching and ammonia emissions but also C sequestration and soil structural quality, two ES not investigated in relation to organic fertilization in the studies reviewed. These authors highlighted that decreasing nitrate losses requires precise organic fertilization management based on soil-based ES (nutrient provision to crops) and specific soil and climate conditions. Effects on biomass production were negative or non-significant. Trade-offs were observed between biomass production and nutrient provision to crops when comparing conventional farming (i.e. inorganic fertilization and mechanical plowing), which had the highest biomass production and lowest nutrient provision to crops, to traditional farming (i.e. manure application and animal traction used for plowing), which had the lowest biomass production and highest nutrient provision to crops ([GonzalezEsquivel et al., 2015](#)). Effects on impacts were positive or non-significant, but rarely investigated.

#### 3.4.6. Effect of farmscaping

Farmscaping and hedgerows or forests fragments around the fields had mainly negative effects on biomass production and potentially on maintenance of biological soil communities, with varying effects on nutrient provision to crops. Effects of farmscaping on impacts were positive or non-significant.

#### 3.4.7. Multi-drivers analysis

Few studies investigated effects of combination of drivers. For example, one study indicated that compared to inorganic fertilization with no cover crops, organic fertilization with cover crops can have a positive effect on water pollution due to N and an overall positive effect on maintenance of biological soil communities (i.e. bacterial bioass, AMF and soil invertebrate biodiversity). They also observed that switching organic systems from plowing tillage and fertilization without cover crops to mulch-based no-tillage with cover crops can have a positive effect on nutrient provision to crops, but can result in a trade-off with biomass production and may have no effect on P provision to crops, water pollution due to N or maintenance of biological soil communities ([Massaccesi et al., 2020](#)).

Our analysis of drivers of soil-based ES provided key information to design productive cropping systems that provide balanced bundles of ES. While some of our results need to be comforted with further analyses as they reflect only few studies, they support those of recent reviews of effects of agroecological practices on biomass production and ES ([Beillouin et al., 2021](#); [Palomo-Campesino et al., 2018](#); [Tamburini et al., 2020](#)): productive cropping systems can be designed to benefit from and support provision of ES. Also, it appeared that the three pillars of conservation agriculture (i.e. rotation diversification, soil coverage and reduced tillage), together with organic fertilization seem to be promising practices to provide balanced bundles of ES and some studies demonstrated that implementing all three pillars of conservation agriculture generally have synergistic effects on ES bundles ([Duru et al., 2015](#); [Garbach et al., 2016](#); [Pittelkow et al., 2015](#)).



### 3.5. Using indicators of soil-based ES/good/impacts

The complexity involved in identifying and using relevant indicators remains a major issue in ES research ([Dardonville et al., 2022b](#); [Soulé et al., 2021](#)). The use of multiple indicators to describe the same process is promoted because doing so reduces the risk of poor-quality results if only a single indicator is used and it is ultimately non-relevant. However, we recommend clearly defining the concepts of ES, goods and impacts before determining the indicators, because standardized definitions are needed to allow meta-analyses and improve assessments in ES research ([Paul et al., 2020](#)). We also recommend relating a given indicator to a single ES/good/impact to facilitate interpretation of results. Thus, we promote developing a core set of ES/good/impact definitions with associated indicators for future ES assessments, as well as a common “minimum dataset” of soil properties ([Andrews et al., 2004](#)), which could be broadly used to develop soil-based ES indicators. This strategy could reduce the wide variety of bundles of ES/goods/impacts considered in the studies reviewed and will facilitate repeatability and comparability across studies.

### 3.6. Limits of the review

We reviewed and summarized the current literature on soil-based ES/good/impact relationships in temperate agroecosystems, which represented only 40 papers. We suggest this analysis to be extended to studies that do not use the concept of ES at all, and that could not be retrieved using our query, but for which the indicators assessed can be clearly related to indicators of soil-based ES or impacts according to our ontology. This could greatly increase the number of available studies for the review as the non-yet stabilized concept of ES poses a limit to the capitalization of knowledge. It could also allow the inclusion of studies that only deal with negative impacts from agriculture.

As a mix between a qualitative and a quantitative review, it was not possible to assess the statistical strength of the results of studies (i.e. corresponding to the effect size for meta-analyses).

Finally, in contrast to [Lee and Lautenbach \(2016\)](#), we did not analyze the effects of the method used to assess ES/good/impact relationships on their type. Such analysis could help in identifying potential biases related to the difficulty to capture all three types of relationships (trade-off, synergy and non-significant) with the same level of confidence. For example, in the studies selected, correlations were the most common method used to explicitly analyze ES/good/impact relationships; according to [Lee and Lautenbach \(2016\)](#), using correlations would increase the probability to identify non-significant relationships. The high number of studies using correlations also highlights that there is a lack of studies that use methods allowing to capture non-linear relationships and threshold effects like machine learning (e.g. [Obiang Ndong et al., 2021](#); [Herrmann et al., 2017](#)).

## 4. Conclusion

We performed a systematic review of relationships between soil-based ES, impacts and biomass production in temperate annual cropping systems. We developed a new ontology of soil-based ES that is more accurate and adapted to agroecosystems than previous classifications and that also distinguishes explicitly ES from negative impacts of agricultural practices. We recommend consolidating and adding to this ontology incrementally based on advances in ES research. We summarized information on relationships between 73 pairs of ES/goods/impacts investigated in the 40 reviewed studies.

Our review shows that all three types of relationship (synergy, trade-off and non-significant) were observed between biomass production and soil-based ES, but most were non-significant, which indicated that provisioning and regulating ES did not always experience trade-offs. Only non-significant or synergistic relationships were observed between maintenance of biological soil communities and the other soil-based ES. We highlighted that some key relationships were not investigated in the corpus selected, thus identifying major research fronts, such as relationships between C sequestration and physical soil quality regulation or maintenance of biological soil communities.

Analysis of drivers of bundles of ES/goods/impacts indicated that the three pillars of conservation agriculture along with organic fertilization seem to be promising techniques to provide balanced bundles of ES. Although trade-offs can occur, as with blue water provision after incorporating cover crops, and should be consciously considered when adapting management strategies. Our results support the results of recent reviews of effects of agroecological practices: there are alternative cropping systems that support both biomass production and the provision of balanced bundles of ES.

## Encadré 2 – Présentation du modèle STICS

Dans les chapitres suivants (chapitres 3 et 4) il est mentionné que le modèle STICS a été utilisé comme outil de simulation du système sol-plante pour différents systèmes de production afin d'utiliser les sorties du modèle pour calculer des indicateurs de production agricole, de SE et d'impacts. Cet encadré a pour objectif de présenter brièvement le fonctionnement du modèle.

Le modèle STICS (*Scientific, Technical and Inter-disciplinary simulator of soil-Crop System functioning*) est un modèle biophysique qui permet de simuler, au pas de temps journalier, la dynamique de fonctionnement du système sol-plante, pour les cultures principales et les couverts intermédiaires, à l'échelle d'une parcelle homogène en termes de climat, de type de sol et de pratiques de gestion de l'agrosystème (Le Bas, 2016 ; Obiang Ndong et al., 2021) (Fig. 10). Il se décompose en différents modules qui permettent de simuler :

- La croissance de la plante ;
- Le cycle du Carbone et des nutriments (dans les compartiments plante, résidus, sol, solution du sol) ;
- Les flux hydriques.

STICS a été paramétré pour être utilisable sur une large gamme de situations pédoclimatiques à l'échelle de la France et au-delà (Obiang Ndong et al., 2021). Il est aujourd'hui calibré et considéré comme robuste pour un vaste ensemble de cultures principales et intermédiaires (Justes et al., 2009; Constantin et al., 2012; Constantin et al., 2015; Coucheney et al., 2015; Tribouillois et al., 2018; Artru et al., 2018; Yin et al., 2020).

STICS simule ce qu'on appelle des unités de simulations (usm) qui nécessitent, pour chacune, de renseigner la (ou les) culture(s) semée(s) sur une ou deux années (en cas de culture d'hiver), l'itinéraire technique conduit sur cette (ces) culture(s), les propriétés du sol ainsi que ses teneurs initiales en eau et en azote minéral, le climat de l'année (ou des années) considérée(s) et enfin la station météorologique où ont été mesurées les données climatiques (Fig. 10). Il est possible de faire tourner chaque usm indépendamment ou de les enchaîner pour simuler des rotations culturales. Le modèle prend alors en compte l'état du système au dernier jour de l'unité N pour initialiser l'unité N+1.

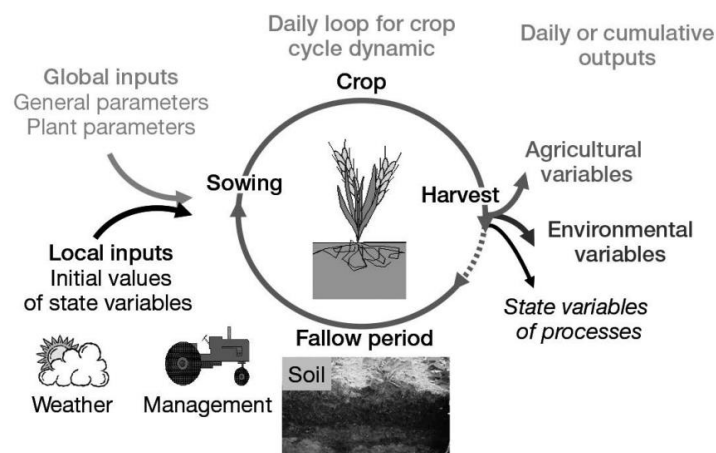


Fig. 10 – Principe de fonctionnement du modèle STICS, tiré du manuel STICS soil-crop model, édition 2023.

La version de STICS utilisée durant ces travaux de thèse est la version 10.0.

# Chapitre 3 : Une analyse, par modélisation, des niveaux, des dynamiques et des relations temporelles entre production agricole, SE et impacts liés au fonctionnement du sol, pour des systèmes de culture actuels et agroécologiques du site de l'OPE : simulations en climat passé

## 1. Introduction

Farmers have to face a big challenge to ensure food security of an increasing population while simultaneously adapt crop management to strongly reduce the environmental impacts of their input-based agricultural systems (Foley et al., 2011; Therond et al., 2017; Balbi et al., 2015; Wittwer et al., 2021). Indeed, input-based agriculture is one of the first source of anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions, biodiversity losses and water pollution by pesticides, phosphates and nitrates, especially as a significant part of nitrogen applied in input-based systems is not taken up by crops (FAO, 2002; Hoang and Allaudin 2011; Therond et al., 2017). Additionally, the recent socio-politic context was marked with one of the biggest increase of fertilizers prices over the last 40 years, with a record in 2022 (Paulson et al., 2023) which made input-based systems less cost-effective at equivalent yields. Facing these realities and future economic uncertainties, one of the main issues of today's and tomorrow's agriculture is thus to reduce the use of chemical inputs and promote more N self-sufficient agricultural systems that would help reduce environmental impacts, especially N-related losses but also prevent farmers from growing financial imbalances related to increasing production costs.

A well-recognised alternative to these input-based farming systems is to develop biodiversity-based systems that provide and benefit from balanced bundles of ecosystem services (ES) as drivers of agricultural production (Duru et al., 2015; Therond et al., 2017, Bommarco et al., 2013; Tamburini et al., 2020; Garbach et al., 2016; Gaba et al., 2014).

The recent reviews of Bellouin et al. (2021), Tamburini et al. (2020), Kadykalo et al. (2020) and Garbach et al. (2016) showed that agroecological practices like cover crops and crop diversification, e.g. with legumes, have an overall positive effect on a wide range of ES without systematically compromising yield and so constitute promising practices to design more sustainable systems.

The reintroduction of legume species in cropping systems, mainly based on cereals and oleaginous, can play a key role for developing more N self-sufficient cropping systems, with reduced or no use of nitrogen fertilizers (Duru et al., 2015; Guinet et al., 2020). They increase soil mineral N availability for subsequent cash crops thanks to symbiotic fixation and mineralisation of nitrogen rich residues and can accelerate the decomposition of native soil organic matter known as priming effect (Plaza-Bonilla et al., 2015; Guinet et al., 2018 & 2020; Virk et al., 2022; Geng et al., 2023). Despite those benefits, the use of legume species has declined over the last 30 years for grain crops and 60

years for forage crops and still represent a very few areas of arable land in Europe (less than 4% in 2014) (Voisin et al., 2014; Vertès et al., 2015).

On another hand, several studies (Schipanski et al., 2014; Blanco-Canqui et al., 2015; Couédel et al., 2018) effectively showed that the implementation of cover crops into the rotation (including either legume and non-legume species) can increase the delivery of multiple ES such as N provision to subsequent crops, maintenance of biological communities, weed regulation, nitrate catch crop service, and soil organic C storage. Although, cover crops should be managed carefully in order to avoid possible trade-offs between green and blue water flows or undesired higher GHG emissions than in non-cover crop systems (Schipanski et al., 2014; Tribouillois et al. 2018a; 2022; Shackelford et al., 2019).

Most studies dealing with positive or negative effects of agroecological practices on ES and impacts assess the average levels of ES that can be provided by these alternative systems but they rarely analyse the temporal dynamic provision of these ES and the temporal interactions that may exist between them and between these ES and agricultural production (Obiang Ndong et al., 2020; Cadel et al., 2023). This might be due to a lack of long-term and spatial available data to capture the spatiotemporal dynamics of ES (Obiang Ndong et al., 2020; Holland et al., 2011). Furthermore, the recent systematic literature review of Cadel et al. (2023) on the relationships between soil-based ES in temperate annual cropping systems reported that the relationships between ES and agricultural production are much more investigated than the relationships between ES themselves. However, only such evaluations will provide the necessary key information to design stable agricultural systems that rely on balanced bundles of ES, to select the practices that favour synergies between ES and limit the trade-offs (Bennett et al., 2009; Power et al., 2010; Cord et al., 2017; Balbi et al., 2015; Obiang Ndong et al., 2021; Fu et al., 2015), and adapt management strategies according to temporal effects, especially to prevent temporal trade-offs.

In this study, we assessed, through dynamic simulation over 20 years, levels and relationships between key ES provided by agroecological cropping systems, in North-East of France, designed to promote N self-sufficiency and accordingly, reduce the use of synthetic fertilizers compared to local applications. These latter were based on the integration of legume species into the reference rotations of the local input-based systems: a) long mixed cover crops with legume (crimson clover) along with spring crops, b) grain legume (pea) combined to long mixed cover crops (crimson clover) and c) fodder legumes (alfalfa) combined to short mixed cover crops (crimson clover). We focused the analysis on soil-based ES which are among the main drivers of agricultural production (Tibi et Therond, 2018; Obiang Ndong et al., 2021; Cadel et al., 2023) but, as recommended by Soulé et al. (2021) and Cadel et al. (2023), we clearly distinguished ES and negative impacts from management practices.

We addressed three major issues: *i) What are the overall and temporal effects of these legume-based agroecological systems on the balance between yields and N self-sufficiency? ii) What about these agroecological systems to mitigate GHG emissions and reach C neutrality? And iii) What about these agroecological systems to reduce the environmental impacts?* We hypothesized that all these agroecological systems will increase N provision to crops, improve the overall GHG balance and reduce NO<sub>3</sub>-lixiviation, compared to input-based systems. According to Cohan and Pauget (2011), Vertès et al. (2015) and Couédel et al. (2018) we hypothesized that systems with Alfalfa will provide the highest levels of N green manure effect for

subsequent cash crops followed by the systems that combined long cover crops and pea and finally the systems with long cover crops only.

## 2. Methods

### 2.1. Simulation design

#### 2.1.1. Case Study

Our case study is the French long-term environmental observatory of ANDRA (the french national radioactive waste management agency) located in the “Grand Est” region (North-Est) of France (Fig. 11). It covers approximately 900 km<sup>2</sup> of low slope plateaus and small valley with arable and crop-livestock farming systems (annual crops, temporary grasslands and pastures) and forest lands. An area of 345 km<sup>2</sup> constitutes a reference zone for environmental monitoring and data gathering (biodiversity, water quality, soil data, etc.) from forest lands, croplands and urban areas (Fig. 11). The main cultivated crops are rapeseed, wheat, barley and forage maize (in case of livestock). Due to the low number of livestock systems, the great majority of cropping systems are fertilized with chemicals. The use of cover crops is currently driven by the European Nitrate Directive designed to reduce NO<sub>3</sub><sup>-</sup> leaching. Accordingly, the choice of species as well as sowing and destruction dates are rarely defined according to the objective of providing ES. The main soil types correspond to Calcic Epileptic Cambisols (Humic) (33% of which Rendosol, Rendisol and Calcisol); Hypereutric Cambisols (13% of which Calcisol and Calcosol) and Dystric Cambisols (11% of which Neoluvisol and Brunisol) (IUSS Working Group WRB, 2022).

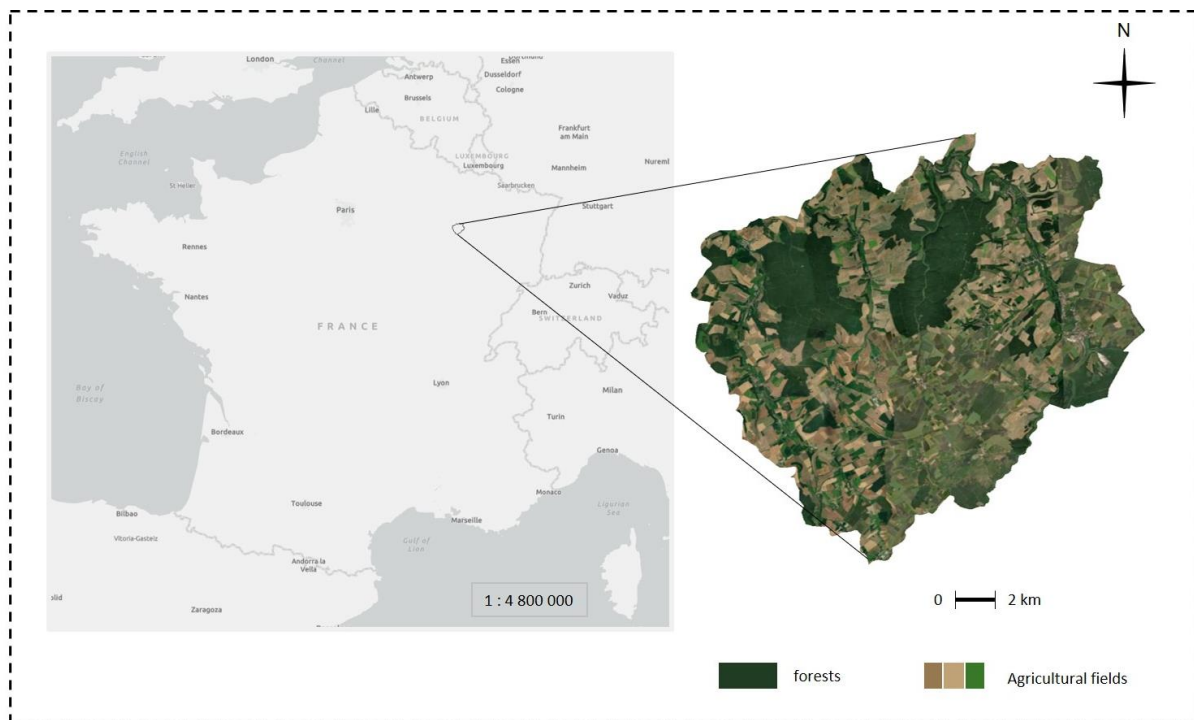


Fig. 11 – The reference zone for environmental monitoring of the French long-term environmental observatory of ANDRA, with satellite view.

The semi-continental climate shows a mean annual temperature of 10.2°C and mean annual precipitations of 987 mm ranging from 761 to 1452 mm over the last twenty years (Fig. 12).

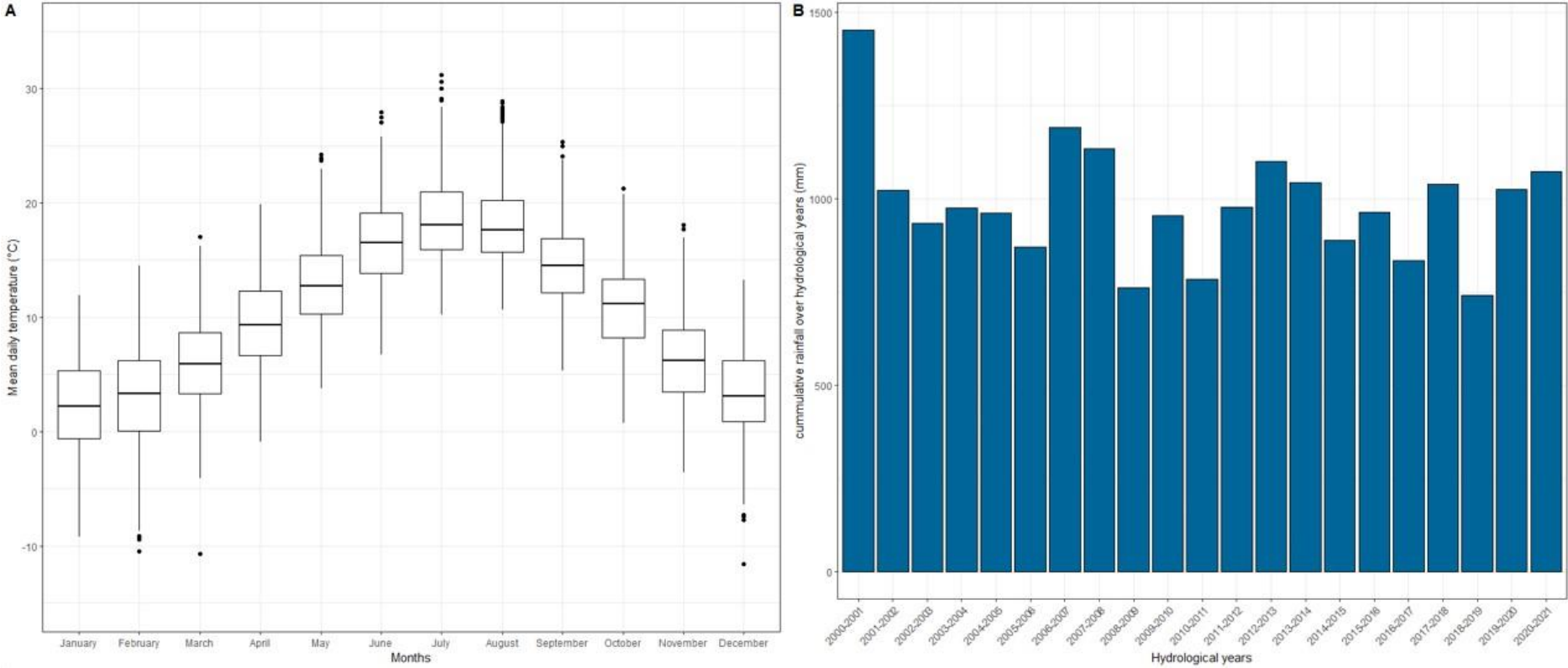


Fig. 12 – Mean monthly temperature and annual precipitations of the study region, calculated over hydrological years, from 2000 to 2021.



### 2.1.2. STICS model

The dynamic soil-crop simulation STICS model (Brisson et al., 2009) was used to simulate the dynamic of crop yields and a set of soil-based ES and impacts for the investigated cropping systems over 20 years. STICS already demonstrated its ability to simulate accurately the daily dynamics of plant growth and biomass, C and N dynamics, residues decomposition and water fluxes on a wide range of French agroecosystems (Coucheney et al., 2015) for both cash crops and cover crops on various types of soil (Justes et al., 2009; Constantin et al., 2012; Constantin et al., 2015; Coucheney et al., 2015; Tribouillois et al., 2018; Artru et al., 2018; Yin et al., 2020). Also, previous studies used STICS to evaluate the provision of ES on the French national agricultural territory and provided a list of possible relevant indicators of ES, with most of them related to soil functioning (see The French NEA in EFESE-EA, 2017; Obiang Ndong et al., 2021, Launay et al. 2021). All simulations were performed using the last available version of STICS v.10.0.0.

### 2.1.3. Soil data

Simulations were performed on three soils representative of the case study area, differing on depth, texture and stoniness (Annexe 10): a short and clay stony soil, a Rendosol (among the Calcaric Epileptic Cambisols); and two medium length soils, a Calcisol (among the Hypereutric Cambisols) and a Neoluvisol (among the Dystric Cambisols), the latter less represented than the two others on the agricultural part of the study area but which represents a good soil reference quite easy to understand in terms of soil functioning to analyse the provision of a range of ES/goods/impacts. Soil characteristics (Table 3) were measured from samples collected in January 2023 from 3 plots cultivated with annuals, each corresponding to one soil type. The bulk density of each horizon was measured using 500 cm<sup>2</sup> cylinders. To evaluate the Available Water Capacity, soil moisture at -10 kPa (supposed to represent the water potential at field capacity) and at -1500 kPa (supposed to represent the water potential at the permanent wilting point) were measured on undisturbed soil aggregates of about 10 cm<sup>3</sup> using a pressure plate apparatus (Cresswell et al., 2008).

Table 3 – Soil characteristics required as STICS's input data. Columns in grey correspond to soil data only required in STICS for the first horizon. We also added information on the initial amount of soil Organic Matter (OM) in each soil. For bulk density, soil moisture at wilting point and soil moisture at field capacity, the corresponding depth in cm are mentioned in brackets.

	OM (g.kg <sup>-1</sup> )	Clay (%)	Org N (%)	CaCO3 (%)	pH	C/N	Max. rooting depth (cm)	Bulk density (g.cm <sup>-3</sup> )	Pebbles (%)	Soil moisture at wilting point (g.100g <sup>-1</sup> dry)	Soil moisture at field capacity (g.100g <sup>-1</sup> dry)
Neoluvisol	28.0	23.7	0.17	0	6.98	9.8	75	1.38 (0-15)	-	12.25 (0-15)	24.44 (0-15)
				<i>non</i>			1.43 (15-28)	-	12.25 (15-28)	24.44 (15-28)	
				<i>calcarous</i>			1.44 (28-50)	-	15.16 (28-50)	22.48 (28-50)	
				1.26 (50-75)			-	27.43 (50-75)	36.76 (50-75)		
				1.45 (75-120)			80	22.22 (75-120)	38.82 (75-120)		
Calcisol	31.1	32.4	0.18	0.1	5.99	9.9	75	1.38 (0-15)	-	14.73 (0-15)	23.18 (0-15)
				<i>non</i>			1.47 (15-25)	-	14.73 (15-25)	23.18 (15-25)	
				<i>calcarous</i>			1.17 (25-50)	-	29.11 (25-50)	36.97 (25-50)	
				1.17 (50-75)			10	29.11 (50-75)	36.97 (50-75)		
Rendosol	52.5	42.6	0.33	2.4	7.99	9.4	25	1.45 (0-25)	20	22.22 (0-25)	38.82 (0-25)
				1.45 (25-60)			80	22.22 (25-60)	38.82 (25-60)		



#### 2.1.4. Cropping systems

We analysed data of a survey of farming practices, conducted by the French Chambers of Agriculture of Meuse and Haute-Marne districts on the study site from 2010 to 2019, to characterize the main current crop rotations and crop managements. We identified two “reference” current cropping systems: Rapeseed – winter Wheat – winter Barley [R1] and Forage Maize – winter Wheat – winter Barley [R2] (Fig. 13). To represent representative crop managements, we used median values for dates of soil tillage, sowing and harvest and mean levels for fertilizers application amounts (Table 4). For each of this cropping system, there were no cover crops and a tillage down to 25 cm was conducted 1 year over 3 (Fig 13). We used this information as input data for the STICS simulations representing the actual cropping systems over the study area.

Then, based on expert knowledge, we designed different agroecological systems, conserving the main current cash crops but, progressively, integrating different types of legume species in the rotation to increase N provision to the following reference cash crops, and accordingly reduce chemical inputs. Three main types of legume were considered: i) mixed long duration cover crops with crimson clover, ii) winter pea, and iii) alfalfa. They were selected due to their potential ability to increase the amount of soil N available for subsequent cash crops but also because they are already cultivated, locally, on the study region and thus, could be easily integrated in current cropping systems.

We finally designed 7 new agroecological cropping systems:

- One alternative to each of the two reference cropping systems based on the introduction of mixed long cover crops in the reference systems, assuming only surface tillage down to a maximum of 15 cm, and a reduced use of mineral N fertilization [R1.2 & R2.2] (Fig.13 & Table. 4). Spring wheat and spring barley were used, instead of winter ones, to be able to implement long duration cover crops. Cover crops were irrigated after sowing if soil water content falls down to 50% during the first month of plant growth after sowing as they were sown during a dry season over soils with a low water content.
- One alternative to the rapeseed-based reference cropping system integrating both mixed long cover crops, spring wheat and barley and winter pea in the rotation, assuming only surface tillage down to a maximum of 15 cm and a reduced use of mineral N fertilization [R1.3] (Fig.13 & Table 4).
- Two alternatives to each of the two reference systems, integrating both short mixed cover crops between winter cash crops and two-years Alfalfa in the rotation, assuming mainly surface tillage down to 10 cm and one tillage down to 25 cm 1 year over 5 to ensure Alfalfa residues incorporation after destruction, and a reduced use of mineral N fertilization. In a first version of this cropping system, Alfalfa is cut and 100% exported [R1.4E & R2.3E] for economic valorisation while in the second version, Alfalfa is fully incorporated to the soil [R1.4R & R2.3R] (Fig.13 & Table. 4).

We used the same type of cover crops in all agroecological cropping systems for both long and short intercropping periods, corresponding to a mix of Ethiopian mustard and crimson clover as parameterized and used in STICS simulation of Meyer et al. (2020). The objectives of this mixture were two-fold: i) a high amount of biomass after winter and ii) a high N fixation.

N fertilization was reduced for cash crops in all agroecological systems, compared to the reference systems, based on an expert-based potential levels of N supply from legume species to the following crop(s):  $-30 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$  for cash crops following the mixed cover crop with and without pea and  $-60\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$  (following [Launay et al., 2021](#)) for all cash crops in rotation with Alfalfa. In case of split applications, each of it is reduced proportionally to its weight in the total fertilization (Table 4). No N fertilization was applied on cover crops, winter pea and alfalfa.

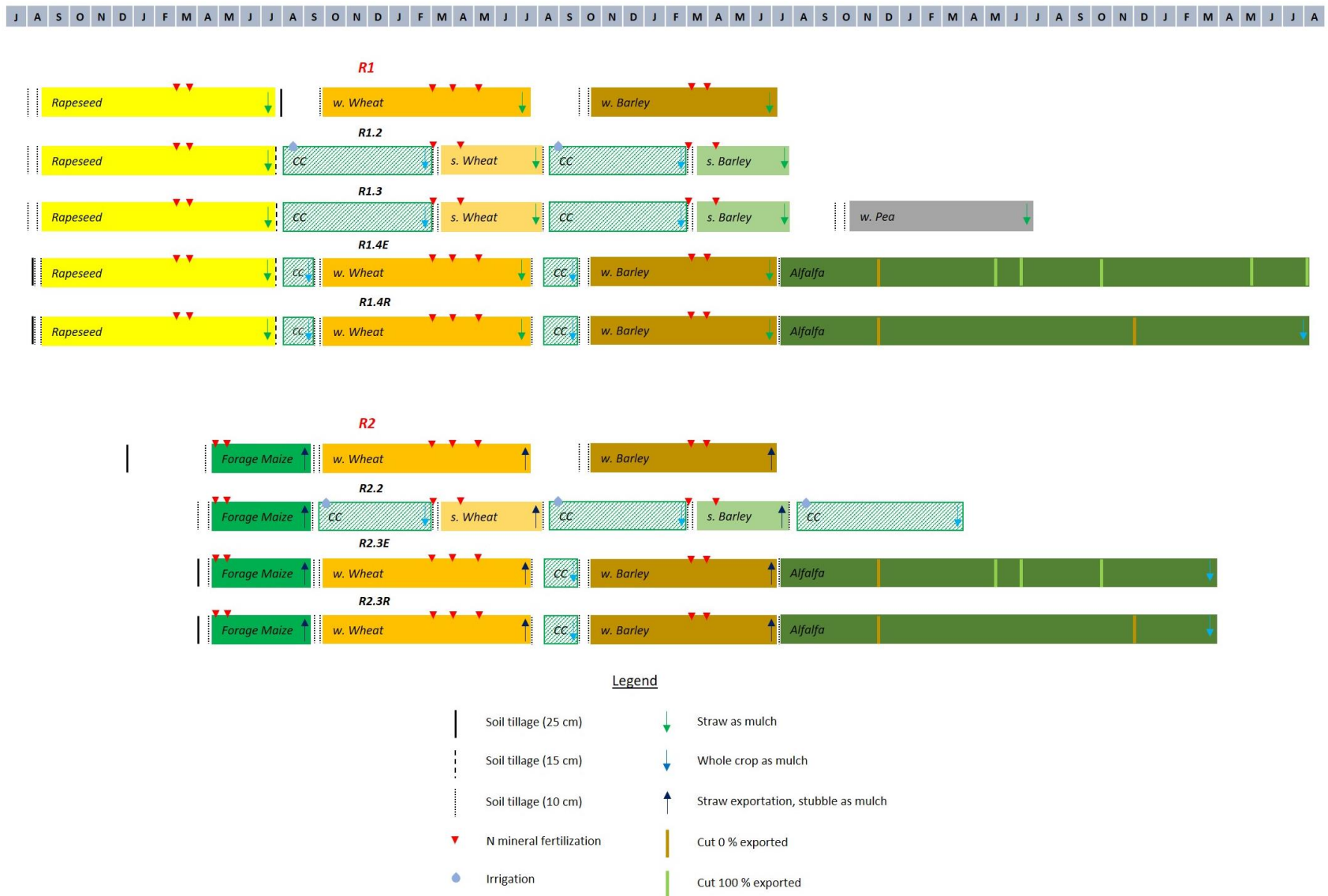


Fig. 13 – The simulated cropping systems with technical operations. “CC”: Cover crops; “w.”: winter crop; “s.”: spring crop. See Table 4 for details of N fertilization. R1: Rapeseed-based reference system, R1.2: Rapeseed-based long CC system, R1.3: Rapeseed-based system that combines long CC and pea, R1.4E: Rapeseed-based system with alfalfa exported, R1.4R: Rapeseed-based system with alfalfa incorporated, R2: Maize-based reference system, R2.2: Maize-based long CC system, R2.3E: Maize-based system with alfalfa exported, R2.3R: Maize-based system with alfalfa incorporated. The grey line at the top of the figure represents the months over 5 years.

Table 4 - Amount of mineral N fertilization for each crop (kgN.ha<sup>-1</sup>), as used as input data in the STICS simulations. The numbers in brackets represent the detailed amount of the different applications. \*For spring wheat and spring barley, sown in the agroecological cropping systems after long cover crops, the total amount of N applied was reduced by 30 kg.ha<sup>-1</sup> compared to local farmers application (160 kg.ha<sup>-1</sup>).

Cropping system	rapeseed	maize	w. wheat	s. wheat	w. barley	s. barley	CC	w. pea	alfalfa
<b>R1</b>	130 (50+80)	-	150 (45+75+30)	-	150 (50+100)	-	-	-	-
<b>R1.2</b>	100 (38+62)	-	-	130* (82+48)	-	130* (82+48)	-	-	-
<b>R1.3</b>	100 (38+62)	-	-	130* (82+48)	-	130* (82+48)	-	-	-
<b>R1.4E</b>	70 (26+44)	-	90 (27+45+18)	-	90 (30+60)	-	-	-	-
<b>R1.4R</b>	70 (26+44)	-	90 (27+45+18)	-	90 (30+60)	-	-	-	-
<b>R2</b>	-	115 (55+60)	150 (45+75+30)	-	150 (50+100)	-	-	-	-
<b>R2.2</b>	-	85 (40+45)	-	130* (82+48)	-	130* (82+48)	-	-	-
<b>R2.3E</b>	-	55 (25+30)	90 (27+45+18)	-	90 (30+60)	-	-	-	-
<b>R2.3R</b>	-	55 (25+30)	90 (27+45+18)	-	90 (30+60)	-	-	-	-

#### 2.1.5. Climate data

Simulations were performed over 20 years using the climate SAFRAN database from 2000 to 2021 (Quintana-Seguí et al., 2008). To do so, we selected the 8 X 8 km SAFRAN cell overlapping the fields from which we collected soil data. SAFRAN climatic data are provided by Météo-France and were downloaded via the SICLIMA platform developed by AgroClim-INRAE. The Penmann-Monteith equation was used to calculate evapotranspiration.

#### 2.2. The goods, ES and impacts indicators

In addition to Biomass production (yield), that we considered as an ecosystem good (EFESE-EA, 2017; Obiang Ndong et al., 2021; Cadel et al., 2023; Dardonville et al. 2021) we focused our analysis on 5 soil-based ES: N provision to crops, Green water provision, Blue water provision, Water quality regulation of N and C sequestration; and 3 negative impacts from agricultural practices: NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation, NH<sub>3</sub> volatilization and N<sub>2</sub>O emissions (Table 5). The Table 5 presents the indicators used to assess the level of these ES/good/impacts using STICS outputs, based on the indicators proposed by EFESE-EA (2017) and Obiang Ndong et al. (2021). All indicators were calculated for each cash crop harvest year (2000 to 2021) but the periods considered depended on the ES/good/impacts: N provision to crops and Green water provision were calculated over the duration of the cash crop cycle, while all other indicators were cumulated over the hydrological year (from 1<sup>st</sup> of October of year *n* till 30<sup>th</sup> of September of year *n+1*) which captures better the period of groundwater recharge for Blue water provision and associated NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation (Table 5).

Table 5 - Goods, ES and impacts selected for the analysis and their indicators. \*1 MJ = 239 kcal, Energy crop coefficient: 15.82 (wheat), 15.93 (barley), 15,73 (pea), 25.22 (rapeseed) and 18.70 (forage maize) (INRAE data). We transformed biomass production values (t.ha<sup>-1</sup>) into amounts of energy per ha in order to compare all the systems together, each including different species, but we also kept the outputs production values (t.ha<sup>-1</sup>) to compare them to field data.

Goods, ES or Impacts	Indicator	STICS outputs used for assessment	Calculation of the indicator
<b>Biomass production (BP)</b>	Biomass based energy source of the harvest	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Mafruit: <i>Biomass of harvested organs (t.ha-1) for rapeseed, w. and s. wheat and w. and s. barley</i></li> <li>- Masec(n): <i>Biomass of aboveground plant (t.ha-1) for maize</i></li> </ul>	$\text{BP (kcal.ha}^{-1}\text{)} = \text{mafruit OR masec(n) (kg.ha}^{-1}\text{)} \times \text{Energy crop coefficient of the culture (MJ.kg}^{-1}\text{)} \times 239^*$
<b>N provision to crops (NPTC)</b>	Cumulative amount of N mineralized during the cash crop cycle	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nmineral_from_plt: <i>Cumulative amount of N mineralized during the crop cycle (kg.ha-1)</i></li> </ul>	$\text{NPTC (kg.ha}^{-1}\text{)} = \text{Nmineral\_from\_plt}$
<b>C sequestration (C seq)</b>	Variation of soil C stock over the hydrological year	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Chumt: <i>Amount of C in humified organic matter (active + inert fraction) (kg.ha-1)</i></li> </ul>	$\text{C seq (kg.ha}^{-1}\text{.yr}^{-1}\text{)} = \text{Chumt}_{(\text{octoberN})} - \text{Chumt}_{(\text{octoberN-1})}$
<b>Green water provision (GWP)</b>	Amount of water available for plant growth = cumulative transpiration during the crop cycle	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cep: <i>Cumulative transpiration over the cropping season of the plant (mm)</i></li> </ul>	$\text{GWP (mm)} = \text{cep}$
<b>Blue water provision (BWP)</b>	Proportion of rainfall that returns to hydrosystems, cumulated over the hydrological year	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Drain: <i>Daily amount of water drained at the base of soil profile (mm.d-1)</i></li> <li>- Trr(n): <i>Daily rainfall (mm.d-1)</i></li> </ul>	$\text{BWP (ND)} = \frac{\sum \text{drain}}{\sum \text{trr}(n)}$
<b>Water quality regulation of N (WQRTN)</b>	Cumulative amount of N retained by the soil, not leached, over the hydrological year	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Anit(n): <i>Daily amount of fertilizer-N added to crop (kg.ha-1.d-1)</i></li> <li>- Cumvminh: <i>Daily amount of N mineralized from humus (kg.ha-1.d-1)</i></li> <li>- Cumvminr: <i>Daily amount of N mineralized from organic residues (kg.ha-1.d-1)</i></li> </ul>	$\text{minN} = \text{Cumvminh} + \text{Cumvminr}$ $\text{WQRTN (ND)} = \frac{(\sum \text{anit}(n) + \sum \text{minN} - \sum \text{lessiv})}{(\sum \text{anit}(n) + \sum \text{minN})}$

		- Lessiv: <i>Daily amount of NO<sub>3</sub>-N leached at the base of the soil profile (kg.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>)</i>	
<b>NO<sub>3</sub> lixiviation (NO<sub>3</sub>)</b>	Cumulative amount of NO <sub>3</sub> leached through the soil profile over the hydrological year	- lessiv	NO <sub>3</sub> (kg.ha <sup>-1</sup> .yr <sup>-1</sup> ) = ∑lessiv
<b>NH<sub>3</sub> volatilization (NH<sub>3</sub>)</b>	Cumulative amount NH <sub>3</sub> losses due to volatilization over the hydrological year	- Nvoleng: <i>Daily amount of N volatilized from fertilizer (kg.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>)</i>	NH <sub>3</sub> (kg.ha <sup>-1</sup> .yr <sup>-1</sup> ) = ∑Nvoleng
<b>N<sub>2</sub>O emissions (N<sub>2</sub>O)</b>	Cumulative N <sub>2</sub> O emissions from soil over the hydrological year	- Em_N <sub>2</sub> O: <i>Daily amount of N<sub>2</sub>O-N emitted from soil (kg.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>)</i>	N <sub>2</sub> O (kg.ha <sup>-1</sup> .yr <sup>-1</sup> ) = ∑em_N <sub>2</sub> O

In order to avoid specific effects of combination of climate year and crop on the production, ES and impacts (e.g. sowing of winter wheat a dry year and sowing of rapeseed a wet years) which would make difficult the distinction between crop effects and climate effects, we ran, for each rotation, as many simulations as the number of crops composing the rotation but starting each new simulation by a different crop. For example, for the reference rapeseed-based rotation “rapeseed – w. wheat – w. barley” (R1), we ran three different simulations: the first with rapeseed sowed in 2000, the second one with w. wheat sowed in 2000 and the third one with w. barley sowed in 2000. We then averaged the different indicator values of each simulation each year to obtain one final annual indicator per cropping system per year (Fig. 14).

Cover crops, winter pea and alfalfa were considered as vegetal covers integrated to provide nitrogen to the subsequent cash crops. They could be economically valorised but it was not our first objective when integrating them in the cropping systems. Accordingly, annual values of ES/goods/impacts indicators for the harvest years of pea and alfalfa were not integrated in the calculation of the final averaged annual indicators, which can lead to high losses in production surface areas. Integrating this legume covers as main crops into the calculation of the average annual indicators would have provided too much difference in the amount of N mineralized during cash crop cycles, especially between the systems with crops harvested and exported for economic valorisation (e.g. system with Alfalfa exported) and systems with the same crops sown as vegetal covers (e.g. system with Alfalfa incorporated). In the first case, the amount of N mineralised during Alfalfa (exported) cycle would highly increase the mean level of N provision to following crops averaged over the simulation period, while in the second case the amount of N mineralised during Alfalfa (incorporated) cycle would have not been considered to calculate the average ES. It could thus create confusion in considering the effects of the selected legume-species on the provision of ES/good/impacts for cash crops.

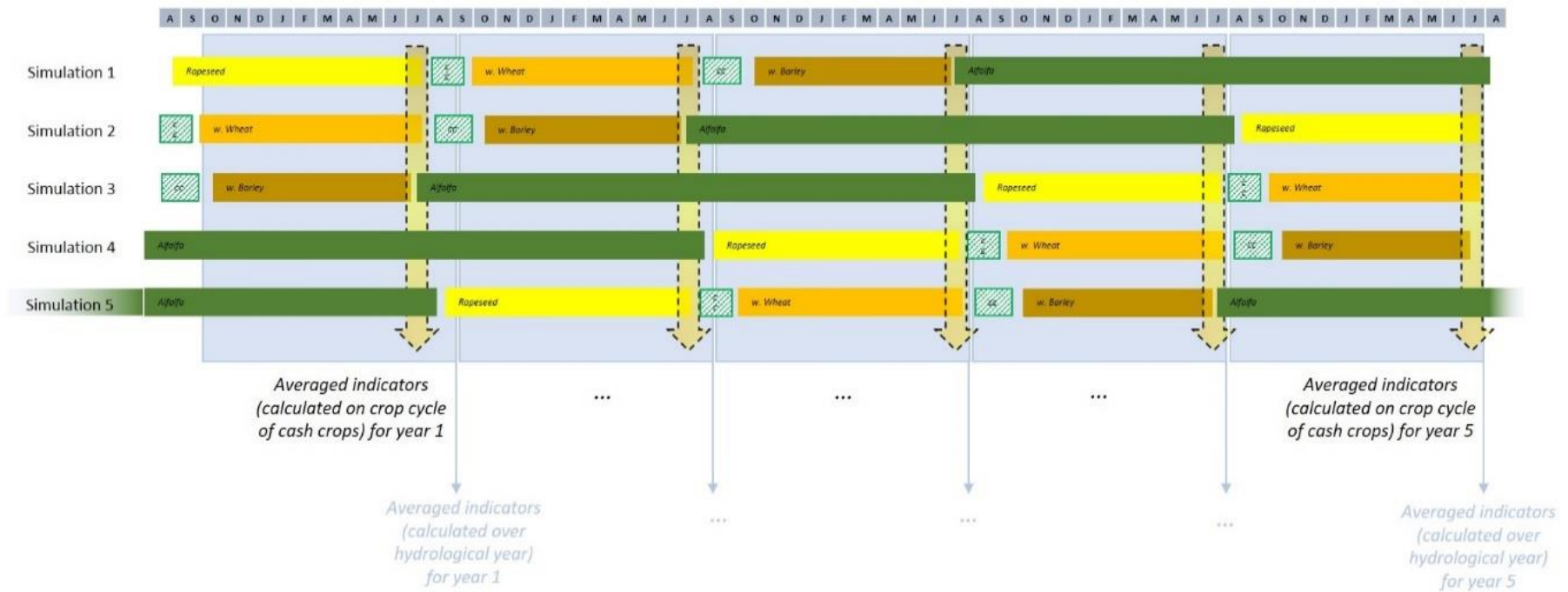


Fig. 14 – Calculation of the annual averaged indicators of agricultural production, ES and impacts over the simulation period 2002-2021.



### **2.3. Statistical analyses**

#### **2.3.1. Effects of the cropping systems on the provision of ES/goods/impacts**

The effects of the agroecological systems on the mean levels of ES, impacts and the biomass production were assessed using non-parametric ANOVA (Kruskal-Wallis test). If significant, at the 0.05 threshold, we then used the non-parametric Wilcoxon-test to compare the mean of each cropping systems two by two. Results are presented using boxplots with letters to highlight significant differences between the systems.

We then analysed the temporal evolution of the provision of the ES/goods/impacts (say temporal dynamics) and assessed their temporal variability over years using means and standard deviations for all periods of interest. We calculated moving averages, using a 3-years time step, in order to smooth temporal fluctuations and detect better the overarching trajectory shapes.

#### **2.3.2. Temporal correlations between the ES/goods/impacts**

For each cropping system, the temporal relationships between ES, impacts and Biomass production were assessed using Spearman correlations. In other words, we analysed, for each pair of ES/goods/impacts, the way the two ES vary together through years. To ease the reading and analysis of results, we transformed the impacts results into their opposites so that an increase of an ES and an impact corresponds to a wished synergy between these ES and impact. We then compared all the results to qualitatively evaluate the variability of the temporal relationships across the production situations and see if we can draw a general pattern of these relationships.

All statistical analyses and graphs were realized with R 4.3.0. The time period for statistical analyses started in 2002 in order to avoid potential bias of the first years due to initialization parameters, especially considering the hydrological year 2000-2001 for which the amount of rainfall was particularly higher than the mean level of the study region.

## **3. Results**

In the following, all the results are first described for the simulations performed on the Neoluvisol and then compared to the ones obtained for the two other soils. Also, to describe C dynamics, we used the term C sequestration to refer to an increase of soil organic carbon per unit area and per year which corresponds to positive values of the ES and we used the term C loss mitigation (Don et al., 2023) when there was an improvement of the ES, compared to the reference, but when soil organic carbon decreased per unit area per year (negative values of the ES).

### **3.1. Effects of the cropping systems and soils on the provision levels of the ES/good/impacts investigated**

#### **3.1.1. Rapeseed-based rotations**

In the rapeseed-based reference rotation (R1), the simulated mean annual production of the three crops was of the same order of level than observed values in the study area: winter wheat biomass production (which varied from  $4.4 \pm 1.2$  on the Rendosol to  $6.0 \pm 0.9$  ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> on the Neoluvisol) and winter barley (which varied from  $4.4 \pm 1.1$  on the Rendosol to  $5.6 \pm 1.0$  ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> on the Neoluvisol) were slightly lower than the observed values ( $6.4 \pm 1.2$  and  $6.0 \pm 1.0$  ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> respectively for w. wheat and w.

barley) whereas rapeseed biomass production varied from  $3.1 \pm 0.7$  on the Rendosol to  $4.2 \pm 0.7$  t.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> on the Neoluvisol, slightly higher than the observed mean field value ( $2.9 \pm 0.7$  t.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>) considering data from mainly Calcisols and Rendosols. The results of mean annual biomass production for each crop in the rapeseed-based cropping systems are presented in **Annexe 11**.

The averaged biomass production of the three cash crops was  $2.3 \cdot 10^7$  ( $\pm 2.8 \cdot 10^6$ ) kcal.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> over the simulated period. The soil provided  $64.6$  ( $\pm 6.3$ ) kgN.ha<sup>-1</sup> of mineralized N during crop cycle and released  $286.2$  ( $\pm 121.8$ ) kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> of carbon (C loss). NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation, NH<sub>3</sub> volatilization and N<sub>2</sub>O emissions were, in average, of  $48.2$  ( $\pm 11.1$ ),  $7.6$  ( $\pm 0.7$ ) and  $2.9$  ( $\pm 0.6$ ) kgN.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>, respectively. Green water provision was, in average,  $151.7$  ( $\pm 21.6$ ) mm during crop cycle and Blue water provision, i.e. the proportion of rainfall that returns to hydrosystems, was in average, of 54%.

The figure 15 presents the average values of ES/goods/impacts for the reference and the agroecological cropping systems. Compared to the reference rotation, all the simulated agroecological systems significantly reduced the cash crop biomass production (ranging from -12.3 % to -17.5%) but, almost all of them significantly increased N provision to crops with the highest values provided by the long CC system (R1.2) ( $126.3 \pm 15.2$  kgN.ha<sup>-1</sup>, +95.6% compared to R1). The combined integration of long CC and pea in the rotation (R1.3) as well as a 2-years Alfalfa fully incorporated to the soil (R1.4R) also increased N provision to crops ( $102.6 \pm 8.2$  kgN.ha<sup>-1</sup>, +58.9 % for R1.3 and  $95.5 \pm 14.5$  kgN.ha<sup>-1</sup>, +47.9 % for R1.4R), compared to the reference rotation, but in a lesser extent than the long CC system (R1.2). Surprisingly, N provision to crops did not significantly differ between the system with the Alfalfa exported (R1.4E) and the reference rotation (Fig. 15).

Almost all agroecological systems improved C dynamics, especially in the long CC system (R1.2) and the system with Alfalfa incorporated (R1.4R) in which we switched from C loss to C sequestration ( $187.0 \pm 174.8$  kgC.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> corresponding to +165% in R1.2 and  $71.9 \pm 139.8$  kgC.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> corresponding to +125% in R1.4R, compared to R1). In the system that combined long CC and pea (R1.3), C dynamics was also improved (C loss mitigation) but not enough to sequester carbon, on average ( $-44.4 \pm 119.0$  kgC.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> corresponding to +84.5%, compared to R1). There was no significant difference between the system with Alfalfa exported (R1.4E) and the reference rotation (Fig. 15). If the long CC system (R1.2) provided the highest levels of C sequestration, it did not reduce N<sub>2</sub>O emissions compared to the reference rotation ( $2.85 \pm 0.61$  kgN<sub>2</sub>O-N.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> in average for R1 and  $2.85 \pm 0.68$  kgN<sub>2</sub>O-N.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> for R1.2) and the emissions even significantly increased in the system that combined long CC and pea in the rotation ( $3.28 \pm 0.52$  kgN<sub>2</sub>O-N.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> corresponding to +15.1% in R1.3). Both systems with Alfalfa were the only ones that strongly reduced N<sub>2</sub>O emissions ( $1.84 \pm 0.37$  kgN<sub>2</sub>O-N.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> corresponding to -35.4% and  $1.61 \pm 0.27$  kgN<sub>2</sub>O-N.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> corresponding to -43.5% for R1.4R and R1.4E respectively, compared to R1 or R1.2) with slightly but significantly lower values in the system with Alfalfa exported (R1.4E) than for the incorporated (R1.4R).

NH<sub>3</sub> volatilization was also reduced in both systems with Alfalfa (R1.4E, R1.4R: in average -64% for both, compared to the reference rotation) and in a lesser extent in the system that combined long CC and pea (R1.3: -23.5%) but not in the long CC system without pea (R1.2). However, the long CC system without pea (R1.2) significantly strongly reduced NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation ( $15.2$  kgN.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> corresponding to -68.4% compared to the reference rotation) and even showed the lowest values of the impact when comparing all the systems investigated together. The systems with Alfalfa (R1.4E, R1.4R) also significantly reduced NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation but in a lesser extent than the long CC system (R1.2)

and with significantly lower values for the system with Alfalfa exported (R1.4E) than for the Alfalfa incorporated (R1.4R) (-49.2% for R1.4E and -23.8% for R1.4R compared to R1, respectively). No significant reduction was observed in the system with the combined integration of long CC and pea (R1.3).

Similarly, water quality regulation was improved best in the long CC system (R1.2), compared to the reference rotation and no statistical difference was observed between the reference and the system with pea (R1.3). Results only differed a little from  $\text{NO}_3^-$  lixiviation in the system with alfalfa incorporated (R1.4R) which did not clearly statistically improved water quality regulation compared to the reference system.

Green water provision and Blue water provision did not differ significantly between any of the systems investigated (Fig. 15).

Rapeseed-based cropping systems – Neoluvisol

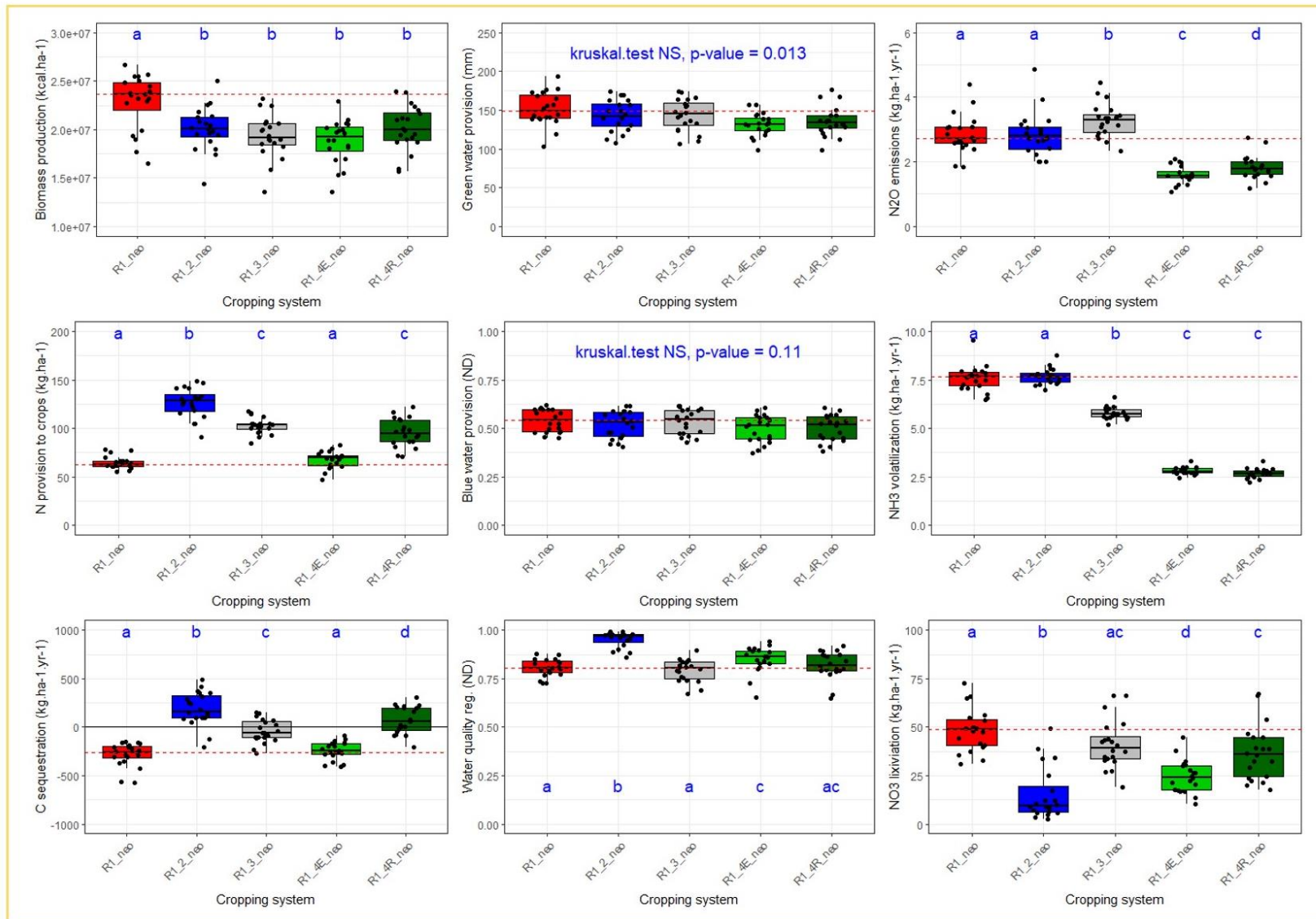


Fig. 15 - Effects of the cropping system on the levels of ES/goods/impacts for the rapeseed-based systems on the Neoluvisol. Indicators were calculated on an annual basis from 2002 to 2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil. The dotted red lines correspond to the median values of the reference rotation, for each indicator.

### 3.1.2. Maize-based rotations

In the Maize-based reference rotation (R2), the simulated mean annual production of maize ( $9.1 \pm 3.0$  on the Calcisol to  $10.7 \pm 3.0$  t.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> on the Neoluvisol) was a little lower than field measured values ( $11.3 \pm 2.9$  t.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>, in averaged). However, simulated and measured values are of the same order of level. As expected, it was significantly lower on the Rendosol ( $6.2 \pm 2.5$  t.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>), which exhibits a low depth limiting the rooting. The results of mean annual biomass production for each crop in the rapeseed-based cropping systems are presented in **Annexe 16**.

