



Quantification expérimentale et modélisation de la production, des flux d'eau et d'azote en systèmes de culture biologiques

Lucia Rakotovololona

► To cite this version:

Lucia Rakotovololona. Quantification expérimentale et modélisation de la production, des flux d'eau et d'azote en systèmes de culture biologiques. Agronomie. Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France, 2018. Français. <NNT : 2018IAVF0024>. <tel-02941743>

HAL Id: tel-02941743

<https://pastel.hal.science/tel-02941743v1>

Submitted on 17 Sep 2020

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.



HAL Authorization

THESE DE DOCTORAT

préparée à l'Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech)

pour obtenir le grade de

Docteur de l'Institut agronomique vétérinaire et forestier de France

Spécialité : Sciences Agronomiques

École doctorale n° 581

Agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES)

par

Baovola Lucia RAKOTOVOLOLONA

**Quantification expérimentale et modélisation de la production, des
flux d'eau et d'azote en systèmes de culture biologiques**

Directeur de thèse : **Bruno MARY**

Co-encadrement de la thèse : **Nicolas BEAUDOIN**

Thèse présentée et soutenue à Paris, le 20 Décembre 2018 :

Composition du jury :

M. Alexandre PERY, ICPEF, AgroParisTech

Mme Martine GUERIF, Directrice de Recherche, INRA, UR EMMAH

M. Gilles BILLEN, Directeur de Recherche, UPMC - CNRS, UMR METIS

Mme Chantal LOYCE, Maître de Conférence, AgroParisTech

Mme Delphine MOREAU, Chargée de Recherche, INRA, UR Agroécologie

M. Raphaël CHARLES, Docteur, Chef de l'Antenne romande, FiBL (Suisse)

M. Nicolas BEAUDOIN, Ingénieur de Recherche, INRA, UR AgrolImpact

M. Bruno MARY, Directeur de Recherche, INRA, UR AgrolImpact

Président du jury

Rapporteur

Rapporteur

Examinatrice

Examinatrice

Examineur

Co-encadrant

Directeur de thèse

INRA UR 1158 AgrolImpact

80, Rue Pierre Gilles de Gennes, 02000 BARENTON BUGNY

*Ad maiorem Dei gloriam
inque hominum salutem*

Remerciements

Ces quatre années de thèse ont été une aventure enrichissante et pleine d'émotions, de rencontres, de découvertes, d'évènements en tout genre. Une aventure qui m'a fait grandir. A toutes les personnes qui ont été présentes, qui m'ont aidé à parcourir ce chemin et arriver jusqu'au bout, je vous dis : « Un grand merci, sincèrement ».

Merci aux rapporteurs et à l'assemble du jury de thèse pour leur évaluation et leurs suggestions ; j'y associe Christophe et Xavier, initialement partants mais malheureusement empêchés.

Merci au Département Environnement & Agronomie de l'INRA et à l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) pour la bourse de thèse. A l'AESN, au programme PIREN Seine et aux expertises scientifiques de Bruno et Nicolas, qui ont permis de financer les activités de recherche liées à la thèse, à travers le projet ENBIOexpé.

Merci à tous les partenaires du projet ENBIOexpé. A Aïcha et Elise, d'Agro-Transfert, pour la franche collaboration, l'animation du réseau, l'organisation et la participation aux ateliers de travail, la participation aux prélèvements sur terrain. Aux conseillers des Chambres d'Agriculture en Hauts-de-France et de l'association Bio en Hauts-de-France : Gilles, Alain, Pierre, Mélanie, Hélène, Antoine et les autres, qui ont interagi avec nous, cogité, participé sur terrain, motivé les agriculteurs. Et surtout, aux agriculteurs, qui ont participé au projet ENBIOexpé, nous ont accueilli dans leurs parcelles et dans leurs fermes, interagi au cours de ces années et répondu présents pour nos nombreuses réunions et ateliers : Jean-Michel et Thomas, François, Jean-Luc, Raoul, Richard, Jean Yves et Nadou, François, Mathieu.

Merci au directeur de l'Ecole doctorale ABIES, Alexandre, pour la compréhension, la réactivité et les encouragements à aller jusqu'au bout de mon entreprise. Au personnel administratif de l'ABIES, Corinne et Odile, pour leur accompagnement et leur travail.

Merci à l'Unité AgrolImpact de l'INRA. Au directeur de l'Unité, Joël, pour l'accueil chaleureux durant toutes ces années, depuis mon séjour en stage en 2013. A Valérie et Brigitte, pour le gros travail administratif. A l'équipe du projet ENBIOexpé, avec qui j'ai travaillé. A l'équipe STICS, pour avoir cogité et travaillé dur sur la version de recherche utilisée et les espèces calibrées. A toute l'équipe de Laon, qui n'a pas hésité à me donner un coup de main sur terrain ou au labo. Aux chercheurs de l'INRA, qui m'ont aidé à construire et renforcer mes idées, ou discuter sur mes résultats. Aux collègues de Mons qui ont contribué au projet de thèse.

Merci à mon directeur de thèse, Bruno, pour m'avoir guidé dans les raisonnements et donné son avis et ses conseils précieux sur la démarche, les résultats, le travail de rédaction.

Merci à mon encadrant de thèse, Nicolas, pour beaucoup. Pour toutes ces années, pour la patience et la persévérance, pour l'encadrement, pour l'investissement personnel à la réussite de ce projet de thèse, pour la bienveillance.

Merci à Eric, pour les près de 40000 km parcouru pour la thèse, les innombrables heures sur terrain et au labo. A Anita, pour m'avoir aidé et secondé comme un chef au labo, pour toutes les heures passées à triturer des échantillons de sol et de plantes en tout genre. A Mathieu, Caroline et tout le personnel temporaire qui ont contribué à la thèse : Alix, Anthony, Amélie. Aux stagiaires avec qui j'ai travaillé et que j'ai encadré : Célia, Amélie, Marc.

Merci aux membres du comité de pilotage de la thèse, Aïcha, Elise, Laetitia, Nathalie, Eric et Thomas, pour m'avoir aidé à structurer mes idées et renforcer la cohérence du travail. Pour la disponibilité, les commentaires constructifs, et le suivi de l'avancement de la thèse.

Merci à mes amis, qui m'ont entouré, soutenu, encouragé, aidé : Père Francis, Frida, Florent, Bénédicte, Marie-Laure, Fabien, Caroline, Céline, Hugues, Loïc, Xiaogang, Cécilia et les autres. Pour les échanges, les sorties, le covoiturage, les pauses, mais surtout d'avoir été là et parcouru ce bout de chemin avec moi. Et à Nicolas et sa famille pour leur accueil et sympathie.

Merci à mes parents, pour leur amour et leur soutien inconditionnel. A Stéphanie et Maxime, pour l'accueil, l'encouragement et les bons moments. A Alexandre, pour son aide, son encouragement, et son soutien. A Gloria et Valisoa, pour leur soutien moral, les prières et leur encouragement. A Antsa, pour le chemin parcouru et les moments partagés. A tonton Nono et sa famille, pour leur accueil chaleureux. A Eric et sa famille, et tous les autres cousins. A ma grand-mère pour avoir cru en moi et prié pour ma réussite. A tous les membres de la famille qui ont été et seront toujours là.

A toutes ces personnes et toutes celles qui ont contribué de près ou de loin à la réussite de cette thèse, je réitère mes sincères remerciements.

Et je rends grâce au Seigneur de m'avoir donné la force et le courage de parvenir au bout de ce projet, et d'avoir mis les bonnes personnes sur mon chemin.

A mes parents.

In memoriam bebe Josée.

Table des matières

Remerciements	i
Table des matières	iv
Liste des figures	ix
Liste des tables	xi
Chapitre 1. Introduction générale	1
1.1. Contexte général.....	1
1.1.1. Les défis et enjeux globaux de l'agriculture	1
1.1.2. Les systèmes de production durables.....	2
1.1.3. Les méthodes pour évaluer la durabilité des systèmes de culture	3
1.2. L'Agriculture Biologique : prototype de système de production durable ?.....	4
1.2.1. Le label « Agriculture Biologique » en Europe	4
1.2.2. La production en agriculture biologique	5
1.2.4. Les systèmes de grandes cultures spécialisés en AB.....	6
1.2.3. Les performances environnementales de l'agriculture biologique	7
1.3. Cadre de réalisation de la thèse.....	9
1.3.1. Enjeux scientifiques de l'Unité INRA d'accueil AgrolImpact	9
1.3.2. Le projet de recherche ENBIOexpé	9
1.4. Présentation de la thèse	10
1.4.1. Problématique, objectifs et hypothèses	10
1.4.2. La stratégie scientifique adoptée	11
1.4.3. Structure du manuscrit.....	12
Chapitre 2. Matériels et méthodes	14
2.1. Le réseau de parcelles en agriculture biologique	14
2.1.2. Mise en place du réseau de parcelles suivies.....	14
2.1.2. Les systèmes de grandes cultures étudiés	16
2.2. Le suivi expérimental du réseau de parcelles agricoles.....	19

2.2.1. Les périodes de mesure	19
2.2.2. Les mesures sur les cultures et les adventices	19
2.2.3. Les mesures sur le sol	21
2.2.4. La base de données expérimentales produite	22
2.3. La modélisation des systèmes de culture biologiques	22
2.3.1. Le modèle de calcul des flux d'eau et d'azote LIXIM	23
2.3.2. Le modèle sol-plante STICS	23
2.4. Le couplage suivi expérimental et modélisation	24
2.4.1. Les différentes échelles d'analyse	24
2.4.2. Usages de la base de données	25
Chapitre 3. Driving factors of nitrate leaching from arable organic cropping systems in Northern France	28
3.0. Abstract	29
3.1. Introduction	30
3.2. Materials and methods	31
3.2.1. The organic fields network	31
3.2.2. Measurements and calculations	35
3.2.3. A meta-model for predicting N leaching	39
3.3. Results	40
3.3.1. Crop yield, N uptake and BNF	40
3.3.2. Soil water and mineral N stocks	41
3.3.3. Soil water and nitrogen fluxes at the field scale	47
3.3.4. A predictive metamodel of nitrogen leaching at the field scale	51
3.4. Discussion	56
3.4.1. Diversity of crops and practices	56
3.4.2. Driving factors of N leaching	56
3.4.3. Environmental performances of SOCS	58
3.5. Conclusion	60

3.6. Acknowledgements.....	61
3.7. Transition.....	62
Chapitre 4. Diagnostic des facteurs limitant la production des céréales en agriculture biologique par couplage d'observation et d'une modélisation déterministe	63
4.0. Abstract	64
4.1. Introduction	65
4.2. Matériels et méthodes.....	67
4.2.1. Dispositif expérimental.....	67
4.2.2. Suivi expérimental	72
4.2.3. Analyse des données expérimentales	73
4.2.4. Modélisation des cultures	75
4.2.5. Calcul et analyse de l'écart au rendement ou yield gap	77
4.3. Résultats.....	78
4.3.1. Variabilité du rendement observé et relations avec les facteurs biotiques	78
4.3.2. Performances de prédiction du modèle STICS	80
4.3.3. Rendements potentiels et indices de stress abiotiques simulés	85
4.3.4. Quantification et décomposition du yield gap	87
4.3.5. Facteurs d'occurrence du yield gap en systèmes en AB.....	87
4.4. Discussion	90
4.4.1. Importance du yield gap et de sa variabilité	90
4.4.2. Limitation en azote des céréales en agriculture biologique	91
4.4.3. Les déterminants du yield gap résiduel.....	92
4.4.4. Intérêts et limites de la modélisation des grandes cultures en AB.....	93
4.4.5. Opérationnalité de la méthode employée	95
4.5. Conclusion.....	96
4.6. Remerciements.....	97
4.7. Transition.....	98
Chapitre 5. Approche participative pour l'évaluation <i>ex ante</i> de la gestion de l'azote dans les systèmes de grandes cultures biologiques.	99

5.0. Abstract	100
5.1. Introduction	101
5.2. Matériels et méthodes.....	103
5.2.1. Co-construction de l'expérimentation numérique	103
5.2.2. Sélection des cas d'étude.....	104
5.2.3. Modèle biophysique de simulation des scénarios	106
5.2.4. Modélisation des scénarios de gestion d'azote en parcelles AB	106
5.2.5. Test des leviers de gestion d'azote à travers une expérimentation numérique ..	108
5.2.6. Evaluation des scénarios alternatifs dans le cadre d'une démarche participative	108
5.2.7. Traitements statistiques.....	108
5.3. Résultats.....	109
5.3.1. Qualités prédictives du modèle STICS pour reproduire les cas réels étudiés	109
5.3.2. Les leviers d'action proposés pour mieux gérer l'azote en AB	109
5.3.3. Impacts de la gestion automnale après un précédent de légumineuses à graines	114
5.3.4. Impacts de la gestion de la destruction d'une luzernière.....	121
5.3.5. Evaluation des scénarios alternatifs proposés	126
5.4. Discussion	127
5.4.1. Amélioration de la gestion de l'azote en systèmes de culture en AB.....	127
5.4.2. Emission de GES et pratiques de gestion d'azote en systèmes en AB	130
5.4.3. Outils d'aide à la conception multicritère de systèmes de cultures biologiques ..	130
5.5. Conclusion	132
5.6. Remerciements.....	132
Chapitre 6. Discussion générale, conclusions et perspectives.....	133
6.1. Rappel des objectifs de la thèse	133
6.2. Intérêts et limites de l'étude en réseau de parcelles agricoles.....	133
6.2.1. Le dispositif expérimental	133
6.2.2. Le suivi expérimental.....	135

6.2.3. Le couplage suivi expérimental et modélisation	137
6.3. Bilan des performances des systèmes de grandes cultures biologiques	138
6.3.1. Productivité des cultures.....	138
6.3.2. Drainage, dynamique de l'azote minéral du sol et lixiviation de nitrate.....	140
6.3.3. Pertes gazeuses d'azote	142
6.4. Intérêts et limites de la modélisation déterministe des systèmes de cultures biologiques	142
6.4.1. Complexité des systèmes étudiés, difficultés méthodologiques et d'ingénierie de la modélisation en AB	142
6.4.3. Les défis de la modélisation en AB.....	144
6.5. Démarche participative et production de références	144
6.5.1. Genèse de la problématique.....	144
6.5.2. La production et la valorisation de références en AB	145
6.5.3. La place et les apports de la démarche participative	145
6.6. Conclusions générales et perspectives	146
Références.....	149
Annexes	172
I. Fiche résumé du projet ENBIOexpé.....	172
II. Annexes méthodologiques.....	174
III. Annexes du chapitre 3 sur les facteurs déterminant la lixiviation.....	183
IV. Annexes du chapitre 4 sur le <i>yield gap analysis</i>	186
Abstract	189
Résumé	190

Liste des figures

Figure 1. Schéma de principe de la cascade de l'azote (Billen et al., 2013).....	2
Figure 2. Représentation hypothétique des stocks et flux d'azote de deux systèmes de culture contrastés : (a) conventionnel et biologique (b).	8
Figure 3. Schéma de principe des interactions entre les deux projets ENBIOexpé de l'INRA et Agri-Bio d'Agro-Transfert Ressources & Territoire.....	14
Figure 4. Localisation des différentes exploitations agricoles en AB par rapport aux bassins hydrologiques Seine Normandie et Artois Picardie.	15
Figure 5. Rotation théorique des systèmes de culture (SC) rencontrés et positionnement des parcelles-années suivies.	17
Figure 6. Principe de fonctionnement du modèle LIXIM : stockage (à gauche) et transfert d'eau et de nitrate (à droite), (d'après Mary et al. 1999).....	23
Figure 7. Principe de fonctionnement du modèle STICS (d'après Brisson et al. 1998)	24
Figure 8. Emboîtement des différentes échelles spatio-temporelles d'acquisition et d'analyse des données.....	25
Figure 9. Usages de la base de données expérimentales	26
Figure 10. Evolution of soil nitrate content in four fields, representing the smaller (a), intermediate (b and c), and greater (d) interannual mean nitrate content.....	46
Figure 11. LIXIM model evaluation: calculated values of soil nitrate content (kg N ha^{-1}) versus observed values over the whole profile (0-150 cm) and in the deepest layer (120-150 cm) (inset).	47
Figure 12. Average drainage (a, mm yr^{-1}), leaching (b, $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and nitrate concentration (c, $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) per crop sequence at the field scale, for varying climatic scenario (Actual, Q1, Q2, Q3).	50
Figure 13. Comparison of the calculated and the predicted N leaching ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) by the metamodel, for the eleven cropping system (CS).	55
Figure 14. Relations entre variables observées à l'échelle du bloc définies par espèce : (a) rendement en grains (Yoc, en t MS ha^{-1}) et matière sèche aérienne à la récolte (Boc, en t MS ha^{-1}); et (b) nombre de grains par m^2 à la récolte et quantité d'azote dans la plante mesurée à la floraison (QNoc, en kg N.ha^{-1}).	82
Figure 15. Ratio de rendement p en fonction de la biomasse des adventices mesurée à la récolte sur la même placette, avec un calcul de Ymax pour $k=2$	83

Figure 16. Evaluation des qualités prédictives du modèle STICS pour simuler : a) le stock en azote nitrique du sol (SMN) et le stock en eau du sol (SWC) par année récolte ; et b) la biomasse aérienne (Boc), l'azote mobilisé par la plante (QNoc), et c) l'indice de nutrition azoté (INNj) par espèce.	84
Figure 17. Représentation des différents niveaux de rendements du blé (a) et du triticale (b) : les rendements potentiels simulés sans limitations en eau et azote (Ypot), avec limitation en eau (Yw), avec limitation en azote (YN), et avec limitations en eau et azote (YWN), les rendements observés moyen (Yoc) et maximal (Ymax1).....	85
Figure 18. Modèle de prédiction du yield gap résiduel YGres en fonction des indicateurs de pression des bio-agresseurs (note de maladies foliaires à la floraison et biomasses d'adventices à la récolte).....	89
Figure 19. Exemples de schéma des enchainements d'USM pour les deux situations problématiques : (a) après légumineuses à graines, et (b) après retournement de la luzerne.	107
Figure 20. Qualités prédictives du modèle pour les cas-tests en situation réelle, à l'échelle des parcelles-année.....	110
Figure 21. Dynamique du stock d'azote minéral des USMs initialisés avant la mise en place de la luzerne (Strullu et al., in revision).....	111
Figure 22. Dynamique moyenne du stock d'azote minéral du sol (kg N ha^{-1}) pour les scénarios de gestion automnale, avec interculture courte (IC) et interculture longue (IL), pour les trois parcelles p02, p13 et p36.	117
Figure 23. Quantité d'eau drainée simulée pour chaque parcelle au cours des années B1 et B2 en fonction de la gestion automnale.	120
Figure 24. Dynamique du stock d'azote minéral du sol (kg N ha^{-1}) après le retournement de luzerne pour les trois parcelles p27 (a), p31 (b) et p34 (c).	123
Figure 25. Quantité d'eau drainée simulée pour chaque parcelle au cours des années B1 et B2 en fonction de la gestion de la luzerne.	122
Figure 26. Efficience azotée des 11 systèmes de cultures biologiques, à partir des données présentées dans le tableau 9.....	140
Figure 27. Comparaison des stocks d'azote minéral mesurés en Novembre en AB (réseau de parcelles suivies) et en AC (base de données de l'Aisne issue du réseau AZUR), par séquence culturale	141

Liste des tables

Tableau 1. Echelles de calcul et d'agrégation des variables d'intérêt	27
Table 2. Characteristics of the monitored organic farms and cropping systems (CS).....	33
Table 3. Physical and chemical characteristics of soils.....	34
Table 4. Average climatic characteristics of the nine studied sites during the whole year and the drainage period, for each studied year, for the 1990-2017 period and for the reference years for climatic scenarios.	35
Table 5. Measured crop yields, N content of harvested organs, biological N fixed by legume crops (BNF) and N exported by crops.	43
Table 6. Soil water content (SWC, mm), soil mineral nitrogen (SMN, kg N ha ⁻¹) and crop N (kg N ha ⁻¹) measured at four dates: arithmetic mean values per year, soil type or crop sequence.	44
Table 7. Arithmetic average of drained water (mm y ⁻¹), N leached (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) and nitrate concentration (mg NO ₃ L ⁻¹) per year, soil type or crop sequence.	49
Table 8. Equation, parameters and performance of the leaching metamodels.....	52
Table 9. N budget at the rotation scale (weighed averages).	53
Tableau 10. Historique culturale (années n-1 et n-2) des 29 situations de blé ou triticales suivies.	69
Tableau 11. Caractérisation de l'itinéraire technique et du stock d'azote minéral du sol en sortie d'hiver au cours de l'année n, des 29 situations culturales étudiées.	70
Tableau 12. Caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface des situations étudiées : teneurs en argile, N organique et en calcaire, et pH du sol et capacité de rétention en eau du sol (WHC).	71
Tableau 13. Température moyenne journalière (T, en °C), cumuls annuels de précipitations (P, en mm.an-1) et d'évapotranspiration potentielle (ETP, en mm.an-1) pour la période allant du 01-Septembre au 31-Août.	71
Tableau 14. Variables mesurées sur les cultures de blé et triticales en AB par espèce et par année : biomasses aériennes (Boc, en t MS ha ⁻¹), teneur en azote dans la plante (Noc, en g.kg ⁻¹), indice de nutrition azotée (INNj), rendement en grains (Yoc, en t MS ha ⁻¹), biomasse de pailles à la récolte (Soc, en t MS ha ⁻¹), teneurs en azote des grains et des pailles (Nog et Nop, en g.kg ⁻¹), indice de récolte carbone et azote (IRC et IRN), nombre de grains par m ² (ng) et poids de mille grains (pmg, en g).....	81

Tableau 15. Paramètres ajustés du modèle expliquant le ratio de rendement (p) à la placette en fonction de la biomasse des adventices à la récolte (Boa).....	82
Tableau 16. Evaluation de la qualité prédictive du modèle STICS pour simuler les variables sol (SMN, SWC) et cultures (biomasses, quantités d'azote, indice de nutrition azotée et composantes de rendement), sur base des critères statistiques (MD, RMSE, rRMSE, R ² et Eff).	83
Tableau 17. Indices de stress azoté médians en phases végétative (INN1) et en phase reproductive (INN2) simulés par le modèle par espèce et année.....	87
Tableau 18. Décomposition du yield gap moyen par culture et par année, en valeurs absolue et relative.....	88
Tableau 19. Relations entre le yield gap, le yield gap résiduels et les caractéristiques des systèmes de culture rencontrés (N=58).	90
Tableau 20. Caractéristiques culturelles des cas-test.....	105
Tableau 21. Description des fauches de luzerne des cas-test avec précédent de luzerne..	105
Tableau 22. Caractéristiques pédologiques des cas-test.....	105
Tableau 23. Les scénarios alternatifs de gestion simulés, correspondant aux situations culturelles S1 (a) et S2 (b).....	112
Tableau 24. Effets de la gestion automnale sur les biomasses produites (MSci ; t MS ha ⁻¹) et la quantité d'azote mobilisé pendant l'interculture (QNci ; kg N ha ⁻¹).....	114
Tableau 25. Effets moyens de la gestion automnale sur les cultures en années B1 et B2..	118
Tableau 26. Effets moyens de la gestion automnale sur la minéralisation (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹), la lixiviation de nitrate (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹) et les émissions cumulées de N ₂ O (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹) en années B1 et B2.....	119
Tableau 27. Effets moyens de la gestion de la destruction de la luzerne sur les cultures en année B1 et B2.....	124
Tableau 28. Effets moyens de la gestion de la destruction de la luzerne sur la minéralisation (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹), la lixiviation de nitrate (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹) et les émissions cumulées de N ₂ O (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹) en années B1 et B2.	125
Tableau 29. Variabilité des rendements et teneurs en azote des parties végétales des parcelles du réseau AB, à partir des données présentées dans le tableau 5	139

Chapitre 1. Introduction générale

1.1. Contexte général

1.1.1. Les défis et enjeux globaux de l'agriculture

Les surfaces cultivées représentent plus du tiers des usages de sol dans le monde. L'agriculture a ainsi un rôle primordial à jouer dans la gestion des différentes crises globales : sécurité alimentaire, changement climatique, raréfaction des ressources naturelles non renouvelables, disparition de la biodiversité, déforestation et érosion des sols, pauvreté et santé humaine. Les différentes fonctions de production de l'agriculture comprennent l'alimentation humaine et animale, la production de matières premières et la fourniture d'énergie biosourcée, ces trois valorisations pouvant entrer en compétition pour l'accès à la terre ainsi qu'aux ressources naturelles et humaines (Godfray *et al.* 2010). Mais les rôles attendus des ressources en sols agricoles sont nombreux et complexes et dépassent les seuls objectifs de production. Au-delà de l'augmentation de la production agricole, pour assurer l'alimentation d'une population mondiale croissante, ou de biomasse lignocellulosique pour la production d'énergie « verte », sont attendus, entre autres, des services associés à la séquestration de carbone dans les écosystèmes terrestres, à la mitigation des risques de pollution des ressources en eau, à la préservation de la biodiversité (Lal 2008).

Actuellement, l'agriculture contribue en effet aux différentes sources de pollution diffuse de l'eau, du sol et de l'air. La cascade de l'azote (Figure 1) correspond au transfert de l'azote réactif en excès vers les différents compartiments du milieu : air, sol, eau (Galloway *et al.* 2003; Billen, Garnier, et Lassaletta 2013). Dans les agroécosystèmes, l'azote réactif provient à la fois des sources externes, par les apports de fertilisants de synthèse et la fixation de l'azote atmosphérique des légumineuses, et de sources préexistantes, incluant l'incorporation de résidus de culture, les effluents organiques et l'eau d'irrigation ; et il est estimé que 50-70% de l'azote fourni au sol est perdu (Hodge, Robinson, et Fitter 2000; Galloway et Cowling 2002). Cet excès d'azote réactif d'origine anthropogénique produit de multiples impacts aux échelles locales, régionales et globales (Battye, Aneja, et Schlesinger 2017). L'eutrophisation des zones côtières, par exemple, est en grande partie due à l'augmentation des entrées d'azote provenant de sources agricoles (Howarth 2008). Les systèmes agricoles émettent également des gaz à effet de serre par de nombreuses voies, dont l'utilisation d'énergie fossile pour la machinerie ou la fabrication des fertilisants de synthèse, ou encore la stimulation de l'activité biologique à l'origine d'émissions de dioxyde de carbone (CO₂) et d'oxyde nitreux (N₂O) notamment. Cette dernière dépend des modalités de gestion des sols (travail du sol, gestion des résidus de culture par exemple) ou d'usage d'intrants (fertilisants de synthèse, fumiers)

(Skinner *et al.* 2014). Au-delà de son potentiel de réchauffement, 265 fois plus élevé que celui du CO_2 , le N_2O est aussi un contributeur majeur de la diminution de la concentration de l'ozone dans la stratosphère (Ravishankara *et al.*, 2009). Les émissions de NH_3 et NO_x contribuent en outre à la formation de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) qui sont associées à de nombreux impacts sur la santé humaine et aux pluies acides (Lelieveld *et al.*, 2015). Elles représentent par ailleurs une source indirecte d'oxyde nitreux (Cameron, Di, et Moir 2013).

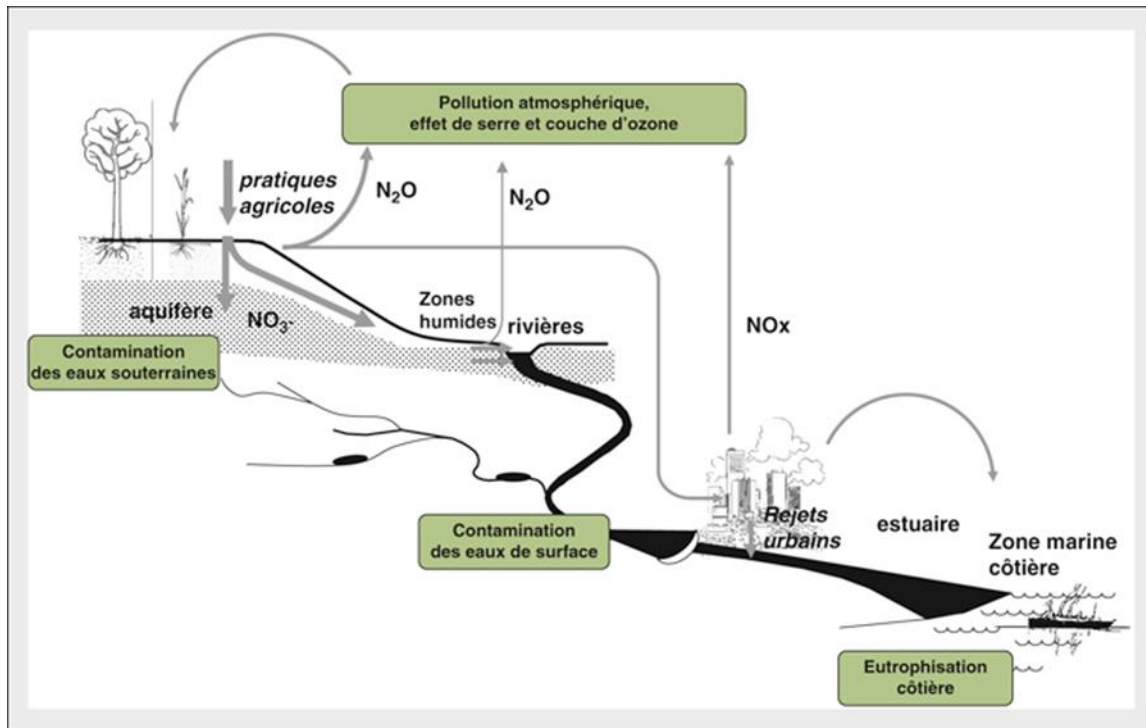


Figure 1. Schéma de principe de la cascade de l'azote (Billen *et al.*, 2013)

La vitesse à laquelle les excédents de nutriments, pesticides et autres polluants sont libérés et affectent les écosystèmes en aval, le degré avec lequel les systèmes agricoles affectent l'écologie des communautés biologiques, sont déterminés par les interactions entre l'environnement biotique (les plantes, la faune et la flore du sol) et abiotique (le sol, l'eau, l'air, la lumière) intervenant dans la parcelle (Robertson et Swinton 2005). Ainsi, selon la rotation culturale appliquée à la parcelle et les pratiques associées, la nature et l'intensité des impacts environnementaux peuvent varier, affectant la capacité du système considéré à être durable.

1.1.2. Les systèmes de production durables

Le concept de durabilité part du principe qu'il faut assurer les besoins de la génération actuelle sans compromettre la capacité des générations futures d'assurer leurs propres besoins (Keeble 1988). Il repose sur l'équilibre des dimensions écologique, économique et sociale. Concevoir et mettre en œuvre des systèmes de production atteignant les objectifs énoncés par les principes de l'agriculture durable nécessite que la recherche travaille à différentes

échelles, de celle de la plante et de son fonctionnement à celle du système de culture, de l'exploitation, du paysage (Spiertz 2010), voire du système alimentaire mondial.

Des approches différentes ont été développées au cours des décennies passées pour tenter d'assurer la durabilité des systèmes de production agricole. Une première approche suggère que l'optimisation de l'agriculture conventionnelle (AC) pourrait réduire ou éliminer ses nombreux effets indésirables (Schaller 1993). Il s'agit d'optimiser l'efficacité d'utilisation des ressources et d'augmenter la productivité des cultures en s'appuyant notamment sur les avancées techniques et technologiques, dans une logique de « produire plus en utilisant moins ». Par exemple, assurer l'intensité et la synchronisation des apports d'intrants azotés aux besoins des cultures devrait permettre à la fois d'obtenir des rendements agricoles élevés et une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote, limitant ainsi les pertes potentielles vers l'environnement (Spiertz 2010). Le principal avantage de cette approche est de ne pas bouleverser les systèmes de culture existants. Cependant, il est peu probable que la voie technologique suffise pour atteindre les objectifs fixés et adapter les systèmes de production dans un contexte de changements globaux de l'environnement (Eriksen *et al.* 2011). De ce fait, il semble important d'explorer plus avant le potentiel d'une seconde approche qui nécessite des changements plus fondamentaux des systèmes de culture (Schaller 1993). Il s'agit notamment de rechercher des systèmes de culture plus autonomes en intrants, en s'appuyant sur les synergies proposés par l'ingénierie écologique (Galloway *et al.* 2003; Sutton *et al.* 2011). Par exemple, le maintien de couvert végétal dans les systèmes de culture à base de légumineuses, ou les associations de cultures pérennes et annuelles, permettent d'avoir de réduire l'usage des fertilisants de synthèse tout en limitant les pertes d'azote (Crews et Peoples 2004). L'intensification écologique met ainsi l'accent sur la compréhension et l'intensification des processus et fonctions biologiques et écologiques de l'agroécosystème (Wezel *et al.* 2015) au lieu d'avoir recours à des intrants externes.

Ainsi les modifications des systèmes peuvent se positionner sur le gradient décrit par l'acronyme ESR : Efficience, Substitution et Reconception (Hill 1985). Pour pouvoir évaluer les performances de ces approches, les comparer, voire chercher à les améliorer, il est nécessaire de se doter de méthodes d'évaluation des systèmes de culture et de leur durabilité.

1.1.3. Les méthodes pour évaluer la durabilité des systèmes de culture

Un système de culture est défini par la nature des cultures et leur succession ainsi que par l'itinéraire technique suivi, qui correspond à un ensemble logique et ordonné de pratiques culturales appliquées à chaque culture (Sebillotte 1978, 1990). C'est donc un système complexe. L'évaluation d'un système de culture peut être réalisée selon différentes approches qui peuvent être complémentaires : mesure expérimentale de variables d'intérêt, recours à

des indicateurs et modélisation. La première méthode permet de couvrir une ou quelques composantes de la durabilité des systèmes à évaluer. Elle mobilise des moyens importants, et n'est pas facilement accessible à l'échelle de réseau de parcelles. Les deux autres approches constituent des alternatives aux mesures directes.

Un indicateur est défini comme étant une variable qui fournit une information sur d'autres variables difficilement accessibles (Gras *et al.* 1989). L'établissement de bilans d'éléments nutritifs, à l'échelle de la parcelle, du système de culture ou de la ferme, constitue par exemple une méthode basée sur des indicateurs fréquemment utilisée pour évaluer la durabilité (exemples : Boldrini *et al.* 2007; Bassanino *et al.* 2011). Le surplus d'azote, défini comme étant la différence entre l'ensemble des entrées d'azote à l'échelle du système de culture au cours d'une période donnée et l'ensemble des sorties associées aux exportations de produits et éventuellement de résidus de culture, est souvent considéré comme un indicateur du potentiel de fuites d'azote vers l'environnement (Constantin *et al.* 2010).

La modélisation est définie comme étant une représentation simplifiée de la réalité, en fonction d'un objectif bien finalisé. Elle peut être appliquée à différentes échelles spatiales et temporelles, et permet d'accéder à différentes variables non mesurables expérimentalement. Selon les objectifs auxquels ils répondent, la nature des modèles, leur degré de complexité et les processus qu'ils prennent en compte diffèrent. Enfin, un modèle peut combiner des mesures expérimentales et des algorithmes en ayant recours à des processus d'optimisation.

Quelle que soit la méthode mobilisée, l'évaluation de la durabilité nécessite le recours à une approche multicritère intégrant les différentes composantes de la durabilité et pouvant considérer à la fois les enjeux globaux, tels que la quantification des économies de ressources (énergie et eau) et les émissions de gaz à effet de serre ; et/ou les enjeux locaux, comme les impacts environnementaux liés aux pesticides, aux composés azotés, à la préservation du sol ou de la biodiversité (Deytieux *et al.* 2016).

1.2. L'Agriculture Biologique : prototype de système de production durable ?

1.2.1. Le label « Agriculture Biologique » en Europe

Le concept d'agriculture biologique (AB) a été formalisé au niveau international en 2008, au cours de l'assemblée générale de la fédération internationale pour l'agriculture biologique (IFOAM), organisme établi depuis 1972 ralliant les différents acteurs et mouvements AB. L'AB y est défini comme étant un « système de production qui maintient et améliore la santé des sols, des écosystèmes et des personnes. L'agriculture biologique s'appuie sur des processus écologiques, la biodiversité et des cycles adaptés aux conditions locales, plutôt que sur l'utilisation d'intrants ayant des effets adverses ». Les mouvements en agriculture biologique

au niveau mondial reposent sur quatre principes éthiques, établis et préconisés par l'IFOAM : le principe de santé, le principe d'écologie, le principe d'équité et le principe de précaution. Ainsi, selon les principes qui la définissent et ses intentions, l'agriculture biologique pourrait être considérée comme un prototype de système de production durable.

L'AB, en tant que mode de production labellisé au niveau européen et français, est régie par une réglementation propre et est sujet à un contrôle et une certification. Un cahier des charges français (CCF), homologué en 2010, établit les modalités de production en AB. Les objectifs généraux, tels qu'ils sont définis par la réglementation européenne en vigueur (CE n°834/2007 du 28 juin 2007), sont d'établir un système de gestion durable pour l'agriculture qui, entre autres, respecte les systèmes et cycles naturels, maintient et améliore la santé du sol et de l'eau, vise à produire des produits de haute qualité, et vise la diversification des productions alimentaires et non alimentaires. En production végétale, ils se traduisent par l'application des principes suivants : une bonne gestion des procédés biologiques, une restriction du recours aux intrants exogènes, une limitation de l'usage des intrants chimiques de synthèse.

Selon le *Research Institute of Organic Agriculture* (FiBL) et l'IFOAM, les surfaces agricoles totales en AB dans le monde, incluant les terres en conversion, s'élèvent à 57.8 millions d'hectares en 2016, dont plus de deux tiers en prairies permanentes et 18% de terres arables (Willer et Lernoud, 2018). L'Europe comprend 13.5 millions d'hectares en AB, avec une évolution de +6.7% en 2016 par rapport à l'année précédente. En superficie, les cultures principales en AB en Europe sont les céréales, avec plus de 2.3 millions d'hectares, dont plus de la moitié en blé, puis les cultures fourragères (graminées, maïs fourrager et trèfle) avec 2.2 millions d'hectares, et les légumineuses à graines avec 0.4 million d'hectares.

1.2.2. La production en agriculture biologique

De nombreuses études et méta-analyses s'accordent à dire que l'AB produit en moyenne environ 20-25% en moins que l'AC dans les régions d'agriculture intensives (De Ponti *et al.* 2012; Seufert *et al.* 2012; Ponisio *et al.* 2015; Reganold et Wachter 2016; Shah *et al.* 2017). L'écart entre rendement en AB et AC varie selon les espèces cultivées, les conditions de cultures et les pratiques culturales (De Ponti *et al.* 2012; Seufert *et al.* 2012). Elle varie aussi selon le contexte : dans les pays en développement, la productivité des systèmes AB est équivalente à celle des systèmes intensifs, et bien supérieure à celle des systèmes traditionnels (FAO, 2007). Les systèmes à bas intrants ont ainsi un écart moindre entre AB et AC par rapport aux systèmes intensifs (Ponisio *et al.* 2015). L'utilisation d'effluents d'élevage permet de réduire cet écart de 15 à 21% (Shah *et al.* 2017), tandis que la diversification des cultures dans les rotations AB permet de réduire de 8 à 9% (Ponisio *et al.* 2015).

En termes de qualité, les produits AB ont très peu ou pas de résidus de pesticides de synthèse comparés aux produits AC (Baker *et al.* 2002; Barański *et al.* 2014; Reganold et Wachter 2016). Mazzoncini *et al.* (2015) ont trouvé que les qualités boulangères du blé en AB étaient moindres qu'en AC, cela étant dû au déficit en azote, mais les qualités nutritionnelles relatives aux composés phénoliques sont similaires. Selon Johansson *et al.* (2014), le mode de production biologique n'influence pas les composés nutritionnels bénéfiques à l'Homme, tels que les micronutriments dont le fer et le zinc, les caroténoïdes, les tocophérols et les composés phénoliques. Les produits animaux (lait, viande) présentent toutefois des différences qualitatives entre AB et AC (Palupi *et al.* 2012).

1.2.4. Les systèmes de grandes cultures spécialisés en AB

En Europe et France, la tendance générale est à la spécialisation, l'intensification et la simplification des systèmes de culture conventionnels, associée le plus souvent à une séparation croissante entre systèmes de grandes cultures et élevage (Mignolet *et al.* 2007). Cela constitue un élément de différenciation des systèmes de cultures à prendre aussi en compte en AB. La plus ou moins grande spécialisation des systèmes en AB, par exemple en grandes cultures ou en polyculture-élevage, ainsi que les possibilités de valorisation des produits, ont une influence importante sur le choix des espèces cultivées, de leur ordre dans la rotation et des pratiques culturales. Appliquée aux fermes biologiques, telle qu'évoquée par certains auteurs (Krell *et al.* 2000; Bellon et Pervern 2015), la spécialisation aurait pour conséquence l'accentuation des problèmes techniques à l'exemple de la maîtrise de adventices et de la gestion de la fertilisation. Les systèmes en AB sans élevage ont une forte probabilité d'être moins productifs par manque d'azote ou d'autres macro-éléments (Eltun *et al.* 2002; David *et al.* 2005; Torstensson *et al.* 2006). L'absence de valorisation de la complémentarité entre cultures et élevage conduit en effet à la complexification de la gestion de la nutrition azotée, voire phosphorée, en AB. La durabilité des systèmes sans élevage pose ainsi question (Foissy *et al.* 2014).

Différents leviers sont généralement mobilisés pour répondre aux besoins en azote des cultures dans ces systèmes sans élevage. Les principaux sont : i) l'introduction de légumineuses dans la rotation culturale, que ce soit en culture principale ou comme engrais vert (Miguez et Bollero 2005; Askegaard et Eriksen 2008; Fontaine *et al.* 2012) ; ii) un meilleur recyclage des résidus de culture; iii) des apports exogènes de fertilisants azotés sous forme organique provenant d'effluents industriels comme la vinasse, de préparations commerciales c'est-à-dire les produits fertilisants préparés à partir de divers produits organiques d'origine animale et/ou végétale autorisés en AB (soie de porc, farine de viande, farine de plume, guano, tourteaux et pulpes, poudre d'os, poudre de poils, extrait de vinasses de betterave, fientes et fumier de volailles, lactosérum hydrolysé, co-produit d'amidonnerie, fumier bovin, résidus

d'abattage de poulets, etc.), ou d'effluents animaux obtenus dans le cadre d'échange paille-fumier avec d'autres agriculteurs locaux.

1.2.3. Les performances environnementales de l'agriculture biologique

Au-delà de l'objectif de fournir des produits différents aux consommateurs (possédant une traçabilité, offrant une garantie sur les risques de contamination en polluants, favorisant la dimension sociale de la production, etc.), la question environnementale et le souci de productivité restent au centre des réflexions sur l'AB.

Le bilan environnemental de systèmes en AB est *a priori* favorable en ce qui concerne les risques de pollution par les phytosanitaires, par construction. L'AB n'applique quasiment pas de pesticides au champ sur les grandes cultures, à part l'application de traitements à base de cuivre sur les pommes de terre ou la vigne, et les pulvérisations d'extraits de plantes pour les cultures pérennes et maraichères (Sautereau et Benoit 2016). L'AB semble aussi être favorable au maintien de la biodiversité, mais ses effets varient selon les espèces, les traits considérés et le contexte (Winqvist *et al.* 2012). Selon la méta-analyse de Tuck *et al.* (2014) établie sur des études publiées sur 30 ans, la richesse spécifique est d'environ 30% plus importante en AB comparée aux autres systèmes. Les bénéfices potentiels de l'AB sur la biodiversité dépendent toutefois du type de culture, des pratiques culturales et des conditions spécifiques d'habitat du paysage environnant (Brittain *et al.* 2010).

La grande diversité des cultures généralement observée dans les systèmes en AB influence fortement, à travers l'intensité et la nature des restitutions organiques, les processus de décomposition et minéralisation et les cycles des éléments associés ainsi que la dynamique microbienne (Mc Daniel *et al.* 2014). Les systèmes en AB incluant l'apport de fumier permettent de promouvoir la qualité des sols, l'abondance et l'activité des communautés microbiennes, la biodiversité de la faune du sol, et ces apports favorisent le stockage de carbone et d'azote organique (Wells *et al.* 2000; Birkhofer *et al.* 2008; Gomiero *et al.* 2011; Mancinelli *et al.* 2010). Des apports importants de résidus de culture peuvent également induire à long terme une augmentation du stock de carbone dans la couche supérieure du sol des parcelles en AB (Gattinger *et al.* 2012 ; Autret *et al.* 2016; Blanco-Canqui *et al.* 2017). Cependant, si les entrées de C organique, qu'elles soient exogènes ou associées à la restitution de résidus de culture, ne viennent pas compenser des rendements plus faibles, les systèmes de production biologiques peuvent diminuer le stock de C organique du sol, comparé à l'agriculture conventionnelle (Bell *et al.* 2012).

L'agriculture biologique et les autres systèmes de culture à bas intrants ont une faible demande énergétique, en carburant fossile, comparée à l'agriculture intensive (Gomiero *et al.* 2008). Rapporté à l'hectare, l'AB a une demande énergétique cumulée et un potentiel de

réchauffement global moindre que l'AC, cependant lorsqu'on exprime les résultats par kg produit, les performances de l'AB sont souvent équivalentes à celles de l'AC (Smith *et al.* 2015; Van Stappen *et al.* 2015). De même qu'en AC, l'agriculture biologique peut contribuer à la contamination de l'air par les émissions d'éléments minéraux, de métaux lourds comme le cuivre, de pathogènes, de particules et de gaz nocifs dans l'atmosphère (Udeigwe *et al.* 2015).

Par rapport aux impacts environnementaux liés aux cycles de l'eau et de l'azote, on s'attend à des différences entre les systèmes en AB et AC (Figure 2), dans la mesure où les flux entrant et sortant peuvent être très différents. Les systèmes en AB émettent ainsi significativement moins de nitrate par unité de surface que des systèmes AC, d'après la méta-analyse de résultats expérimentaux de Mondelaers *et al.* (2009), les pertes par unité de production étant toutefois équivalentes. Pour les gaz à effet de serre, les résultats restent incertains et parfois contradictoires : les émissions de CO₂, N₂O et CH₄ seraient moindre en AB (Lorenz et Lal 2016), mais avec une forte variabilité selon les cultures (Tuomisto *et al.* 2012) ou les contextes considérés (Mondelaers *et al.* 2009).

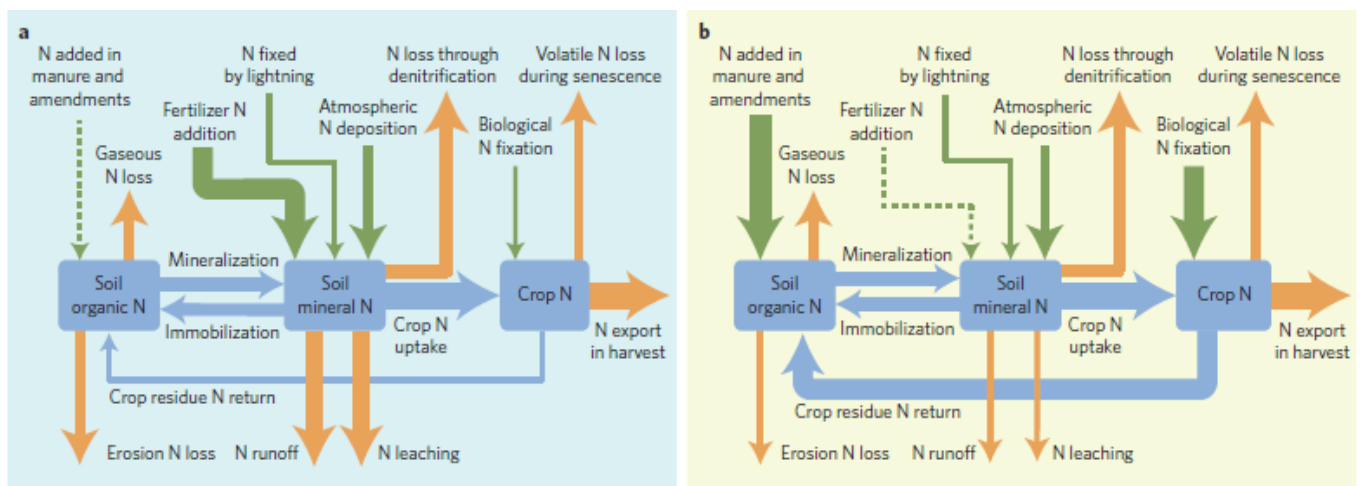


Figure 2. Représentation hypothétique des stocks et flux d'azote de deux systèmes de culture contrastés : (a) conventionnel et biologique (b).