In the reference system, the biomass production, calculated as a mean of the three crops was, in average,  $3.10^7$  ( $\pm 5.1.10^6$ ) kcal.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>. The soil provided, in average,  $54.3$  ( $\pm 7.0$ ) kgN.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> of mineralized N during crop cycle and released in average  $466.4$  ( $\pm 162.1$ ) kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> of carbon (C loss). NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation, NH<sub>3</sub> volatilization and N<sub>2</sub>O emissions were, in average of  $58.1$  ( $\pm 9.3$ ),  $8.1$  ( $\pm 0.5$ ) and  $2.8$  ( $\pm 0.4$ ) kgN.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> respectively. Green water provision was, in average,  $149.2$  ( $\pm 16.5$ ) mm during crop cycle and Blue water provision, was of 53% (Fig. 16).

Even though a little lower in all agroecological systems, biomass production did not significantly differ between any of the Maize-based systems investigated (Fig. 16). For the other indicators, the relative behavior of the investigated systems was very similar to those of the Rapeseed-based cropping systems (Fig. 4 & 5): i.e. the long CC system (R2.2) provided the highest values of N provision to crops, C loss mitigation and Water quality regulation of N and the lowest values of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation (Fig. 16), and N<sub>2</sub>O emissions and NH<sub>3</sub> volatilization were reduced the most for both systems using Alfalfa, (R2.3E & R2.3R).

The main differences between Rapeseed and Maize-based cropping systems were for the system with Alfalfa exported (R2.3E) which significantly increased N provision to crops (+22.7 %) and improved C loss mitigation (+33.2%) compared to the reference rotation (R2) but still in a lesser extent than the systems with Alfalfa incorporated (R2.3R, +64.7 % for N provision to crops and +74.4% for C loss mitigation) or with long CC (R2.2, +111 % for N provision to crops and +104% for C loss mitigation) (Fig. 16). Also, the long CC maize-based system was to only one to sequester C (+19.2 kgC.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>), on average, in contrast to rapeseed-based systems.

Maize-based cropping systems – Neoluvisol

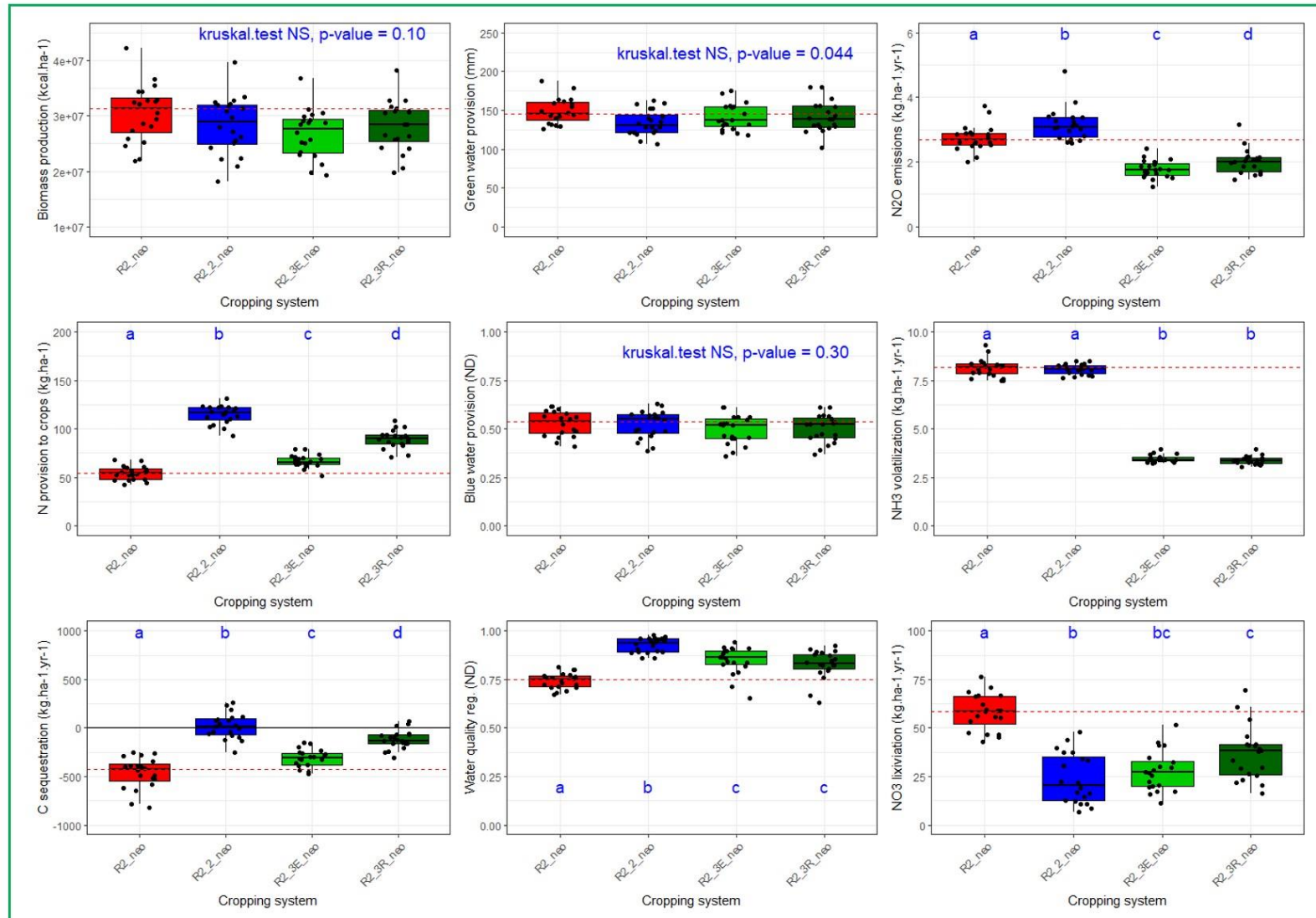


Fig. 16 - Effects of the cropping system on the levels of ES/goods/impacts for the Maize-based systems, on the Neoluvisol. Indicators were calculated on an annual basis from 2002 to 2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil. The dotted red lines correspond to the median values of the reference rotation, for each indicator.

### 3.1.3. Comparisons between the three soil types

For both Rapeseed- and Maize-based cropping systems, results on the Calcisol and on the Rendosol (**Annexes 12-15 & 17-20**) were very similar to those observed on the Neoluvisol when comparing the relative levels of good/ES/impacts between all the systems investigated, but results differed on absolute values: Biomass production, N provision to crops, Green water provision, but also the three impacts were all lower on the Calcisol than on the Neoluvisol. For N provision to crops and the three impacts, the levels observed on the Calcisol were the lowest of the three simulated soils. In contrast, C sequestration/C loss mitigation exhibited higher absolute levels on the Calcisol than on the two other soils for all the systems investigated, with mean positive value of the ES (C sequestration) for the rapeseed-based system with pea (R1.3) or the maize-based systems with Alfalfa incorporated (R2.3E) (**Annexes 13 & 18**). Biomass production and C sequestration/C loss mitigation were lower on the Rendosol than on the two other soils, and remained mainly negative for the latter, in opposite to the three impacts that exhibited the highest values on the Rendosol (**Annexes 15 & 20**).

Few results exhibited variable effects of the cropping systems across the three soil types: for example, on the Calcisol, any of the long CC systems (with or without pea) exhibited significantly higher levels of N<sub>2</sub>O emissions than the reference systems. In rapeseed-based systems simulated on the Rendosol, Biomass production was significantly lower in both long CC systems, with and without pea (R1.2 & R1.3), than for all other systems and there was no statistical difference between the reference rotation (R1) and the system with alfalfa incorporated (R1.4R).

*The mean levels of all ES/goods/impacts evaluated in both rapeseed-based and maize-based cropping systems, on the three soil types are synthesized in **Annexe 21**.*

## **3.2. Temporal evolution of agricultural production, ES and impacts in the reference and agroecological cropping systems**

### 3.2.1. Rapeseed-based rotations

The analysis of the temporal evolution (dynamics) of ES/goods/impacts levels revealed interesting trends for several indicators, especially for Biomass production, C sequestration/C loss mitigation and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation, with changes in the trends all at the same date cutting the period in two parts: before and from year 2011 (Fig. 17).

Biomass production remained quite stable or slightly increased during the first part of the simulation period in all systems, with the amount of Biomass produced (in kcal.ha<sup>-1</sup>) always higher in the reference system than in the agroecological ones. However, after 2010, Biomass production decreased in average in the reference system, while it did not that much in the agroecological ones (except in the system with alfalfa exported, R1.4E), with all systems exhibiting high temporal fluctuations (non-smooth data, see **Annexes 22 & 23**), so as the differences in the amount of biomass produced between systems was reduced (Fig. 17).

Indeed, the difference of production between the reference and the long CC systems switched from  $4.1.10^6 \pm 1.3.10^6$  kcal.ha<sup>-1</sup> on average during the period 2002-2010, to  $1.7.10^6 \pm 2.3.10^6$  kcal.ha<sup>-1</sup> on average during the period 2011-2021; between the reference and the system with pea it switched from  $4.1.10^6 \pm 1.2.10^6$  kcal.ha<sup>-1</sup> (2002-2010) to  $3.1.10^6 \pm 1.8.10^6$  kcal.ha<sup>-1</sup> (2011-2021); between the reference and the system with alfalfa exported it switched from  $4.6.10^6 \pm 5.0.10^5$  kcal.ha<sup>-1</sup> (2002-2010)

to  $3.7.10^6 \pm 1.1.10^6$  kcal.ha<sup>-1</sup> (2011-2021); and between the reference and the system with alfalfa incorporated it switched from  $4.1.10^6 \pm 7.9.10^5$  kcal.ha<sup>-1</sup> (2002-2010) to  $1.5.10^6 \pm 1.1.10^6$  kcal.ha<sup>-1</sup> (2011-2021) (**Annexe 22**).

Non-smooth data showed that there were some years where the production in the long CC system (R1.2, spring and winter crops) or in the system with Alfalfa incorporated (R1.4R) was equal to or was a little greater than the production in the reference rotation (R1, only winter ones) (**Annexe 23**). Moreover, in the reference rotation and the system with Alfalfa exported (R1.4E), N provision to crops did not vary over the simulation period, while it increased in the long CC system (R1.2) and the system with Alfalfa incorporated (R1.4R) during all the simulation period. In the system with pea (R1.3), the ES increased during few years and then remained stable (Fig. 17).

C sequestration/C loss mitigation increased in all cropping systems during the first part of the simulation period (till 2008 to 2011, depending on the system) and then decreased. It stabilized nearly to a “zero – storage” level in the long CC system (R1.2) and the system with Alfalfa incorporated (R1.4R); and also stabilized but remained negative in the reference system (R1) and the system with Alfalfa exported (R1.4E), both at the same level (constant rate of C loss). The dynamic of the ES in the system with pea (R1.3) was very similar to the long CC and alfalfa incorporated systems (R1.2 & R1.4R) but if it increased during the first part of the simulation to be able to sequester C, it decreased after 2011 and stabilized below the “zero-storage” level (C loss). N<sub>2</sub>O emissions remained quite constant over the whole simulated period, except few years, for almost all the systems investigated. The only exception was for the long CC system (R1.2) in which N<sub>2</sub>O emissions increased over years and that exhibited slightly lower emissions than in the reference system before 2011, but equal or higher emissions after this date (Fig. 17).

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation remained quite stable during the first part of the simulation period, in all the systems investigated, with the lowest level of the impact provided by the long CC system (R1.2) and the highest level provided by the reference system (R1). After year 2011, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation increased in all the systems, especially in the system with Alfalfa incorporated (R1.4R) and exhibited high temporal fluctuations in the reference system and in both long CC systems, with or without pea (R1.2 & R1.3). After 2011, there are years where the level of impact in the system with pea or in the system with Alfalfa incorporated equals to or exceeds the level provided by the reference system (**Annexe 23**). The systems with Alfalfa (R1.4E & R1.4R) resulted in the lowest temporal variability of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation, NH<sub>3</sub> volatilization and N<sub>2</sub>O emissions (see **Annexe 21**).

For Green water provision, blue water provision and NH<sub>3</sub> volatilization, there were no clear temporal trends, say no general increase or decrease over the 20 years simulation period, in any of the simulated systems (Fig.17).



Rapeseed-based cropping systems – Neoluvisol – moving averages

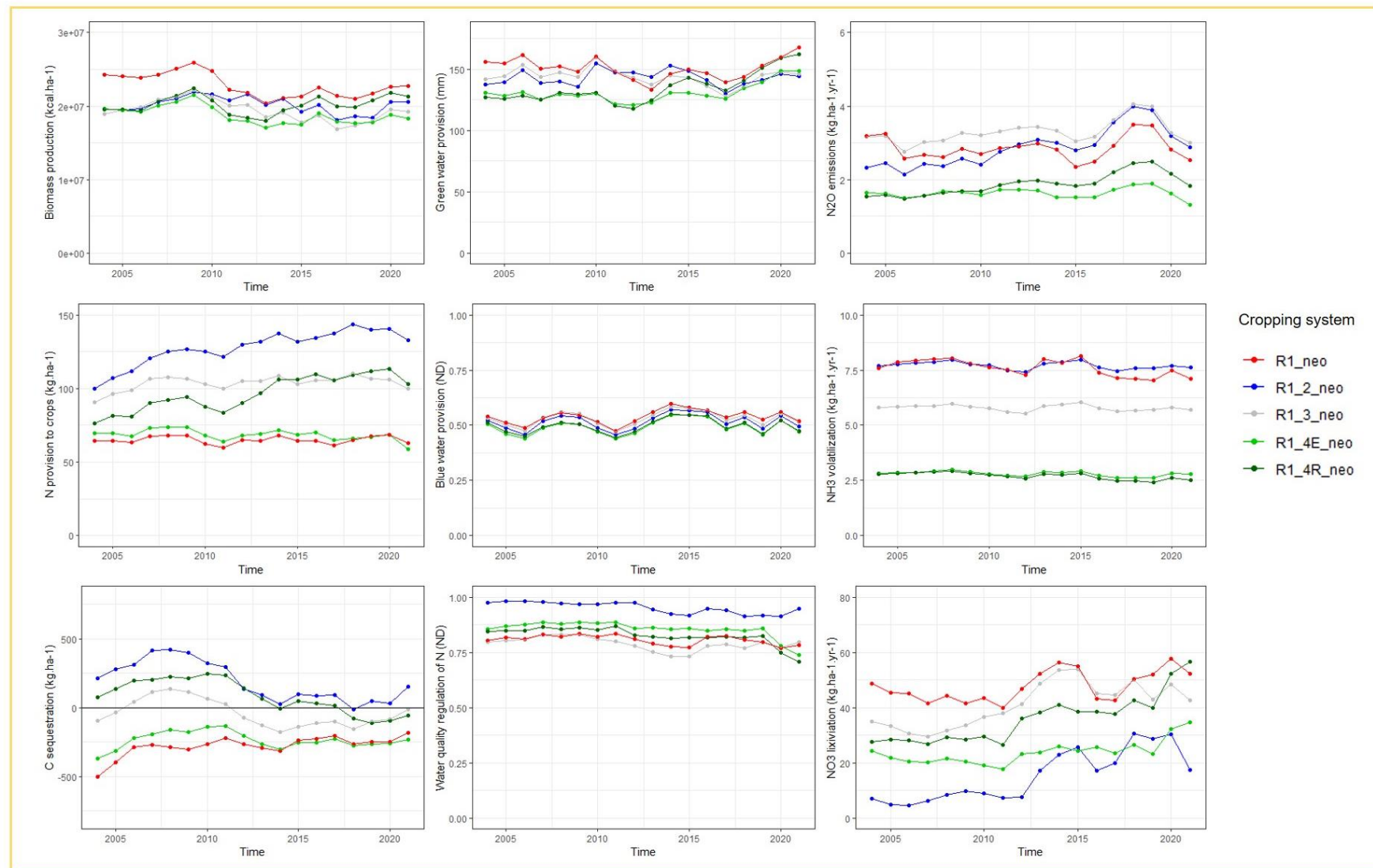


Fig. 17 – Smooth temporal evolution of the provision of the ES, the impacts and agricultural production for the rapeseed-based cropping systems, simulated on the Neoluvisol for the time period 2002-2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil.

### 3.2.2. Maize-based rotations

For most indicators, there were only few differences between the maize-based and the rapeseed-based cropping systems. The main differences were observed:

- for Biomass production which first increased till 2009 and then decreased, over years, in all maize-based systems, a negative temporal trend that was not observed in rapeseed-based systems;
- for N provision to crops which did not increase over time in the maize-based system with Alfalfa incorporated (R2.3R) and only during the first 5 years in the maize-based long CC system (R2.2) (Fig. 18). The ES even slightly decreased over time in the maize-based reference system (R2).
- for C loss mitigation which increased during all the simulation period in the maize-based reference system while it reached a maximum in the rapeseed-based reference system.
- Overall, the switches in temporal trends before and from 2011, that were observed in rapeseed-based systems for several indicators, were not as clear in maize-based systems.

### 3.2.3. Comparisons between the three soil types

The dynamic provision of ES/goods/impacts were very similar on the three types of soil for most of the indicators (**Annexes 23-32**). However, results evidenced few differences, especially for N provision to crops, N<sub>2</sub>O emissions, C sequestration/C loss mitigation and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation.

On the Calcisol, N provision to crops increased over time for all the investigated rapeseed-based cropping systems (**Annexes 24 & 25**), including the reference one, whereas it increased on the Rendosol only for few years, in the long CC and Alfalfa incorporated agroecological systems and then stabilized or remained constant during all the simulation period for the other systems (**Annexes 26 & 27**). In maize-based systems, N provision to crops remained constant on the Calcisol in the reference rotation and the system with Alfalfa exported and increased in the other systems (**Annexes 29 & 30**). On the Neoluvisol (Fig. 18 & **Annexe 28**) and the Rendosol (**Annexes 31 & 32**), N provision to crops increased until 2009 in the long CC system and then get stabilized or slightly decreased, while it did not vary in the other agroecological systems and decreased during all the simulation period in the reference one.

In rapeseed-based systems, the dynamic of C sequestration/ C loss mitigation was very similar on the three types of soil, as results only differed on absolute values. On the Rendosol, N<sub>2</sub>O emissions were systematically higher in the long CC systems (R1.2 & R2.2) than in the reference rotations, except very few years in rapeseed-based systems, but not on the two other soils with many years where emissions were still higher in the reference systems. In maize-based systems, C sequestration/ C loss mitigation remained constant in all the agroecological systems on the Rendosol, whereas it increased in the first part of the simulation period for all the agroecological systems investigated on the Neoluvisol and the Calcisol and then decreased or get stabilized, depending on the cropping system. In contrast, in the reference system, C sequestration/C loss mitigation increased during all the simulation period, regardless of the soil type.

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation showed an increasing trend for all the cropping systems, on the Calcisol and on the Neoluvisol, in both rapeseed and maize-based systems, especially in the second part of the

simulation period, while no clear trend could be identified for any of these systems on the Rendosol, especially due to a high temporal variability of this impact.

Maize-based cropping systems – Neoluvisol – moving averages

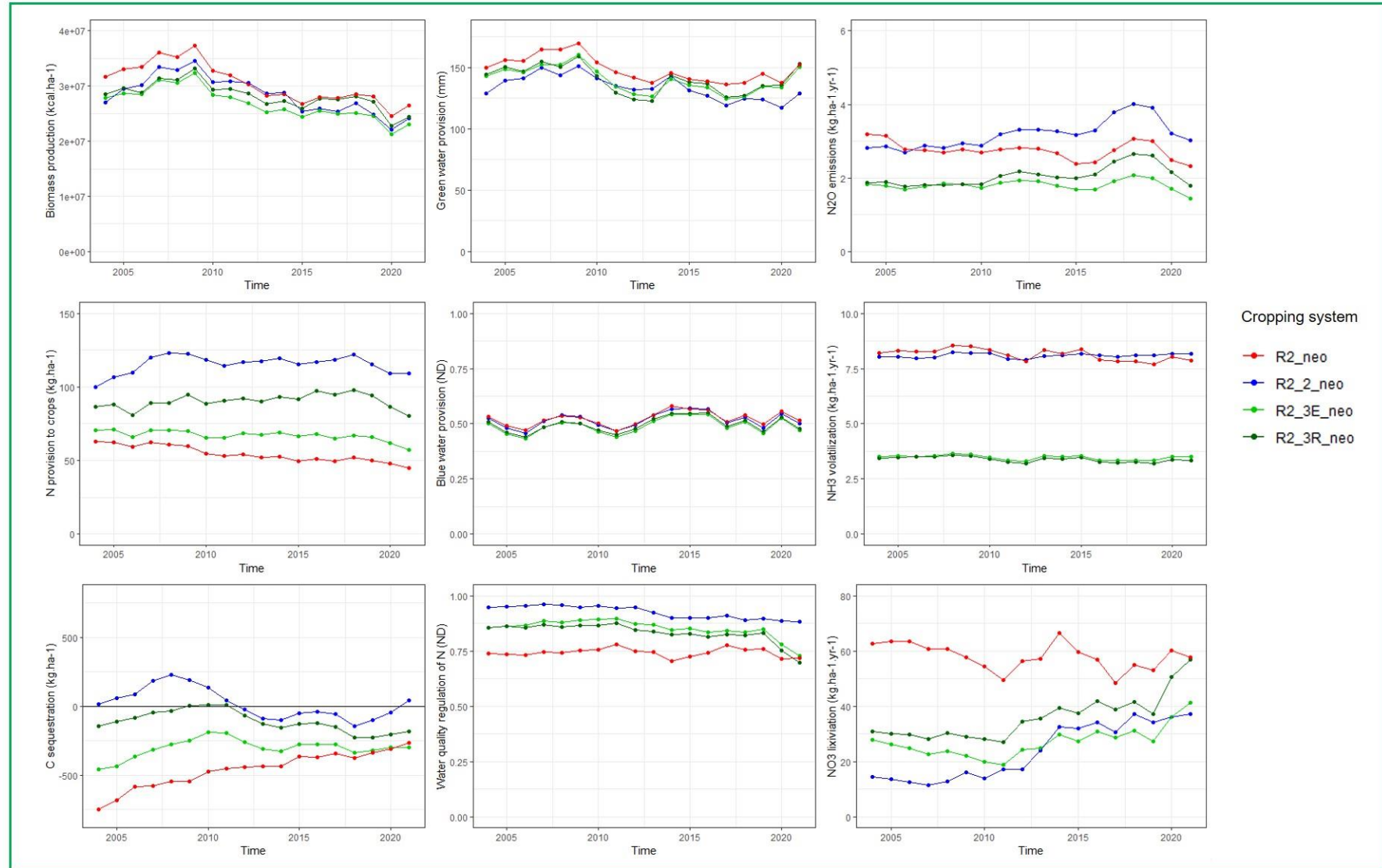


Fig. 18 – Smooth temporal evolution of the provision of the ES, the impacts and agricultural production for the Maize-based cropping systems, simulated on the Neoluvisol for the time period 2002-2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil.

### 3.3. Temporal correlations between biomass production, the simulated ES and the impacts

#### 3.3.1. Temporal correlations between Goods, ES and impacts per cropping system type

Most of the investigated temporal relationships (correlation) between the ES, the impacts and Biomass production on the Neoluvisol were non-significant at the 0.05 threshold (Fig. 19). Only one significant relationship was observed across all the cropping systems: the expected synergy between Water quality regulation of N and the reduction of  $\text{NO}_3^-$  lixiviation. Some relationships, more or less strong, were observed in several cropping systems, as for example a trade-off between N provision to crops and C sequestration or a synergy between N provision to crops and Biomass production.

In the rapeseed-based cropping systems, the use of long CC (R1.2) as well as a two-years alfalfa incorporated (R1.4R) increased the number of trade-offs between ES/goods/impacts compared to the reference rotation (R1), especially between N provision to crops and  $\text{NO}_3^-$  lixiviation or between N provision to crops and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions; whereas in the maize-based cropping systems, all agroecological systems reduced the number of significant trade-offs between ES/goods/impacts as only one remained: between N provision to crops and the reduction of  $\text{N}_2\text{O}$  emissions (Fig. 19).

In both rapeseed and maize-based cropping systems, the use of long CC (with and without pea) exhibited new synergies involving C sequestration and cancelled the trade-offs that were observed in the reference rotations between C sequestration and Biomass production and between C sequestration and N provision to crops, except in the long rapeseed-based CC system. Only one trade-off appeared in the maize-based long CC system: the one between N provision to crop and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions. Rapeseed and maize based systems with alfalfa exported (R1.4E & R2.3E), and the maize system with alfalfa incorporated (R2.3R) were those with the lower number of significant relationships (Fig. 19).

#### 3.3.2. Comparisons between the three soil types

Compared to the Neoluvisol, the number of significant trade-offs was reduced on the Calcisol for both rapeseed and maize-based reference systems (R1 & R2) and all the systems with alfalfa, both exported and incorporated, increased the number of significant synergies especially involving  $\text{N}_2\text{O}$  emissions or between C sequestration and  $\text{NO}_3^-$  lixiviation (**Annexe 33**). The rapeseed-based long CC system (R1.2) as well as the system with alfalfa incorporated (R1.4R) were, on the Calcisol and the Neoluvisol, the systems that exhibited the highest number of trade-offs, that were stronger on the Calcisol than on the Neoluvisol, concerning the trade-offs implying N provision to crops.

The number of significant trade-offs in rapeseed-based agroecological systems were the lowest on the Rendosol, compared to the other soils (**Annexe 34**), and these trade-offs always differed from one system to another. However, on the Rendosol, both maize-based cropping systems with alfalfa exhibited a higher number of significant trade-offs compared to the other soils, especially between: C sequestration and Biomass production, N provision to crops or Green water provision or between  $\text{N}_2\text{O}$  emissions and N provision to crops or Biomass production.

Rapeseed-based cropping systems – Neoluvisol

Maize-based cropping systems – Neoluvisol



Fig. 19 – Temporal correlations between the ES/goods/impacts, for all the cropping systems investigated, on the Neoluvisol, for the simulation time-period 2002-2021. Spearman correlations were used. Only the significant correlations at the 0.05 threshold were showed. BP: Biomass production, NPTC: N provision to crops, C\_seq: C sequestration, GWP: Green water provision, BWP: Blue water provision, WQRTN: Water quality regulation of N, NO3: NO3 lixiviation, NH3: NH3 volatilization, N2O: N2O emissions.

### 3.3.1. Variability of the temporal correlations across the production situations

Most of the relationships investigated between the ES, the impacts and Biomass production were non-significant, both for the cropping systems and for the soils (Fig. 20). Nine pairs of ES/goods/impacts exhibited only non-significant relationships regardless of the production situations, of which the majority of the pairs involving Blue water provision.

Four pairs exhibited always synergies, although not always significant: Biomass production and Green water provision, Biomass production and N provision to crops, N provision to crops and Blue water provision (although mainly non-significant), and Water quality regulation of N and the reduction of  $\text{NO}_3^-$  lixiviation. In contrast, N provision to crops and the reduction of  $\text{N}_2\text{O}$  emissions as well as N provision to crops and C sequestration were mainly observed in trade-off.

Some significant synergies or trade-offs appeared only in specific cropping systems (Fig. 20): in the cropping systems with alfalfa, we observed significant trade-offs between C sequestration and the reduction of  $\text{NH}_3$  volatilization, between Green water provision and the reduction of  $\text{NO}_3^-$  lixiviation, and between Green water provision and Water quality regulation of N. Significant trade-offs were observed between Green water provision and the reduction of  $\text{NH}_3$  volatilization only for the rapeseed-based long CC systems (with and without pea), on the three soils. The relationships between N provision to crops and Water quality regulation of N turned into trade-offs for several long CC systems and into synergies for systems with alfalfa. Some other relationships responded to a soil effect. For example, the relationships between Biomass production and Green water provision were the highest on the Rendosol and the lowest on the Neoluvisol, for all the cropping systems investigated. The same pattern was observed for the relationships between Blue water provision and the reduction of  $\text{NO}_3^-$  lixiviation, between Blue water provision and Water quality regulation of N or between Blue water provision and Green water provision. Another soil effect was observed on the relationships between Biomass production and N provision to crops with the lowest correlations on the Calcisol for all the cropping systems. In contrast, relationships between  $\text{N}_2\text{O}$  emissions and  $\text{NO}_3^-$  lixiviation (or Water quality regulation of N) were always the highest on the Calcisol than on the other soils.



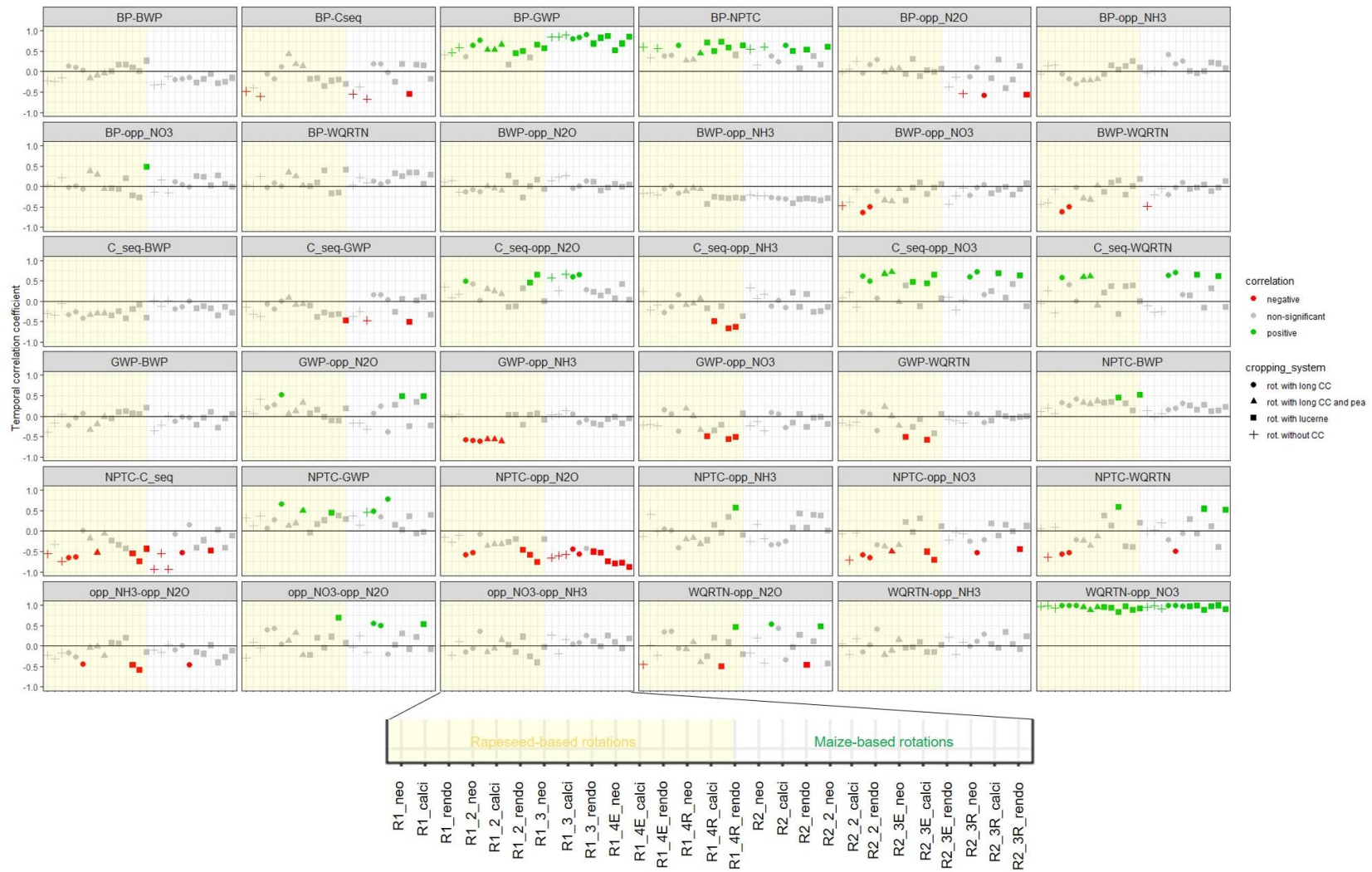


Fig. 20 – Variability of the temporal relationships between the ES/goods/impacts across all the production situations, simulations performed on time-period 2002–2021. BP: Biomass production, NPTC: N provision to crops, C\_seq: C sequestration, GWP: Green water provision, BWP: Blue water provision, WQRTN: Water quality regulation of N, NO3: NO3 lixiviation, NH3: NH3 volatilization, N2O: N2O emissions. Opposite values were used for the indicators of the impacts to calculate correlations meaning that a synergy between an ES and an impact implies an increase of the ES and a reduction of the impact.



## 4. Discussion

Simulation results were very similar on the three types of soil, especially looking at the relative levels of ES/goods/impacts between systems. They mainly differed on absolute values. Consequently, we focused the following discussion on the effects of cropping systems rather than on soil effects.

### 4.1. Balance between yield and N self-sufficiency

#### 4.1.1. Overall effect of legume-based agroecological systems on yields

We designed our agroecological systems with a constant reduction of mineral N fertilisation according to agronomic expertise but still in a conservative way: fertilization rates were reduced by 19 % (for spring crops) and by 23 to 26% (for rapeseed and maize, respectively) in long CC systems (with and without pea) and by 40 % (for w. wheat and w. barley) and by 46 to 52% (for rapeseed and maize, respectively) in systems with Alfalfa. We also assumed two strong agronomic choices: i) the use of spring crops in replacement of winter ones, to be able to implement long CC and maximise their benefits, which could lead to lower yields than their winter analogues (Schauberger et al., 2018), and ii) the management of pea and alfalfa as vegetal covers to improve soil N availability without considering possible economic valorisation which lead to a consequent loss of production area in these systems. In the following, results will be discussed without considering the potential loss of production area but economic valorisation can be considered for future design.

In our results, no significant yield losses or gains were observed in any of the maize-based agroecological systems, despite the reduction of N fertilization. However, all rapeseed-based agroecological systems significantly reduced biomass production compared to the reference. The reasons for yield differences contrasted among systems:

- In the rapeseed-based long CC systems (with and without pea) the yield reduction was effectively due to strong lower yields of spring crops compared to winter ones: -24 to -46 % on average for spring wheat and -20 to -41% for spring barley. We did not observe any reduction in yields of subsequent rapeseed and the later even increased, on average, by 4 and 5 %, in the system with pea on the Calcisol and the Neoluvisol, respectively.

- In contrast, in rapeseed-based systems with alfalfa, yields of winter crops were reduced by 18 to 31 % for rapeseed, by 5 to 12 % for wheat and by 4 to 15 % for barley with magnitude depending on soil type. Yields of maize also decreased in maize-based systems with alfalfa but not enough to be statistically significant. These results agreed with those of Autret et al. (2016) who observed a reduction of yields in alternative systems with reduced fertilization (-27%) compared to conventional ones, and the presence of catch crop, cover crops (alfalfa and fescue) and alfalfa sown as a main crop. However, in their alternative systems, cover crops were sown under main crops in order to protect the soil and were chemically destroyed or rolled before seeding of the subsequent cash crop while in our systems, cover crops were fully incorporated to the soil as well as Alfalfa in the incorporated system, in order to greatly increase C and N accumulation into the soil and improve soil fertility. Our results contrasted with those of Geng et al. (2023) and Cernay et al. (2017) who performed meta-analyses on the effects of legume (with grain harvesting or not) on subsequent cereal yields and found that legume-based rotations (although analysing a wide range of legume species) can increase subsequent yields of cereals by 21 to 32% for the first authors, depending on harvest management, and by 29% for the latter

compared to cereals preceded by cereals. They also evidenced that legume benefits on yields increased when reducing the amount of N fertilization.

In our case, an analysis of the mean nitrogen nutrition indexes (NNI, data in **Annexes 35-37**) revealed that almost all the simulated crops were stressed during crop cycle ( $NNI < 1$ ), but for most of them the stress levels were not sufficient to affect yields ( $NNI > 0.75$ ). It was however the case in the systems with alfalfa for both rapeseed, with  $NNI \leq 0.75$ , and barley, very close to the threshold. For spring barley and winter pea in long CC systems, mean NNI values were also close to the 0.75 threshold. Only winter wheat showed little higher NNI levels in agroecological systems with alfalfa than in the references ones (no statistical analyses). These results suggest that in the systems with Alfalfa, the amount of mineral N provided by legume species might not have been sufficient enough to balance the reduction of fertilisation (-40 to 52% of inputs) for both rapeseed and barley (in both rapeseed and maize-based systems), thus explaining the low levels of average biomass production.

#### 4.1.2. Overall effects of legume-based agroecological systems on N provision to crop

As expected, almost all agroecological systems increased the averaged level of N provision to crops compared to the reference rotations, validating the green manure effect of legume species already observed in the literature (see [Schipanski et al., 2014](#); [Couédel et al., 2018](#)). However, and as suggested above, the means relative levels of N provision to crops between cropping systems disagreed with our hypotheses. We demonstrated that the long CC systems always provided the highest levels of N provision to crops, regardless of the nature of the cash crops and the types of soil, whereas we hypothesized a highest green manure effect of from Alfalfa.

In the simulated systems with alfalfa, the difference in N provision to the subsequent crop (= green manure effect of agroecological systems), compared to the reference system, was in average: + 1 to 12 kgN.ha<sup>-1</sup> for alfalfa exported and + 19 to 35 kgN.ha<sup>-1</sup> for alfalfa incorporated in both rapeseed and maize-based systems, with ranges depending on soil type. As we averaged annual indicators of ES/goods/impacts on the three main crops included in each cropping systems, our results may better reflect “rotation effects” than “individual crop effects” which means that the actual levels of N provided by legume species to subsequent crop can be diluted. Yet, these results were strongly lower than what could be expected as previous studies showed that the amount N incorporated to the soil after destruction of a 2 years alfalfa could reach 85 to 230 kgN.ha<sup>-1</sup> depending on harvest management and the amount of biomass incorporated, with continuous N mineralisation around 18 months after alfalfa destruction which can lead to a green manure effect for subsequent crop up to 96-158 kgN.ha<sup>-1</sup> when only considering residues mineralisation and up to 340 to 400 kgN.ha<sup>-1</sup> when considering both residues mineralisation and soil (humus) mineralisation ([Justes et al., 2001](#); [Vertès et al., 2015](#)). Moreover, the low C:N ratio of legume residues usually results in fast net N mineralisation which rapidly increase soil mineral N available in the soil-plant system ([Vertès et al., 2015](#)).

The green manure effect provided by crucifer-legume mixture CC in both rapeseed-based and maize-based long CC systems, ranged in average between + 32 and + 62 kgN.ha<sup>-1</sup>, compared to the reference systems, and was higher than in the systems with alfalfa (either incorporated and exported). It was in the same order of magnitude than the experimental results of [Couédel et al. \(2018\)](#) and [Cohan et Pauget \(2011\)](#) who calculated the green manure ES of mixture and pure CC and showed that the residues mineralisation of mixed CC with legume could provide, in average, 18 to 80 kgN.ha<sup>-1</sup>. In our

case, the implementation of long CC, with recurrence 2 years over 3 in rapeseed-based systems and every year in maize-based systems was much more efficient to improve N provision to crop than the implementation of a two-years Alfalfa in the rotation, with recurrence every 3 years. [Launay et al. \(2021\)](#) stated that N fluxes (immobilization and mineralization) are driven by C fluxes and the C:N ratio of the organic pools and in our simulations the long CC systems resulted in the highest levels of soil C inputs, compared to the others.

Surprisingly, the integration of pea in the rotation did not increase the mean level of green manure effect compared to the long CC systems without pea and additional mineral N levels were even lower in the system with pea ranging between + 20 and + 38 kgN.ha<sup>-1</sup>, on average. This might be due to the low amount of biomass provided by pea (ranging from 1.72±0.85 to 2.12±0.87 t.ha<sup>-1</sup> at harvest) which diluted the benefits of highly-productive CC by adding a new crop into the rotation with lower effects on soil N input than expected. These results were consistent with the review of [Anglade et al. \(2015\)](#) on N<sub>2</sub> fixation by legume species which highlighted that pea has, in average, among the lowest grain and shoot dry biomass, the lowest total amount of N<sub>2</sub> fixation and among the lowest N net input (kgN.ha<sup>-1</sup>) compared to other grain and forage legume species (Alfalfa, Red clover, White clover, faba bean and lentil).

#### 4.1.3. Overall and temporal balance between yield and N self-sufficiency in the investigated systems

On average, the mean levels of N provision to crops provided by agroecological systems (over the three soil types) represented:

- 68 % (maize-based) to 71 % (rapeseed-based) of the total fertilisation rate corresponding to local application (averaged on the three main crops) and 86 to 89 % of the reduced fertilisation rate for the long CC systems;
- 59% of the total fertilisation rate and 74% of the reduced fertilisation rate for the long CC system with pea;
- 43% (rapeseed-based) to 45% (maize-based) of the total fertilisation rate and 75 to 79% of the reduced fertilisation rate for the systems with alfalfa exported;
- 57% (maize-based) to 59% (rapeseed-based) of the total fertilisation rate and 101% of the reduced fertilisation rate for the systems with alfalfa incorporated.

In the reference system, the mean levels of N provision to crops represented, on average (over the three soil types) 38% (maize-based) and 42% (rapeseed-based) of the total fertilisation rate. If the simulated agroecological systems did not provide, on average, levels of ES equivalent to the total amount of local N applications, results showed that most of them can afford for more than half of these application rates, especially the long CC systems (nearly 2/3 of total application rate), and are thus promising to reduce the use of chemical inputs. Moreover, results showed that on the Calcisol and the Neoluvisol, N provision to crops increased during the 20-years simulation period in almost all rapeseed-based agroecological systems (and long CC and alfalfa incorporated agroecological maize-based systems on the Calcisol) so as their potential green manure effect. For example, on the Neoluvisol, the rapeseed-based long CC system (without pea) provided, on average, 126 kgN.ha<sup>-1</sup> during the 20 years simulation period but the ES varied from 106 kgN.ha<sup>-1</sup> at the beginning of the simulation (average on the first 5 years), representing 71% of the total fertilisation rate, to 138 kgN.ha<sup>-1</sup>

<sup>1</sup> at the end of the simulation (average on the last 5 years) representing 92% of the total fertilisation rate. This suggests that after few years of implementation, this cropping system could account for the total plant N demand and reach N self-sufficiency on this specific soil.

On another hand, we also observed that the gap in biomass production between the reference systems and the agroecological systems decreased in the second part of the simulation period (except for both rapeseed- and maize-based systems with alfalfa exported), especially after year 2010 which was marked with a drop in the amount of production in the reference systems whereas the mean production level was more stabilized in the agroecological ones (more gentle slope than in reference systems when levels decrease). We did not perform any statistical analyses on the effects of climate on ES/goods/impacts but our results suggest that the simulated agroecological systems are more resilient to climate variability than input-based systems, especially the long CC systems (without pea) and the systems with alfalfa incorporated which exhibited the lower differences in terms of biomass production compared to the reference systems, on the Calcisol and the Neoluvisol.

Consequently, even though some of our agroecological systems reduced biomass production, on average, this reduction might not be that consequent in the long-term, especially in a context of increasing temporal variability (strongly marked in the rapeseed-based reference system) and future climate uncertainties, expected to affect yield stability with increasing losses (Ray et al., 2015; Wing et al., 2021; Schmidt and Felsche, 2023). In this changing context, and along with an increase of fertilizers prices, our results showed that agroecological systems that combine long CC with legume and spring crops represent promising alternatives to produce acceptable levels of biomass based on the maximisation of N self-sufficiency and thus reduce production costs, while these systems were sometimes considered not productive enough in the past. However, as results showed an increasing temporal trend of N provision to crops in most agroecological systems, fertilisation strategy could be adapted as suggested by Launay et al. (2021) – meaning to reduce N mineral amount application according to increases of soil mineral N availability. Such optimisation would allow additional reduction of chemicals and would be more realistic as farmers do not apply constant application rates without any soil N measurements. More suitable optimisations of fertilisation strategies are required in systems with alfalfa as results demonstrated that the reduction of 60 kgN.ha<sup>-1</sup> from the beginning of the implementation in these systems was too strong to support biomass production at equivalent levels than input-based systems. We suggest to lower the reduction of fertilisation rate during the first years of the implementation and then adapt it according to soil mineral N availability. New simulations with such optimisation should be performed in order to assess better the potential of these systems to produce biomass based on increasing N self-sufficiency on the long term.

#### **4.2. What about these legume-based agroecological systems to reach C neutrality?**

As for N provision to crops, we expected that our alternative systems would improve C loss mitigation and possibly allow C sequestration in soil, according to an increase of C biomass inputs (Autret et al., 2016) and due to the general lower C:N ratio of legumes than other crop species which lead to higher residues decomposition rate and higher N availability for plants and SOC storing (Virk et al., 2022). Accordingly, and along with the reduction of N mineral fertilization, we thus expected that these alternative systems will improve GHG balance, despite the possible various effects on N<sub>2</sub>O emissions.

In the two reference systems, C dynamics remained negative over the total duration of the simulation period, i.e. meaning no sequestration, as already observed in most of the French cropping systems without ley (Launay et al., 2021). Results showed that almost all our agroecological systems (both rapeseed and maize-based systems) would mitigate C loss, regardless of the soil type, with some of them (both rapeseed-based long CC system and system with alfalfa incorporated, on the Calcisol and the Neoluvisol) that could even sequester carbon, compared to the reference systems.

The results provided by the long CC systems (without pea) were consistent with those provided by Blanco-Canqui et al. (2015), Tribouillois et al. (2018) and Plaza-Bonilla et al. (2018) who showed that implementing cover crops (either legume and non-legume species) have an overall positive effect on C sequestration, compared to systems with bare soil on fallow periods, with the magnitude depending on the amount of aboveground and belowground biomass input, types and years in CCs, soil type and initial SOC concentration (Blanco-Canqui et al., 2015). These last authors also mentioned that soil C storage with CC varies according to soil textural class and that the ability of the soil to store and protect SOC is positively correlated with the clay content which means that soils with low initial C levels can have a greater capacity to sequester C with CC. Our results were in accordance with this statement as the Calcisol which exhibited the lowest clay content resulted in the highest amount of C sequestration. This was true for all cropping systems.

The introduction of pea in the rapeseed-based long CC system did not increase C sequestration/C loss mitigation as much as long CC alone, with years where soil C stock decreased, depending on the soil type. Such results have already been observed by Plaza-Bonilla et al. (2018) who explained that the low C:N ratio and the quality of grain legume residues (low lignin content, high N content) can lead to high decomposition rate which reduces the potential of C sequestration with even potential loss of SOC. Additionally, we suppose that the low amount of inputs provided by residues was not sufficient to compensate for high mineralisation rate.

In contrast, the Carbon dynamics of systems with alfalfa exported was very surprising, with little to no C loss mitigation despite the integration of the two-years temporary grassland, neither during alfalfa phases, nor during the following crops. These results disagreed with the findings of Autret et al. (2016), who showed that, in organic systems, alfalfa have an essential contribution to SOC storage through important root turnover and rhizodeposit inputs. They also contrasted with the results of Launay et al. (2021) who showed that the integration of temporary grasslands into French cropping systems, with management ranging from 1 cut and four grazing per year to four cuts and 10 grazing per year in intensive systems, allowed C sequestration up to nearly 400 kgC.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> on average, compared to the baseline scenarios which showed a slight decrease in SOC over 30 years. In their systems, temporary grasslands lasted longer than in ours (mostly from 3 to 5 years) and organic fertilisation was used along with mineral fertilisation. Still, our results suggest a very low development of belowground biomass during Alfalfa establishment and regrowth so that the high improvement we observed in N provision to crops and C sequestration in the system with Alfalfa incorporated, compared to the reference, would have been the result of aboveground biomass incorporation only. We suspect a problem with the modelling approach, concerning the parametrisation of Alfalfa, which is more detailed below.

In any case, the levels of C loss mitigation/ C sequestration were always lower in maize-based systems than in rapeseed-based systems because of straw removing in maize systems that reduced the amount of C biomass input in the soil.

Looking at N<sub>2</sub>O emissions, they were reduced in both systems with Alfalfa due to the removing of mineral fertilization during two years and the general high reduction of N application for principal crops. However, they were never reduced, on average, in both long CC systems (with and without pea) and the latter even increased in some cases. Although not desired, these results have already been reported by [Schipanski et al. \(2014\)](#) after implementation of both red clover CC and long winter rye CC in a three-years soybean-wheat-corn rotation with higher denitrification losses after red clover CC incorporation than in the non-CC system; or by [Tribouillois et al. \(2018\)](#) who also used the STICS model to assess the effects of CC implementation on C, N and water fluxes, on average over nearly 50 years, in several French cropping systems, and showed that CC substantially increased C sequestration but also slightly increased N<sub>2</sub>O emissions, in most cases.

As far as C sequestration and N<sub>2</sub>O emissions were both calculated over hydrological years and represent total annual values, we calculated their contribution to Green House Gas (GHG) balance in CO<sub>2</sub> equivalent (Fig. 21). For this, we used the following equation according to [Autret et al. \(2019\)](#), [Tribouillois et al. \(2018\)](#) and [Launay et al. \(2021\)](#), but we only considered direct N<sub>2</sub>O emissions in the overall balance:

$$\text{GHG balance} = \text{N-N}_2\text{O emitted} \times 44/28 \times 273^* - \Delta\text{C sequestered} \times 44/12$$

\*With 1 eq N<sub>2</sub>O = 273 eq CO<sub>2</sub> ([IPCC 2022](#))

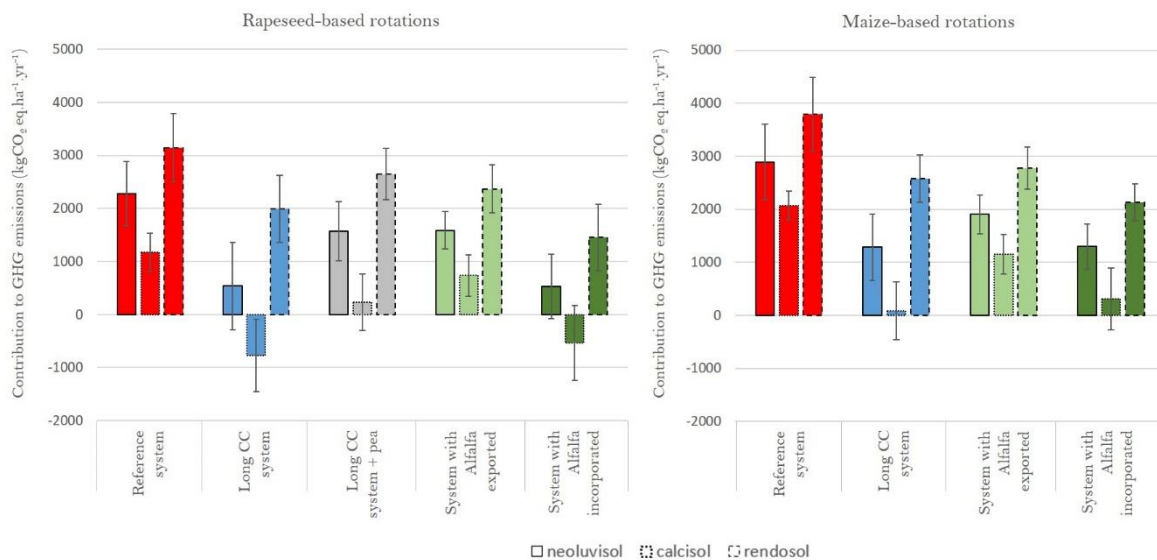


Fig. 21 - Evaluation of the Green House Gas balance for the two cropping systems (rapeseed-based system on the left, and maize-based system on the right). C sequestration and N<sub>2</sub>O emissions are represented in CO<sub>2</sub> equivalent (in kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>).

The contribution to GHG emissions ranged from  $1174.4 \pm 357.7$  to  $3146.8 \pm 647.1$  kgCO<sub>2</sub> eq.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> for the rapeseed-based reference system, depending on the soil type, and from  $2070.6 \pm 267.3$  to  $3792.2 \pm 696.7$  kgCO<sub>2</sub> eq.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> for the maize-based reference system (Figure 21). GHG balances of both rapeseed and maize based reference systems were all higher than the results of [Launay](#)



et al. (2021), who evaluated that the GHG balance was of  $888 (\pm 762)$  kgCO<sub>2</sub> eq.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> for French annual cropping systems without CC in average, when not considering emissions derived from fertilizers production but considering additional indirect N<sub>2</sub>O emissions (derived from volatilization and N leaching). The GHG balance calculated for the rapeseed-based system on the Calcisol was close to this value, due to similar amount of C sequestration although little higher direct N<sub>2</sub>O emissions. On the other hand, the GHG balances calculated on the Rendosol (for either rapeseed and maize-based systems) were three to four times higher than the simulation results of Launay et al. (2021) because of both high levels of C loss and N<sub>2</sub>O emissions. These results on the Rendosol would be even greater if considering indirect emissions as mean levels of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation and NH<sub>3</sub> volatilisation were higher than those of Launay et al. (2021).

All the investigated agroecological systems improved the GHG balance (Fig.21) with a reduction that ranged between -15.8 % for the combination of long CC and pea on the Rendosol (R1.3) to -165.9% for the rapeseed-based long CC, on the Calcisol, a reduction that greatly exceeds the French national low carbon strategy for agriculture (-40 to -46% by 2050 for Agriculture/forestry depending on the baseline comparison, National low carbon strategy report, 2020) in half of the cases. Only systems simulated on the Rendosol and Alfalfa exported systems on most soil types did not reach this objective mainly due, for the latter, to low levels of C sequestration, not high enough to compensate for N<sub>2</sub>O emissions. In the long CC systems, the improvement of GHG balance was due to a significant improvement of C sequestration, high enough to compensate for highest N<sub>2</sub>O emissions than in the reference systems. In the systems with alfalfa incorporated, the improvement in GHG balance was the result of a mix between an improvement of C sequestration, even lower than in the long CC systems, and strongly reduced N<sub>2</sub>O emissions. On the Calcisol, these two systems even reached C neutrality or a negative balance for rapeseed-based systems, but values should be corrected by additional indirect emissions to confirm it. Yet, the results obtained for the long CC systems exceed those of Launay et al. (2021) who assessed a GHG balance of  $869 (\pm 860)$  kgCO<sub>2</sub> eq.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>, on average, in French cropping systems with CC (mostly short CC sown in vulnerable regions) but were consistent with their results of mitigation scenarios with expended CC in time and space with long CC sown before spring crops:  $-116 (\pm 1174)$  kgCO<sub>2</sub> eq.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>. On another hand, these authors observed higher improvement in GHG balance than ours in systems with temporary grasslands which ranged from  $-1113 (\pm 1246)$  kgCO<sub>2</sub> eq.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> (without CC) to  $-1339 (\pm 1293)$  kgCO<sub>2</sub> eq.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> (with CC), due to higher improvement of C sequestration/ C loss mitigation and lower levels of N<sub>2</sub>O emissions.

Anyway, our results were encouraging to propose agroecological systems which would help in reaching the carbon neutrality in agriculture, but they do need to be confirmed by field experiments, and corrected by indirect emissions including those derived from fertilizers production. Moreover, the cropping systems have to be designed with a close knowledge of the soil potentiality: the GHG balances calculated on the Rendosol always remained highly positive, and no agroecological systems strongly improved the balance.

Finally, systems have to be designed with a close attention to temporal evolution in the provision of ES and impacts, and management strategies have to be adapted accordingly. In our case, the analysis of temporal dynamic revealed slight increases of N<sub>2</sub>O emissions in agroecological systems on the Neoluvisol and decreases in C sequestration/C loss mitigation in agroecological systems on the Calcisol before stabilization in some cases. This means that the improvement of GHG balance in

agroecological systems is reduced over time which could be partly managed by an optimisation of fertilisation strategy on the long term.

#### **4.3. What effects of these legume-based agroecological systems on water quality and impacts**

Looking at N-losses impacts together, our results showed that agroecological legume-based systems can be promising to mitigate them, but only to a certain extent, and depending on the cropping system.

According to the existing literature ([Schipanski et al., 2014](#); [Tribouillois et al., 2016](#); [Plaza-Bonilla et al., 2015](#); [Couëdel et al., 2018](#)), our modelling results showed that the implementation of legume-mixture long CC in the rotation is an effective way to provide nitrate catch crop ES meaning to reduce  $\text{NO}_3^-$  lixiviation and accordingly improve water quality regulation. However, if the long CC systems (for both rapeseed and maize-based systems) always provided the highest levels of water quality regulation, when comparing all the systems together, and the lowest levels of  $\text{NO}_3^-$  lixiviation, except on the Rendosol, they never reduced the two other impacts: neither  $\text{N}_2\text{O}$  emissions, which even increased on the Rendosol as previously mentioned, nor  $\text{NH}_3$  volatilisation. These results were consistent with those of [Launay et al. \(2021\)](#) who observed a reduction of  $\text{NO}_3^-$  lixiviation in french cropping systems with CC compared to annuals only, but a very few reduction of  $\text{NH}_3$  volatilisation and no effect on direct  $\text{N}_2\text{O}$  emissions. If the long CC systems can provide efficient catch crop ES, our results suggest that the fertilisation strategy should be optimised to mitigate N-related gaseous losses.

The insertion of both legume-mixture long CC and pea in the rotation resulted in the lowest potential for mitigating N-related impacts as it never significantly reduced  $\text{NO}_3^-$  lixiviation nor  $\text{N}_2\text{O}$  emissions, compared to the reference, and even reduced (rather not significantly) water quality regulation on the Calcisol and the Neoluvisol. [Plaza-Bonilla et al. \(2015, 2018\)](#) also used the STICS model to evaluate the effect of both grain legume and CC integration on C footprint, drainage and lixiviation in 6 low-input french systems and observed higher amounts of  $\text{NO}_3^-$  lixiviation when implanting spring or winter pea in the rotation, compared to a 3 years sorghum – sunflower – durum wheat cropping system. However, these authors observed of strong reduction of nitrate lixiviation when adding CC in the cropping system, at even lower levels than the baseline scenario, which contrasted with our results. [Guinet et al. \(2020\)](#) mentioned that legume sown as sole crops can increase the risk of N loss (via lixiviation) due to their low ability to take up soil N. They also showed that legume species could significantly differ on the amount of N leached after legume harvest with higher levels for common vetch, lentil, faba bean, lupin, and pea than for chickpea, common bean or soybean for example. We chose to sown winter pea just before rapeseed as crucifers are well-recognised to provide catch crop ES ([Couëdel et al., 2018](#)) but the dates of technical operations (harvest of pea, residues incorporation and sowing of rapeseed) could be optimised in order to reduce the duration of fallow period after pea harvest. In this system, only  $\text{NH}_3$  volatilisation was reduced by adding a non-fertilised winter crop into the rotation, which diluted the overall amount of N application at the rotation scale.

The implementation of a 2-years alfalfa in the rotation, cut and exported or fully incorporated, always reduced the three impacts investigated, compared to the input-based systems, in agreement with the results of [Launay et al. \(2021\)](#) on french crop-temporary grasslands systems. Moreover,



regarding all agroecological systems together, the systems with alfalfa, either rapeseed- or maize-based systems, provided, in averaged, the lowest levels of  $N_2O$  emissions and  $NH_3$  volatilisation, on the three soil types, due to the removing of mineral fertilization during two years and the high reduction of fertilization for the other crops. Such systems offer good opportunities to strongly lower N-losses impacts from agriculture, but particular attention has to be paid to management alfalfa destruction and subsequent crop as several authors reported a poor synchrony between the provision of mineral N, derived from alfalfa residues mineralisation and the uptake of subsequent crop, which can increase N leaching (Autret et al., 2019).

Our results showed that  $NO_3^-$  lixiviation increased in most production situations after years 2010, probably due to the combination of a reduction in biomass production – meaning a lower N uptake capacity - associated to stabilised or increasing levels of N provision to crop (or a stabilisation in the production associated to increasing levels of N provision to crops, in some case). Once more, an optimisation of the strategy of fertilisation, according to increases in N availability, would reduce the risk of N losses.

#### **4.4. What contribution of analyses of temporal relationships between ES, impacts and agricultural production to adapt management strategy**

The analysis of the temporal correlations between agricultural production, ES and impacts showed that these relationships varied across the production situations and responded to soil effects for some of them. Some agroecological systems increased the number of significant relationships between ES/goods/impacts (either synergies and trade-offs), e.g. long CC systems, while others reduced them, depending on soil type. One interesting example was that all maize-based agroecological systems on the Neoluvisol cancelled out almost all the trade-offs that were observed in the reference one, while for rapeseed-base systems on the same soil, the long CC and the system with alfalfa incorporated increased the number of synergies but also the number of trade-offs provided. These results suggest that the design of agroecological systems then needs a strategic a priori analysis to decide which ES/goods/impacts have to be maximised, and promote the best balance between desired synergies and acceptable or non-acceptable trade-offs. The choice of a system has to be thought related to the long-term expectation of the agricultural territory.

Our results also suggest that even if the provision of multiple ES can be enhanced on absolute levels, temporal analyses are required to evaluate their relationships over time and adapt management strategies according to temporal changes in the dynamics of the ES and thus reduce possible temporal trade-offs. As an example, in our case, almost all agroecological systems improved both N provision to crops and C loss mitigation/C sequestration on absolute levels, compared to the reference. Although, as expected, we observed a temporal trade-off between these two ES in several systems, albeit not in all of them. This means that through years, when we enhance N provision to crop, we decrease C loss mitigation/C sequestration. If this trade-off can be hard to avoid because of the relying mineralisation processes involved, temporal analyses can help identify the systems with an acceptable level of trade-off, according to the environmental and agronomic purposes: temporal increase in N provision to crop to promote N self-sufficiency and acceptable relative levels of C loss mitigation/ C sequestration, stabilized enough to promote C neutrality. Such analyses can also deliver key information on when to adapt management strategies to provide these ES at their maximum potential

on a long term, and which systems can reach, after years of implementation, the best equilibrium between C and N input and output fluxes.

Other results of temporal relationships analyses evidenced some necessary improvements of the management strategy. Indeed, the temporal correlations between Biomass production and N provision to crops were not always positive, albeit never negative. If always in synergy on the Rendosol (except in the system with pea), they were almost all neutral (at least non-significant) on the Calcisol, in almost all of the systems investigated which means that, in these systems, biomass did not respond to temporal increases in N provision. This could suggest that agricultural production was limited by other driving factors than soil mineral N availability, and that further analyses are required to identify these factors and adapt management, especially fertilisations strategy, as additional non-use mineral N could favour N-losses, especially in systems where N provision to crops increases through years.

All these results evidenced the need to not only perform an evaluation of static levels of ES that alternative systems can provide, but also the key information that can be obtained by temporal analyses (dynamics and relationships) which are completely necessary to establish sustainable and self-sufficient cropping systems that are stable over years.

#### **4.5. Strengths and limits of the modelling approach**

Similarly to previous studies, the use of the STICS model enabled to assess the provision of a wide range of ES and impacts (e.g. [EFESE-EA, 2017](#); [Meyer et al., 2020](#); [Obiang Ndong et al., 2021](#); [Ellili-Bargaoui et al., 2021](#)) from input-based and agroecological cropping systems, on different types of soil. However, as far as we know, none of these studies used the STICS model to evaluate the dynamic provision of these ES/good/impacts in order to perform temporal analyses of their provision and their relationships. [Holland et al. \(2011\)](#) and [Obiang Ndong et al \(2020 & 2021\)](#) highlighted the lack of temporal analyses of ES relationships but these authors also mentioned that long-term temporal dataset, required to perform such analyses, are difficult to obtain. Our approach, using field data and modelling analysis, thus constitutes an operational and innovative method to analyse the dynamics of a range of ES and impacts and analyse the temporal relationships that may exist between these ES, impacts and agricultural production.

However, this approach requires a good parametrization of the model to ensure the quality and the validity of the results and especially accurate predictions of N losses and N inputs (through mineralisation) that strongly depend on correct simulations of C and N turnover on the long term ([Yin et al., 2020](#)). If the results concerning the simulations of long CC systems (with and without pea) seemed to be consistent with field observations, according to experts (agronomists), some results provided by the systems with alfalfa were surprising.

Indeed, as previously mentioned, the insertion of a perennial legume crop in the cropping systems did not improve N mineralisation after plant destruction as much as expected, but only during Alfalfa cycle ([Justes et al., 2001](#)), especially in the systems where the crop was 100% cut and exported. Additionally, it nearly did not enhance C loss mitigation compared to the reference systems (close levels of C losses) although leys are well-known to increase soil C stocks, even when cut and exported, as they allocate more carbon below-ground and reduce bare fallow periods ([Plaza-Bonilla et al., 2018](#)). In these systems, the amount of SOC decreased during Alfalfa phases as well as during the growing periods of the three main crops in the rotation. We suspect a problem in the crop parametrisation,

especially concerning roots development and in the way biomass is allocated to the root's compartment and its evolution in case of chained simulations.

In the last version of STICS (v9), [Strullu et al. \(2020\)](#) improved the parametrisation of the model to simulate more precisely biomass and N partitioning between the non-perennial organs, perennial organs and roots of alfalfa during both crop development and regrowth phases. They showed that STICS was able to simulate accurately both the development and regrowth of Alfalfa, for several years, with satisfying results for total and aboveground biomass but also total and aboveground nitrogen content. They also demonstrated that the model can be used to accurately simulate water and nitrate contents during both crop development and after destruction.

It might be possible that the model still needs some improvement to accurately simulate the long-term effects of implementing temporary grasslands into annual cropping systems and especially the ability of the model to chain simulations after perennials destruction with an accurate consideration of the total biomass and C and N content of residues at the beginning of the next crop.

Following the literature and field observations, we suppose that the integration of Alfalfa in the rotation that is cut and exported would provide better results than what we assessed using modelisation tools. We expect it will allow C sequestration in soil and that levels of N provision to crops will be greater than the ones we obtained by increasing N mineralisation long after crop destruction.

## 5. Conclusion

We used the STICS model to assess levels of biomass production, ES and N-related impacts, over 20 years, in actual input-based and legume-based agroecological systems, designed to promote N self-sufficiency with reduced fertilisation rate. If our results showed that the investigated agroecological systems reduced, on average, biomass production, the gap in the amount of production between input-based and agroecological systems might not be that consequent on the long term, and can offer new opportunities to produce with reduced amount of chemicals, especially in a context of increasing production costs and climate uncertainties. The insertion of legume-crucifer long CC in the rotation can be promising to reach both N self-sufficiency and C neutrality, depending on the soil type, and significantly reduce  $\text{NO}_3^-$  lixiviation. However, our simulation results showed that these long CC systems did not help reducing the other N related impacts ( $\text{N}_2\text{O}$  emissions and  $\text{NH}_3$  volatilisation), compared to input-based systems. The insertion of a two years alfalfa in the rotation, either cut and exported or fully incorporated to the soil, constituted the best alternative system to significantly reduced all the three impacts, but their effects on ES were lower than expected, especially when alfalfa was cut and exported. It is possible that STICS still needs some improvement to simulate accurately the amount of belowground biomass after alfalfa destruction in case of chained simulations. The integration of winter pea in the long CC system represented the worst compromise looking at our issues as it barely reduced  $\text{NO}_3^-$  lixiviation and any of the other impacts, and improved most ES less than the long CC systems without pea or the systems with a two-years alfalfa fully incorporated to the soil. This was mainly due to the quality and the low biomass of pea residues. In most cases, fertilisation strategies should be adapted according to i) crop N-stress levels and ii) increases in N provision to crop in agroecological systems, which could help in maintaining acceptable levels of production by reaching N self-sufficiency, and prevent N-losses especially in case of constant N mineral application

rate when N provision to crop increases over years. Complementary simulations with adapted fertilisation strategies would help in finding the best compromise between the reduction of fertilization and the maintenance of biomass production with relevant levels of ES, as well as numerous synergies between them. They have to be conducted on several soil types, whose different properties (especially pH, soil depth, Available Water Capacity) can lead to contrasted results.



# Chapitre 4 : Une analyse, par modélisation, des niveaux, des dynamiques et des relations temporelles entre production agricole, SE et impacts liés au fonctionnement du sol pour des systèmes de culture actuels et agroécologiques du site de l'OPE : simulations en climat futur

## 1. Introduction

Le chapitre précédent a évalué l'effet de modifications de rotations actuellement mises en œuvre sur des parcelles du site de l'OPE, pour aller vers des systèmes de culture plus autonomes en azote, dont nous avons vu précédemment les implications en termes de fourniture et de relations entre services rendus par les écosystèmes agricoles. Mais ces propositions sont-elles viables et efficaces à l'avenir, c'est-à-dire que les relations entre services observées actuellement vont-elles évoluer vers un maintien ou une diminution des antagonismes qui ont pu être modélisés, voire une augmentation des synergies ? Constituent-elles des évolutions souhaitables des systèmes dans un contexte où, à moyen terme, le changement climatique va induire une modification sensible des conditions de régimes des pluies, de température et, possiblement de teneur en CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère ? Pour apporter des éléments de réponse à ces questions, nous avons reconduit, par modélisation, l'analyse des niveaux, des dynamiques temporelles et des relations entre SE/biens/impacts liés au fonctionnement du sol, sur une nouvelle période de 20 ans, allant de 2038 à 2057. Nous présentons dans ce chapitre les résultats de cette modélisation.

## 2. Démarche adoptée pour l'analyse

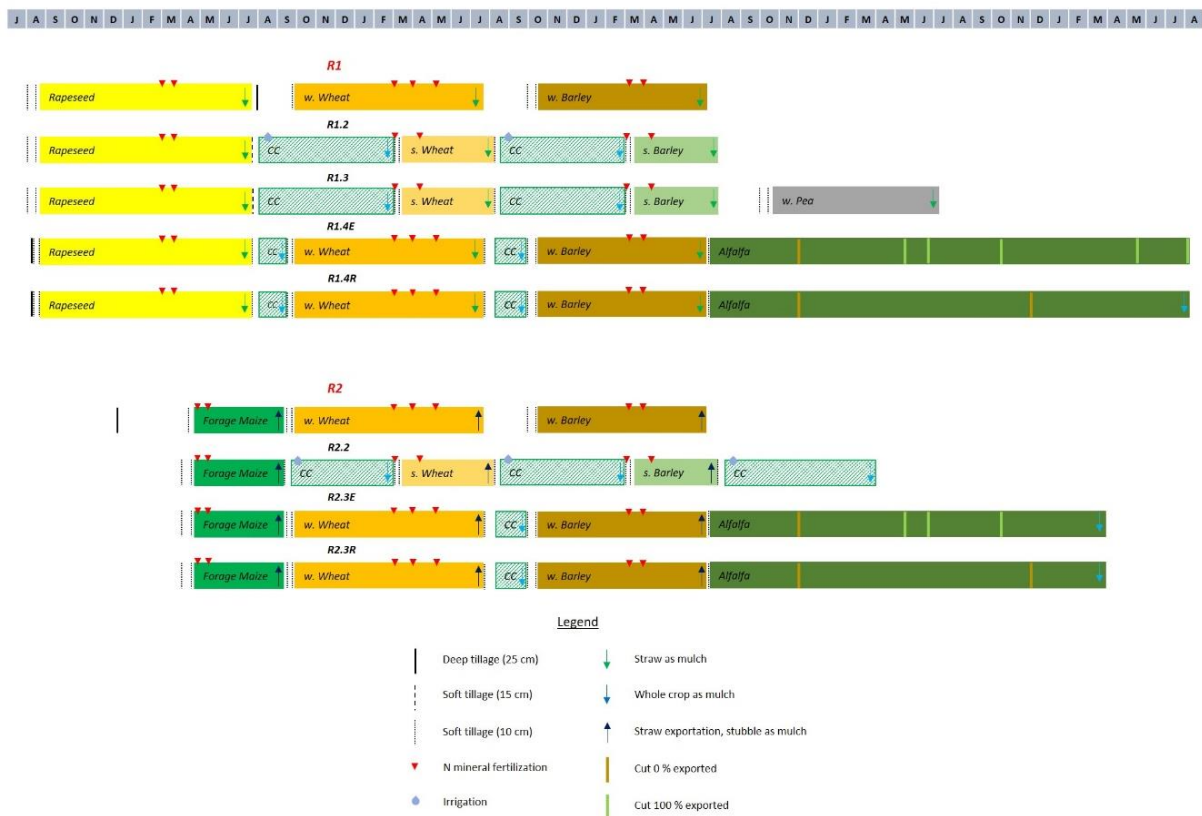
Pour conduire notre analyse de l'effet du climat futur sur les niveaux, les dynamiques et les relations entre biens, SE et impacts, nous avons adopté, dans cette partie, la même démarche que dans le cadre des analyses réalisées en climat passé (cf. Chapitre 3, partie 2-Methods). Les systèmes de production simulés sont exactement les mêmes. Les données d'entrée liées au climat et au paramétrage de la station climatique ont été modifiées de la façon suivante :

Nous avons utilisé les données de la base climatique DRIAS, correspondant au scénario de concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique RCP 8.5, sur la période 2036 – 2057. A l'instar des données SAFRAN, les données climatiques DRIAS proviennent de Drias, données Météo-France, CERFACS, IPSL et ont été téléchargées via la plateforme SICLIMA développée par AgroClim-INRAE. Nous avons choisi de modéliser le scénario RCP8.5 du GIEC pour analyser la variabilité ou la stabilité des relations temporelles entre SE/biens/impacts pour le scénario le plus pessimiste et le plus « extrême » en termes de changement. Nous avons sélectionné une période de 20 ans, dont la durée est comparable à celle que nous avons modélisée en situation actuelle et passée. Dans la continuité de l'étude 4p1000 (Pellerin et al., 2019), nous avons sélectionné :

- Le modèle climatique global : CNRM-CM5 r1 (version de la simulation : 06/10/2011)
- Le modèle climatique régional : ALADIN6.3 v2
- La méthode de correction de biais – descente d'échelle statistique : méthode ADAMONT France

Nous avons utilisé le modèle Shuttleworth-Wallace pour le calcul de l'évapotranspiration, qui, contrairement au modèle Peinmann-Montheith, prend en compte l'effet de l'évolution de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique sur les échanges de gaz entre la plante et l'atmosphère (cf. manuel STICS, version 2023). En accord, nous avons activé le paramètre « climate change » du fichier permettant de renseigner la station météorologique et nous avons modifié la valeur du paramètre « rsmn » (minimal stomatal resistance of leaves) de chaque fichier plante.

Pour rappel, 9 systèmes de culture ont été élaborés pour conduire cette analyse, dont deux systèmes de référence représentatifs des systèmes de production du site de l'OPE (séquences de cultures et itinéraires techniques) et 7 systèmes agroécologiques avec comme objectif d'intégrer des légumineuses dans les rotations de référence pour tester l'effet de ces espèces sur l'autonomie azotée et sur les niveaux de fourniture des SE et impacts et leurs relations. Nous rappelons ci-dessous l'ensemble des systèmes simulés.



### Rappel des systèmes de production simulés

Enfin, comme pour les simulations en climat passé, nous avons choisi de ne pas intégrer les deux premières années de simulation dans les analyses statistiques pour limiter les biais d'initialisation du modèle dans les résultats obtenus. La période d'analyse des résultats des indicateurs de services s'étend donc de l'année 2038 à 2057.

### 3. Résultats

Pour simplifier le discours, les projections climatiques du scénario RCP 8,5 sur la période considérée (2038-2057) seront, dans la suite du manuscrit, appelées « climat futur » (RCP 8.5) et la période 2002-2021 sera nommée « climat passé » (past climate).

#### 3.1. Évolution du climat

Sur la zone d'étude, les températures mensuelles varient faiblement, de l'ordre de 1°C, entre climat passé et climat futur (Fig. 22). La température annuelle moyenne est de 10,2°C sur l'ensemble de la période 2000-2021 et de 11,1 °C sur la période 2036-2057. Les écarts-types calculés mensuellement sont du même ordre pour les deux périodes climatiques.

En revanche, les précipitations annuelles, calculées sur l'année hydrologique, sont en moyenne plus élevées de 160 mm en climat futur qu'en climat passé, avec une moyenne annuelle de 1147 mm en climat futur contre 987 mm en climat passé. On notera les années hydrologiques 2044-2045 et 2047-2048 comme particulièrement pluvieuses par rapport à la moyenne sur l'ensemble de la période considérée.

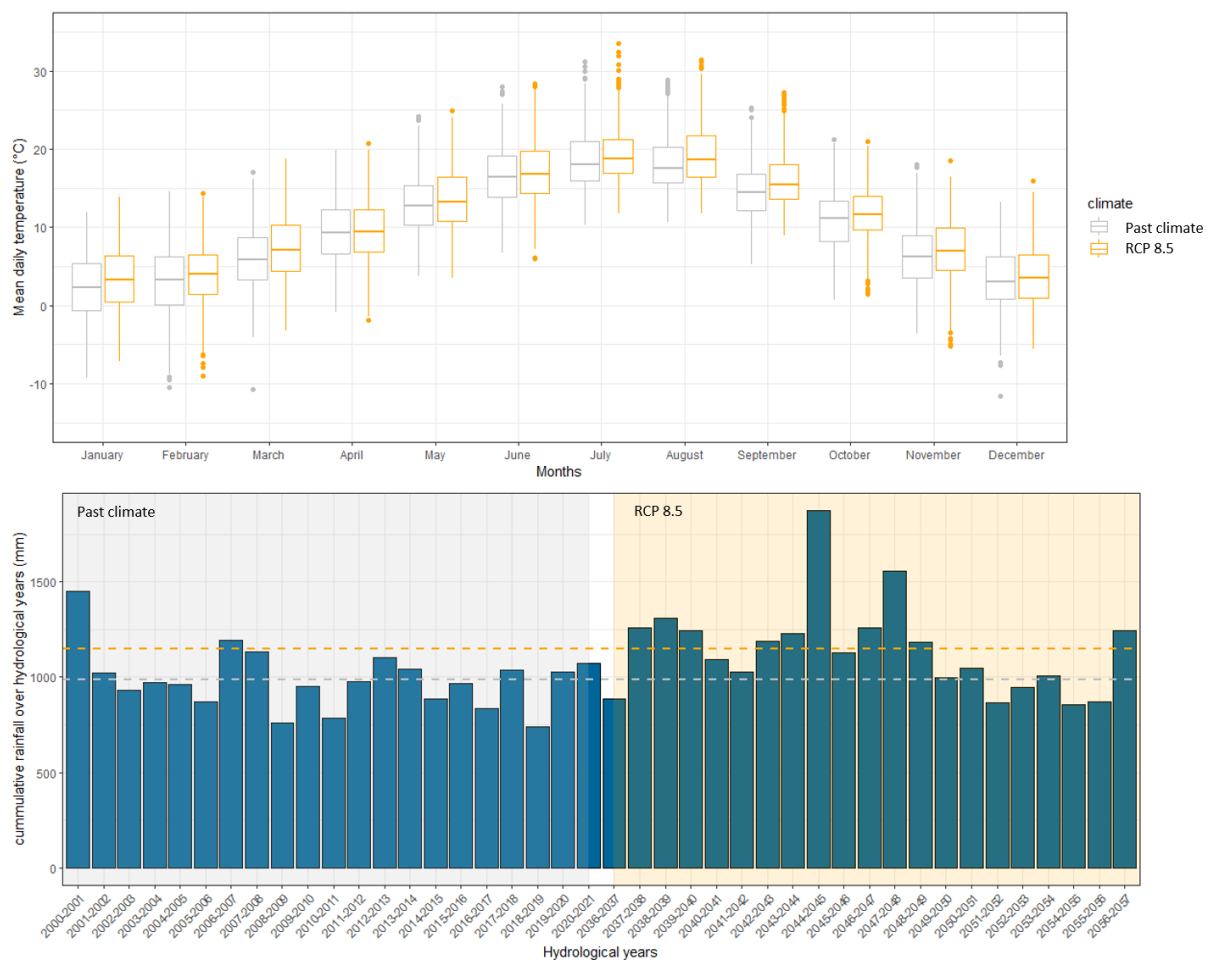


Fig. 22 – Distribution des températures journalières moyennes, par mois, et précipitations annuelles sur le site d'étude sur la période 2036-2057, mobilisant les données de la base climatique DRIAS, RCP 8.5, en comparaison aux données climatiques passées, mesurées sur la période 2000-2021. Sur le graphique inférieur, les lignes en pointillé grise et orange représentent, respectivement, les moyennes annuelles des précipitations pour le climat passé et futur.



### 3.2. Effets du changement climatique sur les niveaux absolus et relatifs de la production agricole, des SE et des impacts

A l'instar des résultats en climat passé, les résultats seront d'abord décrits sur le Néoluvisol, puis comparés entre les trois types de sol.

#### 3.2.1. Systèmes de culture à base colza

Dans le système de référence (R1) **la production annuelle de biomasse est, en moyenne, plus élevée en climat futur qu'en climat passé** avec une production qui passe de  $2,3.10^7$  kcal.ha<sup>-1</sup> en climat passé à  $2,6.10^7$  kcal.ha<sup>-1</sup> en climat futur (+13%) (voir **Annexe 38** pour les valeurs de production par culture en t.ha<sup>-1</sup>). En revanche, **la fourniture de certains SE/impacts est dégradée en climat futur** (Table 6) : **Le stock de carbone** diminue davantage, au cours du temps, en climat futur qu'en climat passé avec un déstockage annuel moyen qui passe de 286,2 kgC.ha<sup>-1</sup> en climat passé à 335,4 kgC.ha<sup>-1</sup> en climat futur ; **les pertes de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> par lixiviation** sont, en moyenne, plus élevée en climat futur en passant de 48,2 kgN.ha<sup>-1</sup> en climat passé à 59,5 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en climat futur tout comme **les émissions de N<sub>2</sub>O** qui passent, en moyenne, de 2,85 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en climat passé à 3,74 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en climat futur ; et enfin **le stockage et la restitution d'eau verte** qui passe, en moyenne, de 151,7 mm en climat passé à 142, 4 mm en climat futur, malgré une pluviométrie plus importante. Enfin, les autres SE/impacts analysés ne montrent que très peu de différences entre climat passé et futur : La fourniture en azote minéral, calculée sur le cycle de la culture, passe, en moyenne, de 64,6 kgN.ha<sup>-1</sup> en climat passé à 61,7 kgN.ha<sup>-1</sup> en climat futur ; les pertes de NH<sub>3</sub> par volatilisation passent, en moyenne, de 7,56 kgn.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en climat passé à 7,6 (7,598) kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en climat futur ; et enfin la part des précipitations à destination des hydrosystèmes, eau bleue, n'augmente que très légèrement et passe en moyenne de 54 % à 56 % (Table. 6).

Table 6 – Niveaux absolus de fourniture des différents SE/biens/impacts analysés, dans les systèmes de culture à base colza, moyennés sur les périodes de simulation considérées : 2002-2021 pour les simulations en climat passé (noir) et 2038-2057 pour les simulations en climat futur (orange). Les écarts-types sont indiqués entre parenthèses. BP : Production de biomasse, NPTC : fourniture en azote minéral, C seq : séquestration de carbone, GWP : stockage et restitution d'eau verte, BWP : stockage et restitution d'eau bleue, WQRTN : régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates, NO3 : pertes de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> par lixiviation, NH3 : pertes de NH<sub>3</sub> par volatilisation, N<sub>2</sub>O : émissions de N<sub>2</sub>O.

Système de culture	BP (kcal.ha <sup>-1</sup> )	NPTC (kgN.ha <sup>-1</sup> )	C seq (kgC.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	GWP (mm)	BWP (SD)	WQRTN (SD)	NO3 (kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	NH3 (kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	N2O (kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )
R1 (Référence)	2,28 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	64,6	-286,2	151,7	0,54	0,81	48,2	7,56	2,85
	(± 2,85 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 6,3)	(± 121,8)	(± 21,6)	(± 0,06)	(± 0,05)	(± 11,1)	(± 0,67)	(± 0,61)
	2,63 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	61,7	-335,4	142,4	0,56	0,77	59,5	7,60	3,74
	(± 3,3 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 8,3)	(± 140,7)	(± 17,5)	(± 0,07)	(± 0,06)	(± 16,1)	(± 0,57)	(± 1,06)
R1.2 (Couverts longs)	2,0 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	126,3	+187	142,9	0,52	0,95	15,2	7,69	2,85
	(± 2,24 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 15,2)	(± 174,8)	(± 19,8)	(± 0,07)	(± 0,04)	(± 13,5)	(± 0,41)	(± 0,68)
	2,2 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	138,8	+205,8	136,6	0,55	0,93	25,6	7,64	4,06
	(± 4,1 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 20,65)	(± 244,8)	(± 13,0)	(± 0,08)	(± 0,05)	(± 19,0)	(± 0,40)	(± 1,50)
R1.3 (Couverts longs + pois)	1,93 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	102,6	-44,4	143,4	0,53	0,79	41,2	5,78	3,28
	(± 2,23 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 8,22)	(± 119,0)	(± 20,4)	(± 0,07)	(± 0,06)	(± 12,6)	(± 0,30)	(± 0,52)
	2,13 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	110,1	-43,2	134,8	0,57	0,74	55,2	5,79	4,52
	(± 3,5 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 10,26)	(± 162,0)	(± 12,9)	(± 0,07)	(± 0,08)	(± 18,6)	(± 0,29)	(± 1,33)
R1.4 <sup>E</sup> (Luzerne exportée)	1,88 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	67,75	-244,6	131,5	0,50	0,85	24,5	2,8	1,61
	(± 2,25 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 8,69)	(± 92,78)	(± 14,64)	(± 0,07)	(± 0,07)	(± 8,4)	(± 0,19)	(± 0,27)
	2,22 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	73,5	-194,1	128,0	0,51	0,83	32,9	2,83	2,08
	(± 2,6 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 6,42)	(± 115,9)	(± 15,0)	(± 0,08)	(± 0,07)	(± 12,1)	(± 0,17)	(± 0,52)
R1.4 <sup>R</sup> (Luzerne restituée)	2,0 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	95,5	+71,8	135,5	0,50	0,82	36,7	2,68	1,84
	(± 2,3 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 14,5)	(± 139,8)	(± 19,1)	(± 0,07)	(± 0,07)	(± 14,2)	(± 0,25)	(± 0,37)
	2,33 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	94,4	+61,0	130,8	0,51	0,78	47,7	2,72	2,33
	(± 3,1 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 11,9)	(± 157,2)	(± 14,8)	(± 0,08)	(± 0,07)	(± 15,9)	(± 0,20)	(± 0,70)

Lorsque l'on compare les niveaux de fourniture des SE/biens/impacts des systèmes agroécologiques à ceux du système de référence et entre eux, on retrouve, en climat futur, les mêmes tendances qu'en climat passé (Fig.23 & **Annexe 39**) :

- La production de biomasse est significativement réduite pour l'ensemble des systèmes agroécologiques, comparé au système de référence (R1) ;
- **Tous les systèmes agroécologiques permettent d'augmenter la fourniture en azote minéral**, comparé au système de référence (R1), **à l'exception du système avec luzerne exportée (R1.4E)** (Fig. 23 & Table 6) ;
- Seul le système avec luzerne restituée (R1.4R) et le système avec présence de couverts longs (sans pois) (R1.2) permettent, en moyenne, de stocker du carbone (Fig. 23 & Table 6) ;
- **Le système avec présence de couverts intermédiaires longs dans la rotation (sans pois) (R1.2) présente toujours les plus hauts niveaux de fourniture en azote minéral** (+ 125 % par rapport au système de référence), **de séquestration de carbone** (+205,8 kgC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour R1.2 vs. -335,4 kgC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour le système de référence), **de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates** (+20,2 % par rapport au système de référence) **et le plus bas niveau d'impact lié aux pertes d'azote par lixiviation** (-57 % par rapport au système de référence) (Fig.23) ;
- **Le système qui combine couverts intermédiaires longs et pois dans la rotation (R1.3) est le système agroécologique le moins prometteur en regard de nos enjeux** car il ne permet de réduire ni les pertes d'azote par lixiviation, ni les émissions de N<sub>2</sub>O et s'il augmente effectivement la fourniture en azote minéral et le SE de séquestration de carbone (ou régulation des pertes de carbone), par rapport au système de référence (R1), c'est dans une moindre mesure que le système avec présence de couverts longs (sans pois) (R1.2) ;
- Le système avec luzerne exportée (R1.4E) est le système le plus stable en termes de fourniture de SE/biens/impacts, c-à-d qui montre les variabilités temporelles les plus faibles pour la majorité des indicateurs (Table 6) ;
- **Les deux systèmes avec luzerne, exportée et restituée, sont ceux qui présentent les plus faibles émissions de N<sub>2</sub>O et les plus faibles niveaux de pertes de NH<sub>3</sub> par volatilisation.** En revanche, le système avec luzerne exportée (R1.4E) est celui qui augmente le moins la fourniture en azote minéral (+19.2 %) et la régulation des pertes de carbone (-194 kgC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour R1.4E), par rapport au système de référence (R1) (Fig. 23 & Table 6).

On peut toutefois noter quelques différences majeures entre les simulations en climat passé et les simulations en climat futur lorsque l'on regarde individuellement chaque système de culture :

- **La production de biomasse, les pertes d'azote par lixiviation et les émissions de N<sub>2</sub>O** sont, en moyenne, comme pour le système de référence (R1), **plus élevées en climat futur qu'en climat passé, pour l'ensemble des systèmes agroécologiques** (Fig.23 & Table 6) ;

- La fourniture en azote minéral est légèrement plus élevée en climat futur qu'en climat passé pour le système avec présence de couverts longs (R1.2), le système avec pois (R1.3) et le système avec luzerne exportée (R1.4E) (Fig. 23 & Table 6) ;
- **Si la séquestration de carbone/régulation des pertes de carbone est dégradée en climat futur dans le système de référence, elle est, en revanche, améliorée dans le système avec présence de couverts longs (R1.2) et le système avec luzerne exportée (R1.4E) et ne varie pas dans les systèmes avec pois (R1.3) et avec luzerne restituée (R1.4R) ;**
- La régulation des pertes de carbone est d'ailleurs significativement plus élevée dans le système avec luzerne exportée que dans le système de référence, ce qui n'était pas le cas des simulations en climat passé (**Annexe 39**) ;
- Le stockage et la restitution d'eau verte est légèrement plus faible en climat futur qu'en climat passé, pour l'ensemble des systèmes simulés et, à l'inverse, le stockage et la restitution d'eau bleue est légèrement plus élevée en climat futur, notamment dans le système de référence (R1) et les systèmes avec présence de couverts longs (avec ou sans pois : R1.2 & R1.3) (Table 6) ;
- **La variabilité temporelle de la séquestration de carbone/ régulation des pertes de carbone et des émissions de N<sub>2</sub>O est systématiquement plus élevée en climat futur qu'en climat passé**, pour l'ensemble des systèmes simulés (Table 6) ;
- La variabilité temporelle des SE/biens/impacts est régulièrement plus élevée en climat futur qu'en climat passé pour le système avec présence de couverts longs (R1.2) et le système combinant couverts longs et pois (R1.3) : production de biomasse, fourniture en azote minéral, séquestration de C/ régulation des pertes de carbone, pertes d'azote par lixiviation (Table 6).

*Comparaison entre les trois types de sol :*

Comme en climat passé, **les résultats obtenus sur les trois types de sol sont très similaires pour la majorité des indicateurs évalués en climat futur (Annexes 40-45)**. On notera simplement quelques différences :

- En climat futur, la séquestration de carbone sur le Calcisol devient neutre (proche de 0 séquestration) pour le système avec luzerne exportée (R1.4E) alors que le SE reste majoritairement négatif en climat passé ;
- Si la variabilité temporelle des émissions de N<sub>2</sub>O est plus élevée en climat futur pour l'ensemble des systèmes simulés sur le Néoluvisol et sur le Calcisol, ce n'est pas le cas sur le Rendosol, ni pour les deux systèmes avec présence de luzerne dans la rotation (R1.4E & R1.4R) ni pour le système de référence (R1).

Rapeseed-based cropping systems – Neoluvisol – comparison between past climate and RCP 8.5

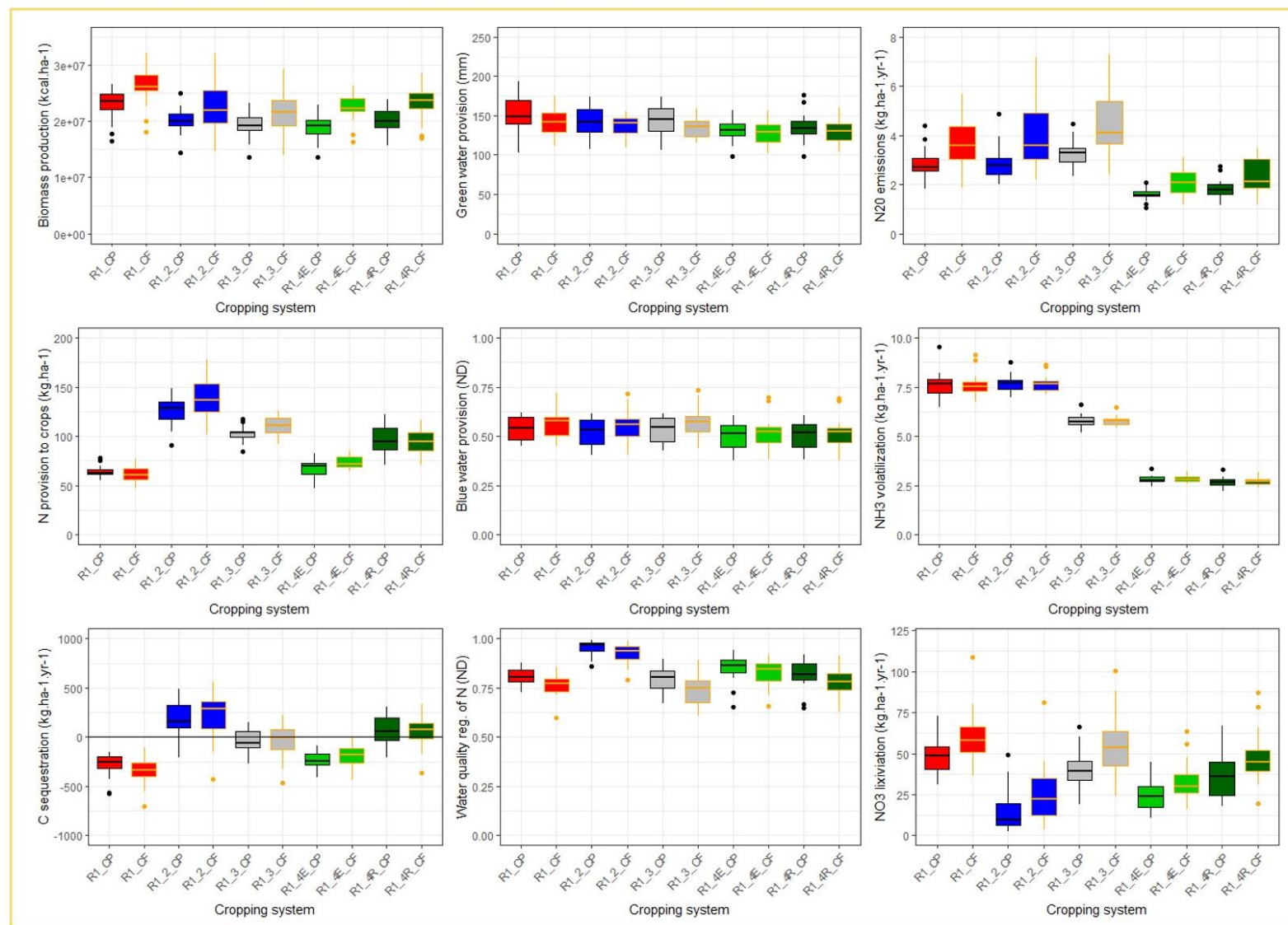


Fig. 23 – Effet des systèmes de cultures à base Colza sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Néoluvisol en comparant les simulations en climat passé (2002-2021) et futur (2038-2057). R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.

### 3.2.2. Systèmes de cultures à base Maïs

Les résultats de simulations pour les systèmes de culture à base maïs sont similaires à ceux obtenus pour les systèmes à base colza (Figs. 23 - 24 & Tables 6 - 7) :

Dans le système à base maïs de référence (R2), **la production annuelle de biomasse est également, en moyenne, plus élevée en climat futur qu'en climat passé** avec une production qui passe de  $3,0.10^7$  kcal.ha<sup>-1</sup> en climat passé à  $3,8.10^7$  kcal.ha<sup>-1</sup> en climat futur (+27%, Table 7) (voir **Annexe 46** pour les valeurs de production par culture en t.ha<sup>-1</sup>). Soit une progression plus importante que sur le système colza. **Les SE/impacts dégradés en climat futur dans le système de référence à base colza le sont également dans le système à base maïs** : On passe d'un déstockage annuel moyen de 466 kgC.ha<sup>-1</sup> en climat passé à un déstockage annuel moyen de 497 kgC.ha<sup>-1</sup> en climat futur ; les pertes annuelles de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> par lixiviation passent, en moyenne, de 58 kgN.ha<sup>-1</sup> en climat passé à 67 kgN.ha<sup>-1</sup> en climat futur ; les émissions annuelles de N<sub>2</sub>O passent en moyenne de 2,75 kgN.ha<sup>-1</sup> en climat passé à 3,22 kgN.ha<sup>-1</sup> en climat futur et le stockage et la restitution d'eau verte passe, en moyenne, de 149 mm en climat passé à 140 mm en climat futur. Les autres SE/impacts analysés ne montrent que très peu de différences entre climat passé et futur (Table 7).

Table 7 - Niveaux absolus de fourniture des différents SE/biens/impacts analysés, dans les systèmes de culture à base maïs, moyennés sur les périodes de simulation considérées : 2002-2021 pour les simulations en climat passé (noir) et 2038-2057 pour les simulations en climat futur (orange). Les écarts-types sont indiqués entre parenthèses. BP : Production de biomasse, NPTC : fourniture en azote minéral, C seq : séquestration de carbone, GWP : stockage et restitution d'eau verte, BWP : stockage et restitution d'eau bleue, WQRTN : régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates, NO3 : pertes de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> par lixiviation, NH3 : pertes de NH<sub>3</sub> par volatilisation, N<sub>2</sub>O : émissions de N<sub>2</sub>O.

Système de culture	BP (kcal.ha <sup>-1</sup> )	NPTC (kgN.ha <sup>-1</sup> )	C seq (kgC.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	GWP (mm)	BWP (SD)	WQRTN (SD)	NO3 (kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	NH3 (kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	N2O (kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )
<b>R2</b> (Référence)	3,0 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	54,3	-466,4	149,2	0,53	0,74	58,1	8,1	2,75
	(± 5,1 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 7,0)	(± 162,1)	(± 16,5)	(± 0,06)	(± 0,04)	(± 9,3)	(± 0,47)	(± 0,40)
	3,8 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	52,2	-496,8	140,4	0,53	0,71	67,0	8,1	3,22
	(± 5,7 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 8,8)	(± 198,7)	(± 15,4)	(± 0,08)	(± 0,07)	(± 18,4)	(± 0,43)	(± 0,53)
<b>R2.2</b> (Couverts longs)	2,8 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	114,4	+19,2	133,9	0,52	0,93	23,8	8,1	3,16
	(± 5,2 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 9,5)	(± 128,6)	(± 16,3)	(± 0,07)	(± 0,04)	(± 12,9)	(± 0,27)	(± 0,51)
	3,5 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	129,6	+102,4	126,6	0,53	0,93	25,1	8,1	3,97
	(± 7,4 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 12,5)	(± 169,8)	(± 16,4)	(± 0,08)	(± 0,05)	(± 14,9)	(± 0,29)	(± 0,98)
<b>R2.3<sup>E</sup></b> (Luzerne exportée)	2,7 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	66,7	-311,7	140,9	0,50	0,85	27,7	3,5	1,78
	(± 4,4 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 6,6)	(± 90,9)	(± 16,9)	(± 0,07)	(± 0,07)	(± 10,4)	(± 0,19)	(± 0,28)
	3,4 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	70,7	-261,3	137,8	0,50	0,84	32,3	3,5	2,04
	(± 5,4 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 6,4)	(± 123,8)	(± 15,1)	(± 0,08)	(± 0,06)	(± 10,9)	(± 0,17)	(± 0,45)
<b>R2.3R</b> (Luzerne restituée)	2,8 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	89,5	-119,2	141,2	0,50	0,83	36,8	3,4	2,01
	(± 4,6 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 9,4)	(± 94,9)	(± 19,4)	(± 0,07)	(± 0,07)	(± 13,8)	(± 0,21)	(± 0,39)
	3,4 <sup>e</sup> 10 <sup>7</sup>	90,2	-122,3	139,1	0,50	0,80	44,8	3,4	2,30
	(± 5,4 <sup>e</sup> 10 <sup>6</sup> )	(± 9,2)	(± 113,3)	(± 14,4)	(± 0,08)	(± 0,06)	(± 12,1)	(± 0,18)	(± 0,54)

De plus, à l'instar des systèmes de culture à base colza, les résultats des systèmes à base maïs montrent très peu de différences entre les simulations en climat passé et les simulations en climat futur, notamment lorsque l'on compare les différents systèmes en eux (Fig. 24 & Annexe 47).

On notera notamment que, en climat futur comme en climat passé, **le système avec présence de couverts intermédiaires longs dans la rotation (R2.2) est celui qui fournit les plus hauts niveaux moyens de fourniture en azote minéral** (+148 % par rapport au système de référence), de séquestration de carbone (+102,4 kgC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour R2.2 vs. -496.8 kgC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour le système de référence), de **régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates** (+30,7 % par rapport au système de référence) et, en moyenne, **les plus faibles quantités d'azote lixivié** (-62.6% par rapport au système de référence) (Fig.24), comme observé dans les systèmes à base colza.

On remarquera toutefois quelques différences entre les simulations en climat passé et futur :

- La **production de biomasse**, les **pertes de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>** par lixiviation et les **émissions de N<sub>2</sub>O** sont **systématiquement plus élevées en climat futur** qu'en climat passé, pour l'ensemble des systèmes simulés (Fig. 24 & Table 7) mais avec des différences parfois très faibles entre climat passé et futur ;
- Le **stockage et la restitution d'eau verte est légèrement plus faible en climat futur** qu'en climat passé, pour l'ensemble des systèmes simulés, contrairement au stockage et à la restitution d'eau bleue qui ne varie pas entre climat passé et futur ;
- Si la valeur moyenne de **séquestration de carbone/régulation des pertes de carbone** est plus faible en climat futur qu'en climat passé, pour le système de référence, elle est, en revanche, **plus élevée en climat futur dans le système avec couverts longs (R2.2) et le système avec luzerne exportée (R2.3E)** ;
- La **fourniture en azote minéral est plus élevée** en climat futur qu'en climat passé dans le **système avec couverts longs (R2.2)** mais ne varie pas entre climat passé et futur dans les autres systèmes simulés ;
- La **variabilité temporelle de la production de biomasse, de la séquestration de carbone/régulation des pertes de carbone et des émissions de N<sub>2</sub>O est systématiquement plus élevée en climat futur** qu'en climat passé, pour l'ensemble des systèmes simulés ;
- La **variabilité temporelle des pertes de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> par lixiviation** est également plus élevée en climat futur qu'en climat passé dans le **système de référence (R2)**.

Ces différences entre climat passé et futur sont, là aussi, très proches de celles observées dans les systèmes à base colza.

#### *Comparaison entre les trois types de sol*

Les résultats ne montrent aucune différence majeure entre les simulations sur le Néoluvisol et sur le Calcisol (Annexes 48-53).

Sur le **Rendosol**, en revanche, on peut simplement noter que la **variabilité temporelle de la production de biomasse et des émissions de N<sub>2</sub>O n'est pas plus élevée** en climat futur qu'en climat passé pour les systèmes avec présence de **luzerne (R2.3E & R2.3R)**, ni pour le système de **référence (R2)** dans le cas de la production de biomasse (Annexe 53).



Maize-based cropping systems – Neoluvisol – comparison between past climate and RCP 8.5

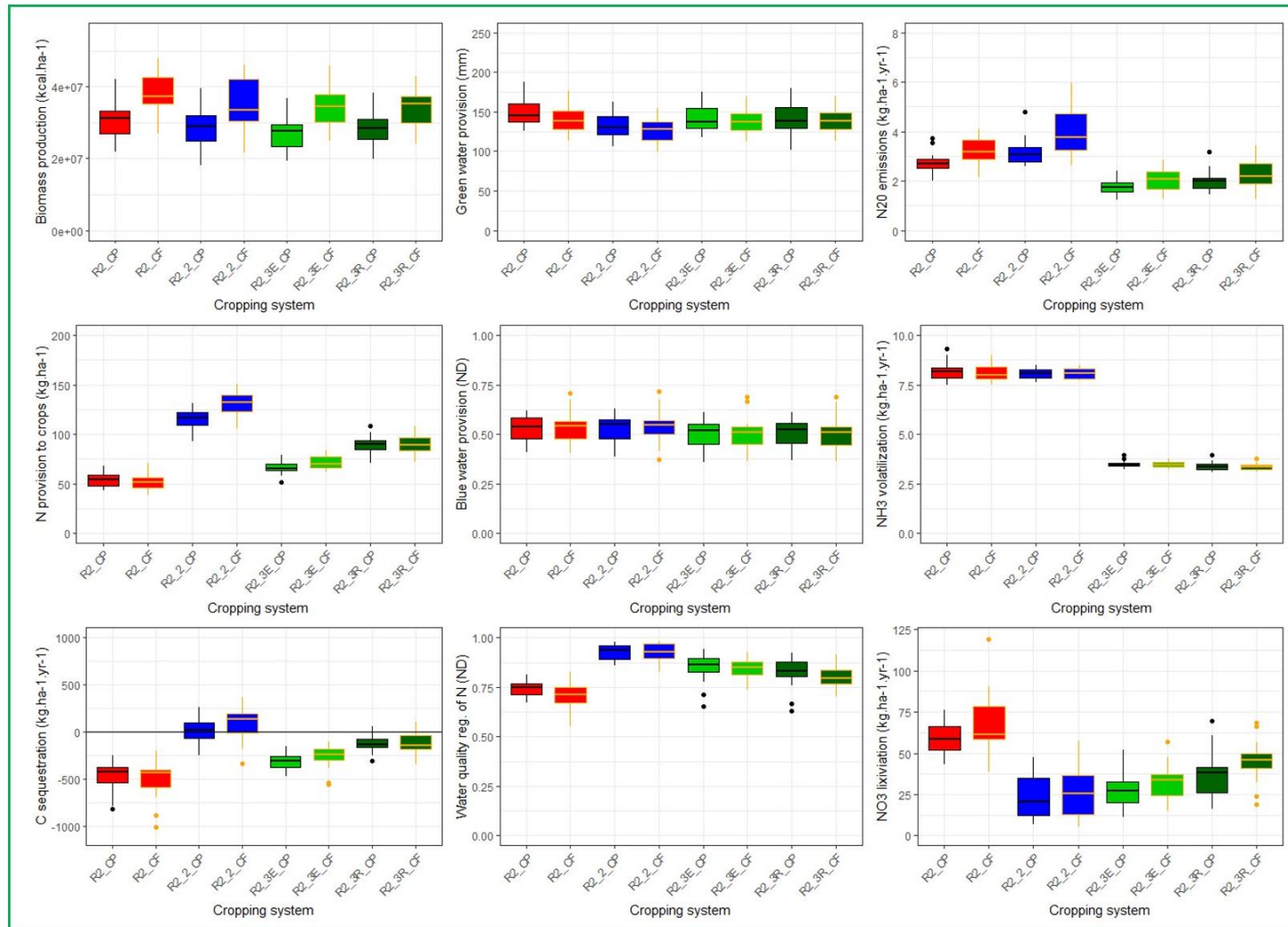


Fig. 24 – Effets des systèmes de cultures à base Maïs sur les niveaux absolus de production, de SE et d’impacts, simulés sur le Néoluvisol, en comparant les simulations en climat passé (2002-2021) et futur (2038-2057). R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.

### 3.3. Effet du changement climatique sur la dynamique temporelle de la production, des services et des impacts dans les systèmes de références et agroécologiques

#### 3.3.1. Systèmes de culture à base Colza

A l'exception des indicateurs de fourniture en azote minéral et de séquestration de carbone, l'analyse de la dynamique temporelle des différents SE/biens/impacts, en climat futur ne met en évidence aucune tendance claire (ni hausse, ni baisse) sur la période simulée : 2038-2057 (Fig.25). Les résultats de simulation en climat futur ne permettent donc pas de dégager de nouvelles tendances dans la dynamique de fourniture des SE/biens/impacts, pour la majorité des indicateurs, en comparaison aux simulations en climat passé. En revanche, la dynamique temporelle de fourniture des SE/biens/impacts évolue globalement, en climat passé, après l'année 2011 pour plusieurs indicateurs, avec notamment une variabilité temporelle plus élevée après cette date. **La dynamique temporelle des SE/biens/impacts en climat futur est très similaire à celle d'après 2011**, de sorte que l'on distingue globalement deux périodes : Avant 2011, période assez stable dans la fourniture des SE/biens/impacts et post 2011 date à laquelle la variabilité climatique augmente, et se traduit notamment par une plus grande variabilité de la production de biomasse et des pertes de  $\text{NO}_3^-$  par lixiviation.

On constatera tout de même quelques résultats qui marquent une différence par rapport aux simulations en climat passé :

- Les résultats en climat futur montrent une **augmentation des émissions moyennes de  $\text{N}_2\text{O}$ , et de leur variabilité temporelle, après l'année 2048**, pour l'ensemble des systèmes étudiés mais surtout dans le système de référence (R1) et les systèmes avec présence de couverts longs (avec ou sans pois, R1.2 & R1.3) ( $3 \pm 0,63 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  avant 2048 vs.  $4,4 \pm 1 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  après 2048 pour R1 ;  $2,9 \pm 0,58 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  avant 2048 vs.  $5,2 \pm 1,28 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  après 2048 pour R1.2 ;  $3,58 \pm 0,65 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  avant 2048 vs.  $5,46 \pm 1,15 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  après 2048 pour R1.3) ;
- La **fourniture en azote minéral** reste constante sur l'ensemble de la période simulée pour le système de référence (R1) et le système avec luzerne exportée (R1.4<sup>E</sup>) et augmente de manière quasi constante sur toute la période pour les autres systèmes, avec une **plus forte augmentation pour le système avec présence de couverts intermédiaires longs (sans pois)** dans la rotation (R1.2), sans que la fourniture du SE ne se stabilise au cours du temps, contrairement aux simulations en climat passé.

*Comparaison sur les trois types de sol*

Les résultats ne montrent **aucune différence majeure entre les simulations sur le Néoluvisol et les simulations sur le Calcisol** lorsque l'on compare la dynamique de fourniture des SE/biens/impacts entre climat passé et futur (**Annexe 54**). En revanche, on peut noter quelques différences avec les simulations sur le **Rendosol** (**Annexe 55**) :

- En climat futur, les **émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  restent globalement stables sur l'ensemble de la période simulée, dans les systèmes avec luzerne (R1.4<sup>E</sup> & R1.4<sup>R</sup>)**, et n'augmentent pas après l'année 2048 ;

- Les **pertes de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> par lixiviation** montrent une tendance globalement négative (**diminution** de l'impact au cours du temps), en climat futur, pour l'ensemble des systèmes simulés, contrairement aux simulations en climat passé pour lesquelles la tendance était globalement à une augmentation de l'impact au cours du temps.

Rapeseed-based cropping systems – Neoluvisol – RCP 8.5



Fig. 25 – Dynamique temporelle de fourniture de la production, des SE et des impacts, pour les systèmes de culture base colza, simulé sur le Néoluvisol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4<sup>E</sup> : système avec luzerne exportée, R1.4<sup>R</sup> : système avec luzerne restituée.

### 3.3.2. Systèmes de culture à base Maïs

Pour les systèmes de culture à base maïs, les résultats de simulation en climat futur marquent **très peu de différences avec les simulations en climat passé, concernant la dynamique temporelle de fourniture des SE/biens/impacts** (Fig. 26).

On remarquera cependant les différences suivantes entre climat passé et futur (Fig. 26) :

- Comme pour les systèmes à base colza, les émissions de  $N_2O$  sont, en moyenne, plus élevées après l'année 2048 pour l'ensemble des systèmes simulés et plus particulièrement pour le système avec couverts longs (R2.2), système pour lequel la variabilité temporelle de cet impact augmente également après cette date ;
- La fourniture en azote minéral augmente continuellement, en climat futur, dans le système avec couverts longs (R2.2) alors qu'elle se stabilisait au bout de 6 ans dans les simulations en climat passé ;
- Les pertes de  $NO_3^-$  par lixiviation montrent une tendance temporelle négative, en climat futur, dans le système de référence (R2), alors qu'elles ne montrent aucune tendance (ni hausse, ni baisse) en climat passé et, à l'inverse, ne montrent aucune tendance, en climat futur, dans les autres systèmes, alors qu'elles augmentaient, en climat passé, à partir de l'année 2011.

#### *Comparaison entre les trois types de sol*

Les résultats de simulations sur les trois types de sol ne marquent, une fois encore, que peu de différence. On notera cependant les points suivants :

- Sur le Calcisol (**Annexe 56**), les pertes de  $NO_3^-$  par lixiviation ne montrent aucune tendance temporelle, en climat futur, pour aucun des systèmes simulés, alors qu'elles augmentaient, en climat passé, pour l'ensemble des systèmes.
- Sur le Rendosol (**Annexe 57**), la fourniture en azote minéral diminue au cours du temps, en climat futur, dans les systèmes avec luzerne (R2.3<sup>E</sup> & R2.3<sup>R</sup>), alors qu'elle était globalement stable dans les simulations en climat passé ;
- Sur le Rendosol, les pertes de  $NO_3^-$  par lixiviation montrent globalement une tendance négative, en climat futur, pour l'ensemble des systèmes simulés, contre une tendance plutôt positive, en climat passé, dans le cas du système avec couverts longs (R2.2) ou neutre, dans le cas des autres systèmes.

Maize-based cropping systems – Neoluvisol – RCP 8.5



Fig. 26 - Dynamique temporelle de fourniture de la production, des SE et des impacts, pour les systèmes de culture base maïs, simulé sur le Néoluvisol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.

### 3.4. Effet du changement climatique sur les corrélations temporelles entre la production agricole, les SE et les impacts

Pour faciliter la lecture des résultats suivants, nous emploierons le terme de « séquestration de carbone » pour parler du SE concerné, indépendamment du fait que l'on soit d'une situation de séquestration ou dans une situation de régulation des pertes de carbone.

#### 3.4.1. Corrélations temporelles analysées pour chaque système de production

A l'instar des simulations en climat passé, les résultats des simulations en climat futur montrent que **la majorité des relations temporelles analysées entre les différents SE/biens/impacts ne sont pas significatives** (cases vides sur la Fig. 27).

On constate que **seules quelques relations significatives apparaissent à la fois en climat passé et en climat futur** (cases colorées sans cadre sur la Fig. 27), dont celles qui peuvent être observées dans plusieurs systèmes de culture sont :

- Une synergie entre la régulation de qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates et la réduction des pertes de  $\text{NO}_3^-$  par lixiviation (pour tous les systèmes) ;
- Un antagonisme entre la fourniture en azote minéral et la réduction des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ , observé uniquement dans certains systèmes agroécologiques (R1.2, R1.4R ; R2.2, R2.3R) ;
- Une synergie entre la production de biomasse et le stockage et la restitution d'eau verte, observée uniquement dans les systèmes à base maïs (R2, R2.2, R2.3E, R2.3R) ;
- Un antagonisme entre la séquestration de carbone et la fourniture en azote minéral (R1, R1.2, R1.4E, R1.4R, R2, R2.3E).

**Des relations qui n'existaient pas dans le cas des simulations en climat passé apparaissent en climat futur** (Fig. 27). C'est notamment le cas d'une synergie entre le stockage et la restitution d'eau bleue et la réduction des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ , qui apparaît en climat futur dans tous les systèmes simulés, à l'exception du système base maïs avec luzerne exportée (R2.3E). Certaines relations observées en climat passé dans plusieurs systèmes de culture apparaissent en climat futur dans des systèmes où ces relations ne s'exprimaient pas, comme par exemple l'antagonisme entre la séquestration de carbone et la fourniture en azote minéral qui apparaît, en climat futur, dans les systèmes avec luzerne exportée (R1.4E & R2.3E). On constate également des relations qui apparaissent en climat futur entre le stockage et la restitution d'eau bleue et la séquestration de carbone mais qui apparaissent comme antagonisme dans le système à base maïs de référence et comme synergie dans les deux systèmes avec luzerne restituée (Fig.27), marquant un effet des systèmes de culture sur la nature des relations observées.

**Un grand nombre des relations qui s'exprimaient en climat passé disparaissent en climat futur** (cases blanches entourées de vert pour les synergies ou de rouge pour les antagonismes, sur la Fig. 27). **Dans les systèmes de culture à base colza il s'agit surtout d'antagonismes.** En revanche, **dans le système de culture à base maïs avec présence de couverts longs on voit disparaître 6 synergies qui existaient en climat passé**, impliquant majoritairement les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et la séquestration de carbone. Certaines relations spécifiques qui s'exprimaient dans plusieurs systèmes disparaissent pour plusieurs d'entre eux en climat futur. C'est notamment le cas de la synergie

entre la réduction des émissions de N<sub>2</sub>O et la séquestration de carbone (pour R1.2 ; R2, R2.2) et d'une synergie entre la production de biomasse et la fourniture d'azote minéral qui disparaît pour les deux systèmes de référence (R1 & R2) et pour l'un des systèmes avec luzerne exportée (R1.4E) mais qui, à l'inverse, apparaît dans le système à base colza avec présence de pois (R1.3) (Fig. 27).