Les flèches représentent les entrées en vert, les pertes en orange et les transformations en bleu. La taille des flèches est relative à la quantité de flux d'azote, les encadrés représentent les stocks et ne sont pas mis à l'échelle par rapport au pool d'azote correspondant. (Reganold et Wachter 2016)

Malgré une large variabilité, la tendance générale est d'avoir un surplus N plus faible voire nul dans les systèmes de grandes cultures biologiques sans élevage, au contraire des systèmes en AC. Les systèmes en AB sans élevage présentent ainsi a priori un risque moindre pour le milieu, mais cette hypothèse mérite d'être testée à la fois globalement, pour vérifier si effectivement un faible surplus est associé à de faibles pertes, et pour mieux analyser les différentes composantes des pertes, sachant par exemple que certaines pertes telles que le N₂O pèsent très peu dans le bilan d'azote mais très fortement sur le bilan gaz à effet de serre.

Si on se focalise sur certaines pertes comme les pertes nitriques, les risques de fuite en systèmes en AB sans élevage sont probablement moindres à cause de la sous-fertilisation azotée (Eltun *et al.* 2002; Torstensson *et al.* 2006), mais les risques structurels liés au type de succession culturale ou à la primauté donnée à la lutte mécanique contre les adventices, et limitant les capacités de piégeage, en interaction avec le pédoclimat subsistent (Möller et Reents 2009; Bergkvist *et al.* 2011).

1.3. Cadre de réalisation de la thèse

1.3.1. Enjeux scientifiques de l'Unité INRA d'accueil AgrolImpact

L'unité de recherche AgrolImpact étudie des systèmes de grande culture à vocation alimentaire ou dédiés à la production de carbone renouvelable, en cherchant à comprendre et modéliser les cycles d'eau, carbone et azote dans les systèmes de grandes cultures intensifiés écologiquement pour contribuer à en maîtriser les bilans. Ses travaux portent sur les impacts environnementaux, le déterminisme de la production de biomasse, la recherche de voies d'amélioration de ces systèmes via l'adaptation des pratiques agricoles et la sélection génétique. La modélisation intégrative constitue une activité très présente dans l'unité AgrolImpact, qui participe à la conception et l'évaluation du modèle STICS depuis son origine. L'application de ce modèle aux systèmes en AB est un enjeu important pour mieux en comprendre leur fonctionnement et mieux les gérer.

1.3.2. Le projet de recherche ENBIOexpé

Le projet ENBIOexpé ou Evaluation Agri-ENvironnementale de systèmes de grande culture Agri-BIOlogique, est un projet de recherche porté par l'Unité AgrolImpact sur la période 2013 à 2017. Les objectifs d'ENBIOexpé sont de mieux comprendre et modéliser les cycles de l'eau, de l'azote et du carbone de systèmes en AB et/ou bas intrants (BI) de grande culture, en priorité sans élevage (Annexes I). Le projet est structuré en 3 volets indépendants sur le plan de l'expérimentation, et complémentaires sur le plan de la modélisation. Il s'agit de : i) la quantification expérimentale et la modélisation de la production, du bilan d'azote et des flux de nitrate en systèmes de grandes cultures biologiques, en partenariat avec l'organisme Agro-Transfert Ressources et Territoire, et en collaboration avec les Chambres d'Agriculture Hauts-de-France, ABP et GABNOR ; ii) la quantification et la modélisation des flux de C et N de systèmes de culture alternatifs (dont AB) en s'appuyant sur des essais de longue durée, en collaboration avec l'INRA Grignon, le FiBL (Suisse) et l'Université Aarhus (Danemark), et l'équipe STICS ; et iii) l'adaptation du modèle STICS aux situations en AB, avec calibration et test du modèle pour des espèces (ou variétés) et des produits résiduels organiques utilisés en AB, en collaboration avec Arvalis, ITAB, CREAB, INRA UMR Métis, et l'équipe STICS.

Cette thèse correspond au premier volet du projet ENBIOexpé, avec des interactions avec les deux autres volets du projet principalement à travers la modélisation.

1.4. Présentation de la thèse

1.4.1. Problématique, objectifs et hypothèses

L'agriculture biologique a rarement été l'objet d'étude de la recherche agronomique en France, malgré un développement soutenu à la fois par les acteurs du monde agricole favorables à l'expansion à l'échelle territoriale de l'AB, et par les instances de gestion des ressources en eau (Vincent et Fleury 2015). Des études récentes ont ouvert la voie pour apporter des références sur les performances de ce système de production alternatif, notamment par rapport à l'intérêt que pourrait présenter l'AB pour la restauration de la qualité de l'eau, ainsi que pour déterminer sa capacité à répondre au défi actuel de nourrir le monde en satisfaisant des contraintes de durabilité. Toutefois, les systèmes sans élevage restent sous représentés dans les études sur l'évaluation des performances de l'AB. Cette étude veut ainsi contribuer à lever le voile de l'incertitude sur les performances agronomiques et environnementales de l'AB dans un contexte sans élevage, non seulement dans le but de produire de nouvelles connaissances sur le fonctionnement de tels systèmes mais aussi pour répondre à des questionnements concrets émanant de producteurs en AB.

Le développement et la durabilité de systèmes de culture en AB sans élevage pose des questions agronomiques spécifiques, notamment par rapport à la nutrition azotée des cultures. Des questions demeurent sur ces systèmes concernant notamment les émissions de composés azotés en fonction du contexte (pédoclimat) ou des modalités de conduite (fréquence d'introduction des légumineuses, apport d'effluents organiques), et les conséquences de la faible disponibilité en azote. Une réponse quantitative est nécessaire compte tenu de l'importance à la fois locale et globale de ces enjeux. On veut ainsi savoir **quels sont les déterminants de la variabilité de la production, de la disponibilité en azote et des pertes en nitrates des systèmes de grandes cultures en AB étudiés.**

Par ailleurs, l'évaluation de la durabilité des systèmes de culture impose une approche multicritère, intégrant de multiples sorties agronomique et environnementale. L'approche expérimentale ne permet pas d'accéder à toutes les variables d'intérêt et reste limitée pour ce qui est de la généralisation des résultats acquis. Une approche couplant suivi expérimental et modélisation permet de surmonter potentiellement cette difficulté (Beaudoin *et al.* 2008; Constantin *et al.* 2012). Les efforts de modélisation du fonctionnement des systèmes en AB sont actuellement en fort développement mais se heurtent cependant à des questionnements d'ordre à la fois scientifique et d'ingénierie, que l'on peut synthétiser de la façon suivante : **la modélisation déterministe majoritairement développée dans le contexte de systèmes**

conventionnels permet-elle de représenter les mécanismes contrôlant l'élaboration du rendement, les flux d'eau et d'N, en systèmes en AB ?

Les objectifs affichés de ce travail sont ainsi de : i) quantifier expérimentalement et analyser les déterminants de la production et des impacts environnementaux liés aux cycles de l'eau et de l'azote de systèmes de culture en AB sans élevage ; ii) coupler expérimentation et modélisation des systèmes de culture étudiés afin de réaliser le diagnostic des freins à la production, de tester des hypothèses sur le fonctionnement des systèmes étudiés et d'explorer des voies d'amélioration de leurs performances agronomiques et environnementales ; et iii) permettre un diagnostic partagé des performances agronomiques et environnementales des systèmes en AB étudiés, entre les acteurs du projet de recherche ENBIOexpé, en vue de produire des données de référence adaptées au contexte local.

Spécifiquement, on veut tester si : (i) la disponibilité en azote est bien la principale contrainte de production dans les systèmes en AB, la lutte contre les adventices et ravageurs étant assez maîtrisée ; (ii) les pertes d'azote sous forme NO_3 et N_2O en systèmes en AB varient en fonction de la fréquence de légumineuses et leur date de destruction, de la gestion des résidus et de la durée en sol nu avant l'hiver ; (iii) la quantification des impacts environnementaux liés aux cycles eau, C et N et *a fortiori* leur modélisation apportera une plus-value au diagnostic global des exploitations établi par les acteurs. Les hypothèses de départ sont : (1) que les systèmes en AB décrits émettent peu de nitrate, (2) que les flux N dépendent principalement de la proportion en légumineuses de la rotation et des apports de produits résiduels organiques, et (3) que les facteurs eau, azote et la compétition inter-espèces pour ces facteurs sont les principaux déterminants de la production en systèmes en AB, ayant dépassé la phase de conversion et maîtrisant assez les bio-agresseurs pour être économiquement viables, et peuvent être représentés par le modèle déterministe STICS.

1.4.2. La stratégie scientifique adoptée

Deux approches complémentaires sont mises en œuvre : (i) le suivi expérimental d'un réseau de 35 parcelles conduites en AB en conditions agricoles réelles, et (ii) l'utilisation de la modélisation. Compte tenu de la diversité des systèmes et modalités de conduite en AB, de la diversité des conditions pédoclimatiques et de leurs conséquences, et du faible nombre d'essais expérimentaux en AB correspondant au contexte que nous souhaitons traiter, nous avons privilégié une approche par réseau de parcelles en situation réelle permettant d'obtenir des situations culturales variées dans un contexte pédologique relativement homogène. Ce réseau de parcelles a été suivi durant trois campagnes agricoles, ce qui a permis d'explorer en partie les conséquences de la variabilité interannuelle du climat. Intégrer la modélisation en complément de l'approche expérimentale présente plusieurs intérêts. En particulier, cela

permet à la fois d'accéder à des flux non mesurables ou difficilement accessibles expérimentalement et de valoriser l'approche à l'échelle de la rotation culturale, qui est essentielle pour l'évaluation d'un système de culture.

Deux modèles ont été mobilisés au cours de cette étude avec des exigences et des finalités complémentaires :

- (i) le modèle de calcul dynamique LIXIM qui quantifie les flux de drainage, de minéralisation de l'azote et de lixiviation de nitrate à partir des stocks d'eau et d'azote mesurés expérimentalement à l'échelle de la parcelle (Mary *et al.* 1999 ; Annexe II.B). Sur chaque situation culturale, ses paramètres sont fixés indépendamment ou calés par mode inverse à l'aide des données. Il peut donc être appliqué quelque que soit le niveau d'intrants du système de culture ; par contre le transfert d'eau dans le sol doit être assumé être vertical au sein de la microporosité (conductivité hydraulique infinie). LIXIM peut être aussi utilisé pour prédire les impacts des conditions climatiques de l'année sur les flux d'eau et d'azote se produisant pendant la phase de drainage.
- (ii) le modèle de culture STICS, qui a été utilisé en tant qu'outil de diagnostic ou de simulation sur certaines parcelles suivies (Annexe II.C). Sa nature mécaniste à l'échelle du cycle cultural permet de tester des hypothèses sur le fonctionnement des systèmes de culture en AB. C'est un outil prédictif des impacts de différents scénarios de gestion sur la production des cultures et les cycles de l'eau, de l'azote et du carbone (Brisson *et al.* 2008). Cependant, la non prise en compte des facteurs biotiques demande des précautions lors de sa calibration et lors de son application en systèmes AB (Annexe II.D). D'autre part, il n'est pas calibré pour toutes les espèces cultivées en AB. Il est donc utilisé pour une sélection de parcelles afin d'y prédire le rendement potentiel en l'absence de stress biotiques, avec un but différent dans les deux chapitres concernés : le diagnostic ou la simulation de scénarios. Cette approche permettra ultérieurement l'intégration des résultats à l'échelle de la rotation et/ou du système de culture, et la comparaison avec les conduites en AC, constituant un point crucial pour aller plus loin dans les réflexions sur l'évaluation de la durabilité des systèmes de production.

1.4.3. Structure du manuscrit

Le manuscrit de thèse, dans une première partie aborde la méthodologie générale de travail et présente la base de données expérimentales constituée au cours des trois années de suivi du réseau de parcelles. Le cœur du manuscrit est constitué ensuite de trois articles correspondant aux trois principaux axes de recherche identifiés pour répondre à la

problématique. Il est suivi d'une discussion générale de l'ensemble des résultats acquis avec des éléments de conclusion et des perspectives à l'étude.

Le premier axe de recherche explore la question des pertes en nitrates dans les systèmes de grandes cultures en AB. L'ensemble du réseau de parcelles suivi au cours des trois années culturales est mobilisé pour quantifier et modéliser l'évolution des stocks et des flux d'eau et d'azote minéral du sol, pour caractériser les déterminants de la variabilité des pertes en nitrates par lixiviation, pour établir un méta-modèle prédictif de la quantité d'azote lixiviée à partir d'indicateurs simples et facilement accessibles, et enfin pour établir une typologie des situations en combinant à la fois le précédent cultural et la gestion de l'interculture afin de déterminer les situations favorables à l'occurrence de la lixiviation dans les systèmes de culture biologiques.

La deuxième thématique abordée concerne la productivité des systèmes en AB en grandes cultures en s'attachant à comprendre les facteurs induisant des pertes de rendement afin d'identifier les voies d'amélioration possibles. Un focus a été fait sur un sous-ensemble de situations culturales du réseau de parcelle suivi en considérant uniquement les deux espèces de céréales majoritaires, à savoir le blé tendre d'hiver et le triticale d'hiver, en culture pure. Les 29 combinaisons de « parcelles – années » ainsi sélectionnées ont servi au diagnostic du *yield gap*, à travers le couplage de la modélisation déterministe, pour estimer les rendements potentiels des cultures, au suivi expérimental permettant à la fois de quantifier les rendements réels et les indicateurs de pression des bio-agresseurs sur les cultures. Cette approche permet de déterminer et hiérarchiser le poids des différents facteurs abiotiques et biotiques sur les pertes de rendement survenant dans les parcelles en céréales biologiques.

Enfin, le troisième axe de recherche s'intéresse au défi de la fourniture en azote dans les systèmes de grandes cultures biologiques. Il découle du constat établi par les deux chapitres précédents, à savoir l'existence de pertes en nitrates plus ou moins importantes selon les situations culturales en AB, couplée à une pénalisation de la productivité des cultures principalement reliée à des stress en N survenant au cours de leur cycle de développement. Une expérimentation numérique a ainsi été conduite afin de tester les impacts des leviers de gestion de l'azote en grandes cultures en AB à la fois sur les risques environnementaux liés aux flux d'azote et sur la productivité des cultures. Les cas concrets issus du réseau de parcelles suivies ainsi que les scénarios alternatifs de gestion à tester ont été sélectionnés dans le cadre d'une démarche participative impliquant les agriculteurs et leurs conseillers techniques.

Chapitre 2. Matériels et méthodes

2.1. Le réseau de parcelles en agriculture biologique

2.1.2. Mise en place du réseau de parcelles suivies

Les exploitations agricoles (EA) sur lesquelles l'étude est menée appartiennent au réseau d'agriculteurs mis en place par le projet « Agri-Bio : de la connaissance à la performance », porté par l'association Agro-Transfert Ressource et Territoire (www.agro-transfert-rt.org). Le couplage du projet de recherche ENBIOexpé avec ce projet régional permet non seulement le dialogue avec les différents acteurs : agriculteurs, conseillers des Chambres d'agriculture et/ou des associations locales promouvant l'AB (les associations ABP et GABNOR fusionnées et devenues « Bio en Hauts-de-France » en 2018), mais aussi de partager sur le diagnostic du fonctionnement des systèmes (Figure 3). Agro-Transfert a établi la caractérisation des exploitations agricoles, avec l'historique de l'exploitation, la composition de la main d'œuvre, l'orientation stratégique de leur production et les débouchés, et la description de deux systèmes de culture phares. Ils ont conduit un suivi du niveau d'infestation de quelques parcelles sélectionnées avec les agriculteurs et répondant à des problématiques locales précises. Une analyse multicritère des performances de systèmes de culture, basé sur l'adaptation en AB des indicateurs du modèle MASC (Colomb *et al.* 2013). L'INRA, à travers le projet ENBIOexpé apporte leur expertise scientifique sur les questions relatives aux cycles biogéochimiques de l'eau, l'azote et du carbone au sein des parcelles du réseau de fermes en AB.

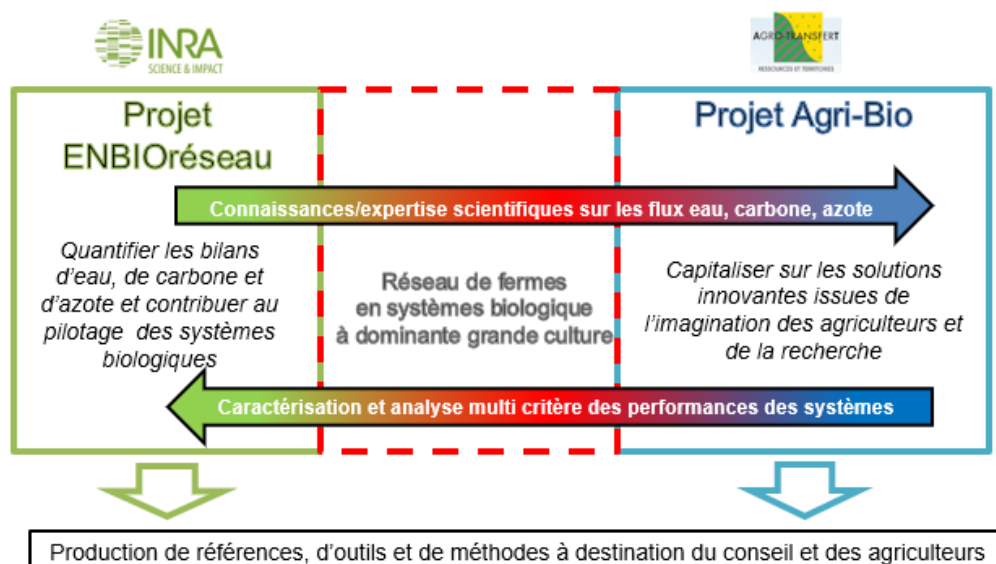


Figure 3. Schéma de principe des interactions entre les deux projets ENBIOexpé de l'INRA et Agri-Bio d'Agro-Transfert Ressources & Territoire.

Au sein du réseau de fermes, un inventaire des parcelles conduites en mode de production biologique, suivi d'un tri sélectif basé sur 3 critères discriminantes et réalisé en collaboration

avec les agriculteurs et les conseillers agricoles, a permis d'identifier les parcelles constituant les systèmes de grandes cultures en AB étudiés (Rakotovololona 2013). Le premier critère, l'ancienneté de la parcelle en AB, permet de s'affranchir des situations AB récemment converties ou en cours de conversion, et de s'assurer que les exploitations agricoles étudiées ont une certaine maîtrise technique notamment en termes de contrôle de la pression des bio-agresseurs. Le deuxième critère est le type de sol. Il permet de sélectionner un ensemble d'au moins trois parcelles présentant des caractéristiques pédologiques similaires ou proches de celle de la parcelle de référence choisie par les agriculteurs pour répondre à une problématique donnée dans le cadre du projet partenaire Agri-Bio. Le troisième critère est la rotation culturale, c'est-à-dire un modèle de succession culturale conçu par l'agriculteur comme pouvant suffisamment assumer ses objectifs et contraintes pour se répéter dans le temps, sa projection dans le réel étant évidemment contingente des changements de contexte et des aléas. Pour chaque rotation ciblée, un triplet (ou quadruplet) de parcelles est choisi pour représenter plusieurs soles composant la rotation. Au printemps et à la récolte 2014, 51 parcelles ont fait l'objet d'une pré-étude. Parmi elles, 36 parcelles ont été sélectionnées pour constituer le réseau de parcelles en AB du projet ENBIOexpé (Figure 4), afin d'obtenir une robustesse statistique pour l'analyse des données. Le suivi de certaines parcelles a été interrompu à cause de difficultés logistiques, limitant ainsi les parcelles suivies à 35.



Figure 4. Localisation des différentes exploitations agricoles en AB par rapport aux bassins hydrologiques Seine Normandie et Artois Picardie.

Le nombre de parcelles en AB suivies est indiqué pour chaque exploitation agricole.

2.1.2. Les systèmes de grandes cultures étudiés

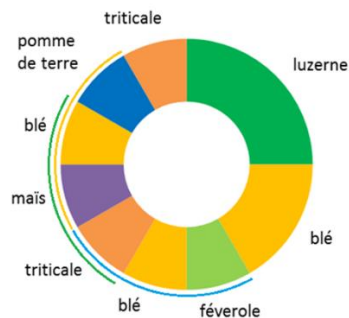
Les cultures étudiées comprennent des céréales d'hiver et de printemps : avoine, blé tendre, épeautre, petit épeautre, orge, seigle, triticales, orge de printemps, maïs grain ; des légumineuses à graines : féverole, pois, lentille, lentillon ; des légumineuses fourragères : luzerne en pure, associée à des graminées (dactyle, fétuque, *ray grass*), associée à du trèfle violet ; des légumes de plein champ : betterave rouge, carotte, chicorée, pomme de terre, brocoli ; des oléagineux : lin graine, cameline, colza ; des associations culturales ainsi que divers couverts en culture intermédiaire : moutarde, vesce, avoine, trèfle blanc, phacélie.

La différenciation basée sur la rotation culturale constitue une approche simplifiée et courante pour caractériser le système de culture. La rotation culturale a été reconstituée à partir de l'historique de l'occupation du sol des parcelles, complétée par les prévisions culturales des agriculteurs (Figure 5). Les systèmes de culture étudiés présentent des rotations culturales longues, allant de 7 à 12 ans. Ceci justifie l'approche par triplet de parcelles, permettant le suivi expérimental d'une grande partie des années de la rotation au cours des 3 ans de l'étude, afin d'agréger les résultats à l'échelle du système de culture et *in fine* permettre la reconstitution de la rotation par modélisation. Cependant, le choix des triplets a été acté en 2014 sans pouvoir assurer la couverture de la rotation culturale sur les 3 ans suivants, à l'exemple de SC1 et dans une moindre mesure SC5 et SC10. Cette démarche conduit ainsi à une variabilité de la fréquence annuelle d'occurrence des cultures sur les 3 années d'étude. En effet, la finalité de cette thèse est davantage la quantification des externalités des systèmes que la compréhension des règles de décision qui leur sont appliquées, cette dernière étant assurée par le projet partenaire Agri-Bio. Ainsi, les triplets de parcelles et leur pédoclimat associé peuvent être considérés comme un agrosystème, soit un espace agricole soumis à un ou plusieurs systèmes de culture, générant des produits et des impacts internes et externes sur le milieu (Beaudoin 2006 citant Meynard *et al.* 2001).

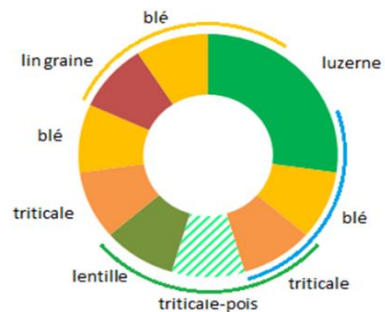
Figure 5. Rotation théorique des systèmes de culture (SC) rencontrés et positionnement des parcelles-années suivies.

La durée des rotations culturales varie selon les systèmes, chaque portion de l'anneau représente une année de culture. Les parcelles-années suivies sont représentées par une ligne de couleur différente (jaune, bleu, vert, violet). Les nombres entre parenthèses correspondent à la localisation administrative des sites.

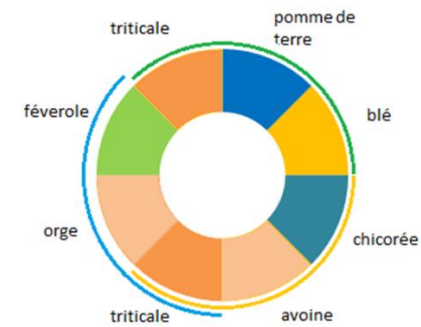
SC1, parcelles p01 à p03, Pont Saint-Mard (02)



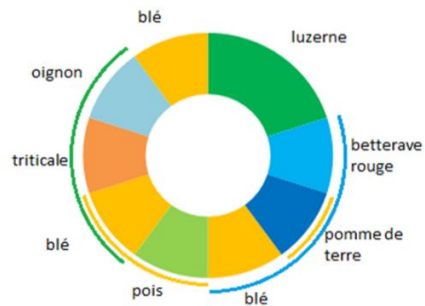
SC2, parcelles p04, p07 à p09, Hallencourt (80)



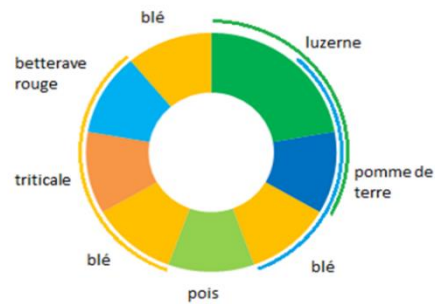
SC3, parcelles p10 à p12, Carvin (62)



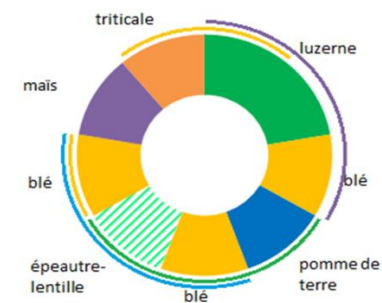
SC4, parcelles p13 à p15, Marc-en-Ostrevents (59)



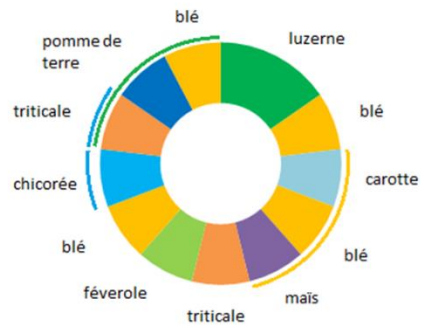
SC5, parcelles p16 à p18, Marc-en-Ostrevents (59)



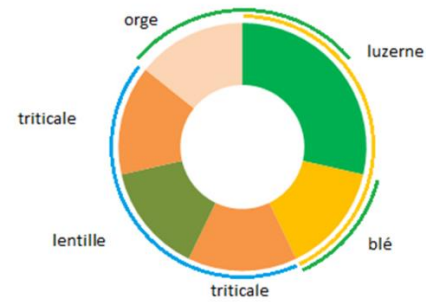
SC6, parcelles p19 à p21 et p37, Thieux (60)



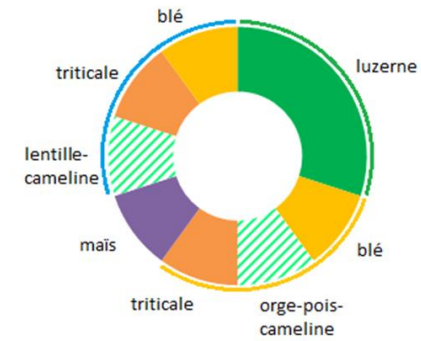
SC7, parcelles p22 à p24, Sennevières (60)



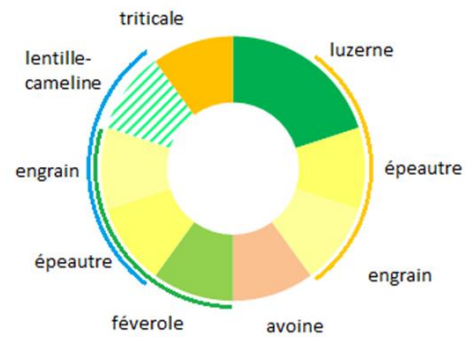
SC8, parcelles p25 à p27, Villotran (60)



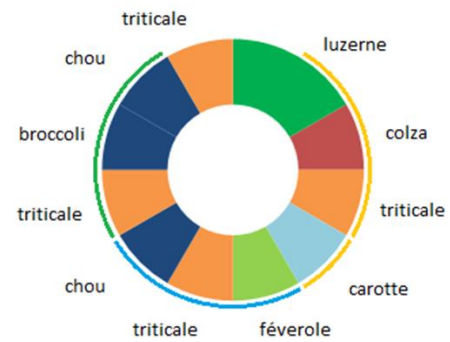
SC9, parcelles p28 à p30, Villotran (60)



SC10, parcelles p31 à p33, La Neuville sur Oudeuil (60)



SC11, parcelles p34 à p36, Rubempré (80)



2.2. Le suivi expérimental du réseau de parcelles agricoles

2.2.1. Les périodes de mesure

Le suivi expérimental du réseau de parcelles agricoles réalisé de 2014 à fin 2017 a visé les étapes-clé du cycle cultural en vue de décrire le cycle biologique de la plante et les cycles biogéochimiques de l'eau, du carbone et de l'azote. Cette pratique s'appuie sur les protocoles d'études menées en situation agricole (Beaudoin *et al.* 2005) ou expérimental (Constantin *et al.* 2010), en les enrichissant par la caractérisation de la phénologie des cultures, des adventices et des maladies. Chronologiquement, les premières mesures réalisées à la récolte 2014 servent de point de départ pour la caractérisation de l'état initial du sol et des restitutions de résidus de culture. Les trois campagnes culturales suivantes, de 2014 à 2017, sont ensuite utilisées en tout ou partie pour la suite de l'étude. Leur suivi expérimental comprend des observations et mesures portant à la fois sur les cultures et le sol, telles que les prélèvements de reliquats d'azote minéral à quatre périodes par année (à la récolte, en entrée d'hiver, en sortie d'hiver, et à la fin de la période de drainage), les mesures non destructives sur les cultures à la levée ou en cours de végétation, les prélèvements de végétaux en interculture, à la floraison et à la récolte. La réalisation de photos de parcelles à chaque période de mesure permet d'effectuer un contrôle de cohérence des données *a posteriori* lors des analyses, le cas échéant. A cela s'ajoute l'enregistrement des pratiques culturales des agriculteurs et la mobilisation des données météorologiques journalières fournies par les stations proches de chaque site et par la base de données SAFRAN de MétéoFrance-AgroClim.

2.2.2. Les mesures sur les cultures et les adventices

Dans chaque parcelle, deux zones homogènes distantes de 30 m à 60 m ont été identifiées pour constituer des blocs de répétition des mesures. L'identification de ces zones de prélèvement a été réalisée en collaboration avec l'agriculteur, afin de prendre en compte l'historique culturale et d'éviter les différences pédologiques possibles au sein d'une parcelle. Chaque bloc correspond à une zone d'un rayon de 15m autour d'un point géolocalisé et fixe au cours de l'ensemble des années de suivi (Annexes II). Toutes les observations et mesures réalisées sur les cultures et le sol sont mises en œuvre dans le périmètre ainsi défini dans la parcelle. Par défaut, tous les échantillonnages par bloc de répétition sont aléatoires, sauf s'il y a hétérogénéité dans la parcelle en termes d'infestation des adventices. Dans ce cas, un échantillonnage stratifié est réalisé en prenant 3 catégories distinctes : peu, moyen, et fort niveau de salissement.

Plusieurs mesures et observations sont réalisées sur les cultures principales depuis la levée jusqu'à la période de récolte, comprenant des suivis destructifs et non destructifs. A la levée,

un comptage des plants levés par mètre linéaire est réalisé sur 6 rangs adjacents, placés aléatoirement dans chaque bloc de prélèvement des parcelles, pour estimer la densité des cultures. Le stade végétatif des plants est noté en utilisant l'échelle BBCH modifié pour les céréales et les légumineuses à graines (Zadoks *et al.* 1974), sur une sélection aléatoire de 10 plants par bloc. La hauteur de ces plants est ensuite mesurée. Puis, une appréciation visuelle du taux d'infestation des adventices à la levée est effectuée, en attribuant une note de 1 à 5 (1 correspondant à une parcelle sans adventices apparent, et 5 à une parcelle envahie). L'ensemble de ces informations constitue une caractérisation de l'état initial de la culture suivie et sert aussi à lister les différentes données d'entrée à renseigner pour la modélisation.

A la sortie d'hiver, les mesures réalisées sur les cultures d'hiver correspondent à un prélèvement de toutes les plantes présentes dans un cadrat de 0.5 m x 0.5 m, répété 3 fois par bloc. Un tri est ensuite réalisé entre espèces cultivées et adventices, chaque échantillon étant pesé séparément en sec pour quantifier la biomasse produite, aérienne et souterraine. Les teneurs en C et N total des échantillons sont ensuite analysées par dosage selon la méthode de Dumas. Pour les parcelles en blé et triticale, qui servent de cas d'étude pour réaliser le *yield gap analysis*, un comptage des adventices est réalisé préalablement aux mesures destructives sur 3 cadrats de 0.5 m x 0.5 m par bloc par parcelle, selon le protocole établi par « la boîte à outil adventices » du programme RotAB (Sicard *et al.* 2013) et en se basant sur un guide d'identification des adventices réalisé par le projet Agri-Bio pour les parcelles du réseau AB.

A la floraison des céréales, le suivi expérimental sur les cultures hors blé et triticale consiste en des mesures de biomasses aériennes totales des cultures et adventices, et des analyses de la teneur en C et N des différentes parties végétales d'échantillons regroupés par bloc. Les prélèvements se font sur 6 placettes aléatoires de 1 m x 0.5 m par bloc de répétition. Des mesures sont aussi réalisées sur les légumes de plein champ, en prélevant les plants entiers puis séparant les différentes parties végétales, en prélevant sur des rangs aléatoires de 1.5m, 6 fois par bloc. Pour les deux céréales sur lesquelles un suivi des facteurs pouvant expliquer le rendement réalisé est nécessaire, plusieurs observations et mesures sont réalisées (Annexe II). Cela comprend : 1) un comptage des adventices, réalisé sur 3 cadrats de 0.5m x 0.5m ; 2) une notation globale des maladies foliaires des 2 étages foliaires supérieurs, réalisée sur 10 plants aléatoires de 3 zones d'observation par bloc en suivant la méthode du Réseau de criblage variétal de l'ITAB (Boissinot *et al.* 2015) ; 3) des prélèvements de biomasse aérienne totale sur 6 placettes de 0.5m x 0.5m par bloc suivie d'analyses des teneurs en C et N par bloc ; et 4) un diagnostic visuel de la stabilité structurale de l'horizon de surface à la floraison, réalisé sur 3 bêchées par bloc par parcelle, à partir d'une adaptation de la méthode Peerlkamp (Ball *et al.* 2007). Les données ainsi recueillies sont traitées à l'échelle des blocs pour le blé et le triticale.

La période de récolte correspond à la maturité physiologique des cultures, les mesures devant être réalisées avant les récoltes des agriculteurs. Les prélèvements se font sur 6 placettes de 1.5 m sur 4 rangs par bloc pour les céréales, les protéagineux et oléagineux, et sur 6 rangs de 1.5 m linéaire pour les légumes de plein champ. Les biomasses aériennes totales sont prélevées, cultures et adventices incluses, puis une séparation par espèce et partie végétale sont effectuée pour les pesées des biomasses sèches. Les teneurs en C et N des différentes parties végétales sont analysées sur des échantillons composites de chaque bloc. Pour les cultures récoltées en graines, des mesures du poids de mille grains (PMG), de la teneur en eau des graines, de la hauteur des talles sont réalisées en plus. Elles permettent de calculer le rendement biologique en sec des cultures ainsi que les composantes du rendement telles que le PMG, le nombre de grains par m², pour chaque placette. Pour les parcelles à légumineuses, un sous-échantillon de légumineuse et non-légumineuse par bloc est analysé pour quantifier l'abondance naturelle en isotope ¹⁵N, permettant d'estimer la part d'azote de l'atmosphère fixé par la culture.

2.2.3. Les mesures sur le sol

La quantification expérimentale des stocks d'eau et d'azote minéral du sol s'est fait par prélèvement de sol à 150 cm de profondeur pour les sols limoneux, et 90 cm pour les sols superficiels calcaires. Chaque prélèvement est réalisé dans la zone définissant les blocs de répétition de chaque parcelle. Huit sondages disposés de façon aléatoire sont réalisés par bloc, et les échantillons de terre recueillis sont regroupés par horizon de 30 cm. Les échantillons de sol sont ensuite congelés jusqu'à la réalisation des analyses. Après décongélation 24 h au préalable en chambre froide, les échantillons sont tamisés et homogénéisés. Un sous-échantillon de 100 g est prélevé pour un dosage dans une solution de KCl 1N de 200 ml. Les quantités de nitrate et d'ammonium des échantillons de sols ont été déterminées par colorimétrie en flux continu, au bleu d'indophénol pour l'ammonium et selon la réaction de Griess-Ilosvay pour le nitrate. La teneur en eau des échantillons de sol est déterminée par étuvage d'un sous-échantillon d'environ 30 g à 105°C pendant 24 h. Les stocks d'eau, d'azote ammoniacal et nitrique sont ensuite calculés à partir des valeurs mesurées au laboratoire.

La caractérisation de l'état initial des sols s'est faite par le diagnostic tactile d'échantillon composite obtenu à partir d'échantillons obtenus au cours des 4 premières périodes de mesure. La texture de chaque horizon de sol de chaque bloc est ainsi identifiée en confrontant l'échantillon à des échantillons étalons de caractéristiques connues. Les résultats sont ensuite validés par la comparaison avec l'analyse granulométrique de 30 échantillons aléatoires. Le volume de cailloux est estimé par extrapolation de la quantité du refus non tamisé. La description des textures des 5 horizons de 0 à 150 cm de profondeur permet d'établir le type de sol de chaque parcelle. Une caractérisation physico-chimique des échantillons composites

appartenant à l'horizon de surface, portant sur le pH, la granulométrie, le taux de carbonate de calcium, l'azote et le carbone organiques totaux, le phosphore total et le potassium assimilable, a été réalisée pour chaque bloc. Ces informations sont par la suite mobilisées pour la paramétrisation des parcelles au cours de la modélisation (chapitres 4 et 5).

Les propriétés hydriques des sols, à savoir l'humidité à la capacité au champ (H_{cc}) et au point de flétrissement (H_{pf}) ont été estimées à partir des stocks en eau du sol en hiver. La valeur de H_{cc} est ainsi estimée comme étant la médiane des stocks en eau en sortie d'hiver (mesures de Février) au cours des 3 années de suivi. La valeur de H_{pf} est calculée en multipliant H_{cc} par un facteur de 0.45, en s'appuyant sur des références locales (Scheurer *et al.* 1997). Une mesure expérimentale directe de la densité apparente des sols n'a pas été possible compte tenu des moyens nécessaires pour sa mise en œuvre dans un réseau de parcelles agricoles. Ainsi, deux méthodes ont été croisées pour affiner les estimations. D'abord à partir des valeurs de H_{cc} , une première estimation a été obtenue à partir des classes décrites dans les fonctions de pédo-transfert, en se référant au Guide des Sols correspondant à la parcelle et au site considéré. Ensuite une correction prenant en compte les volumes de cailloux dans chaque horizon a été apportée.

2.2.4. La base de données expérimentales produite

Les données acquises ont été traitées en plusieurs étapes. Données brutes et élaborées sont gérées dans des tableurs sous MS Excel. Le nombre d'individus à l'échelle « parcelle – année » étant de 105, le risque d'erreur de manipulation des données reste limité. La structure des fichiers vise à créer une base de données de grandes cultures en AB, qui est mobilisée à différents niveaux pour répondre aux objectifs de la thèse.

En perspectives, la mise en forme définitive et la gestion de la base de données se feront sous PostGré SQL, dans le cadre interne de l'unité de recherche, avec une publication sous forme de *data paper*. La base de données sera aussi l'objet d'un dépôt sur IDE-STICS (*International Database for the Evaluation of STICS*). Celui-ci comprend à la fois les variables d'entrée pour le modèle et pour les tests de prédiction, ainsi que les métadonnées nécessaires à une utilisation experte du modèle.

2.3. La modélisation des systèmes de culture biologiques

Le traitement des données a mobilisé des analyses statistiques, produisant des typologies ou des modèles statiques ainsi que de la modélisation dynamique. Pour cette dernière, deux types de modèles dynamiques ont été utilisés, LIXIM et STICS, avec un gradient de déterminisme croissant. L'utilisation de LIXIM, dont les calculs de la vitesse de minéralisation et de l'absorption ont une forte composante d'empirisme, permettent d'assurer des prédictions très contraintes par les données mesurées. L'application d'une modélisation déterministe à

des systèmes en AB représente un challenge scientifique et technique (Beaudoin *et al.* 2017). Elle permet une généralisation plus grande que la modélisation empirique si sa crédibilité est assurée. Cette dernière est obtenue grâce à des hypothèses simplificatrices du fonctionnement des systèmes et un travail préalable d'extension de la calibration indépendante de ce modèle (Chlébowski *et al.* 2017). Ces deux modèles sont décrits succinctement ci-après, chaque chapitre de résultat en reprend la présentation, et leur présentation plus détaillée est donnée en annexes (Annexes méthodologiques II.B et II.C).

2.3.1. Le modèle de calcul des flux d'eau et d'azote LIXIM

Le modèle LIXIM est utilisé pour convertir les stocks d'eau et d'azote mesurés expérimentalement, sur le sol et les cultures, en flux d'eau et d'azote. Le modèle calcule ainsi le drainage et le lessivage sous la dernière couche de sol, la minéralisation d'azote et l'évaporation en surface, au pas de temps journalier (Mary *et al.* 1999). Le principe de fonctionnement est celui du modèle réservoir, en considérant le sol comme un ensemble de couches élémentaires superposées. L'eau et le nitrate se déplace d'une couche à l'autre en se mélangeant de manière homogène (Figure 6). Le modèle calcule la vitesse de minéralisation nette à partir des stocks d'azote nitrique renseignés, et le cas échéant, des prélèvements d'azote par les cultures, et établit le bilan hydrique en prenant en compte les données météorologiques journalières.

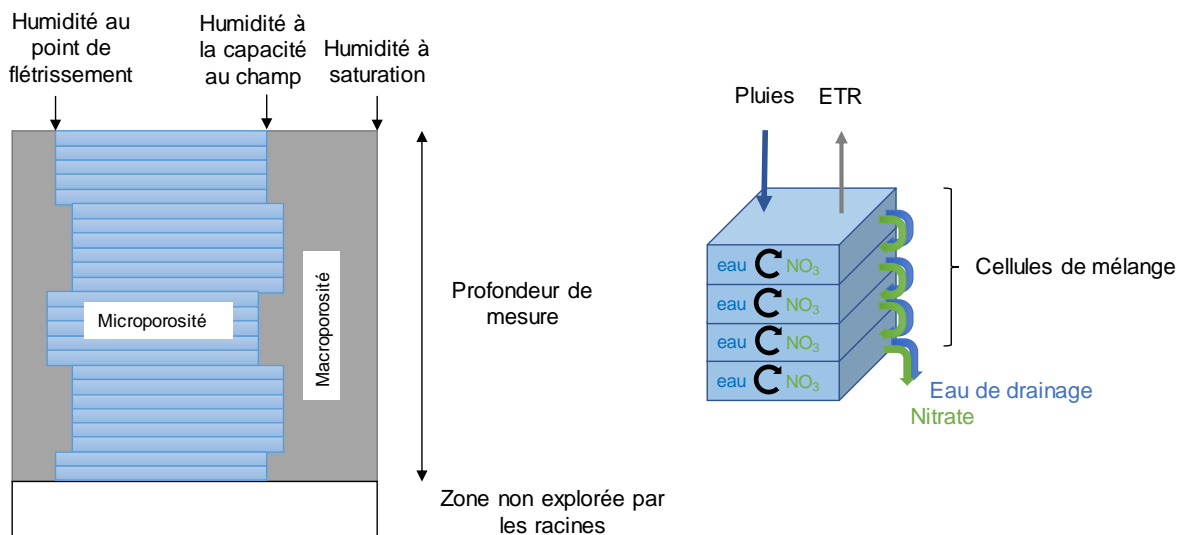


Figure 6. Principe de fonctionnement du modèle LIXIM : stockage (à gauche) et transfert d'eau et de nitrate (à droite), (d'après Mary *et al.* 1999)

2.3.2. Le modèle sol-plante STICS

Le modèle STICS est mobilisé dans ce travail de thèse pour répondre à deux objectifs différents. D'une part, il est utilisé dans une démarche de diagnostic en tant qu'outil de prédiction des rendements potentiels des cultures à l'échelle de parcelle-année ; et d'autre part il permet de

réaliser des tests de scénarios de gestion de l'azote à l'échelle d'une rotation culturale entière ou d'une succession de plus de 5 ans afin d'analyser leurs effets et arrière-effets.

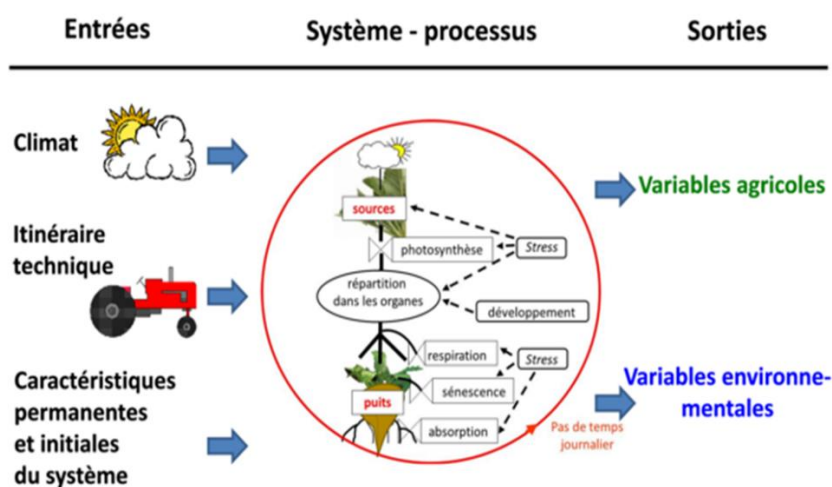


Figure 7. Principe de fonctionnement du modèle STICS (d'après Brisson et al. 1998)

La modélisation déterministe des systèmes de culture en AB s'est basée sur l'hypothèse que les formalismes conçus en agriculture conventionnelle (AC) sont transposables en AB, sous réserve que les bio-agresseurs sont maîtrisés. Le modèle STICS a été choisi pour sa finalité agro-environnementale, ses propriétés de généricité, de robustesse, d'évolutivité et d'accessibilité de son code. Une version de recherche explicitant mieux la dynamique des flux de carbone et d'azote du système racinaire et la gestion des prairies temporaires a été choisie. La calibration indépendante a concerné des espèces ou variétés botaniques et la prise en compte des effluents organiques utilisés en AB (Chlébowski et al. 2017, cf. annexe II.D). La calibration s'est faite en respectant la généricité du modèle indépendamment du système de culture étudié (AB ou AC). La calibration d'espèces s'est appuyée sur la recherche bibliographique et l'optimisation mathématique. Cette dernière a demandé de collecter des bases de données indépendantes et d'en qualifier les jeux de données vis-à-vis de la pression des bio-agresseurs (métadonnées du modèle). Le paramétrage de nouvelles espèces et variétés a concerné le blé d'hiver, le triticale, l'orge de printemps, l'escourgeon et la féverole d'hiver.

2.4. Le couplage suivi expérimental et modélisation

2.4.1. Les différentes échelles d'analyse

L'acquisition, le traitement et l'analyse des données se font à différentes échelles spatio-temporelles qui s'emboîtent (Figure 8). Les données acquises à l'échelle des placettes peuvent être agrégées à l'échelle du bloc par moyenne arithmétique ou pondérée, selon les variables, puis moyennées à l'échelle de la parcelle. Les données élaborées sont ainsi agrégées et analysées sur plusieurs échelles successives, selon les objectifs pour lesquels elles sont mobilisées (Tableau 1).

Le diagnostic des écarts aux rendements est établi à l'échelle de la placette élémentaire pour une approche intra-parcellaire sur l'effet des adventices, et à l'échelle des blocs de répétition ;

- L'étude de la dynamique des flux azotés en systèmes de grandes cultures est réalisée dans un premier temps à l'échelle de la parcelle-année. Une agrégation des résultats des différents triplets de parcelles permet de remonter à l'échelle du système de culture ;
- Enfin, l'étude de l'impact de la gestion de l'azote dans les systèmes de grandes cultures en AB est conduite à l'échelle de la parcelle puis de la succession culturale.

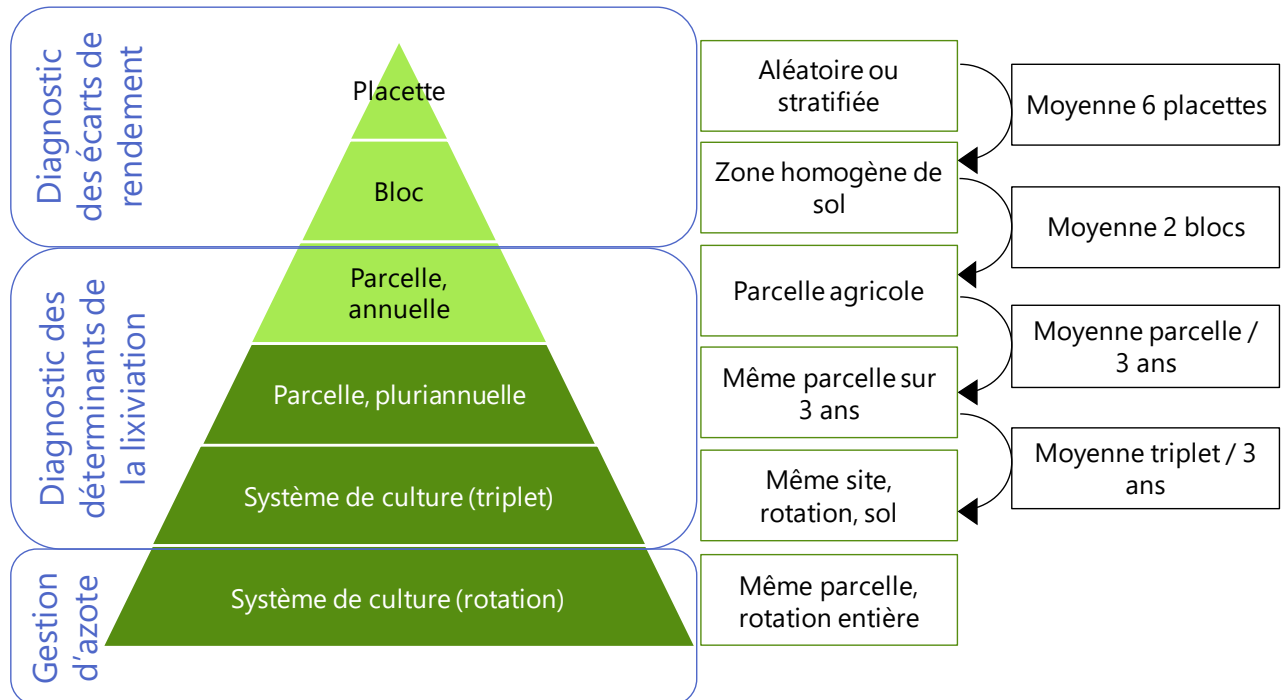


Figure 8. Emboîtement des différentes échelles spatio-temporelles d'acquisition et d'analyse des données

2.4.2. Usages de la base de données

Dans le cadre de ce travail de thèse, la base de données sert à des usages différents et complémentaires (Figure 9) :

- Dans un premier temps, l'ensemble des situations culturales est mobilisé pour réaliser le diagnostic des déterminants de la lixiviation d'azote en système de culture biologique. La quantité de N absorbé par les cultures pendant la phase de drainage ainsi que les stocks en eau et N minéral du sol sont utilisées en entrée du modèle de calcul LIXIM. Ces derniers permettent aussi de valider les sorties du modèle ;
- Dans un second temps, un sous-ensemble de la base de données sert au diagnostic des écarts de rendement en AB. Il s'agit de deux cultures emblématiques du réseau de parcelles, à savoir le blé tendre d'hiver et le triticales. En plus de représenter les cultures céréalières majoritaires du réseau et des systèmes de grandes cultures en AB

dans la région Hauts-de-France étudiée, ces deux cultures présentent aussi l'avantage d'être calibrées sur le modèle de culture STICS. Les variables d'intérêt comprennent notamment les rendements en grains, les biomasses produites et la quantité de N absorbé, l'indice de nutrition N ainsi que les indicateurs de pression biotique ;

- Et dans un troisième temps, un second sous-ensemble de la base fournit les situations de départ et les données initiales pour simuler la gestion de l'azote en système de culture en AB, via le modèle STICS. L'étude est ainsi réalisée sur une sélection de cas-type répondant à des problématiques précises identifiées au cours de la démarche participative. Les années culturales précédant chaque cas-type réel sont renseignées afin de pouvoir initialiser le modèle et simuler plusieurs années de la rotation. Les mesures expérimentales portant principalement sur les stocks d'eau et d'azote du sol et les biomasses à la récolte sont ensuite utilisées pour valider la simulation des cas réels avant d'entreprendre le test des scénarios alternatifs.

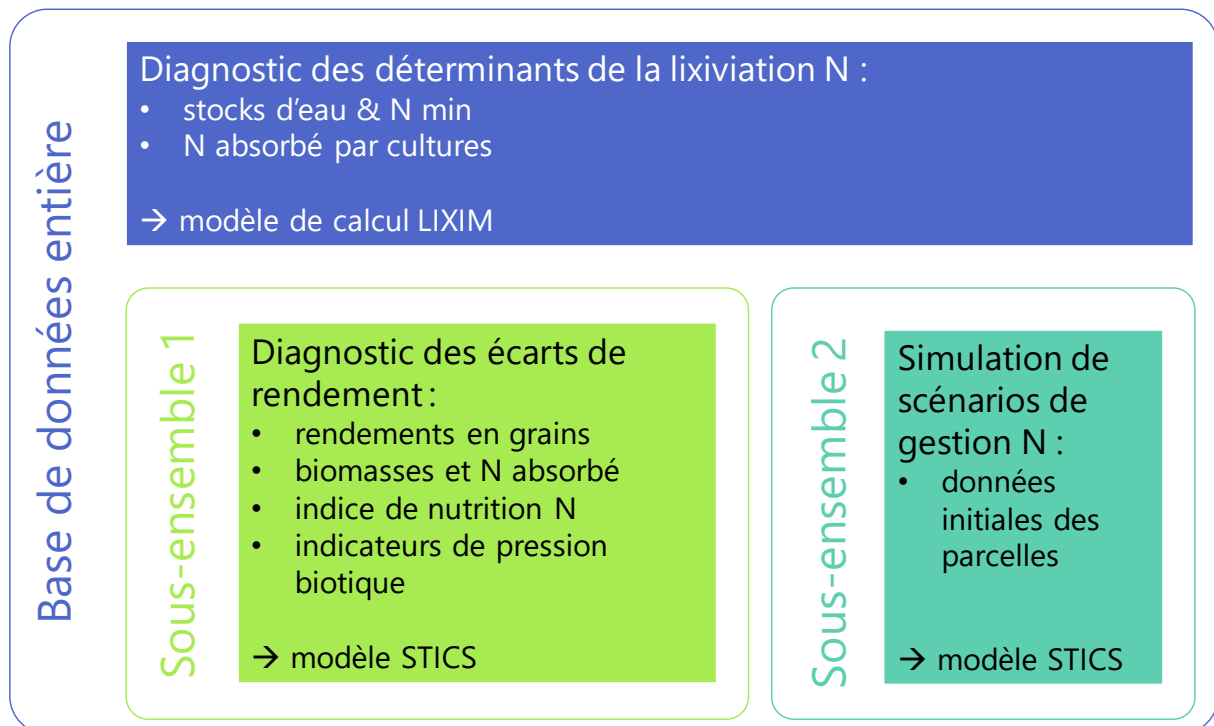


Figure 9. Usages de la base de données expérimentales

Tableau 1. Echelles de calcul et d'agrégation des variables d'intérêt

	Placette	Bloc	Parcelle	Année	Culture	Séquence culturale	Système de culture (*)	Réseau de parcelles
N fixé par les légumineuses		Calcul	Agrégation					
N mobilisé par les cultures		Calcul	Agrégation				Agrégation	
Surplus N			Calcul				Agrégation	
Drainage, N lixivié			Entrées et Sorties LIXIM	Agrégation		Agrégation	Agrégation	Agrégation
Rendement en grains	Ratios allométriques	Entrées et Sorties STICS		Agrégation	Agrégation			Agrégation
Etude multi-impacts de scénarios			Entrées et Sorties STICS	Agrégation			Agrégation	

(*) triplet de parcelles * 3 ans

Chapitre 3. Driving factors of nitrate leaching from arable organic cropping systems in Northern France

Lucia Rakotovololona¹, Nicolas Beaudoin¹, Aïcha Ronceux², Eric Venet¹, Bruno Mary¹

1 INRA UR1158 AgrolImpact, 02000 Barenton Bugny, France

2 Agro-Transfert Ressources et Territoire, 80200 Estrées-Mons, France

Published in Agriculture, Ecosystems & Environment.

3.0. Abstract

Stockless organic cropping systems are increasing in regions of intensive arable farming. A key component of their environmental performance is nitrogen leaching. Here, we aim to quantify nitrate leaching in organic systems and to understand its driving factors, related to crop rotation and management, in an on-farm context. Aided by an organic farmers-network, we monitored 35 organic fields representing 11 cropping systems (CS) during three years, to acquire data on crop production, N uptake, soil water and mineral nitrogen contents. Combined with the LIXIM model, these data allowed us to calculate water drainage and nitrate leaching below the rooting depth. Calculated nitrate-N leaching ranged from 3 to 46 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, with a mean of 15 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, similar to conventional CS in the same region. N-leaching varied highly between fields and was related to the preceding crop and to the autumn land use, but not to N surplus. Splitting up crop rotations into 9 types of crop sequence proved useful to characterize the variability of nitrate leaching at the field scale. The highest leaching (33-37 kg N ha⁻¹ yr⁻¹) was found in the sequence 'grain legume–winter crop' and 'alfalfa destruction–winter crop' and the lowest losses (2-8 kg N ha⁻¹ yr⁻¹) occurred under living alfalfa or clover cover crop. Thus, this study revealed the equivocal role of legumes as preceding crop, with results strongly depending on their date of destruction. Further, an ad hoc meta-model was calibrated to upscale the prediction of N-leaching to the CS-level, represented by three fields during three years. This model uses easily available inputs: mean amount and distribution of soil mineral nitrogen in the soil profile at mid-November (at the crop sequence level), and soil water turnover rate during autumn and winter (at the soil-year level). The upscaled meta-model predicted the N leaching of CS with a Root Mean Square Error of 4 kg N ha⁻¹ and a model efficiency of 0.85 (Nash coefficient). This meta-model result revealed two main interactive driving factors of N-leaching at the CS scale: frequency of crop sequence and pedoclimate. In conclusion, to improve the N use efficiency at CS scale, it appears necessary to optimize the succession of crop sequences in a multicriteria approach including the soil sensitivity to leaching, under the rotation constraints defined at the farm scale.

Keywords:

Organic agriculture; Cover Crop; Legumes, Soil mineral nitrogen; N surplus; LIXIM model

3.1. Introduction

Organic farming is considered a prototype of sustainable agriculture, based on concepts of agroecology (e.g. Bueren *et al.*, 2002). Its environmental impacts are *a priori* positive in terms of pesticide avoidance and maintenance of biodiversity. Some stakeholders also promote these systems to prevent groundwater pollution (Thieu *et al.*, 2011). However, its impacts in terms of reduction of undesirable compounds (NO_3 , N_2O), CO_2 emissions or the contribution to soil carbon storage are debated (e.g. Mondelaers *et al.*, 2009; Tuomisto *et al.*, 2012). There is particularly a lack of references on the performance of stockless organic cropping systems (SOCS) receiving no or small additions of animal waste and exogenous organic fertilizers, which are the most common organic cropping system in the intensive arable cropping regions of France. SOCS are more complex than conventional systems: They combine alternative practices such as diversified crops, mixed cultivars, delayed sowing and more frequent tillage, leading to complex systems in terms of types of main crops, auxiliary crops, and their management. Another source of complexity stems from the fact that a larger part (compared to conventional systems) of reactive nitrogen added to these systems derives from fixation by leguminous species either as main crop, intercrop or cover crop. Even though the fate of fixed N has been investigated for main crops (Ross *et al.*, 2008; Nemecek *et al.*, 2008) and cover crops (Miguez and Bollero, 2005; Askegaard and Eriksen, 2008; Rinnofer *et al.*, 2008), it is still more difficult to control and predict than the fate of mineral fertilizer. The rate of biological N fixation by legumes may vary widely according to legume species, growth conditions and soil mineral N availability (Rochester *et al.*, 2001; Voisin *et al.*, 2002), as well as net N mineralization occurring during the decomposition of legume residues (Askegaard *et al.*, 2005; Tonitto *et al.*, 2006).

Moreover, most studies evaluating the environmental impact of SOCS relative to C and N cycles have been performed in experimental settings, leaving a need for data acquired under true farming conditions. Properly measuring C storage in soil or N_2O emissions is possible in well-controlled experiments but very difficult in farming situations due to the methodological investment required, but nitrate leaching assessment is possible. As part of assessing the environmental impacts of organic farming, this paper thus focuses on variability of nitrate leaching. Some drivers of N leaching variability have already been investigated by Benoit *et al.* (2016), but further investigation remains necessary about the relationship between soil-crop behavior and environmental impacts, in order to define the factors controlled by farmers.

The “on farm” investigation of the source of N leaching in SOCS can be adapted from those already carried out in conventional systems. Two experimental procedures are possible in a multisite study: i) monitoring soil water quality using porous cups coupled with a water flow model (e.g. Benoit *et al.*, 2016) and ii) frequent measurements of soil water and mineral N in

soil cores coupled to an elution model (Beaudoin *et al.*, 2005). The first procedure is more environment oriented, directly linking NO₃ emission and land occupation, while the second is more agronomy oriented, identifying the driving factors of NO₃ emissions within the soil-crop systems. We selected the second procedure to better assess the N leaching drivers. It was implemented using the LIXIM model (Mary *et al.*, 1999), which calculates water and mineral nitrogen fluxes (drainage, N mineralization and leaching) based on the soil and crop measurements. LIXIM has been mainly used as an inverse model, using all the observed data as inputs (Justes *et al.*, 1999; Lesur *et al.*, 2014); it can also be applied as a predictive tool when initial values and model parameters are known.

Our strategy combined on-farm field monitoring, for three years, use of the LIXIM model to compute water drainage and nitrate leaching fluxes, and a meta-modeling approach exhibiting the driving factors of N leaching, at field and cropping system scale. The preliminary objective was to carry out a data acquisition to get a reliable dataset useful to calibrate soil-crop models. The main objective of this paper was to assess nitrate leaching in various fields under arable organic farming and determine its driving factors, relative to crop rotations and management. We hypothesized that a large variability exists between SOCS emissions due to the diversity of pedoclimatic conditions and crop sequences.

3.2. Materials and methods

3.2.1. The organic fields network

3.2.1.1. Monitored cropping systems

Thirty-five arable organic fields related to nine organic farms located in Northern France, belonging either to the Seine-Normandie or to the Artois-Picardie watersheds, were monitored between summer 2014 and spring 2017 (Table 2Table 2). Each crop rotation involved 7 to 12 arable cash crops. Assessing its impacts would theoretically require a long-term study (Beaudoin *et al.*, 2005; Ross *et al.*, 2008; Plaza-Bonilla *et al.*, 2015). Since our study focused on only three years, we assumed that investigating several fields per year belonging to the same cropping system (CS) would offset the lack of temporal investigation (space-for-time substitution). Each CS was then represented by a group of three or four monitored fields (f) during three successive years (y), having similar soil properties, including a distinct crop sequence (Seq) within a rotation, and therefore allowing data aggregation at the rotation scale.

The effect of soil type on N leaching is crucial but better known and modeled than the effect of crop management (Di and Cameron, 2002; Beaudoin *et al.*, 2005). So, to increase the probability of identifying the effect of crop management, we targeted soils with similar sensitivities to leaching and representative of the main soil types of the region.

The nutrient management strategies in the selected SOCS include biological nitrogen fixation by cash crop legumes (alfalfa *Medicago sativa*, or grain legumes such as pea *Pisum sativum*, fababean *Vicia faba*, lentil *Lens culinaris*) or cover crops (white clover *Trifolium repens*), nutrient recycling through crop residues return at harvest, and exogenous inputs of organic fertilizers for vegetable crops (beetroot *Beta vulgaris* subsp. *vulgaris*, carrot *Daucus carota* subsp. *sativus*, and potato *Solanum tuberosum*).

Two blocks were defined in each field, in the same soil type, distant each other by 20-30 m. In each block, all variables of interest concerning crop production and soil were measured on samples taken randomly in several subplots.

3.2.1.2. Soil characteristics

Physical and chemical soil properties were determined on pooled samples collected regularly. They included three steps concerning each field either at the block or field scale. Firstly, we applied a “tactile diagnosis method” to identify the texture, the nature pebble and the subsoil texture (loam, clay with flintstone, chalk, sand). The main soil type encountered was luvisol (IUSS Working Group WRB, 2006), either haplic luvisol, characterized by a deep loamy soil with a more or less clayey horizon below 100 cm, or arenic luvisol, with loamy sand or coarser texture throughout the profile. Only one cropping system was located on calcisols, defined by a shallow argic horizon overlying calcic layers. The bulk density of fine soil was estimated at 1.40 g cm^{-3} in the upper layer (0-30 cm) and 1.50 g cm^{-3} in the other layers according to a local pedotransfer classes (Scheurer et al., 1997; Beaudoin et al., 2007). Secondly, the main physicochemical characteristics were measured in the topsoil (0-30 cm depth) on pooled samples (Table 3). The clay content varied from 11% to 26%, organic carbon content from 9.2 to 19.9 g kg^{-1} and total nitrogen, from 0.89 to 2.11 g kg^{-1} . Organic C and N contents of topsoil were significantly higher in calcareous soils than in the three other groups. Thirdly, the soil water content at field capacity (*WFC*, g g^{-1}) was estimated empirically using data of soil water content (*SWC*, g g^{-1}) measured for each soil layer 30 cm thick, down to 150 cm. *WFC* was assessed as the median value of *SWC* measured in mid-February 2015 and 2016. The water holding capacity (*WHC*, mm) over the soil profile (0-150 cm) was calculated as the sum of the product of *WFC* and bulk density of each soil layer, and its value varied from 436 mm to 582 mm. It was highest in the deep loamy soils (dL and dLp) and lowest in the calcareous soil. The water content at the permanent wilting point (*WWP*, g g^{-1}), used in the LIXIM model, was assumed to be equal to 45% of *WFC* (Constantin et al., 2012). The fraction of pebbles remaining after sieving (mesh size 2 mm) was measured and used for calculating the effective bulk density.

Cropping system	Location	Rotation type*	Soil type(s)**	Main crop frequency (%)								Cover crop frequency (%)		Organic fertilizer	
				winter cereal	spring cereal	alfalfa	grain legume	vegetable	oilseed crop	intercrops	maize	undersown clover (CI0)	sown after harvest (CI1)	type***	frequency %
CS01	49°20 N ; 2°10 E	S2	dL, dLp	33	11	33	0	0	0	22	0	11	0	F1	22
CS02	49°20 N ; 2°10 E	S2	dLp	44	11	33	11	0	0	0	0	11	0	F2	11
CS03	49°32 N ; 2°19 E	S3	dLp	25	25	25	0	8	0	17	0	17	0	F2	8
CS04	50°28 N ; 2°56 E	S1	dL	56	11	0	11	22	0	0	0	0	11	F2	89
CS05	50°16 N ; 3°14 E	S1	dL	44	0	0	11	44	0	0	0	22	22	F2	67
CS06	50°10 N ; 2°22 E	S3	dL, dLp	33	0	11	11	33	11	0	0	0	11	F2	44
CS07	50°17 N ; 3°14 E	S3	dL	33	0	33	0	33	0	0	0	0	11	F2	56
CS08	49°80 N ; 2°51 E	S1	dL	33	11	0	0	33	0	11	11	22	11	F2	56
CS09	50°00 N ; 1°56 E	S2	sC	42	8	17	0	0	8	25	0	8	17	F1	33
CS10	49°30 N ; 3°16 E	S1	dSL	56	0	0	11	11	0	0	22	0	11	F1	78
CS11	49°34 N ; 2°00 E	S2	dL, dLp	56	11	11	11	0	0	11	0	22	0	F1	56
All				41	8	15	6	17	2	8	3	10	9		47

Table 2. Characteristics of the monitored organic farms and cropping systems (CS).

* S1 = rotation based on vegetables and cereals; S2 = rotation based on cereals and alfalfa; S3 = rotation based on vegetables, cereals and alfalfa.

** Soil types: dL = deep loam, dLp = deep loam with pebbles, sC = shallow calcareous soil, dSL = deep sandy loam

*** Fertilizer code : F1 : fertilizers with C:N ratio > 10 (manure, composted manure); F2 : fertilizers with C:N ratio < 10 (vinasse, poultry manure, blood/feather/mixed meals)

PS: correction made on the rotation type.

Table 3. Physical and chemical characteristics of soils.

Mean values and standard deviation (in brackets) between fields. Letters indicate significant differences between soil groups ($p < 0.05$).

Layer			Soil type											
cm			Shallow calcareous (sC)			Deep loam (dL)			Deep loam with pebbles (dLp)			Deep sandy loam (dSL)		
0-30	clay	$g\ kg^{-1}$	15		(2)	15		(2)	16		(4)	14		(3)
0-30	silt	$g\ kg^{-1}$	40		(8)	69		(6)	70		(5)	21		(8)
0-30	sand	$g\ kg^{-1}$	14		(3)	15		(6)	13		(2)	59		(8)
0-30	CaCO ₃	$g\ kg^{-1}$	31		(12)	0		(1)	1		(0)	7		(5)
0-30	C org	$g\ kg^{-1}$	18.1	a	(1.5)	12.0	b	(2.0)	12.2	b	(1.0)	11.2	b	(0.9)
0-30	N tot	$g\ kg^{-1}$	1.93	a	(0.16)	1.15	b	(0.20)	1.28	b	(0.11)	1.12	b	(0.09)
0-30	pH		8.3		(0.1)	8.0		(0.2)	8.0		(0.3)	8.2		(0.3)
0-30	WFC*	$g\ kg^{-1}$	259		(9)	241		(23)	252		(10)	212		(30)
30-60	WFC*	$g\ kg^{-1}$	202		(16)	222		(15)	234		(10)	192		(32)
60-90	WFC*	$g\ kg^{-1}$	210		(42)	216		(12)	230		(21)	182		(31)
90-120	WFC*	$g\ kg^{-1}$				216		(14)	237		(27)	182		(31)
120-150	WFC*	$g\ kg^{-1}$				225		(30)	243		(31)	194		(26)
0-150	WHC**	mm	270	c	(23)	501	a	(40)	515	a	(26)	441	b	(65)
Number of fields			3			16			13			3		

* water content at field capacity (g/kg); ** water holding capacity of soil (mm)

3.2.1.3. Climate

Northern France is characterized by a continental climate, with an oceanic influence for areas close to the Channel. During the study period (2014-2017), the mean annual temperature was 11.0 °C and the mean annual rainfall was 692 mm. Daily rainfall (P), temperature (T), and potential evapotranspiration (PET) were provided by SAFRAN model, a meteorological application combining observations and a numerical weather prediction model (Vidal *et al.*, 2010). The gridded data at 8 km² scale calculated by the model was considered as the most reliable source for fields in which no meteorological measurements were available. The meteorological data averaged over all sites are given in Table 4. The comparison with a long-term sequence (1990-2017) showed that the investigated period (2014-2017) was drier than the average. Therefore, we considered three additional scenarios, corresponding to the quartiles 1 (Q1), quartiles 2 (Q2) and quartiles 3 (Q3) of the climatic data population for the P - PET variable during the drainage period. The impacts of these scenarios were also simulated with the LIXIM model.

Table 4. Average climatic characteristics of the nine studied sites during the whole year and the drainage period, for each studied year, for the 1990-2017 period and for the reference years for climatic scenarios.

		Whole year (August 1 - July 31)				Drainage period (October 1 - April 30)			
		T *	P	PET	P-PET	T	P	PET	P-PET
		°C	mm	mm	mm	°C	mm	mm	mm
2014-2015		10.8	666	692	-26	7.1	410	232	179
2015-2016		11.1	889	630	259	7.6	483	219	265
2016-2017		11.1	520	701	-181	6.4	292	219	73
2014-2017	mean	11.0	692	674	17	7.0	395	223	172
1990-2017	mean	10.9	771	707	64	7.0	451	236	215
reference year	Q1 **	10.7	614	741	-127	6.6	391	225	166
reference year	Q2 **	10.7	826	673	153	7.0	439	236	203
reference year	Q3 **	10.8	797	687	110	7.0	473	242	232

* T = mean temperature; P = cumulative precipitation; PET = cumulative potential evapotranspiration

** Qi = quartile(i) of the climatic data population according to the P-PET variable.

3.2.2. Measurements and calculations

Soil and crop measurements were carried out almost simultaneously, within a tolerance of 10 days between soil and crop samplings, to assess the whole N budget. This was done at four dates per year: harvest time, mid-November, mid-February and end of March. Harvest time depended on the crops: between July 15 and August 15 for cereals and grain legumes, from September 15 to October 15 for vegetables, and for alfalfa it referred to the last cut in September.

3.2.2.1. Biomass and crop N uptake

Crop biomass was randomly collected in six subplots per block; the area of each subplot varied between 0.75 and 1.25 m² at harvest according to the species and 0.25 m² at the vegetative stages, cover crop included. Crop biomass of perennial forage was either measured or estimated at each harvest. Weeds, volunteers, companion crops and main plant biomass were manually separated in each sampling and dried at 65°C. During the harvest, either grains or taproots were separated from the unharvested plant parts using specific devices. The dry weight of each plant fraction was measured before pooling it in a representative subsample at the block level. Two successive grindings (coarse and fine) were applied to the pooled samples. C and N contents were determined using a CN analyzer according to the Dumas method (NA1500, Carlo Erba). N accumulated in harvested organs and N returned to soil were calculated using the measured N contents of each organ in each field-year situation.

The biological N fixation (*BNF*, kg N ha⁻¹) was estimated using the aforementioned measurements and the empirical relationship established by Anglade *et al.* (2015a) for several species:

$$BNF = (\alpha \cdot AU + \beta) \cdot BGN \quad (1)$$

where *AU* is the aerial N uptake (kg ha⁻¹ yr⁻¹), *BGN* is its extrapolation coefficient to the whole plant, α and β are two fitted coefficients, with, $\alpha = 0.81$ and 0.66 , $\beta = -13.9$ and $+4.32$, and *BGN* = 1.7 and 1.3 for alfalfa and pea, respectively.

3.2.2.2. Soil water and mineral N

Soil water content and soil mineral N (*SMN*) were analyzed to quantify soil N supply for the fertilization budget but also to assess the N leaching risk. Eight random samples taken with a 2-cm diameter gauge were divided into soil layers of 30 cm length over a depth of 150 cm (90 cm only in the shallow soil CS09). The samples of each layer were pooled and frozen. After thawing, each soil sample was completely sieved over a 7-mm grid, and homogenized. A 50-g aliquot was used to determine soil water content, by oven drying at 105°C for 24 hours. Another 100-g aliquot was used to extract mineral N by shaking with 200 mL KCL 1M during 30 minutes. The extract was filtered and then analyzed for nitrate and ammonium using continuous-flow colorimetry (indophenol and Griess-Ilosvay methods respectively). *SWC* and *SMN* contents were calculated per layer at the block level.

3.2.2.3. Calculation of water and nitrate fluxes at the field-year scale

The amount of drained water (*D_{fy}*) and leached (*L_{fy}*) nitrate below the rooting depth were calculated by combining the *SWC* and *SMN* measurements with the LIXIM model (Mary *et al.*, 1999). The other model inputs are climatic data (daily temperature, rainfall, potential evapotranspiration), soil properties (*WFC*, *WWP*, bulk density) and the crop nitrogen uptake rate.

Two parameters must be defined: the ratio of actual to potential evapotranspiration (k) and the potential N mineralization rate (Vp). They can be either fitted by the inverse method or fixed.

The model was used to calculate water and nitrate losses during the three years, except for spring 2016, during which an exceptional rainfall occurred and leaching could not be simulated by the model. It provoked a severe cereal yield gap (Ben Ari *et al.*, 2018). These conditions induced a supplementary drainage which can be approximated using the cumulative ($P-PET$). It ranged from 73 to 112 mm according to the location, between May 20 and June 19, 2016.

The daily rainfall, temperature, and potential evapotranspiration were provided by SAFRAN model. Soil parameters (k and Vp) were optimized using the first-year dataset and their value was used during the other years. Statistical criteria (mean difference, root mean square error RMSE and model efficiency) were used to determine the best fit for the optimization. LIXIM was then used in a numerical experiment to test the effect of varied climate (particularly wetter conditions than those encountered) on water and nitrogen fluxes. The LIXIM parameters (k and Vp), previously fitted for each studied year, and the initial conditions (SMN , SWC) were applied to the climate scenario simulations corresponding to the quartiles Q1, Q2 and Q3. Thus, we crossed 3 observed series of initial conditions with 3 climatic scenarios.

LIXIM model was used at the field scale. The data from blocks were used to calculate the mean and standard deviation of each variable as inputs. Providing the standard deviation allows a better optimization of the k and Vp parameters by the model.

3.2.2.4. Calculated water and N fluxes at the cropping system scale

We assumed that monitoring three to four fields each year for three years should provide a representative view of each CS. The selected fields represented different steps of the same rotation with similar soil characteristics. Water drainage and N leaching were averaged over the 3-4 fields and the 3 observed years. The mean weighted drainage D_{CS} (mm yr⁻¹), N leaching L_{CS} (kg N ha⁻¹ yr⁻¹) and nitrate concentration C_{CS} (mg NO₃ L⁻¹) of the cropping system were then calculated.

$$L_{CS} = \frac{1}{nm} \sum_{f=1}^n \sum_{y=1}^m L_{fy} \quad (2a)$$

$$D_{CS} = \frac{1}{nm} \sum_{f=1}^n \sum_{y=1}^m D_{fy} \quad (2b)$$

$$C_{CS} = 443 \times L_{CS} / D_{CS} \quad (2c)$$

where 443 is the coefficient allowing to convert kg N ha⁻¹ / (L m⁻²) into mg NO₃ L⁻¹, f is the field index, varying from 1 to $n=3$ or 4, and y is the year index, varying from 1 to $m=3$.

3.2.2.5. Nitrogen surplus

The annual N surplus is the difference between the N inputs and outputs in a field for one year and was calculated as:

$$NSurplus_{fy} = A_{fy} + OF_{fy} + BNF_{fy} - E_{fy} \quad (3)$$

where A_{fy} is the atmospheric input, OF_{fy} is the organic N fertilizer, BNF_{fy} is the biological fixation and E_{fy} the crop N removal, all expressed in kg N ha⁻¹ yr⁻¹. A was provided by the European Monitoring and Evaluation Program (www.emep.int/) and ranged between 12 and 15 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. OF_{fy} represents the total amount of N added through organic fertilizers of type F1 having a high C:N ratio (manure and composted manure) and type F2 having a low C:N ratio (varied meals, poultry manure and vinasse). E_{fy} refers to the amount of N exported from the field at harvest, either as grain biomass or as whole crop biomass, which is measured every year. Finally, the N surplus was averaged at the cropping system scale.

$$NSurplus_{CS} = \sum_{f=1}^n \sum_{y=1}^m NSurplus_{fy} \quad (4)$$

3.2.2.6. Data analysis

All data concerning crop and soil were collected and computed at the block level while farmer practices were recorded at the field level, and climatic data, at the farm scale. Data analysis was implemented both at the field-year scale and the CS scale.

Statistical analysis of variations of SWC and SMN contents and water and nitrogen fluxes between two sampling dates were done at the field level to integrate the random variability between blocks. There are constraints imposed by the unbalanced experimental device when crossing the different explanatory factors (see Appendix III.A). Thus, the possibility of two-factors analysis was limited. We tested the normality of each variable of interest using the Shapiro-Wilk test. For normal data, the individual effect of year, soil type and crop sequence were tested using either one-way or two way ANOVA (type III) method and F-test for mean comparisons of significant differences at the 5% level. Since Log transformed variables did not comply with the normality assumption, non-parametric Kruskal-Wallis tests were carried out for data not meeting the assumptions of ANOVA. All statistical analyses were carried out using R software.

To analyze the variability between CS, we decomposed them into a set of crop sequences (Seq), defined as the couple of a previous crop and the autumn land use. We defined 11 types of Seq, where 0 means already established crop, 1 is autumn sowing and 2 spring sowing:

CI0 = Cereal crop followed by an undersown clover cover crop destroyed at the end of winter;

CI1 = Cereal crop followed by a non-legume catch crop destroyed in late autumn;

CM1 = Cereal crop followed by a Main crop sown in autumn;

A0 = Living Alfalfa cover maintained during autumn and winter;

AM1 = Alfalfa destroyed in summer, followed by a Main crop sown in autumn;

AM2 = Alfalfa destroyed at the end of winter, followed by a Main crop sown in spring;

LM1 = Grain Legume crop followed by a Main crop sown in autumn;

VM1 = Vegetable crop followed by a Main crop sown in late autumn;

XM2 = Cereal or vegetable crop followed by a Main crop sown in next spring.

Cereals were common wheat, triticale, oat, rye or spelt, legumes were alfalfa, faba bean, pea, or lentil, and field vegetables were potato, red beet, carrot or chicory. Each crop sequence is represented by a minimum of four site-year situations to smooth the error estimate due to the neglected soil-year-crop interactions (Appendix III.A). At the cropping system level, the number and the variability of observed systems only allowed the calculation of the Pearson's correlation coefficient between the variables of interest.

3.2.3. A meta-model for predicting N leaching

3.2.3.1. At the annual field scale

The outputs of the numerical experiment were assumed to be relevant for a meta-modeling approach. We used the dataset of predictions crossing the Q1 and Q3 climatic years and the three years of observation of the initial SWC and SMN stocks to calibrate the meta-model. The objective was to establish a model predicting nitrate leached if field f and year y (λ_{fyi} , kg N ha⁻¹ yr⁻¹), based on simple and accessible input variables, as follows:

$$\lambda_{fyi} = M_i(SMN_{seq}, Fn_{seq}, Rw_{fy}) \quad (5)$$

where M_i is the meta-model number i , i varying from 0 to 3; SMN_{seq} is the mean SMN in mid-November, before start of drainage (kg N ha⁻¹), available in the typology at Table 6; Fn_{seq} is the fraction of nitrate contained in the lower half part of the soil profile (Appendix III.B), and Rw_{fy} is the soil water renewal rate (yr⁻¹), defined as:

$$Rw_{fy} = D_{fy}/WHC_f \quad (6)$$

where D_{fy} is the calculated annual drained water (mm yr⁻¹) and WHC_f is the water holding capacity (mm) of the soil profile. In our study, D_{fy} was provided by the LIXIM calculation, but can be estimated using a simple reservoir model at a monthly step during autumn and winter. Four variants of the model differing in the number of parameters were tested:

$$\lambda_{fy0} = a \cdot SMN_{seq} \quad (7 - M0)$$

$$\lambda_{fy1} = a \cdot SMN_{seq} \cdot Rw_{fy} \quad (7 - M1)$$

$$\lambda_{fy2} = a \cdot SMN_{seq} \cdot Rw_{fy}^b \quad (7 - M2)$$

$$\lambda_{fy3} = a \cdot SMN_{seq} \cdot Rw_{fy}^b \cdot Fn_{seq}^c \quad (7 - M3)$$

where a, b and c are positive parameters.

The model was calibrated and then tested, at the field-year scale, against differing LIXIM output datasets, using *nIme* package of R software. Firstly, the parameters a, b, c were fitted, using the actual local SMN_{fy} and Fn_{seq} as inputs, against the dataset provided by the climatic scenarios Q1 and Q3, considered as equiprobable. Secondly, the model was evaluated, using the mean values SMN_{seq} and Fn_{seq} as inputs, against the calculated outputs for the actual climatic years. The quality of fit of the predictive models was assessed using the standard statistical criteria (coefficient R, model efficiency EF, root mean squared error RMSE and mean difference MD), defined as:

$$MD = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n O_i - \sum_{i=1}^n S_i$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}$$

$$EF = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

where O_i represents the observed values, S_i the simulated values and \bar{O} the mean observed values.

3.2.3.2. At the cropping system scale

N leaching was calculated in each crop sequence using any model M_i and summed up by accounting intrinsically for the frequency of each crop sequence within the cropping system.

$$\lambda_{CS} = \frac{1}{nm} \sum_{f=1}^n \sum_{y=1}^m M_i(SMN_{seq}, Fn_{seq}, Rw_{fy}) \quad (8)$$

We compare this prediction to the value of the aggregated N leaching L_{CS} .

3.3. Results

3.3.1. Crop yield, N uptake and BNF

Cereals were the most represented crops encountered during the three monitored years of the studied organic fields. The average grain yield of winter wheat and triticale represented 2.8

and 3.1 t DM ha⁻¹, respectively (Table 6). Yields of spring cereal crops, including spring barley and spring spelt, were in similar ranges. Alfalfa crops were usually cut three times per year and their total biomass exported reached on average 8.9 t ha⁻¹. Among vegetable crops, the most frequent were potato and red beetroot, with a respective yield of 6.7 and 2.3 t ha⁻¹.

Exported nitrogen ranged from 46 to 122 kg N ha⁻¹ for cereals, with a mean value of 54 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. Exportation in alfalfa cuts reached an average of 289 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, most of it deriving from *BNF*. It varied widely among vegetables with an average of 61 kg N ha⁻¹.

At the field-year scale, *BNF* from main crop and the preceding cover crop were estimated from the aerial biomass of legume crops and accounted for in the N budget. Total N fixed by the legume crops varied from 47 to 333 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. The lowest value corresponds to grain legumes associated with cereals and the highest to alfalfa. The average amount of N fixed by alfalfa was 333 kg N ha⁻¹ on average: 360 kg N ha⁻¹ as a pure crop and 275 kg N ha⁻¹ when associated with a non-legume crop (ryegrass or fescue). The average N fixed by legumes in all systems, including cover crops, was 74 kg N ha⁻¹ yr⁻¹.

3.3.2. Soil water and mineral N stocks

3.3.2.1. Variability of soil water content

SWC significantly varied between years and soil types, depending on the time of the year (Table 6a). It was minimum at harvest and reached a maximum in February, indicating that soil water reserves had been replenished at this time, except in winter 2016. SWC was slightly smaller in mid-November due to the incomplete soil water recharge, and end of March due to the restart of transpiration. SWC also depended on soil type, except at harvest. It was highest in deep loamy soils, lowest in calcareous soils and intermediate in deep sandy loam soils.

3.3.2.2. Variability of soil mineral nitrogen

SMN contents were influenced by years, soil types and crop sequences (Table 6b). The average SMN values were surprisingly important in these systems without mineral N fertilization, varying from 65 kg N ha⁻¹ at harvest to 97 kg N ha⁻¹ in autumn and even 101 kg N ha⁻¹ at the end of March. SMN significantly varied between years, the lowest values occurring in 2015-2016. It was mainly affected by soil type in March; the lower SMN found in the shallow soils suggests that more leaching occurred in this soil type, as expected. SMN contents at harvest and mid-November were also significantly influenced by the crop sequence.

The SMN measured in late autumn, which represents the potentially leachable nitrogen, showed similar pattern to SMN at harvest since both values were correlated ($Y = 1.46X$, $r = 0.73$, $p < 0.01$). It was lowest after cover crops (CI0, CI1) and living alfalfa (A0, AM2), which grow actively during autumn. The highest values, more than 150 kg N ha⁻¹, were found in fields

after harvest of grain legume crops (LM1) or after alfalfa destroyed in summer (AM1). At the end of winter, the measured *SMN* in mid-February and mid-March did not significantly differ between crop sequences any longer, but the amounts of mineral N were still high. Most of the mineral N found in the soil profile (80%) was in the form of nitrate.

3.3.2.3. *Evolution of nitrate in the soil profile*

The temporal variability of soil nitrate content at the field scale was greater than the spatial variability, confirming the role of crop sequences on *SMN* dynamics. Figure 8 illustrates the evolution of soil nitrate within four fields, representing the minimum (a), intermediate (b, c) and maximum (d) values of interannual *SMN* contents, respectively 59, 93, 94 and 121 kg N ha⁻¹. The distribution of nitrate between the five soil layers varied throughout time, nitrate being concentrated at soil surface at harvest and autumn and distributed to deeper soil layers in February. The mean fraction of nitrate present in the deepest layers in autumn (*F_n*) ranged from 0.06 (AM2) to 0.23 (XM2 and VM1) (Appendix III.B).

Table 5. Measured crop yields, N content of harvested organs, biological N fixed by legume crops (BNF) and N exported by crops.

Mean values and standard deviation (in brackets) between fields.

	Harvested organ	number of fields per year			Frequency	Crop yield		N content (harvested)		BNF		N exported	
		2014	2015	2016		t DM ha ⁻¹		g kg ⁻¹		kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹		kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹	
winter wheat	grain	8	6	7	20%	2.76	(1.03)	19.9	(4.3)	-	-	54	(21)
winter triticale	grain	5	4	5	13%	3.07	(1.47)	18.3	(3.7)	-	-	53	(20)
other winter cereals	grain	2	3	3	8%	2.87	(1.00)	16.4	(4.1)	-	-	55	(18)
spring barley	grain	1	1	1	3%	3.93	(1.10)	16.2	(2.2)	-	-	62	(12)
other spring cereals	grain	0	3	3	6%	2.73	(1.25)	20.3	(4.9)	-	-	54	(20)
intercropped cereals	grain	0	1	4	5%	1.93	(0.64)	20.0	(4.6)	47	(37)	41	(5)
fababean	grain	3	0	1	4%	3.25	(2.07)	55.6	(3.4)	256	(121)	177	(102)
intercropped legumes	grain	1	3	5	9%	1.32	(1.15)	43.7	(4.1)	77	(38)	41	(37)
alfalfa	aerial biomass	8	5	3	15%	8.90	(1.98)	32.2	(3.8)	333	(96)	289	(53)
maize	grain or biomass	1	1	1	3%	7.48	(7.61)	20.7	(11.3)	-	-	108	(81)
beetroot	taproot	1	1	1	3%	2.29	(0.52)	21.5	(0.2)	-	-	49	(11)
potato	tuber	2	3	2	7%	6.69	(4.08)	14.3	(2.5)	-	-	91	(50)
other vegetables	taproot or biomass	2	1	2	5%	3.04	(2.39)	22.2	(21.4)	-	-	43	(38)
clover catch crop	nil	5	2	3	10%	1.50	(0.69)	38.3	(4.3)	73	(32)	0	
other catch crops	nil	0	5	4	9%	1.02	(0.60)	41.1	(8.9)			0	
Average (weighted)										74		97	

Table 6. Soil water content (SWC, mm), soil mineral nitrogen (SMN, kg N ha⁻¹) and crop N (kg N ha⁻¹) measured at four dates: arithmetic mean values per year, soil type or crop sequence.

Letters indicate significant differences between years, soil types or crop sequences.

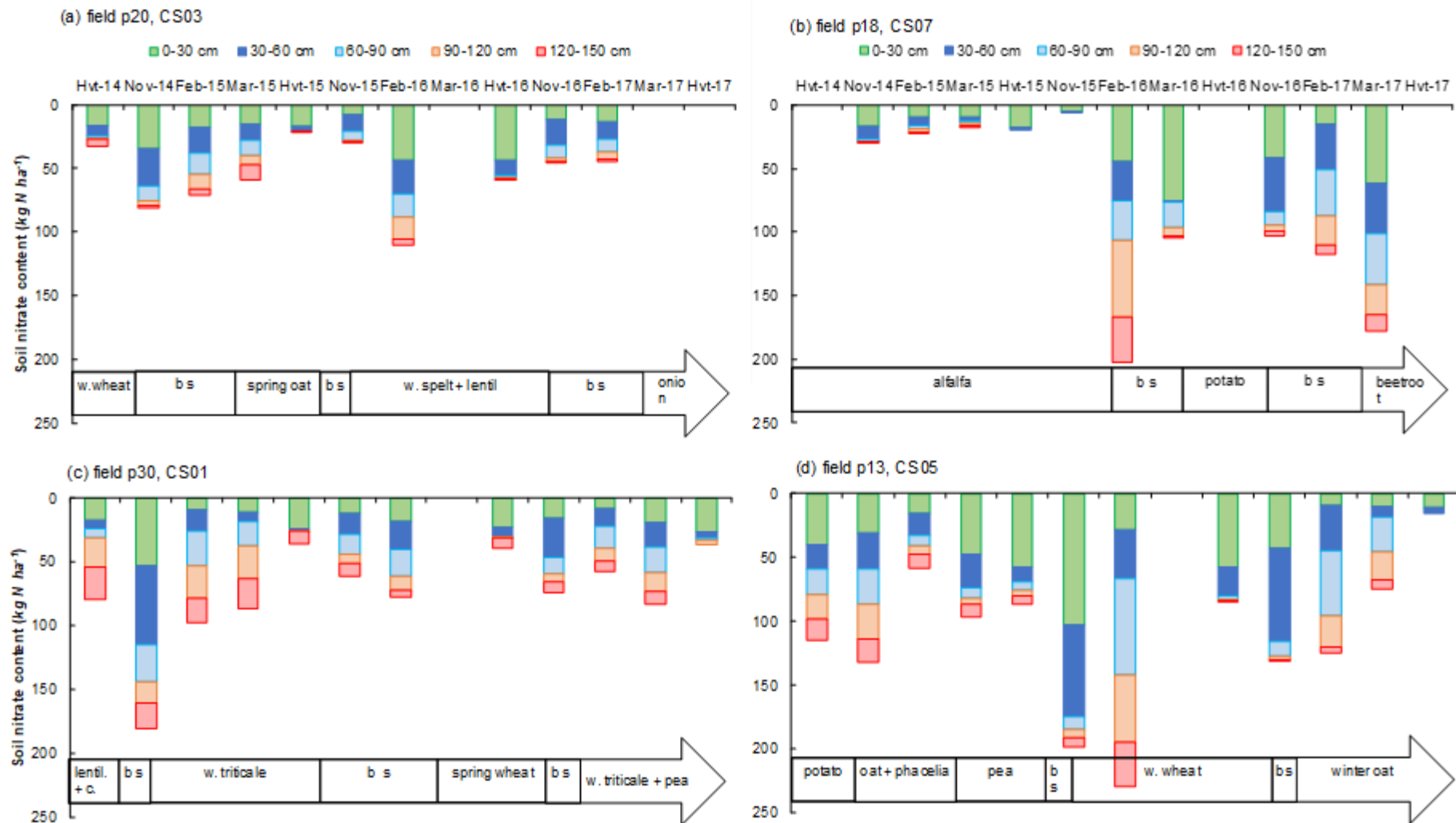
	Harvest	November	February	March
a) SWC	<i>mm</i>	<i>mm</i>	<i>mm</i>	<i>mm</i>
all situations	376	455	467	367
per year				
2014-2015	435 <i>a</i>	481 <i>a</i>	491 <i>a</i>	440 <i>a</i>
2015-2016	319 <i>c</i>	437 <i>a</i>	428 <i>b</i>	206 <i>b</i>
2016-2017	374 <i>b</i>	447 <i>a</i>	483 <i>a</i>	454 <i>a</i>
per soil type*				
sC	205 <i>a</i>	316 <i>c</i>	267 <i>c</i>	246 <i>d</i>
dL	299 <i>a</i>	451 <i>b</i>	478 <i>a</i>	372 <i>b</i>
dLp	345 <i>a</i>	494 <i>a</i>	507 <i>a</i>	395 <i>a</i>
dSL	296 <i>a</i>	444 <i>b</i>	438 <i>b</i>	338 <i>c</i>
b) SMN	<i>kg N ha⁻¹</i>	<i>kg N ha⁻¹</i>	<i>kg N ha⁻¹</i>	<i>kg N ha⁻¹</i>
all situations	65	97	88	101
per year				
2014-2015	72 <i>a</i>	111 <i>a</i>	89 <i>ab</i>	91 <i>b</i>
2015-2016	58 <i>a</i>	81 <i>b</i>	78 <i>b</i>	90 <i>b</i>
2016-2017	65 <i>a</i>	98 <i>ab</i>	96 <i>a</i>	123 <i>a</i>
per soil type				
sC	73 <i>b</i>	107 <i>a</i>	75 <i>a</i>	66 <i>b</i>
dL	67 <i>a</i>	91 <i>a</i>	89 <i>a</i>	112 <i>a</i>
dLp	62 <i>a</i>	102 <i>a</i>	88 <i>a</i>	108 <i>a</i>
dSL	62 <i>a</i>	99 <i>a</i>	101 <i>a</i>	97 <i>ab</i>
per crop sequence**				
CI0	53 <i>a</i>	70 <i>d</i>	75 <i>a</i>	108 <i>a</i>
CI1	65 <i>ab</i>	83 <i>bcd</i>	82 <i>a</i>	92 <i>a</i>
CM1	62 <i>ab</i>	114 <i>bcd</i>	94 <i>a</i>	109 <i>a</i>
A0	63 <i>ab</i>	75 <i>cd</i>	87 <i>a</i>	80 <i>a</i>
AM1	93 <i>ab</i>	152 <i>ab</i>	117 <i>a</i>	128 <i>a</i>
AM2	54 <i>ab</i>	59 <i>d</i>	74 <i>a</i>	116 <i>a</i>
LM1	81 <i>ab</i>	154 <i>a</i>	102 <i>a</i>	93 <i>a</i>
VM1	92 <i>a</i>	99 <i>bcd</i>	80 <i>a</i>	81 <i>a</i>
XM2	54 <i>b</i>	94 <i>bcd</i>	98 <i>a</i>	119 <i>a</i>

	Harvest	November	February	March
c) Crop N	<i>kg N ha⁻¹</i>	<i>kg N ha⁻¹</i>	<i>kg N ha⁻¹</i>	<i>kg N ha⁻¹</i>
all situations	125	13	10	7
per crop sequence				
CI0	149 <i>a</i>	20 <i>a</i>	10 <i>a</i>	4 <i>a</i>
CI1	63 <i>a</i>	41 <i>a</i>	17 <i>a</i>	6 <i>a</i>
CM1	116 <i>a</i>	1 <i>b</i>	10 <i>a</i>	16 <i>a</i>
A0	139 <i>a</i>	13 <i>ab</i>	9 <i>a</i>	14 <i>a</i>
AM1	131 <i>a</i>	33 <i>a</i>	11 <i>a</i>	8 <i>a</i>
AM2	118 <i>a</i>	14 <i>ab</i>	13 <i>a</i>	4 <i>a</i>
LM1	125 <i>a</i>	0 <i>b</i>	11 <i>a</i>	13 <i>a</i>
VM1	111 <i>a</i>	5 <i>b</i>	14 <i>a</i>	9 <i>a</i>
XM2	158 <i>a</i>	0 <i>b</i>	0 <i>a</i>	0 <i>a</i>

*Soil code: sC = shallow calcareous; dL = deep loam; dLp = deep loam with pebbles; dSL = deep sandy loam. ** crop symbol: C = cereal; I = catch crop; M = main crop; A = alfalfa, L = grain legume; V = vegetable; X = vegetable or cereal. Code of sowing: date 0 = before harvest of the previous crop or already established; 1 = in autumn; 2 = in spring.