Enfin, si l'on ne s'intéresse qu'aux corrélations en climat futur, on constate que **dans le cas des systèmes de culture à base colza, la mise en place de pratiques agroécologiques** (c.à.d. introduction de légumineuses dans la rotation) permet **globalement d'augmenter le nombre de relations significatives entre les différents SE/biens/impacts analysés, et notamment le nombre de synergies** (Fig. 26). Dans le cas des systèmes à base maïs, seul le système avec luzerne restituée (R2.3R) permet d'augmenter le nombre de synergies observées, par rapport au système de référence. En revanche, **on observe que tous les systèmes agroécologiques à base maïs réduisent le nombre d'antagonismes significatifs** observé dans le système de référence (Fig.27).

#### *Comparaison entre les trois types de sol*

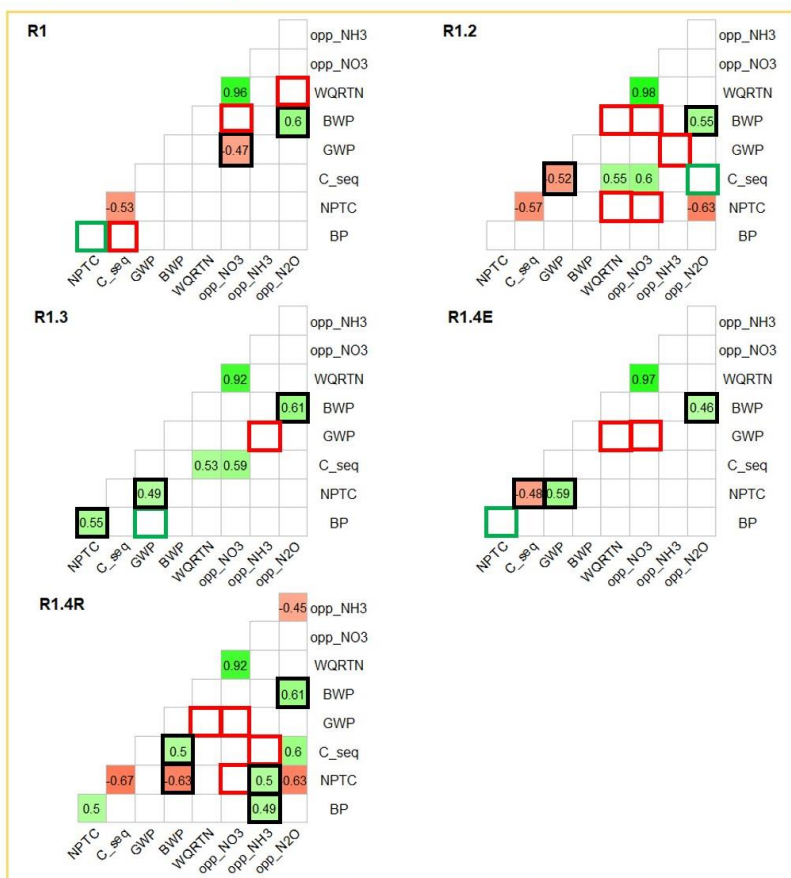
Si l'on ne s'intéresse qu'aux corrélations **en climat futur, on remarque que les résultats montrent davantage d'antagonismes significatifs sur le Calcisol que sur le Néoluvisol**, notamment pour les systèmes agroécologiques (base colza & base maïs) (**Annexe 58**). En revanche, le système à base maïs de référence montre, quant à lui, beaucoup moins de relations significatives (synergies ou antagonismes) sur le Calcisol que sur le Néoluvisol (4 vs. 11). **Seul le système à base colza avec présence de couverts intermédiaires longs dans la rotation (R1.2) présente exactement les mêmes relations sur le Calcisol que sur le Néoluvisol.**

Lorsque l'on compare les résultats entre climat passé et futur on observe un **plus grand nombre de synergies qui s'exprimaient en climat passé et qui disparaissent en climat futur sur le Calcisol que sur le Néoluvisol** et notamment des synergies impliquant les émissions de N<sub>2</sub>O ou la séquestration de carbone. En revanche, on observe également plus d'antagonismes qui apparaissent en climat futur sur le Calcisol, notamment dans les systèmes agroécologiques.

Sur le **Rendosol, la majorité des relations qui apparaissent en climat futur et qui n'existaient pas en climat passé sont des antagonismes**, notamment entre le stockage et la restitution d'eau bleue et la réduction des pertes de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> par lixiviation, un antagonisme qui apparaît dans tous les systèmes simulés. Les résultats mettent également en lumière certaines relations qui s'exprimaient en climat passé et qui disparaissent en climat futur, sur le Rendosol, pour plusieurs des systèmes simulés et notamment une synergie entre la production de biomasse et la fourniture en azote minéral (7 systèmes sur 9) et un antagonisme entre la production de biomasse et la réduction des émissions de N<sub>2</sub>O (**Annexe 59**).



Rapeseed-based cropping systems – Neoluvisol – RPC 8.5



Maize-based cropping systems – Neoluvisol – RPC 8.5

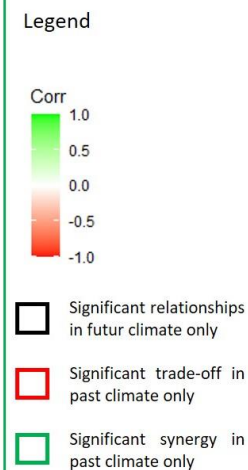
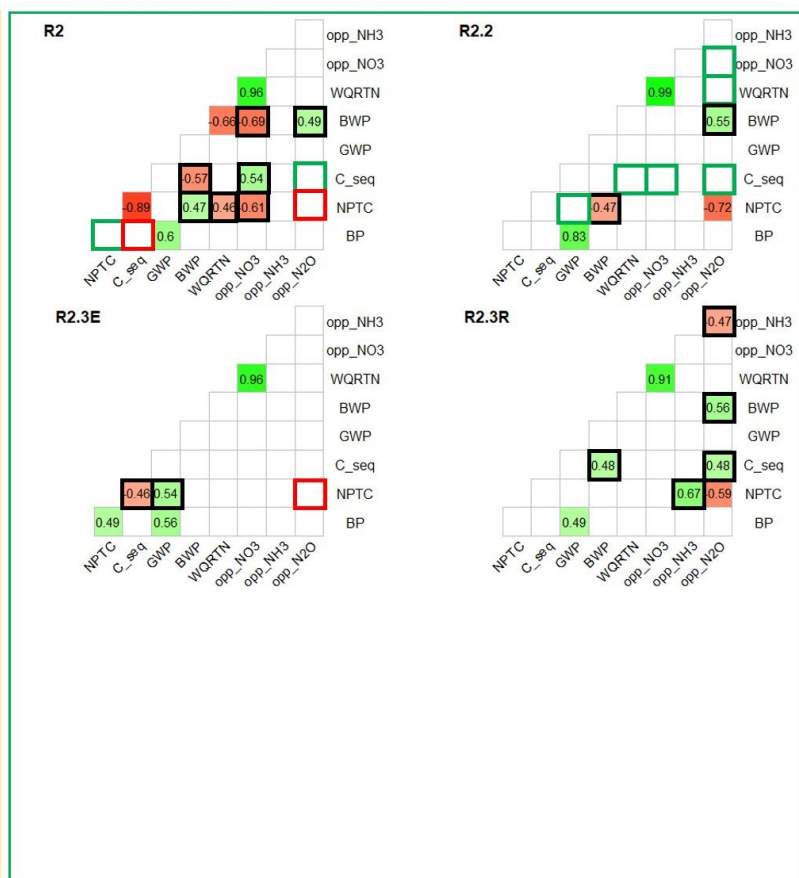


Fig. 27 – Corrélations temporelles entre la production agricole, les SE et les impacts pour l'ensemble des systèmes de culture simulés sur le Néoluvisol, sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. Corrélations de Spearman, seules les corrélations significatives au seuil de 0.05 apparaissent dans les graphiques. Les cases avec un cadre noir représentent les relations qui apparaissent en climat futur mais ne s'expriment pas en climat passé, les cases avec un cadre rouge montrent les antagonismes en climat passé qui s'éteignent en climat futur et les cases avec un cadre vert montrent les synergies en climat passé qui s'éteignent en climat futur. BP : Biomass production, NPTC : N provision to crops, C\_seq : C sequestration, GWP : Green water provision, BWP : Blue water provision, WQRTN : Water quality regulation of N, NO<sub>3</sub> : NO<sub>3</sub>-lixiviation, NH<sub>3</sub> : NH<sub>3</sub> volatilization, N<sub>2</sub>O : N<sub>2</sub>O emissions.

### 3.4.2. Variabilité des relations temporelles au travers des situations de production

L'étude de l'ensemble des résultats au complet permet de confirmer les observations faites individuellement sur chaque système de production, en climat futur comme en climat passé : **la majorité des relations temporelles analysées entre la production agricole, les SE et les impacts est non significative**, impliquant un possible découplage entre les SE/biens/impacts analysés (Fig. 28).

Considérant la nature des relations observées, sur les 36 paires de SE/biens/impacts analysées, 15 diffèrent entre climat passé et climat futur, c'est-à-dire que l'on voit apparaître des synergies ou des antagonismes en climat futur là où il n'y avait aucune relation significative en climat passé par exemple (Fig. 28). Parmi les paires qui marquent le plus de différence entre climat passé et futur, au travers de l'ensemble des situations de production, on notera :

- Les relations entre la **production de biomasse et la réduction des émissions de N<sub>2</sub>O** pour lesquelles des antagonismes qui s'exprimaient en climat passé disparaissent en climat futur et pour lesquelles **on voit apparaître quelques synergies** ;
- Les relations entre le **stockage et la restitution d'eau bleue et la réduction des émissions de N<sub>2</sub>O**, systématiquement non significatives en climat passé et **majoritairement en synergie en climat futur**, à l'exception des simulations réalisées sur le Rendosol qui restent non-significatives pour l'ensemble des systèmes de culture ;
- Les relations entre le **stockage et la restitution d'eau bleue et la séquestration de carbone**, systématiquement non-significatives en climat passé et qui montrent, en climat futur, des **antagonismes dans les systèmes de référence à base maïs et des synergies dans les systèmes avec luzerne** à base maïs et base colza ;
- Les relations entre le **stockage et la restitution d'eau bleue et la fourniture en azote minéral**, majoritairement non-significatives en climat passé, à l'exception de deux synergies observées dans des systèmes avec luzerne sur le Rendosol, et pour lesquelles on observe **davantage de synergies en climat futur, pour les systèmes à base maïs**, mais aussi des **antagonismes, notamment dans des systèmes avec luzerne** sur le Calcisol ;

On notera que les relations identifiées ci-dessus sont globalement plus stables en climat passé qu'en climat futur, au travers des situations de production. Si les autres paires de SE/biens/impacts ne montrent pas de différences entre climat passé et futur en termes de nature des relations, on constate tout de même que les systèmes de culture pour lesquels les relations ressortent significatives ne sont pas systématiquement les mêmes entre climat passé et futur (Figs. 20 (cf. Chapitre 3) & 28).

Au total, 8 paires de SE/biens/impacts ne montrent aucune relation significative en climat futur, contre 9 paires en climat passé. Les paires qui ne montrent aucune relation significative à la fois en climat passé et futur sont :

- La production de biomasse et le stockage et la restitution d'eau bleue ;
- La production de biomasse et la régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates ;
- Le stockage et la restitution d'eau bleue et les pertes de NH<sub>3</sub> par volatilisation ;
- Le stockage et la restitution d'eau verte et le stockage et la restitution d'eau bleue.

Si l'on rajoute les relations entre la régulation de la qualité de l'eau et les pertes de  $\text{NO}_3^-$  par lixiviation, systématiquement en synergie, on obtient un total de 5 paires, sur les 36 analysées, qui ne montrent aucune différence entre climat passé et futur.

Cette analyse, tous systèmes confondus, permet également, comme en climat passé, de voir quelles relations temporelles sont systématiquement en synergie ou systématiquement antagonistes, significatives ou non, indépendamment du système de production. On observe notamment des relations **toujours en synergie, en climat futur comme en climat passé, entre la production de biomasse et le stockage et la restitution d'eau verte ; entre la production de biomasse et la fourniture en azote minéral** et entre la régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates et la réduction des pertes d'azote par lixiviation. En revanche, les relations qui sont toujours antagonistes ne sont pas les mêmes entre les simulations en climat passé et les simulations en climat futur. On observe des relations toujours antagonistes, en climat futur uniquement, entre les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NH}_3$  ; entre le stockage et la restitution d'eau verte et la régulation de la qualité de l'eau ; entre le stockage et la restitution d'eau bleue et la régulation de la qualité de l'eau ou entre la séquestration de carbone et le stockage et la restitution d'eau verte (Fig. 28).

Enfin, à l'instar des résultats en climat passé, on observe en climat futur un **effet du type de sol sur les niveaux de corrélation** entre plusieurs paires de SE/biens/impacts. Par exemple, les corrélations entre la production de biomasse et le stockage et la restitution d'eau verte sont systématiquement les plus faibles sur le Néoluvisol et les plus fortes sur le Rendosol, tous systèmes confondus. On observe globalement le même schéma pour les relations entre le stockage et la restitution d'eau verte et la réduction des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  pour les systèmes de culture à base colza. En revanche, ce schéma qui pouvait également être observé pour les relations entre le stockage et la restitution d'eau bleue et la régulation de la qualité de l'eau, en climat passé, disparaît totalement en climat futur où les corrélations entre ces deux SE sont systématiquement les plus faibles sur le Rendosol (Fig.28).

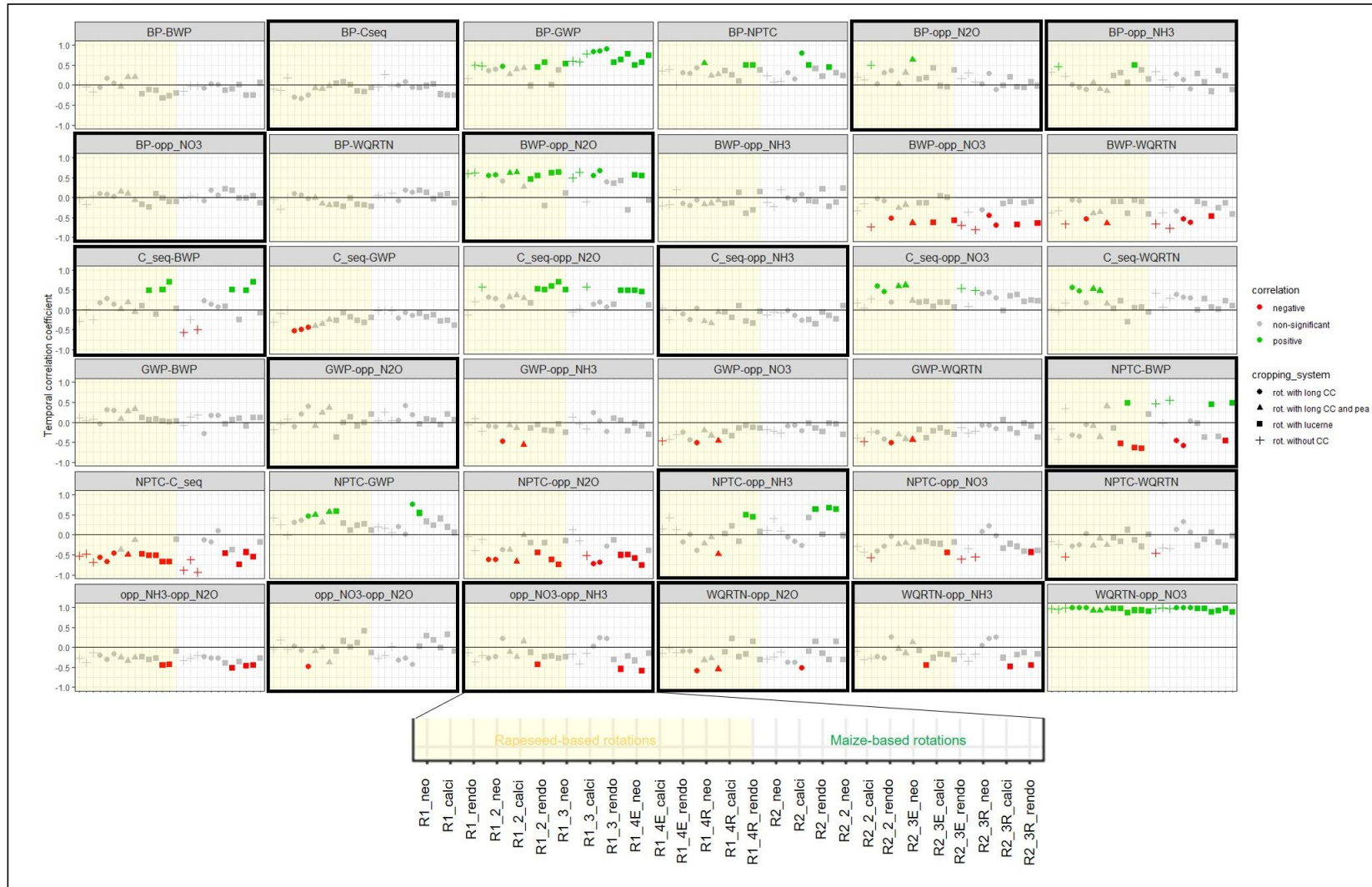


Fig. 28 – Variabilité des relations temporelles entre la production agricole, les SE et les impacts analysés, au travers de l'ensemble des situations de production, pour les simulations en climat futur, scénario climatique RCP 8,5. Les lignes continues en noir représentent le seuil de corrélation = 0. Les paires de SE/biens/impacts encadrées en noir sont celles qui présentent des différences dans la nature des relations observées entre les simulations en climat passé et climat futur. BP : Biomass production, NPTC : N provision to crops, C\_seq : C sequestration, GWP : Green water provision, BWP : Blue water provision, WQRTN : Water quality regulation of N, NO<sub>3</sub> : NO<sub>3</sub>-lixiviation, NH<sub>3</sub> : NH<sub>3</sub> volatilization, N<sub>2</sub>O : N<sub>2</sub>O emissions.



# Chapitre 5 : Synthèse, conclusion générales et perspectives de recherche

\*\*\*

Ce chapitre constitue une brève synthèse des travaux réalisés durant cette thèse et a pour objectif de mettre en perspective les principaux résultats des différents chapitres, en discutant notamment, sans prétention d'exhaustivité, les apports majeurs des uns par rapport aux autres en regard de notre question de recherche et des enjeux associés.

\*\*\*

## 1. Synthèse générale

L'objectif de cette thèse était d'analyser **les relations qui existent entre la production agricole, des services écosystémiques et des impacts liés au fonctionnement du sol**, pour différents systèmes de production, actuels et agroécologiques au travers d'une revue de littérature et d'un cas d'étude sur le site de l'Observatoire Pérenne de l'Environnement (OPE) de l'ANDRA. Nous avons fait le choix, dans le cadre du cas d'étude, d'avoir l'approche la plus complète possible, en trois volets, en analysant à la fois les niveaux moyens de SE/biens/impacts permis par ces systèmes, leur dynamique temporelle et leurs relations temporelles.

Les enjeux associés à cette thèse étaient doubles. Il s'agissait, d'une part, de fournir à l'ANDRA des éléments de connaissance sur les relations entre les SE rendus par leurs écosystèmes agricoles et de proposer une démarche d'analyse et notamment des indicateurs permettant de conduire **une évaluation des SE à long terme. D'autre part, il s'agissait d'étudier, sur différents types de sol et en contexte de climats passé récent et futur, l'effet de systèmes de culture plus autonomes en azote sur les niveaux, les dynamiques et les relations observées entre les biens, les services et les impacts analysés, afin d'aider à concevoir des systèmes de production durables, moins dépendant des intrants de synthèse, qui reposent sur la maximisation des SE supports de la production agricole et les synergies entre ces SE** et qui limitent les impacts sur l'environnement.

Pour conduire ce travail, nous avons, dans un premier temps, réalisé **une revue systématique de la littérature sur les relations entre la production, les SE et les impacts liés au fonctionnement du sol, dans les systèmes de culture annuels en climat tempéré**. L'objectif principal était de faire un état des connaissances, le plus exhaustif possible, des relations qui existent entre les différents SE/biens/impacts auxquels contribuent les sols agricoles quel que soit le type des relations analysées (temporelles vs. statique, spatiales vs. aspatiale). Nous avons synthétisé les résultats de 40 études, quantitatives et qualitatives, en appliquant une méthode par comptage, proposant ainsi un aperçu des relations qui existent pour 73 combinaisons possibles de 16 SE, biens et impacts.

Cette revue de la littérature a permis de mettre en évidence le fait que **les relations entre la production de biomasse et les SE ou impacts analysés sont majoritairement non-significatives** confirmant les résultats de précédentes revues à savoir qu'il existe des systèmes de production qui peuvent favoriser la fourniture d'une large gamme de SE sans pour autant compromettre le rendement

agricole. Cette revue a également mis en lumière le fait que les relations entre les SE et la production agricole restent les plus analysées, tandis qu'à l'inverse, certaines relations entre différents services, ayant un rôle pourtant majeur dans le fonctionnement des agrosystèmes, ne sont que peu ou pas analysées, identifiant ainsi des fronts de recherche à explorer. Une analyse des déterminants de ces SE, biens et impacts, et notamment des pratiques agricoles a pu mettre en évidence le fait que **les trois piliers de l'agriculture de conservation, et la fertilisation organique, semblent être des pratiques prometteuses pour permettre l'expression de bouquets de SE équilibrés**, limitant les antagonismes entre ces SE et entre ces SE et la production agricole. Au-delà de fournir une vision globale des relations qui existent entre SE, biens et impacts dans les écosystèmes agricoles tempérés, sur laquelle nous appuyer pour la suite de nos travaux, cette revue de la littérature a permis d'identifier deux enjeux clés. Premièrement, il apparaît que même si le concept de SE est aujourd'hui largement utilisé par la communauté scientifique, son application aux sols en contexte agricole reste peu répandue. Ainsi, il n'y a pas encore de consensus réels sur la nomenclature des SE liés au fonctionnement du sol ni sur le choix des indicateurs permettant leur évaluation. Pour pallier ce problème et afin de pouvoir comparer les résultats des différentes études, associant parfois les mêmes noms de SE à des indicateurs très différents, **nous avons élaboré une nouvelle ontologie des services et des impacts liés au fonctionnement du sol, en contexte agricole**. Nous proposons que cette ontologie soit complétée, notamment par les SE qui n'ont pas été étudiés dans les études sélectionnées, puis utilisée dans les futurs travaux de recherche. Deuxièmement, à l'instar de certains travaux précurseurs, cette revue a permis de mettre en évidence **le manque d'études dynamiques qui analysent les relations temporelles** qui existent entre les SE, biens et impacts liés au fonctionnement du sol en contexte agricole. C'est notamment sur la base de ce constat que nous avons choisi de nous focaliser sur les relations temporelles entre SE, biens et impacts dans la suite de nos travaux.

Dans un second temps, nous avons donc évalué **la production agricole et différents SE et impacts liés au fonctionnement du sol, pour différents systèmes de production actuels et agroécologiques du site de l'OPE, en analysant les relations temporelles qui existent entre ces SE/biens/impacts**. Pour conduire cette analyse, nous avons choisi d'utiliser le modèle de culture STICS qui simule, au pas de temps journalier, la dynamique du système sol-plante. Nous avons simulé le rendement annuel, ainsi que le niveau moyen annuel de 5 SE et 3 impacts pour **deux systèmes agricoles de référence** (Colza – Blé H – Orge H & Maïs – Blé H – Orge H), représentatifs des systèmes de cultures et des pratiques agricoles du territoire de l'OPE, et **7 systèmes agroécologiques, visant à limiter l'utilisation des fertilisants de synthèse via l'introduction de légumineuses dans les rotations de référence, sous forme de couverts intermédiaires longs, protéagineux à grain et prairie artificielle de luzerne sur 2 ans**. Les simulations ont été réalisées sur **trois types de sol** : un Néoluvisol, un Calcisol et un Rendosol, permettant ainsi d'analyser la variabilité des services et impacts et de leurs relations au travers différentes situations de production et voir si les effets des systèmes agroécologiques sont similaires ou non en réponse à une variabilité pédologique. Les simulations ont été réalisées sur deux périodes de 20 ans, **en climat passé récent (2002-2021) et en climat futur (2036-2057)**, correspondant au scénario de projection climatique RCP 8.5 du GIEC, nous permettant d'explorer l'effet des systèmes agroécologiques sur les niveaux moyens de SE/biens/impacts et sur leurs relations temporelles en contexte de changement climatique. L'idée ici était de fournir des éléments de réponse aux questions suivantes : **Quels effets des systèmes agroécologiques sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, et sur leur dynamique temporelle ? Quel est**

**l'effet du changement climatique sur la fourniture de ces SE/biens/impacts pour les différents systèmes de production simulés ? Quelles sont les relations temporelles qui existent entre ces SE/biens/impacts ? Sont-elles stables au travers des situations de production ? Quel est l'effet du changement climatique sur ces relations ?**

Au-delà de l'analyse des relations temporelles entre les SE/biens/impacts considérés, cette approche dynamique, par modélisation constituée, par rapport à la revue de littérature, une approche innovante qui permet d'apporter de nouvelles connaissances sur les relations entre SE/biens/impacts en contexte agricole du fait de **l'analyse de la variabilité de ces relations temporelles** au travers d'une variété de situations de production et en réponse au changement climatique. A notre connaissance, notre étude est la première à présenter ce degré d'analyse des relations entre SE/biens/impacts en contexte agricole.

## **2. Quels résultats des travaux de modélisation sur les effets des systèmes agroécologiques sur la fourniture des SE : vers l'autonomie azotée et la réduction des impacts ?**

Premièrement, nos résultats de simulation en climat passé ont montré que les systèmes agroécologiques, basés sur la mise en place de légumineuses dans la rotation et sur une diminution conséquente des intrants azoté de synthèse, permettaient globalement d'améliorer la fourniture de plusieurs SE, dont la fourniture en azote minéral et, pour certains d'entre eux, de réduire les impacts. De façon générale les systèmes agroécologiques testés réduisent, en moyenne, la production de biomasse, par rapport aux systèmes actuels, mais l'analyse des dynamiques temporelles a révélé que cette différence de production entre les différents systèmes n'était pas constante au cours du temps et était fortement réduite durant les 10 dernières années de simulation. Les résultats montrent que **ces systèmes agroécologiques peuvent être des alternatives prometteuses aux systèmes de référence, basés sur les intrants de synthèse uniquement, en regard des enjeux d'autonomie azotée et d'atténuation des impacts, mais de façon variable selon les systèmes considérés.**

Les systèmes avec la mise en place de **couverts longs dans la rotation (sans pois)** sont les systèmes qui fournissent **les plus hauts niveaux de fourniture en azote minéral aux plantes cultivées, de séquestration de carbone/régulation des pertes de carbone, de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates et les plus bas niveaux de pertes de nitrates par lixiviation.** Ce sont eux qui présentent la plus forte contribution à la réduction des émissions de gaz à effet de serre<sup>1</sup>. Les systèmes avec **luzerne**, eux, sont moins efficaces en termes d'autonomie azotée et de séquestration de carbone/régulation des pertes de carbone, mais sont ceux qui présentent le **meilleur compromis en termes de réduction d'impacts**, et sont notamment les seuls systèmes qui réduisent les émissions de N<sub>2</sub>O par rapport aux systèmes de référence. Nos résultats ont montré que l'utilisation combinée de couverts longs et de pois dans la rotation constituait finalement la pratique la moins prometteuse en regard de nos enjeux et fournissait des niveaux de SE inférieurs aux systèmes avec couverts longs sans pois : l'effet moyen de la mise en place de couverts longs sur les prochaines cultures de rente est en effet dilué par l'ajout d'une culture dont la qualité et la faible quantité de résidus ne permet pas d'accroître la fourniture des SE souhaités. Nos résultats de simulation ont également

---

<sup>1</sup> calculées, dans notre cas, sans la prise en compte des émissions indirectes.



montré que des ajustements de la fertilisation azotée doivent être testés pour atteindre le meilleur compromis entre maintien de la production, autonomie azotée et limitation des impacts, en accord avec une augmentation au cours du temps du SE de fourniture en azote minéral dans la majorité des systèmes. On montre enfin que, selon les systèmes agroécologiques et les services/impacts considérés, le type de sol a un effet plus ou moins marqué. On retiendra cependant que le sol le plus court (rendosol) est celui qui présente la moindre capacité à réduire les émissions de gaz à effet de serre, même lorsque l'on y installe des systèmes agroécologiques.

### **3. Quels effets du changement climatique sur les effets des systèmes agroécologiques dans la fourniture de SE et la réduction des impacts ?**

En climat futur, les productions de biomasse sont augmentées pour chaque système par rapport au climat passé récent, mais la hiérarchie entre systèmes de références et systèmes agroécologiques au regard de la production est identique. On observe globalement, en climat futur comme en climat passé, les mêmes effets des systèmes agroécologiques sur les niveaux moyens des SE/biens/impacts analysés dans cette étude, impliquant que l'effet du changement climatique sur les niveaux relatifs des SE/biens/impacts entre les différents systèmes serait assez faible. Cependant, si les valeurs de volatilisation ne sont pas différentes entre climat passé et climat futur, les émissions de  $N_2O$  et la lixiviation de  $NO_3^-$  sont à la fois plus élevées et plus variables, tout en gardant la même hiérarchie entre systèmes. Sachant que la fourniture en azote minéral est améliorée en climat futur dans certains systèmes et ne varie pas dans les autres, une adaptation de la fertilisation azotée sur les systèmes agroécologiques serait à envisager pour limiter les impacts sans réduire significativement la production. Par ailleurs, **la dynamique temporelle de fourniture des SE/biens/impacts** en climat futur est hiérarchisée entre systèmes selon la même organisation qu'**en climat passé**. **L'ensemble de nos résultats suggère donc que l'effet des pratiques agroécologiques sur les niveaux de biens/SE/impacts serait plus fort que l'effet du climat, sur les trois types de sol.**

La séquestration de carbone/régulation des pertes de carbone est dégradée en climat futur dans les systèmes de référence mais ne varie pas ou est améliorée dans les systèmes agroécologiques. Par ailleurs, les résultats en climat futur montrent que **la variabilité temporelle de la séquestration de carbone/régulation des pertes de carbone et des émissions de  $N_2O$  est plus élevée en climat futur**. Une analyse de la contribution de ces systèmes aux émissions de gaz à effet de serre reste donc nécessaire.

**Au final, on peut conclure que l'utilisation de légumineuses dans la rotation couplée à une réduction des intrants reste donc, en contexte de changement climatique, une pratique prometteuse pour promouvoir l'autonomie azotée sans compromettre le rendement agricole.** Il conviendrait cependant de sécuriser les résultats de modélisation en améliorant la capacité du modèle à tenir de caractéristiques variables de sol : en effet, dans sa configuration actuelle, le modèle STICS est mis en œuvre avec des paramètres de sol constants et, pour les simulations en climat futur, ce sont les caractéristiques actuelles des sols qui ont été utilisées. Assurément, sous l'effet cumulé du changement climatique et du système de culture, certains paramètres de sol sont appelés à évoluer, éventuellement de façon significative, et il serait nécessaire d'en tenir compte pour produire des simulations plus réalistes.

#### **4. Contribution des travaux de modélisation pour améliorer nos connaissances sur les relations temporelles entre SE/biens/impacts, en contexte agricole**

Nos travaux de modélisation ont permis de contribuer à **élargir nos connaissances sur les relations entre SE/biens/impacts en contexte agricole pour 25 des paires** identifiées dans la revue de littérature (Fig. 29). Ces travaux ont également permis de **fournir des informations sur 11 paires de SE/biens/impacts pour lesquelles la littérature ne dispose pas d'observations**, à notre connaissance (Fig. 29), dont les relations impliquant la volatilisation d'ammoniac et plusieurs relations impliquant le stockage et la restitution d'eau verte. **De façon très générale, nos résultats de simulation confirment ceux de la revue de littérature à savoir que la majorité des relations analysées sont non-significatives**, et notamment celles impliquant la production de biomasse. Cela signifie que dans les systèmes agroécologiques testés, qui représentent ici la majorité des comptages (Fig. 29), il est théoriquement possible d'augmenter, au cours du temps, la fourniture de SE sans pour autant compromettre le rendement. Cela peut également impliquer un potentiel découplage temporel entre la dynamique de la production agricole, celle des SE et celle des impacts. Deux paires ont été observées majoritairement en antagonismes : la fourniture en azote minéral et la séquestration de carbone et la fourniture en azote minéral et les émissions de GES. Si ces antagonismes sont difficiles à éviter du fait des processus en jeu (plus on minéralise, plus on fournit d'azote aux plantes, moins on stocke de carbone et plus on est susceptible d'émettre du  $N_2O$ ), les résultats obtenus ici soulignent là encore l'importance d'optimiser la gestion de la fertilisation azotée de sorte à favoriser les entrées d'azote dans le système sol-plante tout en permettant la séquestration de carbone dans le sol et un moindre niveau d'impacts.

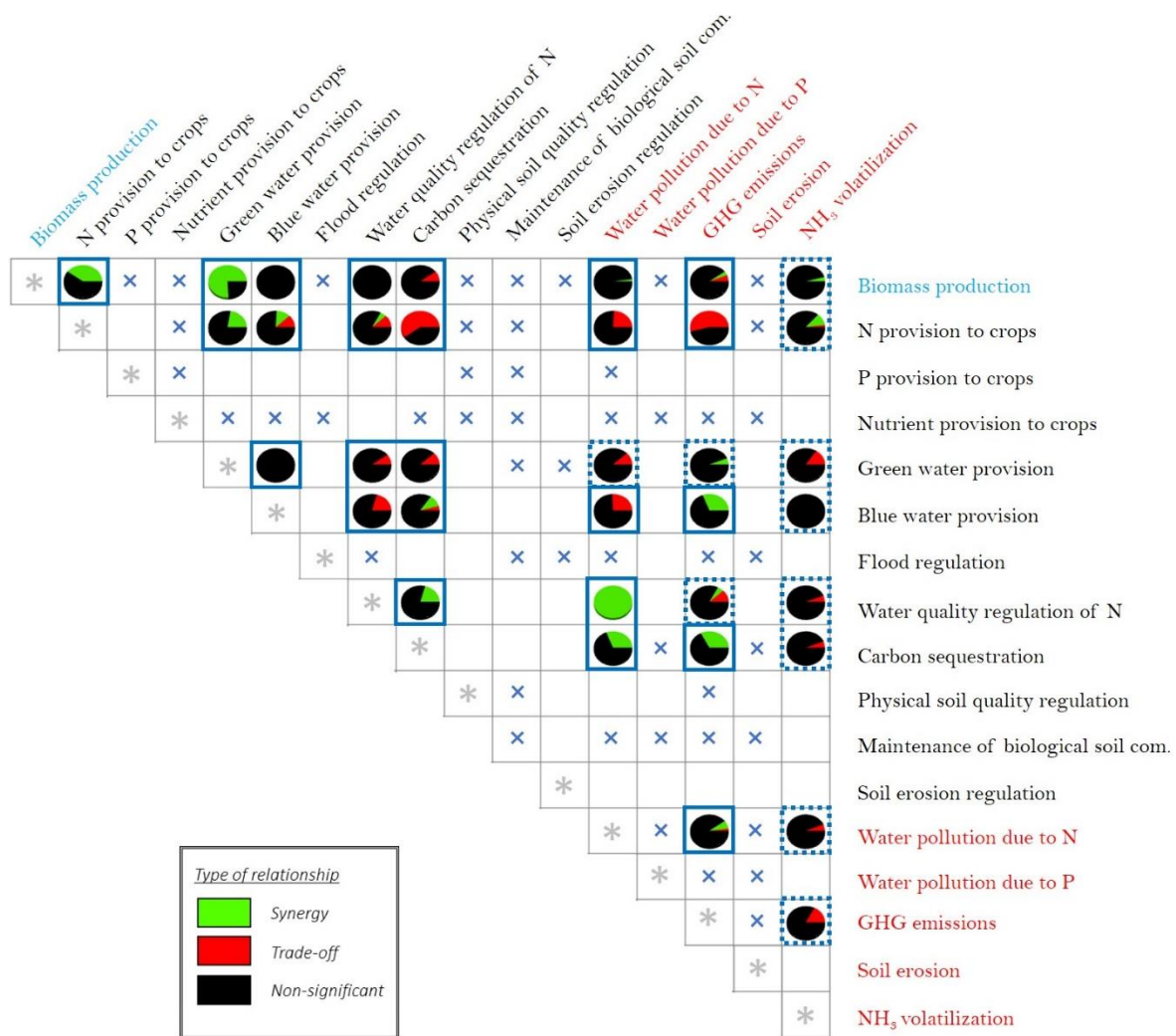


Fig. 29 : Schéma de synthèse des relations temporelles entre la production agricole, les services écosystémiques et les impacts liés au fonctionnement du sol, analysées dans les systèmes actuels et agroécologiques du site de l'OPE de l'ANDRA, sur trois types de sol, en comparaison aux résultats de la revue de littérature. Les encadrés bleus en traits pleins représentent les paires de SE/biens/impacts analysées à la fois dans la littérature et dans les travaux de modélisation ; les encadrés bleus en pointillés représentent les relations analysées uniquement dans les travaux de modélisation ; les croix bleues représentent les paires uniquement analysées dans la littérature.

Nos simulations en climat passé montrent que **seules quelques relations sont stables au travers des différentes situations de production considérées**. Les résultats mettent en lumière **un effet des systèmes de culture et du type de sol** sur ces relations avec notamment : un plus grand nombre d'antagonismes observés dans les systèmes à base colza intégrant couverts longs et luzerne restituée, sur le Néoluvisol et le Calcisol mais pas sur le Rendosol ; une augmentation du nombre de synergies dans les systèmes agroécologiques à base colza sur le Rendosol ; une augmentation du nombre de synergies dans les systèmes agroécologiques à base maïs sur le Calcisol.

Une comparaison des résultats entre climat passé et climat futur montre que **près de la moitié des paires de SE/biens/impacts analysées diffèrent entre climat passé et futur sur la nature des relations observées** : synergie vs. antagonisme vs. indépendance. Sur le Néoluvisol, la majeure partie des relations qui apparaissent en climat futur dans les systèmes à base colza sont des synergies et la majeure partie des relations qui disparaissent sont des antagonismes, impliquant un effet positif du changement climatique sur les relations observées. En revanche, sur le Calcisol, on observe, par rapport

au Néoluvisol, un plus grand nombre de synergies qui s'exprimaient en climat passé et qui disparaissent en climat futur et à l'inverse un plus grand nombre d'antagonismes qui apparaissent en climat futur. Sur le Rendosol, la majorité des relations qui apparaissent en climat futur et qui ne s'exprimaient pas en climat passé sont des antagonismes.

L'analyse de l'effet des systèmes agroécologiques et du changement climatique sur ces relations **révèle finalement peu de stabilité au travers des situations de production et que des efforts sont encore à mener pour designer des systèmes agroécologiques qui maintiennent et favorisent les synergies et qui réduisent les antagonismes entre production, SE et impacts, à long terme et en contexte de changement climatique.**

## **5. Perspectives pour élargir ces travaux**

Une première perspective pour ce travail serait d'élargir cette étude à d'autres systèmes de production mis en œuvre sur le territoire d'étude, comme les systèmes de polyculture-élevage et en intégrant d'autres SE support de la production agricole et qui n'ont pas été analysés dans cette étude comme le service de fourniture de phosphore aux plantes cultivées ou un services de maintien de la structure du sol, voire d'étendre cette étude à la biodiversité, permettant ainsi d'analyser les relations dynamiques entre toutes les composantes majeures des systèmes de production basés sur les SE et la biodiversité. Nous noterons que les deux services cités ci-dessus (fourniture de phosphore et maintien de la structure du sol) avaient été envisagés durant la thèse mais non pas été retenus du fait de la difficulté de définir des indicateurs dynamiques pertinents permettant leur évaluation.

Une autre perspective pour ce travail serait de compléter cette analyse temporelle par évaluation spatialisée des relations entre la production, les SE et les impacts investigués sur l'ensemble du territoire d'étude, à la fois pour le climat passé récent et pour le climat futur. Les types de sols utilisés pour les évaluations conduites dans cette étude étant représentatifs de la zone de l'OPE, il serait possible, sur de grands espaces du territoire, d'extrapoler les résultats obtenus pour en produire une représentation spatiale. En association avec les autres travaux de recherche conduits sur le territoire, cela permettrait de combiner notre étude, qui ne concerne que les sols agricoles, aux études concernant les autres espaces du territoire, notamment forestiers. Pour rendre accessibles les résultats de ces travaux, une proposition serait de les partager avec les parties prenantes du territoire pour identifier, avec eux, les stratégies d'adaptation des systèmes de culture les plus prometteuses en termes de maintien d'un niveau de production et de limitations des impacts environnementaux, au regard du contexte socio-économique et environnemental du territoire.



## Références bibliographiques

1. Adhikari, K., Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma*. 262, 101-111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>.
2. Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The Soil Management Assessment Framework. *Soil Science Society of America Journal*. 68, 1945-1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>.
3. Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., 2015. Relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere*. 6. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00353.1>
4. Artru, S., Dumont, B., Ruget, F., Launay, M., Ripoche, D., Lassois, L., Garré, S., 2018. How does STICS crop model simulate crop growth and productivity under shade conditions? *Field Crops Research*. 215, 83-93. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.10.005>.
5. Aryal, K., Maraseni, T., Apan, A., 2021. How much do we know about trade-offs in ecosystem services? A systematic review of empirical research observations. *Science of the Total Environment*. 806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151229>.
6. Autret, B., Mary, B., Chenu, C., Balabane, M., Girardin, C., Bertrand, M., Grandeau, G., Beaudoin, N., 2016. Alternative arable cropping systems: a key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 232, 150–164. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>.
7. Autret, B., Beaudoin, N., Rakotovololona, L., Bertrand, M., Grandeau, G., Gréhan, E., Ferchaud, F., Mary, B., 2019. Can alternative cropping systems mitigate nitrogen losses and improve GHG balance? Results from a 19-yr experiment in Northern France. *Geoderma*. 342, 20-33. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.039>
8. Balbi, S., Prado, A.d., Gallejones, P., Geevan, C.P., Pardo, G., Pérez-Miñana, E., Manrique, R., Hernandez-Santiago, C., Villa, F., 2015. Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems. *Environmental Modelling & Software*. 72, 314-326. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.12.017>.
9. Baró, F., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., 2017. Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. *Ecosystem Services*. 24, 147-159. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.021>.
10. Barros-Rodríguez, A., Rangseekaew, P., Lasudee, K., Pathom-Aree, W., Manzanera, M., 2021. Impacts of Agriculture on the Environment and Soil Microbial Biodiversity. *Plants*. 10, 2325. doi:10.3390/plants10112325.
11. Baveye, P.C., Baveye, J., Gowdy, J., 2016. Soil “Ecosystem” Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science*. 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>.
12. Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., Wood, E.F., 2018. Present and future Koppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Sci Data*. 5, 180214. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>.

13. Beillouin, D., Ben-Ari, T., Malezieux, E., Seufert, V., Makowski, D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Glob Chang Biol.* 27, 4697-4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>.
14. Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol Lett.* 12, 1394-1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>.
15. Bennett, L. T., Mele, P. M., Annett, S., & Kasel, S. 2010. Examining links between soil management, soil health, and public benefits in agricultural landscapes: An Australian perspective. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139, 1–12.
16. Birkhofer, K., E. Diehl, J. Andersson, J. Ekroos, A. Früh-Müller, F. Machnikowski, V. L. Mader, L. Nilsson, K. Sasaki, M. Rundlöf, V. Wolters et H. G. Smith. 2015. Ecosystem services—current challenges and opportunities for ecological research. *Frontiers in Ecology and Evolution.* 2. <https://doi.org/10.3389/fevo.2014.00087>.
17. Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A., Hergert, G.W., 2015. Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils. *Agronomy Journal.* 107, 2449-2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>.
18. Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G., 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol Evol.* 28, 230-238. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>.
19. Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics.* 63, 616–626.
20. Brisson, N., Launay, M., Mary, B., Beaudoin, N., 2009. Conceptual Basis, Formalisations and Parameterization of the STICS Crop Model. Editions Quae, Paris.
21. Büchi, L., Wendling, M., Amossé, C., Necpalova, M., Charles, R., 2018. Importance of cover crops in alleviating negative effects of reduced soil tillage and promoting soil fertility in a winter wheat cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 256, 92-104. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.005>.
22. Cadel, M., Cousin, I., Therond, O., 2023. Relationships between soil ecosystem services in temperate annual field crops: A systematic review. *Science of the Total Environment.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165930>.
23. Calzolari, C., Ungaro, F., Filippi, N., Guermandi, M., Malucelli, F., Marchi, N., Staffilani, F., Tarocco, P., 2016. A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma.* 261, 190–203. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.013>.
24. Cao, Y., Cao, Y., Li, G., Tian, Y., Fang, X., Li, Y., Tan, Y., 2020. Linking ecosystem services trade-offs, bundles and hotspot identification with cropland management in the coastal Hangzhou Bay area of China. *Land Use Policy.* 97. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104689>.

25. Castelli, F., Ceotto, E., Borrelli, L., Cabassi, G., Moschella, A., Fornara, D., 2017. No-till permanent meadow promotes soil carbon sequestration and nitrogen use efficiency at the expense of productivity. *Agronomy for Sustainable Development*. 37. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0462-6>.
26. Castro, A. J., P. H. Verburg, B. Martín-López, M. Garcia-Llorente, J. Cabello, C. C. Vaughn et E. López. 2014. Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landscape and Urban Planning*. 132, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>.
27. Cernay, C., Makowski, D., Pelzer, E., 2017. Preceding cultivation of grain legumes increases cereal yields under low nitrogen input conditions. *Environmental Chemistry Letters*. 16, 631-636. <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0698-z>
28. CITEPA, 2012 : Rapport national d’inventaire pour la France au titre de la convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto. 1364 p.
29. CITEPA, 2023. Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques. Bilan des émissions en France de 1990 à 2022. Rapport Secten, édition 2023, 575 p.
30. Chen, L., Redmile-Gordon, M., Li, J., Zhang, J., Xin, X., Zhang, C., Ma, D., Zhou, Y., 2019. Linking cropland ecosystem services to microbiome taxonomic composition and functional composition in a sandy loam soil with 28-year organic and inorganic fertilizer regimes. *Applied Soil Ecology*. 139, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.03.011>.
31. Cohan, J.P., Pauget, J., 2011. Cultures intermédiaires, des légumineuses pour fournir de l’azote au maïs suivant. *Perspectives agricoles*. 380.
32. Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with stics model in a temperate climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 147, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.006>.
33. Constantin, J., Willaume, M., Murgue, C., Lacroix, B., Therond, O., 2015. The soil-crop models STICS and AqYield predict yield and soil water content for irrigated crops equally well with limited data. *Agricultural and Forest Meteorology*. 206, 55-68. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.02.011>.
34. Cord, A. F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans-Neumann, K., Kaim, A., Lienhoop, N., Locher-Krause, K., Priess, J., Schröter-Schlaack, C., Schwarz, N., Seppelt, R., Strauch, M., Václavík, T., Volk, M., 2017a. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead. *Ecosystem Services*. 28, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.012>.
35. Coucheney, E., S. Buis, M. Launay, J. Constantin, B. Mary, I. García de Cortázar-Atauri, D. Ripoché, N. Beaudoin, F. Ruget, K. S. Andrianarisoa, C. Le Bas, E. Justes et J. Léonard. 2015. Accuracy, robustness and behavior of the stics soil–crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environmental Modelling & Software*. 64, 177–190. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024>.



36. Couédel, A., Alletto, L., Tribouillois, H., Justes, E., 2018. Cover crop crucifer-legume mixtures provide effective nitrate catch crop and nitrogen green manure ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 254, 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.017>.
37. Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387. <https://doi.org/10.1038/387253a0>.
38. Cresswell, H.P., Green, T.W., McKenzie, N.J., 2008. The adequacy of Pressure plate apparatus for determining soil water retention. *Soil Science Society of America Journal*. 72, 41-49. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0182>.
39. Dade, M.C., Mitchell, M.G.E., McAlpine, C.A., Rhodes, J.R., 2019. Assessing ecosystem service trade-offs and synergies: The need for a more mechanistic approach. *Ambio*. 48, 1116-1128. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1127-7>.
40. Daily, G. C., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press. United States.
41. Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Therond, O., 2020. Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems. *Agricultural Systems*. 184. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102913>.
42. Dardonville, M., Bockstaller, C., Villerd, J., Therond, O., 2022a. Resilience of agricultural systems: biodiversity-based systems are stable, while intensified ones are resistant and high-yielding. *Agricultural Systems*. 197. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103365>.
43. Dardonville, M., Legrand, B., Clivot, H., Bernardin, C., Bockstaller, C., Therond, O., 2022b. Assessment of ecosystem services and natural capital dynamics in agroecosystems. *Ecosystem Services*. 54. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101415>.
44. de Groot, R. S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7).
45. de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010a. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*. 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>.
46. de Groot, R. S., Fischer, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., Haines-Young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R., Ring, I., 2010b. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Book section 1, Earthscan, Routledge, London.
47. Deng, X., Li, Z., Gibson, J., 2016. A review on trade-off analysis of ecosystem services for sustainable land-use management. *Journal of Geographical Sciences*. 7, 953–968. <https://doi.org/10.1007/s11442-016-1309-9>.

48. Diaz, S., Fargione, F., Chapin, F.S., Tilman, D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol.* 4. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040277.
49. Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics.* 69, 1858-1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>.
50. Don, A., Seidel, F., Leifeld, J., Kätterer, T., Martin, M., Pellerin, S., Emde, D., Seitz, D., Chenu, C., 2023. Carbon sequestration in soils and climate change mitigation-Definitions and pitfalls. *Global Change Biology.* <https://doi.org/10.1111/gcb.16983>
51. Dumont, B., González-García, E., Thomas, M., Fortun-Lamothe, L., Ducrot, C., Dourmad, J.-Y., Tichit, M., 2014. Forty research issues for the redesign of animal production systems in the 21st century. *Animal*, 8, 1382-1393. DOI : 10.1017/S1751731114001281.
52. Duru, M., Therond, O., 2014. Livestock systems and land use: which diversity for which sustainability? *Regional Environmental Change.* 1–18. DOI 10.1007/s10113-014-0722-9.
53. Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M.-A., Justes, E., Journet, E.-P., Aubertot, J.-N., Savary, S., Bergez, J.-E., Sarthou, J.P., 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development.* 35, 1259-1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>.
54. EFSE-EA (2017) : Therond, O. (coord.), Tichit, M. (coord.), Tibi, A. (coord.), Accatino, F., Biju-Duval, L., Bockstaller, C., Bohan, D., Bonaudo, T., Boval, M., Cahuzac, E., Casellas, E., Chauvel, B., Choler, P., Constantin, J., Cousin, I., Daroussin, J., David, M., Delacote, P., Derocles, S., De Sousa, L., Domingues Santos, J.P., Dross, C., Duru, M., Eugène, M., Fontaine, C., Garcia, B., Geijzendorffer, I., Girardin, A., Graux, A.-I., Jouven, M., Langlois, B., Le Bas, C., Le Bissonnais, Y., Lelièvre, V., Lifran, R., Maigné, E., Martin, G., Martin, R., Martin-Laurent, F., Martinet, V., McLaughlin, O., Meillet, A., Mignolet, C., Mouchet, M., Nozières-Petit, M.-O., Ostermann, O.P., Paracchini, M.L., Pellerin, S., Peyraud, J.-L., Petit-Michaut, S., Picaud, C., Plantureux, S., Poméon, T., Porcher, E., Puech, T., Puillet, L., Rambonilaza, T., Raynal, H., Resmond, R., Ripoche, D., Ruget, F., Rulleau, B., Rusch, A., Salles, J.-M., Sauvant, D., Schott, C., Tardieu, L., 2017. Volet "écosystèmes agricoles" de l'Évaluation Française des Ecosystèmes et des Services Écosystémiques. Rapport d'étude, Inra (France), 966 pages.
55. Eigenbrod, F., Arsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology.* 47, 377-385. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x.
56. Ellili, Y., Walter, C., Michot, D., Pichelin, P., Lemerrier, B., 2019. Mapping soil organic carbon stock change by soil monitoring and digital soil mapping at the landscape scale. *Geoderma.* 351, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.005>.
57. Ellili-Bargaoui, Y., Walter, C., Lemerrier, B., Michot, D., 2021. Assessment of six soil ecosystem services by coupling simulation modelling and field measurement of soil properties. *Ecological Indicators.* 121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107211>.
58. Erisman, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J., Klimont, Z., Winiwarter, W., 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience.* DOI: 10.1038/ngeo325.

59. Ehrlich, P. R., Ehrlich, A., 1981. *Extinction: the Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House. New York.
60. FAO. 2002. *Agriculture mondiale : horizon 2015/2030, rapport abrégé*, 106 pages.
61. FAO and ITPS. 2015. *Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report*. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy, 650 pages.
62. Felipe-Lucia, M.R., Comin, F.A., Bennett, E.M., 2014. Interactions Among Ecosystem Services Across Land Uses in a Floodplain Agroecosystem. *Ecology and Society*. 19. <https://doi.org/10.5751/ES-06249-190120>.
63. Fiorini, A., Boselli, R., Maris, S.C., Santelli, S., Perego, A., Acutis, M., Brenna, S., Tabaglio, V., 2020. Soil type and cropping system as drivers of soil quality indicators response to no-till: A 7-year field study. *Applied Soil Ecology*. 155. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103646>.
64. Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*. 478, 337–342. doi:10.1038/nature10452
65. Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*. 68, 643-653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>.
66. Fu, B., Zhang, L., Xu, Z., Zhao, Y., Wei, Y., Skinner, D., 2015. Ecosystem services in changing land use. *Journal of Soils and Sediments*. 15, 833–843. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1082-x>.
67. Gaba, S., Lescourret, F., Boudsocq, S., Enjalbert, J., Hinsinger, P., Journet, E.P., Navas, M.L., Wery, J., Louarn, G., Malézieux, E., Pelzer, E., Prudent, M., Ozier-Lafontaine, H., 2014a. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agronomy for Sustainable Development*. 35, 607–623. doi:10.1007/s13593-014-0272-z.
68. 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*. 320, 889–892. doi:10.1126/science.1136674.
69. Garbach, K., Milder, J.C., DeClerck, F.A.J., Montenegro de Wit, M., Driscoll, L., Gemmill-Herren, B., 2016. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability*. 15, 11-28. <https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>.
70. Garland, G., Edlinger, A., Banerjee, S., Degrunne, F., Garcia-Palacios, P., Pescador, D.S., Herzog, C., Romdhane, S., Saghai, A., Spor, A., Wagg, C., Hallin, S., Maestre, F.T., Philippot, L., Rillig, M.C., van der Heijden, M.G.A., 2021. Crop cover is more important than rotational diversity for soil multifunctionality and cereal yields in European cropping systems. *Nature Food*. 2, 28-37. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/s43016-020-00210-8>.

71. Geng, S., Tan, J., Li, L., Miao, Y., Wang, Y., 2023. Legumes can increase the yield of subsequent wheat with or without grain harvesting compared to Gramineae crops: A meta-analysis. *European Journal of Agronomy*. 142. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126643>
72. Gil, J.D.B., Cohn, A.S., Duncan, J., Newton, P., Vermeulen, S., 2017. The resilience of integrated agricultural systems to climate change *WIREs Clim. Change*. 8. <https://doi.org/10.1002/wcc.461>.
73. Gonzalez-Esquivel, C.E., Gavito, M.E., Astier, M., Cadena-Salgado, M., del-Val, E., Villamil-Echeverri, L., Merlin-Uribe, Y., Balvanera, P., 2015. Ecosystem service trade-offs, perceived drivers, and sustainability in contrasting agroecosystems in central Mexico. *Ecology and Society*. 20. <https://doi.org/10.5751/ES-06875-200138>.
74. Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*. 69, 224-237. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>.
75. Guinet, M., Nicolardot, B., Revellin, C., Durey, V., Carlsson, G., Voisin, A.S., 2018. Comparative effect of inorganic N on plant growth and N<sub>2</sub> fixation of ten legume crops: towards a better understanding of the differential response among species. *Plant Soil*. 432, 207-227. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3788-1>
76. Guinet, M., Nicolardot, B., Durey, V., Revellin, C., Lombard, E., Pimet, E., Bizouard, F., Voisin, A.-S., 2019. Fixation symbiotique de l'azote et effet précédent : toutes les légumineuses à graines se valent-elles ? *Innovations Agronomiques*. 74, 55-68.
77. Guinet, M., Nicolardot, B., Voisin, A.-S., 2020. Provision of contrasted nitrogen-related ecosystem services among grain legumes. *Agronomy for Sustainable Development*. 40. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00637-0>.
78. Guinet, M., Nicolardot, B., Voisin, A.B., 2020. Nitrogen benefits of ten legume pre-crops for wheat assessed by field measurements and modelling. *European Journal of Agronomy*. 120, 126-151. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126151>.
79. Haase, D., Schwarz, N., Strohbach, M., Kroll, F., Seppelt, R., 2012. Synergies, Trade-offs, and Losses of Ecosystem Services in Urban Regions: An Integrated Multiscale Framework Applied to the Leipzig-Halle Region, Germany. *Ecology and Society*. 17. <https://doi.org/10.5751/es-04853-170322>.
80. Haddaway, N.R., Hedlund, K., Jackson, L.E., Kätterer, T., Lugato, E., Thomsen, I.K., Jørgensen, H.B., Isberg, P.-E., 2017. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence*. 6. <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0108-9>.
81. Haines-Young, R., Potschin, M., 2010a. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, *Ecological Reviews*, Cambridge University Press, Cambridge. 110–139. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>.
82. Haines-Young, R., Potschin, M.B., 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.

83. Hermann, A., Schleifer, S., Wrбка, T., 2011. The concept of ecosystem services regarding landscape research: A review. *Living Reviews in Landscape Research*. 5. <https://doi.org/10.12942/lrlr-2011-1>.
84. Herrmann, A., Kage, H., Taube, F., Sieling, K., 2017. Effect of biogas digestate, animal manure and mineral fertilizer application on nitrogen flows in biogas feedstock production. *European Journal of Agronomy*. 91, 63-73. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.09.011>.
85. Hoang, V.N., Alauddin, M., 2011. Assessing the eco-environmental performance of agricultural production in OECD countries: the use of nitrogen flows and balance. *Nutr Cycl Agroecosys*. 87, 353–368. doi:10.1007/s10705-010-9343-y.
86. Holland, R. A., Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2011. The influence of temporal variation on relationships between ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*. 20, 3285–3294. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0113-1>.
87. Howe, C., Suich, H., Vira, B., Mace, G.M., 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change*. 28, 263-275. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>.
88. Ikematsu, P., Quintanilha, J.A., 2020. A review of ecosystems services trade-offs, synergies and scenarios modelling for policy development support. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 54. <https://doi.org/10.5380/dma.v54i0.72871>.
89. IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844.
90. Jopke, C., Kreyling, J., Maes, J., Koellner, T., 2015. Interactions among ecosystem services across europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecological Indicators*. 49, 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.037>.
91. Justes, E., Thiébeau, P., Cattin, G., Larbre, D., Nicolardot, B., 2001. Libération d'azote après retournement de luzerne : un effet sur deux campagnes. *Perspectives agricoles*. 264, 22-28. <https://hal.science/hal-02508174>
92. Justes, E., Mary, B., Nicolardot, B., 2009. Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. *Plant Soil*. 325, 171–185. doi:10.1007/s11104-009-9966-4.
93. Kadykalo, A.N., Johnson, K.A., McFatriidge, S., Findlay, C.S., 2020. Agricultural Beneficial Management Practices: A Synthesis of Co-benefits, Tradeoffs, and Co-costs between Crop Yield and Non-provisioning Ecosystem Services. <https://doi.org/10.32942/osf.io/ycwek>.