Figure 10. Evolution of soil nitrate content in four fields, representing the smaller (a), intermediate (b and c), and greater (d) interannual mean nitrate content.

(Hvt = harvest, bs = bare soil, c = camelina intercrop, w = winter, CS: cropping system, field identifiers: p13, p18, p20 and p30)

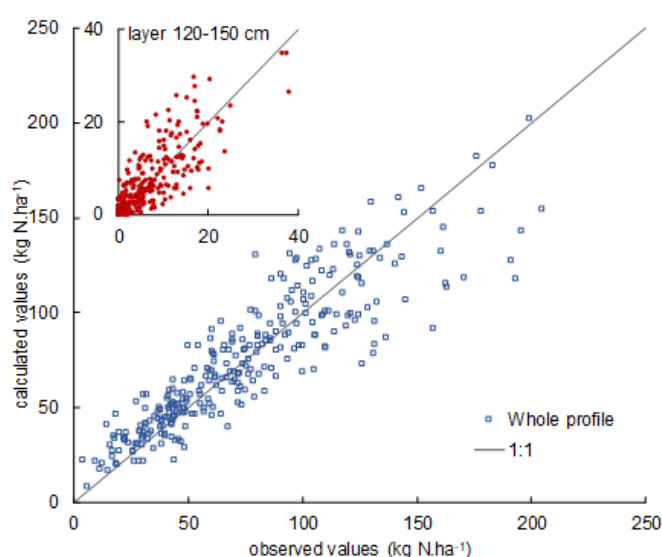


3.3.3. Soil water and nitrogen fluxes at the field scale

3.3.3.1. Evaluation of LIXIM outputs

The reliability of water drainage and nitrate leaching calculations by the LIXIM model can be assessed by checking the quality of *SWC* and *SMN* content predictions. *SWC* and *SMN* contents over the whole profile and in the deepest soil layer (at 120-150 cm) were satisfactorily predicted by LIXIM model (Figure 9), at each sampling date (Appendix III.C), after calibration of the two parameters (*V_p* and *k*). The mean differences in *SWC* and *SMN* stocks were -2 mm and -3 kg N ha⁻¹, model efficiencies were 0.89 and 0.70 and the RMSE were 27 mm and 23 kg N ha⁻¹, respectively, i.e. close to the standard deviations of the field measurements (values). The potential N mineralization rate (*V_p*), estimated between the preceding crop harvest and end of March, was found to be strongly dependent on the crop sequence (Appendix III.D). It ranked as follows: alfalfa (A0, AM1, AM2) > cover crop (CI0, CI1) > others (CM1, LM1, VM1, XM2), as expected. We thus conclude that the combination of measured *SWC* and *SMN* contents and the use of the LIXIM model provided reliable predictions of water and N fluxes.

Figure 11. LIXIM model evaluation: calculated values of soil nitrate content (kg N ha⁻¹) versus observed values over the whole profile (0-150 cm) and in the deepest layer (120-150 cm) (inset).



3.3.3.2. Drainage, leaching and nitrate concentration in the drained water

The amount of drained water calculated with LIXIM varied significantly with year and soil type, around an overall average of 172 mm yr⁻¹ (Table 7). It varied by a factor 2.5 between 2016-2017 and 2014-2015. The highest drainage was recorded in 2014-2015 although the wettest winter occurred in 2015-2016. Drainage was smaller in winter 2015-2016 because the soils were much drier at harvest in 2015 than in 2014 (Table 6), so that more rainfall was needed to

restart drainage. The drainage varied with soil type: it was higher in the calcareous soils than in the deep loamy soils by about 100 mm yr⁻¹. No significant difference was detected between crop sequences.

The mean amount of leached nitrate was 16 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. Leaching varied between years, soil types and crop sequences. The variation between years was logically like that of drainage, since leached N was correlated to the amount of drained water ($r = 0.65$, $p < 0.001$). The crop sequences contributing to the highest N leaching were grain legume followed by a winter crop (LM1) and alfalfa destroyed in summer (AM1); they resulted in a nitrate loss of 37 and 33 kg N ha⁻¹, respectively. Conversely the situations with an undersown cover crop (CI0) and under living alfalfa (A0 or AM2) provided the lowest values (8, 9 and 2 kg N ha⁻¹, respectively).

The nitrate concentration in drained water was on average 34 mg NO₃ L⁻¹ (arithmetic mean). It varied significantly between soil types and crop sequences, but not between years. Among soil types, the shallow calcareous soils produced the highest concentration (96 mg NO₃ L⁻¹). The ranking among crop sequences was about the same than for leaching, since drainage did not vary much between crop sequences. Sequences following a legume destruction (LM1 and AM1) gave the highest concentration (69-70 mg NO₃ L⁻¹), while those including living legumes (CI0, A0 and AM2) were the most favorable situations (16, 16 and 7 mg NO₃ L⁻¹, respectively).

3.3.3.3. *Simulation of water and nitrogen fluxes for reference years*

The results of the numerical experiment with a variation of climatic data are given in Figure 10.

As expected, the amount of drained water increased from scenario Q1 to scenario Q3. The mean increase was 83 mm, but the rate of increase varied between crop sequences. However, the ranking between crop sequences for each scenario was almost unchanged compared to the simulation of the actual situation. This was also true for N leaching, despite the strong response of leaching to the scenarios. Nitrate concentration in drained water was much less sensitive to the scenario, due to the high correlation between drainage and leaching. The only exception concerned crop sequence AM1 in which concentration increased by a 2-fold factor when simulations switched from scenario Q1 to Q3. This high sensitivity is linked to the high mineralization rate calculated after alfalfa destruction (Appendix III.D) and the nitrate transport downwards associated with drainage.

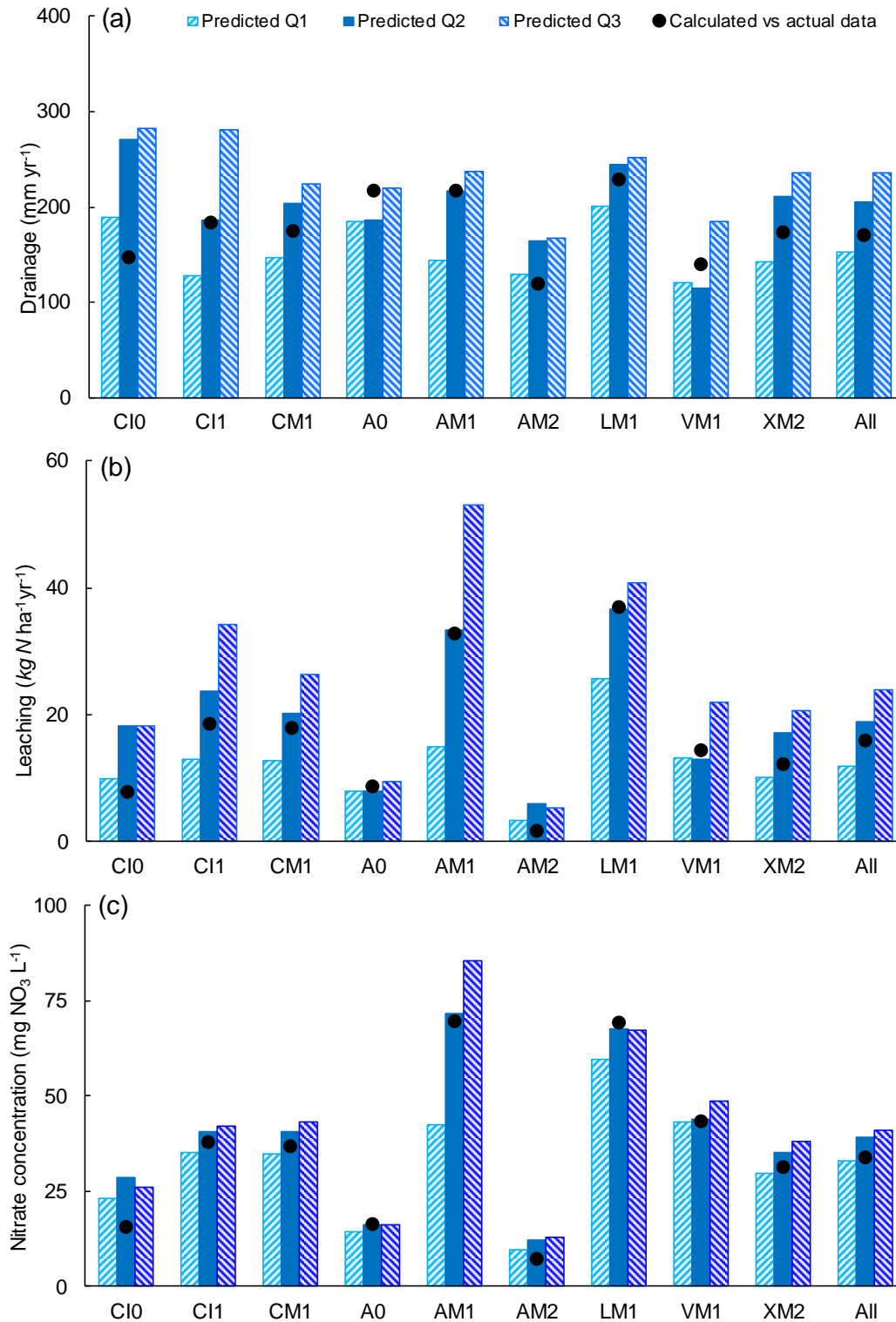
Table 7. Arithmetic average of drained water (mm yr^{-1}), N leached ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and nitrate concentration ($\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) per year, soil type or crop sequence.

Letters indicate significant differences between years, soil types or crop sequences.

	<i>n</i>	drainage <i>mm yr⁻¹</i>	leaching <i>kg N ha⁻¹ yr⁻¹</i>	nitrate conc. <i>mg NO₃ L⁻¹</i>
all situations	104	172	16	34
average per year				
2014-2015	34	243 <i>a</i>	24 <i>a</i>	44 <i>a</i>
2015-2016	35	174 <i>b</i>	16 <i>ab</i>	32 <i>a</i>
2016-2017	35	98 <i>c</i>	6 <i>b</i>	27 <i>a</i>
average per soil type*				
sC	9	242 <i>a</i>	57 <i>a</i>	96 <i>a</i>
dL	47	146 <i>b</i>	9 <i>b</i>	26 <i>b</i>
dLp	39	180 <i>ab</i>	14 <i>b</i>	29 <i>b</i>
dSL	9	190 <i>ab</i>	18 <i>b</i>	38 <i>b</i>
average per crop sequence*				
CI0	18	148 <i>a</i>	8 <i>b</i>	16 <i>b</i>
CI1	11	184 <i>a</i>	19 <i>ab</i>	38 <i>ab</i>
CM1	20	175 <i>a</i>	18 <i>ab</i>	37 <i>ab</i>
A0	4	218 <i>a</i>	9 <i>ab</i>	16 <i>ab</i>
AM1	4	217 <i>a</i>	33 <i>ab</i>	70 <i>a</i>
AM2	7	120 <i>a</i>	2 <i>b</i>	7 <i>b</i>
LM1	9	229 <i>a</i>	37 <i>a</i>	69 <i>a</i>
VM1	13	141 <i>a</i>	14 <i>ab</i>	43 <i>ab</i>
XM2	18	174 <i>a</i>	12 <i>b</i>	35 <i>ab</i>

*Soil code: sC = shallow calcareous; dL = deep loam; dLp = deep loam with pebbles; dSL = deep sandy loam. ** crop symbol: C = cereal; I = catch crop; M = main crop; A = alfalfa, L = grain legume; V = vegetable; X = vegetable or cereal. Code of sowing: date 0 = before harvest of the previous crop or already established; 1 = in autumn; 2 = in spring.

Figure 12. Average drainage (a, mm yr⁻¹), leaching (b, kg N ha⁻¹ yr⁻¹) and nitrate concentration (c, mg NO₃ L⁻¹) per crop sequence at the field scale, for varying climatic scenario (Actual, Q1, Q2, Q3).



Close symbols and bars represent the mean and confidence intervals of values calculated by LIXIM using the observed dataset (soil, crop and climate). Predicted Q1, Q2 and Q3 are the mean values simulated for the quartiles Q1-Q3 of P-PET over the last 15 years. Symbols of crop sequences: C = cereal; I = catch crop; M = main crop; A = alfalfa, L = grain legume; V = vegetable; X = vegetable or cereal. 0 = sown before harvest of the previous crop or already established; 1 = sown in autumn; 2 = sown in spring.

3.3.4. A predictive metamodel of nitrogen leaching at the field scale

The numerical experiment was also used to calibrate the model predicting N leaching from simple and accessible indicators. The parameter estimates and the statistical performance of the fitted models are given in Table 8. Model performance during the calibration phase increased markedly when shifting from model M0 to M1, and slightly from M1 to M2 or M3 (the latter two models being comparable). Model evaluation was done using actual climate and predicted SMN_{seq} based on crop sequence typology. The performance of each of the last three models was about the same as for calibration, with a RMSE of $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$.

Model M0 corresponds to the usual concept of potentially leached N. It indicates that 19% (parameter a) of the soil mineral N present in autumn was lost through leaching on average. However, the drawback of this model is that it does not consider the important effect of pedoclimatic conditions. Model M1 exhibited a better performance, both in terms of bias and RMSE. The refinement brought by model M2, i.e. the power function applied to Rw_{fy} , allowed to slightly reduce the model bias from 4 to $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. The fitted power parameter was 1.23, indicating that Rw_{fy} was slightly more influential than SMN_{seq} . In model M3, the position of nitrate in the soil profile was accounted for using the variable Fn_{seq} . This model did not improve the prediction significantly, except that the slope of simulated vs observed leached N was closer to 1. The small value of parameter c (0.13) indicated that this variable had little influence. Models M1-M3 led to a satisfactory prediction of N leaching risk at the field scale for a given crop sequence and climatic year. However, all models tended to overestimate leaching when it was less than 15 kg N ha^{-1} , model M3 having the smaller bias.

Table 8. Equation, parameters and performance of the leaching metamodels.

The standard errors of the coefficients a,b,c are given between in brackets.

		Model inputs		Model							
		climate*	SMN _{seq} **	M0		M1		M2		M3	
Equation				$\lambda_{fy} = a.SMN_{seq}$		$\lambda_{fy} = a.SMN_{seq}.Rw_{fy}$		$\lambda_{fy} = a.SMN_{seq}.Rw_{fy}^b$		$\lambda_{fy} = a.SMN_{seq}.Rw_{fy}^b.Fn_{seq}^c$	
Model calibration (n=208)		Q1 and Q3	Measured								
Parameters	a			0.187	(.012)	0.452	(.013)	0.488	(.014)	0.634	(.053)
	b			-		-		1.233	(.049)	1.262	(.049)
	c			-		-		-		0.128	(.040)
correlation coefficient				0.41		0.87		0.88		0.88	
model efficiency				0.17		0.74		0.77		0.78	
RMSE			kg N ha ⁻¹	19		10		10		10	
mean difference			kg N ha ⁻¹	0		1		0		0	
Model evaluation (n=104)		Actual	Predicted								
correlation coefficient				0.37		0.89		0.91		0.91	
model efficiency			(SMN _{seq})	0.12		0.76		0.82		0.83	
RMSE			kg N ha ⁻¹	19		10		9		8	
mean difference			kg N ha ⁻¹	3		2		0		1	

* Climatic data used to estimate the annual drainage and the soil water renewal rate (Rw)

** Soil mineral N content in late autumn

Table 9. N budget at the rotation scale (weighed averages).

The characteristics of each cropping system (CS) are given in Table 1.

Cropping system	N fertilizer F1	N fertilizer F2	N fertilizer total	BNF	N inputs	N exported	N surplus	N leached	Nitrate concentration	N leached / N exported
	$kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$	$mg\ NO_3\ L^{-1}$	
CS01	20	5	25	144	182	147	35	18	35	0.12
CS02	0	5	5	135	153	149	4	12	28	0.08
CS03	0	5	5	103	121	112	9	8	29	0.06
CS04	0	58	58	13	85	64	20	9	27	0.13
CS05	0	40	40	26	81	101	-20	13	39	0.12
CS06	0	30	30	86	130	112	18	18	43	0.16
CS07	0	38	38	95	148	94	53	3	9	0.03
CS08	0	29	29	25	67	69	-1	12	46	0.15
CS09	48	0	48	81	144	113	31	46	87	0.41
CS10	49	0	49	23	85	91	-7	18	42	0.20
CS11	44	0	44	87	144	108	36	10	29	0.09
mean	15	19	34	74	122	106	16	15	38	0.14
cv	148%	107%	51%	62%	30%	25%	134%	74%	51%	72%
<i>r1</i> *	0.17	-0.06	0.15	0.50	0.70	0.15	1.00	0.03	-0.17	-0.04
<i>r2</i> **	0.59	-0.41	0.26	0.04	0.18	0.22	0.03	1.00	0.95	0.96
<i>r3</i> ***	0.51	-0.33	0.25	-0.16	-0.08	0.03	-0.17	0.95	1.00	0.96

Fertilizer code: *** F1 : fertilizers with C:N ratio > 10 (manure, composted manure); F2 :fertilizers with C:N ratio < 10 (vinasse, poultry manure, blood/feather/mixed meals). * Correlation coefficient with N surplus; ** Correlation coefficient with N leached; *** Correlation coefficient with nitrate concentration

3.3.5. N surplus and leaching at the cropping system scale

3.3.5.1. *N surplus*

The components of the N balance are given at Table 10. The mean rate of fertilizer addition was $34 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, with a large variability in the rate and frequency of fertilizer application. F1 fertilizers (manure and composted manure) were mainly used on cereal crops, while F2 fertilizers were particularly applied to vegetable crops (Table 2). The other source of input of reactive nitrogen, *BNF*, represented on average $74 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. It varied substantially between systems from $13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in CS04 to $144 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in CS01, the highest *BNF* inputs being due to alfalfa. The contribution of *BNF* to total N inputs varied from 16% to 88% according to the cropping system.

N exported through harvests ranged from 64 to $149 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. The cropping system CS04, which presented the lowest average N exported, was characterized by a 9-yr rotation, dominated by winter cereals and vegetable crops. The highest N exported was found in CS02, including three years of alfalfa and five years of cereals.

The N surplus varied between cropping systems from -20 to $+53 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ with an average of $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Its value did not differ between rotation types and between organic fertilizer rate or regime. The cropping system CS05 presenting the lowest N surplus ($-20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) had the largest frequency of vegetable crops (44%).

N use efficiency, defined as the ratio between total N exported and total N inputs, ranged from 0.64 to 1.24 between cropping systems. Values greater than 1 correspond to a negative surplus; in these systems (CS05, CS08 and CS10) the soil organic N stock decreases.

3.3.5.2. *Calculated N leached and nitrate concentration*

N leaching of each cropping system was estimated by aggregating the amounts of N leached calculated at field-year scale. The average N leached varied widely between systems, from 3 to $46 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in CS07 and CS09, respectively. The average was $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, a value almost equal to the mean N surplus. Neither the *BNF* nor the N surplus were significantly correlated with the N leached. Leaching appeared to be correlated to the rate of applied fertilizer F1 ($r = 0.59$), but this was not a causal relationship. It was attributed to the soil type of the cropping system CS09 rather than the addition of manure.

In terms of nitrate concentration in the drained water, the average value was $38 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (arithmetic mean) for the assessed organic arable cropping systems. Nitrate concentration was correlated neither with the N surplus nor with its components. The lowest concentration ($9 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) was obtained in cropping system CS07 which had the highest N surplus. This system is characterized by a 9-yr rotation based on vegetables, cereals and alfalfa, on a deep loamy soil, using F2 fertilizers applied every two years. The cropping systems presenting a negative N surplus (CS05, CS08 and CS10) yielded a rather high average concentration of 42 mg NO_3

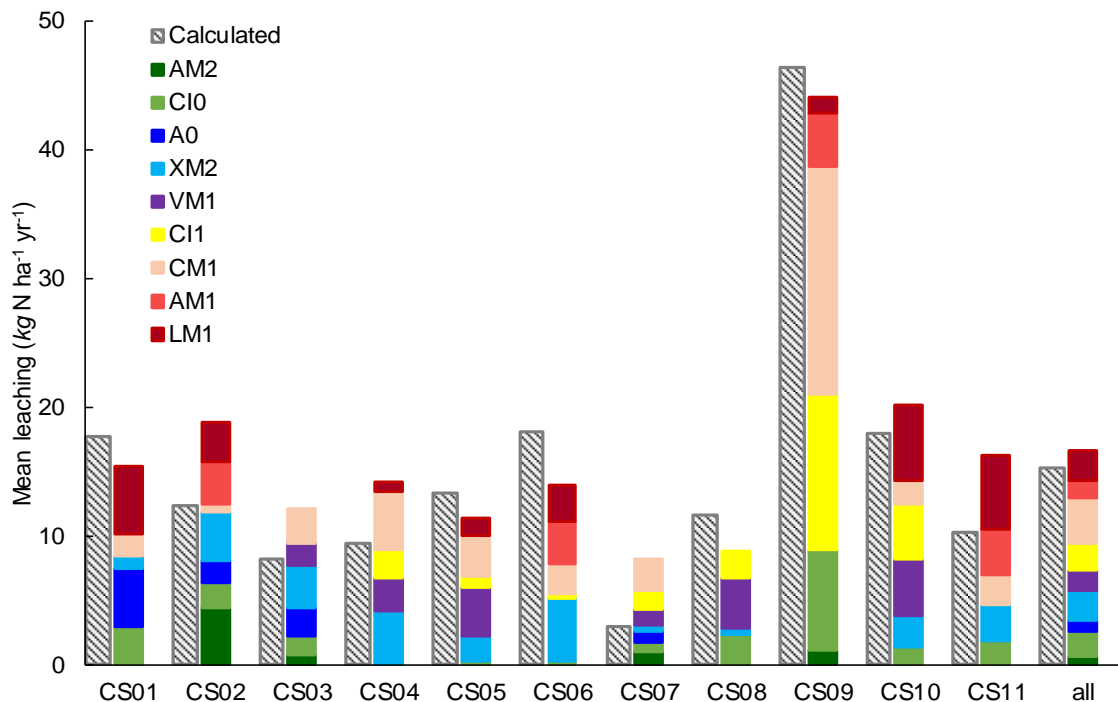
L⁻¹. The most vulnerable situation was CS09 producing the highest concentration (87 mg NO₃ L⁻¹), mainly due to the shallow soil.

3.3.5.3. Integrated meta-model prediction of N leached

N leaching, calculated in each crop sequence using model M3, was summed up by accounting for the frequency of each crop sequence (eq. 8). We obtained a good agreement between calculated and predicted amounts of total N leached per cropping system (Figure 11). The statistical criteria were: $r = 0.94$, $RMSE = 4.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$; model efficiency = 0.85. The contribution of each crop sequence to total N leached varied among CS. The most favorable crop sequences with respect to N leaching (AM2, CI0 and A0) contributed on average to 21% of the total N leaching according to the model M3, with a temporal occurrence of 29%. They did not appear in systems CS04, CS05 and CS06, but contributed widely in CS01 and CS02 due to their high frequency. The crop sequences identified as presenting higher risk of N leaching (AM1 and LM1) contributed to 29% on average with an occurrence of 13%. They did not exist in the systems CS03, CS07 and CS08 which were the more favorable situations.

Figure 13. Comparison of the calculated and the predicted N leaching (kg N ha⁻¹ yr⁻¹) by the metamodel, for the eleven cropping system (CS).

Each predicted N leaching is decomposed into contributions of its respective crop sequences. The crop symbols are identical to Figure 3.



Symbols of crop sequences: C = cereal; I = catch crop; M = main crop; A = alfalfa, L = grain legume; V = vegetable; X = vegetable or cereal. 0 = sown before harvest of the previous crop or already established; 1 = sown in autumn; 2 = sown in spring.

3.4. Discussion

3.4.1. Diversity of crops and practices

The diversity of the stockless organic cropping systems in our study was representative of the variety of practices encountered in the Seine basin watershed, as described by Benoit *et al.* (2016). The assessed SOCS were characterized by long rotations, from 9 to 12 years, with a large crop diversity both as main crops (more than 20 species of cereals, vegetables and alfalfa) and cover crops (non-legume crops, legume-based and mixed species), similarly to those described by Fontaine *et al.* (2012).

Cover crops were implemented about one year out of five in average, and about half of them were clover undersown in cereals, a growing practice encountered mostly in the last assessed year. This relatively low frequency of cover crops before a winter crop results from the late harvest of vegetable crops with a short fallow period and from the presence of alfalfa and/or the practice of successive mechanical weeding during late summer to control annual weeds.

The frequency of legume crops in the rotation varied largely between the studied SOCS. Apart from CS08, a cereal and vegetable based rotation where the only legume was clover cover crop, all the cropping systems included legumes. They varied in the proportion of grain legumes, alfalfa or both as either main crops or intercrops. The contribution of BNF varied by a 10-fold factor between systems ($13\text{--}144\text{ kg N ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$) and represented 16 to 88% of the total N inputs. A recent study on organic farming in the Seine watershed showed that *BNF* accounted for $60\text{ to }140\text{ kg N ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ (Anglade *et al.*, 2015b). Comparable values ranging from $32\text{ to }115\text{ kg N ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ were reported in organic farming in different zones in Europe (Iannetta *et al.*, 2016).

3.4.2. Driving factors of N leaching

3.4.2.1. Variability of soil mineral N at harvest and autumn

SMN at harvest time has been shown no negligible in conventional systems, even for unfertilized crop fields, and was estimated to be between $35\text{ and }50\text{ kg N ha}^{-1}$ (Makowski *et al.*, 1999). In our study on organic arable crops, the mean *SMN* at harvest ranged from $53\text{ to }93\text{ kg N ha}^{-1}$, according to crop sequence. These surprisingly high *SMN* contents found at harvest time could be linked to specific characteristics of organic systems, such as delayed sowing, increased pest damage, reduced yield and N uptake and higher frequency of incorporation of legume residues compared to conventional systems.

The *SMN* content in autumn, indicator of leachable nitrate, was correlated to *SMN* at harvest time, in accordance with previous findings in conventional systems (Beaudoin *et al.*, 2005). It varied significantly with the aforementioned crop sequence: the minimum was found under

permanent living crops (CI0 and AM2) and the maximum recorded after a legume followed by a winter crop (AM1 and LM1). This is important, because the CS studied markedly differed in terms of frequency of each crop sequence. Nevertheless, *SMN* contents in autumn in our organic farming network were close to those found under conventional farming in the same region and same years (Chambre d'agriculture de l'Aisne, 2016): the regression was $Y = 0.91 X$ ($r = 0.94$, $p < 0.01$) for the crop sequences CI0, CM1, VM1, LM1 and XM2 common to the two datasets (X = our dataset, Y = AZUR dataset).

3.4.2.2. *N* leaching versus soil type and crop sequence

Three drivers of *N* leaching deserve highlighting: 1) the opposing effects of living versus destroyed legumes; 2) the importance of the establishment date of cover crops: cover crops established at harvest time (CI0) performed much better than standard non-legume catch crops sown in late summer (CI1); 3) nitrate leaching after alfalfa destruction is highly dependent on the combination of destruction date and following rainfall during autumn and winter.

At the field-year scale, *N* leaching appears to be highly variable because it is dependent on several factors: pedo-climatic conditions (e.g. Thorup-Kristensen *et al.*, 2010), the nature of crops and crop management, as previously shown by studies in conventional (Boy-Roura *et al.*, 2016) as well as organic farming (Kirchmann *et al.*, 2016). Our study confirmed the strong effect of the soil factor, related to the soil depth and *WFC* (Di and Cameron, 2002; Beaudoin *et al.*, 2005; Jabloun *et al.*, 2015).

Crop sequence and crop management also affected nitrate leaching. The decomposition of cropping systems into a succession of crop sequences appeared useful to analyze their impact on nitrate leaching. The results of the numerical experiment varying the climate did not change the ranking of *N* fluxes, confirming the relevance of the defined crop sequences. The combination of previous crops and autumn field management appeared to be a major determinant of *N* leaching and nitrate concentration. This is in accordance with a previous study carried out on organic arable cropping systems in Denmark, which showed that *N* leaching varied widely with autumn soil management, particularly soil cover (Askegaard *et al.*, 2011). In our study, the highest measured concentrations under organic fields occurred during the winter following alfalfa destruction in summer and after the harvest of grain legumes, confirming the findings of Benoit *et al.* (2016). Conversely, the fields hosting living alfalfa or cover crops during winter produced the smallest values of *N* leaching and nitrate concentration in the drained water.

At the rotation scale, the average *N* leaching depends on the *N* leaching risk of each crop sequence and its frequency in the rotation. The most favorable situations encountered in our study combined cereals, vegetables and alfalfa, alfalfa being destroyed at the end of winter

(CS03, CS07). We observed the highest N-leaching in systems which included low cover crop frequency combined with grain legumes (CS01) or alfalfa destroyed in summer (CS10). This is in accordance with Plaza-Bonilla *et al.* (2015) who found that increasing the frequency of grain legumes in the rotation without implementing cover crops increased N leaching at the rotation scale.

3.4.2.3. Meta-model for predicting N leaching

The meta-model (M2 or M3) successfully simulated the impact of pedo-climatic conditions and crop sequences on nitrate leaching both at the field and the cropping system scale. Cropping practices mainly affected SMN_{seq} and to a lesser extent the Rw factor through the crop type, whereas soil and climate conditions mainly affected the factors Rw and F_n . Meta-model M2 also proved to be predictive in a large-scale study carried out in the Seine-Normandie Basin within the range [0.33; 2.50] of Rw values (Beaudoin *et al.*, 2016). In theory, deterministic models, which simulate all processes dynamically, can potentially predict N losses more efficiently than static models such as M2 (Di and Cameron, 2002; Sapkota *et al.*, 2012; Plaza-Bonilla *et al.*, 2015). However, these deterministic models are scarcely parameterized for organic systems (David *et al.*, 2007; Doltra *et al.*, 2011; Smith *et al.*, 2015). The main feature of this meta-model is ability to: i) efficiently integrate the driving factors of N leaching at both field and cropping system scales, and ii) predict N leaching using easily accessible input variables. The good performance of the meta-model at the cropping system scale highlights the role of crop sequence and pedoclimate as interacting driving factors on leaching. Their interaction is significant due to the annual variability of the drainage and consequently on leaching which is field-year specific.

3.4.3. Environmental performances of SOCS

3.4.3.1. N leaching and nitrate concentration

N leaching and nitrate concentration in drained water were highly variable between SOCS. The average nitrate concentration of 38 mg L⁻¹ in drained water at the rotation scale is similar to the mean “sub-root” concentration (37 mg L⁻¹) measured in other organic systems of the Seine Basin (Benoit *et al.*, 2016). The smoothing effect of the variability currently observed at the rotation scale did not offset the cropping system diversity completely. Likewise, in a study carried out by Wick *et al.* (2012) based on a large panel of Austrian municipalities, mean nitrate concentration in groundwater was highly variable, with a coefficient of variation of 138%. Our hypothesis about the variability of nitrate emissions in OF is validated. It confirms the importance of the nitrate issue in such as systems, especially when the metrics used is per unit of production rather than per unit of area. The meta-analysis of Tuomisto *et al.* (2012)

indicates that average leaching is reduced by 35% compared to conventional when expressed per unit area, but increased when expressed per unit of production.

3.4.3.2. *N surplus and N fate*

Over the 9 or 12 years considered in the studied arable crop rotations (space-for-time substitute), the N surplus varied between -20 and +53 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. These values appear to be as variable but lower than those reported in other organic systems, ranging from 5 to 143 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ (Küstermann *et al.*, 2010; Sapkota *et al.*, 2012; Anglade *et al.*, 2015b). We did not find any relationship between the N surplus and N leaching, confirming previous observations made in conventional or organic systems with moderate values of N surplus (Buczko *et al.*, 2010; Constantin *et al.*, 2010; Pugesgaard *et al.*, 2017). Wick *et al.* (2012) also found that N surplus explained little variance of nitrate concentration in groundwater despite a positive regression between the two variables. The relationship between N surplus and N leaching is not causal but systemic. Thus, N surplus represents the sum of N storage in soil, leaching losses and gaseous emissions; the absence of correlation indicates that N storage and gaseous losses (volatilization and denitrification) varied differently between management practices (e.g. Constantin *et al.*, 2010).

Since compared to intensive conventional agriculture, stockless arable organic systems are expected to result in lower gaseous emissions per unit of area, because ammonia volatilization and denitrification are strongly enhanced by mineral fertilizer additions (Skinner *et al.*, 2014; Autret *et al.*, in revision), our results suggest that a larger part of the N surplus is available for soil N storage in organic systems. This idea can be supported by the observation by Autret *et al.* (2016) that an organic system with a positive N surplus stored more carbon in soil than a conventional system with a smaller N surplus, despite a smaller crop production.

3.4.3.3. *Improving N management in SOCS*

In our SOCS network, we observed that regular catch crops implemented before winter crops (CI1) did not allow to reduce nitrate leaching compared to situations without catch crops (CM1) or bare fallow soils (XM2). This result seems contradictory with the literature showing that catch crops frequently reduce N leaching, even with legume-based catch crops (Tonitto *et al.*, 2006; Justes *et al.*, 2017). This may result from the relative small growth of CC in our study which itself resulted from rather late seeding of catch crops due to soil tillage often practiced after harvest to control weeds. Only earlier sowing dates could improve CC production.

Conversely, undersown clover catch crops destroyed at the end of winter (CI0) produced a larger biomass and were efficient in reducing N leaching. This efficiency is attributed to the combination of the early establishment and the permanent cover during winter. Indeed, undersowing a catch crop combining non-legume and legume species in the previous cereal

has been shown to reduce leaching, as well as increasing yield of the following spring cereal on the mid-term (Olesen *et al.*, 2007; Bergkvist *et al.*, 2011; Doltra and Olesen, 2013). Delayed destruction of CC also reduces the risk of N leaching (Möller *et al.*, 2008; Thorup-Kristensen *et al.*, 2010). Due to their competitive effect on weeds, undersown CC may also constitute an alternative for reconciling the objectives of weed control, reduced N losses and increased fertility (Rasmussen *et al.*, 2006; Uchino *et al.*, 2012).

Managing alfalfa destruction is also critical for N leaching in SOCS which often include this crop in the rotation. We found that a summer destruction of alfalfa (AM1), even followed by a winter crop, produced drainage with a high nitrate concentration, whereas nitrate concentration was very low under living alfalfa if alfalfa destruction was delayed in spring (AM2). Similar results were reported in organic cropping systems by Benoit *et al.* (2016) who found a “sub-root” concentration of 80 mg L⁻¹ during the winter after alfalfa destruction and 14 mg L⁻¹ under living alfalfa. Therefore, spring destruction of alfalfa followed by a summer crop with active N uptake (maize, red beet, ...) could be a better management to reduce the risk of N leaching. The carryover effect of alfalfa destruction during the second year was not investigated in our study but is likely to be smaller than the first-year effect.

3.5. Conclusion

Farmers rely on different management strategies in stockless organic cropping systems to ensure crop productivity, which often results in a complex rotation partitioned into crop sequences. Crop sequence, defined by the nature of the previous crop and the autumn field management, was used to determine the risk of N leaching at both field-year and rotation scales. SMN and nitrate leaching of the studied organic fields varied greatly according to crop sequence, confirming our hypothesis. The upscaled meta-model allowed to predict N leaching at the crop rotation scale using three available inputs: the crop sequences, their frequency of occurrence in the rotation and the pedoclimate. This model was shown to have a good predictive power if the interaction between crop sequence and pedoclimate is accounted for at the site-year scale.

Nitrogen leaching in the studied organic systems was substantial and comparable to conventional systems. The main causes appeared to be the high proportion of legumes and vegetables, which are difficult to manage in organic farming as well as in conventional farming, and specific constraints linked to tillage in SOCS, which jeopardize the early establishment of cover crops. The absence of relationship between N leaching and N surplus could lead to more focus on the other outputs of the soil surface N balance (gaseous losses and soil N storage).

The most favorable systems among the eleven studied SOCS, from an N leaching perspective, combined a high frequency of crop sequences with undersown cover crops or established

alfalfa and low frequency of situations with grain legumes or potatoes followed by an autumn sown cereal. The most efficient strategy in organic systems would consist in establishing an active soil cover early in autumn, able to compete with weeds while mitigating nitrate losses. This could be achieved by improving management practices such as delaying alfalfa destruction from autumn to spring and early sowing of cover crops. There is still room for improvement in stockless organic cropping systems, particularly in a multicriteria approach considering the greenhouse gas balance.

3.6. Acknowledgements

This study was carried out as part of a thesis funded by Agence de l'Eau Seine-Normandie and INRA, within the ENBIOexpé research project and the PIREN-Seine project. We are grateful to the farmers, Agri-Bio project partners, Anita Teixeira and Mathieu Ronsin for their technical assistance, AgroClim and Demeter for providing daily climatic data, Chambre d'Agriculture de l'Aisne for AZUR dataset. We are thankful to F. Keuper for language editing and to the anonymous reviewers for their contribution.

3.7. Transition

De l'étude sur les flux d'eau et d'azote en systèmes de culture biologique, réalisée sur l'ensemble de la base de données issue du réseau de parcelles en AB, il ressort, entre autres, des questions sur la conduite des cultures car :

- il existe un stock important d'azote minéral en entrée d'hiver dans les parcelles en grandes cultures AB, lié notamment au reliquat d'azote à la récolte précédente ; et,
- les rendements cultureux, notamment pour les cultures céréalières sont en moyenne faibles.

Il apparaît ainsi intéressant de quantifier et modéliser la production en grandes cultures biologiques et d'en comprendre les déterminants, afin, d'une part, d'approfondir les questions liées à la fourniture en azote et à l'effet d'autres facteurs limitant les rendements cultureux, et d'autre part, d'évaluer les performances agronomiques des systèmes de culture en AB.

Comme précédemment évoqué dans le chapitre sur les matériels et méthodes, cette partie du travail de thèse s'appuie sur un jeu de données de 29 situations en culture pure de blé ou triticales en AB, et mobilise une approche combinant suivi expérimental et modélisation mécaniste, basée sur le modèle de culture STICS.

Chapitre 4. Diagnostic des facteurs limitant la production des céréales en agriculture biologique par couplage d'observation et d'une modélisation déterministe

Yield gap analysis of organic cereals based on field network monitoring and the STICS model in Northern France.

Lucia Rakotovololona¹, Florent Chlébowski¹, Eric Venet¹, Amélie Lengrand¹, Elise Favrelière², Bruno Mary¹, Nicolas Beaudoin¹

1 INRA UR1158 AgrolImpact, 02000 Barenton Bugny, France

2 Agro-Transfert Ressources et Territoire, 80200 Estrées-FranceFrance

In preparation for a submission to Field Crop Research.

4.0. Abstract

Although organic farming (OF) is expected to be a prototype of sustainable agriculture, improving and stabilizing its production remains necessary. This paper aims to assess the yield gap (YG) in OF by coupling on farm measurements and dynamic modeling. It also aims to quantify the contribution of abiotic stresses (water and nitrogen) on YG variability, the residual yield gap being attributed to the occurrence of biotic stresses. We assumed a deterministic model can simulate the grain yield potential if the biotic stresses are rather well controlled (H1) and that N stress is the first driving factor of the YG, before weed pressure (H2). The case study was grain yield of wheat and triticale in organic stockless farms in Northern France.

A network of 35 fields conducted in OF was followed during three growing seasons (2014-15 to 2016-17) to collect plant, pedoclimatic and crop management data, soil water and nitrogen content, required to run STICS model and evaluate its outputs. Additional observations of diseases and weeds were made.

Analysis of observed data showed that grain biomass of any elementary sampled area was limited by weed competition when harvested weed biomass exceeded 1.2 t DM ha^{-1} , which concerned only 20% of the elementary samples. Thus, the condition to address the hypothesis H1 condition was met.

Prediction performance of STICS model in actual OF situation was satisfactory, both for soil water and mineral N stocks, aboveground biomass and crop N uptake. The potential grain yield, defined by pedoclimatic conditions without limitations, was on average $8.8 \pm 0.7 \text{ t DM ha}^{-1}$ for wheat and $7.6 \pm 1.0 \text{ t DM ha}^{-1}$ for triticale. Actual yield ranged from 2.3 to 5.0 t DM ha^{-1} for wheat and 2.5 to 4.3 t DM ha^{-1} for triticale. The yield gap ranged from 29% to 64% of the potential yield, depending on year and crop. According to the model, N stress contributed to 48-75% of YG, whereas water stress explained 6% of YG in 2017 and 0% on other years. The residual yield gap (YG_{res}), calculated as the relative difference between simulated yield with abiotic stresses and actual yield, varied between 18 and 42%. It was positively correlated with the measured biotic indicators and was more dependent on weed density than disease intensity.

STICS model was fruitful to make a diagnostic of grain yield limitation. It showed that N availability was the main influent abiotic factor, also dependent on pedoclimatic conditions. The residual yield gap was attributed to biotic factors, and this was confirmed by the measurements of biotic indicators. The two factors, i.e. N supply and weed control, constitute the main technical barriers identified by producers in these stockless OF systems.

Keywords:

Winter wheat; Triticale; Abiotic stress; Biotic stress; STICS model

4.1. Introduction

L'agriculture biologique (AB) peut contribuer à relever le défi alimentaire mondial tout en répondant aux attentes sociétales et environnementales (FAO 2011). Cependant, améliorer les performances agronomiques de systèmes de culture en AB reste une question d'actualité. Plusieurs études et méta-analyses ont montré que d'une manière générale, l'agriculture biologique est moins productive que celle conventionnelle dans les zones d'agriculture intensives (Tuomisto *et al.* 2012 ; Seufert *et al.* 2012 ; Ponisio *et al.* 2015 ; Shah *et al.* 2017). Pour les systèmes de grandes cultures en AB ne bénéficiant pas de la complémentarité entre agriculture et élevage, la fourniture en azote pour les cultures peut constituer une contrainte majeure. Optimiser la productivité de ces systèmes de culture en AB dans un contexte de faible niveau d'intrants azotés présente ainsi un double enjeu, agricole et environnemental, pour la durabilité de ces systèmes.

Kravechenko *et al.* (2017) ont signalé la nécessité de conduire des études à l'échelle des parcelles agricoles, notamment pour les systèmes de culture à bas intrants et en agriculture biologique. La méthode couramment utilisée consiste à estimer l'écart entre le rendement potentiel de la culture et le rendement réel observé appelé « yield gap » (Van Ittersum et Rabbinge 1997 ; Evans et Fisher 1999 ; Grassini *et al.* 2015), afin d'en expliquer les facteurs déterminants. Ces derniers peuvent être classés en deux catégories : i) les facteurs internes limitant la croissance des cultures, à savoir l'eau et les éléments nutritifs, et ii) les facteurs externes réduisant la croissance, liés à la présence des adventices, maladies, ravageurs et polluants (van Dijk *et al.* 2017). Les pertes en rendement peuvent être liées aux facteurs environnementaux abiotiques et/ou biotiques (Oerke *et al.* 2006). Cependant, peu d'études intègrent à la fois les facteurs édaphiques et les caractéristiques liées à l'exploitation agricole pour expliquer le *yield gap* (Beza *et al.* 2017).

Les méthodes pour déterminer le *yield gap* devraient prendre en compte la variabilité spatio-temporelle des conditions biophysiques, des pratiques de gestion des cultures et la rareté des données disponibles (Affholder *et al.* 2013). Le rendement potentiel peut être connu via l'expérimentation, la statistique ou la modélisation (Lobell *et al.* 2009 ; Grassini *et al.* 2015). Les deux premières sont difficilement praticables dans le contexte de l'AB en situation agricole. S'appuyer sur la modélisation déterministe peut être une solution (Affholder *et al.* 2013 ; Fischer *et al.* 2015). Ainsi, le modèle STICS a été utilisé pour diagnostiquer les causes de la stagnation des rendements du blé en France observées à partir des années 1990, à savoir la simplification des systèmes avec réduction de la part des légumineuses à graines et le changement du climat (Brisson *et al.* 2010).

La modélisation déterministe des systèmes de culture en AB reste un challenge à la fois scientifique et technique du fait de la complexité et de la diversité des systèmes. Les exemples d'application de tels modèles prédictifs de la production sont rares (David *et al.* 2007 ; Doltra *et al.* 2011 ; Smith *et al.* 2015). Le défi technique tient à la multiplicité des espèces ou variétés, voire de mélanges, dont la prise en compte rend énorme le travail de paramétrage. Le défi scientifique tient en particulier à deux spécificités des systèmes en AB en comparaison à ceux de l'agriculture conventionnelle (AC) : i) le recours fréquent aux apports de matières organiques et à l'introduction des légumineuses, qui peut entraîner un *turnover* différent des matières organiques du sol (MOS) ; ii) l'occurrence des stress biotiques, qui sont rarement intégrés dans les modèles de culture actuels. La première spécificité est peut-être moins prégnante en situation AB avec peu ou pas d'élevage ; de plus, les premiers résultats de modélisation indiquent qu'elle n'est pas un obstacle pour les concepts des modèles actuels, sous réserve que les propriétés des MOS apportés soient bien caractérisées (Leifeld *et al.* 2009 ; Autret 2017). La seconde pose une vraie question. L'utilisation des modèles simulant des associations d'espèces serait une voie à privilégier mais nécessiterait de conceptualiser le fonctionnement d'un cortège d'adventices et d'en calibrer l'écophysiologie. L'application du modèle STICS en systèmes de bas intrants tropicaux a, par exemple, exigé une modélisation complémentaire de l'expansion foliaire des adventices (Affholder *et al.* 2003). Dans un but de conduire une *yield gap analysis*, le challenge de la modélisation déterministe peut être relevé grâce à des hypothèses simplificatrices sur le fonctionnement du système.