94. Kragt, M.E., Robertson, M.J., 2014. Quantifying ecosystem services trade-offs from agricultural practices. *Ecological Economics*. 102, 147-157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.001>.
95. Kremen, C., Iles, A., Bacon, C., 2012. Diversified farming systems: an agroecological, systems-based. *Ecol Soc*. 17, 44–63. doi:10.5751/ES05103-170444.
96. Launay, C., Constantin, J., Chlebowski, F., Houot, S., Graux, A.-I., Klumpp, K., Martin, R., Mary, B., Pellerin, S., Therond, O., 2021. Estimating the carbon storage potential and greenhouse gas emissions of French arable cropland using high-resolution modeling. *Global Change Biology*. 27, 1645–1661. <https://doi.org/10.1111/gcb.15512>.
97. Le Bas, C., 2016. Impact des incertitudes sur l'estimation des paramètres sols de modèles hydrodynamiques des sols à partir de la Base de Données Géographiques des Sols de France. Application au modèle STICS. Thèse de doctorat, AgroParisTech. <https://hal.inrae.fr/tel-02799894>.
98. Lee, H., Lautenbach, S., 2016. A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators*. 66, 340-351. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.004>.
99. Lee, H., Lautenbach, S., Garcia Nieto, A.P., Bondeau, A., Cramer, W., Geijzendorffer, I.R., 2019. The impact of conservation farming practices on Mediterranean agro-ecosystem services provisioning – a meta-analysis. *Regional Environmental Change*. 19, 2187-2202. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1447-y>.
100. Le Roux, R., Barbault, J., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.P., Trommetter, M., 2008. Agriculture et biodiversité, valoriser les synergies. Expertise scientifique collective. INRA, Paris, p 738.
101. Li, J., Cooper, J.M., Lin, Z., Li, Y., Yang, X., Zhao, B., 2015. Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Applied Soil Ecology*. 96, 75-87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.07.001>.
102. Limburg, K.E., Folke, C., 1999. The ecology of ecosystem services: introduction to the Special Issue. *Ecological Economics*. 29, 179-182.
103. Lin, B.B., 2011. Resilience in Agriculture through Crop Diversification: Adaptive Management for Environmental Change. *Bioscience*. 61, 183–193. doi: 10.1525/bio.2011.61.3.4.
104. Liu, T., Chen, X., Gong, X., Lubbers, I.M., Jiang, Y., Feng, W., Li, X., Whalen, J.K., Bonkowski, M., Griffiths, B.S., Hu, F., Liu, M., 2019. Earthworms Coordinate Soil Biota to Improve Multiple Ecosystem Functions. *Current Biology*. 29, 3420+. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.045>.
105. Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*. 155, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>.
106. Martin, G., Durand, J.-L., Duru, M., Gastal, F., Julier, B., Litrico, I., Louarn, G., Médiène, S., Moreau, D., Valentin-Morison, M., Novak, S., Parnaudeau, V., Paschalidou, F., Vertès, F., Voisin, A.-S., Cellier, P., Jeuffroy, M.-H., 2020. Role of ley pastures in tomorrow's cropping



- systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 40.  
<https://doi.org/10.1007/s13593-020-00620-9>.
107. Massaccesi, L., Rondoni, G., Tosti, G., Conti, E., Guiducci, M., Agnelli, A., 2020. Soil functions are affected by transition from conventional to organic mulch-based cropping system. *Applied Soil Ecology*. 153. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103639>.
108. McBraney, A., Field, D.J., Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma*. 213, 203-213. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>.
109. McEnaney, J.M., Blair, S.J., Nielander, A.C., Schwalbe, J.A., Koshy, D.M., Cargnello, M., Jaramillo, T.F., 2020. Electrolyte engineering for efficient electrochemical nitrate reduction to ammonia on a titanium electrode. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 8, 2672–2681.  
<https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b05983>.
110. MEA, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*, Washington, DC.
111. Meyer, N., Bergez, J.-E., Constantin, J., Belleville, P., Justes, E., 2020. Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management. *Agricultural Water Management*. 231.  
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105998>.
112. Misslin, R., Clivot, H., Levavasseur, F., Villerd, J., Soulié, J.-C., Houot, S., Therond, O., 2022. Integrated assessment and modeling of regional recycling of organic waste. *Journal of Cleaner Production*. 379. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134725>.
113. Mitchell, M.G.E., Bennett, E.M., Gonzalez, A., 2014. Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*. 51, 909-918.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12241>.
114. Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D.G., Group, P., 2009. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *BMJ*. 339, b2535.  
<https://doi.org/10.1136/bmj.b2535>.
115. Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., Lavorel, S., 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change*. 28, 298-308.  
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012>.
116. Nahlik, A. M., Kentula, M.E., Fennessy, M.S., Landers, D.H., 2012. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics*. 77, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.001>.
117. National low carbon strategy report. 2020. 176 pages.
118. Nguyen, T.H., Cook, M., Field, J.L., Khuc, Q.V., Paustian, K., 2018. High-resolution trade-off analysis and optimization of ecosystem services and disservices in agricultural landscapes. *Environmental Modelling & Software*. 107, 105-118.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.06.006>.

119. Obiang Ndong, G., Therond, O., Cousin, I., 2020. Analysis of relationships between ecosystem services: A generic classification and review of the literature. *Ecosystem Services*. 43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101120>.
120. Obiang Ndong, G., Villerd, J., Cousin, I., Therond, O., 2021. Using a multivariate regression tree to analyze trade-offs between ecosystem services: Application to the main cropping area in France. *Science of The Total Environment*. 764. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142815>.
121. Obiang Ndong, G., 2021. Analyse des relations entre services écosystémiques en lien avec le fonctionnement du sol dans les écosystèmes cultivés. Thèse de doctorat. Université d'Orléans. 179 pages.
122. Palomo-Campesino, S., González, J., García-Llorente, M., 2018. Exploring the Connections between Agroecological Practices and Ecosystem Services: A Systematic Literature Review. *Sustainability*. 10. <https://doi.org/10.3390/su10124339>.
123. Paul, C., Kuhn, K., Steinhoff-Knopp, B., Weißhuhn, P., Helming, K., 2020. Towards a standardization of soil-related ecosystem service assessments. *European Journal of Soil Science*. 72, 1543-1558. <https://doi.org/10.1111/ejss.13022>.
124. Paulson, N., Zulauf, C., Schnitkey, G., Colussi, J., Baltz, J., 2023. "How historic were fertilizer prices in 2022?". *Farmdoc daily* (13):165, Department of Agricultural and Consumer Economics, University of Illinois at Urbana-Champaign.
125. Pereira, P., Bogunovic, I., Munoz-Rojas, M., Brevik, E.C., 2017. Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 5, 7-13. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003>.
126. Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, L., Sierra, J., Therond, O., Viaud, V., Gâteau, R., Le Perchec, S., Savini, I., Réchauchère, O., 2019. Stocker du carbone dans les sols français, quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA. <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/4pM-Synth%C3%A8se-Novembre2020.pdf>.
127. Pittelkow, C.M., Liang, X., Linqvist, B.A., van Groenigen, K.J., Lee, J., Lundy, M.E., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C., 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*. 517, 365-368. <https://doi.org/10.1038/nature13809>.
128. Plaza-Bonilla, D., Nolot, J.-M., Raffaillac, D., Justes, E., 2015. Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: field evidence and model simulations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 212, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.014>.
129. Plaza-Bonilla, D., Nogué-Serra, I., Raffaillac, D., Cantero-Martinez, C., Justes, E., 2018. Carbon footprint of cropping systems with grain legumes and cover crops: A case-study in SW France. *Agricultural Systems*. 167, 92-102. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.09.004>



130. Power, A. G., 2010. «Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies». *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences.* 365, 2959–71. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>.
131. Qiu, J., Turner, M.G., 2013. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 110, 149–154. <https://doi.org/10.1073/pnas.1310539110>.
132. Quintana-Seguí, P., Le Moigne, P., Durand, Y., Martin, E., Habets, F., Baillon, M., Canellas, C., Franchisteguy, L., Morel, S., 2008. Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the safran analysis over france. *Journal of Applied Meteorology and Climatology.* 47, 92–107. <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1636.1>.
133. Rasche, F., Blagodatskaya, E., Emmerling, C., Belz, R., Musyoki, M.K., Zimmermann, J., Martin, K., 2017. A preview of perennial grain agriculture: knowledge gain from biotic interactions in natural and agricultural ecosystems. *Ecosphere.* 8. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2048>.
134. Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 107, 5242-5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>.
135. Ray, D.K., Gerber, J.S., MacDonald, G.K., West, P.C., 2015. Climate variation explains a third of global crop yield variability. *Nature communications.* 6, 5989. doi: 10.1038/ncomms6989
136. Robertson, G.P., Swinton, S.M., 2005. Reconciling Agricultural Productivity and Environmental Integrity: A Grand Challenge for Agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment.* 3, 38-46. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0038:RAPAEI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0038:RAPAEI]2.0.CO;2).
137. Robinson, D.A., Lebron, I., Vereecken, H., 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. *Soil Science Society of America Journal.* 73, 1904-1911. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0332>.
138. Robinson, D.A., Lebron, I., Reynolds, B., Hockley, N., 2010. What are Ecosystem Services and Natural Capital, and how does this apply to Soil Science? Conference Proceedings, 1st International Conference and Exploratory Workshop on Soil Architecture and Physico-Chemical Functions “CESAR”. Research Centre Foulum, Tjele, Denmark. Nov 30-Dec 2.
139. Robinson, D.A., Hockley, N., Dominati, E., Lebron, I., Scow, K.M., Reynolds, B., Emmett, B.A., Keith, A.M., de Jonge, L.W., Schjønnig, P., Moldrup, P., Jones, S.B., Tuller, M., 2012. Natural Capital, Ecosystem Services, and Soil Change: Why Soil Science Must Embrace an Ecosystems Approach. *Vadose Zone Journal.* 11. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0051>.
140. Rodríguez, J., Beard, J., Bennett, E., Cumming, G., Cork, S., Agard, J., Dobson, A., Peterson, G., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society.* 11. <https://doi.org/10.5751/ES-01667-110128>.
141. Rodríguez-Ortega, T., Oteros-Rozas, E., Ripoll-Bosch, R., Tichit, M., Martin-Lopez, B., Bernuès, A., 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal.* 8, 1361-1372. DOI : 10.1017/S1751731114000421.

142. Saidi, N., Spray, C., 2018. Ecosystem services bundles: challenges and opportunities for implementation and further research. *Environmental Research Letters*. 13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae5e0>.
143. Sánchez-Moreno, S., Ferris, H., 2007. Suppressive service of the soil food web: Effects of environmental management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 119, 75-87. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.06.012>.
144. Schackelford, G.E., Kelsey, R., Dicks, L.V., 2019. Effects of cover crops on multiple ecosystem services: Ten meta-analyses of data from arable farmland in California and the Mediterranean. *Land Use Policy*. 88. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104204>
145. Schauburger, B., Ben-Ari, T., Makowski, D., Kato, T., Kato, H., Ciais, P., 2018. Yield trends, variability and stagnation analysis of major crops in France over more than a century. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35351-1>.
146. Schipanski, M.E., Barbercheck, M., Douglas, M.R., Finney, D.M., Haider, K., Kaye, J.P., Kemanian, A.R., Mortensen, D.A., Ryan, M.R., Tooker, J., White, C., 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems*. 125, 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.11.004>.
147. Schmidt, J.E., Peterson, C., Wang, D., Scow, K.M., Gaudin, A.C.M., 2018. Agroecosystem tradeoffs associated with conversion to subsurface drip irrigation in organic systems. *Agricultural Water Management* 202, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.02.005>.
148. Schmidt, M., Felsche, E., 2023. The effect of climate change on crop yield anomaly in Europe. *Climate Resilience and Sustainability*. 3 e61. <https://doi.org/10.1002/cli2.61>
149. Shahed, M.R., Venkatesh, R., Shearer, S., A., 2021. A Review on the Effect of Soil Compaction and its Management for Sustainable Crop Production. *Journal of Biosystems Engineering*. 46, 417-439. <https://doi.org/10.1007/s42853-021-00117-7>.
150. Singh, S., Anil, A.G., Kumar, V., Kapoor, D., Subramanian, S., Singh, J., Ramamurthy, P.C., 2022. Nitrates in the environment: A critical review of their distribution, sensing techniques, ecological effects and remediation. *Chemosphere*. 287. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131996>.
151. Smith, R.G., Gross, K.L., Robertson, G.P., 2008. Effects of crop diversity on agroecosystem function: Crop yield response. *Ecosystems*. 11, 355-366. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9124-5>.
152. Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2021. Environmental sustainability assessment in agricultural systems: A conceptual and methodological review. *Journal of Cleaner Production*. 325. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129291>.
153. Spiertz, J., 2010. Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 30, 43–55.
154. Stoltz, E., Wallenhammar, A.-C., Nadeau, E., 2018. Functional divergence effects of intercropped faba bean and maize in organic production for forage increase mineral contents and reduces leaf spots. *Agricultural and Food Science*. 27, 110-123. <https://doi.org/10.23986/afsci.66541>.

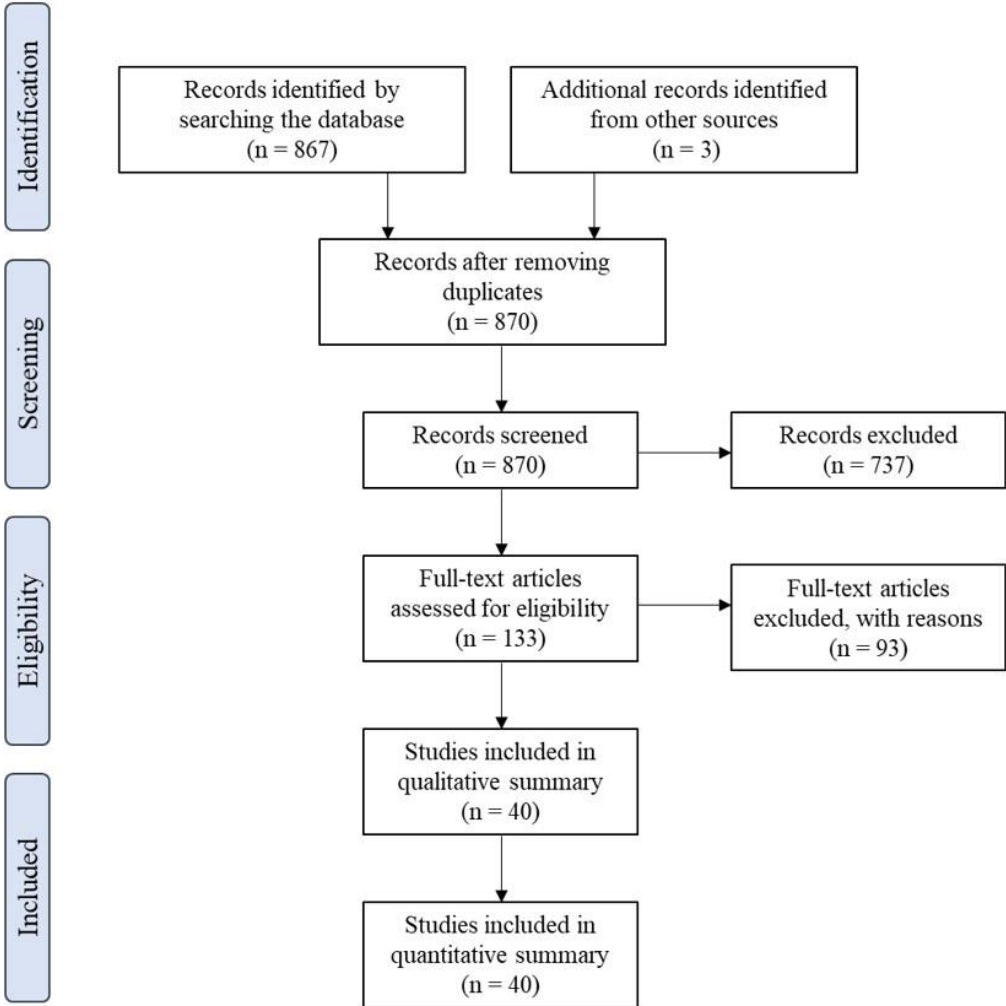
155. Storkey, J., Doering, T., Baddeley, J., Collins, R., Roderick, S., Jones, H., Watson, C., 2015. Engineering a plant community to deliver multiple ecosystem services. *Ecological Applications*. 25, 1034-1043. <https://doi.org/10.1890/14-1605.1>.
156. Strullu, L., Beaudoin, N., Thiébeau, P., Julier, B., Mary, B., Ruget, F., Ripoche, D., Rakotovololona, L., Louarn, G., 2020. Simulation using the STICS model of C&N dynamics in alfalfa from sowing to crop destruction. *European Journal of Agronomy*. 112. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2019.125948>
157. Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*. 64, 245-252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020>.
158. Sylla, M., Hagemann, N., Szewranski, S., 2020. Mapping trade-offs and synergies among peri-urban ecosystem services to address spatial policy. *Environmental Science & Policy*. 112, 79-90. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.06.002>.
159. Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*. 64, 245–252. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.09.020
160. Tamburini, G., De Simone, S., Sigura, M., Boscutti, F., Marini, L., 2016. Soil management shapes ecosystem service provision and trade-offs in agricultural landscapes. *Proceedings of The Royal Society B-Biological Sciences*. 283. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1369>.
161. Tamburini, G., Bommarco, R., Wanger, T.C., Kremen, C., van der Heijden, M.G.A., Liebman, M., Hallin, S., 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Science Advances*. 6. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>.
162. TEEB, F. 2010. TEEB-The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations, Earthscan, London.
163. Tenu, I., Carlescu, P., Cojocariu, P., Rosca, R., 2012. Impact of agricultural traffic and tillage technologies on the properties of soils. <http://dx.doi.org/10.5772/47746>.
164. Therond, O., Duru, M., Roger-Estrade, J., Richard, G., 2017. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 37. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7>.
165. Therond, O., 2019. Analyse, modélisation, évaluation et conception intégrées des systèmes et territoires agricoles, Habilitation à diriger des recherches, Institut National Polytechnique De Toulouse. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-02005001>.
166. Thiele-Bruhn, S., Bloem, J., de Vries, F.T., Kalbitz, K., Wagg, C., 2012. Linking soil biodiversity and agricultural soil management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 4, 523-528. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.004>.
167. Tibi, A., Therond, O., 2017. Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFES. Synthèse du rapport d'étude, Inra (France).

168. Tibi, A., Therond, O., 2018. Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles : Evaluer et caractériser. Editions Quae 2018. 188 pages.
169. Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002 Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. 418, 671–677.
170. Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E., 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 112, 58-72. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.003>.
171. Tribouillois, H., Cohan, J.P., Justes, E., 2016. Cover crops mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant Soil*, 401, 347-364. DOI 10.1007/s11104-015-2734-8
172. Tribouillois, H., Constantin, J., Justes, E., 2018. Cover crops mitigate direct greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. *Global Change Biology*. 24, 2513-2529. <https://doi.org/10.1111/gcb.14091>.
173. Tribouillois, H., Constantin, J., Casal, L., Villerd, J., Therond, O., 2022. Introducing and expanding cover crops at the watershed scale: Impact on water flows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 337. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108050>.
174. van Eck, N.J., Waltman, L., 2010. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics*. 84, 523-538. <https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>.
175. Vertes, F., Jeuffroy, M.H., Louarn, G., Voisin, A.S., Justes, E., 2015. Légumineuses et prairies temporaires : des fournitures d'azote pour les rotations. Journées AFPP – La fertilité des sols dans les systèmes fourragers.
176. Villamagna, A. M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and 133 delivery. *Ecological Complexity*. 15, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>.
177. Virk, A.L., Lin, B.J., Kan, Z.R., Qi, J.Y., Dang, Y.P., Lal, R., Zhao, X., Zhang, H.L., 2021. Simultaneous effects of legume cultivation on carbon and nitrogen accumulation in soil. *Advances in Agronomy*. 171, 75–110. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.08.002>
178. Voisin, A.S., Guéguen, J., Huyghe, C., Jeuffroy, M.H., Magrini, M.B., Meynard, J.M., Mougél, C., Pellerin, S., Pelzer, E., 2014. Legumes for feed, food, biomaterials and bioenergy in Europe: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 34, 361–380. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0189-y>
179. Wallace, K. J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*. 139, 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>.
180. Westman, W. E., 1977. How much are nature's services worth? *Science*. 197. <https://doi.org/10.1126/science.197.4307.960>.

181. Williams, A., Hedlund, K., 2013. Indicators of soil ecosystem services in conventional and organic arable fields along a gradient of landscape heterogeneity in southern Sweden. *Applied Soil Ecology*. 65, 1–7.
182. Williams, A., Hedlund, K., 2014. Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient. *Applied Soil Ecology*. 77, 1-8.  
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.01.001>.
183. Wilson, M.A., Carpenter, S.R., 1999. Economic Valuation of Freshwater Ecosystem Services in the United States 1971-1997. *Ecological Applications*. 9, 772-83.
184. Wilson, M.A., Howarth, R., 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics*. 431-443.
185. Wing, I.S., De Cian, E., Mistry, M.N., 2021. Global vulnerability of crop yields to climate change. *Journal of Environmental Economics and Management*. 109.  
<https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102462>
186. Winkler, K.J., Viers, J.H., Nicholas, K.A., 2017. Assessing ecosystem services and multifunctionality for vineyard systems. *Frontiers in Environmental Science*. 5.  
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00015>.
187. Wittwer, R.A., Bender, S.F., Hartman, K., Hydbom, S., Lima, R.A.A., Loaiza, V., Nemecek, T., Oehl, F., Olsson, P.A., Petchey, O., Prechsl, U.E., Schlaeppli, K., Scholten, T., Seitz, S., Six, J., van derHeijden, M.G.A., 2021. Organic and conservation agriculture promote ecosystem multifunctionality. *Science Advances*.
188. Xu, X., Liu, J., Tan, Y., Yang, G., 2021. Quantifying and optimizing agroecosystem services in China's Taihu Lake Basin. *Journal of Environmental Management*. 277.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111440>.
189. Yang, G., Ge, Y., Xue, H., Yang, W., Shi, Y., Peng, C., Du, Y., Fan, X., Ren, Y., Chang, J., 2015. Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban–rural complexes. *Landscape and Urban Planning*. 136, 110-121.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.006>.
190. Yin, X., Beaudoin, N., Ferchaud, F., Mary, B., Strullu, L., Chlébowski, F., Clivot, H., Herre, C., Duval, J., Louarn, G., 2020. Long-term modelling of soil N mineralization and N fate using STICS in a 34-year crop rotation experiment. *Geoderma*. 357.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113956>
191. Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*. 64, 253-260.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>.

# Annexes

**Annexe 1:** PRISMA 2009 flow diagram showing all steps of articles identification and selection for the literature review, adapted from [Moher et al. \(2009\)](#).



**Annexe 2:** List of the 40 references selected in the literature review.

Albizua A, Williams A, Hedlund K, Pascual U. Crop rotations including ley and manure can promote ecosystem services in conventional farming systems. *APPLIED SOIL ECOLOGY* 2015; 95: 54-61.

Balbi S, Prado Ad, Gallejones P, Geevan CP, Pardo G, Pérez-Miñana E, et al. Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems. *Environmental Modelling & Software* 2015; 72: 314-326.

Cao Y, Li G, Tian Y, Fang X, Li Y, Tan Y. Linking ecosystem services trade-offs, bundles and hotspot identification with cropland management in the coastal Hangzhou Bay area of China. *LAND USE POLICY* 2020; 97.

Castelli F, Ceotto E, Borrelli L, Cabassi G, Moschella A, Fornara D. No-till permanent meadow promotes soil carbon sequestration and nitrogen use efficiency at the expense of productivity. *AGRONOMY FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT* 2017; 37.

Chen L, Redmile-Gordon M, Li J, Zhang J, Xin X, Zhang C, et al. Linking cropland ecosystem services to microbiome taxonomic composition and functional composition in a sandy loam soil with 28-year organic and inorganic fertilizer regimes. *APPLIED SOIL ECOLOGY* 2019; 139: 1-9.

Degani E, Leigh SG, Barber HM, Jones HE, Lukac M, Sutton P, et al. Crop rotations in a climate change scenario: short-term effects of crop diversity on resilience and ecosystem service provision under drought. *AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT* 2019; 285.

Ellili-Bargaoui Y, Walter C, Lemercier B, Michot D. Assessment of six soil ecosystem services by coupling simulation modelling and field measurement of soil properties. *Ecological Indicators* 2021; 121.

Felipe-Lucia MR, Comin FA, Bennett EM. Interactions Among Ecosystem Services Across Land Uses in a Floodplain Agroecosystem. *ECOLOGY AND SOCIETY* 2014; 19.

Fiorini A, Boselli R, Maris SC, Santelli S, Perego A, Acutis M, et al. Soil type and cropping system as drivers of soil quality indicators response to no-till: A 7-year field study. *APPLIED SOIL ECOLOGY* 2020; 155.

Gonzalez-Esquivel CE, Gavito ME, Astier M, Cadena-Salgado M, del-Val E, Villamil-Echeverri L, et al. Ecosystem service trade-offs, perceived drivers, and sustainability in contrasting agroecosystems in central Mexico. *ECOLOGY AND SOCIETY* 2015; 20.

Guinet M, Nicolardot B, Voisin A-S. Provision of contrasted nitrogen-related ecosystem services among grain legumes. *AGRONOMY FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT* 2020; 40.

Herrmann A, Kage H, Taube F, Sieling K. Effect of biogas digestate, animal manure and mineral fertilizer application on nitrogen flows in biogas feedstock production. *EUROPEAN JOURNAL OF AGRONOMY* 2017; 91: 63-73.

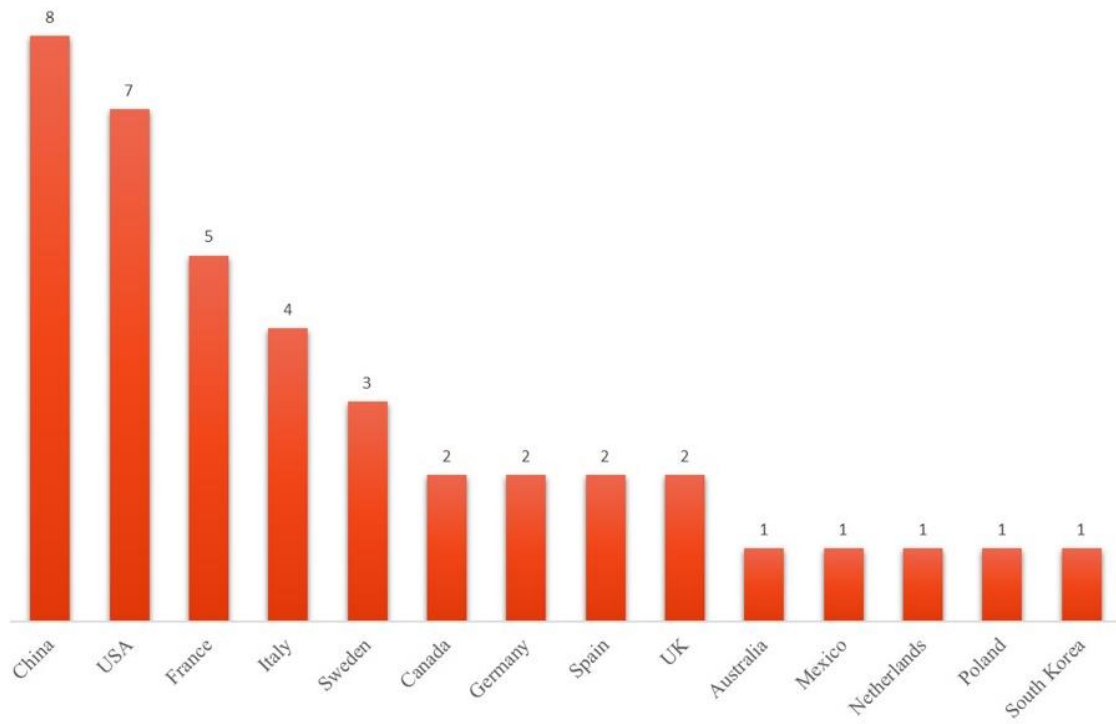
Kim I, Arnhold S. Mapping environmental land use conflict potentials and ecosystem services in agricultural watersheds. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* 2018; 630: 827-838.

- Koschke L, Fuerst C, Lorenz M, Witt A, Frank S, Makeschin F. The integration of crop rotation and tillage practices in the assessment of ecosystem services provision at the regional scale. *ECOLOGICAL INDICATORS* 2013; 32: 157-171.
- Kragt ME, Robertson MJ. Quantifying ecosystem services trade-offs from agricultural practices. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 2014; 102: 147-157.
- Lehman RM, Osborne SL, Taheri WI, Buyer JS, Chim BK. Comparative measurements of arbuscular mycorrhizal fungal responses to agricultural management practices. *MYCORRHIZA* 2019; 29: 227-235.
- Li B, Chen N, Wang Y, Wang W. Spatio-temporal quantification of the trade-offs and synergies among ecosystem services based on grid-cells: A case study of Guanzhong Basin, NW China. *ECOLOGICAL INDICATORS* 2018; 94: 246-253.
- Li J, Cooper JM, Lin Za, Li Y, Yang X, Zhao B. Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *APPLIED SOIL ECOLOGY* 2015; 96: 75-87.
- Liu T, Chen X, Gong X, Lubbers IM, Jiang Y, Feng W, et al. Earthworms Coordinate Soil Biota to Improve Multiple Ecosystem Functions. *CURRENT BIOLOGY* 2019; 29: 3420+.
- Massaccesi L, Rondoni G, Tosti G, Conti E, Guiducci M, Agnelli A. Soil functions are affected by transition from conventional to organic mulch-based cropping system. *APPLIED SOIL ECOLOGY* 2020; 153.
- Meyer N, Bergez J-E, Constantin J, Belleville P, Justes E. Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management. *AGRICULTURAL WATER MANAGEMENT* 2020; 231.
- Mitchell MGE, Bennett EM, Gonzalez A. Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 2014; 51: 909-918.
- Mitchell MGE, Chan KMA, Newlands NK, Ramankutty N. Spatial Correlations Don't Predict Changes in Agricultural Ecosystem Services: A Canada-Wide Case Study. *FRONTIERS IN SUSTAINABLE FOOD SYSTEMS* 2020; 4.
- Nguyen TH, Cook M, Field JL, Khuc QV, Paustian K. High-resolution trade-off analysis and optimization of ecosystem services and disservices in agricultural landscapes. *ENVIRONMENTAL MODELLING & SOFTWARE* 2018; 107: 105-118.
- Obiang Ndong G, Villerd J, Cousin I, Therond O. Using a multivariate regression tree to analyze trade-offs between ecosystem services: Application to the main cropping area in France. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* 2021; 764.
- Qiu M, Van de Voorde T, Li T, Yuan C, Yin G. Spatiotemporal variation of agroecosystem service trade-offs and its driving factors across different climate zones. *Ecological Indicators* 2021; 130.

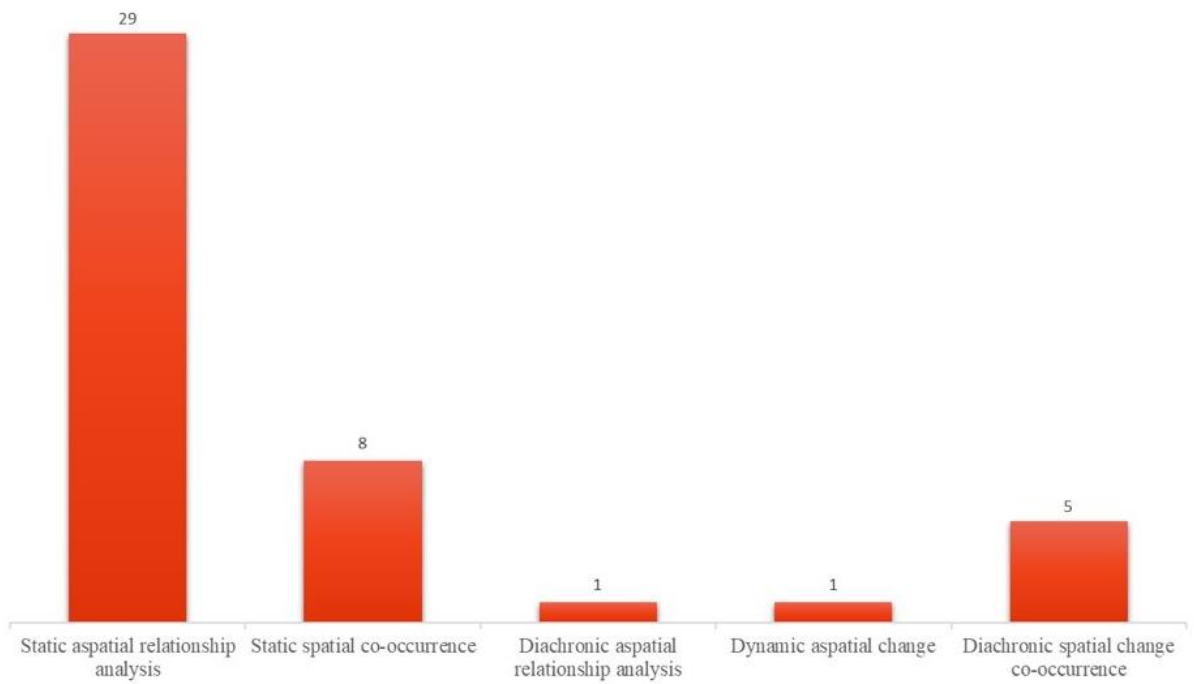


- Schipanski ME, Barbercheck M, Douglas MR, Finney DM, Haider K, Kaye JP, et al. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *AGRICULTURAL SYSTEMS* 2014; 125: 12-22.
- Schmidt JE, Peterson C, Wang D, Scow KM, Gaudin ACM. Agroecosystem tradeoffs associated with conversion to subsurface drip irrigation in organic systems. *AGRICULTURAL WATER MANAGEMENT* 2018; 202: 1-8.
- Smith RG, Gross KL, Robertson GP. Effects of crop diversity on agroecosystem function: Crop yield response. *ECOSYSTEMS* 2008; 11: 355-366.
- Smukler SM, Sanchez-Moreno S, Fonte SJ, Ferris H, Klonsky K, O'Geen AT, et al. Biodiversity and multiple ecosystem functions in an organic farmscape. *AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT* 2010; 139: 80-97.
- Stoltz E, Wallenhammar A-C, Nadeau E. Functional divergence effects of intercropped faba bean and maize in organic production for forage increase mineral contents and reduces leaf spots. *AGRICULTURAL AND FOOD SCIENCE* 2018; 27: 110-123.
- Storkey J, Doering T, Baddeley J, Collins R, Roderick S, Jones H, et al. Engineering a plant community to deliver multiple ecosystem services. *ECOLOGICAL APPLICATIONS* 2015; 25: 1034-1043.
- Sylla M, Hagemann N, Szezwanski S. Mapping trade-offs and synergies among peri-urban ecosystem services to address spatial policy. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & POLICY* 2020; 112: 79-90.
- Syswerda SP, Robertson GP. Ecosystem services along a management gradient in Michigan (USA) cropping systems. *AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT* 2014; 189: 28-35.
- Tamburini G, De Simone S, Sigura M, Boscutti F, Marini L. Soil management shapes ecosystem service provision and trade-offs in agricultural landscapes. *PROCEEDINGS OF THE ROYAL SOCIETY B-BIOLOGICAL SCIENCES* 2016; 283.
- Tribouillois H, Constantin J, Justes E. Cover crops mitigate direct greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY* 2018; 24: 2513-2529.
- Verbruggen E, Kiers ET, Bakelaar PNC, Roling WFM, van der Heijden MGA. Provision of contrasting ecosystem services by soil communities from different agricultural fields. *PLANT AND SOIL* 2012; 350: 43-55.
- Williams A, Hedlund K. Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient. *APPLIED SOIL ECOLOGY* 2014; 77: 1-8.
- Xu X, Liu J, Tan Y, Yang G. Quantifying and optimizing agroecosystem services in China's Taihu Lake Basin. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 2021; 277.
- Yu D, Qiao J, Shi P. Spatiotemporal patterns, relationships, and drivers of China's agricultural ecosystem services from 1980 to 2010: a multiscale analysis. *LANDSCAPE ECOLOGY* 2018; 33: 575-595.

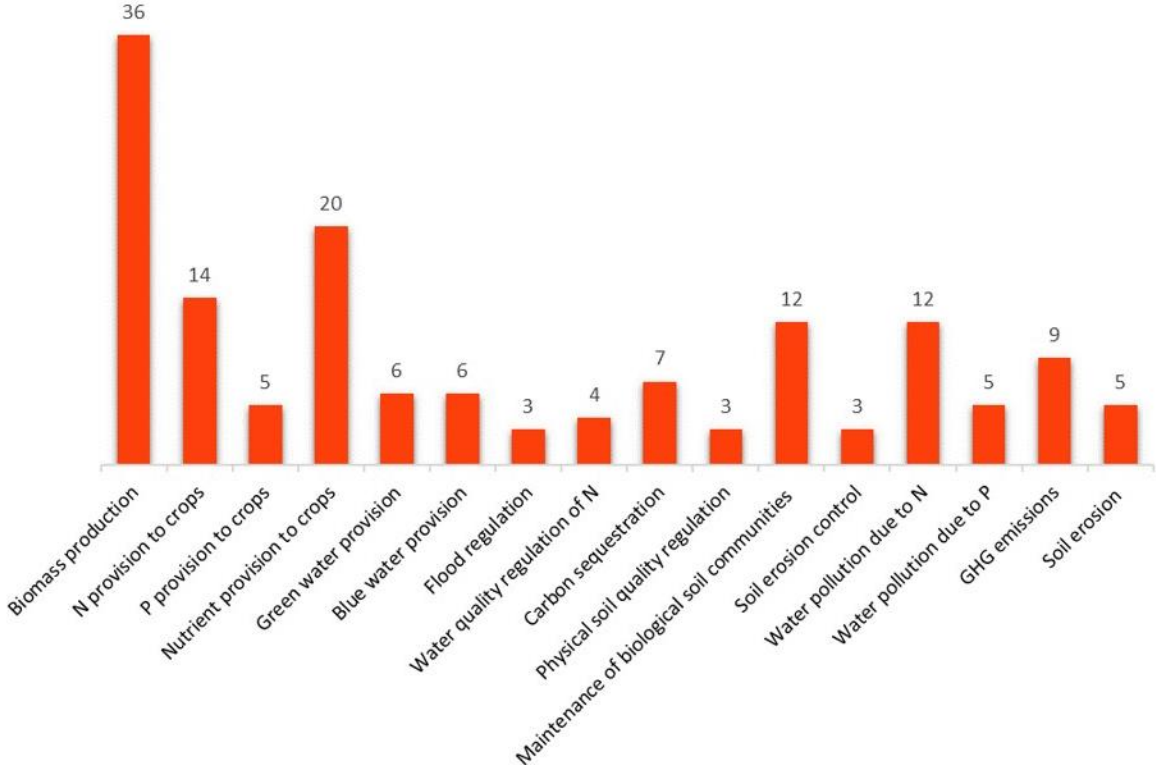
**Annexe 3:** Number of studies selected for the literature review by country.



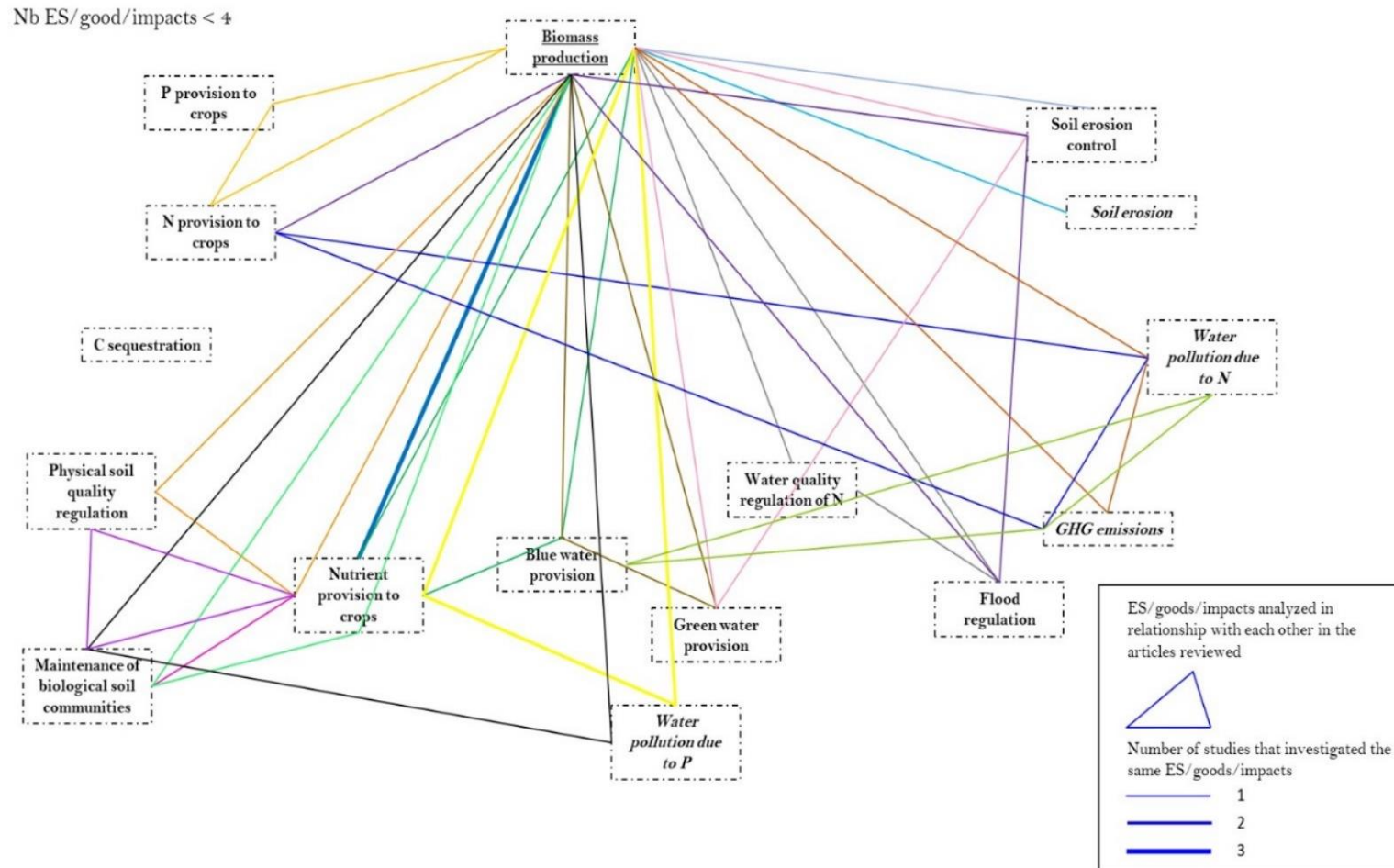
**Annexe 4:** Type of ES/good/impacts relationships analysed in the articles reviewed using the classification of [Obiang Ndong et al. \(2020\)](#). The total exceeds the number of articles reviewed since some of them investigated multiple relationships.



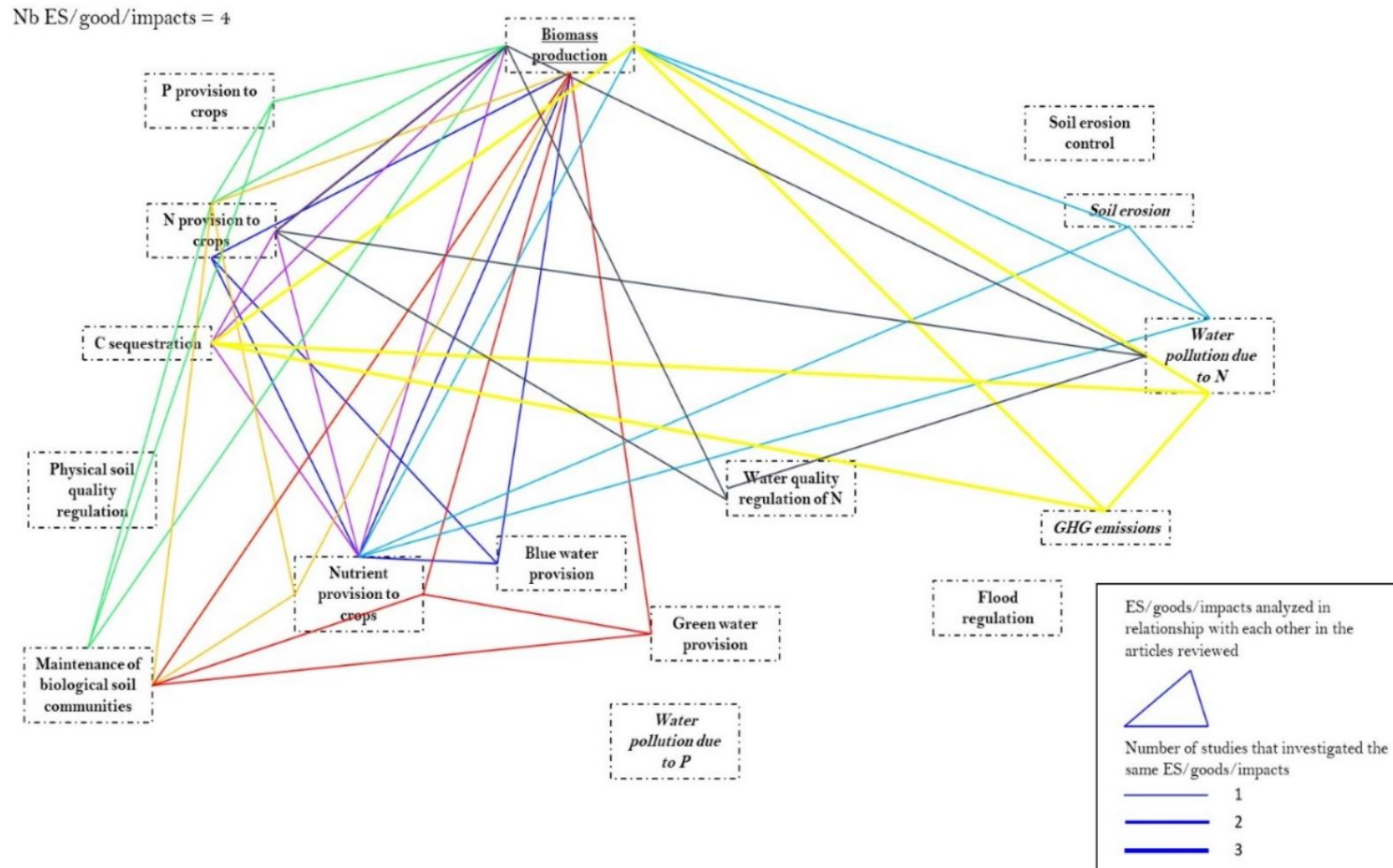
**Annexe 5:** Number of articles reviewed by soil-based ecosystem service (ES), good or impact according to the ontology we developed.



**Annexe 6:** Soil-based ecosystem services (ES), a good (Biomass production) and impacts analyzed in relationship with each other in the articles reviewed according to our ontology for a total number of ES/goods/impacts less than 4. When more than 2 ES/goods/impacts are concerned, it is possible that not all pairs were investigated (e.g. a study analyzed 3 ES named A, B and C and investigated the relationships between ES A and B; and between ES A and C but did not investigated the relationship between ES B and C).

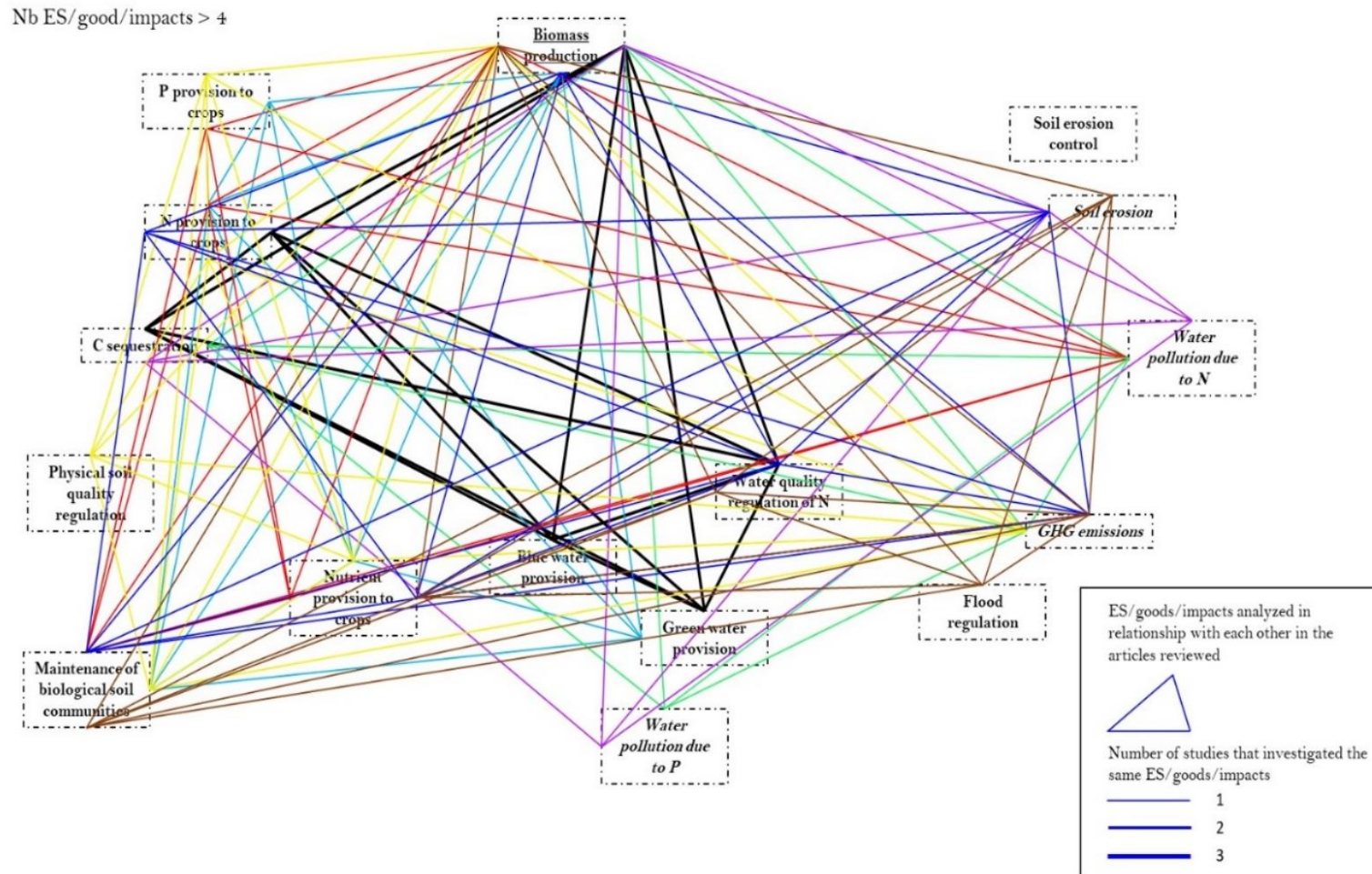


**Annexe 7:** Soil-based ecosystem services (ES), a good (Biomass production) and impacts analyzed in relationship with each other in the articles reviewed according to our ontology for a total number of 4 ES/goods/impacts. It is possible that not all pairs were investigated (e.g. a study analyzed 4 ES named A, B, C and D and investigated the relationships between ES A and all other ES; and between ES B and all other ES but did not investigated the relationship between ES C and D).

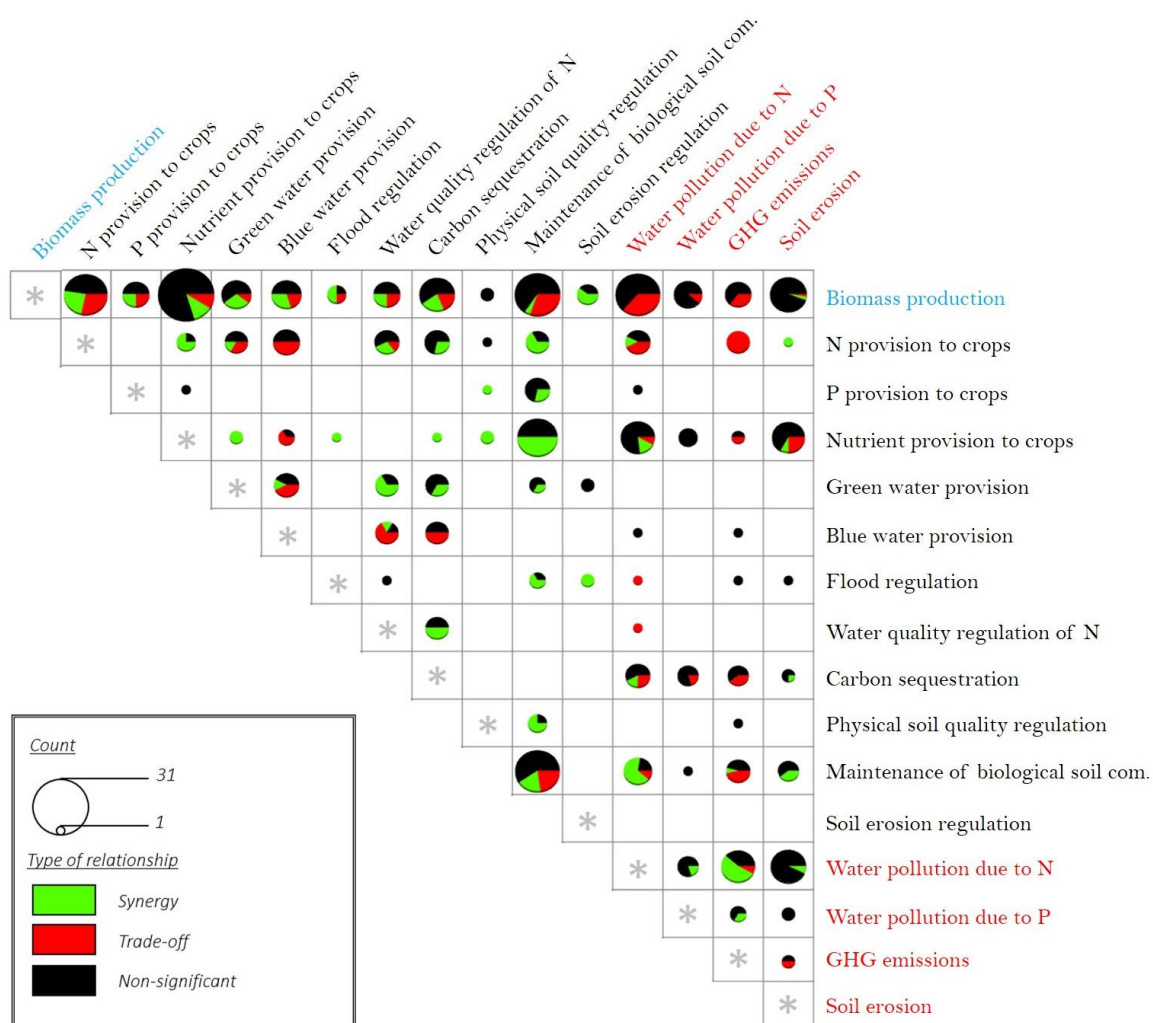




**Annexe 8:** Soil-based ecosystem services (ES), a good (Biomass production) and impacts analyzed in relationship with each other in the articles reviewed according to our ontology for a total number of ES/goods/impacts greater than 4. It is possible that not all pairs were investigated (e.g. a study analyzed 5 ES named A, B, C, D and E and investigated the relationships between ES A and all other ES; and between ES B and all other ES but did not investigated the relationships between ES C, D and E).

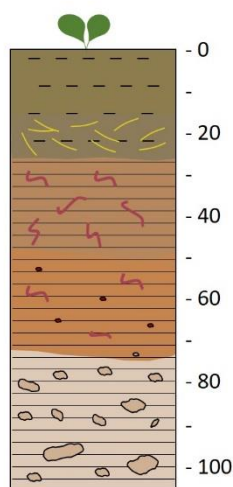


**Annexe 9:** Relationships between pairs of a soil-based ecosystem service (black text), a good (blue text) or an impact (red text) analyzed in the studies reviewed that exceeded a strength threshold of  $r = 0.50$ . N: nitrogen, P: phosphorus, GHG: greenhouse gas.



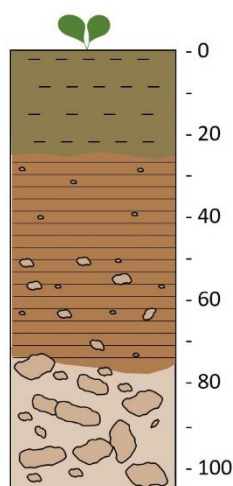


**Annexe 10 :** Description des profils de sol pour les 3 sols considérés dans nos analyses.



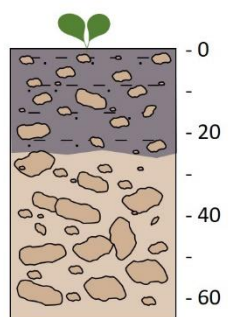
Néoluvisol

Prof	Texture	Description
0-15 cm	LA	Horizon de travail du sol, limon argileux, brun, très humide, très poreux
15-28 cm	LA	Ancien horizon de travail du sol, limon argileux, brun à brun gris, très similaire à l'horizon 0-15 cm mais un peu plus dense, très poreux, présence de nombreuses pailles enfouies, humide
28-50 cm	AL	Argile limoneuse, brun-jaune, très poreux, humide, présence de très nombreuses galeries de verres de terre (2 à 3 au dm <sup>2</sup> )
50-75 cm	AL	Argile lourde, brun jaune rougeâtre avec faces luisantes et revêtements organiques, présence de quelques concrétions tendres (Fe-Mn), présence de nombreuses racines et d'un peu moins de galeries de verres que dans l'horizon 28-50 cm, humide
> 75 cm	/	Mélange d'argiles et d'altération calcaire, horizon très ondulé, beige-jaune, présence de nombreux cailloux calcaires tous émoussés



Calcisol

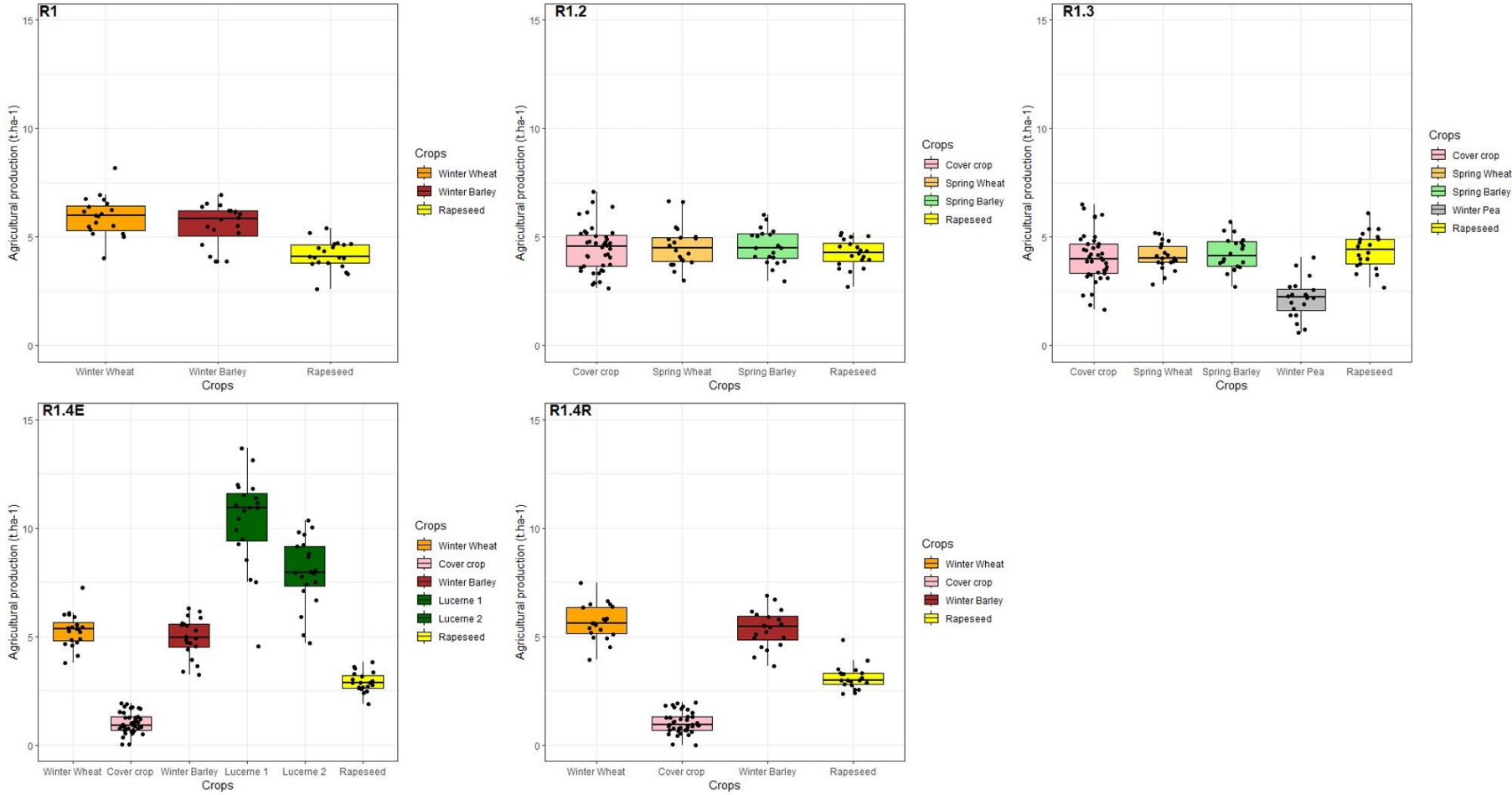
Prof	Texture	Description
0-15 cm	LA	Horizon de travail du sol, limon argileux, brun, très poreux, structure très fine, pas de cailloux / pierrosité de surface d'environ 5%
15-25 cm	LA+	Ancien horizon de travail du sol, limon argileux, brun, très poreux, très similaire à l'horizon 0-15 cm mais structure anguleuse un peu plus tassée
25-45/50 cm	AL	Argile limoneuse, brun-orangé, poreux, présence de quelques graviers, pas de cailloux
45/50-75 cm	AL	Argile limoneuse, brun orangé, poreux, présence de graviers et cailloux calcaires avec quelques traces d'hydromorphie à 50 cm (même horizon que l'horizon 25-50 cm)
> 75 cm	/	Calcaire altéré, fissuré à nombreux cailloux et blocs calcaires



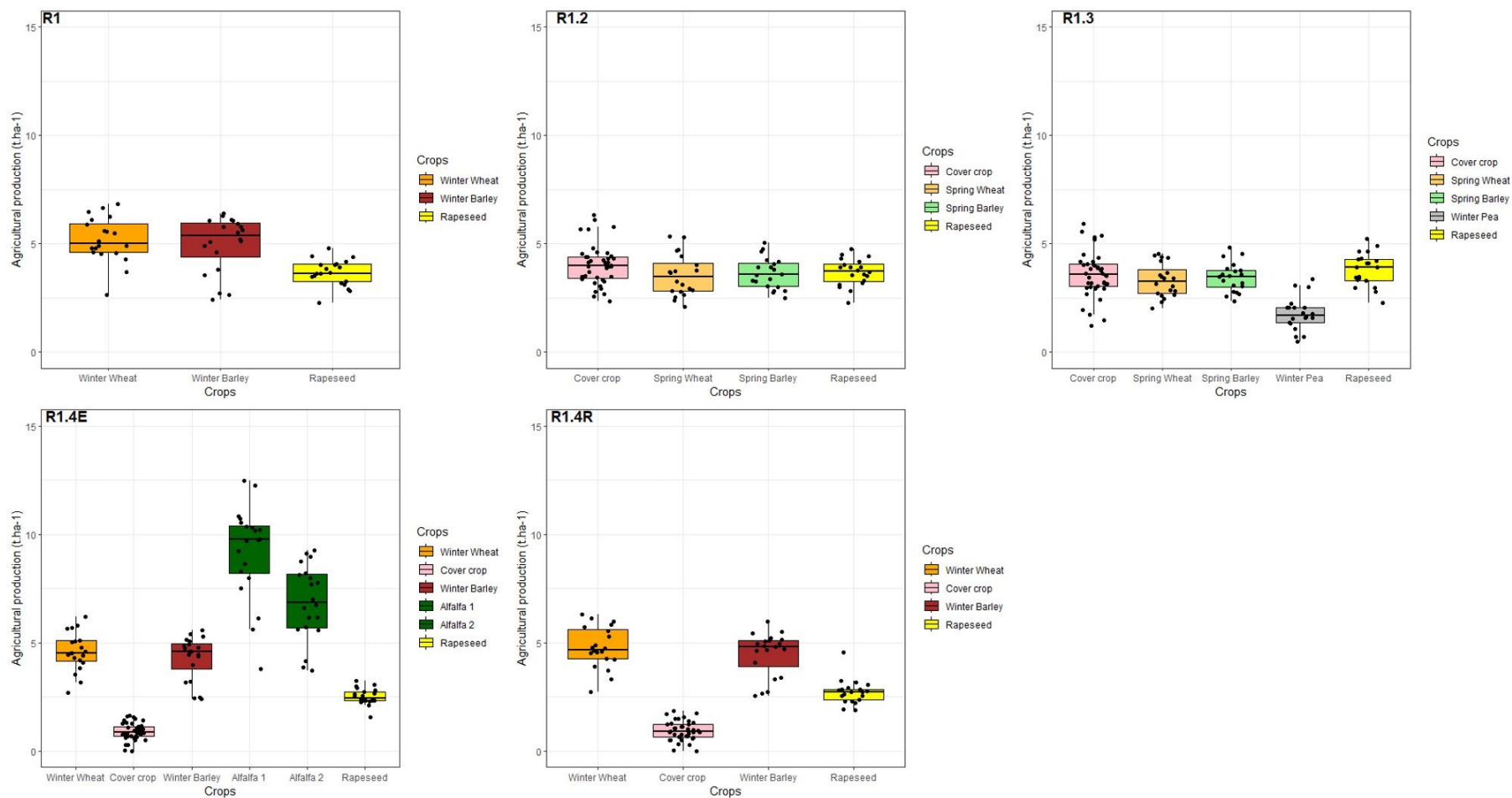
Rendosol

Prof	Texture	Description
0-25 cm	LA	Limon argilo-sableux, brun gris, très poreux, très nombreux cailloux calcaires, passage d'un broyeur à pierres induisant une pierrosité de surface de 70-80%
25-50/60 cm		Limon argilo-sableux, beige jaunâtre, fortement calcaire, très nombreux cailloux et pierres calcaires (60-80%)

**Annexe 11:** Agricultural production ( $t \cdot ha^{-1}$ ) per crop and rotation for the rapeseed-base systems, for the simulations performed on past climate (2002-2021) on the Neoluvisol. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil.

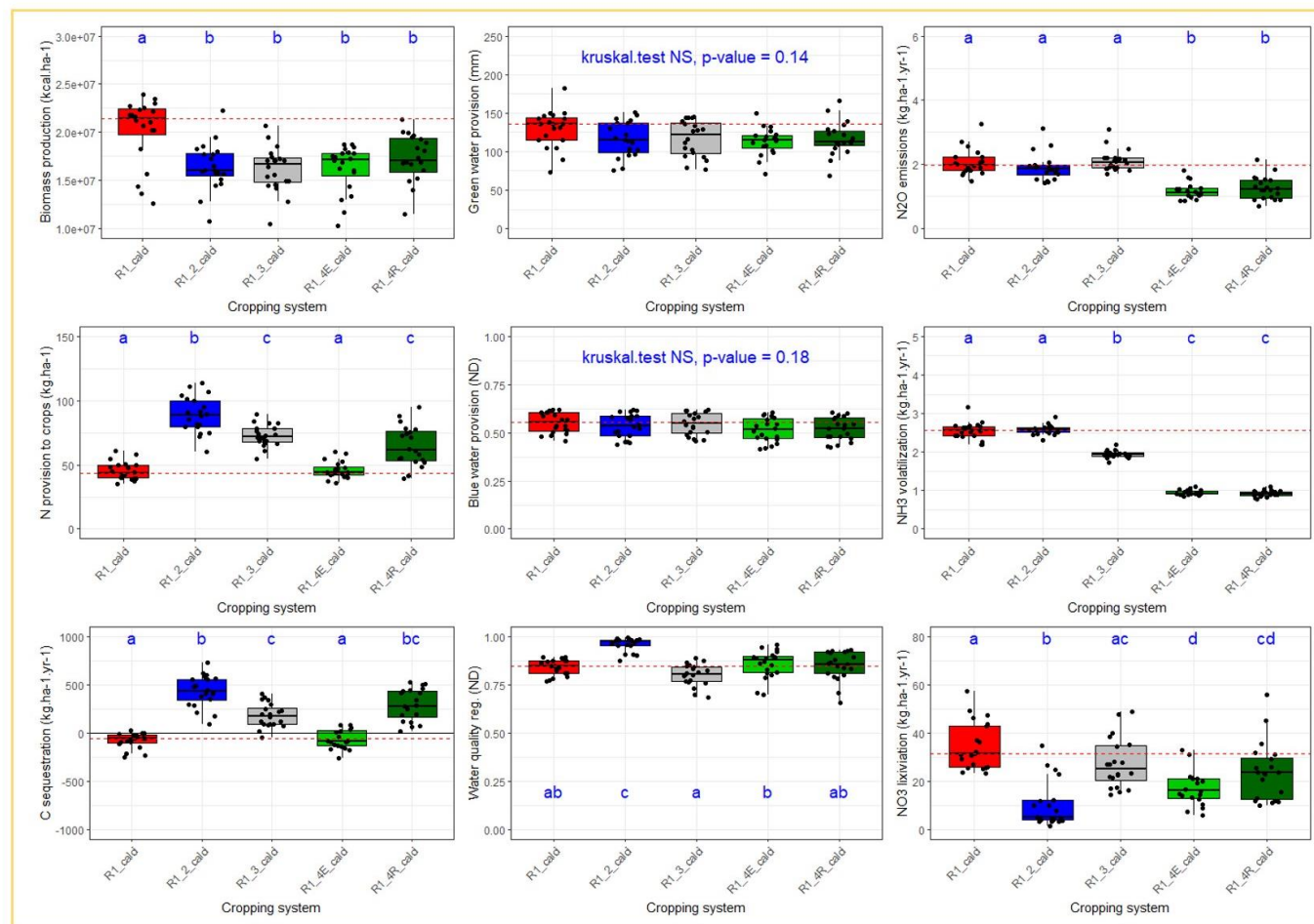


**Annexe 12:** Agricultural production ( $t \cdot ha^{-1}$ ) per crop and rotation for the rapeseed-base systems, for the simulations performed on past climate (2002–2021) on the Calcisol. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil.

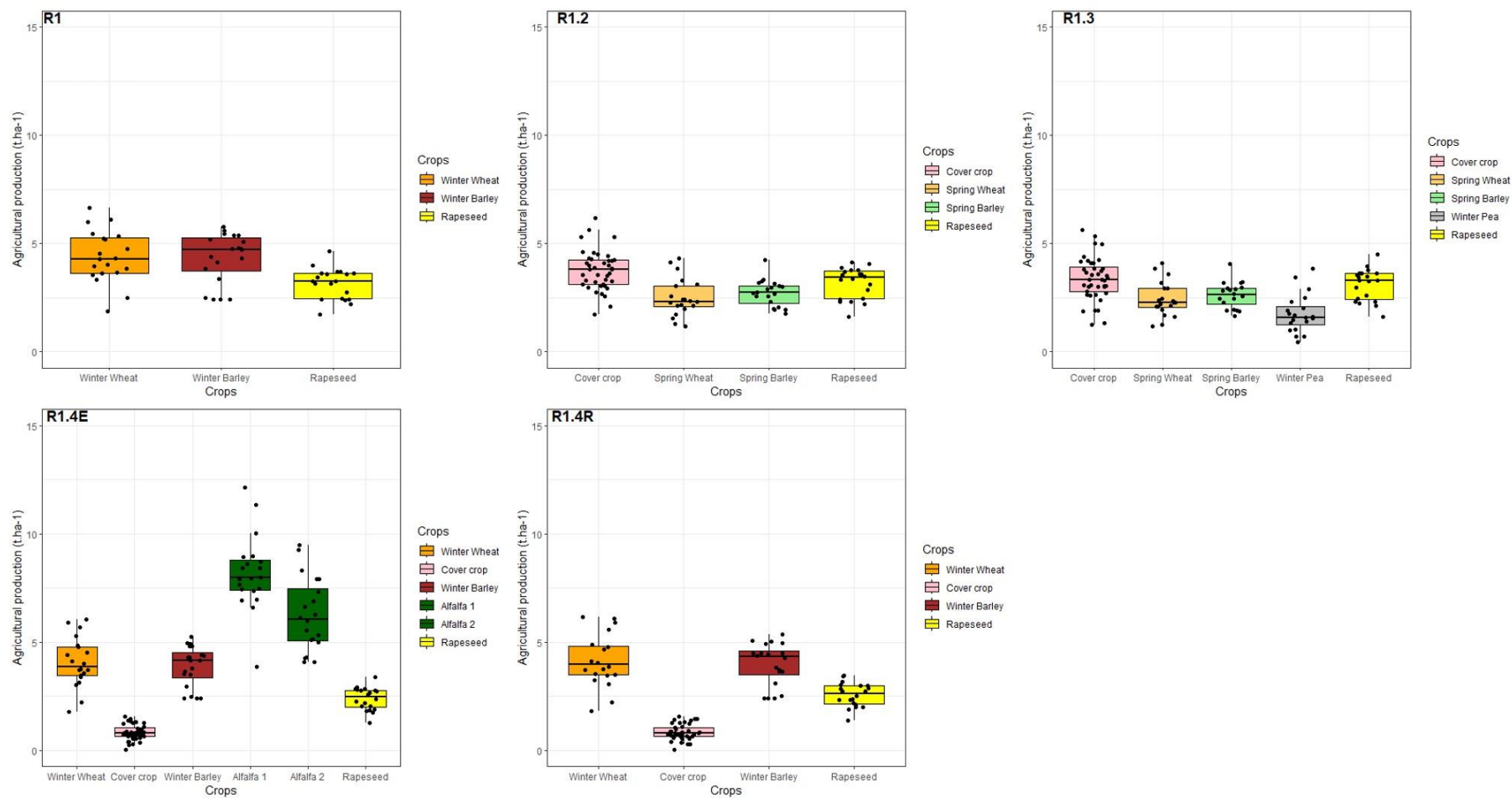


**Annexe 13:** Effects of the cropping system on the levels of ES/goods/impacts for the rapeseed-based systems on the Calcisol. Indicators were calculated on an annual basis from 2002 to 2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil. The dotted red lines correspond to the median values of the reference rotation, for each indicator.

*Rapeseed-based cropping systems – Calcisol*

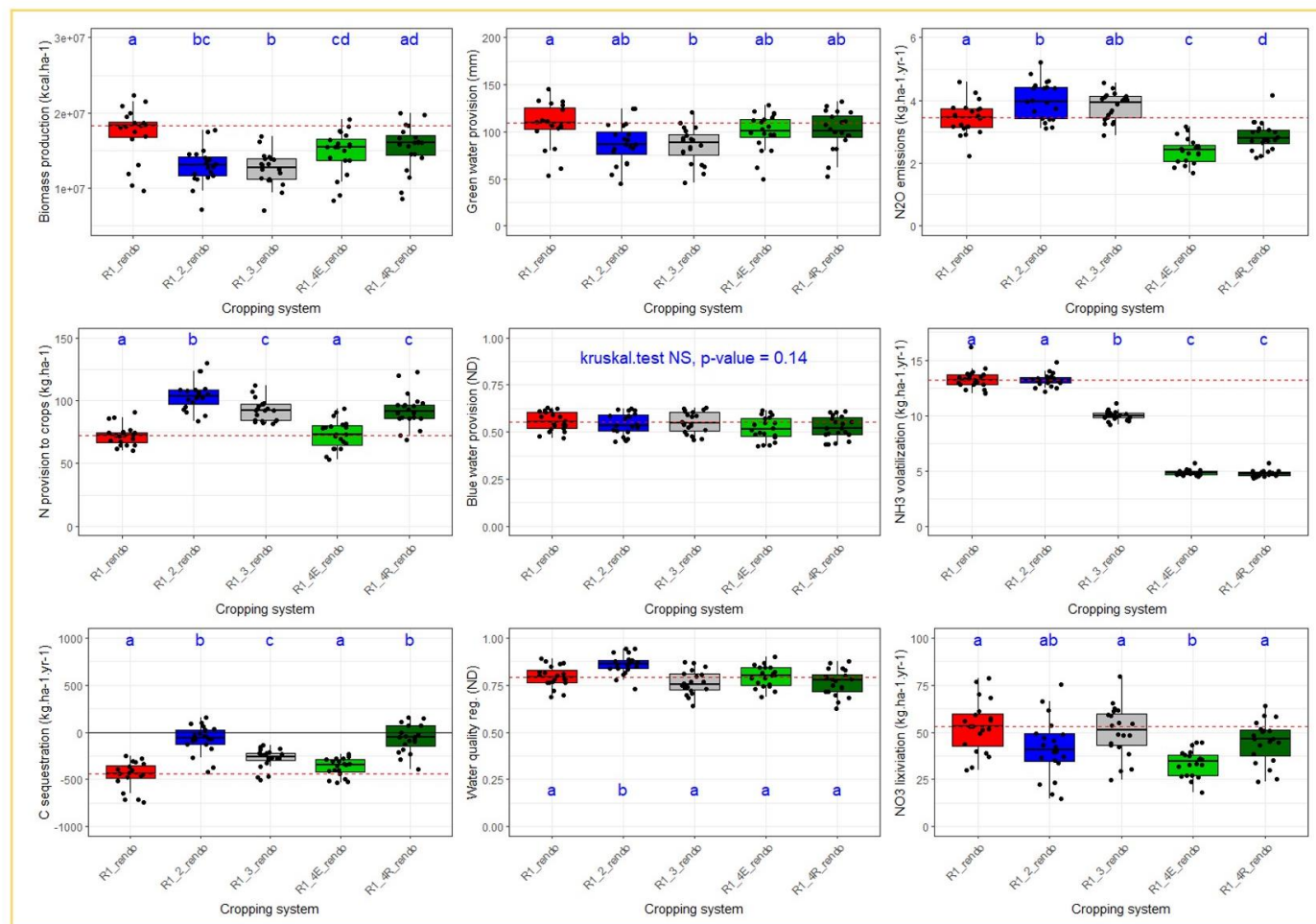


**Annexe 14:** Agricultural production ( $t \cdot ha^{-1}$ ) per crop and rotation for the rapeseed-based systems, for the simulations performed on past climate (2002-2021) on the Rendosol. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil.



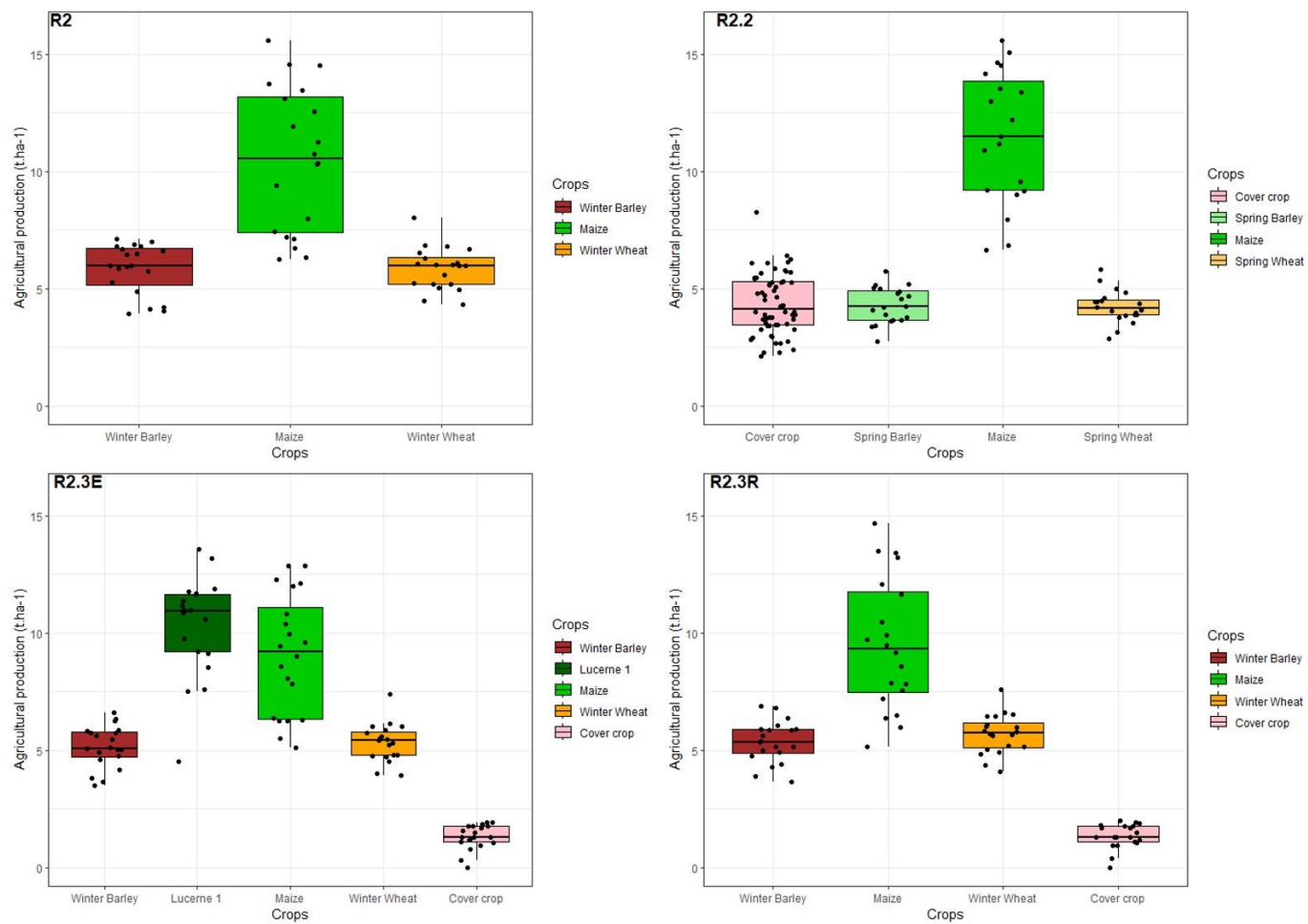
**Annexe 15:** Effects of the cropping system on the levels of ES/goods/impacts for the rapeseed-based systems on the Rendosol. Indicators were calculated on an annual basis from 2002 to 2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil. The dotted red lines correspond to the median values of the reference rotation, for each indicator.

*Rapeseed-based cropping systems – Rendosol*

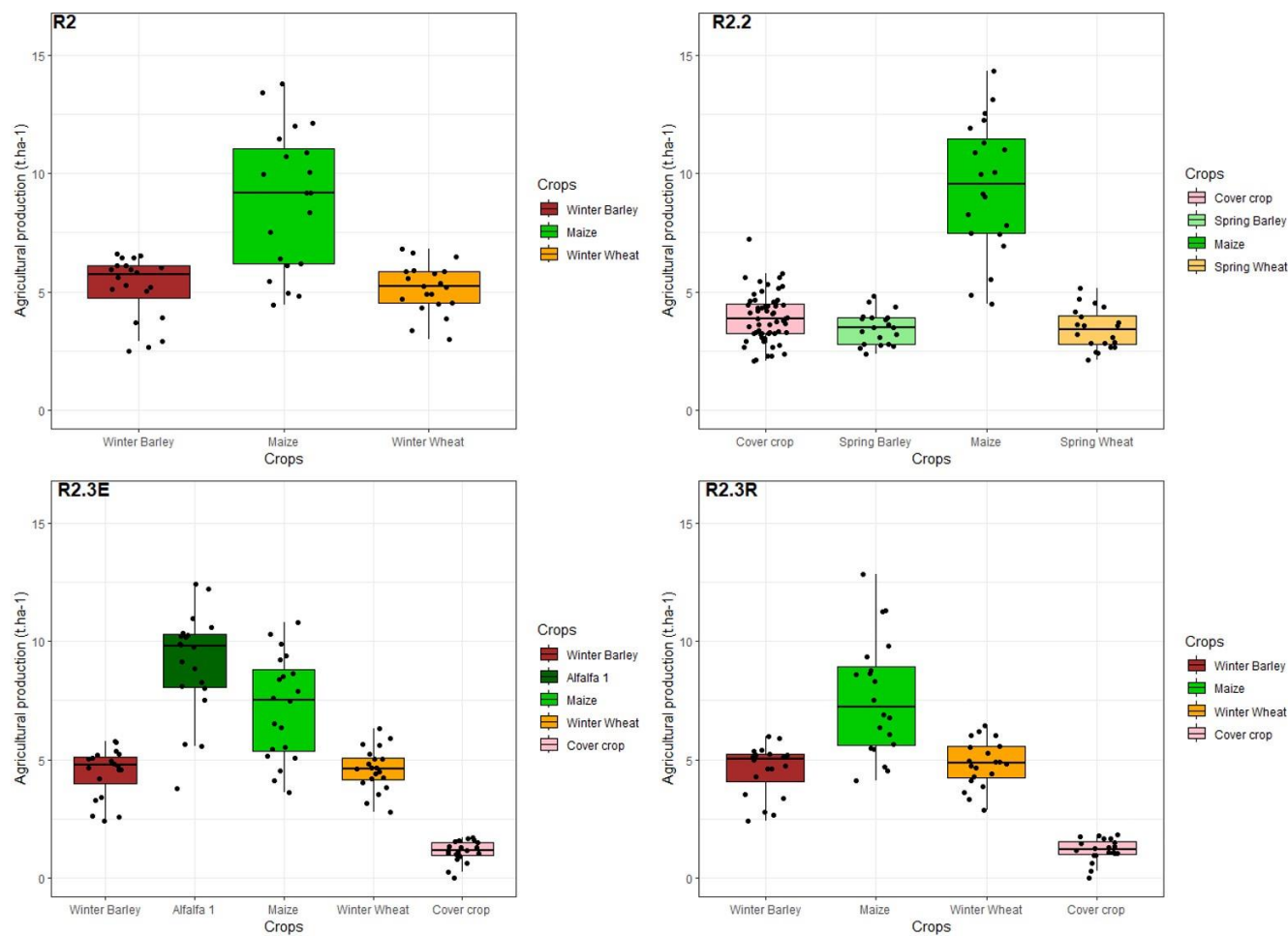




**Annexe 16:** Agricultural production (t.ha<sup>-1</sup>) per crop and rotation for the Maize-based systems, for the simulations performed on past climate (2002-2021) on the Neoluvisol. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil.



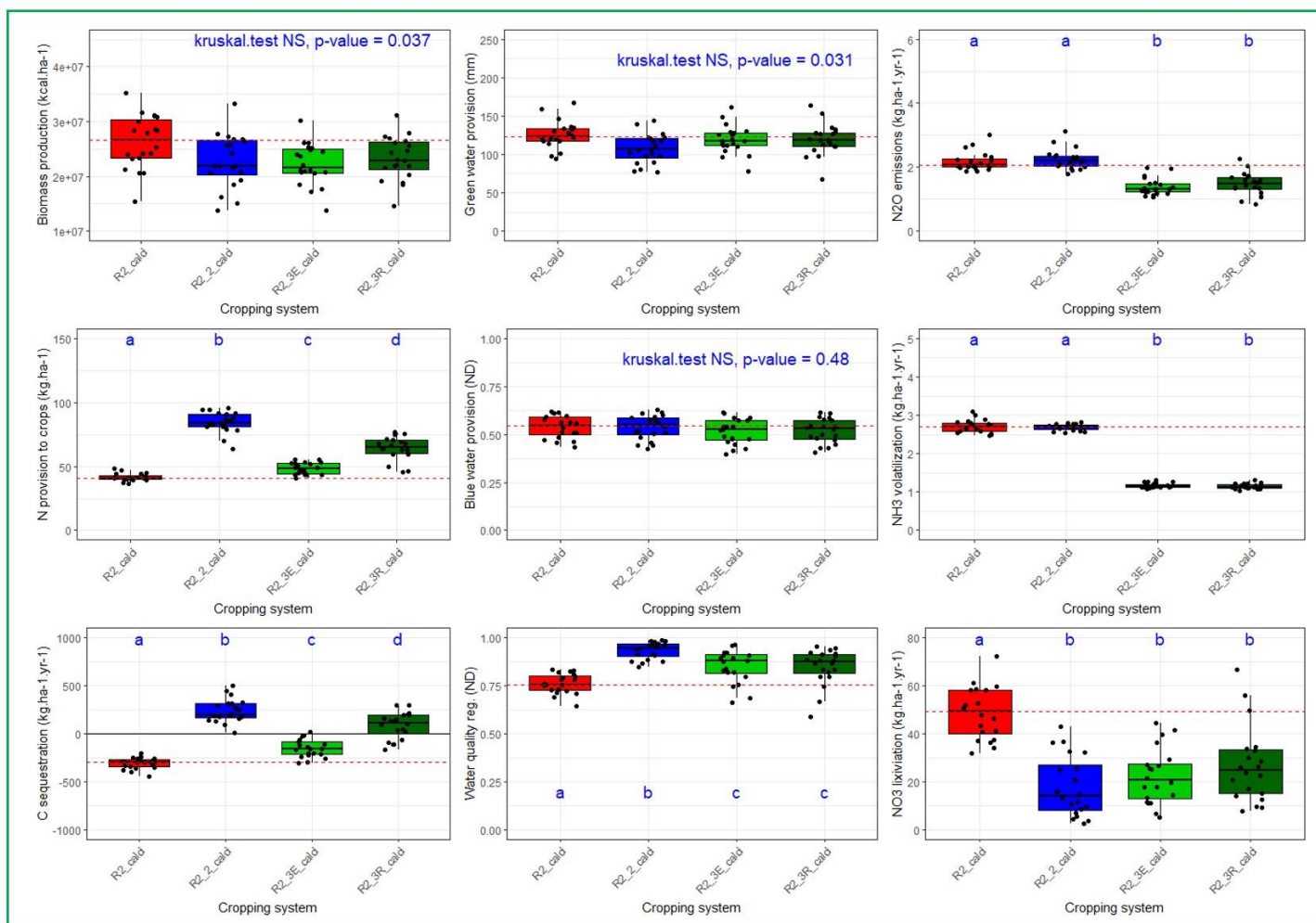
**Annexe 17:** Agricultural production (t.ha<sup>-1</sup>) per crop and rotation for the Maize-based systems, for the simulations performed on past climate (2002-2021) on the Calcisol. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil.



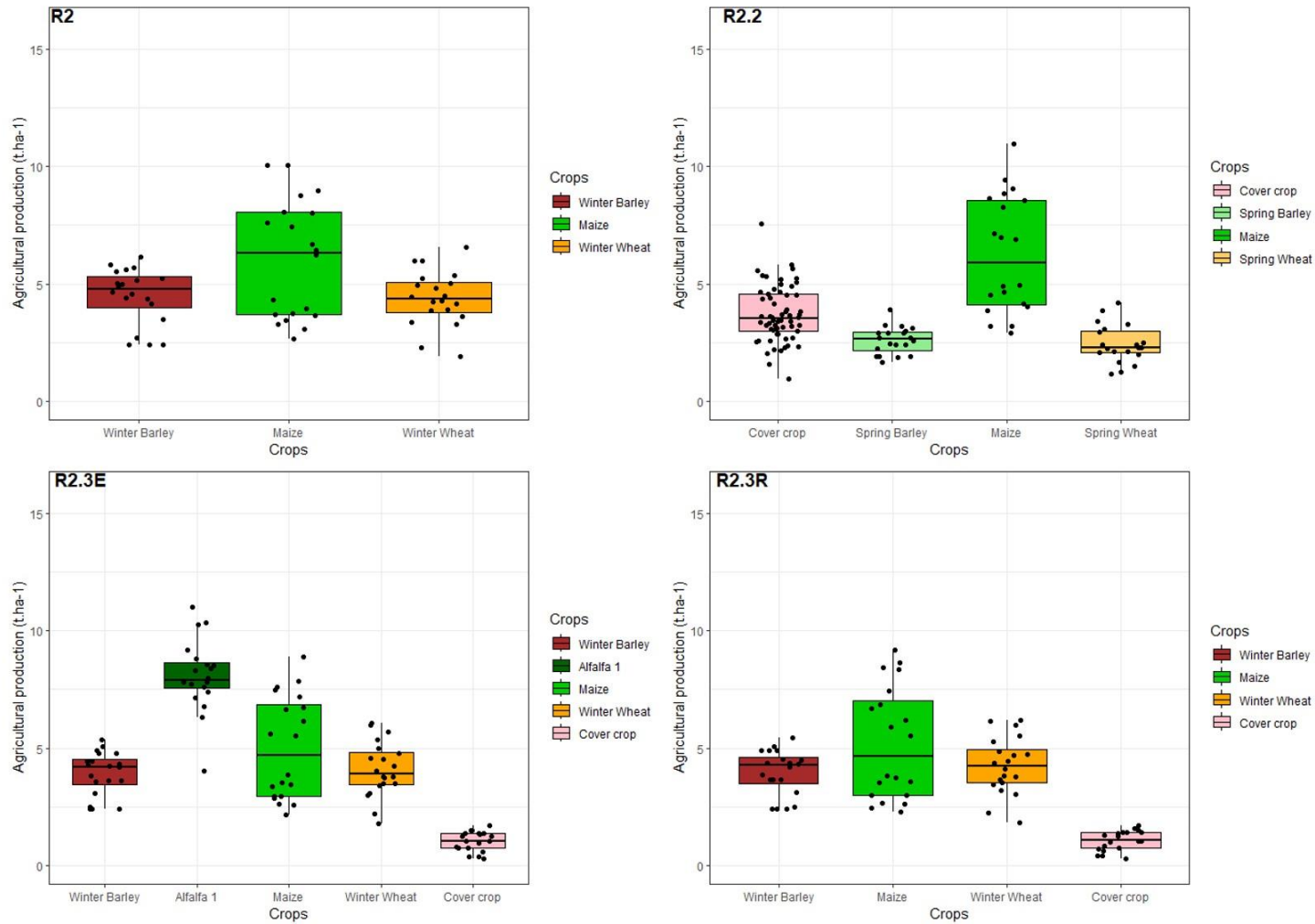


**Annexe 18:** Effects of the cropping system on the levels of ES/goods/impacts for the Maize-based systems, on the Calcisol. Indicators were calculated on an annual basis from 2002 to 2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil. The dotted red lines correspond to the median values of the reference rotation, for each indicator.

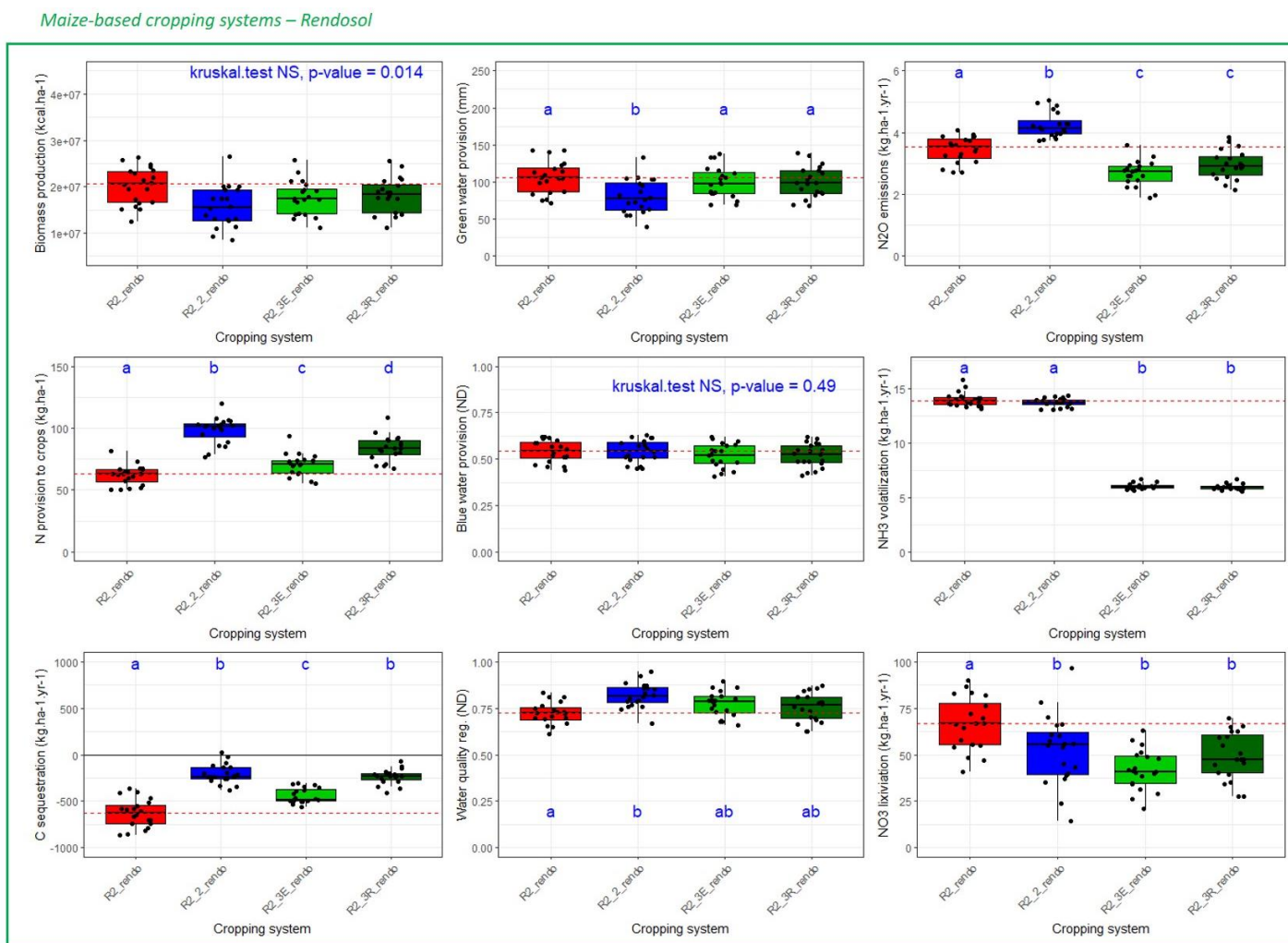
*Maize-based cropping systems – Calcisol*



**Annexe 19:** Agricultural production ( $t \cdot ha^{-1}$ ) per crop and rotation for the Maize-based systems, for the simulations performed on past climate (2002–2021) on the Rendosol. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil.



**Annexe 20:** Effects of the cropping system on the levels of ES/goods/impacts for the Maize-based systems, on the Rendosol. Indicators were calculated on an annual basis from 2002 to 2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil. The dotted red lines correspond to the median values of the reference rotation, for each indicator.



**Annexe 21:** Mean levels of agricultural production, ES and impacts provided by both rapeseed-based and maize-based reference and agroecological systems, on the three soil types. BP: Biomass production, NPTC: N provision to crops, C\_seq: C sequestration, GWP: Green water provision, BWP: Blue water provision, WQRTN: Water quality regulation of N, NO<sub>3</sub>: NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation, NH<sub>3</sub>: NH<sub>3</sub> volatilization, N<sub>2</sub>O: N<sub>2</sub>O emissions.

	<b>Cropping systems</b>	<b>Soil type</b>	<b>BP (kcal.ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>NPTC (kg.ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>C seq (kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>)</b>	<b>GWP (mm)</b>	<b>BWP (ND)</b>	<b>WQRTN (ND)</b>	<b>NO<sub>3</sub> (kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>)</b>	<b>NH<sub>3</sub> (kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>)</b>	<b>N<sub>2</sub>O (kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>)</b>
<b>Rapeseed-based systems</b>	Rapeseed-Reference (R1)	Neoluisol	2.28 <sup>e7</sup> ±2.85 <sup>e6</sup>	64.58±6.26	-286.2±121.8	151.7±21.6	0.54±0.06	0.81±0.04	48.2±11.1	7.6±0.7	2.9±0.6
		Calcisol		45.23±6.97	-77.7±80.2	129.5±24.4	0.55±0.05	0.84±0.04	34.6±10.0	2.6±0.2	2.0±0.4
		Rendosol		72.36±8.17	-455.8±145.7	107.2±23.5	0.56±0.05	0.80±0.06	53.2±13.8	13.3±0.9	3.4±0.5
	Long CC (R1.2)	Neoluisol		126.29±15.20	187±174.8	142.9±19.8	0.52±0.07	0.95±0.04	15.2±13.5	7.7±0.4	2.9±0.7
		Calcisol		88.96±14.14	434.7±164.3	115.4±22.6	0.54±0.06	0.96±0.03	10.1±9.5	2.6±0.1	1.9±0.4
		Rendosol		104.25±11.78	-73.3±149.2	87.3±21.3	0.54±0.06	0.86±0.05	41.6±15.7	13.2±0.6	4.0±0.6
	Long CC +Pea (R1.3)	Neoluisol		102.61±8.22	-44.4±119	143.4±20.4	0.53±0.07	0.79±0.06	41.2±12.6	5.8±0.3	3.3±0.5
		Calcisol		72.74±8.31	184.7±125.1	116.5±23.2	0.55±0.06	0.80±0.06	27.4±10.3	1.9±0.1	2.1±0.3
		Rendosol		92.33±8.61	-278±104.1	85.4±19.2	0.55±0.06	0.76±0.06	50.5±13.5	10.0±0.4	3.8±0.5
	Alfalfa exported (R1.4E)	Neoluisol		67.75±8.69	-244.6±92.8	131.5±14.6	0.50±0.07	0.85±0.07	24.5±8.4	2.8±0.2	1.6±0.3
		Calcisol		45.87±6.44	-63.12±100.1	112.9±17.5	0.51±0.06	0.86±0.07	17.2±7.1	1.0±0.06	1.2±0.3
		Rendosol		73.18±11.30	-365.3±96.8	99.8±20.1	0.52±0.06	0.80±0.06	33.6±7.1	4.9±0.3	2.4±0.4
	Alfalfa incorporated (R1.4R)	Neoluisol		95.48±14.52	71.83±139.8	135.5±19.1	0.50±0.07	0.82±0.07	36.8±14.2	2.7±0.3	1.8±0.4
		Calcisol		64.75±15.56	296.2±164.5	117.0±21.9	0.52±0.06	0.85±0.08	24.0±12.1	0.9±0.1	1.3±0.4
		Rendosol		92.54±13.42	-62.05±148.0	101.7±20.7	0.52±0.06	0.77±0.07	45.0±11.1	4.8±0.3	2.9±0.5
<b>Maize-based systems</b>	Maize-Reference (R2)	Neoluisol		54.33±6.98	-466.4±162.1	149.2±16.5	0.53±0.06	0.74±0.04	58.1±9.3	8.1±0.5	2.8±0.4
		Calcisol		41.50±2.93	-309.4±58.9	125.8±18.2	0.54±0.06	0.76±0.05	48.5±10.8	2.7±0.2	2.2±0.3
		Rendosol		61.97±8.01	-630.8±150.7	106.1±21.7	0.54±0.06	0.72±0.06	67.1±14.3	14.0±0.7	3.5±0.4
	Long CC (R2.2)	Neoluisol		114.43±9.51	19.17±128.6	133.9±16.3	0.52±0.07	0.93±0.04	23.8±12.9	8.0±0.3	3.2±0.5
		Calcisol		84.51±7.95	238.4±122.5	107.3±19.1	0.54±0.06	0.93±0.04	17.9±12.6	2.7±0.1	2.3±0.3
		Rendosol		98.36±10.67	-207.9±103.4	80.7±23.1	0.54±0.06	0.82±0.07	52.7±18.9	13.7±0.4	4.2±0.4
	Alfalfa exported (R2.3 <sup>E</sup> )	Neoluisol		66.66±6.57	-311.7±90.9	140.9±16.9	0.50±0.07	0.85±0.07	27.8±10.4	3.5±0.2	1.8±0.3
		Calcisol		48.36±4.49	-151.8±92.7	118.9±18.5	0.51±0.07	0.85±0.09	22.3±11.6	1.2±0.1	1.4±0.3

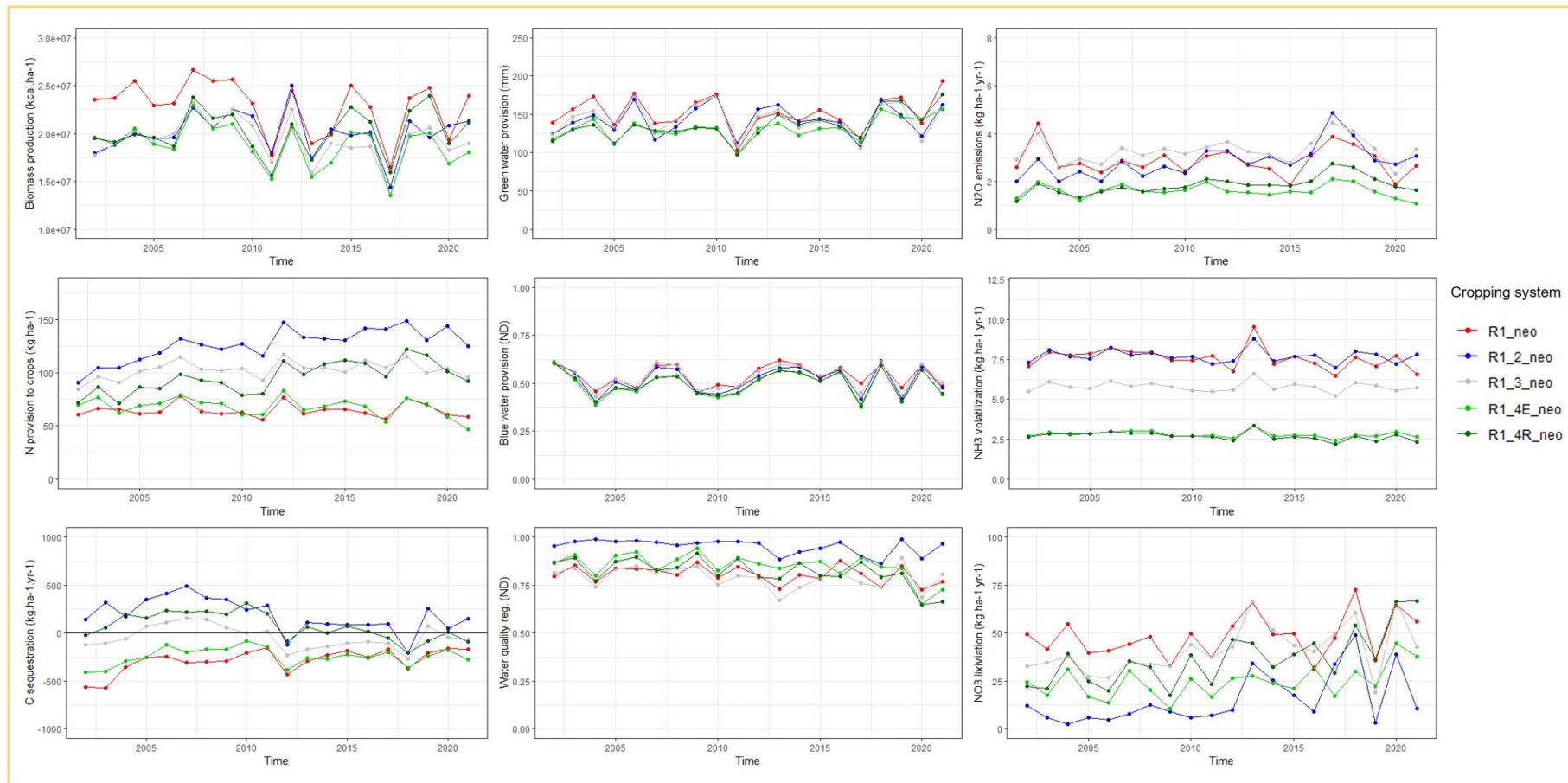
Alfalfa incorporated (R2.3R)	Rendosol	70.66±8.86	-443.4±79.7	99.7±20.9	0.52±0.06	0.77±0.07	41.7±10.9	6.0±0.3	2.7±0.4
	Neoluvisol	89.45±9.35	-119.3±94.9	141.2±19.4	0.50±0.07	0.83±0.07	36.8±13.8	3.4±0.2	2.0±0.4
	Calcisol	64.55±9.20	86.2±137.5	119.1±20.4	0.52±0.06	0.85±0.09	26.9±15.8	1.1±0.1	1.5±0.4
	Rendosol	83.80±10.22	-235.5±79.0	100.5±20.8	0.52±0.06	0.75±0.08	49.3±12.8	5.9±0.3	3.0±0.5

**Annexe 22:** Differences in the amount of biomass production (means and standard deviations) between the reference systems and agroecological systems before and after 2011. Standard deviations highlight the temporal fluctuations of biomass production for the different cropping systems. R1: Rapeseed-based reference cropping system, R1.2: Rapeseed-based long CC system, R1.3: Rapeseed-based system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: Rapeseed-based system with alfalfa exported, R1.4R: Rapeseed-based system with alfalfa incorporated to the soil, R2: Maize-based reference cropping system, R2.2: Maize-based long CC system, R2.3E: Maize-based system with alfalfa exported, R2.3R: Maize-based system with alfalfa incorporated to the soil.

Means	Soil	Period	diff_R1_R1.2	diff_R1_R1.3	diff_R1_R1.4E	diff_R1_R1.4R	diff_R2_R2.2	diff_R2_R2.3E	diff_R2_R2.3R
	calcisol	2002-2010	4,94E+06	4,70E+06	4,38E+06	4,08E+06	4,62E+06	4,77E+06	4,35E+06
	calcisol	2011-2021	2,74E+06	3,42E+06	3,58E+06	2,16E+06	2,61E+06	3,45E+06	1,91E+06
	neoluvisol	2002-2010	4,05E+06	4,06E+06	4,56E+06	4,11E+06	3,12E+06	4,39E+06	3,74E+06
	neoluvisol	2011-2021	1,71E+06	3,12E+06	3,69E+06	1,53E+06	1,38E+06	3,11E+06	1,18E+06
	rendosol	2002-2010	5,07E+06	5,33E+06	2,70E+06	2,35E+06	5,00E+06	3,06E+06	2,81E+06
	rendosol	2011-2021	3,84E+06	4,34E+06	2,42E+06	1,64E+06	4,04E+06	2,20E+06	1,45E+06
Standard deviations	Soil	Period	diff_R1_R1.2	diff_R1_R1.3	diff_R1_R1.4E	diff_R1_R1.4R	diff_R2_R2.2	diff_R2_R2.3E	diff_R2_R2.3R
	calcisol	2002-2010	1,60E+06	1,56E+06	7,59E+05	9,97E+05	1,77E+06	1,03E+06	1,45E+06
	calcisol	2011-2021	2,66E+06	2,44E+06	1,38E+06	1,23E+06	2,28E+06	1,36E+06	9,62E+05
	neoluvisol	2002-2010	1,34E+06	1,15E+06	5,01E+05	7,91E+05	1,60E+06	1,01E+06	1,18E+06
	neoluvisol	2011-2021	2,27E+06	1,83E+06	1,11E+06	1,11E+06	2,19E+06	6,82E+05	9,29E+05
	rendosol	2002-2010	2,16E+06	2,02E+06	1,05E+06	1,25E+06	2,95E+06	1,58E+06	1,62E+06
	rendosol	2011-2021	2,39E+06	2,41E+06	9,33E+05	7,50E+05	1,91E+06	1,07E+06	9,27E+05

**Annexe 23:** Dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production for the rapeseed-based cropping systems, simulated on the Neoluvisol for the time period 2002-2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil.

Rapeseed-based cropping systems – Neoluvisol





**Annexe 24:** Smooth dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production, calculated using moving averages, for the rapeseed-based cropping systems, simulated on the Calcisol for the time period 2002–2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil.

*Rapeseed-based cropping systems – Calcisol – moving averages*





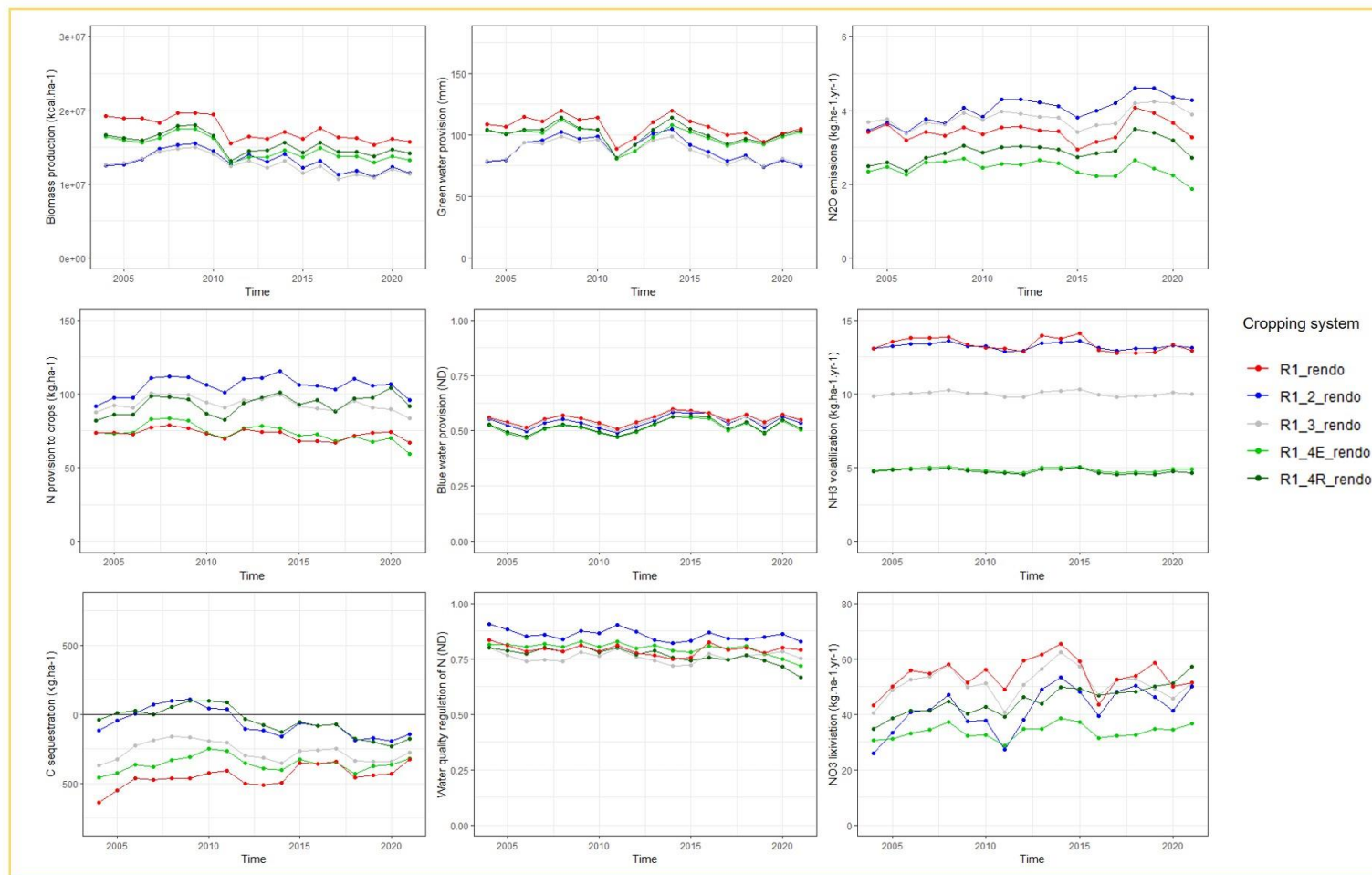
**Annexe 25:** Dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production for the rapeseed-based cropping systems, simulated on the Calcisol for the time period 2002-2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil.