Une hypothèse de base (H1), est qu'un modèle sol-plante intégrant les seuls stress abiotiques et calibré en situation conventionnelle, peut être appliqué en situation AB stabilisée, c'est-à-dire ayant dépassé la phase de conversion et atteint un niveau suffisant de maîtrise des bio-agresseurs. Le test de l'hypothèse H1 peut être fait via les deux sous hypothèses suivantes. La simulation par un modèle ne prenant en compte que les stress abiotiques de la biomasse et de l'azote accumulé, peut correspondre à l'ensemble de la canopée, culture et adventices compris (H1'). Les stocks d'eau et d'azote minéral du sol peuvent être alors bien simulés car les autres formalismes les affectant peuvent être considérés comme communs entre systèmes AC et AB, *turn-over* de l'azote compris (H1''). Si le modèle est préalablement calibré pour les espèces et variétés utilisés en AB et les hypothèses vérifiées, le modèle peut prédire le rendement potentiel, permis par le seul climat et les facteurs de stress abiotique. Il peut prédire in fine, le rendement virtuel de la parcelle, déterminé par les conditions pédo-technico-climatiques et les seuls stress abiotiques. L'écart entre le rendement virtuel et le rendement réellement observé, appelé *yield gap* résiduel (YG_{res}), serait principalement lié à l'effet des bio-agresseurs, ce qui justifie le choix d'un modèle de culture prenant en charge uniquement les facteurs abiotiques.

Pour tester ces hypothèses, la zone d'étude choisie est le Nord de la France, caractérisé par une emprise marginale de l'AB en termes de volume de production et surfaces cultivées (1.2% de la SAU, données Agreste 2015 de l'Agence Bio). Les systèmes de grandes cultures en AB sans ou avec peu d'élevage y sont considérés comme une priorité régionale de recherche-développement, compte-tenu de la faible présence d'élevage sur ce territoire. L'absence de complémentarité entre cultures et élevage conduit à complexifier la gestion de la nutrition azotée et, indirectement, la maîtrise des adventices par une moindre occurrence des prairies temporaires. L'alimentation en phosphore, potasse et magnésie est connue pour être satisfaisante, car les sols en sont encore bien pourvus grâce à leur passé d'agriculture intensive, bien que les balances de ces éléments soient négatives (Rakotovololona 2013). On s'attend ainsi à ce que l'écart entre le *yield gap* de ces systèmes soit majoritairement dû aux facteurs azote (H2) et bio-agresseurs (H2'). La déficience en azote et l'infestation des adventices sont en effet considérées comme les facteurs limitants principaux du blé en AB (Ronceux *et al.*, *in press*). La stratégie scientifique est de coupler acquisitions de données et modélisation à l'échelle d'un réseau AB en situation agricole, pluriannuelle et multi-locale, permettant de capter la variabilité du *yield gap*. Les cultures étudiées sont le blé tendre d'hiver et le triticales, principales céréales rencontrées dans ces systèmes, conduites en culture pure.

Les objectifs de l'étude sont : i) d'évaluer la possibilité de modéliser d'une façon déterministe la production des systèmes de culture en AB, dans ces situations où les bio-agresseurs sont suffisamment maîtrisés, ii) de quantifier l'écart au rendement potentiel des céréales d'hiver en agriculture biologique, iii) de déterminer et hiérarchiser les facteurs limitants la production, et iv) d'identifier les situations favorables à un *yield gap* important en termes de pratiques culturales, de séquence culturale ou d'année climatique.

4.2. Matériels et méthodes

4.2.1. Dispositif expérimental

4.2.1.1. Sélection des situations culturales

Les situations étudiées représentent, d'une façon exhaustive, l'ensemble des parcelles de culture pure de blé et/ou triticales d'hiver, appartenant au réseau de parcelles du projet ENBIOexpé, qui vise à établir un diagnostic d'impact agro-environnemental de systèmes en AB représentatifs du Nord de la France, avec peu ou pas d'élevage (Ratovolololona *et al.*, *in press*). Cet ensemble représente respectivement 9, 12 et 8 parcelles, toutes espèces confondues, pour les campagnes agricoles de 2014-2015, 2015-2016 et 2016-2017, réparties sur huit localités différentes dans la région Haut-de-France (Tableau 10). Sur ces 29 situations culturales, c'est-à-dire combinaisons de parcelle-année, le blé constitue 75% des situations rencontrées.

Chacune des parcelles est ensuite caractérisée par : i) le type et les caractéristiques physico-chimiques du sol ; ii) le climat au cours de l'année culturale ; iii) l'historique culturale de la parcelle définie par la nature des espèces cultivées, au cours des deux années culturales précédentes, incluant les périodes d'interculture et le reliquat en azote minéral du sol en sortie d'hiver ; iv) les pratiques culturales de l'agriculteur, notamment l'espèce et les variétés cultivées, la date de semis, la date et la quantité d'engrais organique azoté utilisée. L'itinéraire technique de l'agriculteur est recueilli par enquête à l'échelle de la parcelle agricole (Lengrand 2017).

4.2.1.2. Pédoclimats

Le dispositif étudié privilégie la variabilité climatique à la variabilité pédologique. Les caractéristiques des sols sont peu variables : il s'agit dans toutes les situations de luvisols épais à texture limoneuse à l'exception de deux stations développées sur craie (rendzines) (Tableau 12). Dans l'horizon 0-30 cm, la teneur en argile minéralogique est peu variable (de 11.1 à 25.9%), mais la teneur en N organique l'est davantage (0.09 à 0.14 g.kg⁻¹ pour les sols limoneux et 0.18 à 0.21 g.kg⁻¹ pour les sols calcaires), ainsi que la charge en silex (de 0 à 7.5%). La réserve utile estimée sur 1.5 m de profondeur à partir des mesures hivernales de stocks en eau du sol sur trois ans, est en moyenne de 243 mm pour les sols de colluvions et de 275 mm pour les limons profonds.

Les caractéristiques climatiques des années étudiées sont très contrastées (Tableau 13). La variabilité temporelle de la pluviométrie est trois fois plus forte que la variabilité spatiale, alors que celle de la température et de l'évapotranspiration potentielle (*ETP*) est du même ordre de grandeur que la variabilité spatiale. L'année 2016 a été une année très humide alors qu'en 2017 les précipitations relevées ont été les plus basses pour la région depuis 15 ans (Ben Ari et al., 2018). L'année 2015 se situe dans la moyenne. Les trois campagnes se différencient principalement au niveau de leurs bilans hydriques climatiques (*P-ETP*) positif en 2015-2016 et négatif en 2014-2015 et 2016-2017.

Tableau 10. Historique culturale (années n-1 et n-2) des 29 situations de blé ou triticales suivies.

Type de rotation : S1 = céréales et légumes de plein champ, S2 = céréales et luzerne, S3 = céréales, luzerne et légumes de plein champ ; Interculture : asso = cultures associées, Av= avoine, Be= betterave fourragère, Mo= moutarde, Ph= phacélie, Rg= ray grass ; C= céréale, O= oléagineux, P= protéagineux

Parcelle	Localisation	Année récolte	Espèce (n)	Type de rotation	Précédent (n-2)	(a) Historique culturale			BNF préc. Lég. $kg\ N.ha^{-1}$
						Interculture (n-2)	Précédent (n-1)	Interculture (n-1)	
p01	Coucy	2015	blé	S2	blé	-	maïs	-	0
p02	Coucy	2015	blé	S2	blé	-	féverole	-	205
p07	Hallencourt	2015	blé	S1	blé	asso C-Rg-Be	lin	-	0
p08	Hallencourt	2015	blé	S1	luzerne	-	luzerne	-	261
p15	Marcq-en-O.	2015	triticale	S2	luzerne	-	blé	trèfle blanc	6
p16	Marcq-en-O.	2015	triticale	S3	patate	-	blé	-	0
p21	Thieux	2015	blé	S1	blé	-	patate	-	0
p22	Sennevières	2015	blé	S3	blé	trèfle blanc	carotte	-	0
p36	Rubempré	2015	triticale	S2	blé	-	féverole	-	410
p02	Coucy	2016	triticale	S2	féverole	-	blé	-	205
p03	Coucy	2016	blé	S2	blé	moutarde	maïs	-	0
p10	Carvin	2016	triticale	S2	chicorée	-	avoine	-	0
p12	Carvin	2016	blé	S2	triticale	asso Av-Mo	patate	-	0
p13	Marcq-en-O.	2016	blé	S2	patate	asso Av-Ph	pois	-	126
p14	Marcq-en-O.	2016	blé	S2	betterave	-	patate	-	0
p17	Marcq-en-O.	2016	blé	S3	luzerne	-	betterave	-	265
p23	Sennevières	2016	blé	S3	triticale	trèfle blanc	patate	-	123
p26	Villotran	2016	triticale	S1	triticale	-	lentille	-	83
p27	Villotran	2016	blé	S1	triticale	-	luzerne	-	0
p28	Villotran	2016	triticale	S1	blé	trèfle incarnat	asso O-P-C	-	46
p34	Rubempré	2016	triticale	S2	luzerne	-	colza	-	361
p01	Coucy	2017	blé	S2	blé	-	patate	-	0
p02	Coucy	2017	blé	S2	blé	-	triticale	trèfle blanc	0
p11	Carvin	2017	blé	S2	orge	-	féverole	-	119
p15	Marcq-en-O.	2017	blé	S2	triticale	graminées	oignon	-	0
p16	Marcq-en-O.	2017	blé	S3	triticale	graminées	betterave	-	0
p25	Villotran	2017	blé	S1	luzerne	-	orge de prtp	-	437
p27	Villotran	2017	triticale	S1	luzerne	-	blé	-	178
p37	Thieux	2017	blé	S1	luzerne	-	blé de prtp	-	410

Tableau 11. Caractérisation de l'itinéraire technique et du stock d'azote minéral du sol en sortie d'hiver au cours de l'année n , des 29 situations culturales étudiées.

Parcelle	Travail du sol (nb)	Date de semis	(b) Données culturales de l'année				
			Densité de semis	Type N engrais	Période apport N	Quantité N	Stock Nmin
						apporté $kg\ N.ha^{-1}$	en Fév $kg\ N.ha^{-1}$
p01	1	8-Nov	382	C:N < 8	Mars	15	71
p02	1	8-Nov	382	-	-	0	120
p07	2	25-Oct	331	C:N > 8	Oct, Mars	220	93
p08	1	25-Oct	331	-	-	0	145
p15	1	15-Nov	196	-	-	0	75
p16	1	15-Nov	266	C:N < 8	Mars	70	99
p21	1	25-Oct	331	-	-	0	100
p22	2	30-Oct	331	C:N < 8	Mars	64	39
p36	1	30-Oct	350	-	-	0	110
p02	1	26-Oct	354	C:N > 8	Oct	100	89
p03	0	26-Oct	284	C:N > 8	Mars	60	56
p10	1	15-Oct	231	C:N < 8	Mars	80	42
p12	1	15-Oct	447	C:N < 8	Mars	80	69
p13	1	18-Nov	389	-	-	0	140
p14	0	6-Nov	290	C:N < 8	Mars	80	61
p17	0	31-Oct	261	C:N < 8	Mars	80	47
p23	1	17-Oct	302	C:N < 8	Mars	40	106
p26	1	31-Oct	250	C:N < 8	Mars	49	63
p27	1	31-Oct	346	-	-	0	73
p28	1	31-Oct	321	C:N < 8	Mars	49	67
p34	1	26-Oct	236	-	-	0	77
p01	1	28-Oct	350	-	-	0	65
p02	1	13-Dec	420	-	-	0	108
p11	1	4-Nov	370	C:N < 8	Mars	80	121
p15	1	28-Oct	370	-	-	0	199
p16	1	7-Nov	370	-	-	0	81
p25	2	10-Nov	350	C:N > 8	Oct	120	140
p27	1	5-Nov	320	C:N < 8	Mars	40	101
p37	1	5-Nov	354	-	-	0	161

Tableau 12. Caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface des situations étudiées : teneurs en argile, N organique et en calcaire, et pH du sol et capacité de rétention en eau du sol (WHC).

Valeurs moyennes et écart-type entre les différents blocs pour les sols limoneux (N=42) et les sols calcaires (N=4).

		sols limoneux (N=42)			sols calcaires (N=4)		
		min	moy	max	min	moy	max
argile	$g\ kg^{-1}$	11.1	15.5	25.9	13.6	14.1	14.5
N organique	$g\ kg^{-1}$	0.09	0.12	0.14	0.18	0.20	0.21
calcaire	$g\ kg^{-1}$	0.0	1.2	9.9	35.2	37.4	39.5
pH		7.5	8.0	8.5	8.3	8.3	8.3
WHC	mm	370	490	584	272	276	280

Tableau 13. Température moyenne journalière (T, en °C), cumuls annuels de précipitations (P, en mm.an-1) et d'évapotranspiration potentielle (ETP, en mm.an-1) pour la période allant du 01-Septembre au 31-Août.

Valeurs moyennes (m) et écart-type (ec-t) entre les différents sites étudiés. Données SAFRAN.

	T		P		ETP		P-ETP	
	°C		$mm.an^{-1}$		$mm.an^{-1}$		$mm.an^{-1}$	
	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t
2014-2015	10.8	0.5	666	53	692	40	-74	63
2015-2016	11.1	0.5	889	52	608	36	209	71
2016-2017	11.1	0.4	520	62	701	46	-112	100
moyenne	11.0		692		667			
ec-t	0.2		186		51			

4.2.1.3. Itinéraires techniques

Les dates de semis des céréales suivies varient autour de mi-octobre à mi-novembre sauf pour une parcelle (p02) semée à la mi-décembre en 2016. Les précédents culturaux peuvent être catégorisés en légumineuse à graine (féverole, pois, lentille), légumineuse fourragère (luzerne), céréales de printemps ou d'hiver (blé, triticale, orge), oléagineux (colza, lin), association culturale (céréale-légumineuse-oléagineux), légumes de plein champ (betterave rouge, carotte, chicorée, oignon, pomme de terre) pour les cultures principales.

En interculture, le couvert peut être constitué par une espèce fixatrice d'azote (trèfle violet ou blanc) ou des espèces non fixatrices (moutarde, avoine, phacélie, radis, etc.). La fixation symbiotique de l'azote a été estimée en utilisant la relation établie par Anglade *et al.* (2015a), à partir des quantités d'azote mobilisé dans les parties aériennes de la légumineuse. Cette estimation a été faite pour toutes les légumineuses présentes au cours des deux années précédant les cultures de blé et de triticale. Les quantités d'azote atmosphérique fixé et resitué au sol par les résidus varient ainsi selon les précédents culturaux de 0 kg.ha⁻¹ à 437 kg.ha⁻¹.

En termes de fertilisation azotée, les pratiques varient entre trois options : sans apport d'engrais organique, avec apport d'engrais à C/N faible (engrais organiques commerciaux, vinasse, farine de viande) et avec apport d'effluents organiques à C/N élevé (fumier, lisier). Le

stock d'azote minéral de sortie d'hiver, variable explicative du rendement de parcelles témoins sans fertilisation azotée en AC, varie grandement entre parcelles et années, de 39 kg N ha⁻¹ en 2015 à 199 kg N ha⁻¹ en 2017, pour une valeur moyenne de 94 kg N ha⁻¹ (tableau 11).

4.2.2. Suivi expérimental

Les données des caractéristiques pédo-technico-climatiques de la station interviennent à plusieurs niveaux. Ces caractéristiques ont été classées en fonction de leur usage et comprennent : i) les données locales du rendement décrivant l'état de la culture, utiles au diagnostic des conditions de croissance ; ii) les métadonnées (incluant les méthodes d'acquisition des données, l'état des parcelles au cours des observations et mesures) et les données locales d'entrée du modèle (données météorologiques, caractéristiques pédologiques, stock d'azote minéral à l'état initial, et itinéraire technique de la parcelle), iii) les données observées servant au test des prédictions du modèle (stocks en eau et azote minéral du sol, biomasses cultivées, quantité d'azote mobilisé par les cultures). L'ensemble est combiné, avec les prédictions de rendement du modèle, dans l'analyse des écarts au rendement, pour expliquer la variabilité des résultats obtenus entre années et parcelles (paragraphe 4.3.1.).

Des séries d'observations et de mesures ont été réalisées, à quatre ou cinq périodes clés de chaque cycle cultural. Elles portent à la fois sur les stocks d'eau du sol (SWC) et d'azote minéral du sol (SMN), la croissance et le développement de la culture, et l'impact de la pression des bio-agresseurs sur la culture. Sur chaque parcelle, une zone homogène en termes de sol, de technique et d'état initial en automne, est scindée en deux stations d'observation de forme circulaire, comme aire de prélèvements (Annexes II). Les stations sont définies puis traitées indépendamment afin de constituer 2 blocs de répétition des mesures. Les prélèvements de plantes et de sol s'effectuent de manière aléatoire dans un rayon de 15 m autour du point géolocalisé avec plusieurs répétitions : sur 3 ou 6 placettes de prélèvement de plante selon le stade de développement de celle-ci, et 8 sondages jusqu'à une profondeur de 1.5 m pour les prélèvements de sol (0.9 m pour les sols calcaires).

Le suivi sur les cultures est fait sur 6 placettes par bloc à toute période. L'aire de chaque placette fait 0.25 m² au stade végétatif, entre 0.6 et 0.8 m² à la floraison et entre 0.9 à 1.2 m² à la récolte, en fonction de l'espacement des 4 rangs prélevés. Il comprend un comptage du nombre de plants en février pour obtenir la densité de peuplement en céréales, un prélèvement de la biomasse de plantes entières fin mars, et des prélèvements de la biomasse aérienne à la floraison (juin) et à la récolte (mi-juillet à août). Chaque prélèvement inclut les adventices qui sont ensuite triées et traitées séparément. A la récolte, les graines et les talles des céréales sont séparées par battage. Le poids de mille grains et le taux d'humidité des graines sont

mesurés. Toutes les parties végétales prélevées sont ensuite séchées en étuve à 65°C pendant 48 h pour obtenir la masse sèche avant d'être regroupées par bloc et broyées fin pour une analyse de la teneur en C et N total par la méthode de Dumas.

Mises à part les mesures de biomasse d'adventices lors des prélèvements de culture, un suivi complémentaire a été réalisé à la floraison, sur 3 des 6 placettes par bloc, afin d'estimer les indicateurs de pression des bio-agresseurs et de caractériser l'état de compaction du sol (Annexes II). Pour cela, une identification des espèces adventices et un comptage des individus par quadrat de 0.5 m² a été réalisée sur trois placettes par bloc, de façon aléatoire si l'infestation des adventices est homogène, ou par échantillonnage stratifié lorsqu'elle est hétérogène. Parallèlement, une identification suivie d'une notation des maladies présentes sur deux étages foliaires est effectuée sur dix plants prélevés au hasard dans trois placettes de chaque bloc (Boissinot *et al.* 2015).

Toutes les mesures et observations ainsi réalisées servent d'une part à la caractérisation de l'état initial des parcelles pour la modélisation, et d'autre part à valider les sorties du modèle.

4.2.3. Analyse des données expérimentales

Deux échelles d'analyse sont appliquées aux données mesurées lors du suivi expérimental réalisé : la placette élémentaire et le bloc.

A l'échelle des placettes individuelles, les variables observées à la récolte sont les valeurs de biomasse sèche du grain, de la paille et des adventices, l'indice de récolte, le poids de mille grains, et le taux d'humidité des grains. Ces données servent à plusieurs analyses à cette même échelle : i) établir et vérifier les relations allométriques entre les composantes du rendement ; ii) classer le rendement de la culture de la placette (appelé rendement local) par rapport au rendement maximal observé (Y_{max}) sur la parcelle mesurée sur les deux blocs ; iii) déterminer l'impact de la pression des adventices estimée à la récolte. Un ratio de rendement (p) est utilisé pour étudier la relation entre le rendement local et la masse d'adventices mesurée rigoureusement sur la même placette. Il correspond au rapport entre la biomasse en grains de la placette (Y_i) et le rendement maximal observé. Il est calculé pour toutes les placettes sauf les k -ièmes qui ont servi à définir la valeur de Y_{max} .

$$p_{i,k} = Y_i / Y_{max,k} \quad (1)$$

Tel que i représente le numéro de la placette (1 :12) d'une parcelle donnée, k représente l'indice de l'estimateur utilisé. L'incertitude sur Y_i comme estimateur du rendement local est quasi nulle alors que celle sur $Y_{max,k}$ comme estimateur du rendement potentiel parcellaire est forte, sachant que la surface minimale pour estimer un rendement biologique en céréale conventionnelle est de 2 m² (Beaudoin *et al.* 2005). Comme ce terme est situé de plus au

dénominateur de l'équation (1), deux estimations $Y_{max,k}$, ont été faites afin de connaître l'incertitude propagée dans l'estimation de p . Pour chaque parcelle, Y_{imax} est calculé comme étant la moyenne soit des 2 ou soit des 3 rendements locaux les plus élevés au sein des deux blocs de répétition, tel que :

$$Y_{max,k} = 1/k \times \sum_{imax=1}^k Y_{imax} \quad (2)$$

Pour $k=2$, $Y_{max,2}$ correspond à la moyenne du pentile des valeurs les plus élevées de Y_i , et p_2 est calculé sur le sous-ensemble de données X_2 des placettes n'ayant pas servi à définir $Y_{max,2}$ (soit $N_2=286$). Pour $k=3$, $Y_{max,3}$ correspond à la moyenne du quartile supérieur des valeurs de biomasse en grains. Le ratio de rendement p_1 est calculé sur le sous-ensemble de données X_1 composé de toutes les placettes n'ayant pas servi à définir $Y_{max,3}$ (soit $N_1=264$).

Un modèle trinéaire à deux valeurs-plateau a été ajusté selon la méthode des moindres carrés, pour expliquer la variabilité du ratio de rendement en fonction de la quantité de biomasse d'adventices mesurée à la récolte, les deux variables étant définies à la même échelle spatio-temporelle. Les paramètres du modèle, correspondant aux valeurs seuils inférieur (S_{inf}) et supérieur (S_{sup}) de biomasse d'adventices, et de valeurs plateau inférieur (P_{inf}) et supérieur (P_{sup}) du ratio de rendement p , ont été ajusté de façon indépendante sur les deux jeux de données X_1 et X_2 .

A l'échelle du bloc, le rendement biologique de la culture (Y_{oc}) correspond à la moyenne de la biomasse sèche produite par les grains à la récolte, comme suit.

$$Y_{oc} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n=6} Y_i \quad (3)$$

L'aire totale prélevée par bloc, comprise entre 6 à 8 m², permet de lisser la variabilité intra-bloc. Le coefficient moyen de variation est de 16% pour le blé et 13% pour le triticale ; ce qui est proche du CV de 10% obtenu en AC avec une surface prélevée de 2 m² (Beaudoin *et al.* 2005). La biomasse de paille de la culture (S_{oc}) et la biomasse de l'ensemble des adventices (Boa) sont estimées à partir de la moyenne des valeurs mesurées de chaque placette du même bloc. La biomasse aérienne moyenne de la culture (B_{oc}) correspond à la somme du rendement biologique et de la biomasse de paille. La biomasse aérienne totale produite à la parcelle (Bo_t) est calculée comme étant la somme de la biomasse aérienne de la culture et de l'ensemble des adventices.

$$S_{oc} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n S_i \quad (4a)$$

$$Boa = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n B_{ai} \quad (4b)$$

$$B_{oc} = Y_{oc} + S_{oc} \quad (4c)$$

$$Bot = Boc + Boa \quad (4d)$$

La quantité d'azote présent dans chaque partie végétale, grain ($QNog$) ou paille ($QNop$) ou de l'ensemble des adventices ($QNoa$) est obtenue à partir de la biomasse moyenne et de la teneur en azote de l'échantillon composite issu du bloc correspondant. Leur total est appelé $QNot$.

$$QNog = Yoc \times Nog \quad (5a)$$

$$QNop = Soc \times Nop \quad (5b)$$

$$QNoc = QNog + QNop \quad (5c)$$

$$QNoa = Boa \times Noa \quad (5d)$$

$$QNot = QNoc + QNoa \quad (5e)$$

Par la suite, la teneur moyenne pondérée de la culture seule est calculée comme suit :

$$Noc = QNoc / Boc \quad (6)$$

Les indicateurs de pression des bio-agresseurs mesurés à la floraison, à savoir les notes d'infestation des maladies foliaires et le nombre d'adventices par mètre carré, sont aussi moyennés à l'échelle du bloc.

L'indice de nutrition azotée du jour j de la mesure ($INNj$) peut être calculé à partir de ces données comme le ratio :

$$INNj = Noc / Ncrit \quad (7)$$

Où $Ncrit$ est la valeur que prend la courbe de dilution critique de l'azote dans la matière sèche aérienne pour la valeur de Boc mesurée le même jour (Greenwood *et al.* 1990) et définie par Justes *et al.* (1994) pour le blé tendre et Sieling *et al.* (2016) pour le triticale.

4.2.4. Modélisation des cultures

4.2.4.1. Le modèle STICS

Parmi les modèles déterministes pouvant être calibrés en AB, le modèle STICS a été retenu pour son cahier des charges, situé à l'interface entre la recherche et l'opérationnalité. Il inclut la généricité inter-espèces et multisites, la robustesse, la possibilité d'application en situation agricoles et son évolutivité via la possibilité de créer des versions de recherche (Brisson *et al.* 2008). On estime ainsi que la version diffusée du modèle STICS est largement utilisée et validée dans différentes conditions pédoclimatiques et divers systèmes de culture, conventionnels ou bas intrants, en situation agricole ou expérimentale (Affholder *et al.* 2003 ; Brisson *et al.* 2008 ; Jégo *et al.* 2011, Coucheney *et al.* 2015). Si les hypothèses H1 et H2 sont validées, il peut être appliqué dans l'approche *yield gap analysis*, en simulant correctement le rendement potentiel, les flux d'eau et d'azote, et les indices de stress de ces deux facteurs abiotiques sur la culture.

Récemment, une version de recherche a été conçue pour mieux décrire la dynamique de l'azote et de sa compartimentation dans le système racinaire (Strullu *et al.* 2015), du lien trophique entre biomasse aérienne et souterraine pour les céréales, et de la minéralisation de l'azote pour les produits résiduaux organiques. La version a été calibrée et testée pour des espèces et effluents mobilisés en AB, notamment sur le blé et le triticale (Chlébowski *et al.* 2017). Ces nouvelles propriétés ont permis de modéliser les bilans eau-C-N de systèmes alternatifs et biologiques, sous réserve de respecter les hypothèses H1-H2 (Autret 2017).

4.2.4.2. Paramétrage et options de simulation

Une unité de simulation (USM) regroupe toutes les données nécessaires au fonctionnement du modèle dans plusieurs catégories de fichiers (options de simulation, caractéristiques globales de l'USM, paramètres locaux, paramètres génériques), incluant : (i) les caractéristiques pédologiques de la parcelle (propriétés physico-chimiques de l'horizon de surface, profondeur de sol et caractéristiques hydrologiques de chaque horizon), (ii) l'itinéraire technique de la culture (apports de matières organiques, travail du sol, semis, irrigation, récolte), (iii) les données météorologiques journalières au cours de l'année culturale (températures, précipitations, évapotranspiration, rayonnement global, vitesse du vent, hygrométrie), et (iv) l'état du sol et de la végétation à la date d'initialisation de la simulation (SWC, SMN, état du couvert et du stade de développement de la plante). Les données climatiques utilisées proviennent de la base de données SAFRAN qui extrapole les mesures issues de stations météorologiques à l'échelle de maille de 8 km² (Vidal *et al.* 2010)

A chaque situation parcelle-année correspond plusieurs USM selon les options d'activation de stress en eau et en azote du modèle. La simulation sans activation de ces deux stress abiotiques, correspond au potentiel génétique du cultivar Y_{pot} , dans les conditions pédoclimatiques et culturales définies, si les facteurs eau et azote ne sont pas limitants. La simulation avec activation simultanée des deux stress abiotiques, eau (W) et azote (N) donne le rendement virtuel Y_{WN} . L'activation de l'un ou l'autre de ces stress donne le potentiel Y_W et Y_N , respectivement. La simulation avec activation des stress abiotiques permet à la fois d'évaluer les qualités prédictives du modèle STICS de variables d'état mesurées du sol et des plantes, d'estimer le rendement potentiel en situation réelle Y_{WN} et de connaître ses composantes, et enfin d'accéder à des variables explicatives (indicateurs de stress abiotiques, dynamique des flux d'eau et d'azote du sol).

4.2.4.3. Limite méthodologique

Les agriculteurs en systèmes en AB mobilisent des cultivars de blé tendre adaptés aux conditions AB *a contrario* des cultivars de triticale qui sont intrinsèquement robustes. Idéalement, il faudrait calibrer chaque cultivar dans le modèle afin de rendre compte de la part attribuable au facteur génétique dans l'élaboration du potentiel de rendement. Cela

nécessiterait des données sur les variétés AB issues d'expérimentations en conditions contrôlées. Pour cette étude, une variété de caractéristiques écophysiologiques moyennes (alternativité, précocité de montaison et d'épiaison, tolérance au froid et à la verse, hauteur de paille et poids moyen du grain) a ainsi été paramétrée. Etant donné la grande variabilité des cultivars utilisés sur le réseau, la présence des situations avec des mélanges variétaux et les données manquantes sur certaines parcelles-années, les différences génétiques entre cultivars adaptés à l'AB ne sont pas prises en compte. Ces différences peuvent affecter à la fois la quantité de biomasse aérienne produite, la hauteur des talles, le rendement en grains et ses composantes et venir brouter la prédiction du Y_{pot} .

4.2.4.4. Evaluation des prédictions du modèle

Les critères statistiques utilisés afin d'évaluer la performance des simulations du modèle en situation réelle sont : la différence moyenne (MD), l'erreur quadratique moyenne exprimée en valeur absolue (RMSE) ou relative (rRMSE), le coefficient de détermination R^2 et l'efficacité du modèle (Eff), définis précédemment (chapitre 3.2.3). L'évaluation consiste à confronter les valeurs observées issues des données expérimentales aux valeurs prédites par le modèle.

4.2.5. Calcul et analyse de l'écart au rendement ou yield gap

4.2.5.1. Yield gap

L'écart au rendement ou *yield gap* se définit, à l'échelle du bloc, par la différence entre les rendements potentiel (Y_{pot}) et observé (Y_{oc}). Les équations suivantes présentent la façon d'établir et de décomposer le yield gap, à l'aide de chacun des écarts de rendement liés aux facteurs abiotiques azote (YG_N) ou eau (YG_W) ou à leur combinaison (YG_{WN}). Le *yield gap* virtuel YG_{WN} est égal à la somme des élémentaires moins leur interaction (I_{WN}), sachant que dans STICS, les stress eau et azote peuvent interagir en fonction du processus éco-physiologique considéré (Brisson *et al.* 2008).

$$YG = Y_{pot} - Y_{oc} \quad (8a)$$

$$YG_N = Y_{pot} - Y_N \quad (8b)$$

$$YG_W = Y_{pot} - Y_W \quad (8c)$$

$$YG_{WN} = Y_{pot} - Y_{WN} \quad (8d)$$

$$YG_{WN} = YG_W + YG_N - I_{WN} \quad (8e)$$

La différence entre le rendement virtuel (Y_{WN}) et le rendement observé (Y_{oc}) est appelée *yield gap* résiduel (YG_{res}). Il correspond à l'effet des facteurs non pris en compte par le modèle, notamment les stress biotiques, mais aussi aux erreurs liées à la modélisation.

$$YG_{res} = Y_{WN} - Y_{oc} \quad (9)$$

4.2.5.2. Analyse de la variabilité et des déterminants du *yield gap*

La variabilité du *yield gap* total et celle du *yield gap* résiduel sont confrontées dans un premier temps aux différents facteurs abiotiques, définis par les indices de stress prédits par le modèle, et aux facteurs biotiques, représentés par les indicateurs de pression des bio-agresseurs mesurés expérimentalement. Dans un second temps, une identification des situations à risque de *yield gap* est réalisée en analysant les effets des caractéristiques liées aux parcelles (succession culturale, type de sol, etc.), à l'année climatique et aux pratiques agricoles en AB sur les résultats obtenus.

En utilisant le logiciel R, les analyses statistiques réalisées comprennent : le test de Shapiro pour la normalité, le test de Levene pour l'homogénéité des variances, les tests de corrélation entre variables (méthode Pearson ou Kendall), les comparaisons de moyennes (test de Student), les analyses de variance et les tests non paramétriques de Kruskal-Wallis pour l'effet des facteurs, la régression linéaire simple et l'établissement des modèles linéaires mixtes. Le risque de première espèce α est fixé à 5% pour tous les tests.

4.3. Résultats

4.3.1. Variabilité du rendement observé et relations avec les facteurs biotiques

4.3.1.1. Rendement observé et ses composantes

Sur les situations suivies, le triticale est en moyenne plus productif que le blé sauf pour l'année de récolte 2016. L'année climatique influence à la fois les biomasses produites, les teneurs et quantités d'azote dans les cultures, l'indice de récolte, le nombre de grains par m² et le poids de mille grains pour les deux espèces. La récolte 2017 a donné les valeurs de biomasse aérienne totale les plus élevées : 11.7 t MS ha⁻¹ et 12.83 t MS ha⁻¹, un rendement moyen de 5.36 t MS ha⁻¹ et 6.81 t MS ha⁻¹ et un indice de récolte de 0.46 et 0.53, respectivement pour le blé et le triticale (Tableau 14). La quantité d'azote dans les parties aériennes des cultures s'élève à 124 kg N ha⁻¹ pour le blé et 115 kg N ha⁻¹ pour le triticale, au cours de la campagne 2017 (non montré). En 2015, les résultats du triticale ont été moyens, avec un rendement en grains de 4.26 t MS ha⁻¹, contrairement au blé qui a donné 2.85 t MS ha⁻¹. En 2016, les rendements sont les plus faibles enregistrés : 2.34 t MS ha⁻¹ pour le blé et 1.97 t MS ha⁻¹ pour le triticale. L'indice de récolte des deux espèces était respectivement 0.29 et 0.33 pour les deux espèces cette année-là. Les teneurs en azote des cultures à la récolte varient de 0.88 à 1.15 g.kg⁻¹ pour le blé et de 0.84 à 1.08 g.kg⁻¹ pour le triticale (Tableau 14).

A l'échelle du bloc, l'étude des relations allométriques permet de valider la cohérence des observations et mesures expérimentales réalisées. Le rendement en grains à la récolte est étroitement lié à la quantité de biomasse aérienne totale de la plante, avec un coefficient de

détermination de 0.80 et 0.93 pour le blé et le triticale (Figure 14a). Ces deux variables présentent une forte amplitude de variation entre blocs, de 0.68 à 6.94 t MS ha⁻¹ pour le rendement biologique du blé et de 1.06 à 7.27 t MS ha⁻¹ pour le triticale. Par ailleurs, le rendement biologique observé (Yoc) est moyennement corrélé au SMN de sortie d'hiver (R² de 0.35).

La quantité d'azote mesurée à la floraison est moyennement corrélée au nombre de grains par m² à la récolte (Figure 14b). Un stress en azote survenant au cours de la phase végétative peut en effet limiter la croissance et impacter le nombre de grains formés. Pour le blé, le nombre de grains est plus faible pour les deux premières années comparées à l'année récolte 2017, pour une valeur équivalente de quantité d'azote à la floraison (non montré).

4.3.1.2. Bio-agresseurs : ravageurs, maladies et adventices à la floraison

Les deux années d'observation des bio-agresseurs à la floraison, 2016 et 2017, diffèrent fortement. La note globale des maladies varie de 4 à 9 en 2016 contre 0 à 3 en 2017 (non montré). En 2016, les maladies foliaires observées sur les céréales à la floraison sont principalement la septoriose et quelques occurrences de rynchosporiose. Sur les épis, la présence d'helminthosporiose a été plus fréquente par rapport à la fusariose. Tandis qu'en 2017, les plantes non indemnes présentent, sur certaines parcelles, des attaques de lema, et des symptômes de septoriose et de rouille brune. Concernant les adventices, le cortège floral présent à la floraison comprend de nombreuses espèces annuelles levant en automne (principalement coquelicot et vulpin), levant au printemps (renouée des oiseaux, renouée liseron, prêle des champs, plantain majeur, mouron, mercuriale annuelle, laiteron, chénopodes), ou toute l'année (véronique, sanve, pâturin commun, pâturin annuel, pensée des champs, matricaire, capselle, alchémille), et des adventices vivaces (chardon). La densité et la fréquence des espèces rencontrées varient entre les parcelles et les années, l'indice de richesse spécifique en adventices varie de 4 à 8 à la floraison en 2016, et de 3 à 7 en 2017 (Annexes IV). La pression des adventices est ensuite mesurée par la quantité de biomasse et d'azote mobilisé par les plantes à la récolte.

4.3.1.3. Relation entre ratio de rendement et pression des adventices

A l'échelle de la placette, l'étude de la variabilité du bloc permet de vérifier la nuisibilité des adventices. La relation entre le ratio de rendement (indicateur p) d'une placette et la pression des adventices à la récolte peut être ajustée selon un modèle multilinéaire à deux plateaux. La sensibilité de la calibration au jeu de données expérimentales X_1 et X_2 est très faible en constatant la stabilité des paramètres (Tableau 15). Le modèle est robuste par rapport à la méthode d'estimation de Y_{max} et permet d'expliquer 43 à 46% de la variabilité du ratio de rendement. Le seuil inférieur de biomasse d'adventices nécessaire pour induire une baisse du ratio de rendement est de 1.2 t MS ha⁻¹, et au-delà de 3.6 t MS ha⁻¹ d'adventices mesurée à la récolte, le rendement local d'une placette stagne à 38% de Y_{max} (Figure 15). L'ajustement du

modèle avec $k=2$ est présenté dans la figure 13, car le nombre plus grand d'individus permet de faire apparaître des points de 2017 ayant entre 1.5 et 2.5 t MS ha⁻¹ d'adventices. Cependant, la pression des adventices est moins importante en 2017 comparée aux deux autres années. La relation établie permet de constater que seulement 20% des placettes observées se situent au-delà du premier seuil S_{inf} , de 1.2 t MS ha⁻¹. Ce résultat rend crédible le concept de « maîtrise suffisante des adventices », mobilisé dans l'hypothèse H1, sachant que cette dernière est formulée à l'échelle du bloc et non de la placette, en vue d'appliquer STICS.

4.3.2. Performances de prédiction du modèle STICS

La confrontation des variables prédites aux données mesurées, en activant les options de stress en eau et azote, permet de valider les qualités prédictives du modèle STICS, appliqué à l'échelle du bloc, toutes parcelles réunies. En termes de *SWC* et *SMN*, la différence moyenne est faible, respectivement de -4.8 mm et -2 kg N ha⁻¹, avec une rRMSE de 9% et 36%, pour une efficience du modèle estimée à 0.77 pour le *SWC* et 0.59 pour le *SMN*. Le modèle reste robuste pour la prédiction de ces variables à plusieurs dates de chacun des trois cycles climatiques. Cela permet de supposer que le modèle prédit correctement les flux d'eau et d'azote du sol ainsi que les valeurs des stress correspondant. Ainsi, le test des prédictions de l'INN est acceptable, avec un coefficient R^2 de 0.61 et une efficience de modèle estimée à 0.3. En ce qui concerne les variables d'état de la culture, la tendance est à la surestimation lorsque les valeurs simulées sont confrontées aux valeurs observées de la culture seule. La confrontation à la biomasse aérienne totale et à la quantité d'azote totale dans les plantes, intégrant à la fois la culture et les adventices présentes, permet d'améliorer sensiblement les critères statistiques (Tableau 16). Les représentations graphiques de l'INN_j, de la biomasse aérienne et de la quantité d'azote dans les plantes en distinguant les espèces en blé et triticales biologiques permettent de vérifier visuellement qu'il n'existe pas de biais pour l'une ou l'autre (Figure 16).

Tableau 14. Variables mesurées sur les cultures de blé et triticale en AB par espèce et par année : biomasses aériennes (Boc, en $t\ MS\ ha^{-1}$), teneur en azote dans la plante (Noc, en $g.kg^{-1}$), indice de nutrition azotée (INNj), rendement en grains (Yoc, en $t\ MS\ ha^{-1}$), biomasse de pailles à la récolte (Soc, en $t\ MS\ ha^{-1}$), teneurs en azote des grains et des pailles (Nog et Nop, en $g.kg^{-1}$), indice de récolte carbone et azote (IRC et IRN), nombre de grains par m^2 (ng) et poids de mille grains (pmg, en g).

m= moyenne entre les situations, ec-t= écart-type entre les situations

		blé						triticale					
		2015		2016		2017		2015		2016		2017	
		m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t
a) en cours de végétation :													
Boc	$t\ MS.ha^{-1}$	0.2	0.1	1.3	0.6	0.5	0.3	0.2	0.1	0.9	0.3	0.3	0.0
Noc	$g.kg^{-1}$	3.38	0.93	3.58	1.00	3.12	0.81	5.35	0.75	2.75	0.43	4.53	0.00
INNj		0.65	0.17	0.83	0.25	0.63	0.15	0.74	0.29	0.82	0.28	0.80	0.26
b) à la floraison :													
Boc	$t\ MS.ha^{-1}$	6.0	0.8	8.8	3.5	8.1	2.7	5.6	0.3	7.2	1.8	8.6	0.6
Noc	$g.kg^{-1}$	0.98	0.09	1.00	0.14	1.18	0.18	1.38	0.15	0.93	0.06	1.11	0.01
INNj		0.39	0.02	0.52	0.20	0.56	0.13	0.60	0.11	0.54	0.12	0.42	0.08
c) à la maturité physiologique :													
Yoc	$t\ MS.ha^{-1}$	2.8	0.9	2.3	0.9	5.4	1.3	4.3	0.4	2.0	0.6	6.8	0.6
Soc	$t\ MS.ha^{-1}$	4.6	1.5	5.7	2.3	6.3	1.6	6.3	0.5	4.0	0.6	6.0	0.4
Boc	$t\ MS.ha^{-1}$	7.4	2.4	8.1	3.1	11.7	2.8	10.5	0.8	5.9	1.0	12.8	1.1
Nog	$g.kg^{-1}$	1.74	0.13	2.49	0.30	1.80	0.18	1.51	0.10	2.02	0.25	1.40	0.07
Nop	$g.kg^{-1}$	0.35	0.08	0.63	0.15	0.43	0.08	0.38	0.09	0.64	0.13	0.33	0.00
IRC		0.38	0.03	0.29	0.05	0.46	0.04	0.40	0.03	0.33	0.06	0.53	0.01
IRN		0.76	0.04	0.61	0.09	0.78	0.03	0.76	0.04	0.73	0.07	0.68	0.06
ng	$grains.m^{-2}$	8010	1735	7996	2760	14637	2595	-	-	7233	1256	13841	154
pmg	g	43.3	3.6	30.6	5.4	37.0	3.5	-	-	32.8	6.5	40.0	0.5

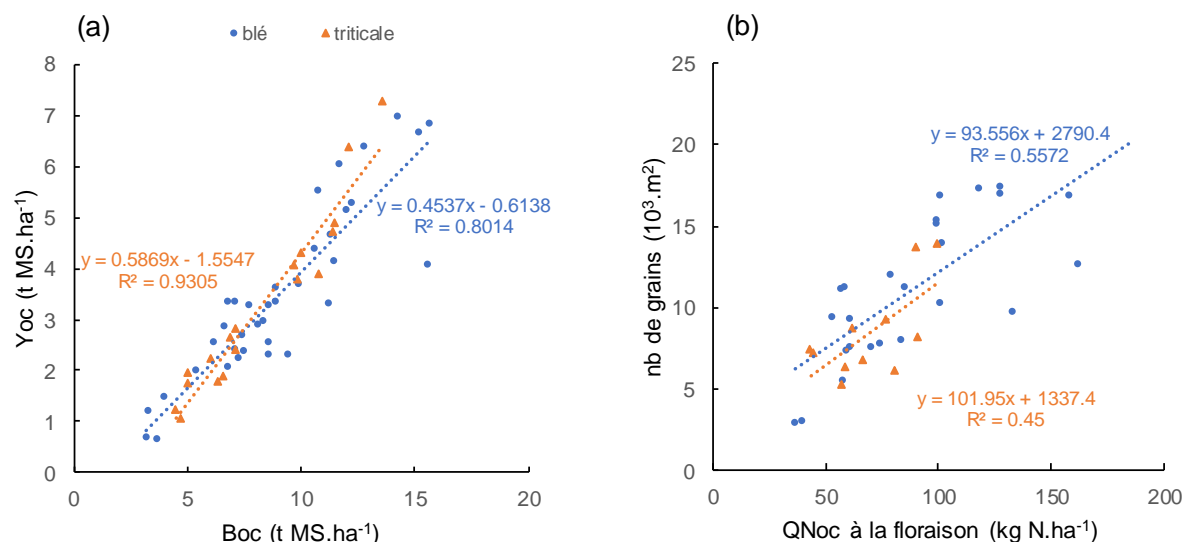


Figure 14. Relations entre variables observées à l'échelle du bloc définies par espèce : (a) rendement en grains (Yoc, en t MS ha⁻¹) et matière sèche aérienne à la récolte (Boc, en t MS ha⁻¹); et (b) nombre de grains par m² à la récolte et quantité d'azote dans la plante mesurée à la floraison (QNoc, en kg N.ha⁻¹).

Le blé est représenté par les figurés en cercle bleu, le triticale par les figurés en triangle orange. Les équations de régression linéaire et les coefficients de détermination R² sont donnés pour chaque série de données.

Tableau 15. Paramètres ajustés du modèle expliquant le ratio de rendement (p) à la placette en fonction de la biomasse des adventices à la récolte (Boa).

Nb de placettes pour calculer Ymax :		k=3	k=2
Equations du modèle :			
droite 1		pour Boa ≤ Sinf, p=Psup	
droite 2		pour Sinf < Boa < Ssup, p=a*Boa+b	
droite 3		a=(Pinf-Psup)/(Ssup-Sinf) et b=Psup-(a*Sinf)	
		pour Boa ≥ Ssup, p=Pinf	
Jeu de données		X1	X2
Taille de l'échantillon (N)		264	286
Paramètres ajustés :			
Sinf	t MS.ha ⁻¹	1.2	1.2
Ssup	t MS.ha ⁻¹	3.6	3.6
Psup		0.37	0.36
Pinf		0.79	0.79
Critères statistiques :			
SCE		3	3
R ²		0.46	0.43
RMSE		0.10	0.11

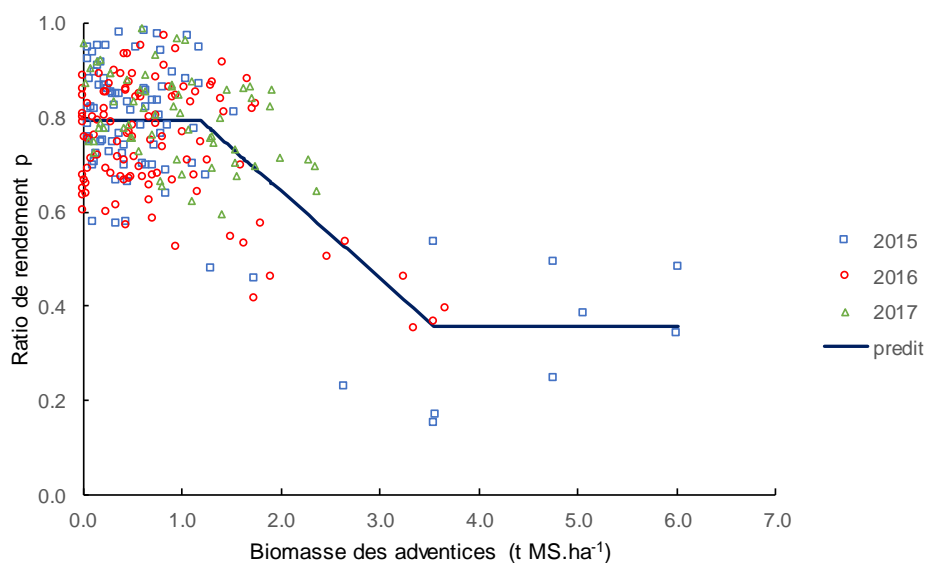


Figure 15. Ratio de rendement p en fonction de la biomasse des adventices mesurée à la récolte sur la même placette, avec un calcul de Y_{max} pour $k=2$.

Les figurés en carré bleu correspondent aux données de l'année récolte 2015, en cercle rouge à celle de 2016 et en triangle vert à celle de 2017. La courbe représente les valeurs prédites par le modèle empirique trilineaire.

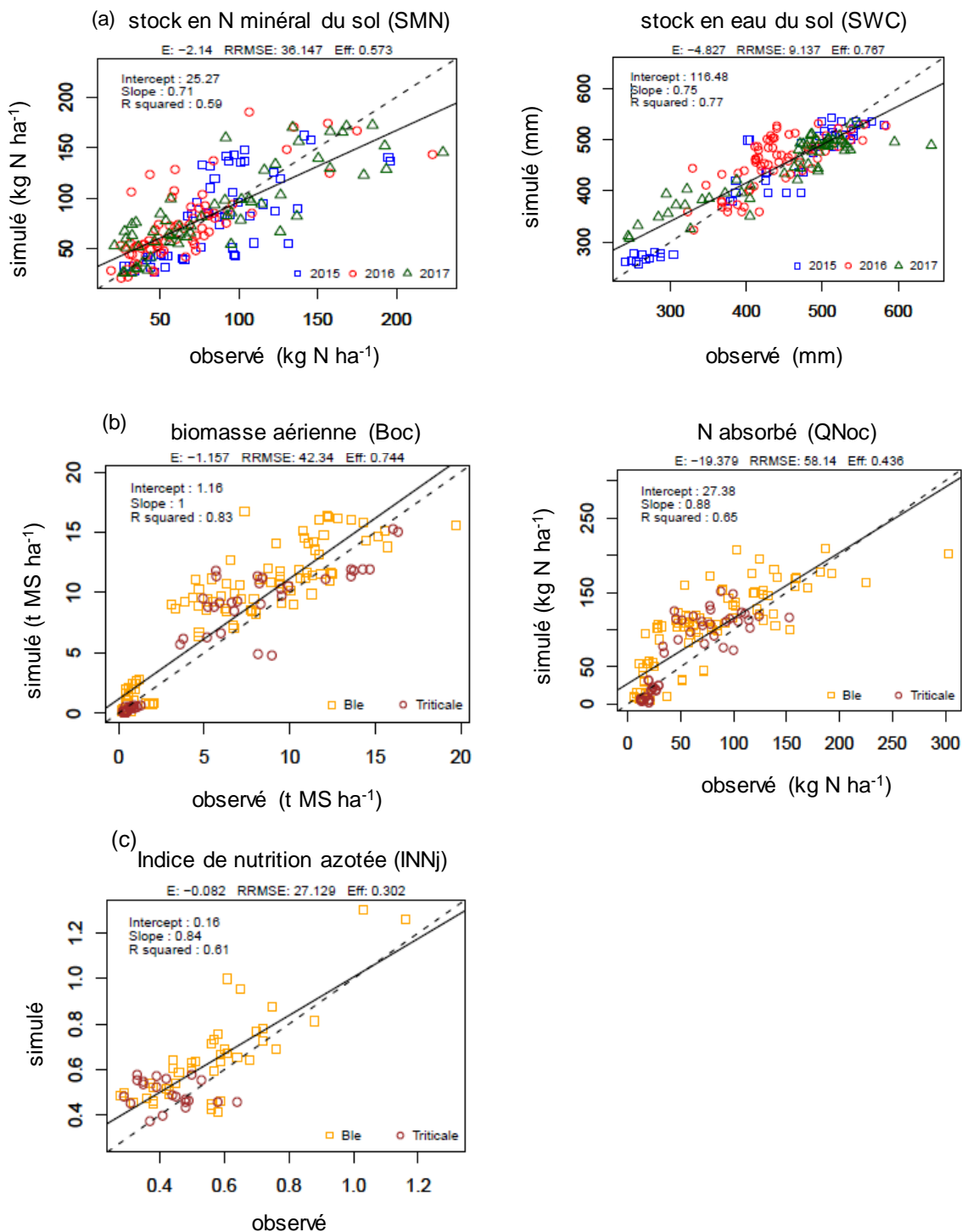
Tableau 16. Evaluation de la qualité prédictive du modèle STICS pour simuler les variables sol (SMN, SWC) et cultures (biomasses, quantités d'azote, indice de nutrition azotée et composantes de rendement), sur base des critères statistiques (MD, RMSE, rRMSE, R^2 et Eff).

Nombre d'unités de simulation (nb USM) et d'observés (nb obs) indiqués pour chaque variable.

	nb USM	nb obs	unité	MD	RMSE	rRMSE (%)	R^2 (*)	Eff (*)
toutes les dates de mesure								
données sol								
SMN	58	181	$kg\ N.ha^{-1}$	-12	29	36	0.59	0.57
SWC	58	181	mm	-2	40	9	0.77	0.77
données cultures								
Boc	58	155	$t\ MS.ha^{-1}$	-22.7	2.5	42	0.83	0.74
Noc	40	117	$g.kg^{-1}$	-24.2	1.0	43	0.80	0.55
QNoc	58	147	$kg\ N.ha^{-1}$	-43	39	58	0.65	0.44
INNj	40	63		-19.83	0.14	27	0.61	0.30
à la récolte uniquement								
données cultures + adventices								
Bot	58	55	$t\ MS.ha^{-1}$	1.3	2.1	22	0.75	0.46
QNot	58	55	$kg\ N.ha^{-1}$	13	32	33	0.66	0.15
données cultures								
Boc	58	55	$t\ MS.ha^{-1}$	2.0	2.5	28	0.81	0.37
QNoc	58	55	$kg\ N.ha^{-1}$	21	35	39	0.69	0.09
Yoc	55	55	$t\ MS.ha^{-1}$	-103.6	2.6	76	0.08	-1.40
Nog	55	55	$g.kg^{-1}$	12.63	0.39	20	0.63	0.01
QNog	55	55	$kg\ N.ha^{-1}$	-69	37	59	0.23	-0.80
ng	47	47	$grains.m^{-2}$	-60	4830	51	0.29	-0.38
pmg	47	47	g	-26	3	76	0.00	-2.82

(*) sans unité

Figure 16. Evaluation des qualités prédictives du modèle STICS pour simuler : a) le stock en azote nitrique du sol (SMN) et le stock en eau du sol (SWC) par année récolte ; et b) la biomasse aérienne (Boc), l'azote mobilisé par la plante (QNoc), et c) l'indice de nutrition azoté (INNj) par espèce.



- 4) a) Les figurés en carré bleu correspondent aux données de l'année récolte 2015, en cercle rouge à celle de 2016 et en triangle vert à celle de 2017. b) et c) Les figurés en carré jaune correspondent au blé et en cercle brun au triticale. Pour toutes les variables, l'hypothèse H1 est validée si le nuage de points est proche de la droite 1 : 1.

4.3.3. Rendements potentiels et indices de stress abiotiques simulés

Les valeurs de rendement potentiel (Y_{pot}) varient modérément entre espèces et années (Figure 17a et b). Pour le blé, il est de 9.6 t MS ha⁻¹ en 2015, 8.3 t MS ha⁻¹ en 2016 et 8.4 t MS ha⁻¹ en 2017. La prévision de rendement limité en azote (Y_N) du blé s'élève en moyenne à 5.7 t MS ha⁻¹ en 2015, 5.5 t MS ha⁻¹ en 2016 et 5.8 t MS ha⁻¹ en 2017. Le rendement potentiel limité en eau (Y_W) est quasiment égal à Y_{pot} , à l'exception de l'année récolte 2017, caractérisée par un printemps très sec. Cela indique une faible influence du facteur eau. En outre, la valeur absolue de l'interaction eau-azote est nulle en 2015 et 2016 et est bornée par 0.9 t MS ha⁻¹ en 2017. Ainsi, le rendement virtuel (Y_{WN}) est très proche de Y_N .

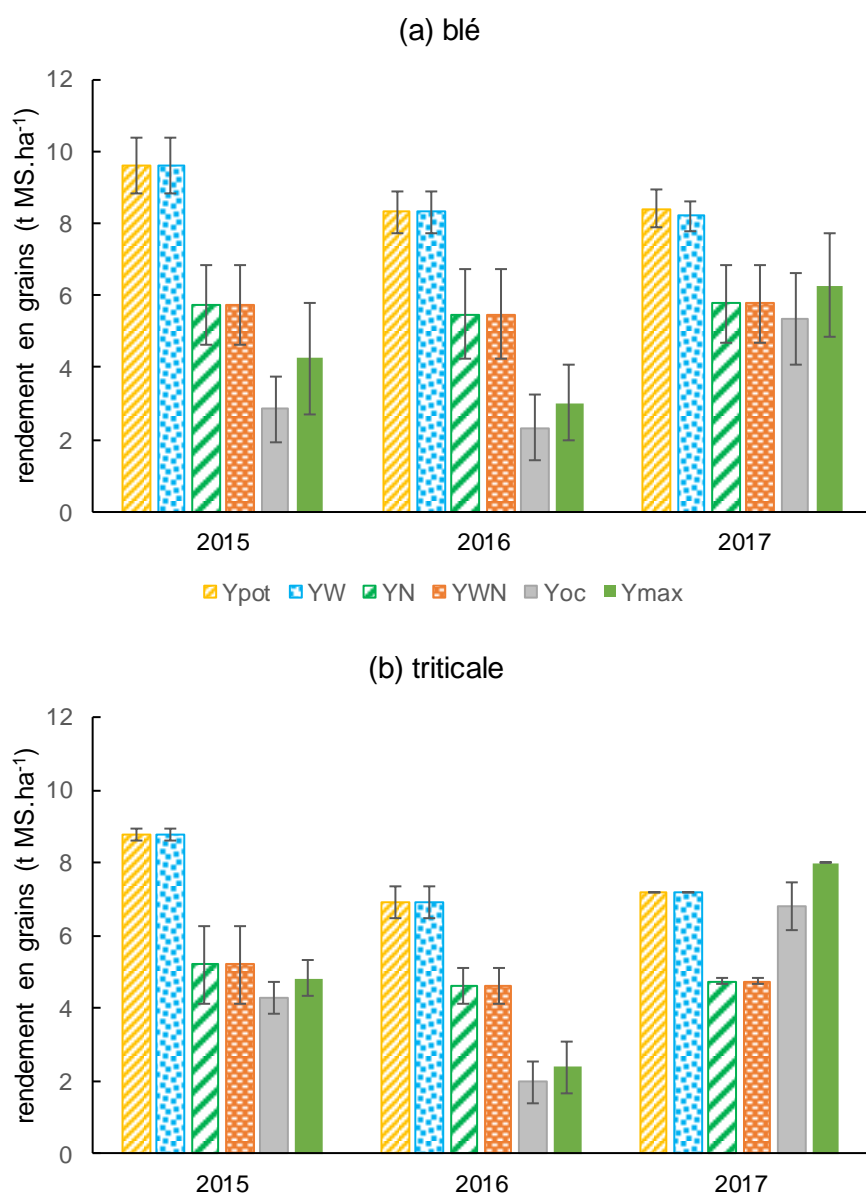


Figure 17. Représentation des différents niveaux de rendements du blé (a) et du triticales (b) : les rendements potentiels simulés sans limitations en eau et azote (Y_{pot}), avec limitation en eau (Y_W), avec limitation en azote (Y_N), et avec limitations en eau et azote (Y_{WN}), les rendements observés moyen (Y_{oc}) et maximal (Y_{max1}).

Valeurs moyennes et écart-types (barre d'erreur) entre les blocs de répétition de toutes les parcelles.

La même tendance est observée pour le triticale. Les rendements Y_{pot} et Y_W sont égaux, à savoir en moyenne 8.8 t MS ha⁻¹ en 2015, 6.9 t MS ha⁻¹ en 2016 et 7.2 t MS ha⁻¹ en 2017. Les rendements Y_N sont aussi équivalents aux rendements Y_{WN} et s'élèvent en moyenne à 5.2 t MS ha⁻¹ en 2014-2015, 4.6 t MS ha⁻¹ en 2015-2016 et 4.7 t MS ha⁻¹ en 2016-2017.

La variabilité entre parcelles est plus grande pour le blé comparé au triticale, mais aussi entre les rendements potentiels sans stress (Y_{pot}) par rapport aux rendements virtuels (Y_{WN}). Ce résultat est cohérent avec le fait avéré de la moindre sensibilité du triticale aux maladies. Le constat que le rendement simulé correspondant au cas réel Y_{WN} est généralement supérieur aux rendements observés moyen et maximal confirme aussi la présence d'autres facteurs limitants le rendement et non pris en compte par le modèle. Si l'on considère la part réellement atteinte du rendement potentiel Y_{pot} , les performances des cultures varient aussi entre espèces et années. Le blé réalise en moyenne un tiers du potentiel prédit, pour les deux premières campagnes, contre deux tiers en 2017. Pour le triticale, la part atteinte du rendement est de moitié en 2015 contre un tiers en 2016. La valeur moyenne du rendement virtuel Y_{WN} est remarquablement stable entre les années. Elle s'explique en partie, avec un coefficient de corrélation $R=0.45$, par la quantité d'azote total simulée comme disponible pour les cultures (N total) *i.e.* la différence entre la fourniture en azote et les pertes. La fourniture en N comprend le stock d'azote minéral initial et la quantité minéralisée au cours du cycle, tandis que les pertes correspondent à la somme des pertes par volatilisation ammoniacale, émission de protoxyde d'azote, dénitrification et lixiviation de nitrate. La valeur de N total est elle-même liée à la quantité d'azote minéralisée. A l'échelle élémentaire, toutes années confondues, les deux variables Y_{WN} et quantité d'azote disponible, ont un coefficient de variation relativement faible (respectivement de 35% et 32%) par rapport à celui du rendement observé (49%).

Chaque valeur d'indice de stress peut quotidiennement fluctuer de 0.0 à 1.0 dans le modèle, 1.0 étant l'absence de stress. Il est cependant commode de considérer sa valeur médiane par phase de développement, végétative et reproductrice. Les valeurs moyennes d'indices de stress en eau prédites par le modèle pour la simulation Y_{WN} sont toutes à 1.0, sauf un léger stress en 2017 (non présenté), confirmant ainsi l'absence ou la rareté de l'influence du facteur hydrique sur le rendement, dans le contexte pédoclimatique du cas d'étude. Le stress en N survient durant tout le cycle de développement des cultures mais devient plus marqué après la floraison ($INN2$), notamment en 2015 pour le blé et le triticale (Tableau 17). La valeur de l'indice de stress azoté en phase végétative ($INN1$) est significativement corrélée aux quantités de stock d'azote minéral du sol en entrée d'hiver et en sortie d'hiver, ainsi qu'à la densité de biomasse d'adventices présents à la floraison (coefficient de corrélation respectivement de 0.63, 0.57 et -0.32).

Tableau 17. Indices de stress azoté médians en phases végétative (INN1) et en phase reproductive (INN2) simulés par le modèle par espèce et année.

Valeurs moyennes entre les blocs de répétition de toutes les parcelles.

	blé		triticale	
	INN1	INN2	INN1	INN2
2015	0.72	0.57	0.70	0.58
2016	0.80	0.66	0.78	0.61
2107	0.82	0.65	0.78	0.63

4.3.4. Quantification et décomposition du yield gap

Le yield gap s'élève en moyenne à 6.8, 6.0 et 3.8 t MS ha⁻¹ pour le blé, à 4.5 et 4.9 t MS ha⁻¹ pour le triticale en 2015 et 2016, respectivement (Tableau 18). Il peut être décomposé en écart lié aux facteurs abiotiques pris en compte par le modèle et en écart résiduel. La part attribuée à chaque facteur diffère entre espèces et années. La limitation en azote représente en moyenne 48 à 79% de la perte de rendement, contre 18 à 52% expliquée par les facteurs résiduels. Pour le blé en AB, la part de YG_{res} est élevée les deux premières années, respectivement à 42% et 52%, *a contrario* de la récolte 2017. Pour le triticale, la part de YG_{res} est faible à nulle en 2015 *a contrario* de 2016 et 2017.

La variable YG_{res} correspond aux facteurs biotiques, à d'éventuels autres facteurs abiotiques non modélisés et à l'erreur de modélisation. Un modèle de régression multilinéaire a été établi entre YG_{res} et deux indicateurs de pression biotique facilement accessibles, à savoir la note de maladies foliaires (NM) à la floraison et la quantité de biomasse d'adventices (Boa) présents à la récolte de la culture (Figure 18). L'optimisation des paramètres du modèle sur la base de données disponibles sans valeurs négatives de *yield gap*, donne l'équation suivante qui permet d'expliquer 55% de la variabilité du *yield gap* résiduel, avec une RMSE de 0.917.

$$YG_{res} = 0.47 + 1.17 Boa_{rec} + 0.19 NM_{flo} + 0.02 Boa_{rec} \times NM_{flo}$$

Pour les parcelles p10, p14, p17, p27 en 2016 et p02, p11, p37 en 2017, l'écart au rendement non expliqué par le modèle STICS croît avec la note de maladies foliaires.

4.3.5. Facteurs d'occurrence du yield gap en systèmes en AB

La confrontation des caractéristiques des systèmes de culture aux valeurs de YG et YG_{res} s'interprète différemment suivant que le facteur explicatif est modélisé ou non dans STICS. Ainsi, le modèle intègre *de facto* l'effet du retard de semis pratiqué par les agriculteurs en AB en comparaison de ceux en AC, par la prédiction d'une moindre interception d'énergie lumineuse et donc d'un moindre Y_{pot} . Cependant, les raisons de ce décalage sont de réduire la pression des bio-agresseurs : ravageurs de type pucerons, adventices à levée automnale, et travail du

sol afin de maîtriser les adventices. Cette pratique impacte aussi YG_{res} . Faire l'inventaire des variables explicatives disponibles a permis d'identifier les tendances suivantes (Tableau 19).

L'analyse de la variance de YG_{res} en fonction de la date de semis est significative (p -value < 0.05), ses valeurs étant négativement corrélées à la valeur en jour julien de la date de semis (coefficient R de -0.417 pour $n=58$). La densité de semis, le nombre de passage pour le travail du sol, les périodes d'apport des effluents organiques, le type de rotation culturale ne permettent pas d'expliquer l'occurrence du YG et du YG_{res} . La valeur de SMN en sortie d'hiver est prise en compte par STICS. Toutefois, elle est moyennement corrélée aux valeurs de YG et YG_{res} , avec un coefficient de corrélation de respectivement -0.453 et -0.319. La première vient simplement de la réponse positive de Y_{pot} à la ressource en azote du sol ; la seconde indique que l'impact d'autres stress serait réduit par la présence d'azote minéral : cela peut se comprendre pour les adventices non nitrophiles, qui seraient disqualifiées par la réponse de la culture à l'azote, mais moins pour les maladies, qui sont connues être souvent favorisées par la fertilisation azotée, au moins en AC. Les valeurs de YG sont également corrélées aux estimations de la quantité d'azote fixée et restituée par les résidus des légumineuses au cours des deux années précédant la culture ($R=-0.260$). L'étude des données du réseau permet donc d'identifier l'effet de certains facteurs pris isolément ; cependant, il est impossible d'étudier leur combinaison via une ACP, faute d'un effectif suffisant.

Tableau 18. Décomposition du yield gap moyen par culture et par année, en valeurs absolue et relative.

		YG		part W stress			part N stress			YG _{res}		
		<i>tMS.ha⁻¹</i>		<i>tMS.ha⁻¹</i>		%	<i>tMS.ha⁻¹</i>		%	<i>tMS.ha⁻¹</i>		%
		m	ec-t	m	ec-t		m	ec-t		m	ec-t	
blé												
	2015	6.8	0.8	0.0	0.0	0	3.9	1.0	58	2.9	1.2	42
	2016	6.0	0.9	0.0	0.0	0	2.8	0.8	48	3.1	1.1	52
	2017	3.8	2.4	0.2	0.4	6	2.6	0.9	75	1.0	2.0	18
triticale												
	2015	4.5	0.4	0.0	0.0	0	3.6	0.9	79	0.9	0.8	21
	2016	4.9	0.9	0.0	0.0	0	2.3	0.3	48	2.6	0.9	52
	2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
moyenne		5.2	1.9	0.0	0.2	1	3.0	1.0	62	2.1	1.8	37

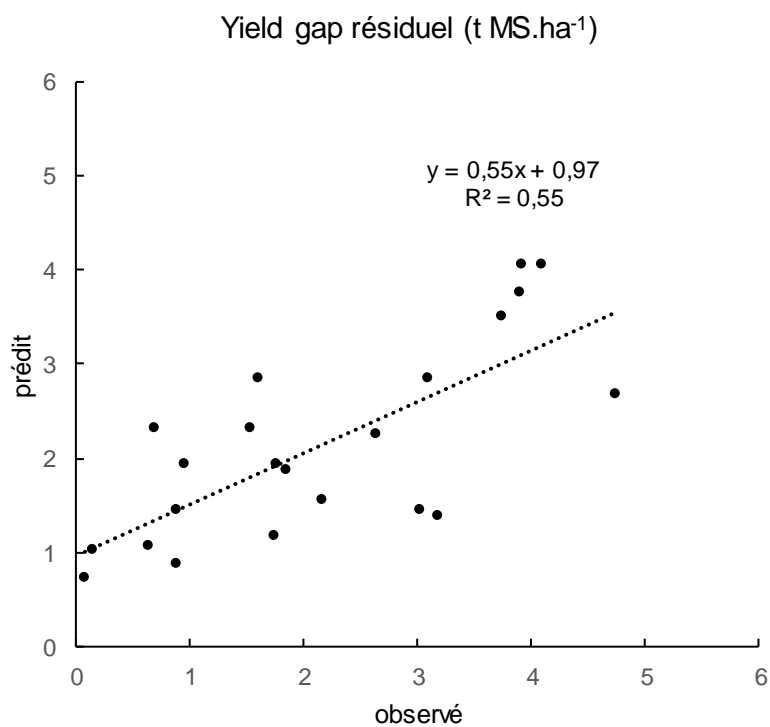


Figure 18. Modèle de prédiction du yield gap résiduel YGRES en fonction des indicateurs de pression des bio-agresseurs (note de maladies foliaires à la floraison et biomasses d'adventices à la récolte).

Tableau 19. Relations entre le yield gap, le yield gap résiduels et les caractéristiques des systèmes de culture rencontrés (N=58).

Le coefficient de corrélation n'est calculé que pour les variables quantitatives. (*) situations sans apport d'azote (n=32) (**) précédents en culture principale ou intermédiaire sur 2 ans

		YG		YG _{res}	
		coeff R	p-value	coeff R	p-value
Variables quantitatives :					
date de semis	jj	-0.278	0.03	-0.417	0.00
densité de semis	gr/m ²	-0.048	0.72	0.031	0.82
quantité N apporté	kg/ha	0.032	0.81	0.097	0.47
stock Nmin Février (*)	kg/ha	-0.453	0.01	-0.319	0.08
BNF précédents lég (**)	kg/ha	-0.260	0.05	-0.034	0.80
Variables qualitatives :					
type de rotation			0.23		0.18
travail du sol			0.34		0.45
période apport N			0.12		0.66

4.4. Discussion

4.4.1. Importance du yield gap et de sa variabilité

Les rendements des céréales pour les situations suivies sont dans la moyenne des valeurs observées pour les systèmes de culture en AB en zone tempérée, à savoir autour de 2.5 à 4.6 t MS ha⁻¹ pour le blé (Anglade *et al.* 2015b ; Mazzoncini *et al.* 2015, Benoit *et al.* 2016). Les rendements biologiques observés sont très variables sur le réseau de parcelles en AB suivi, en accord avec les résultats de Shah *et al.* (2017). Nos observations en réseau de parcelles biologiques indiquent que le triticale présente en moyenne des rendements plus élevés, un moindre yield gap et un indice de récolte supérieur à celui du blé. Ce constat semble logique car le triticale est connu pour être plus rustique face aux aléas des facteurs pédoclimatiques et résistant aux bio-agresseurs comparé au blé (Erekul et Köhn 2006). Cependant, il peut être difficilement rapproché des résultats obtenus en AC : d'après Estrada-Campuzano *et al.* (2012), le triticale donne des rendements plus élevés que le blé, grâce à une biomasse plus importante à l'anthèse et à la maturité physiologique, associée à une meilleure efficacité d'utilisation des rayonnements ; alors que pour Roques *et al.* (2016), le triticale est moins productif.

L'écart au rendement potentiel des cultures YG rencontré sur l'ensemble des situations culturales suivies est à la fois important, de 3.8 à 6.8 t MS ha⁻¹, et très variable entre les années, les parcelles et les espèces dans une moindre mesure. L'année récolte 2016 a été caractérisée par des conditions climatiques exceptionnelles affectant la production céréalière de nombreuses régions de France et de l'Europe. Ben Ari *et al.* (2018) ont montré que les pertes en rendement sont reliées à l'effet combiné de la température en fin d'automne et des

précipitations abondantes au printemps. Le facteur température affecte ainsi la croissance au cours de la phase juvénile et impacte le potentiel de tallage des cultures, tandis que les conditions printanières sont favorables aux maladies cryptogamiques et à l'engorgement en eau des parcelles. Nos résultats sur le réseau de parcelles en AB confirment ces observations. Cette année-là on enregistre les plus faibles rendements des cultures suivies, avec une moyenne respective de 2.3 et 2.0 t MS ha⁻¹ pour le blé et le triticale ; un YG moyen de 6.0 t MS ha⁻¹ pour le blé et 4.9 t MS ha⁻¹ pour le triticale, avec une part attribuable aux effets autres que l'azote s'élevant à 52%, sachant que l'effet du climat est pris en compte par le modèle.

En relatif, la part de rendement atteint par les cultures en conditions AB réelles est généralement faible, en moyenne de 60% du rendement potentiel (Y_{pot}) pour le blé et 57% pour le triticale. Ce résultat est attendu sachant que Y_{pot} , défini en conditions expérimentales contrôlées, est difficilement atteignable en conditions agricoles réelles et à bas intrants (Kravchenko *et al.* 2016). La gamme des valeurs de YG obtenues dans notre réseau de parcelles en AB est comparable à celle observée dans d'autres études en AC, à savoir de 0.5 à 5.0 t MS ha⁻¹ selon la revue bibliographique de Anderson *et al.* (2016). Cependant, il est difficile d'approfondir la comparaison car le potentiel de rendement est défini par des méthodes différentes et à des échelles parfois différentes.

4.4.2. Limitation en azote des céréales en agriculture biologique

L'hypothèse H2 émise selon laquelle le *yield gap* dans les cultures céréalières en AB testées est lié principalement au stress en azote est vérifiée : la décomposition du *yield gap* indique que la part expliquée par le stress en azote est en moyenne de 62% pour l'ensemble des situations rencontrées. Une moindre disponibilité en azote pour les cultures peut être le principal facteur limitant la production AB et non les pertes liées à la compétition des adventices ou aux attaques de bio-agresseurs. La fourniture en azote constitue une des raisons principales de la moindre performance en AB (David *et al.* 2004 ; Olesen *et al.* 2009, Doltra *et al.* 2011, Vrignon-Brenas *et al.* 2016).

Ainsi, le YG est corrélé négativement aux quantités de stock en N minéral présent dans le sol à la sortie d'hiver, dont les valeurs sont assez fortes (Tableau 19). Cependant, la spécificité des systèmes de grandes cultures en AB sans ou avec peu d'élevage sur l'exploitation limite les sources d'effluents organiques mobilisables pour les cultures. Les indices de stress prédits par le modèle montrent que la limitation en azote est plus importante au cours de la phase reproductive, de la floraison à la maturation des grains. On suppose ainsi qu'il s'agit soit d'une mauvaise synchronisation de la disponibilisation de l'azote organique pour les phases critiques de la culture, donc liée aux conditions de minéralisation, soit à une faible efficacité d'utilisation

de l'azote par la culture à cause de l'occurrence de maladies. L'intensité de la limitation par le facteur azote pourrait être structurelle car le rendement virtuel moyen est stable entre années.

Le facteur eau peut aussi induire des stress en azote même s'il n'agit pas directement. Dans une revue bibliographique, Anderson (2010) a indiqué que pour les cultures non irriguées, une grande partie de l'écart entre le rendement réalisé dans les parcelles agricoles et le potentiel théorique est attribué à la saisonnalité de la pluviométrie lorsque les conditions culturales ne limitent pas la productivité.

Le fait que l'azote prédomine dans notre étude est lié à la fois au contexte pédo-technico-climatique, tempéré océanique et de sols profonds, et des contraintes spécifiques des systèmes en AB sans élevage. Le bienfondé de cette hiérarchie s'appuie sur i) la modélisation de la réponse des variables Boc et Yoc à l'apport d'azote et ii) la simulation des fournitures en azote du sol. Le premier item s'appuie sur le concept robuste de courbe de dilution de l'azote (Greenwood *et al.* 1990) et sur les résultats de nombreux tests de STICS conduits en situations conventionnelles (Houlès *et al.* 2003 ; Coucheney *et al.* 2015). Le second item s'appuie sur la robustesse du module de minéralisation de l'azote de l'humus (Clivot *et al.* 2016) et des résidus (Nicolardot *et al.* 2001 ; Justes *et al.* 2009) et sur des tests établis en situation agricole conventionnelle et plus récemment en situation expérimentale AB (Beaudoin *et al.* 2008 ; Autret 2017; Chlébowski *et al.* 2017). La compétition des adventices est prise en compte en dehors du modèle, via l'analyse du YG_{res} .

4.4.3. Les déterminants du yield gap résiduel

Les contraintes issues de facteurs biotiques ou autres facteurs abiotiques sont intégrées, sans discrimination ni compartimentation possible, dans la part de *yield gap* résiduel (YG_{res}), non expliqué par le modèle. L'hypothèse H2' émise était que la pression des bio-agresseurs, mesurée expérimentalement par des indicateurs simples, permet d'expliquer la variabilité de YG_{res} . Les adventices en particulier sont considérées comme un des verrous techniques principaux en grandes cultures en AB (Fontaine *et al.* 2012 ; Ronceux *et al.*, *in press*). C'est particulièrement vrai sous le climat océanique qui est favorable à leur levée et leur croissance. Au préalable, le suivi expérimental a permis d'établir directement à l'échelle de la placette une relation entre la part du rendement potentiel local atteint par la culture, représenté par le ratio p , et la biomasse des adventices mesurée à la récolte. Le modèle trilineaire à plateaux a permis d'identifier des seuils d'influence. On peut noter aussi que les conditions printanières de l'année 2016 ont favorisé l'infestation des adventices, on observe ainsi que les valeurs de biomasse d'adventices dépassant le seuil de 3.6 t MS ha⁻¹ correspondent à la même année (Figure 2). Benaragama *et al.* (2016) ont aussi montré qu'il existe une relation entre les rendements en grains et la présence des adventices.

De plus, un modèle de régression linéaire entre les facteurs biotiques et YG_{res} a été défini à l'échelle des blocs. Bien que cette variable intègre les autres facteurs non expliqués et les erreurs de mesure ou de modélisation, 55% de sa variabilité est expliquée par la combinaison des deux indicateurs, adventices et maladies foliaires. Les adventices sont mesurées à la récolte, ce qui correspond probablement à une estimation par défaut de la pression réelle des adventices, tandis que les notations de maladies foliaires sont réalisées à la floraison. Notre étude confirme également l'existence d'une relation entre la notation de maladies et une perte de rendement, à l'instar d'autres études conduites en situation conventionnelle (Jevtić *et al.* 2017). Pridham et Enz (2008) ont montré que le blé en AB peut être sévèrement affecté par la pression combinée des adventices et des maladies.

L'analyse des caractéristiques des systèmes de culture étudiés n'a pas permis d'identifier des tendances particulières concernant l'occurrence du *yield gap*, à part le léger effet du décalage de la date de semis des cultures. Ce qui s'explique à la fois par l'effectif réduit des situations étudiées et par le nombre important de facteurs et cofacteurs pouvant intervenir sur la variabilité des situations. Selon Urruty *et al.* (2017), il existe un effet lié au système de culture sur la robustesse des rendements du blé par rapport aux perturbations abiotiques. En conditions pédoclimatiques non favorable, les rendements des systèmes de culture à bas intrants seraient ainsi plus variables. En AC, la période d'apport des fertilisants permet par exemple d'expliquer les différences entre les *yield gap* des parcelles (Beza *et al.* 2017). La diversification des pratiques agricoles à travers notamment la rotation culturale (introduction de légumineuses, réduction de la pression des bio-agresseurs) devrait aussi permettre de réduire substantiellement l'écart de rendement entre les systèmes de culture AC et AB en augmentant la productivité de ces derniers (Ponisio *et al.* 2015). A l'opposé, la simplification des systèmes et son interaction avec le changement du climat ont été identifiées comme causes de la stagnation des rendements du blé en France (Brisson *et al.* 2010).

4.4.4. Intérêts et limites de la modélisation des grandes cultures en AB

La performance de prédiction des variables mesurées est équivalente à celle obtenue en situation conventionnelle. Les valeurs des RMSE absolus dans les prédictions de la matière sèche aérienne, de la quantité d'azote des plantes, du stock d'eau et du stock d'azote du sol, égales à 2.5 t MS ha⁻¹, 39 kg N ha⁻¹, 40 mm, 29 kg N ha⁻¹ (Tableau 16) sont proches de celles obtenues sur le bassin versant de Bruyères, situé dans la même région avec un pédoclimat proche, qui atteignaient respectivement 2.1 t MS ha⁻¹, 31 kg N ha⁻¹, 42 mm, 24 kg N ha⁻¹ (Beaudoin *et al.* 2008). Les mêmes résultats exprimés en RMSE relatifs sont respectivement de 42%, 58%, 9%, 36% pour les quatre variables. Ils étaient respectivement toutes cultures confondues, de 33%, 35%, 10% et 59% dans le test à l'échelle nationale de Coucheney *et al.* (2015). Ce résultat permet de valider les hypothèses H1, qu'un modèle sol-plante intégrant les

seuls stress abiotiques et calibré en situation conventionnelle, peut être appliqué en situation AB stabilisée. De même, le modèle FASSET appliqué à des rotations culturales en situation expérimentale en AB avec maîtrise des adventices, permet de simuler de façon satisfaisante le rendement du blé (Doltra *et al.* 2011). Plus récemment, la possibilité d'utiliser STICS en simulation de longue durée a montré que la qualité des simulations obtenues en AB avec bonne maîtrise des bio-agresseurs est aussi performante que celles de situation conventionnelles (Autret 2017).

Dans notre étude, le potentiel de rendement est estimé via un modèle prenant en compte les conditions climatiques, pédologiques et culturales de la parcelle. La calibration préalable du modèle en conditions expérimentales contrôlées, sans limitation en eau et azote et avec peu ou pas d'effet de bio-agresseurs, a permis de s'assurer que le rendement potentiel simulé est fiable et de déterminer la valeur de l'erreur liée à la modélisation en AB (Chlébowski *et al.* 2017). L'utilisation du modèle STICS en tant qu'outil de diagnostic permet d'isoler les effets des facteurs abiotiques eau et azote, de décomposer le *yield gap* et de comprendre ainsi le poids du contexte pédoclimatique sur la performance des cultures.

La situation en triticales en 2017 est atypique : elle présente des rendements réels mesurés au même niveau que le potentiel sans limitations abiotiques prédit par le modèle, dans les conditions culturales et pédoclimatiques définies. Elle peut être liée à des incertitudes sur les mesures expérimentales, à la modélisation du rendement potentiel, ou à la combinaison des deux. Par rapport à la modélisation, la calibration de variétés utilisées en AB pour le triticales reste nécessaire en vue d'affiner la modélisation des rendements potentiels pour cette culture. Un travail de calibration des paramètres plantes, en plus de ceux liés aux variétés, permettra aussi au modèle STICS de mieux rendre compte du développement des racines, de la croissance de la culture et de la sensibilité du LAI au stress en azote.

Sachant que l'année culturale 2015-2016 a été marquée par des précipitations importantes au printemps jusqu'en début d'été, des cas d'engorgement ont pu être observés sur certaines parcelles du réseau ENBIOexpé. Toutefois, pour que le modèle STICS puisse intégrer la sensibilité des sols à l'engorgement, il faut activer l'option « macroporosité » dans le paramétrage des caractéristiques pédologiques de chaque parcelle concernée, nécessitant ainsi des données plus précises sur l'infiltrabilité de chaque horizon de chaque sol ainsi que sur leur densité apparente (Brisson *et al.* 2008). Ces données n'ont pas été collectées au cours du suivi expérimental en parcelles d'agriculteur. L'amélioration attendue de la simulation de la dynamique des flux d'eau du sol apporterait ainsi plus de précision pour l'estimation des indices de stress anoxiques et de leurs impacts sur l'élaboration des rendements potentiels.

4.4.5. Opérationnalité de la méthode employée

Cette étude visait à vérifier des hypothèses génériques sur le fonctionnement des systèmes de culture en AB, avant de faire face à la question de l'opérationnalité des outils de simulation. Néanmoins elle n'a pas été ignorée lors du choix du modèle, qui est stratégique. Le cahier des charges de STICS lui permet d'être à l'interface entre recherche et développement. Ses qualités de robustesse et d'accessibilité de ses entrées lui permettent d'être utilisable en situation « *on farm* » (Affholder *et al.* 2003 ; Beaudoin *et al.* 2008). Comme l'ont indiqué Anderson *et al.* (2016), il existe très peu d'informations applicables à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole qui considèrent la variabilité à la fois spatiale et temporelle du *yield gap*, ses causes et les méthodes possibles pour réduire celui-ci. Notre approche en ce sens a permis d'apporter une démarche générique ainsi que de nouvelles références mobilisables pour les agriculteurs dans le contexte Nord de la France. Etendre l'approche de *yield gap* à l'échelle du système de culture dans son ensemble constitue une alternative qui permettrait d'identifier les améliorations et les compensations possibles entre les années culturales (Guilpart *et al.* 2017). L'utilisation d'un modèle de culture apparaît comme étant la méthode la plus précise pour estimer les rendements potentiels, même dans les situations à peu de données, comparée aux approches statistiques (Affholder *et al.* 2013). De plus, une marge de progrès existe par la calibration des paramètres variétaux sur un plus large panel. Cependant, le couplage de la modélisation et de l'expérimentation en situation agricole est exigeant et consommateur en temps. Une voie d'avenir serait de la coupler à l'étude de la pertinence d'indicateurs des différents stress abiotique ou biotique, obtenus par proxi-détection. Une fois testés, ces indicateurs pourraient se substituer en tout ou partie à la modélisation dynamique du *yield gap analysis*.

La prise en compte des facteurs biotiques pourrait devenir davantage explicite dans la modélisation. Cela peut passer par le couplage d'un module dédié à STICS. Ainsi, le module MILA a permis de décrire l'impact de maladies cryptogamiques sur la capacité d'interception de l'énergie lumineuse par le feuillage et *in fine* du rendement (Caubel *et al.* 2017). De même, la calibration d'un module *ad hoc* du compartiment « adventice » a permis d'en modéliser l'impact pour des systèmes tropicaux à bas intrants (Affholder *et al.* 2003). Par pragmatisme, notre étude n'a pas utilisé la capacité du modèle STICS, à simuler le fonctionnement des associations culturales de deux espèces (Brisson *et al.* 2008). Cette capacité permettrait d'assimiler la population d'adventices à une culture associée virtuelle et pourrait prendre en compte explicitement l'impact de leur compétition, via la décomposition du « *land equivalent ratio* » en deux compartiments. Cependant, la portabilité et la performance de prédiction de cette option devrait être comparée à une alternative plus explicite, qui est d'utiliser un modèle

dédié à la dynamique des adventices couplé à STICS, tel le couplage FLORSYS-STICS, actuellement à l'étude (Moreau *et al.* 2017).

Notre étude a aussi laissé de côté les associations céréales-légumineuses qui posent d'autres questions conceptuelles. Les bicultures voire, des associations complexes, font l'objet d'une pratique ou au moins d'un intérêt croissant auprès des agriculteurs du réseau AB. Cette pratique est en soit un moyen de limiter le *yield gap*, grâce aux synergies entre cultures quand leur conduite est réussie. Ainsi, une légumineuse associée peut avoir des effets positifs à la fois sur le rendement de la culture principale et la réduction de la pression des adventices (Pridham et Enz 2008 ; Amosse *et al.* 2013 ; Tortorella *et al.* 2013). Le module d'association de deux espèces de STICS permet la modélisation du « *land equivalent ratio* » de chacune et de l'ensemble. Cependant, la définition du concept *yield gap* et son application à chacune des espèces et à leur l'ensemble représente une autre problématique de recherche.

4.5. Conclusion

Sous réserve d'une bonne caractérisation des situations en AB et d'une maîtrise suffisante des bio-agresseurs, la modélisation permet aisément de quantifier, d'identifier et caractériser les facteurs expliquant le *yield gap*. Les limitations liées aux caractéristiques pédoclimatiques sont pour la plupart pris en compte par le modèle, qui calcule ensuite des rendements potentiels pour chaque combinaison de situation « parcelle – année ». Elle permet alors de proposer les voies d'amélioration pour la productivité des céréales en AB, en déterminant les variables de contrôle sur lesquels l'agriculteur peut agir, à savoir la gestion des cultures (date et densité de semis, fertilisation, gestion des résidus de culture, maîtrise des adventices) et la rotation culturale. Améliorer la gestion de l'azote dans les parcelles de grandes cultures biologiques permettrait non seulement de remédier à la faible productivité des cultures mais aussi de réduire le risque de pertes en azote vers l'écosystème.

L'approche par *yield gap* présente ainsi l'intérêt non seulement de réaliser un diagnostic de la productivité des cultures en vue d'améliorer ses performances, mais aussi de s'affranchir de la nécessité de comparer des rendements en AB à d'autres systèmes de culture, notamment au mode de production conventionnel. La forte variabilité du *yield gap* entre les situations culturales est attribuée à différents facteurs, le stress en azote primant sur les facteurs biotiques. L'importance de ce stress, bien que le stock d'azote minéral du sol soit notoire en sortie d'hiver et à la récolte, demande une investigation ciblée. Est-elle liée à la dynamique d'enracinement simulée par le modèle ? Quelles observations seraient nécessaires pour préciser le diagnostic ? Ce travail soulève aussi d'autres questions scientifiques à plus long terme : comment modéliser d'une façon explicite l'effet de bio-agresseurs ? Comment étendre la démarche à des associations d'espèces ?

4.6. Remerciements

Nous remercions l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, le département Environnement et Agronomie de l'INRA et le programme PIREN-Seine pour le financement de ce travail de recherche. Nous remercions chaleureusement l'ensemble des agriculteurs du réseau AB, les conseillers agricoles : G. Salitot, P. Menu, A. Lecat, M. Camgrand, H. Plumart, A. Stoffel ; les partenaires : Agro-Transfert Ressources et Territoires, MétéoFrance, AgroClim et le réseau Demeter ; les techniciens de recherche INRA : A. Teixeira, M. Ronsin, C. Dominiarczik, A. Paillet, ainsi que les stagiaires : C. Mahoudiaux et A. Lengrand, pour leur contribution à la réalisation de cette étude.

4.7. Transition

Malgré l'importance des stocks d'azote minéral du sol en entrée d'hiver, constituant un risque de pertes par lixiviation pendant la phase de drainage, notamment pour les situations après un précédent de légumineuses ou à faible couvert automnale, le rendement des cultures céréalières biologiques reste en moyenne faible mais également variable. Le diagnostic des écarts de rendements a montré que le stress en azote et la pression des adventices constituent les facteurs principaux limitant le rendement, dans les contextes pédoclimatiques rencontrés. Par ailleurs, l'écart de rendement observé n'explique qu'à la marge le reliquat azoté à la récolte. Il en découle une nécessité de réfléchir sur la gestion de l'azote dans ces systèmes de grandes cultures en AB.

Etant donné la complexité des systèmes de culture biologiques, et la rareté des références disponibles, nous avons opté pour une démarche participative afin d'agréger des connaissances hétérogènes en AB : Elle associe le suivi in situ, la modélisation avec STICS et la formalisation du retour d'expérience des agriculteurs et des techniciens agricoles.

Dans le cadre de ce travail de thèse, la chronologie des acquisitions n'a pas permis de travailler sur la question de la fourniture en N des systèmes en lien avec l'analyse des écarts de rendement du chapitre 4. Un focus a été fait sur des situations à risque de lixiviation à partir du diagnostic réalisé dans le chapitre 3. Cependant, l'objectif ne s'est pas limité à aborder l'enjeu nitrate et mais également d'aborder l'enjeu rendement et pertes d'azote par voie gazeuse. Cette approche participative pour améliorer la gestion de l'azote en systèmes de grandes cultures en AB s'est appuyée sur une sélection de 6 cas réels de succession culturale, correspondant à deux problématiques techniques définies.

Chapitre 5. Approche participative pour l'évaluation *ex ante* de la gestion de l'azote dans les systèmes de grandes cultures biologiques.

Participatory approach for ex ante evaluation of alternative N management in organic arable cropping systems.

Lucia Rakotovololona¹, Aïcha Ronceux², Loïc Strullu³, Florent Chlébowski¹, Joël Léonard¹, Bruno Mary¹, Nicolas Beaudoin¹

1 INRA UR1158 AgrolImpact, 02000 Barenton Bugny, France

2 Agro-Transfert Ressources et Territoire, 80200 Estrées-Mons, France

3 ASAE, 51100 Reims, France

In preparation for a submission to Organic Agriculture.

5.0. Abstract

Addressing the challenge of nitrogen supply in organic arable cropping systems is crucial for a better N use efficiency and improved crop yields. A modeling approach in a participatory context was carried out to contribute in optimizing the current farmers' N management practices. Two cropping sequences with a high risk of nitrate leaching were considered: grain legume – winter wheat and alfalfa – winter wheat. Three case studies from an organic fields network were selected for each of them. Alternative cropping management practices and crop succession, based on the joint proposals of farmers, technical advisors and researchers were tested in a numerical experiment using STICS model. The impact of climatic variability was also taken into account. We evaluated the agronomic and environmental performances of each alternative scenario in terms of crop yields and nitrogen content, nitrogen mineralization, drainage, nitrate leaching and nitrous oxide emission. The findings emphasized the following points: i) implementing a cover crop during the autumn following a grain legume is crucial; ii) perennial alfalfa should be maintained during winter and removed in early spring instead of late summer or autumn; iii) crop residues management impacts greenhouse gas emission; iv) N management should be designed and evaluated at the rotation scale.

Keywords:

Legume; Multicriteria optimization; STICS model; Participatory research; Numerical experiment

5.1. Introduction

Trois des challenges majeurs de l'agriculture sont de réduire son empreinte carbonée et énergétique, d'accroître sa durabilité et sa résilience face au changement climatique, et de relever le défi alimentaire mondial. Pour cela, sont prônés des systèmes de culture à bas intrants intensifiés écologiquement, dont l'agriculture biologique (AB) est un prototype, s'appuyant sur les bases de l'agro-écologie (Rigby et Càceres 2001; de Schutter 2011). La protection des cultures s'y appuie exclusivement sur les régulations biologiques, la lutte mécanique et le renforcement de la résilience des systèmes (Lammerts *et al.* 2002 ; Reganold et Watcher 2016). Elle est économiquement viable et socialement acceptable grâce à la proscription des produits de synthèse et la certification de la chaîne de production – transformation (Viaux 2016). Dans les pays industrialisés, un nouveau challenge est d'orienter les régimes alimentaires vers une moindre consommation de viande (Crews et Peoples 2004). Cette nécessité met en lumière l'intérêt de systèmes en AB avec peu ou sans élevage. Cependant, la durabilité de leur production est questionnée ainsi que leur bilan environnemental ; ce dernier est *a priori* positif en termes de pression de pesticides et de maintien de la biodiversité, mais débattu en termes d'émissions de composés azotés ou de bilan de carbone (Mondelaers *et al.* 2009 ; Tuomisto *et al.* 2012 ; Benoit *et al.* 2014 ; Sautereau *et al.* 2016). La question de l'évaluation et de l'optimisation multicritères de ces systèmes est donc posée.