*Rapeseed-based cropping systems – Calcisol*



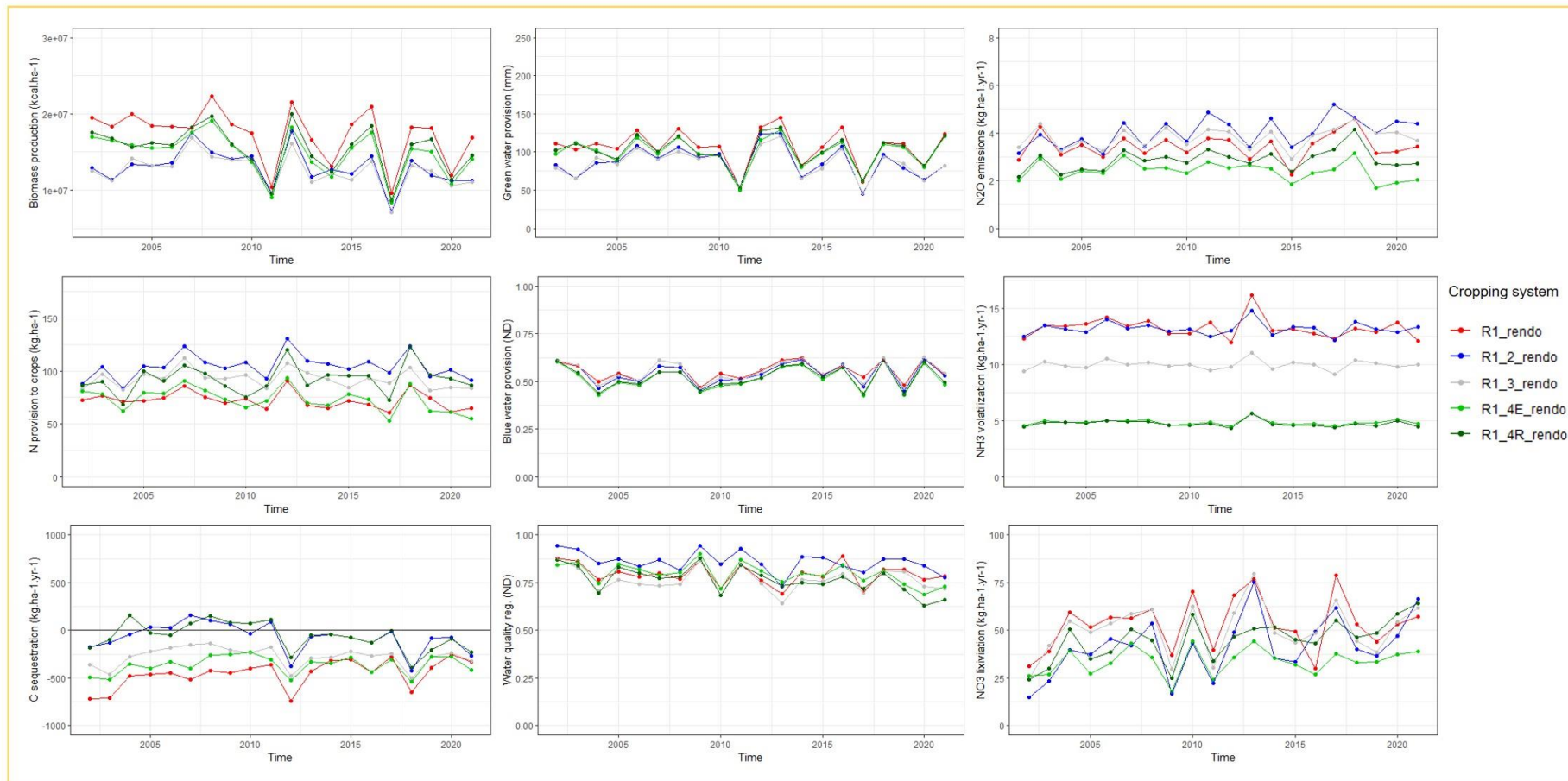
**Annexe 26:** Smooth dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production, calculated using moving averages, for the rapeseed-based cropping systems, simulated on the Rendosol for the time period 2002-2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil.

*Rapeseed-based cropping systems – Rendosol – moving averages*



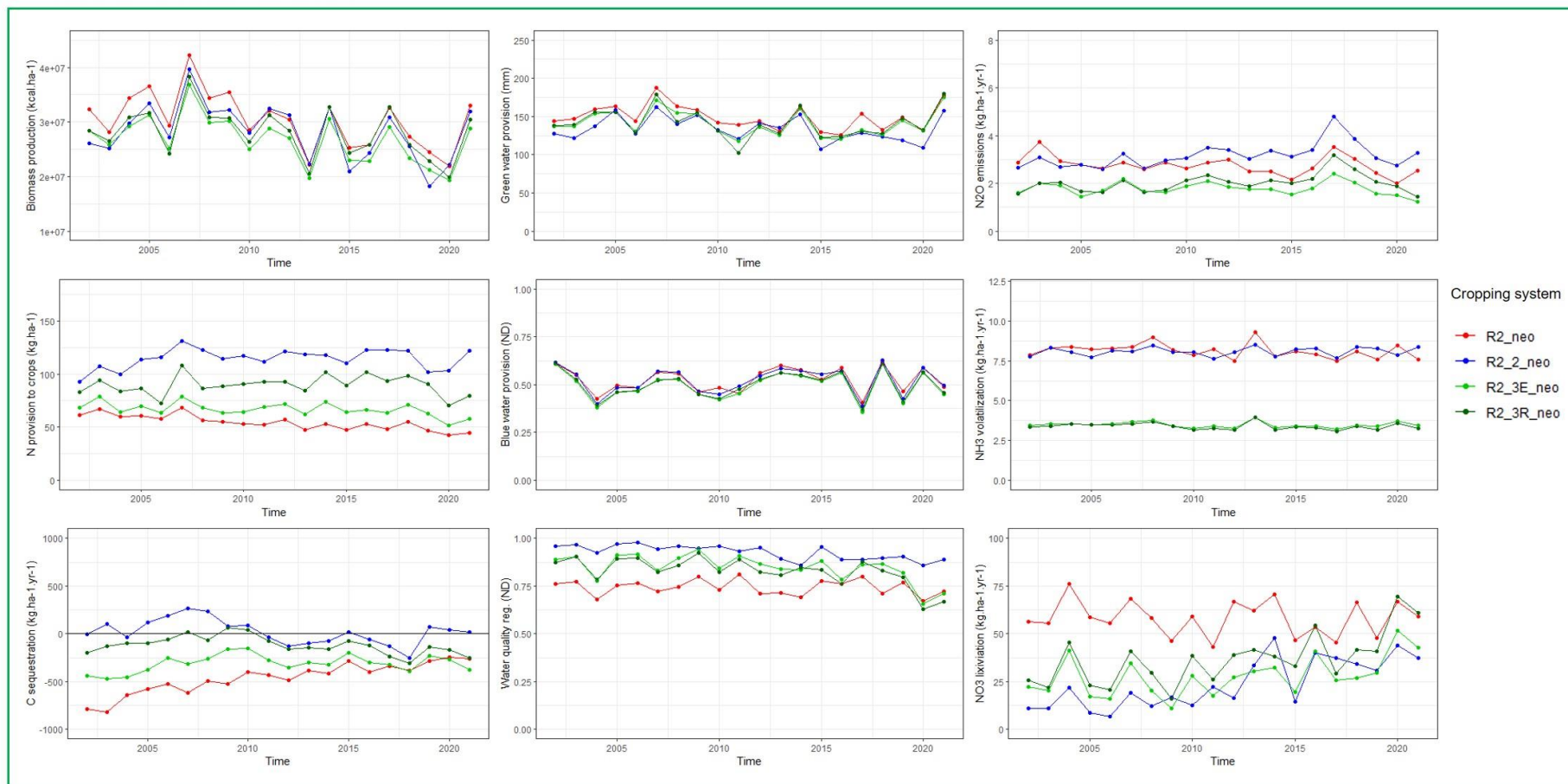
**Annexe 27:** Dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production for the rapeseed-based cropping systems, simulated on the Rendosol for the time period 2002-2021. R1: Reference cropping system, R1.2: long CC system, R1.3: system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: system with alfalfa exported, R1.4R: system with alfalfa incorporated to the soil.

*Rapeseed-based cropping systems – Rendosol*



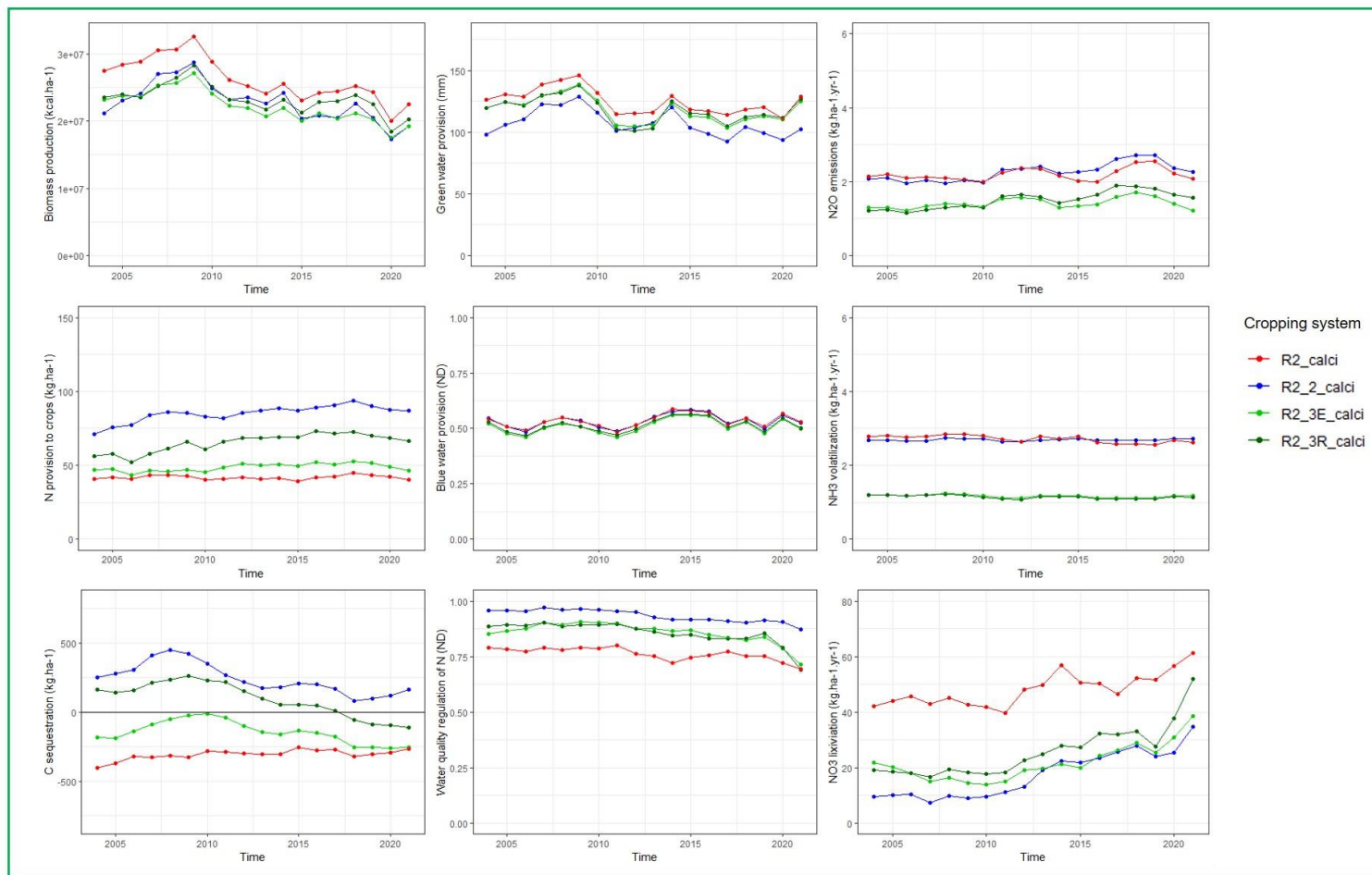
**Annexe 28:** Dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production for the maize-based cropping systems, simulated on the Neoluvisol for the time period 2002-2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil.

*Maize-based cropping systems – Neoluvisol*



**Annexe 29:** Smooth dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production, calculated using moving averages, for the maize-based cropping systems, simulated on the Calcisol for the time period 2002-2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil.

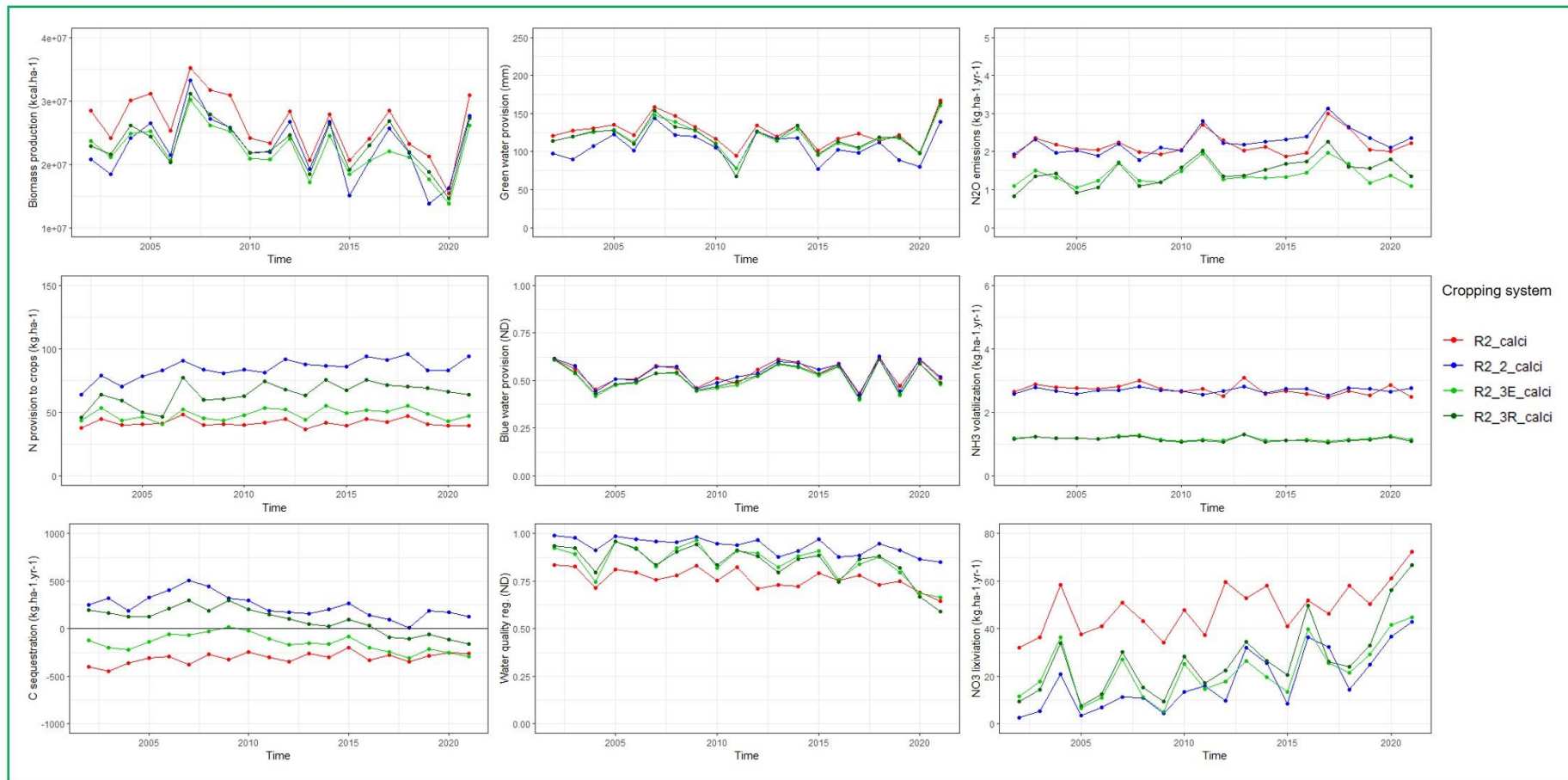
Maize-based cropping systems – Calcisol – moving averages





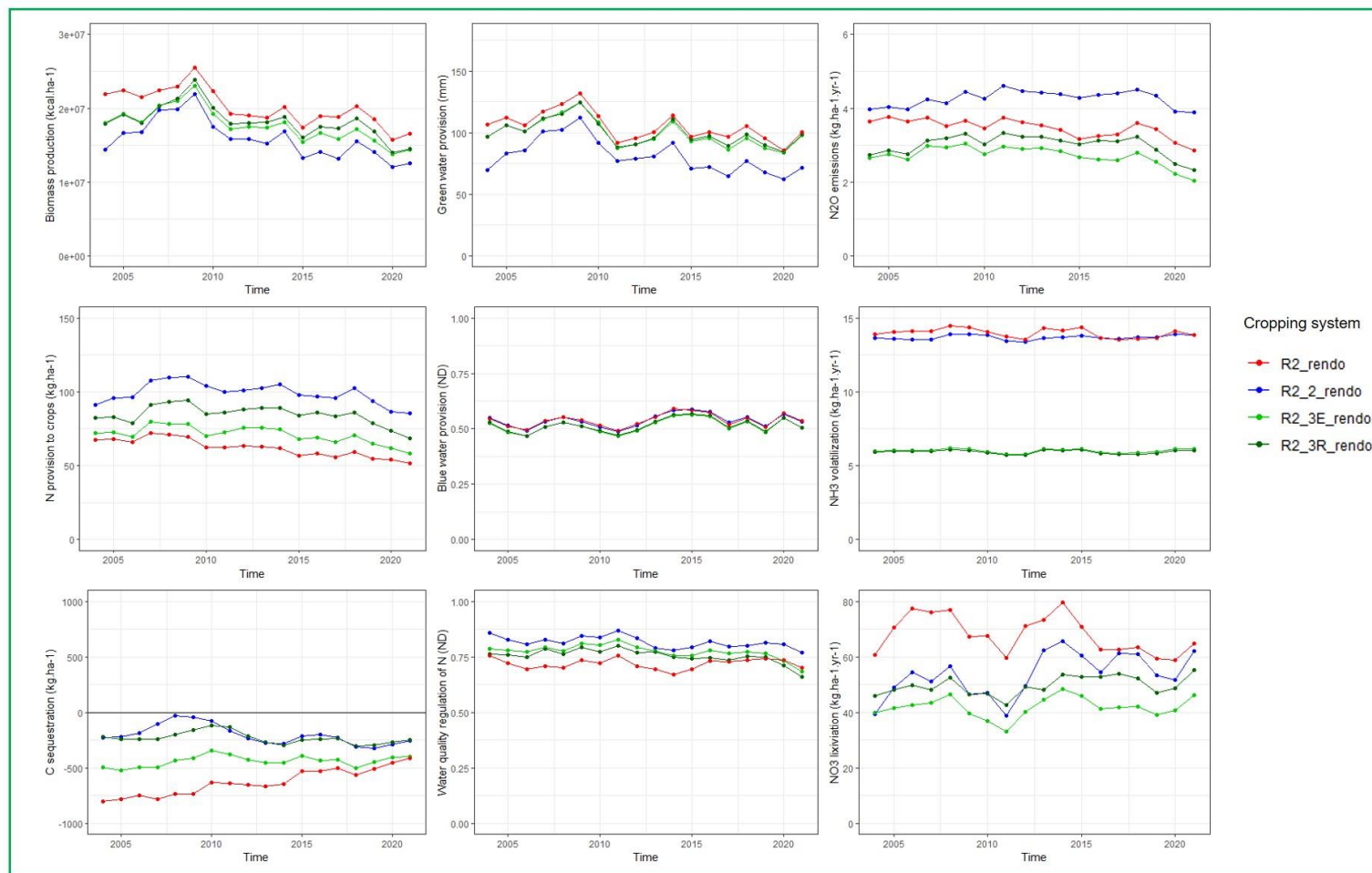
**Annexe 30:** Dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production for the maize-based cropping systems, simulated on the Calcisol for the time period 2002–2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil.

*Maize-based cropping systems – Calcisol*



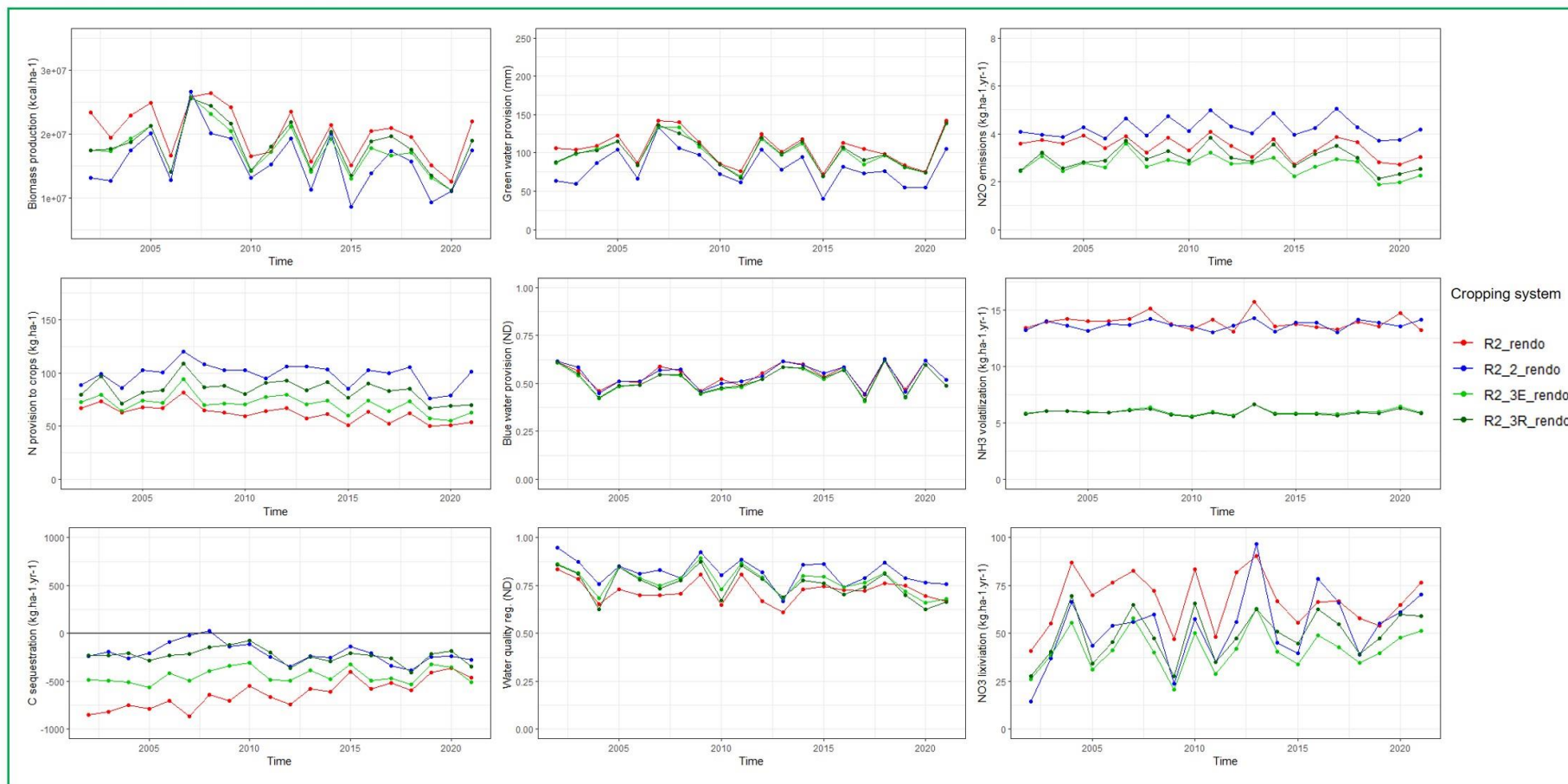
**Annexe 31:** Smooth dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production, calculated using moving averages, for the maize-based cropping systems, simulated on the Rendosol for the time period 2002–2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil.

*Maize-based cropping systems – Rendosol – moving averages*



**Annexe 32:** Dynamic provision of the ES, the impacts and agricultural production for the maize-based cropping systems, simulated on the Rendosol for the time period 2002-2021. R2: Reference cropping system, R2.2: long CC system, R2.3E: system with alfalfa exported, R2.3R: system with alfalfa incorporated to the soil.

*Maize-based cropping systems – Rendosol*



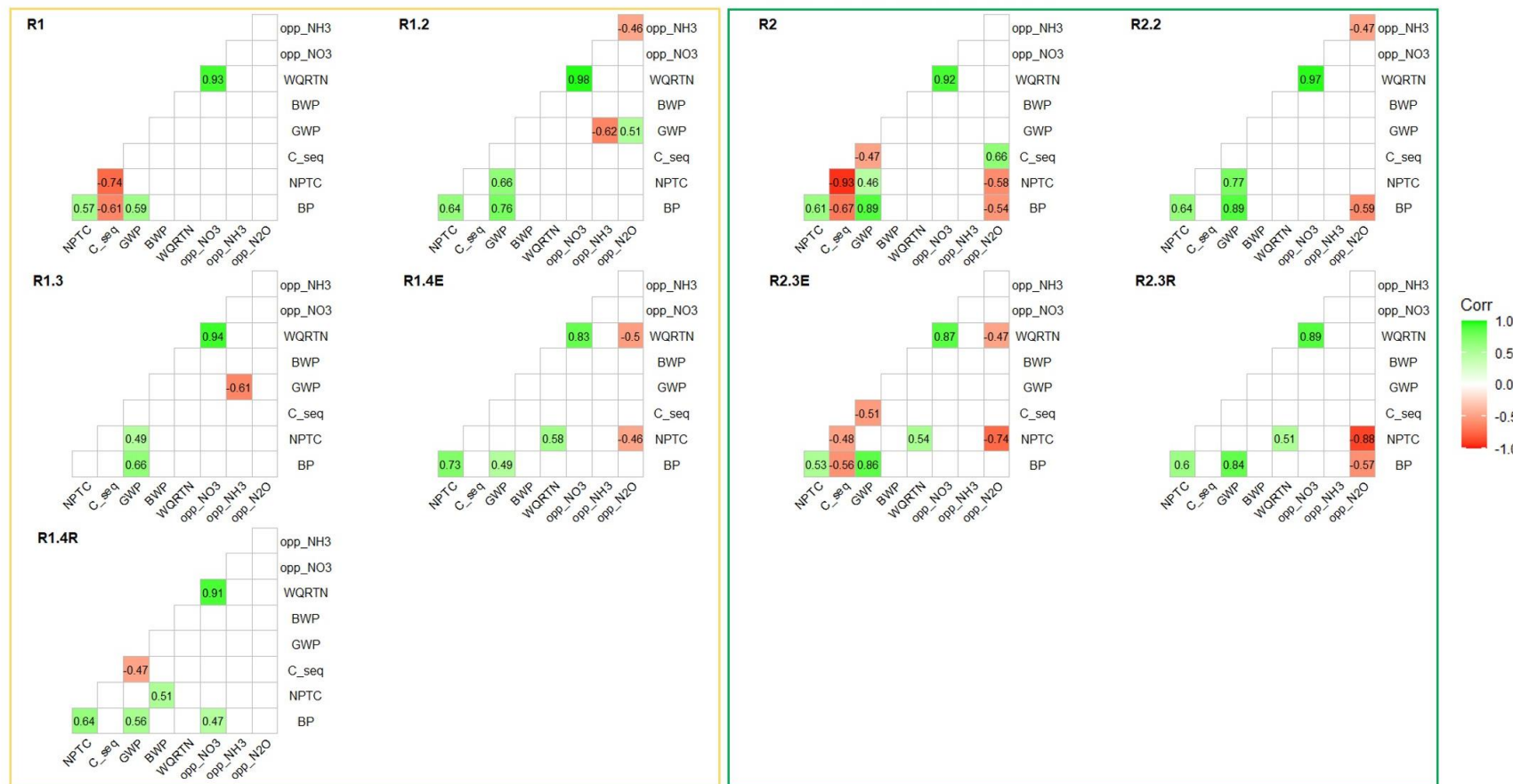




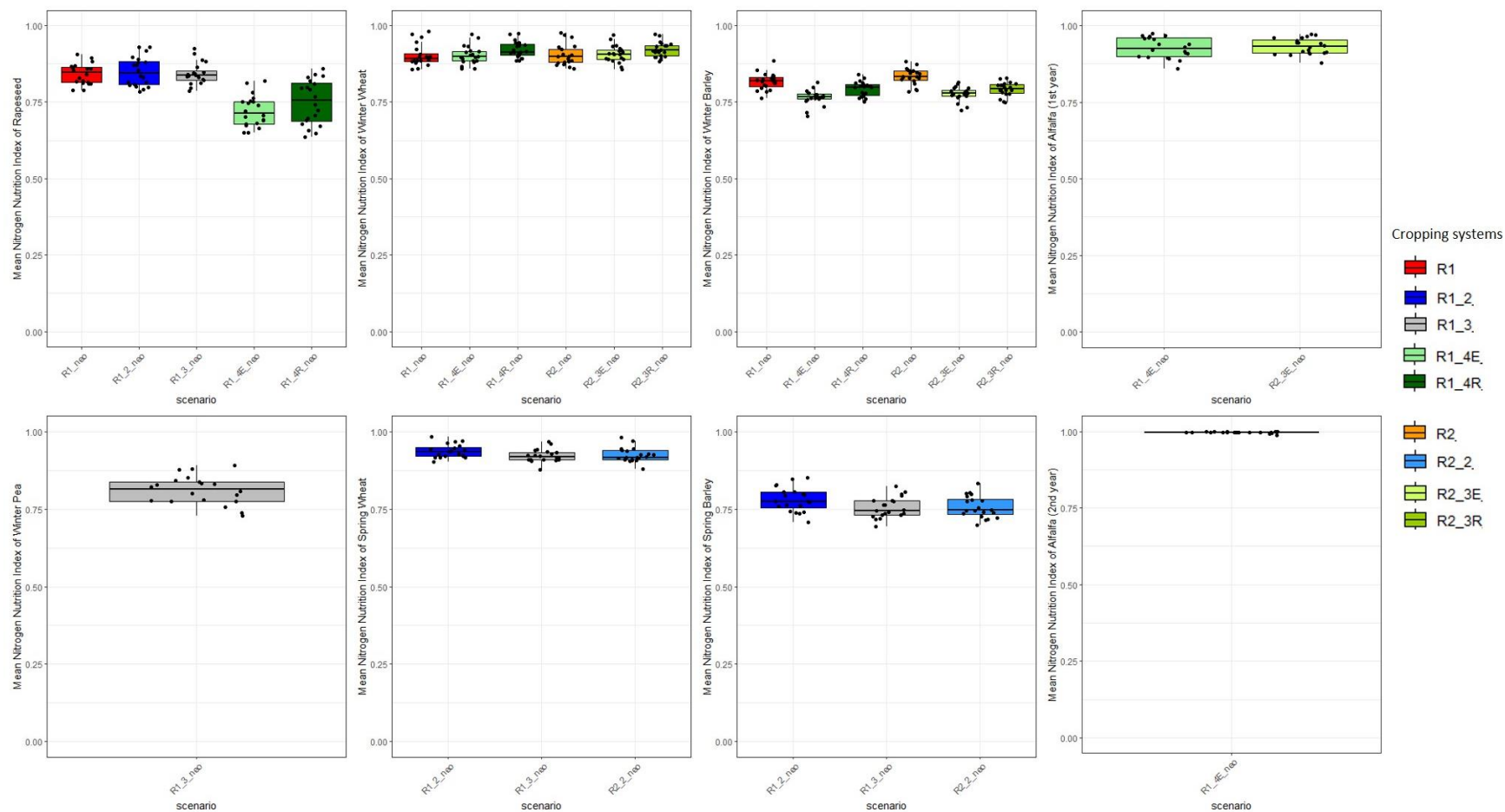
**Annexe 34:** Temporal correlations between the ES/goods/impacts, for all the cropping systems investigated, on the Rendosol, for the simulation time-period 2002–2021. Spearman correlations were used. Only the significant correlations at the 0.05 threshold were showed. BP: Biomass production, NPTC: N provision to crops, C\_seq: C sequestration, GWP: Green water provision, BWP: Blue water provision, WQRTN: Water quality regulation of N, NO<sub>3</sub>: NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviation, NH<sub>3</sub>: NH<sub>3</sub> volatilization, N<sub>2</sub>O: N<sub>2</sub>O emissions.

*Rapeseed-based cropping systems – Rendosol*

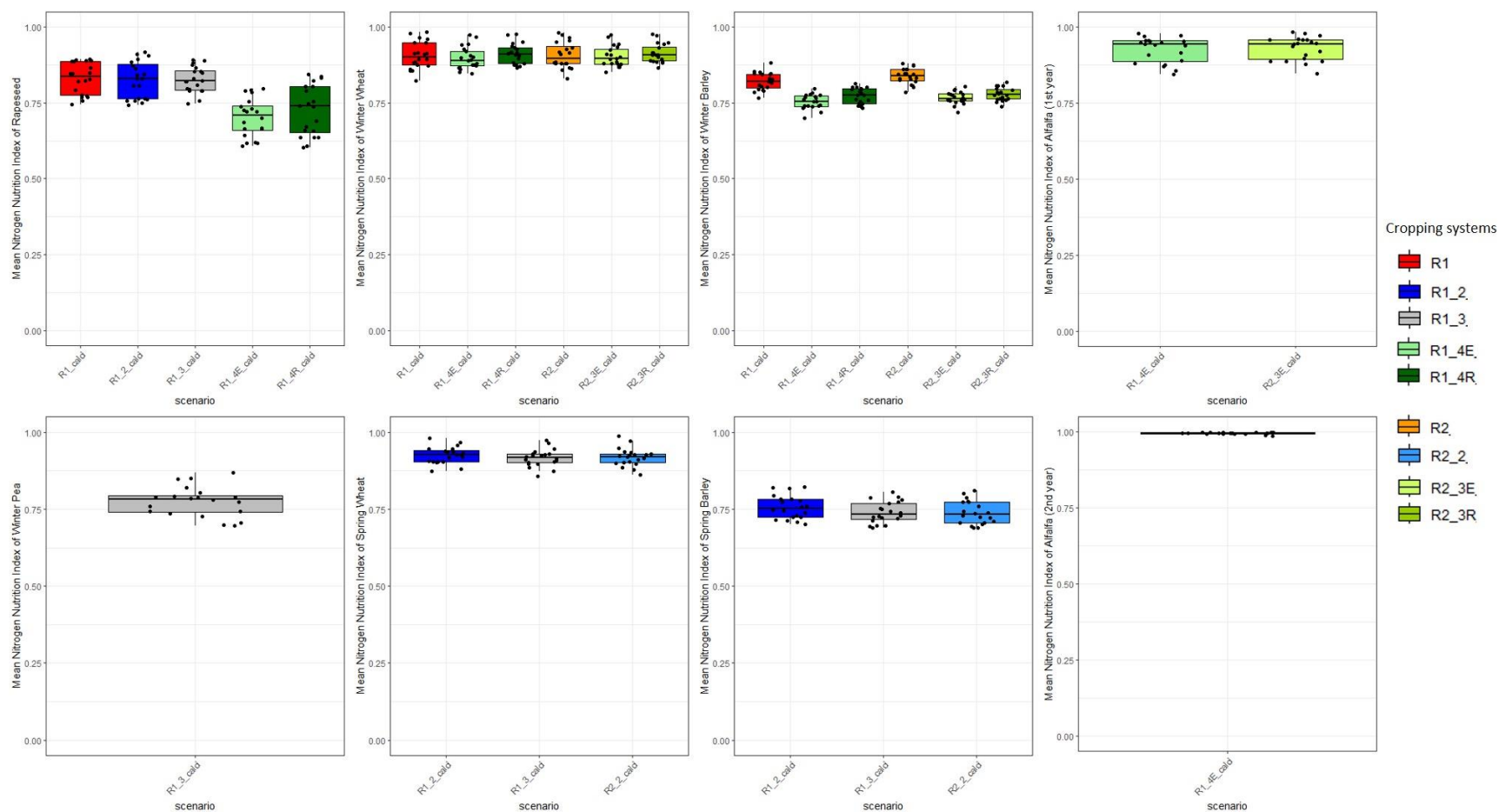
*Maize-based cropping systems – Rendosol*



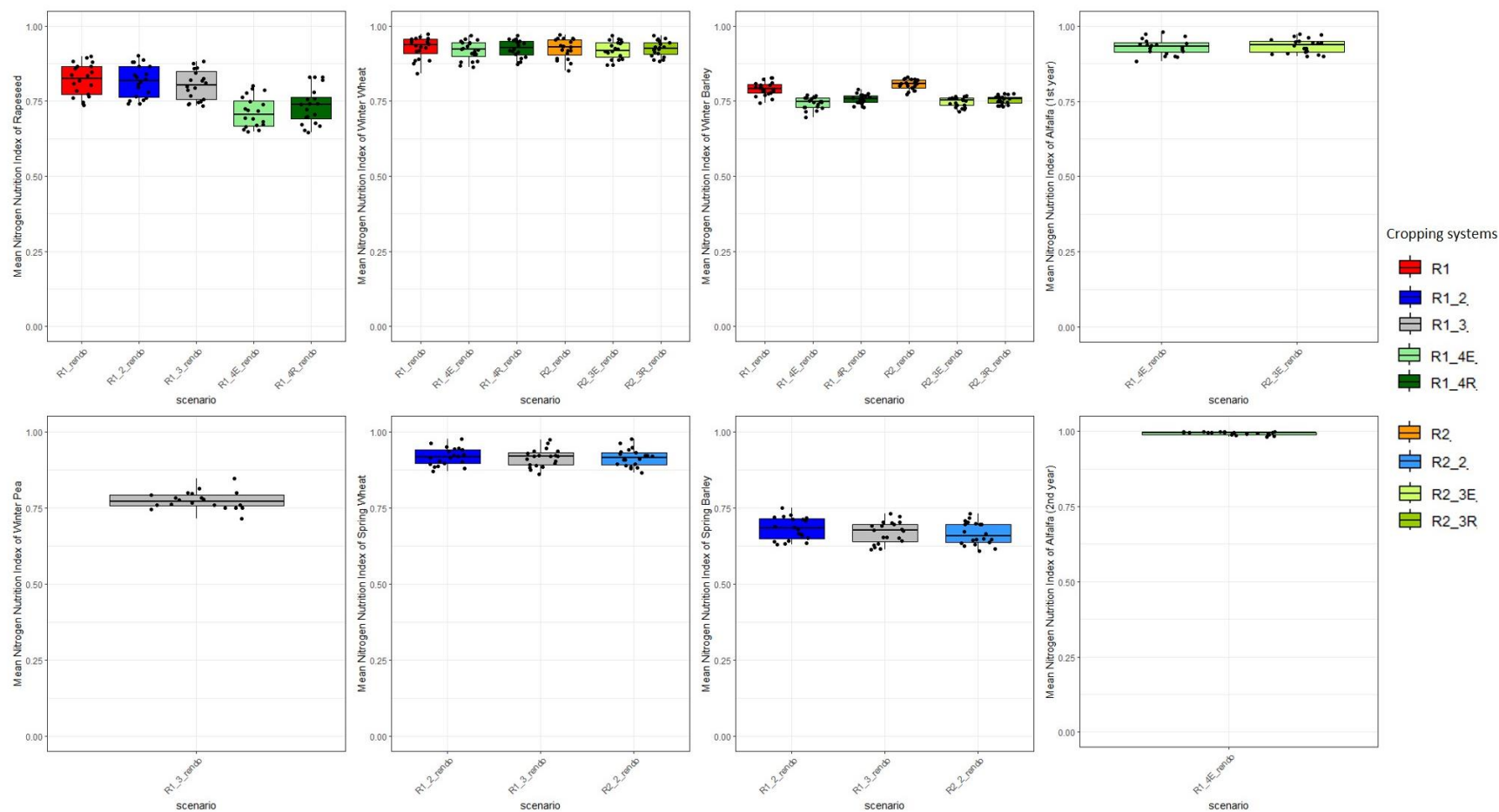
**Annexe 35:** Mean levels of Nitrogen Nutrition Index (NNI) for all crops simulated on the Neoluvisol. R1: Rapeseed-based reference cropping system, R1.2: Rapeseed-based long CC system, R1.3: Rapeseed-based system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: Rapeseed-based system with alfalfa exported, R1.4R: Rapeseed-based system with alfalfa incorporated to the soil, R2: Maize-based reference cropping system, R2.2: Maize-based long CC system, R2.3E: Maize-based system with alfalfa exported, R2.3R: Maize-based system with alfalfa incorporated to the soil.



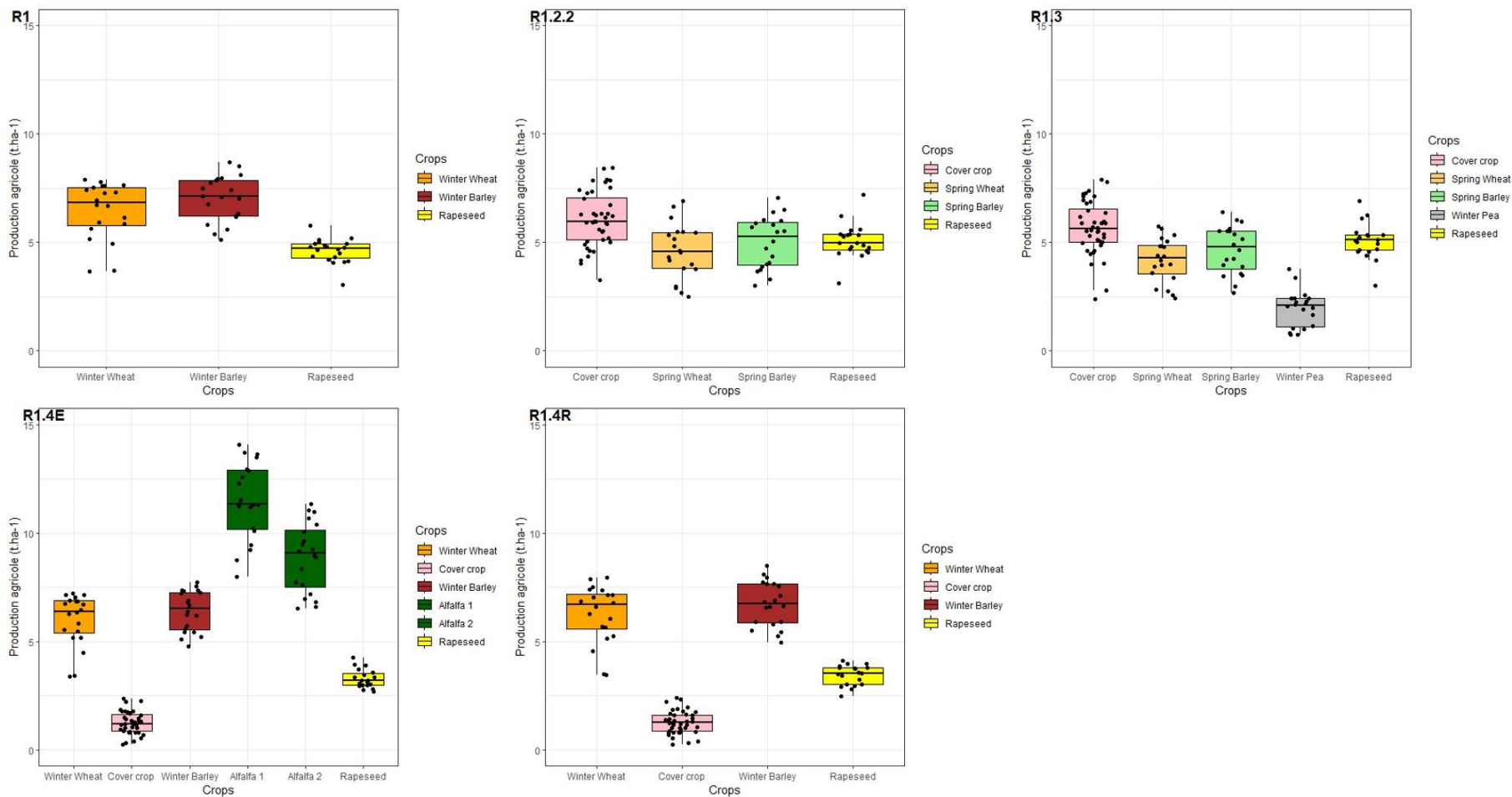
**Annexe 36:** Mean levels of Nitrogen Nutrition Index (NNI) for all crops simulated on the Calcisol. R1: Rapeseed-based reference cropping system, R1.2: Rapeseed-based long CC system, R1.3: Rapeseed-based system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: Rapeseed-based system with alfalfa exported, R1.4R: Rapeseed-based system with alfalfa incorporated to the soil, R2: Maize-based reference cropping system, R2.2: Maize-based long CC system, R2.3E: Maize-based system with alfalfa exported, R2.3R: Maize-based system with alfalfa incorporated to the soil.



**Annexe 37:** Mean levels of Nitrogen Nutrition Index (NNI) for all crops simulated on the Rendosol. R1: Rapeseed-based reference cropping system, R1.2: Rapeseed-based long CC system, R1.3: Rapeseed-based system with combined integration of long CC and pea, R1.4E: Rapeseed-based system with alfalfa exported, R1.4R: Rapeseed-based system with alfalfa incorporated to the soil, R2: Maize-based reference cropping system, R2.2: Maize-based long CC system, R2.3E: Maize-based system with alfalfa exported, R2.3R: Maize-based system with alfalfa incorporated to the soil.



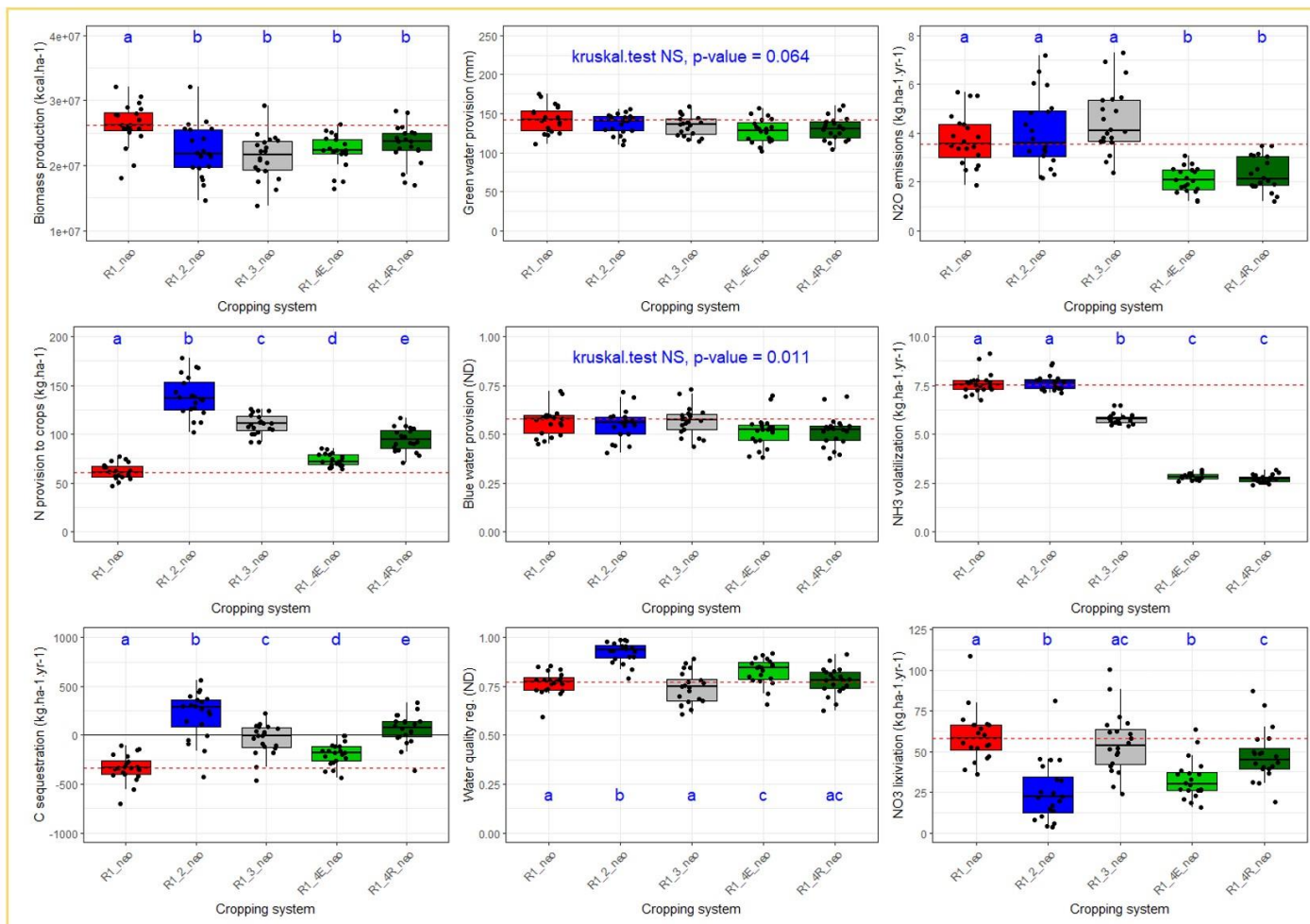
**Annexe 38** : Production agricole (t.ha<sup>-1</sup>) par culture et par rotation culturale pour les système à base colza, pour les simulations réalisées sur le Néoluvisol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.





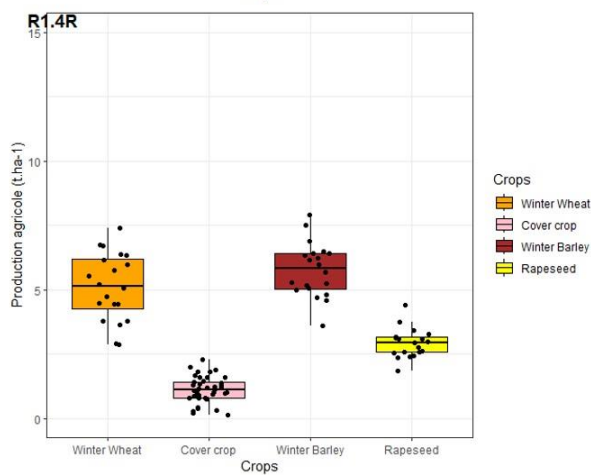
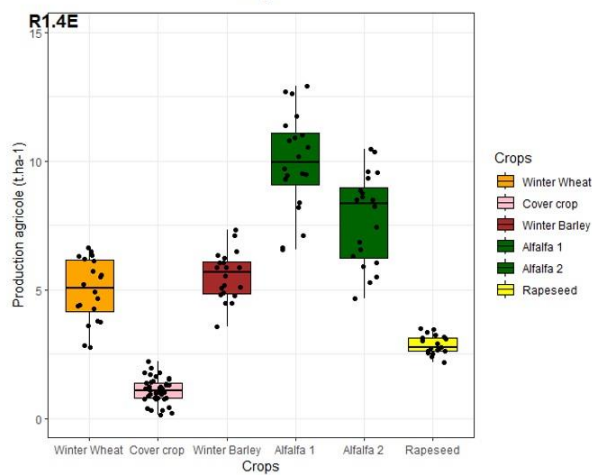
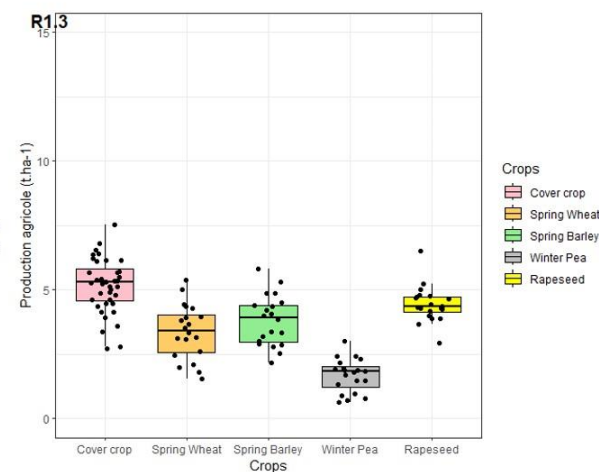
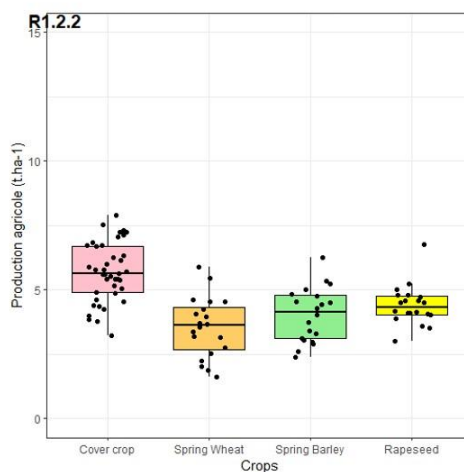
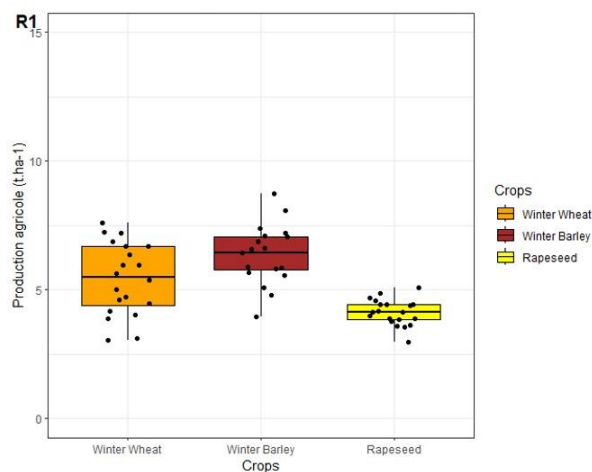
**Annexe 39** : Effet des systèmes de cultures à base Colza sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Néoluvisol, pour la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.

Rapeseed-based cropping systems – Neoluvisol – RCP 8.5



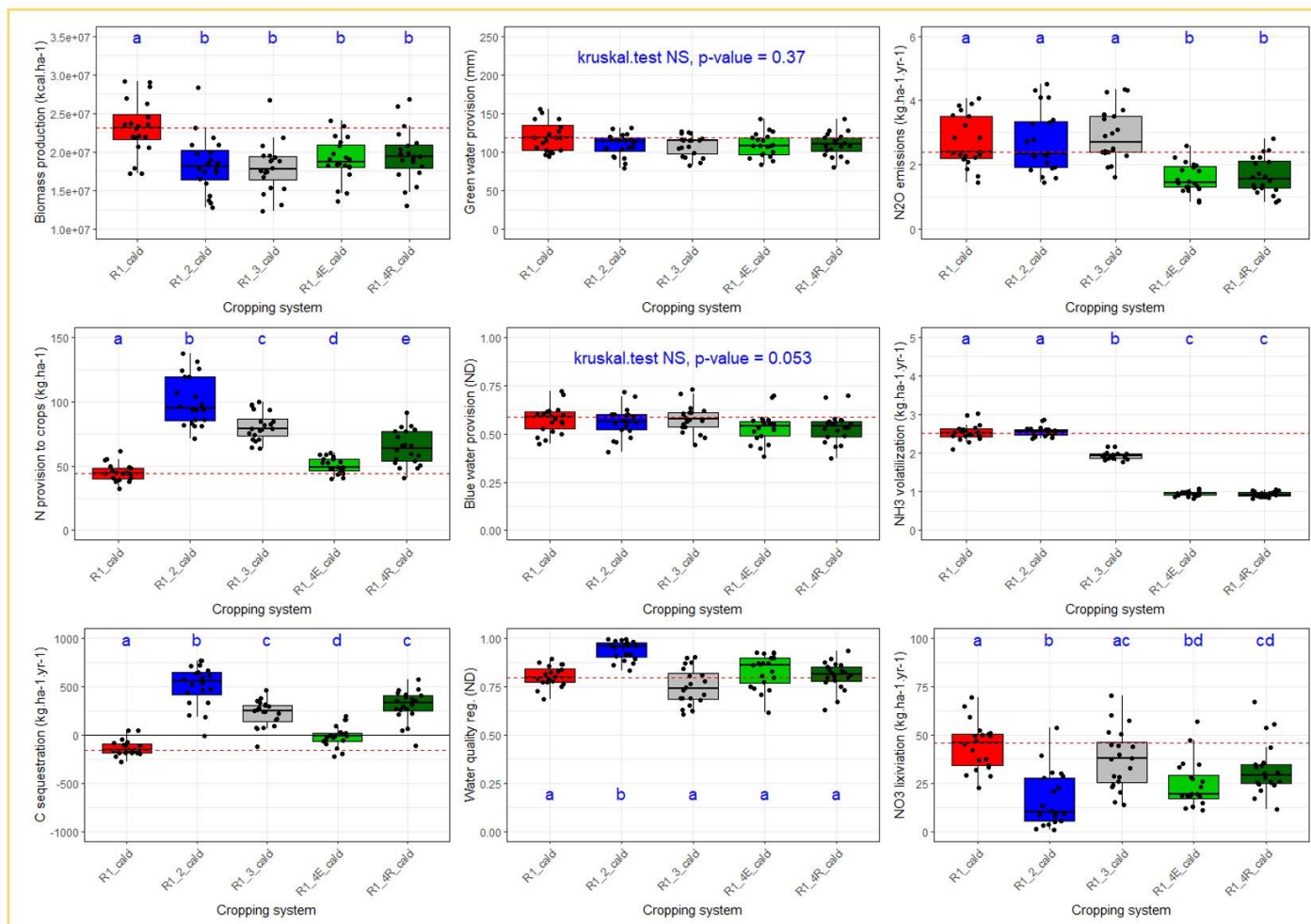


**Annexe 40** : Production agricole (t.ha<sup>-1</sup>) par culture et par rotation culturale pour les système à base colza, pour les simulations réalisées sur le Calciol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.



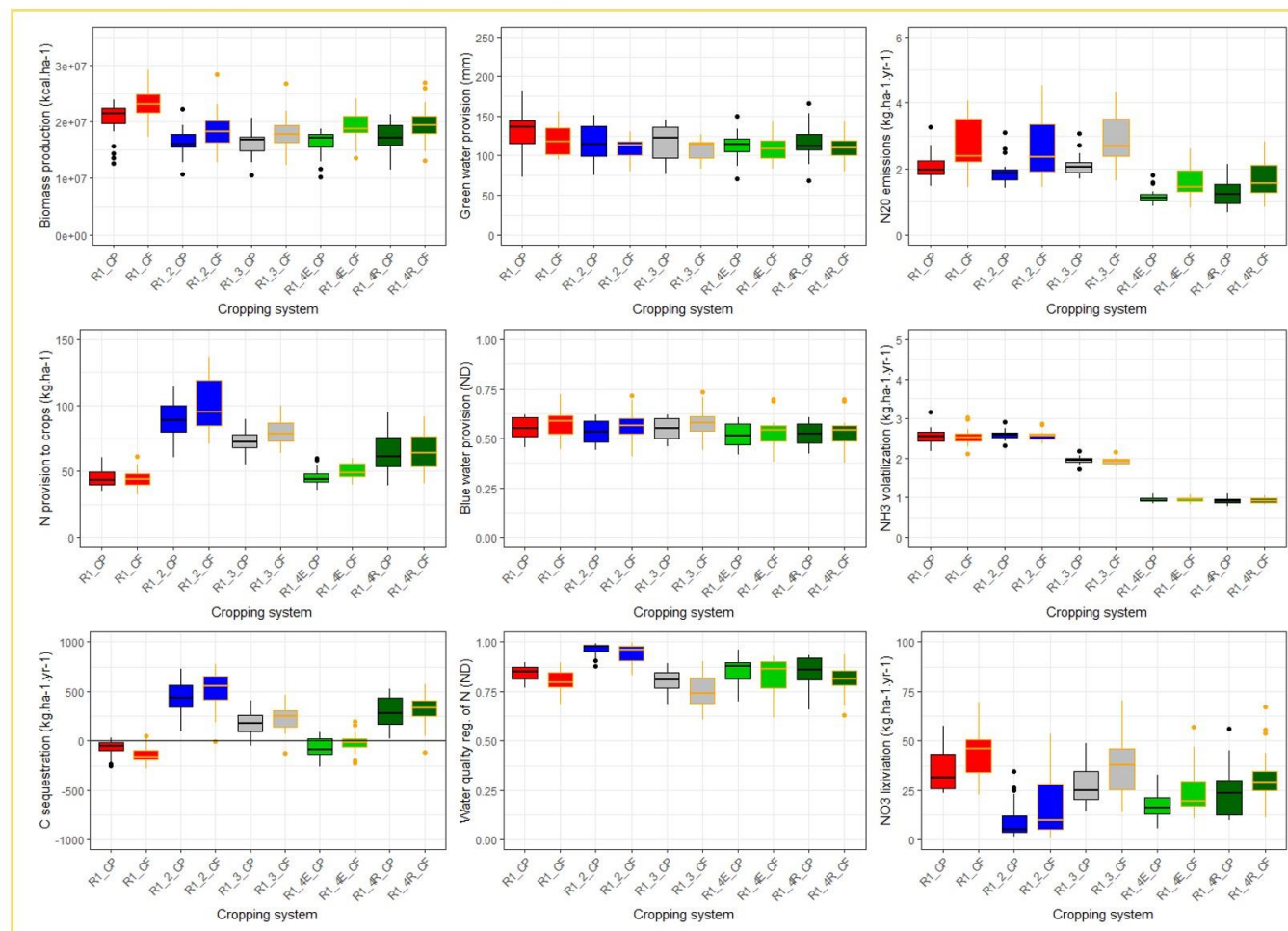
**Annexe 41** : Effet des systèmes de cultures à base Colza sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Calcisol, pour la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.