Le développement et la durabilité des systèmes de grandes cultures en AB sans élevage posent des questions spécifiques, en termes de problématique, d'échelle d'approche et de méthode. Plusieurs leviers d'intensification écologique y sont mobilisés pour assurer conjointement la nutrition minérale et la protection des cultures : allongement et diversification des rotations, augmentation de la fréquence des légumineuses, lutte mécanique contre les adventices (Ronceux *et al.*, *in press*). La maîtrise du cycle de l'azote y joue un rôle primordial, en interaction avec celle des bio-agresseurs (David *et al.* 2005 ; Casagrande *et al.* 2009 ; Vrignon-Brenas *et al.* 2016). Les enjeux propres à la gestion de l'azote sont d'assurer à la fois la fourniture d'azote pour les cultures, réduire les risques de pertes via la cascade de l'azote (NH_4 , NO_3 ou N_2O) et de permettre le stockage du carbone (Galloway *et al.* 2003 ; Huth *et al.* 2010 ; Van Groenigen *et al.* 2017). L'approche classique en système conventionnel, dite tactique, vise l'optimisation de la fertilisation azotée de chaque culture. Les leviers en sont la forme, la dose et les date d'apport d'intrants en s'appuyant sur des outils d'aide à la décision quantitatifs (Machet *et al.* 2017). Ces outils sont rarement appliqués en systèmes agri-biologiques car l'apport d'intrants azotés éligibles y est marginal (Chambre d'Agriculture de Seine et Marne, 2013). D'autres outils tactiques consistent en des arbres de décision, nécessitant de définir des seuils de tolérance et des critères d'intervention à l'échelle du cycle cultural. Les fournitures en azote du sol étant la

principale ou la seule ressource disponible, la conduite des cultures en AB exige de prendre en compte les arrière effets entre années. Cela conduit à privilégier une approche dite stratégique ou systémique, qui intègre un raisonnement et une évaluation des pratiques à l'échelle de la rotation culturale. Elle est mieux adaptée aux systèmes de grandes cultures en AB, car elle permet de tenir compte les stratégies inhérentes à l'AB, qui visent à maximiser la complémentarité entre cultures, mettre l'accent sur les effets à long terme des pratiques et évaluer le revenu à l'échelle du système plutôt que par culture. Parallèlement, la rotation culturale est l'échelle pertinente minimale pour établir un bilan environnemental (Eltun *et al.* 2002; Beaudoin *et al.* 2005 ; Torstensson *et al.* 2006). Il est donc nécessaire d'optimiser la gestion de l'azote en favorisant la production à court terme et les services écosystémiques sur le long terme. L'outil idéal, pour quantifier ces services et gérer le changement d'échelle, est la modélisation dynamique déterministe, si elle s'y avère réaliste.

La modélisation déterministe de systèmes en AB représente un défi scientifique du fait de leur complexité : importance des régulations biologiques, prise en compte de facteurs limitants d'origine biotique, possibles modifications du turn-over des matières organiques en lien avec l'importance accrue du flux d'azote d'origine atmosphérique et/ou exogène. Il s'y ajoute un défi d'ingénierie à cause de leur diversité (variétés ou espèces végétales) et de la rareté ou de l'incertitude affectant les données expérimentales. Les exemples d'application d'une modélisation déterministe de systèmes en AB sont rares, souvent monocritères et appliquées à des situations expérimentales (David *et al.* 2004; Leifeld *et al.* 2009; Doltra *et al.* 2011, Borgen *et al.* 2012 ; Smith *et al.* 2015). Ces exemples permettent d'émettre l'hypothèse (H1) que si les bio-agresseurs sont assez bien maîtrisées, un modèle à visée agri-environnementale peut reproduire de façon satisfaisante la biomasse aérienne et les bilans d'eau, de carbone et d'azote, de situations réelles en AB. Cette forme de modélisation déterministe permettrait à la fois d'être un outil prédictif des fournitures d'azote de la culture et de quantification des émissions de NO₃ ou de gaz à effet de serre (Huth *et al.* 2010 ; Plaza-Bonilla *et al.* 2015). De plus, l'attente est forte de connaître l'impact d'une généralisation de l'AB à l'échelle régionale, que la modélisation déterministe peut contribuer à estimer (Beaudoin *et al.* 2016). Cependant, à l'échelle de la parcelle agricole, la modélisation déterministe ne pourrait intégrer toute la complexité. Elle nécessite d'être complétée par des indicateurs qualitatifs et multicritères ou des approches expertes (Bachinger *et al.* 2007 ; Fontaine *et al.* 2012).

Les systèmes de culture en AB sans élevage intègrent peu ou pas de cultures fourragères et d'apports d'effluents. Cela impacte leur conception sur deux aspects : *Primo*, la lutte contre les bio-agresseurs implique de faire jouer au maximum les leviers de l'AB : (i) diversifier les cultures, (ii) utiliser des variétés robustes, (iii) décaler les semis, (iv) travailler le sol. *Secondo*, la rareté des effluents demande d'optimiser leur gestion et d'injecter de l'azote en insérant des

espèces légumineuses, implantée comme culture principale, seule ou associée, culture intermédiaire, ou culture sous couvert. *Tertio*, assurer la fertilisation phospho-potassique par des produits homologués. Ainsi, les rotations culturales en AB sont complexes par leurs cultures principales et leurs intercultures. Plusieurs diagnostics du fonctionnement et des impacts environnementaux liés au cycle de l'azote et la productivité des cultures, ont conduit au constat qu'il est nécessaire d'évaluer et d'améliorer la gestion de l'azote dans ces systèmes, tout en intégrant des compromis avec le gestion des adventices (Moller et Reents 2009; Askegaard *et al.* 2011; Rakotovololona *et al.*, 2019). L'optimisation de leurs impacts sur les cycles de l'eau, du carbone et de l'azote nécessite de prendre en compte cette complexité. L'expertise de cette dernière peut être assurée par un groupe d'agriculteurs et de conseillers ; ainsi l'AB est déjà un secteur privilégiant les démarches participatives, à des fins de sélection variétale ou de diagnostic environnemental (Desclaux *et al.* 2012 ; Benoit *et al.* 2016). Une démarche participative associant la modélisation déterministe et l'expertise des praticiens serait pertinente et efficace pour optimiser des systèmes en AB (hypothèse 2). Cette seconde hypothèse peut être testée d'une façon qualitative par les acteurs (H2a) et d'une façon quantitative, en vérifiant *ex ante* que les leviers de gestion d'azote proposés permettent une amélioration substantielle des situations culturales considérées (H2b).

Les objectifs sont : 1) de tester le réalisme de la prédiction du modèle ; 2) d'évaluer de façon *ex ante* la pertinence des alternatives proposées ; 3) d'évaluer l'appropriation de la démarche par les praticiens. La stratégie scientifique consiste à réaliser une expérimentation numérique de test de scénarios co-construits par des chercheurs, des agriculteurs et de conseillers agricoles à partir de situations réelles, à partir d'un diagnostic préalable partagé, dans le cadre d'une démarche participative conduite au sein d'un réseau déjà constitué et opérationnel.

5.2. Matériels et méthodes

5.2.1. Co-construction de l'expérimentation numérique

Nous avons opté pour une approche participative mobilisant le collectif des personnes et entités partenaires au projet ENBIOexpé, à savoir le réseau d'agriculteurs, les conseillers techniques des Chambres d'Agriculture et des associations AB, ainsi que les représentants du projet Agri-Bio d'Agro-Transfert Ressources et Territoire (Ronceux *et al.*, *in press*). Les étapes-clés de ce travail, depuis la formalisation des questions à l'évaluation des résultats ont été réalisées dans le cadre d'ateliers de travail organisés par le projet ENBIOexpé.

Les différentes étapes de la démarche participative comprennent : 1) une phase préliminaire d'identification des situations à traiter et du choix des parcelles à étudier ; 2) une phase de réflexion de groupe sur les leviers à mobiliser pour gérer au mieux l'azote dans les situations sélectionnées ; 3) un travail de co-construction des scénarios alternatifs de gestion de l'azote ;

4) une étape de préparation, mise en œuvre et analyse des simulations de scénarios avec le modèle STICS ; 5) une étape de restitution des résultats au collectif et d'organisation du feedback des praticiens sur le travail réalisé.

Deux thématiques principales ont été identifiées et proposées, correspondant aux attentes et questionnements émanant du collectif, à partir du diagnostic des situations à risque de pertes par lixiviation de nitrate, rencontrées sur le réseau de parcelles suivies par ENBIOexpé (Rakotovololona *et al.*, 2019). La situation S1 aborde la problématique de la gestion automnale pour les situations culturales après récolte de légumineuses à graines, et la situation S2 s'attache à la problématique de l'optimisation du retournement de la luzerne. Différents leviers de gestion ont été proposés pour apporter des solutions à chaque thématique, déclinés en une combinaison de plusieurs facteurs à plusieurs modalités. L'expérimentation numérique consiste à tester chaque combinaison de modalités et d'évaluer l'effet des facteurs sur les performances agronomiques et environnementales des systèmes de grandes cultures en AB, mais surtout d'identifier les meilleures combinaisons pour répondre au double objectif de production et de réduction des impacts environnementaux négatifs.

5.2.2. Sélection des cas d'étude

Pour chaque situation à risque étudiée, trois cas-tests représentés par un couple « parcelle-année » sont sélectionnés dans de la base de données du projet ENBIOexpé. Chacun a été choisi en fonction de la disponibilité des données expérimentales, afin de pouvoir tester préalablement les qualités prédictives du modèle en conditions réelles. Pour l'expérimentation numérique, les mêmes combinaisons de modalités ont été appliquées à chacun des cas-test. Ceux-ci peuvent ainsi être considérés comme des répétitions réalisées sur des contextes pédoclimatiques différents et des variantes d'un même système de culture. Afin d'intégrer la variabilité liée au climat, nous avons décidé de répéter les simulations sur des séries climatiques réelles, d'une durée de 4 à 6 ans, glissantes sur l'intervalle 2000 - 2017 (Figure 19). Un scénario est ainsi défini comme étant une combinaison de modalités de gestion appliquée à une parcelle donnée, pour une série climatique définie. Pour répondre à la problématique S1 de la gestion automnale après un précédent de légumineuses à graines, sont sélectionnées les parcelles nommées p02, p13 et p36. Pour instruire la problématique S2 de la gestion de la destruction de la luzerne, sont sélectionnées les parcelles p27, p31 et p34 (Tableau 20). Un focus sur les caractéristiques des rythmes de fauche de la luzerne est fait dans le tableau 19 et leurs caractéristiques pédologiques sont présentées dans le tableau 20.

Tableau 20. Caractéristiques culturales des cas-test

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

Tableau 21. Description des fauches de luzerne des cas-test avec précédent de luzerne

Parcelle	p27	p31	p34
Rythme de fauches	3 par an	3 par an	3 par an
Date de destruction	25-Aug	5-Sep	5-Jul
Résidus de dernière coupe	exportés	restitués	restitués
Biomasse produite ($t MS.ha^{-1}.an^{-1}$)	10	14	14
Quantité N fixée ($kg N.ha^{-1}.an^{-1}$)	226	237	228

Tableau 22. Caractéristiques pédologiques des cas-test.

WHC= stock d'eau à la capacité au champ du profil ; SMN = stock d'azote minéral sur le profil de sol.

Parcelle		p02	p13	p27	p31	p34	p36
argile	$g.kg^{-1}$	11.1	14.1	13.7	15.1	16.9	15.0
calcaire	$g.kg^{-1}$	9.9	0.2	0.9	1.4	0.6	0.6
pH		8.4	8.0	8.3	8.3	8.1	8.1
C organique	$g.kg^{-1}$	1.02	1.28	1.17	1.09	1.19	1.16
C:N		9.9	10.2	9.6	9.3	9.7	9.1
WHC	mm	432	512	536	485	525	532
SMN en entrée d'hiver	$kg N.ha^{-1}$	91	94	91	163	201	132

5.2.3. Modèle biophysique de simulation des scénarios

Le modèle déterministe STICS a été choisi pour ses qualités de généricité interspécifique, sa robustesse, son opérationnalité et son évolutivité ; cette dernière est favorisée par la distinction entre version standard diffusée et version de recherche et par la traçabilité du code (Brisson *et al.* 2008). Sa robustesse a été validée à la fois en situation « *on farm* » sur un petit territoire et sur une large gamme de situations culturales et pédoclimatiques (Beaudoin *et al.* 2008 ; Coucheney *et al.* 2015). Il permet de tester différents scénarios pour l'optimisation de pratiques agricoles (Constantin *et al.* 2015, Plaza-Bonilla *et al.* 2015). Cette dernière qualité s'est concrétisée par la création d'une version de recherche prenant explicitement en compte au pas de temps journalier la remobilisation des réserves d'azote souterraines, la création de biomasse racinaire et la rhizodéposition d'azote et de carbone (Strullu *et al.* 2015). Par ses propriétés, cette version peut mieux simuler la croissance des cultures à bas intrants et le stockage à long terme d'azote et de carbone, en comparaison avec la version standard. Elle a fait l'objet d'une calibration préalable pour des espèces ou variété utilisées en AB incluant le blé, le triticale, la féverole, le pois et la luzerne (Chlébowski *et al.* 2017 ; Strullu *et al.*, *in press*). Cette version de recherche (future version standard v10) a été mobilisée pour simuler les années successives d'une rotation culturale et prédire les impacts des scénarios de gestion d'azote sur la production et leurs impacts sur le cycle C et N dans les cas test.

5.2.4. Modélisation des scénarios de gestion d'azote en parcelles AB

Les années Bi servent à tester les scénarios tandis que les Ai servent à faire générer par le modèle les valeurs initiales du début de B1 (Figure 19). Pour l'initialisation en A1, les données combinant à la fois des mesures et des informations sur l'historique culturale ont été mobilisées pour chaque parcelle. Les caractéristiques du sol proviennent de mesures réalisées sur des échantillons composites issus de 3 séries de prélèvements au cours de l'année culturale 2014-2015, ainsi que de l'estimation des teneurs en eau à la capacité au champ à partir des valeurs moyennes mesurées pendant 3 hivers de 2014 à 2017 (Tableau 22).

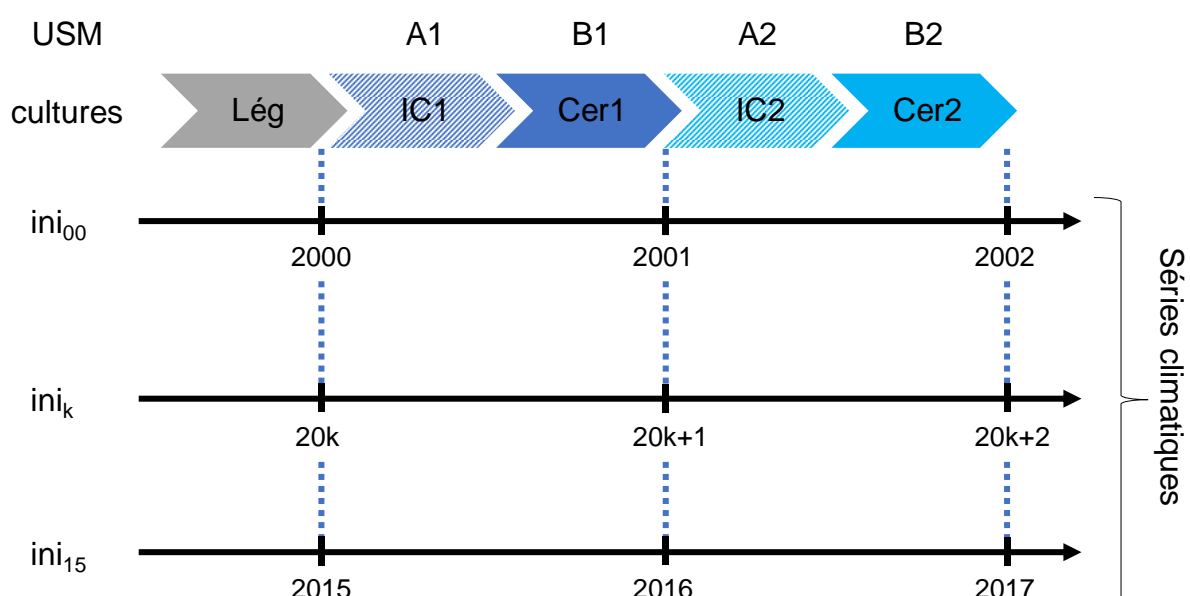
Pour les situations S1, l'initialisation se fait à l'année n à partir des mesures de stocks d'eau et d'azote minéral, ainsi que des estimations des restitutions de résidus du précédent cultural issues des mesures de biomasses et de teneurs en N des cultures à la récolte. Pour les situations S2, l'initialisation se fait à la culture annuelle précédant la 1ère année de luzerne à partir des descriptions des itinéraires techniques de la culture avant luzerne et de la conduite de la luzerne, les stocks initiaux d'eau et d'azote minéral du sol à l'initialisation sont attribués à partir des références moyennes obtenues dans le réseau (Rakotovololona *et al.*, 2019 ; tableau 6). Le modèle est donc mobilisé pour générer les valeurs initiales au début de la période d'intérêt, en s'appuyant sur le fait que l'incertitude sur la valeur initiale ne pourra se

propager, grâce au nivellement des valeurs créées par l'énorme effet puits d'eau et d'azote minéral de la luzerne (Strullu *et al.*, *in press*). Le modèle STICS est suffisamment robuste pour simuler à l'échelle interannuelle la dynamique de l'eau et de l'azote sur plusieurs années sans dérive (Beaudoin *et al.* 2008 ; Constantin *et al.* 2012 ; Yin *et al.* 2017).

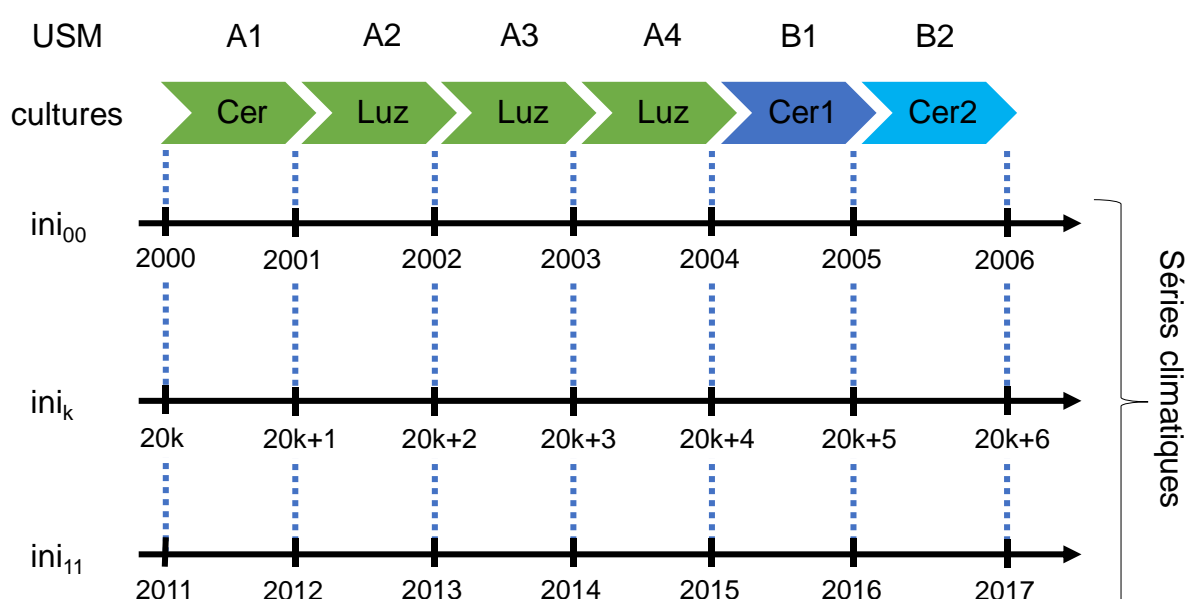
Figure 19. Exemples de schéma des enchainements d'USM pour les deux situations problématiques : (a) après légumineuses à graines, et (b) après retournement de la luzerne.

A_i ($i=1$ à 4) : année d'initialisation ; B_i ($i=1$ à 2) : année d'étude d'impacts ; IC= interculture ; Cer= céréale ; Luz= luzerne ; Leg= légumineuse à graine

(a) Situation culturelle S1 : après légumineuses à graines



(b) Situation culturelle S2 : après retournement de luzerne



5.2.5. Test des leviers de gestion d'azote à travers une expérimentation numérique

La modélisation consiste à simuler l'enchaînement des USMs de chaque série climatique, de 2000 à 2017, pour chacune des situations : réelles et alternatives. Les variables d'intérêt simulées sont ensuite moyennées par série climatique, et éventuellement agrégées sur les deux années d'intérêt Bi selon les variables.

Les variables de sortie d'intérêt agronomique considérées pour les deux années B1 et B2 sont les biomasses produites et le rendement des cultures, les teneurs en azote des parties végétales, la quantité d'azote fixé par les légumineuses, les quantités de C et N provenant des résidus de culture, les indices de stress en azote et en eau. Pour l'évaluation des impacts environnementaux, les variables suivantes ont été considérées : la quantité d'eau drainée au cours de la période hivernale, la quantité d'azote minéralisé, la quantité d'azote lixivié, ainsi que la quantité de protoxyde d'azote émis. Une analyse de la sensibilité des variables de sortie aux séries climatiques a été réalisée. Ensuite, pour chaque levier de gestion d'azote testé, une analyse de variance a été réalisée sur les variables d'intérêt pour chacune des années B1 et B2.

5.2.6. Evaluation des scénarios alternatifs dans le cadre d'une démarche participative

Le panel d'experts constitué des agriculteurs, des conseillers techniques et des chercheurs des deux projets partenaires a été mobilisé pour l'évaluation des résultats de l'étude réalisée, en deux temps au cours de l'atelier final du projet. D'une part, des réflexions de groupe sur les résultats des scénarios testés ont été entreprises, structurées autour des questions suivantes : l'acceptabilité des résultats, les points forts et les points faibles des scénarios alternatifs présentés, les conditions pour l'opérationnalité et les challenges potentiels de la gestion des systèmes de grandes cultures en AB. D'autre part, un questionnaire individuel de satisfaction a permis de recueillir l'appréciation des participants par rapport au cadre général de l'étude, à la démarche participative, à la modélisation et aux situations à risque qui ont été sélectionnées.

5.2.7. Traitements statistiques

La vérification de la qualité prédictive du modèle est effectuée avec l'ensemble des données des 6 cas-test, et se base sur les critères statistiques : différence moyenne MD, erreur quadratique RMSE, efficacité de modèle, et coefficient de détermination R^2 ; appliqués aux variables suivantes : stocks en eau et azote minéral du sol, biomasse aérienne totale et quantité d'azote dans les plantes.

L'analyse des variables d'intérêt de chacune des deux problématiques est faite de façon indépendante. Les sorties du modèle pour les années d'intérêt Bi, à savoir les variables sur les cultures (rendement, indice de récolte, teneur en azote des grains, indice de nutrition azotée, biomasse aérienne et quantité d'azote mobilisé par les CIPAN) et les variables

environnementales (eau drainée, quantité d'azote minéralisé, quantité d'azote lixivié, quantité d'oxyde nitreux émis) sont récupérées pour chaque USM. Une approche probabiliste de l'effet climat est réalisée. Ainsi pour l'expérimentation numérique, chaque parcelle élémentaire est vue comme un bloc de répétition, et chaque année climatique testée, comme un individu indépendant. Des tests statistiques d'analyse de variance et de comparaison des moyennes ont été réalisés pour les variables.

Le feedback des personnes impliquées dans cette approche participative a été recueilli au cours de l'atelier de restitution finale du projet, via une enquête de satisfaction individuelle et des évaluations par groupe. Les réponses individuelles constituées par des notes allant de 1 à 5 sont moyennées, tandis que les réponses de groupe sont synthétisées.

5.3. Résultats

5.3.1. Qualités prédictives du modèle STICS pour reproduire les cas réels étudiés

La comparaison des données simulées par le modèle aux mesures réalisées indique que le modèle STICS prédit de façon satisfaisante les situations réelles durant les années d'intérêt B_i, que ce soit pour les USM initialisées à partir des mesures de terrain ou celles initialisées en enchainant la simulation des années précédentes. On observe en effet que pour les variables : biomasse aérienne totale à la récolte, quantité d'azote dans les cultures, stocks en eau et en azote minéral du sol, les critères statistiques comme l'efficacité du modèle ou l'erreur quadratique moyen sont acceptables (Figure 20).

5.3.2. Les leviers d'action proposés pour mieux gérer l'azote en AB

La démarche participative a permis d'identifier et de croiser, plusieurs leviers correspondant aux deux problématiques principales (tableau 23).

Pour la gestion de la couverture automnale du sol après légumineuses à graines, 2 facteurs ont été croisés, correspondant ainsi à 8 modalités par situation. Il s'agit de la durée de l'interculture : courte (IC) ou longue (IL), cette dernière impliquant une substitution des cultures d'hiver par des cultures de printemps en année B₁ ; et de l'espèce de CIPAN : moutarde (IC1 ou IL1), mélange orge-vesce (IC2 ou IL2), ou vesce en pure (IC3 ou IL3). Des situations en sol nu en interculture courte (IC0) ou longue (IL0) ont aussi été ajoutées comme témoin.

Pour la gestion de la destruction de la luzerne, les 2 facteurs à croiser comprennent la période de destruction de la luzerne : automne (D1) ou printemps (D2), et la gestion de la dernière fauche : restituée (R1) ou exportée (R2).

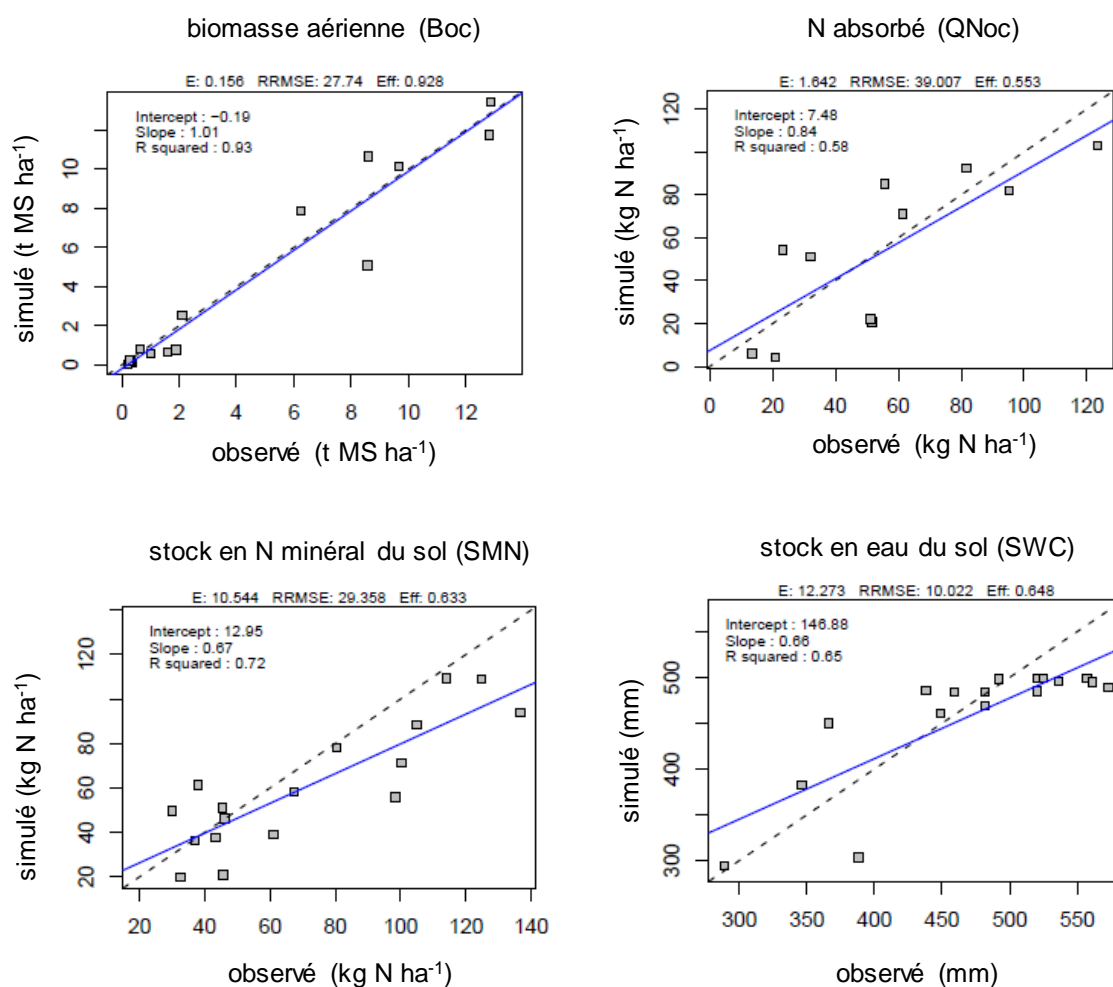


Figure 20. Qualités prédictives du modèle pour les cas-tests en situation réelle, à l'échelle des parcelles-année.

Boc = biomasse aérienne totale, en $t MS ha^{-1}$; QNoc = quantité d'azote dans la partie aérienne, en $kg.ha^{-1}$; SWC = stock en eau du sol, en mm ; SMN = stock en N minéral du sol, en $kg.ha^{-1}$

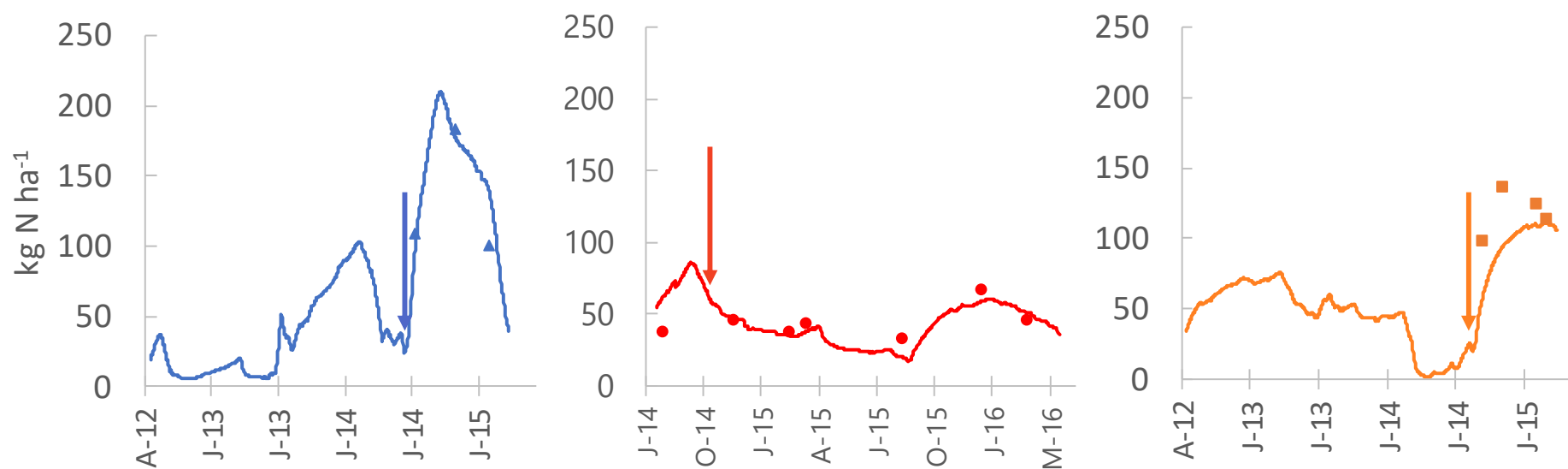


Figure 21. Dynamique du stock d'azote minéral des USMs initialisés avant la mise en place de la luzerne (Strullu et al., in revision)

Tableau 23. Les scénarios alternatifs de gestion simulés, correspondant aux situations culturales S1 (a) et S2 (b).

(a) Situations culturales S1

Parcelle	p02	p13	p36
Précédent (non simulé)	féverole	pois	féverole
Scénario à interculture courte (IC)			
IC0	sol nu/blé/ sol nu/triticales	sol nu/blé/ sol nu/triticales	sol nu/blé/ ray grass/sol nu
IC1	moutarde/blé/ sol nu/triticales	moutarde/blé/ sol nu/triticales	moutarde/blé/ ray grass/sol nu
IC2	orge-vesce/blé/ sol nu/triticales	orge-vesce/blé/ sol nu/triticales	orge-vesce/blé/ ray grass/sol nu
IC3	vesce/blé/ sol nu/triticales	vesce/blé/ sol nu/triticales	vesce/blé/ ray grass/sol nu
Scénario à interculture longue (IL)			
IL0	sol nu/orge de prtps/ sol nu/triticales	sol nu/orge de prtps/ sol nu/triticales	sol nu/orge de prtps/ ray grass/sol nu
IL1	moutarde/orge de prtps/ sol nu/triticales	moutarde/orge de prtps/ sol nu/triticales	moutarde/orge de prtps/ ray grass/sol nu
IL2	orge-vesce/orge de prtps/ sol nu/triticales	orge-vesce/orge de prtps/ sol nu/triticales	orge-vesce/orge de prtps/ ray grass/sol nu
IL3	vesce/orge de prtps/ sol nu/triticales	vesce/orge de prtps/ sol nu/triticales	vesce/orge de prtps/ ray grass/sol nu

(b) Situations culturales S2

Parcelle	p27	p31	p34
Années d'initialisation Ai			
A1	triticale	triticale	orge
A2	luzerne	luzerne	luzerne
A3	luzerne	luzerne	luzerne
A4	-	luzerne	luzerne
Années d'intérêt Bi			
Destruction de luzerne en été/automne (D1)			
D1 - R1	blé/triticale	triticale/triticale	colza/triticale
D1 - R2	blé/triticale	triticale/triticale	colza/triticale
Destruction de luzerne au printemps (D2)			
D2 - R1	orge de prtps/triticale	orge de prtps/triticale	orge de prtps/triticale
D2 - R2	orge de prtps/triticale	orge de prtps/triticale	orge de prtps/triticale

5.3.3. Impacts de la gestion automnale après un précédent de légumineuses à graines

Performances des cultures intermédiaires

Les performances des cultures intermédiaires testées pour gérer l'azote après un précédent de légumineuses à graines sont évaluées dans un premier temps en termes de biomasse aérienne totale produite et de quantité d'azote mobilisé par la culture (Tableau 24). En moyenne, une interculture en moutarde produit 3.8 à 3.9 t MS ha⁻¹ dans les conditions pédoclimatiques des parcelles étudiées, mobilisant ainsi à près de 110 kg.ha⁻¹ d'azote. Quelle que soit la durée de l'interculture, la moutarde produit plus de biomasse et de ce fait capte une plus grande quantité d'azote par rapport aux autres options espèces. Les quantités de biomasse produite par la vesce en pure comparée à l'association vesce-orge ne sont pas significativement différentes entre elles, respectivement de 1.5 et 1.2 t MS ha⁻¹ en interculture courte, et de 2 et 2.7 t MS ha⁻¹ en interculture longue. Cependant en termes de quantité de N mobilisé, le mélange orge-vesce en interculture courte mobilise seulement 28 kg.ha⁻¹ d'azote contre 45 kg.ha⁻¹ pour la vesce en pure. En fonction de l'année climatique considérée, il existe une grande variabilité des valeurs prédites, notamment pour la moutarde comparée aux autres cultures intermédiaires. La variabilité des résultats est aussi plus marquée en interculture longue comparée à une période interculturelle de moins de 3 mois.

Tableau 24. Effets de la gestion automnale sur les biomasses produites (MS_{ci} ; t MS ha⁻¹) et la quantité d'azote mobilisé pendant l'interculture (QN_{ci} ; kg N ha⁻¹).

Valeurs moyennes et écart-type entre les cas-tests et les années climatiques.

scenario	MS ci		QN ci	
	moyenne	ec-t	moyenne	ec-t
IC1 moutarde	3.9 a***	1.2	116 a***	37
IC2 orge-vesce	1.2 b***	0.8	28 c***	26
IC3 vesce	1.5 b***	0.6	45 b**	21
IL1 moutarde	3.8 a***	2.8	111 a***	84
IL2 orge-vesce	2.7 b*	2.7	56 b***	60
IL3 vesce	2.0 b***	1.1	65 b***	38

différence significative à :

* p<0,1

** p<0,05

*** p<0,01

Dynamique de l'azote minéral du sol

L'implantation d'une culture piège à nitrate après la récolte de la culture de légumineuse à graines induit des changements de la dynamique de l'azote minéral dans le sol (Figure 22). La diminution du stock d'azote minéral du sol pendant la phase de drainage, d'octobre à avril, comparée à la situation initiale sans interculture confirme l'effet piège à nitrate des cultures intermédiaires. On retrouve aussi la même tendance que précédemment, à savoir que la

moutarde prélève plus l'azote du sol, comparée aux autres espèces testées. La durée de l'interculture influence peu la dynamique de l'azote, et on note une variabilité importante entre les scénarios climatiques.

Performances agronomiques des scénarios de gestion automnale

Concernant les conséquences sur les performances agronomiques des deux cultures d'intérêt B1 et B2, la réponse à l'implantation d'une culture intermédiaire varie d'abord en fonction de sa durée, en interaction avec l'espèce (Tableau 25). Une interculture courte avec CIPAN diminue le rendement potentiel du blé, de 7.5 t MS.ha⁻¹, à 6.0, 6.7 et 7.1 t MS.ha⁻¹ après moutarde, vesce en associée ou vesce en culture pure, respectivement. Il existe un effet dépressif variable suivant l'espèce de CIPAN. La réponse du triticale est similaire, avec des différences moins marquées après un précédent de moutarde par rapport aux deux autres cultures intermédiaires. Après une interculture longue, il n'y a pas de différence significative entre les rendements potentiels de l'orge de printemps, allant de 4.1 à 5 t MS.ha⁻¹, selon la culture de CIPAN précédente. La variabilité liée aux années climatiques est faible pour les cultures modélisées. L'indice de récolte varie peu entre les années et les scénarios testés, pour chaque espèce cultivée. La concentration en azote dans les grains varie selon les cultures de CIPAN précédant la culture de céréale en B1, pour le blé, le triticale et l'orge de printemps. On observe une teneur en azote moindre après une culture intermédiaire de moutarde, tandis qu'une culture de vesce en pure ne diminue pas significativement la teneur en azote des grains à la récolte comparée à la situation témoin en sol nu. Concernant l'année culturale B2, l'implantation de CIPAN après une légumineuse à graines n'induit aucune différence significative entre les scénarios que ce soit en termes de rendement potentiel, d'indice de récolte, de teneur en azote des grains ou d'indicateurs de stress.

Performances environnementales des scénarios de gestion automnale

La quantité d'azote minéralisée au cours de l'année culturale B1 varie entre les années et peu entre les scénarios de gestion automnale simulés. En revanche, il existe un arrière-effet de la gestion de l'après légumineuse à graines sur la minéralisation au cours de l'année culturale B2. La quantité d'azote minéralisée en B2 est en moyenne plus élevée que celle en B1 et moins variable entre année (Tableau 26). Les scénarios à interculture longue de moutarde IL1, d'association orge-vesce IL2 se démarquent aussi par rapport aux situations en sol nu et à celles en interculture courte alors que celui de vesce pure (IL3), n'est pas statistiquement différent. Ainsi, la hiérarchie des valeurs de la quantité minéralisée apparaît davantage tributaire de la quantité d'azote immobilisée par la CIPAN que par l'aptitude à fixer de l'azote.

Le drainage varie fortement selon les années climatiques, mais peu entre les espèces de CIPAN cultivées en interculture courte (Figure 23). En interculture longue, l'effet espèce est plus marqué en année B1. La quantité d'eau drainée est en moyenne plus importante en année

B2 comparée à B1 pour les parcelles p13 et p36. En termes de risque de lixiviation, la deuxième année après le précédent de légumineuse présente un risque plus important de perte nitrate, quel que soit le scénario. On constate que pour les scénarios à interculture courte, l'implantation de la CIPAN à moutarde permet de diminuer significativement la quantité de nitrate émise pendant la phase de drainage durant l'année B1. L'arrière-effet de l'interculture sur la lixiviation est variable pour les situations à interculture longue. En termes d'émission de protoxyde d'azote par les parcelles, le modèle prédit une gamme de valeurs relativement importante pour toutes les situations après un précédent de légumineuses à graines, et on n'observe pas de différence significative entre les différents scénarios testés ni les années climatiques. Les importantes émissions de N_2O sont principalement générées par la dénitrification, liées au stock important de N minéral du sol.

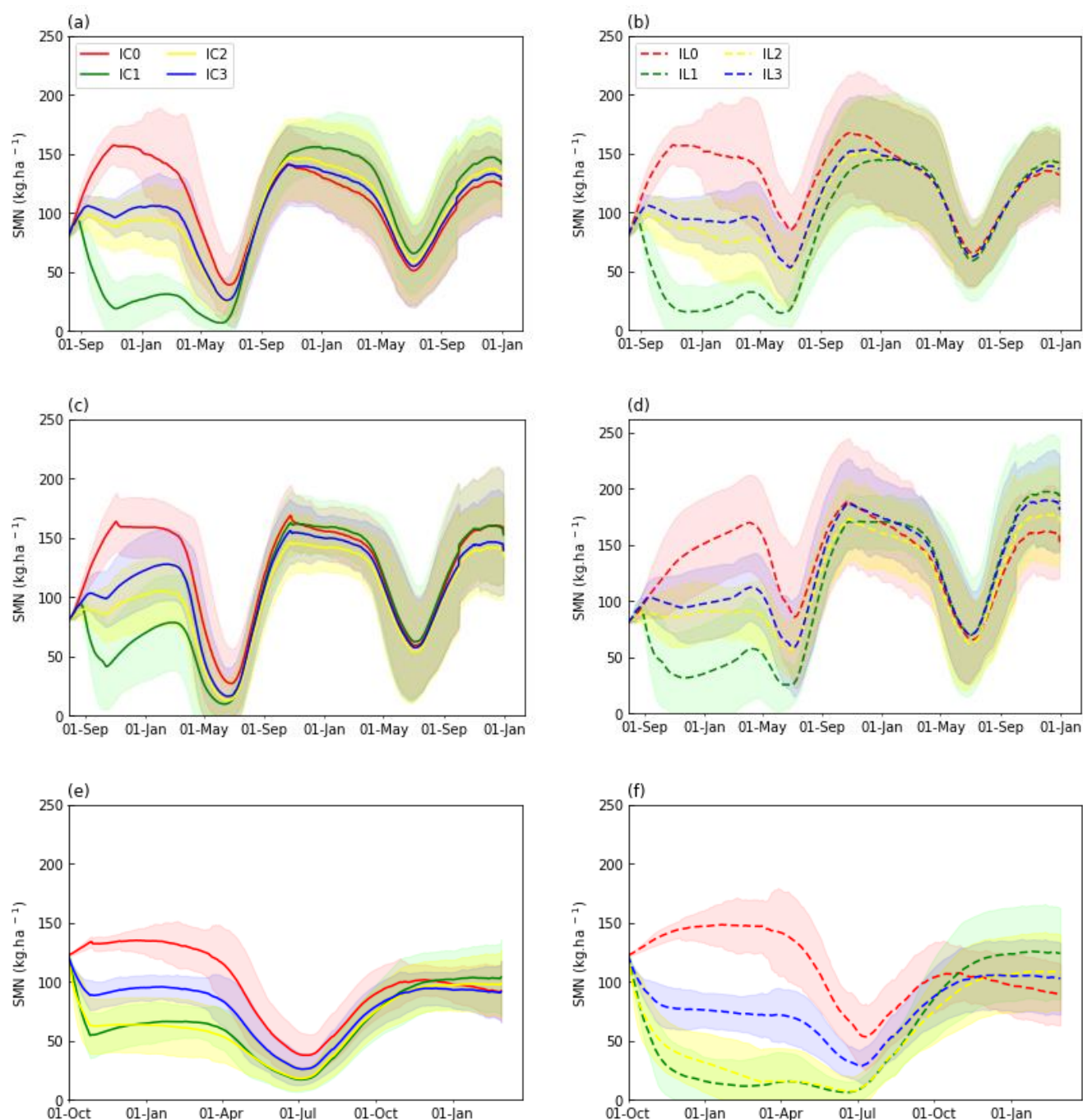


Figure 22. Dynamique moyenne du stock d'azote minéral du sol (kg N ha^{-1}) pour les scénarios de gestion automnale, avec interculture courte (IC) et interculture longue (IL), pour les trois parcelles p02, p13 et p36.

Les graphes a et b correspondent à la parcelle p02, c et d à la parcelle p13, e et f à la parcelle p36. Les courbes en ligne continue représentent les scénarios IC, celles en pointillés les scénarios IL. Les scénarios à sol nu (IC0, IL0) sont représentés en rouge, les CIPAN à moutarde en vert (IC1, IL1), les CIPAN à mélange de vesce et orge en jaune (IC2, IL2), et ceux à vesce en pure en bleu (IC3, IL3). La variabilité entre les années climatiques est représentée par les zones colorées (moyenne \pm écart-type).

Chapitre 5. Approche participative pour l'évaluation ex ante de la gestion de l'azote dans les systèmes de grandes cultures biologiques.

Tableau 25. Effets moyens de la gestion automnale sur les cultures en années B1 et B2.

MS grains= biomasse en grains en t MS ha⁻¹, IR= indice de récolte, CN grain = teneur en N des grains en g.kg⁻¹.

Valeurs moyennes et écart-type entre les cas-tests et les années climatiques. Groupes a, b, c significativement différents, ns= non significatif.

espèce	scénario	MS grain		IR		CN grain	
		moyenne	ec-t	moyenne	ec-t	moyenne	ec-t
année B1							
blé	IC0	7.5 a***	1.0	0.48 ns	0.02	1.62 a***	0.18
	IC1	6.0 c***	1.0	0.47 ns	0.02	1.49 b***	0.16
	IC2	6.7 b***	0.7	0.47 ns	0.02	1.55 ab*	0.12
	IC3	7.1 b***	0.9	0.48 ns	0.02	1.65 a***	0.16
triticale	IC0	6.3 a***	0.8	0.46 ns	0.03	1.56 a***	0.12
	IC1	5.3 bc***	0.5	0.45 ns	0.03	1.42 bc***	0.09
	IC2	5.1 c***	0.6	0.45 ns	0.03	1.37 c***	0.10
	IC3	5.7 b**	0.6	0.45 ns	0.03	1.49 ab***	0.10
orge de prtps	IL0	5.0 ns	0.7	0.65 ns	0.01	1.20 a***	0.11
	IL1	4.4 ns	0.7	0.65 ns	0.01	1.04 b***	0.16
	IL2	4.1 ns	0.5	0.65 ns	0.01	0.98 b***	0.17
	IL3	4.8 ns	0.6	0.65 ns	0.01	1.14 a***	0.10
année B2							
triticale	IC0	5.8 b*	0.8	0.43 ns	0.03	1.52 ns	0.15
	IC1	6.1 ab	0.7	0.44 ns	0.03	1.58 ns	0.15
	IC2	5.8 ab	0.8	0.44 ns	0.03	1.54 ns	0.13
	IC3	5.8 ab	0.8	0.43 ns	0.03	1.53 ns	0.13
	IL0	5.8 ab	0.7	0.44 ns	0.03	1.53 ns	0.13
	IL1	6.3 a*	0.8	0.44 ns	0.03	1.62 ns	0.18
	IL2	6.1 ab	0.8	0.44 ns	0.03	1.57 ns	0.15
	IL3	6.1 ab	0.8	0.44 ns	0.03	1.57 ns	0.16

différence significative à :

* p<0,1 ** p<0,05 *** p<0,01

Tableau 26. Effets moyens de la gestion automnale sur la minéralisation ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), la lixiviation de nitrate ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et les émissions cumulées de N_2O ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) en années B1 et B2.