Rapeseed-based cropping systems – Calcisol – RCP 8.5

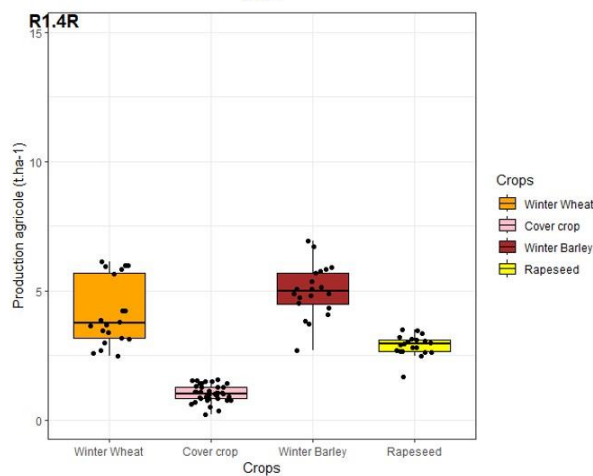
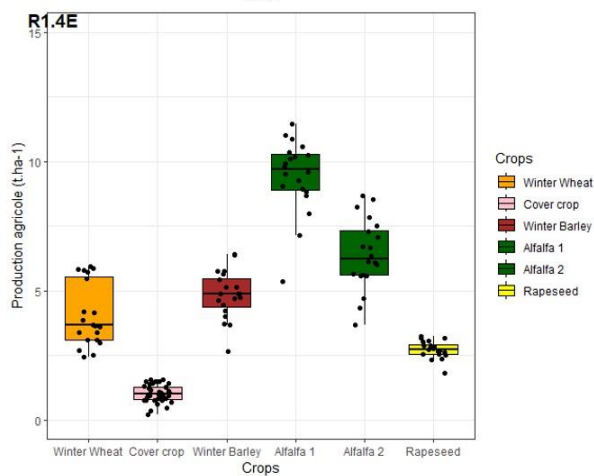
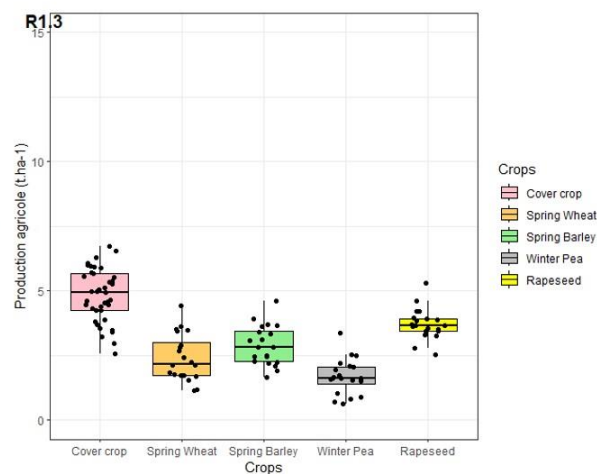
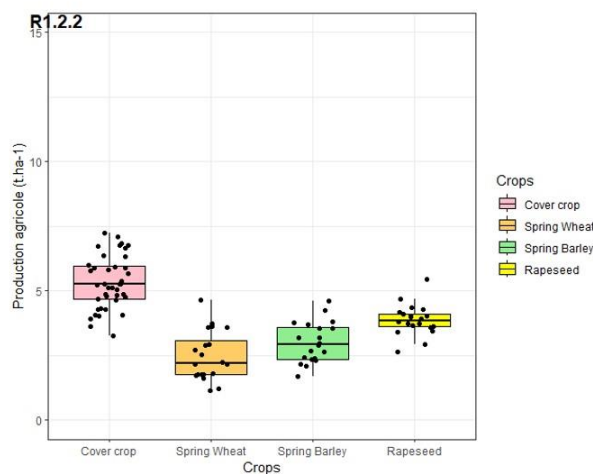
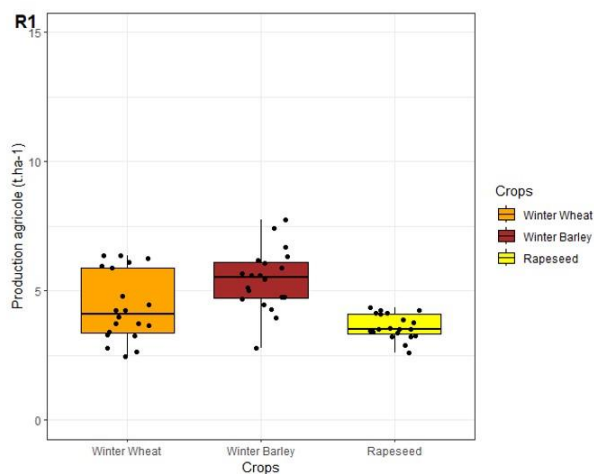


**Annexe 42** : Effet des systèmes de cultures à base Colza sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Calcisol en comparant les simulations en climat passé (2002-2021) et futur (2038-2057). R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.

*Rapeseed-based cropping systems – Calcisol – comparison between past climate and RCP 8.5*

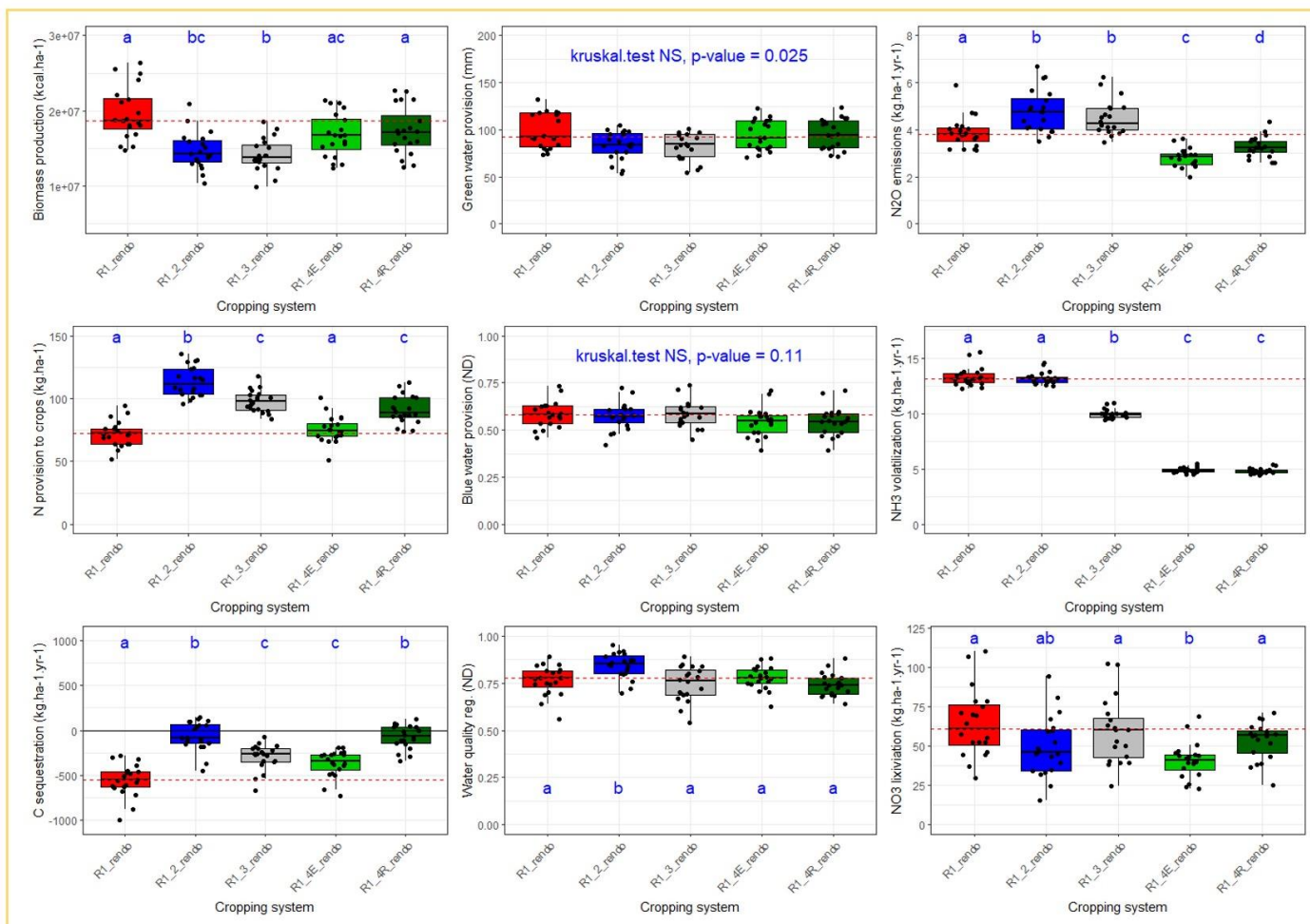


**Annexe 43** : Production agricole ( $t \cdot ha^{-1}$ ) par culture et par rotation culturale pour les système à base colza, pour les simulations réalisées sur le Rendosol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.



**Annexe 44** : Effet des systèmes de cultures à base Colza sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Rendosol, pour la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.

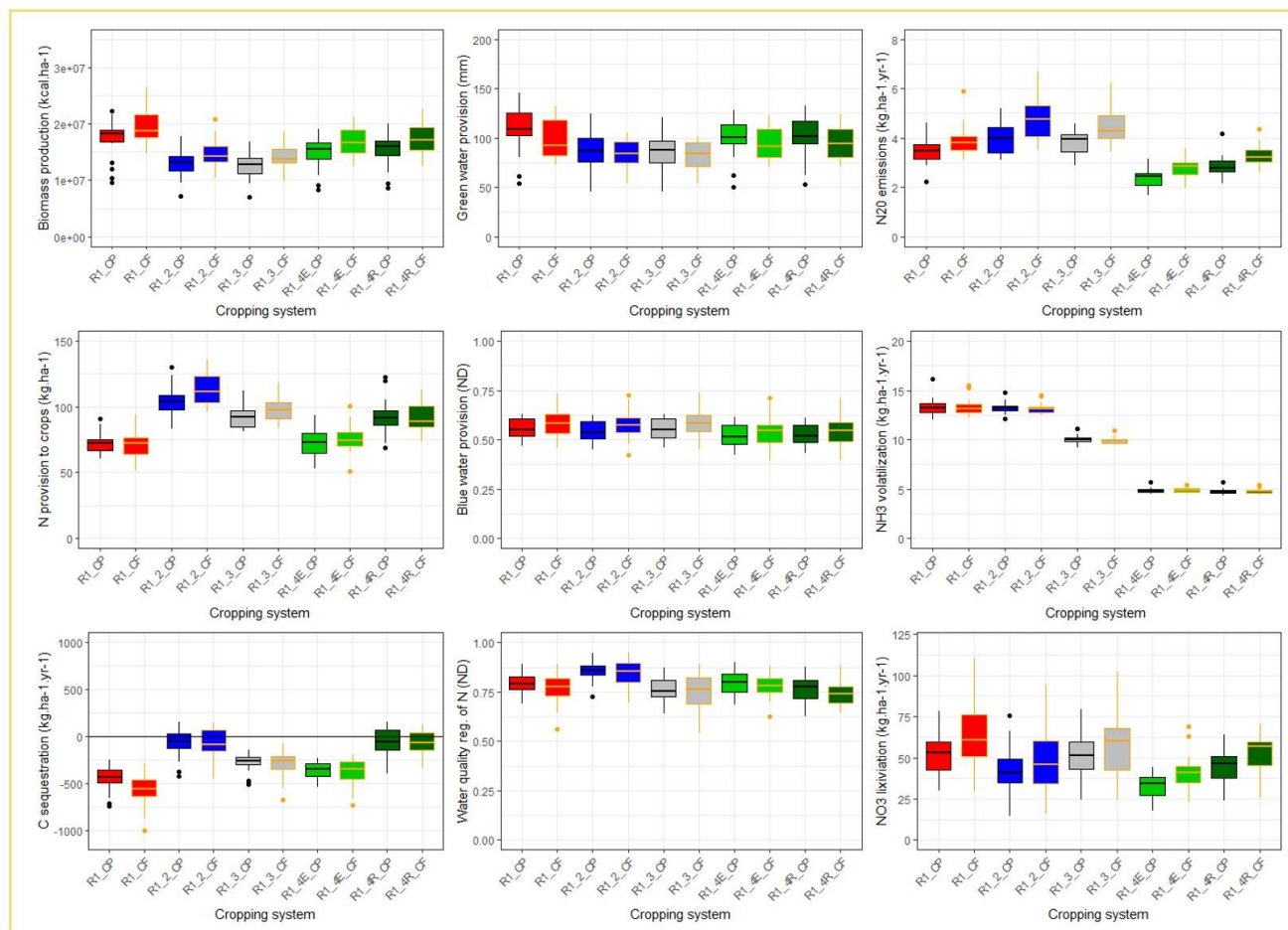
*Rapeseed-based cropping systems – Rendosol – RCP 8.5*



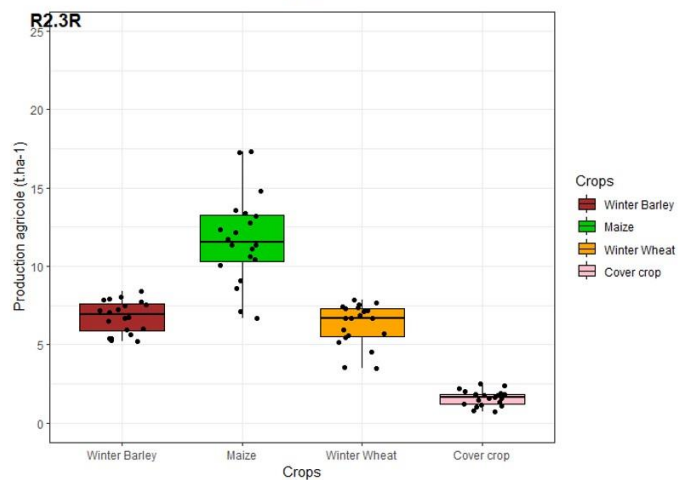
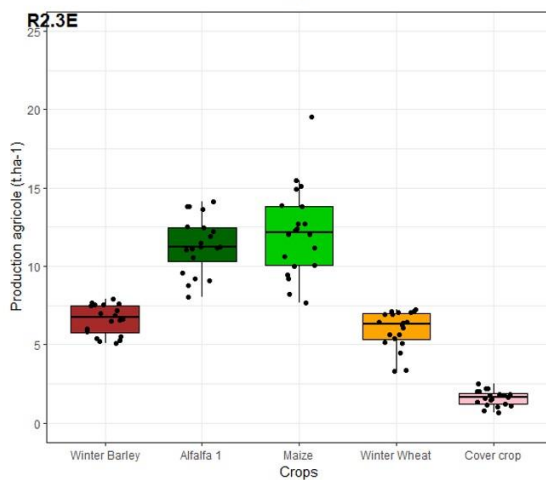
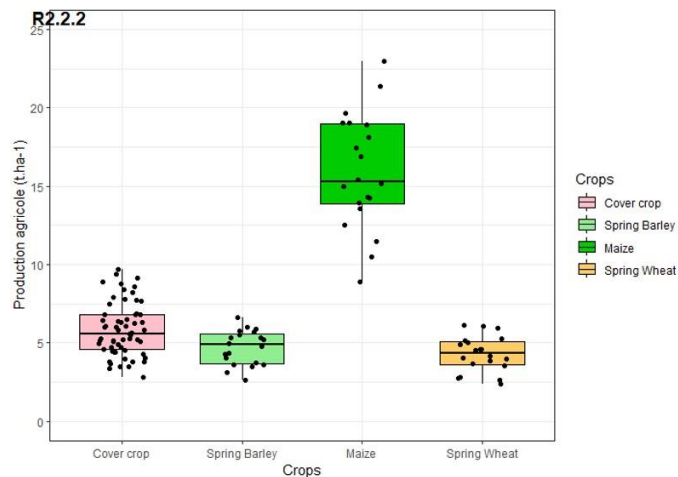
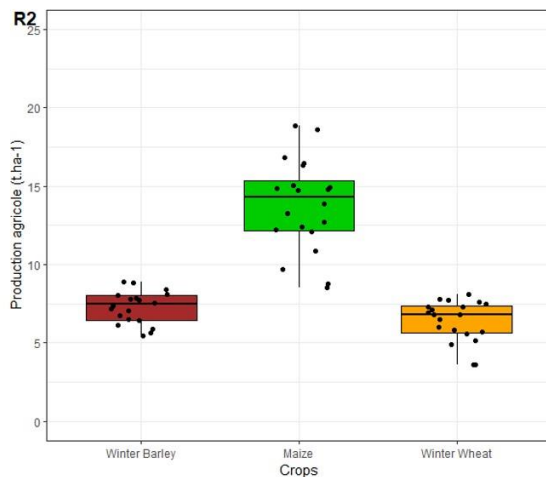


**Annexe 45** : Effet des systèmes de cultures à base Colza sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Rendosol en comparant les simulations en climat passé (2002–2021) et futur (2038–2057). R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.

*Rapeseed-based cropping systems – Rendosol – comparison between past climate and RCP 8.5*



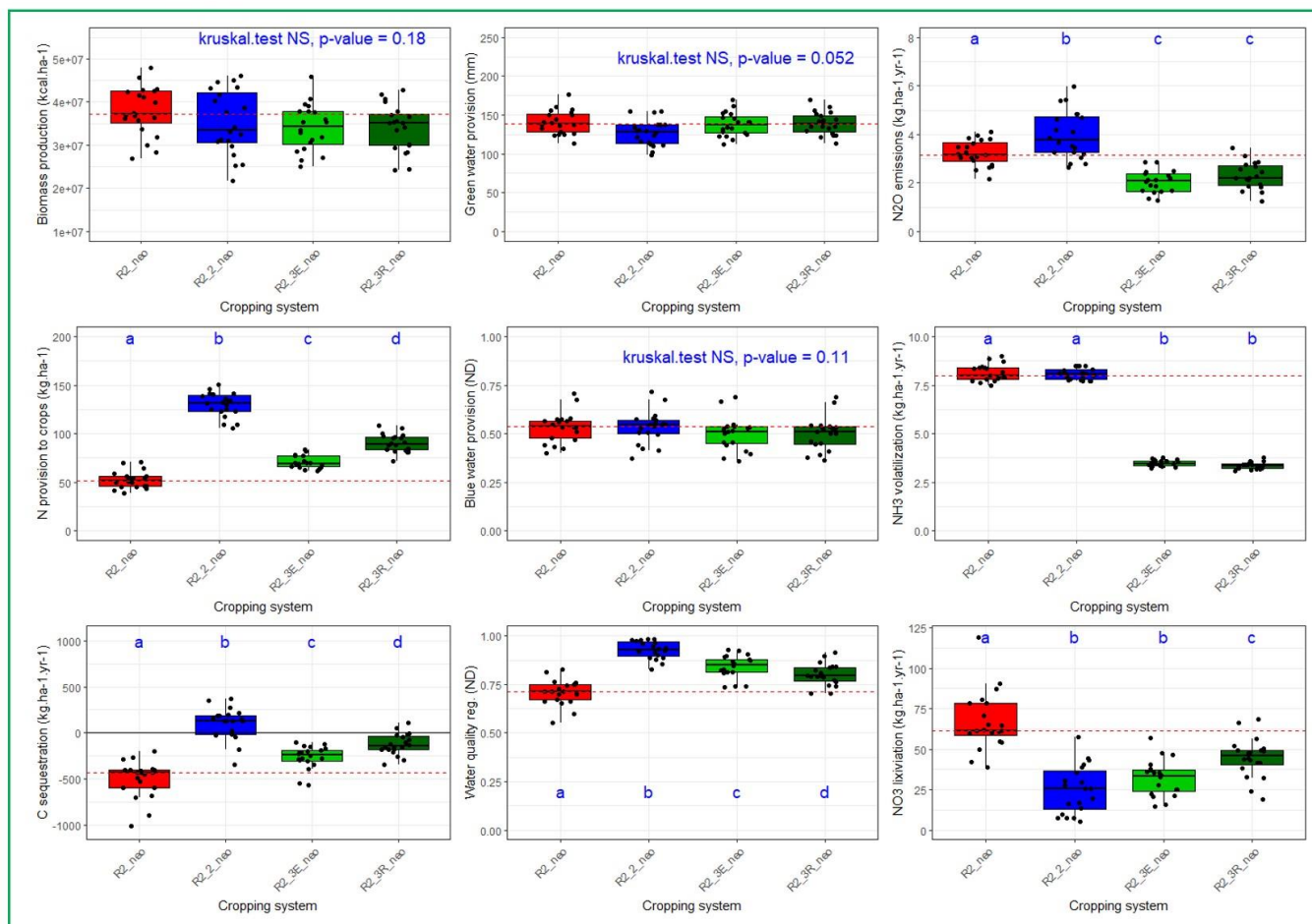
**Annexe 46** : Production agricole (t.ha<sup>-1</sup>) par culture et par rotation culturale pour les système à base Maïs, pour les simulations réalisées sur le Néoluvisol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.



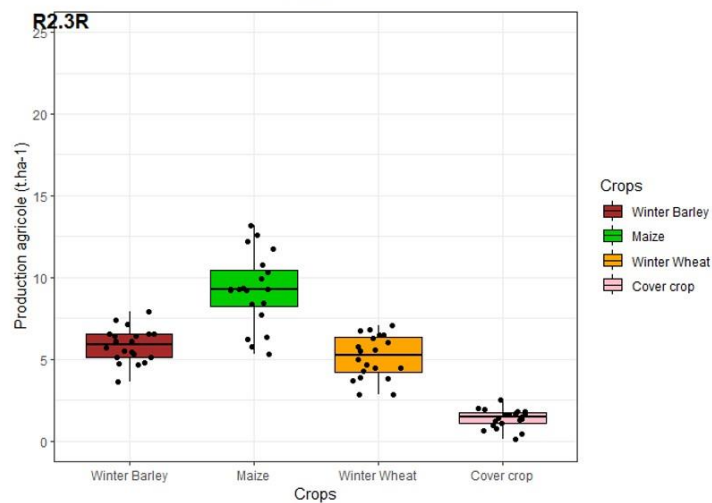
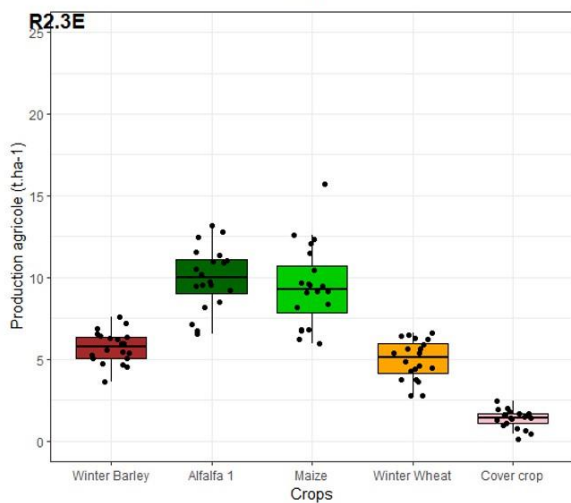
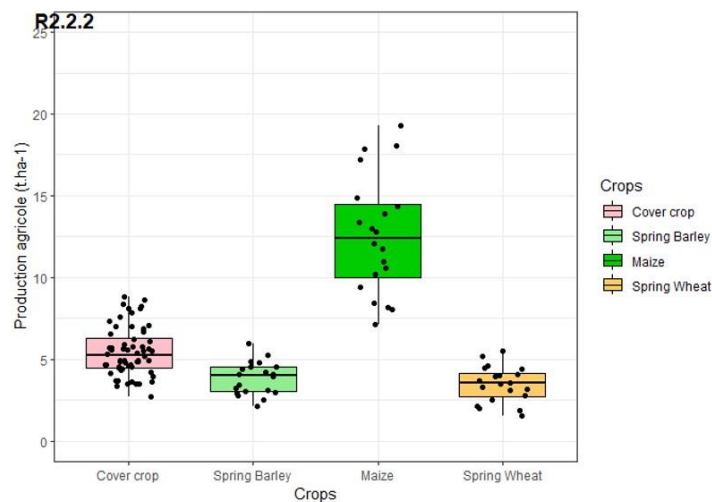
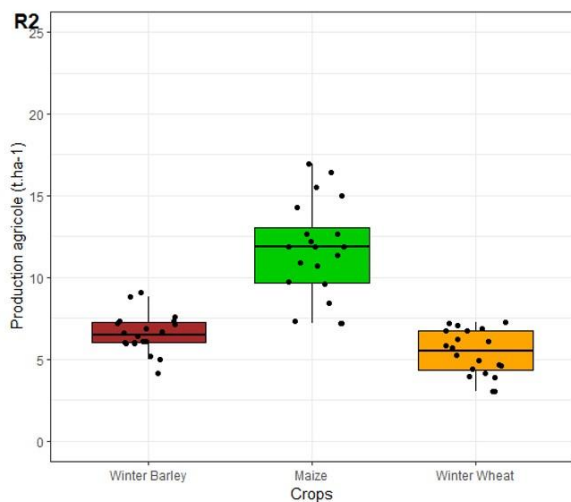


**Annexe 47** : Effet des systèmes de cultures à base Maïs sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Néoluvisol, pour la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.

Maize-based cropping systems – Neoluvisol – RCP 8.5

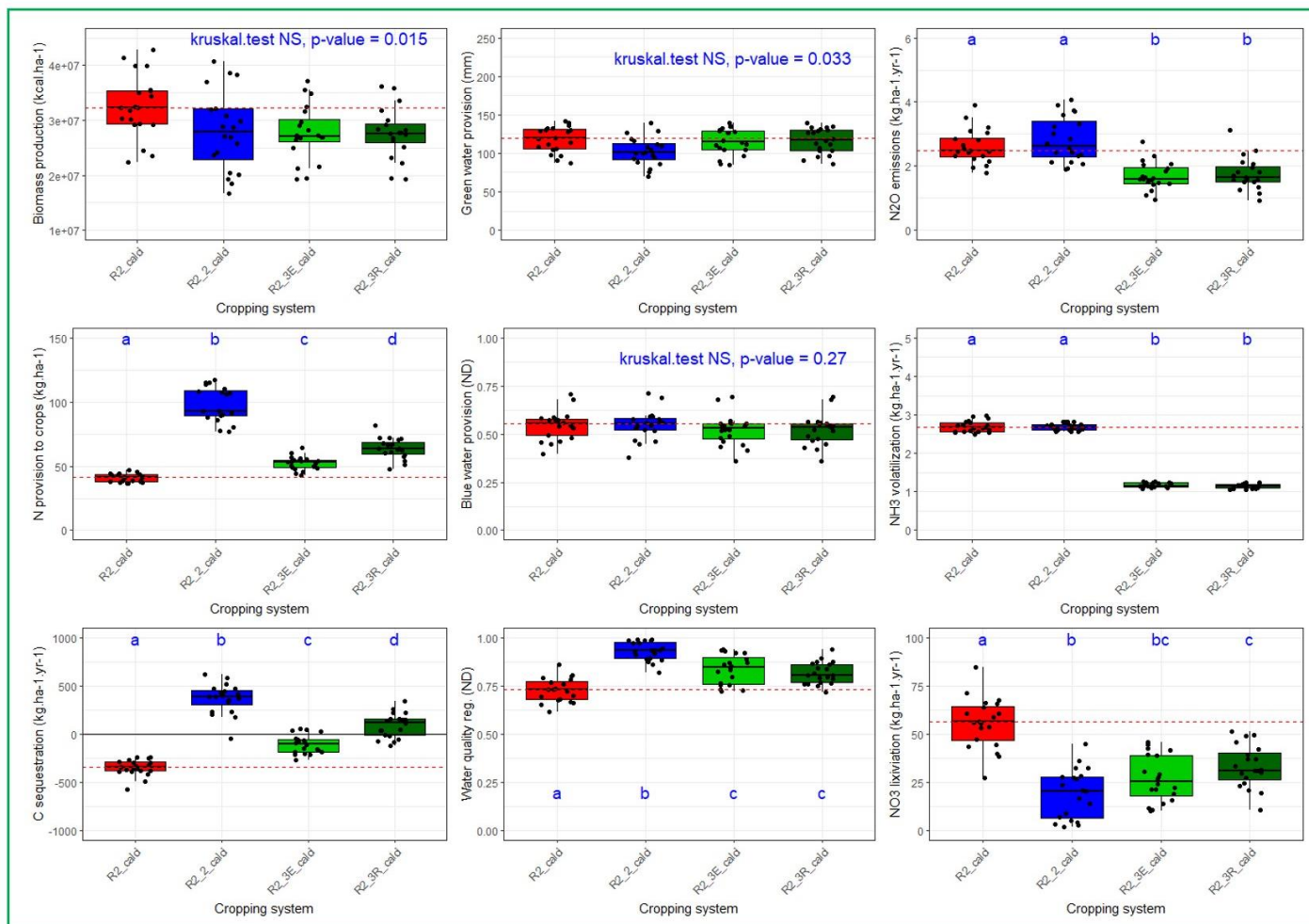


**Annexe 48** : Production agricole (t.ha<sup>-1</sup>) par culture et par rotation culturale pour les système à base Maïs, pour les simulations réalisées sur le Calciol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.



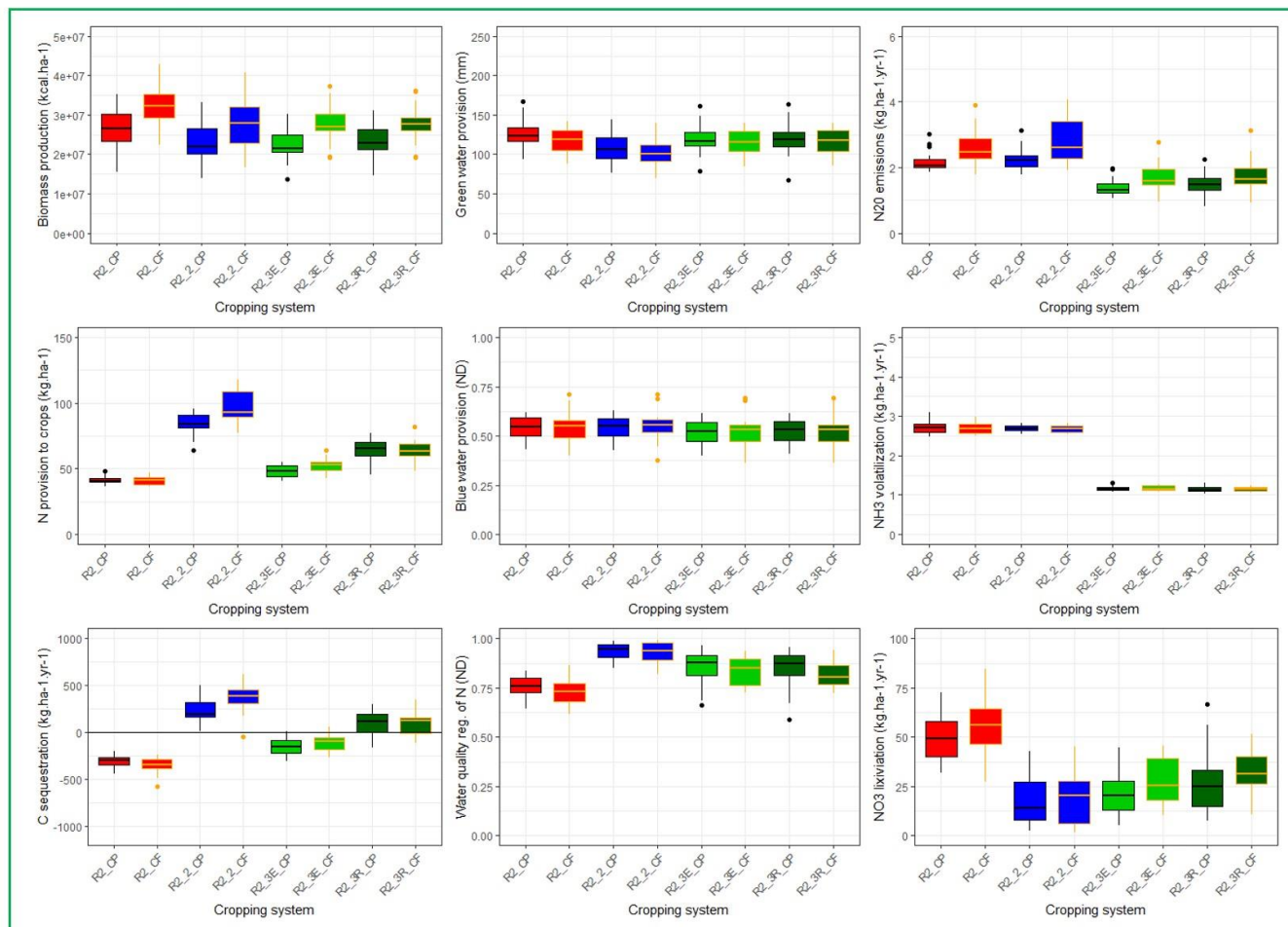
**Annexe 49** : Effet des systèmes de cultures à base Maïs sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Calcol, pour la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.

Maize-based cropping systems – Calcol – RCP 8.5

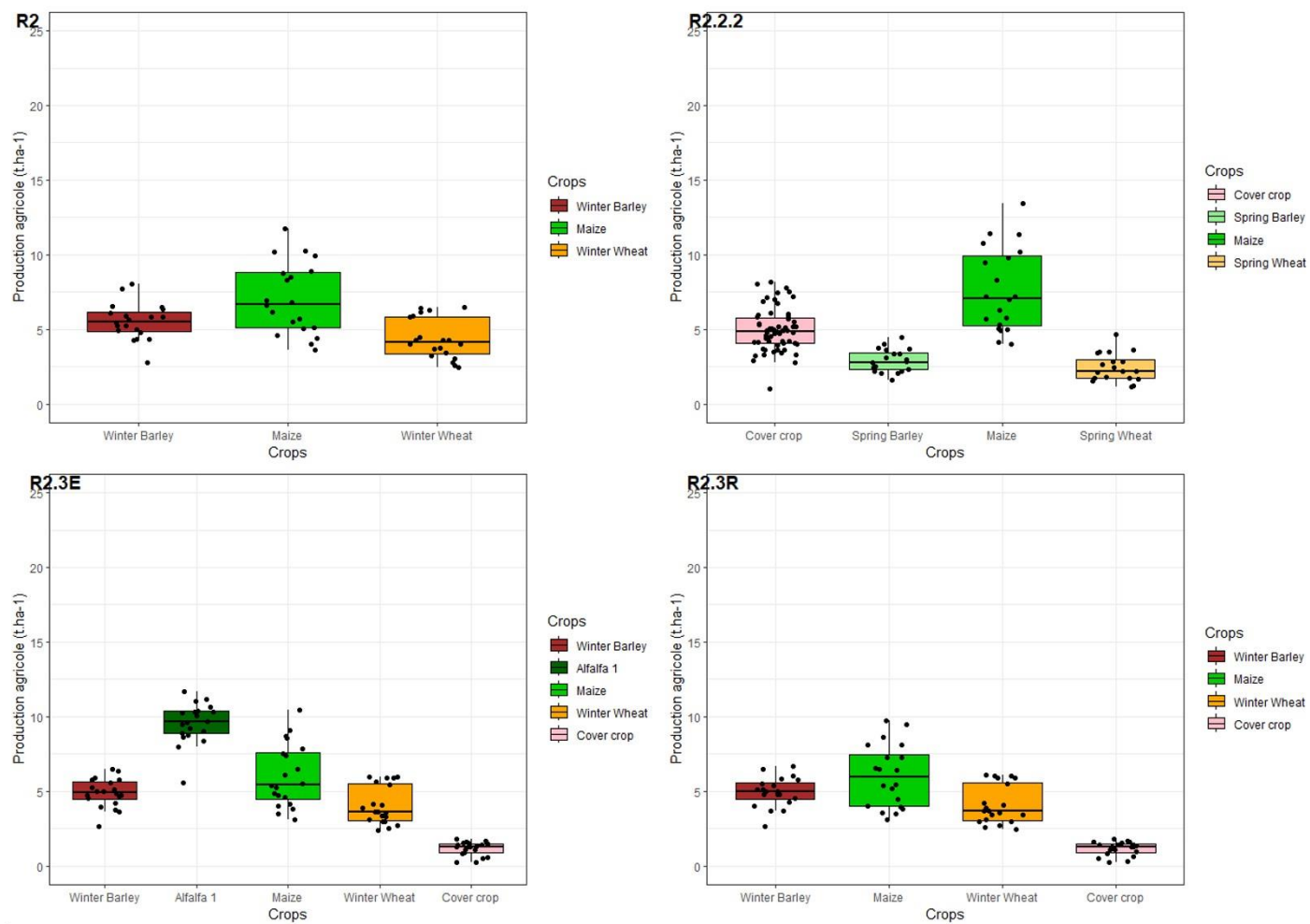


**Annexe 50** : Effet des systèmes de cultures à base Maïs sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Calcisol en comparant les simulations en climat passé (2002-2021) et futur (2038-2057). R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.

Maize-based cropping systems – Calcisol – comparison between past climate and RCP 8.5

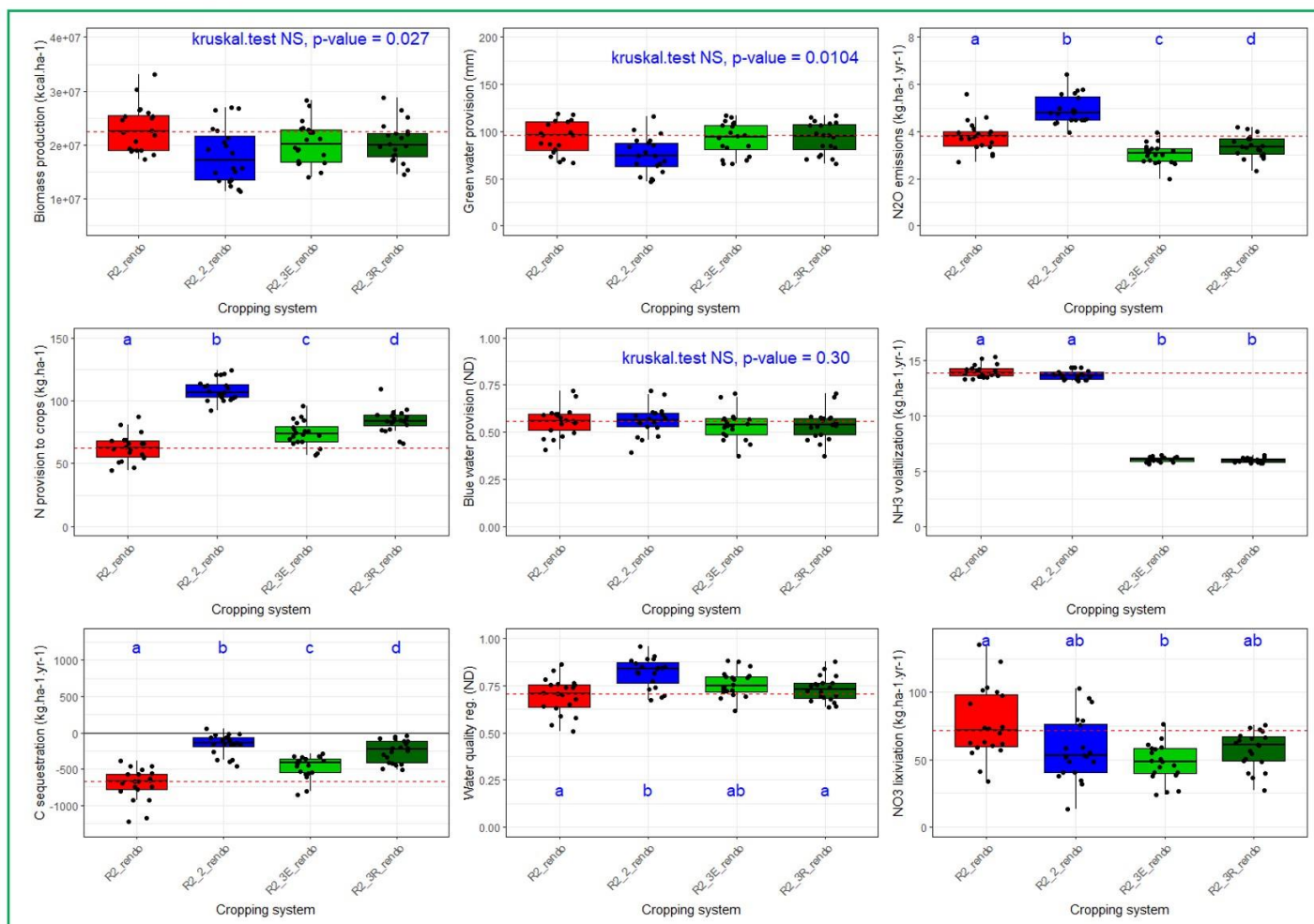


**Annexe 51** : Production agricole (t.ha<sup>-1</sup>) par culture et par rotation culturale pour les système à base Maïs, pour les simulations réalisées sur le Rendosol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.



**Annexe 52** : Effet des systèmes de cultures à base Maïs sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Rendosol, pour la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.

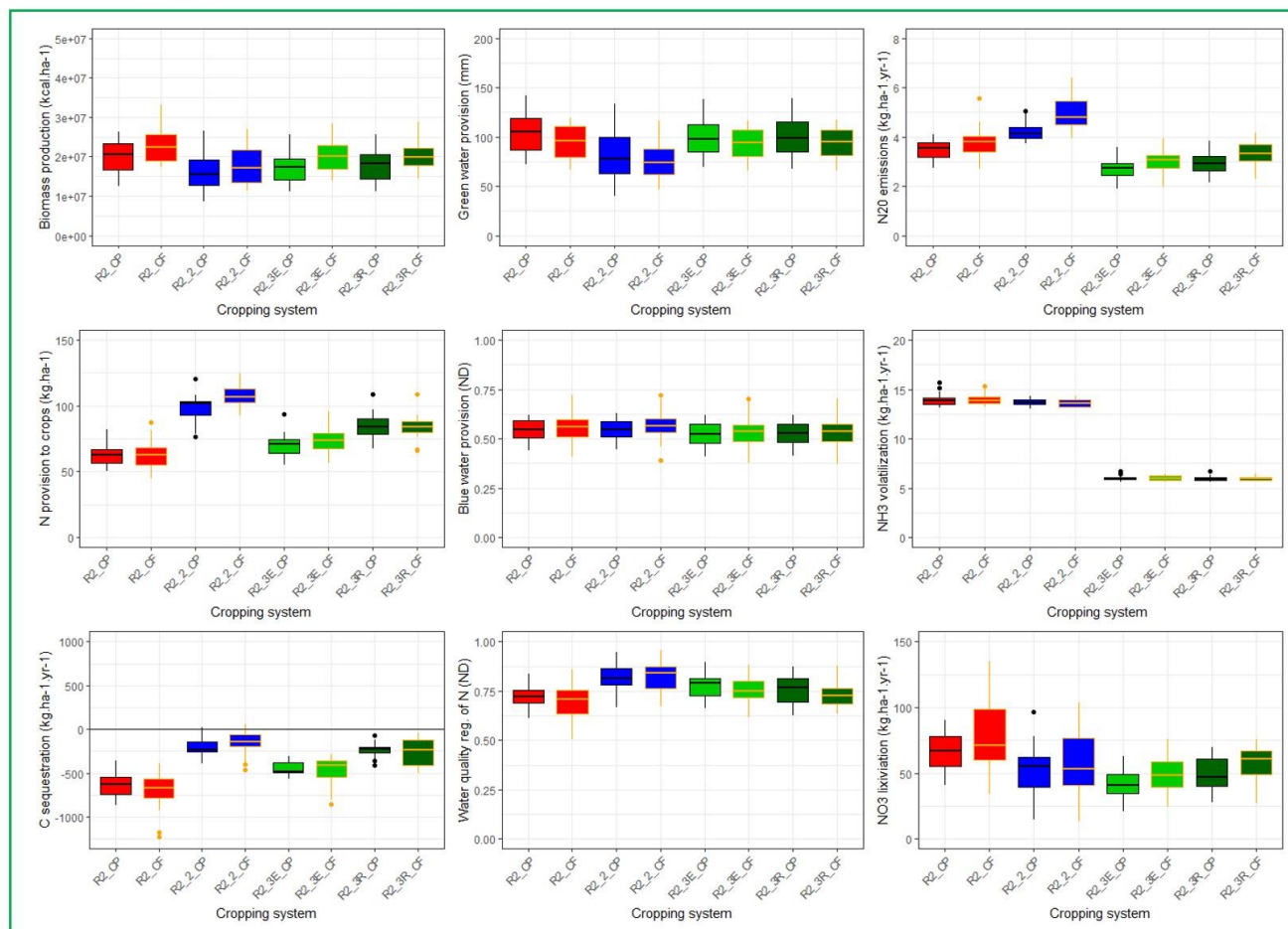
Maize-based cropping systems – Rendosol – RCP 8.5





**Annexe 53** : Effet des systèmes de cultures à base Maïs sur les niveaux absolus de production, de SE et d'impacts, simulés sur le Rendosol en comparant les simulations en climat passé (2002-2021) et futur (2038-2057). R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.

Maize-based cropping systems – Rendosol – comparison between past climate and RCP 8.5





**Annexe 54** : Dynamique temporelle de fourniture de la production, des SE et des impacts, pour les systèmes de culture base colza, simulé sur le Calcisol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.

Rapeseed-based cropping systems – Calcisol – RCP 8.5



**Annexe 55** : Dynamique temporelle de fourniture de la production, des SE et des impacts, pour les systèmes de culture base colza, simulé sur le Rendosol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R1 : système de référence, R1.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R1.3 : système avec combinaison de couverts intermédiaires longs et pois, R1.4E : système avec luzerne exportée, R1.4R : système avec luzerne restituée.

Rapeseed-based cropping systems – Rendosol – RCP 8.5



**Annexe 56** : Dynamique temporelle de fourniture de la production, des SE et des impacts, pour les systèmes de culture base maïs, simulé sur le Calcisol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.

Maize-based cropping systems – Calcisol – RCP 8.5



**Annexe 57** : Dynamique temporelle de fourniture de la production, des SE et des impacts, pour les systèmes de culture base maïs, simulé sur le Rendosol sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. R2 : système de référence, R2.2 : Système avec couverts intermédiaires longs, R2.3E : système avec luzerne exportée, R2.3R : système avec luzerne restituée.

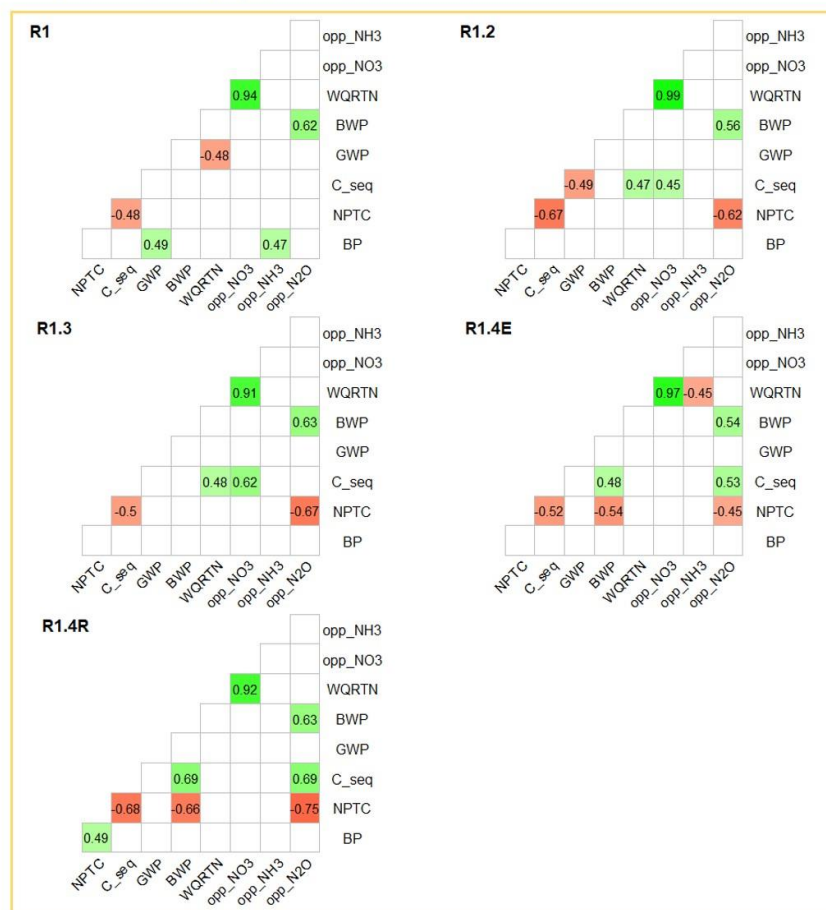
Maize-based cropping systems – Rendosol – RCP 8.5



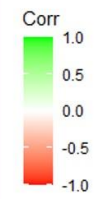
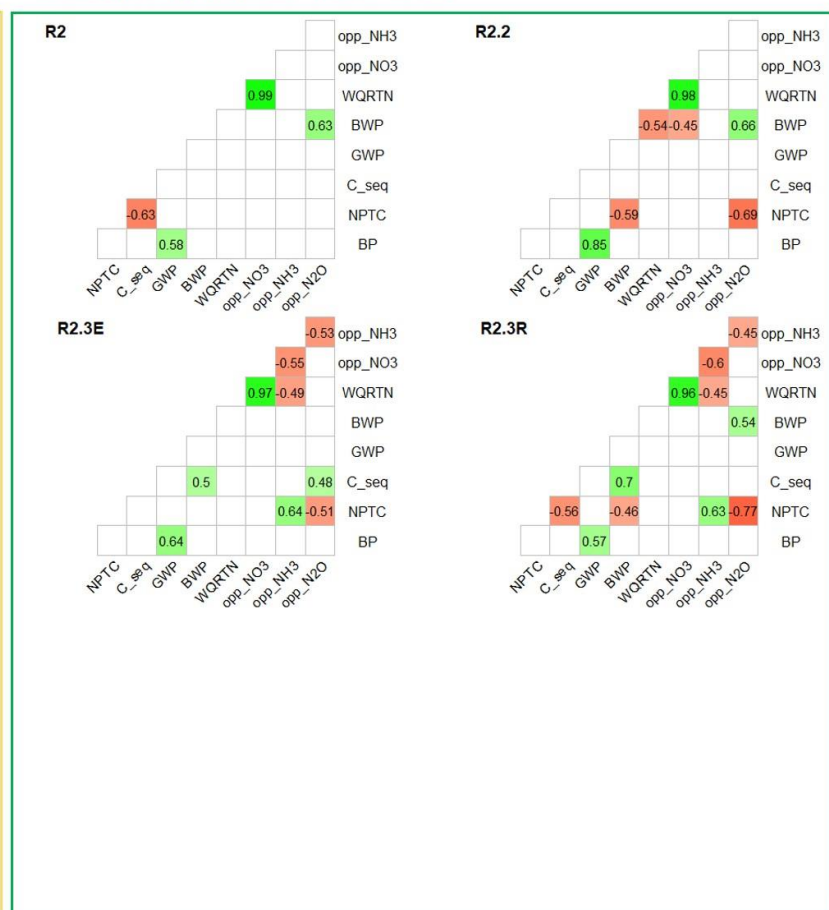


**Annexe 58** : Corrélations temporelles entre la production agricole, les SE et les impacts pour l'ensemble des systèmes de culture simulés sur le Calcisol, sur la période 2038-2057, scénario climatique RCP 8,5. Corrélations de Spearman, seules les corrélations significatives au seuil de 0.05 apparaissent dans les graphiques. BP : Biomass production, NPTC : N provision to crops, C\_seq : C sequestration, GWP : Green water provision, BWP : Blue water provision, WQRTN : Water quality regulation of N, NO<sub>3</sub> : NO<sub>3</sub>-lixiviation, NH<sub>3</sub> : NH<sub>3</sub> volatilization, N<sub>2</sub>O : N<sub>2</sub>O emissions.

Rapeseed-based cropping systems – Calcisol – RPC 8.5



Maize-based cropping systems – Calcisol – RPC 8.5









## Maëlys CADEL

### Relations entre production agricole, services écosystémiques et impacts liés au fonctionnement du sol : Quels effets de systèmes de culture plus autonomes en azote en contexte de changement climatique ?

#### Résumé :

Les sols agricoles contribuent à fournir de nombreux services écosystémiques (SE) aux agriculteurs et à la société. Stockage et restitution d'eau verte et bleue, fourniture de nutriments, régulation de la qualité de l'eau, séquestration du carbone, etc. Or, la majeure partie des écosystèmes agricoles est encore cultivée de manière intensive via l'utilisation d'intrants de synthèse, sans réelle considération des effets négatifs de ces pratiques sur l'environnement et sur la capacité des sols à fournir ces SE. Un des enjeux de la transition agroécologique est de parvenir à concevoir des systèmes de production plus durables, qui limitent l'utilisation des intrants de synthèse, en favorisant notamment une agriculture basée sur la biodiversité et les SE supports de la production. Cela nécessite d'approfondir nos connaissances sur les interactions spatio-temporelles qui existent entre pratiques agricoles, production agricole, SE et impacts environnementaux. Ce manuscrit présente une synthèse des travaux de recherche réalisés dans le cadre d'un partenariat INRAE – ANDRA et qui avait pour but de répondre, du moins en partie, à cet enjeu. Ils furent structurés en deux grandes phases. La première consistait en une revue systématique de la littérature sur les relations qui existent entre la production agricole, les SE et les impacts liés au fonctionnement du sol, dans les systèmes de grandes cultures en climat tempéré. Afin de pouvoir comparer et synthétiser les résultats des 40 études sélectionnées, nous avons développé une nouvelle ontologie des SE et des impacts liés au fonctionnement du sol. Cette revue a permis de mettre en évidence que les relations entre la production de biomasse et les autres SE et impacts étaient majoritairement non significatives, confirmant qu'il n'y a pas d'antagonisme systématique entre production agricole et SE de régulation. Elle a également permis d'identifier des relations qui n'ont pas été étudiées dans les études synthétisées, comme celles entre la séquestration du C et la régulation de la qualité physique du sol ou le maintien de sa biodiversité. En outre, une analyse des effets des déterminants de ces services a révélé que les trois piliers de l'agriculture de conservation et la fertilisation organique semblent être des pratiques prometteuses pour promouvoir l'expression de bouquets équilibrés de SE. La seconde phase a été basée sur la modélisation et simulation des systèmes de culture actuels et agroécologiques au sein du territoire de l'Observatoire Pérenne de l'Environnement de l'ANDRA. Elle avait comme objectifs d'évaluer les effets de systèmes visant une plus grande autonomie en azote et une atténuation du changement climatique sur les relations temporelles qui existent entre la production agricole, 5 SE et 3 impacts environnementaux liés au fonctionnement du sol. Ces systèmes de culture ont été conçus en mobilisant trois leviers agronomiques : a) les couverts intermédiaires avec légumineuse (trèfle incarnat), b) les légumineuses à grain (pois) et c) les légumineuses fourragères (luzerne). Pour évaluer les performances de ces systèmes, nous avons mobilisé le modèle de culture STICS, qui simule le fonctionnement du système sol-plante au pas de temps journalier. Cette analyse a été réalisée sur deux périodes de 20 ans : une première simulation en climat passé récent (2000-2021), et une seconde simulation, sous projection climatique RCP 8.5 (2036-2057). Si la plupart des relations temporelles analysées ressortent non significatives, il apparaît que la mise en place de couverts intermédiaires longs dans la rotation permet de fournir les plus hauts niveaux de séquestration de carbone et de fourniture en azote minéral et parmi les plus bas niveaux de lixiviation d'azote.

**Mots clés :** Légumineuses, synergies, antagonismes, Modèle STICS, Atténuation, Relations entre services

### Relationships between agricultural production, ecosystem services and impacts linked to soil functioning: What effects of N self-sufficient cropping systems in the context of climate change?

#### Summary:

Agricultural soils provide many ecosystem services (ES) to farmers and Society such as green and blue water provision, nutrient provision to crops, water quality regulation, carbon sequestration etc. However, most cropping systems are still intensively managed, based on chemical inputs, with little to no consideration of the possible effects of such practices on the environment and the ability of soils to provide these ES. One issue of agroecological transition is to design more sustainable production systems, with limited use of chemical inputs, that provide and benefit from biodiversity and the ES support of agricultural production. We thus need to improve our knowledge on the spatio-temporal relationships that may exist between management practices, agricultural production, ES and environmental impacts. This manuscript synthesizes the results of a three years INRAE-ANDRA collaboration that aimed at providing key information on soil-crop functioning while facing this challenge. This work was structured into two parts. We first conducted a systematic literature review of the relationships between agricultural production, the ES and the impacts linked to soil functioning, within temperate annual production systems. In order to be able to compare the results of the 40 studies selected, we developed a new ontology of soil-based ES and impacts. This review evidenced mainly non-significant relationships between Biomass production and the ES and impacts investigated suggesting that there is no systematic trade-off between agricultural production and regulating ES. We also identified key relationships that have never been investigated in the studies selected as those between C sequestration and Physical soil quality regulation or Soil biodiversity. Also, an analysis of the effects of drivers of these ES revealed that the three pillars of conservation agriculture, as well as organic fertilization, seem promising practices to provide balanced bundles of ES. We then performed simulation analyses of actual and agroecological cropping systems of the French long-term Environmental Observatory of ANDRA. The objectives were to assess the effects of more N self-sufficient cropping systems, with a climate change mitigation purpose, on the temporal relationships between agricultural production, 5 ES and 3 impacts linked to soil functioning. These cropping systems were designed by implementing three agroecological management practices: a) long cover crops with legume (crimson clover), b) grain legumes (pea) and c) fodder legumes (alfalfa). To assess the performances of these systems, we used the STICS model, that simulates the functioning of the soil-crop system at a daily time-step. Simulations were run over two 20-years time periods: a first one for recent past climate (2000-2021) and a second one for future climate projection using RCP 8.5 (2036-2057). If most of the temporal relationships analysed were non-significant, results highlighted that the use of long cover crops in the rotation provided the highest values of N provision to crops and C sequestration and the lowest values of NO<sub>3</sub> lixiviation.

**Keywords:** Legume, synergies, trade-offs, STICS model, mitigation, ecosystem services relationships