Valeurs moyennes et écart-type entre les cas-tests et les années climatiques. Groupes a, b, c significativement différents, ns= non significatif.

scénario	N minéralisé						N lixivié						N ₂ O émis					
	B1		B2		B1+B2		B1		B2		B1+B2		B1		B2		B1+B2	
	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t
IC0 sol nu	186	ab 65	230	b*** 34	444	ns 86	30	a*** 28	55	b*** 28	86	ab*** 15	1.35	ns	1.00	1.99	ns	1.03
IC1 moutarde	221	a* 93	247	ab 59	441	ns 69	11	b*** 11	43	b*** 28	55	b*** 15	1.24	ns	0.99	1.95	ns	1.05
IC2 orge-vesce	188	ab 72	231	b*** 57	431	ns 60	18	b* 17	44	b*** 26	62	b*** 14	1.20	ns	0.97	1.89	ns	1.03
IC3 vesce	205	ab 84	221	b*** 49	434	ns 73	19	ab 20	46	b*** 27	66	b*** 15	1.32	ns	1.07	1.82	ns	0.97
IL0 sol nu	175	b* 51	238	b** 36	434	ns 55	31	a*** 30	86	a*** 37	117	a*** 16	1.18	ns	0.65	2.15	ns	1.22
IL1 moutarde	219	ab 89	274	a*** 59	437	ns 70	8	b*** 7	47	b*** 32	55	b*** 19	1.11	ns	0.85	2.06	ns	1.13
IL2 orge-vesce	188	ab 69	255	a** 55	430	ns 58	25	a** 23	58	b*** 28	83	ab*** 11	1.05	ns	0.79	1.97	ns	1.09
IL3 vesce	207	ab 84	250	ab 49	437	ns 69	21	ab* 20	66	ab*** 32	87	ab*** 12	1.25	ns	0.92	2.00	ns	1.13

différence significative à : * $p < 0,1$ ** $p < 0,05$ *** $p < 0,01$

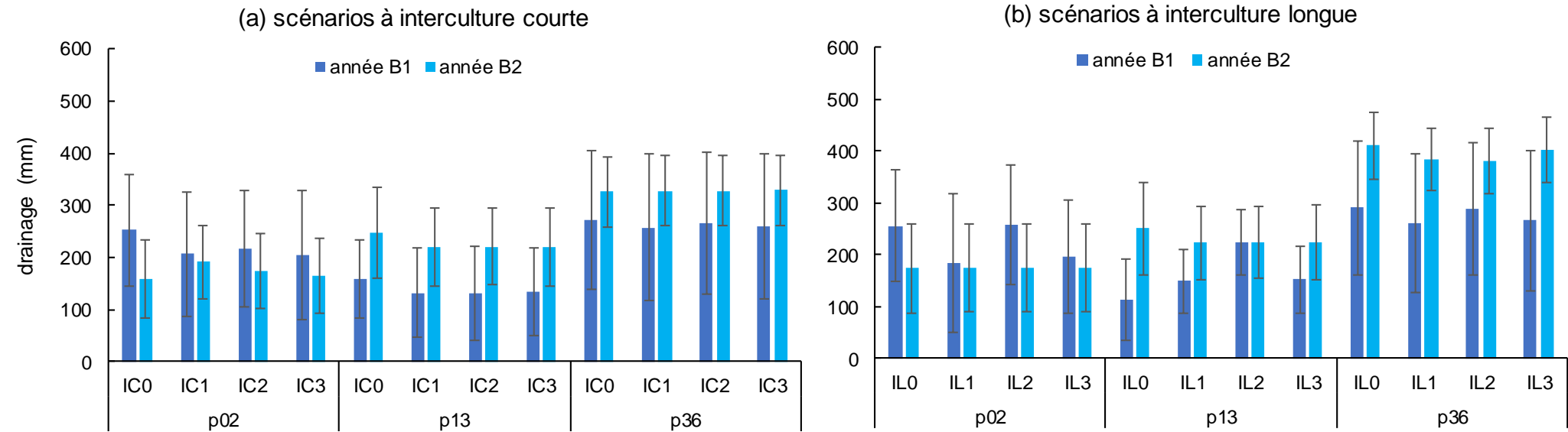


Figure 23. Quantité d'eau drainée simulée pour chaque parcelle au cours des années B1 et B2 en fonction de la gestion automnale.

Valeurs moyennes et écart-type entre les scénarios climatiques.

5.3.4. Impacts de la gestion de la destruction d'une luzernière

Dynamique de l'azote minéral du sol

La dynamique de l'azote minéral dans le sol varie selon la gestion du retournement de la luzerne (Figure 25). La variabilité liée aux années climatiques est très importante pour les deux parcelles p27 et p31 par rapport à la parcelle p34. On observe un enrichissement important après une destruction en été pour une luzernière avec enfouissement systématique des fauches au cours des années précédentes (p34, Figure 25c), a contrario des situations avec exportation systématique des coupes (p27 et p31). On constate également un arrière-effet du retournement de la luzerne en année B2, quel que soit le mode de gestion des résidus.

Performances agronomiques des scénarios de gestion de la destruction de la luzerne

En termes de productivité pour les cultures, la gestion des résidus de la dernière coupe induit une différence significative pour le rendement potentiel en grains des cultures d'hiver en année B1 (Tableau 27). L'effet de la date de destruction de la luzerne présente des arrière-effets sur le rendement en grains de la céréale en année B2, la destruction au printemps donnant des valeurs plus élevées, de 5.8 à 6.1 t MS ha⁻¹ contre 4.6 à 4.8 t MS ha⁻¹ pour un retournement de la luzerne en fin d'été. L'indice de récolte varie selon les espèces cultivées et n'est pas affectée par les scénarios de gestion testés. La teneur en azote des grains, de céréales ou de colza, est très variable selon les années climatiques, et selon la gestion des résidus de la luzerne. Il y a peu ou pas de stress en azote pendant la phase végétative. Pendant la phase reproductive, le stress en azote varie selon l'espèce cultivée en année B1.

Performances environnementales des scénarios de gestion de la destruction de la luzerne

La gestion de la destruction de la luzerne influence la quantité d'azote minéralisée pour les deux années culturales B1 et B2 suivantes (Tableau 28). Un retournement en été avec exportation des résidus (D1 – R2) minéralise moins que les autres scénarios testés. La minéralisation en année B2 est plus importante après une destruction au printemps de la luzerne. La quantité d'eau drainée varie en fonction des années climatiques et les parcelles, mais peu entre les scénarios de gestion de la luzerne (Figure 24). Le retournement de la luzernière au printemps permet de réduire les pertes par lixiviation en année B1 mais les reporte à l'année B2 (Tableau 28). La quantité d'azote perdu présente une plus grande variabilité en fonction des années climatiques au cours de la deuxième année. On constate aussi qu'il existe une relative sensibilité de la lixiviation à la gestion de la dernière fauche (R1 vs R2). Le ratio nitrification/dénitrification est variable selon les parcelles, et il n'y a pas de différence significative entre les scénarios de gestion de la luzerne, que ce soit pour l'année B1 ou B2. La parcelle qui présente un stock en N minéral très élevé lié aux retournements

systématiques des fauches perd faiblement le NO_3 mais émet fortement du N_2O (données non présentées).

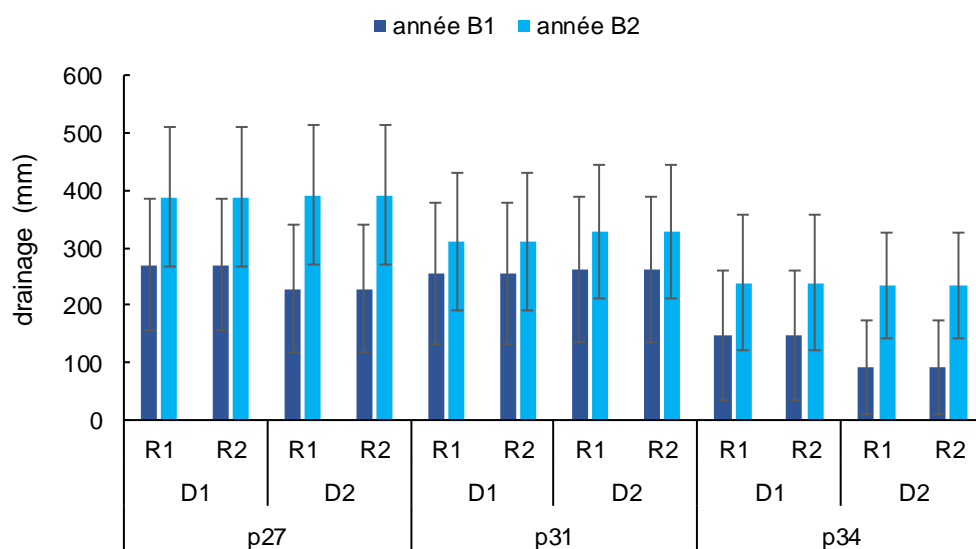


Figure 24. Quantité d'eau drainée simulée pour chaque parcelle au cours des années B1 et B2 en fonction de la gestion de la luzerne.

Valeurs moyennes et écart-type entre les scénarios climatiques.

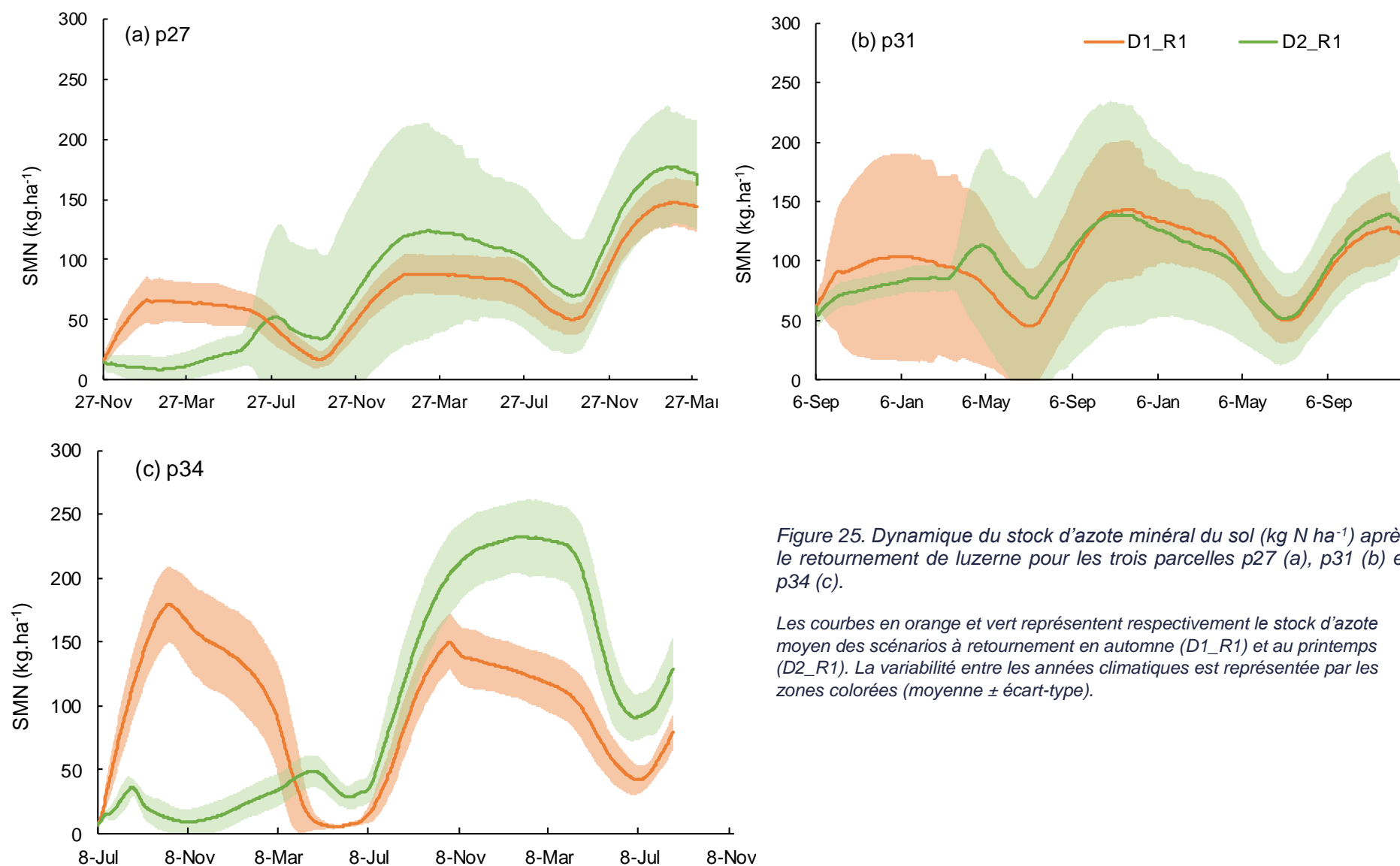


Figure 25. Dynamique du stock d'azote minéral du sol (kg N ha^{-1}) après le retournement de luzerne pour les trois parcelles p27 (a), p31 (b) et p34 (c).

Les courbes en orange et vert représentent respectivement le stock d'azote moyen des scénarios à retournement en automne (D1_R1) et au printemps (D2_R1). La variabilité entre les années climatiques est représentée par les zones colorées (moyenne \pm écart-type).

Chapitre 5. Approche participative pour l'évaluation ex ante de la gestion de l'azote dans les systèmes de grandes cultures biologiques.

Tableau 27. Effets moyens de la gestion de la destruction de la luzerne sur les cultures en année B1 et B2.

MS grains= biomasse en grains en t MS ha⁻¹, IR= indice de récolte, CN grain = teneur en N des grains en g.kg⁻¹.

Valeurs moyennes et écart-type entre les cas-tests et les années climatiques. Groupes a, b, c significativement différents, ns= non significatif.

espèce	scénario	MS grain		IR		CN grain	
		moyenne	ec-t	moyenne	ec-t	moyenne	ec-t
année B1							
blé	D1 - R1	5.0 a*	1.1	0.41 ns	0.06	1.58 ns	0.10
	D1 - R2	4.1 b*	0.9	0.39 ns	0.06	1.46 ns	0.09
triticale	D1 - R1	5.9 a***	1.0	0.55 ns	0.01	1.44 a**	0.12
	D1 - R2	5.0 b***	0.7	0.55 ns	0.01	1.32 b**	0.12
colza	D1 - R1	3.8 a**	0.3	0.50 ns	0.01	4.31 a***	0.25
	D1 - R2	3.5 b**	0.3	0.50 ns	0.01	3.91 b***	0.20
orge de prtps	D2 - R1	4.6 ns	0.8	0.65 ns	0.00	1.12 a**	0.13
	D2 - R2	4.3 ns	0.8	0.65 ns	0.00	1.04 b**	0.16
année B2							
blé	D1 - R1	4.8 b***	1.1	0.44 ns	0.09	1.51 b***	0.12
	D1 - R2	4.6 b***	1.0	0.44 ns	0.09	1.49 b***	0.12
	D2 - R1	6.1 a***	1.9	0.46 ns	0.09	1.70 a***	0.21
	D2 - R2	5.8 a**	1.8	0.46 ns	0.09	1.65 a***	0.18

différence significative à : * p<0,1 ** p<0,05 *** p<0,01

Chapitre 5. Approche participative pour l'évaluation ex ante de la gestion de l'azote dans les systèmes de grandes cultures biologiques.

Tableau 28. Effets moyens de la gestion de la destruction de la luzerne sur la minéralisation (kg N ha⁻¹ an⁻¹), la lixiviation de nitrate (kg N ha⁻¹ an⁻¹) et les émissions cumulées de N₂O (kg N ha⁻¹ an⁻¹) en années B1 et B2.

Valeurs moyennes et écart-type entre les cas-tests et les années climatiques. Groupes a, b, c significativement différents, ns= non significatif.

scénario	N minéralisé						N lixivié						N ₂ O émis					
	B1		B2		B1+B2		B1		B2		B1+B2		B1		B2		B1+B2	
	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t	m	ec-t
D1 - R1	269	ab 102	173	b*** 19	442	b*** 103	20	a*** 15	45	ab 29	64	ab 35	1.96	ns 1.56	1.61	ns 0.94	3.57	ns 2.45
D1 - R2	219	b** 91	163	b*** 17	382	b*** 90	16	a*** 13	38	b*** 24	55	ab 30	1.66	ns 1.41	1.50	ns 0.88	3.17	ns 2.25
D2 - R1	286	a** 100	229	a*** 43	580	a*** 157	8	b*** 10	59	a*** 30	69	a* 37	1.63	ns 1.17	1.92	ns 1.22	4.52	ns 3.17
D2 - R2	240	ab 98	212	a*** 34	516	a*** 149	4	b*** 5	45	ab 26	50	b* 28	1.31	ns 1.12	1.76	ns 1.06	3.82	ns 2.97

différence significative à : * p<0,1 ** p<0,05 *** p<0,01

5.3.5. Evaluation des scénarios alternatifs proposés

Les scénarios proposés ont été évalués par le panel d'experts de différents horizons mobilisés dans le cadre de la démarche administrative au cours de la restitution finale.

Concernant la démarche participative et le couplage des deux projets ENBIOexpé et Agri-Bio réalisé dans le cadre de cette étude, il ressort de l'évaluation individuelle des participants une satisfaction globale sur le niveau d'interactions, les restitutions des données acquises, et les livrables produits, avec des notes moyennes de respectivement 4.3, 4.2 et 4.0 sur une échelle de 1 à 5. Le choix des situations à risque sélectionnées a également satisfait les participants, noté de 4.5 sur 5.0.

A partir du feedback des groupes de réflexion, il ressort les différentes appréciations et remarques recueillies suivantes. En termes d'acceptabilité des résultats des scénarios présentés, les avis sont unanimes sur la cohérence du travail, la qualité des simulations est satisfaisante, les résultats offrent des repères concrets pour le conseil auprès des agriculteurs, et confirment leurs connaissances et observations de terrain. Il apparaît que les résultats mettent en lumière de nouveaux questionnements, notamment sur les risques d'émission de protoxyde d'azote par les systèmes de culture en AB pour les scénarios après légumineuses à graines, et sur l'intérêt des intercultures pour la fourniture d'azote de la culture suivante.

Parmi les limites et perspectives du travail d'expérimentation numérique, le panel d'experts a indiqué : i) le manque de diversité des CIPAN testées par le modèle comparées aux pratiques réelles dans les systèmes en AB actuels, ii) la limitation à un type de sol de limon profond pour les cas étudiés, iii) la nécessité d'élargir l'approche à d'autres éléments minéraux tels que le phosphore et le potassium, iv) l'intérêt de faire un bilan global de gaz à effet de serre, v) ainsi que l'extension à d'autres scénarios de gestion pour aller plus loin dans l'évaluation des systèmes de grandes cultures en AB. Les conclusions de l'étude sont à formaliser autrement pour être valorisées en conseil, en rajoutant éventuellement des notions économiques pour s'assurer de plus d'opérationnalité dans les solutions proposées.

5.4. Discussion

5.4.1. Amélioration de la gestion de l'azote en systèmes de culture en AB

Dans les systèmes de culture à bas intrants, la culture de légumineuses représente un moyen alternatif et durable d'introduire de l'azote et de fournir des services écosystémiques (Fustec *et al.* 2010, Plaza-Bonilla *et al.* 2016). Cependant, les situations culturales après légumineuses peuvent engendrer des risques importants de pertes d'azote dans les systèmes en AB, si elles sont mal maîtrisées (Benoit *et al.* 2014 ; Rakotovololona *et al.*, 2019).

La gestion des cultures intermédiaires

Une première alternative testée dans cette étude est le maintien d'un couvert végétal en automne, qui a permis d'améliorer la situation culturale initiale après récolte d'une légumineuse à graine (situations S1), confirmant ainsi l'hypothèse H2. Les agriculteurs du réseau de grandes cultures en AB pratiquent en effet le semis tardif des cultures d'hiver afin de limiter la pression des bio-agresseurs, ce qui devrait théoriquement permettre l'implantation systématique d'une culture piège à nitrate (CIPAN) après la récolte du précédent, sous réserve qu'une lutte mécanique contre les adventices vivaces ne soit pas nécessaire. L'interculture peut être ainsi « mi-longue » ou longue, selon que la culture suivante soit semée en fin d'automne ou au printemps.

De l'expérimentation numérique réalisée, il ressort que les CIPAN permettent de réduire l'important stock de N minéral du sol suivant une culture de légumineuses à graines dans les systèmes en AB. Par rapport à la situation initiale avec sol nu en interculture, les scénarios à CIPAN présentent un risque moindre de lixiviation de nitrate à la première année B1, indépendamment de la durée de l'interculture et selon la nature du couvert implanté. Ces résultats sont en accord avec l'efficacité des couverts en agriculture conventionnelle pour réduire le stock d'azote nitrique du sol (Alvarez *et al.* 2017) ainsi que les pertes d'azote par lixiviation (Beaudoin *et al.* 2005 ; Constantin *et al.* 2010 ; Valkama *et al.* 2015).

Le stock d'azote minéral du sol et la quantité lixiviée présentent une forte variabilité aux scénarios climatiques. En effet, l'efficacité des couverts dépend à la fois du climat, des dates de semis, et des caractéristiques du sol, notamment la capacité au champ (Teixeira *et al.* 2016). Nos résultats montrent que la nature du couvert implanté joue aussi sur la quantité d'azote mobilisé pendant l'interculture : respectivement de 2.5 à 4 fois plus pour la moutarde comparée à l'association orge-vesce et à la vesce en pure en interculture courte, et d'environ 2 fois plus en interculture longue, comparée aux mêmes cultures. L'abattement de la lixiviation permis par les CIPAN légumineuses est notoire, d'environ 40-50%, mais moindre qu'un couvert de crucifères ou de graminées, qui peut atteindre 70-80% par rapport à un sol nu (Tonitto *et al.*

2006 ; Justes *et al.* 2013). La crucifère a ainsi réalisé la meilleure performance en termes de lixiviation en année B1 aux dépens d'une réduction plus importante du rendement de la céréale suivante, en moyenne de -1.5 et -1.0 t MS ha⁻¹ pour le blé et le triticale, ainsi que de la teneur en azote des grains, respectivement de -0.08 et -0.09 g N.kg⁻¹. Cette réduction est liée à une compétition préemptive pour l'azote (Thorup-Kristensen *et al.* 2003).

La pratique d'introduction de CIPAN en légumineuse pure est de plus en plus courante dans les systèmes de grandes cultures en AB, faisant l'objet d'une dérogation. Elle constitue une forme importante d'engrais vert pour les rotations en AB (Tamm *et al.* 2016). Dans les exploitations sans élevage, elle permet d'augmenter les sources d'azote disponible en maximisant l'effet engrais vert pour les rendements des céréales suivantes, tout en assurant un rôle de piège à nitrate minimal des cultures intermédiaires. Les scénarios à couvert de légumineuses en pure (IC3 et IL3) présentent une moindre réduction du rendement potentiel, en moyenne de -0.4 et -0.6 t MS ha⁻¹ pour le blé et le triticale, non significative pour l'orge de printemps, et permet de maintenir la teneur en azote des grains par rapport à la situation sans CIPAN. Cependant, il faut réserver cette pratique aux situations avec reliquat d'azote initial faible, puisque l'effet piège à nitrate est faible en présence des légumineuses. Sinon, associer crucifères et légumineuses permettrait aussi de combiner à la fois l'effet engrais vert et la réduction du risque de lixiviation de nitrates (Couëdel *et al.* 2018).

Les biomasses produites des CIPAN n'ont pas été affecté par la durée de l'interculture : en moyenne de 3.8 à 3.9 t MS ha⁻¹ pour la moutarde, 1.2 à 2.7 t MS ha⁻¹ pour l'association orge-vesce et 1.5 à 2.0 t MS ha⁻¹ pour la vesce en pure. La variabilité liée aux conditions climatiques est toutefois plus marquée en interculture longue. Wayman *et al.* (2015) ont aussi constaté que la biomasse des couverts n'est pas influencée par la période de destruction (automne ou printemps), avec des valeurs allant de 3 à 9 t MS ha⁻¹ pour des CIPAN en vesce, orge-vesce ou seigle en AB.

Par rapport aux scénarios en interculture courte (IC), les scénarios avec maintien des couverts végétaux pendant l'hiver suivi d'une culture de printemps (IL) se caractérisent par une quantité de N minéralisée plus importante en année B2, liée à la minéralisation des résidus. Ils présentent toutefois une réduction moindre du risque de lixiviation en année B1, qui est liée, d'une part, à un surplus de drainage différent. D'autre part, peut s'expliquer par une compétition préemptive des CIPAN incorporées au printemps, notamment en années à faible drainage, pouvant réduire leur effet N (Thorup-Kristensen et Dresbøll 2010). Cette compétition est évolutive à long terme, et il peut y avoir un effet additionnel sur la minéralisation de l'azote (Constantin *et al.* 2012).

En systèmes de culture en AB, selon l'état d'infestation des parcelles et du type d'adventices rencontrés, annuels ou vivaces, le recours à des travaux de sol fréquents pour déloger les adventices ou épuiser leur stock de semences peut être nécessaire et aller à l'encontre du maintien de la couverture du sol. Melander *et al.* (2016) souligne l'effet adverse que peut avoir les pratiques comme l'introduction de CIPAN sur la compétition des adventices en AB ; ils ont trouvé que des engrais verts de type graminées associées à du trèfle permettent de gérer uniquement certaines adventices pérennes. Une culture intermédiaire, semée sous couvert ou maintenue pendant l'hiver, permet de réduire la densité des adventices annuelles (Uchino *et al.* 2012 ; Amossé *et al.* 2013).

La gestion du retournement des luzernes

Les pratiques alternatives de gestion de la destruction de la luzerne dans les rotations AB ont également permis une amélioration des situations de départ S2. Le retournement de luzerne au printemps permet de diminuer la quantité moyenne d'azote perdu à 8 et 4 kg N.ha⁻¹, respectivement pour les scénarios D2-R1 et D2-R2, contre des valeurs s'élevant à 20 et 16 kg N.ha⁻¹ pour les scénarios avec retournement de luzerne en automne (D1-R1 et D1-R2) ; et d'obtenir des rendements plus élevés (en moyenne +1.3 t MS ha⁻¹) et une teneur en azote des grains plus forte (+0.14 à +0.21 g N.kg⁻¹) pour la céréale en année B2.

D'une part, les résultats montrent que décaler le retournement de la luzerne au printemps modifie la dynamique du stock d'azote minéral du sol et reporte le relargage d'azote en entrée d'hiver au printemps suivant. D'autre part, le blé et triticales d'hiver ne constituent pas de bons pièges à nitrate. Planter une culture de printemps permet de mieux valoriser le stock d'azote minéral du sol après des légumineuses fourragères telles que la luzerne, par rapport à une culture d'hiver (Marley *et al.* 2013). La substitution par une autre culture d'hiver à croissance rapide, par exemple de l'escourgeon ou du colza, permettrait aussi de limiter les risques de perte d'azote en année B1.

L'exportation des résidus de la dernière coupe de luzerne réduit significativement le rendement potentiel des cultures d'hiver en année B1, de l'ordre de 8% pour le colza, 15% pour le triticales et 18% pour le blé, en accord avec les résultats de Whitbread *et al.* (2000) ; et induit une baisse de la teneur en azote des grains pour le triticales, l'orge et le colza. L'exportation des fauches est généralement une décision d'ordre économique, liée à la possibilité de valorisation de la luzerne, qui peut constituer un frein pour les exploitations sans élevage ; à défaut, sa restitution est une décision d'ordre agronomique, pour valoriser les services écosystémiques de la luzerne (fourniture d'azote, réduction de la pression adventices), à conditions que d'autres cultures en assurent la valorisation économique.

La gestion de l'après luzerne sur un minimum de 2 ans apparaît comme indispensable, étant donné les arrière-effets de l'enrichissement en N minéral du sol et de la minéralisation des résidus. De plus, le retournement de la luzernière au printemps repousse le risque de lixiviation à l'année suivante B2, en moyenne 38 à 59 kg.ha⁻¹ d'azote lixivié en année B2, si aucune mesure n'est prise entre les deux années après la luzerne. Il peut ainsi y avoir compensation entre les différentes années culturales de la rotation en AB (Rakotovololona *et al.*, 2019).

5.4.2. Emission de GES et pratiques de gestion d'azote en systèmes en AB

Une situation culturale donnée peut être favorable aux pertes gazeuses d'azote par nitrification ou dénitrification, selon les conditions climatiques de l'année. Le dispositif en réseau de parcelles agricoles n'a pas permis de mettre en place un suivi expérimental des émissions gazeuses, pour des raisons matérielles et logistiques, ainsi la validation des valeurs simulées n'est pas réalisable. Cependant les gammes de valeur obtenues pour émissions cumulées de N₂O, allant en moyenne de 1.05 à 2.15 kg ha⁻¹ an⁻¹ semblent réalistes. En moyenne, les émissions annuelles de N₂O s'élèvent à 1.20 kg ha⁻¹ sur des parcelles en non légumineuses sans fertilisation, 1.29 kg ha⁻¹ sous légumineuses et 3.22 kg ha⁻¹ pour des parcelles fertilisées (Jensen *et al.* 2012).

Les différents scénarios alternatifs de gestion automnale testés ne sont pas significativement différents en termes d'émission de N₂O, rejoignant les observations de Peyrard *et al.* (2016) en systèmes de culture à bas intrants, et de Vinzent *et al.* (2017) sur l'effet de la nature des CIPAN sur les émissions de GES. De même, les différents scénarios de gestion de la luzerne ne diffèrent pas en termes d'émission de N₂O. Les pertes d'azote par voie gazeuse pourraient être expliquées à la fois par les quantités de stock N minéral dans le sol et les résidus organiques, apportés par le retournement de luzerne (Pugesgaard *et al.* 2017). Westphal *et al.* (2018) montrent que les émissions de N₂O en blé de printemps après retournement de la luzerne en système en AB sont liées à l'humidité du sol en entrée d'hiver. Cependant, les émissions d'oxyde nitreux sont affectées par les pratiques de gestion à long terme (Drury *et al.* 2014). Ainsi, les changements de pratiques opérant à l'échelle d'une année culturale ne se démarquent pas tandis que la modification de la gestion à long terme des fauches permet une réduction significative des quantités de N₂O émises : -35% pour des fauches systématiquement exportées par rapport à une situation initiale avec enfouissement (parcelle p34). Des situations en AB ou en agriculture de conservation avec de fortes entrées d'azote via les résidus organiques présentent des risques de pertes d'azote sous forme N₂O ou NO₃ parfois importants (Autret 2017).

5.4.3. Outils d'aide à la conception multicritère de systèmes de cultures biologiques

Compte tenu de la capacité du modèle déterministe STICS à reproduire de façon satisfaisante les situations réelles de départ, son utilisation en tant qu'outil prédictif pour le test de scénarios

s'est avérée probante, validant ainsi l'hypothèse de départ H1. Le modèle STICS couvre à la fois les types de modèle d'agroécosystème à vocation de connaissance, de communication et d'outil pour assister les débats, tels que définis par Malézieux *et al.* (2001), cités par Bergez *et al.*, 2010, et a constitué le support de dialogue et d'échange de la démarche participative réalisée. Cette pratique a été favorisée par son cahier des charges qui comprend : la généricité et la robustesse ; la capacité à simuler différentes variables à la fois sur les cultures et sur les impacts environnementaux liés aux cycles de l'eau, l'azote et du carbone (Coucheney *et al.* 2015) ; la capacité à bien prédire les années de culture de la luzerne en enchaînant à partir de la culture précédente (Strullu *et al.*, *in press*). L'ensemble lui permet de simuler efficacement des scénarios alternatifs de gestion des cultures et des rotations culturales variées (exemples : Bécél *et al.* 2015 ; Tribouillois *et al.* 2015). La portabilité du modèle dépend aussi de sa sensibilité à certains de ses paramètres. Parmi les plus incertains en situation agricole figurent la vitesse potentielle de dénitrification (*V_{podenit}*), l'épaisseur de la couche active de minéralisation du sol (*profhum*) et la profondeur de sol à laquelle la croissance racinaire est obstruée (*obstarac*). Une étude de sensibilité en croisant par exemple trois modalités d'estimation de -20%, 0 et +20% de la valeur choisie pour chacun de ces trois paramètres, permettrait d'estimer les valeurs à utiliser.

La complexité et les spécificités des systèmes de grandes cultures biologiques constituent des challenges nécessitant la prise en compte simultanée de nombreux critères. La gestion globale à l'échelle de la succession devrait requérir à minima de répondre à la fois aux questions de gestion de l'azote et de la maîtrise des adventices. Cela pourrait se faire par exemple en couplant le modèle STICS à des modèles prenant en charge les adventices comme OdeRA (Pernel et Munier-Jolain 2011). Le modèle multicritère MASC adapté aux situations AB, constitué par une agrégation d'indicateurs sous forme de notation, permettrait quant à lui d'intégrer les expertises des conseillers agricoles et les différentes dimensions de la durabilité à savoir agronomique, environnementale, économique et sociale (Colomb *et al.* 2013).

Borgen *et al.* (2012) propose d'explorer d'autres voies pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote dans les systèmes en AB sans élevage, par exemple en valorisant les digestats issus de la production de biogaz par les engrais verts. Les couverts végétaux peuvent ainsi être valorisés pour la production de biogaz, avec un potentiel de rendement en méthane allant jusqu'à 800 m³.ha⁻¹ (Molinuevo-Salces *et al.* 2013). Le recyclage des digestats de résidus de culture et de couverts végétaux permet d'augmenter la biomasse produite et la teneur en N des grains de blé dans les systèmes en AB (Stinner *et al.* 2008).

La démarche participative a permis de mobiliser l'expertise des conseillers agricoles et des agriculteurs eux-mêmes. Le recours à des opinions d'experts constitue en effet une alternative aux méthodes nécessitant des données extensives (Pashaei Kamali *et al.* 2017) ; et permet une validation des scénarios alternatifs proposés, dès la phase de co-conception et à la

restitution des résultats. Compte tenu du succès des démarches participatives et de la faisabilité d'une modélisation bien contextualisée, le contexte de l'AB serait favorable pour développer une modélisation d'accompagnement qui nécessiterait de travailler alors sur l'ergonomie du modèle pour rendre sa prise en main plus accessible aux techniciens et conseillers agricoles.

5.5. Conclusion

Le défi de la modélisation des systèmes en AB est en partie relevé puisque le modèle STICS prend bien en compte les spécificités des parcelles et des pratiques en AB. Intégré dans une démarche participative, son usage a permis aux agriculteurs de prendre conscience des enjeux environnementaux non seulement en termes de nitrate mais aussi d'émission de gaz à effet de serre. Les leviers de gestion alternative de l'azote dans les systèmes de grandes cultures en AB testés apportent des améliorations des impacts environnementaux liés au cycle de l'azote, par rapport aux situations initiales réelles. Il en ressort que, dans la mesure du possible et en tenant en compte les contraintes physiques et techniques de la parcelle, il est préférable de maintenir une couverture automnale en permanence au cours des deux années suivant la récolte d'une légumineuse à graines, l'espèce cultivée en interculture pouvant être adaptée selon les besoins spécifiques de l'agriculteur. Concernant la luzerne, étant donné les arrières-effets liés à son retournement, il faudrait raisonner les pratiques sur le long terme pour gérer au mieux les impacts environnementaux liés à l'azote, d'où l'intérêt de simuler une rotation entière.

En perspectives, outre les différentes voies déjà évoquées pour intégrer l'impact des adventices, une version actuellement en développement du modèle STICS permet d'affiner les simulations du carbone. Couplé à une simulation de toutes les années de la rotation culturale, cela permettrait d'évaluer les impacts des pratiques de gestion alternatives en systèmes AB sur le stockage et déstockage du carbone.

5.6. Remerciements

Nous remercions chaleureusement l'ensemble des agriculteurs du réseau AB : T. et J.-M. Coorevits, E. Decayeux, F. Desruelles, M. Lancry, R. Leturcq, J.-Y. Masson, F. Mellon, J.-L. Ortegat, V. Richard ; les conseillers techniques : *M. Camgrand, A. Lecat, P. Menu, H. Plumart, G. Salitot, A. Stoffel*. Nous sommes reconnaissants auprès de nos collègues E. Venet, A. Teixeira, C. Dominiarczyk pour leur contribution technique à la réalisation de cette étude. Nous remercions l'Equipe Projet STICS pour la maintenance du modèle STICS, les organismes MétéoFrance, AgroClim et réseau Demeter, pour la production de données météorologiques ; et le LDAR, pour les prestations d'analyse d'échantillon de végétaux et de terre. Nous remercions l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, le département Environnement et Agronomie de l'INRA et le programme PIREN-Seine pour le financement de ce travail de recherche.

Chapitre 6. Discussion générale, conclusions et perspectives

6.1. Rappel des objectifs de la thèse

L'évaluation des performances des systèmes de grandes cultures biologiques réalisée dans le cadre de ce travail s'intéresse principalement à la productivité des cultures ainsi qu'aux flux d'eau et d'azote dans ces systèmes. La thèse a pour objectif scientifique de quantifier expérimentalement et analyser les déterminants de la production et des impacts environnementaux liés aux cycles de l'eau et de l'azote. Sur le plan méthodologique, l'objectif est de tester la capacité de la modélisation déterministe à décrire le comportement des systèmes en AB. La stratégie scientifique consiste ainsi à coupler expérimentation et modélisation des systèmes de culture étudiés afin de réaliser le diagnostic des freins à la production, de tester des hypothèses sur leur fonctionnement des systèmes et d'explorer des scénarios de gestion de culture. Les finalités opérationnelles sont de proposer des voies d'amélioration de leurs performances agronomiques et environnementales et produire des références en situation agricole.

A la première question de recherche posée (chapitre 1, paragraphe 1.3.1), à savoir 'Quelles caractéristiques des systèmes de culture déterminent la variabilité de la production et des flux d'eau et d'azote des systèmes en AB étudiés ?', les trois chapitres précédents ont contribué à apporter des éclairages différents et complémentaires. La synthèse des acquis, la validation des hypothèses de la thèse et la discussion des résultats sont présentés dans le bilan des performances des systèmes de grandes cultures en AB.

La deuxième question de recherche, sur la capacité de la modélisation déterministe à bien représenter le fonctionnement des systèmes et les mécanismes liés à l'élaboration du rendement et aux flux d'eau et d'azote en systèmes en AB, a été abordée en deux temps : à travers le diagnostic des écarts au rendement des cultures et des facteurs limitants la production, puis par l'expérimentation numérique réalisée pour améliorer la gestion de l'azote. Les intérêts et limites de la modélisation déterministe sont discutés ultérieurement.

6.2. Intérêts et limites de l'étude en réseau de parcelles agricoles

6.2.1. Le dispositif expérimental

L'approche globale de la thèse repose sur un couplage entre suivi expérimental d'un réseau de parcelles agricoles et modélisation des systèmes de cultures. Le suivi expérimental en conditions *on farm* a ainsi posé des challenges liés à la conception du dispositif expérimental, aux acquisitions de données, et à l'analyse et l'interprétation des résultats.

Le couplage du projet de recherche ENBIOexpé au projet Agri-Bio a permis d'être relié à un réseau d'agriculteurs en AB déjà constitué et dynamique, qui apportait des éléments de contexte à la thèse, via la description des systèmes, et aussi de finalité, notamment l'amélioration des systèmes de cultures en place. Cependant, le projet ENBIOexpé a démarré plus tard pour des raisons financières, et il n'a pas été possible d'entrer dans une dynamique de consortium, sauf vers la fin et la préparation du séminaire final des deux projets.

Sur le plan scientifique, le dispositif expérimental, constitué par un réseau de 35 parcelles suivies à différentes dates au cours de trois années culturales avec répétition de mesures indépendantes sur deux blocs par parcelle, est conçu pour répondre à des objectifs précis. D'abord, appréhender la diversité des situations culturales en AB dans la zone d'étude afin d'identifier les déterminants de la variabilité de la production, des stocks et flux d'eau et d'azote en fonction des caractéristiques des systèmes de culture. La gamme de variabilité des conditions pédologiques rencontrées est faible (chapitre 3, paragraphe 3.2.1), constitué principalement par des sols de limons profonds, mais représentatif des parcelles des agriculteurs en AB impliqués dans le projet ENBIOexpé. Les conditions climatiques ont été variables et exceptionnellement intéressantes. L'effectif total de situation culturale, constituée par le couple « parcelle-année », est limité étant donné la diversité des cultures sur le réseau de parcelles (chapitre 3, Annexe III.A). De nombreux cofacteurs non contrôlables liés à l'hétérogénéité entre les parcelles et au sein d'une même parcelle, en termes de caractéristiques pédologiques, de pratiques culturales (dates de semis, densité semée, espèces et variétés cultivées, dates de récolte, etc.), d'historique culturale, de pression des bio-agresseurs, rendent impossibles la détermination des effets individuels des facteurs. Une approche factorielle se heurte ainsi à des restrictions analytiques.

Le choix d'observer 2 blocs par parcelle relève d'un compromis entre les objectifs d'expérimentation et de modélisation. Dans une approche géostatistique, il vaut mieux avoir un nombre de points élevés sans répétition qu'un échantillon limité avec répétition (Bruckler *et al.* 1997). Cependant, notre approche n'a pas l'ambition de remonter à une échelle territoriale ou du bassin hydrologique, mais priorise la représentativité des pratiques et des systèmes de culture en AB. De plus, dans le but de tester la modélisation des systèmes en AB, utiliser des données avec répétitions permet de diminuer l'erreur quadratique (RMSE) et améliorer la qualité prédictive des modèles (Beaudoin *et al.* 2008).

Différentes échelles d'analyse ont été utilisées pour permettre d'aller plus loin que la mise en évidence de tendances générales. La méthode de traitement des données, à l'aide de LIXIM, d'un métamodèle et de STICS donne des éléments pour généraliser. Pour le diagnostic des risques de lixiviation en systèmes de culture en AB, l'étude a été réalisée d'une part sur l'ensemble des 35 parcelles sur 3 ans, à l'échelle de la « séquence culturale », constituée par

la nature du précédent et la gestion automnale de la parcelle. D'autre part, la simulation des années climatiques de référence, correspondant aux quartiles 1, 2 et 3 des conditions de drainage de 2000 à 2017, a permis de consolider les résultats des effets de la séquence culturale par rapport au climat (chapitre 3, paragraphe 3.3.3). Pour le diagnostic de la variabilité de la production par l'analyse des écarts de rendement des cultures, la stratégie a été de se focaliser sur deux cultures majeures, en termes d'importance en grandes cultures en AB et d'occurrence dans le réseau de parcelles suivies. Deux échelles d'analyse différentes, l'échelle des placettes pour la mise en évidence des relations allométriques et des impacts de la pression des adventices sur le rendement (chapitre 4, paragraphe 4.3.1), et l'échelle des blocs de répétition pour le diagnostic des facteurs limitants eau et azote (chapitre 4, paragraphe 4.3.5), ont permis d'augmenter la taille de l'échantillon étudié et de réaliser les analyses statistiques correspondant.

Comparativement aux dispositifs expérimentaux en conditions contrôlées, permettant de réaliser une approche factorielle, de limiter le nombre de cofacteurs et de réaliser des analyses statistiques approfondies, travailler en réseau de parcelles en conditions agricoles permet de prendre en compte le contexte de production, et de produire des références locales facilement valorisables par les agriculteurs. Notre approche s'apparente ainsi à la méthode de diagnostic régional agronomique développé par Doré *et al.* (1997, 2008) qui vise à identifier les déterminants de la variabilité des performances en termes de rendements, d'écart de rendement, ou d'impacts environnementaux au sein d'un réseau de parcelles agricoles, par une méthode de raisonnement inductive en remontant ainsi aux causes des résultats observés. L'évaluation des performances des systèmes des cultures est ainsi réalisée *ex post*. Le défi des études en réseau multisite est l'acquisition d'information pertinente pour expliquer les performances des systèmes, les variables explicatives devant être choisies en fonction de l'expertise et des hypothèses préalables posées (Deytieux *et al.* 2016).

Un second objectif du dispositif expérimental est de pallier l'impossibilité de réaliser le suivi d'une rotation complète au cours de la thèse, par une approche spatio-temporelle combinant des séquences culturales variables sur des triplets de parcelles à caractéristiques pédologiques proches, en vue de reconstituer la rotation culturale des systèmes en AB. Cette approche « *space for time substitution* » est classique en sciences environnementales (Pickett 1989). Elle a été appliquée lors de l'estimation des pertes de nitrate à l'échelle du système de culture (chapitre 3, paragraphe 3.5).

6.2.2. Le suivi expérimental

Le suivi expérimental a été initié à la récolte 2014, préalablement au démarrage de la thèse, et s'est appuyé sur les acquis du stage Master réalisé en 2013 dans le cadre du projet

ENBIOexpé sur le réseau d'agriculteurs en AB. Au cours de la thèse, le suivi consiste à acquérir pour chaque année culturale, des informations relatives à l'itinéraire technique, au climat, aux stocks d'eau et d'azote minéral du sol, et aux cultures en place. Différentes méthodes d'acquisition des données ont ainsi été mobilisées, à différentes échelles spatiales (chapitre 2, paragraphe 2.2).

Sur le plan pratique, le suivi expérimental d'un réseau de parcelles sur 9 sites éparpillés sur la zone d'étude a constitué un challenge à la fois logistique, financier et organisationnel. Contrairement à l'agriculture conventionnelle, les producteurs en AB sont plus dispersés sur le territoire et moins nombreux, 888 exploitations certifiées en 2017 en région Hauts-de-France selon l'AgenceBio/OC, (2018). Le suivi en bassin hydrologique, à l'exemple de l'étude de Beaudoin *et al.* (2008), présente l'avantage de la concentration géographique des parcelles agricoles. Cependant, cette réalité n'existe pas encore en AB.

La synchronisation des périodes de mesures pour le suivi portant sur le sol et sur les cultures dépend du stade de végétation de la culture en place. Le suivi expérimental en parcelle agricole nécessite la prise en compte de la planification des opérations culturales prévues, afin de pouvoir réaliser les différentes mesures, notamment celles sur les cultures. Une mauvaise coordination ou un manque de communication avec les agriculteurs peuvent entraîner des difficultés allant parfois jusqu'à l'impossibilité de réaliser les mesures expérimentales, d'où l'existence de données manquantes impactant l'analyse des données.

D'autres études s'appuyant sur le suivi expérimental *in situ* de réseau de parcelles ont mobilisé des stratégies différentes pour faire face aux restrictions analytiques et aux difficultés méthodologiques soulevées. Par exemple, le suivi expérimental d'un réseau de 63 parcelles sur 2 ans chez 8 exploitants s'est appuyé sur une instrumentation des parcelles suivies couplée à une plus grande implication des agriculteurs concernés dans les mesures expérimentales pour l'acquisition des données (Benoit *et al.* 2016). Beaudoin *et al.* (2005) ont quant à eux réalisé un suivi de 36 parcelles d'un bassin versant sur une plus longue durée, à savoir 8 ans, pour mettre en évidence l'effet des pratiques culturales et de la rotation culturale sur la lixiviation.

La variabilité intra-parcellaire des données expérimentales acquises est faible, indiquant ainsi la fiabilité des mesures. Les coefficients de variation moyens entre les blocs de répétition A et B de chaque parcelle, sur l'ensemble de la base de données expérimentales, sont respectivement de 5%, 16% et 21% pour les stocks en eau, en azote nitrique et en azote ammoniacal sur le profil de sol étudié (0-150 cm). Pour les rendements de culture, les coefficients de variation entre toutes les placettes prélevées sont en moyenne de 21% à la récolte 2015, 19% à la récolte 2016 et 12% à la récolte 2017. Malgré le choix méthodologique

de ne faire que deux blocs de répétition par parcelle, lié principalement aux contraintes logistiques, la qualité des données acquises n'est pas compromise.

Pour améliorer le dispositif expérimental mis en place, il faudrait augmenter soit le nombre de parcelles suivies, soit la durée du suivi expérimental. D'une part, étant donné que la zone d'étude comprend les deux bassins versants de la Seine Normandie et de l'Artois Picardie, tandis que le financement du projet de recherche n'a été obtenu que sur le premier bassin, l'instrumentalisation de toutes les parcelles, l'extension à d'autres parcelles en AB ou la réalisation de mesures expérimentales à investissement lourd (exemple des sondages profonds de sol à 5m) n'ont pas été possibles. Cela indique aussi que dans la région Hauts-de-France, la recherche en AB est encore limitée et bénéficie de peu de financement. D'autre part, la clarification des objectifs de l'étude avant le début de tout suivi expérimental, ainsi que la mise en place d'un consortium effectif entre les partenaires du projet, permettrait d'acquérir les données nécessaires sur l'ensemble des années suivies en limitant l'occurrence d'information manquante lors de la phase d'analyse ou la nécessité de travailler sur des sous-ensembles de la base de données expérimentales.

6.2.3. Le couplage suivi expérimental et modélisation

La modélisation a été réalisée par étapes, les deux modèles LIXIM et STICS ayant servi à diagnostiquer des situations culturelles, prédire des rendements et impacts environnementaux, tester des hypothèses sur le fonctionnement des systèmes et, établir le dialogue au cours d'une démarche participative. Bien qu'utilisés à des fins différentes, ces modèles ont mobilisé des données communes sur les variables d'état du système.

Primo, le couplage du suivi expérimental à un modèle de calcul à l'échelle de la parcelle-année a permis d'accéder à des données non mesurables expérimentalement. Ce couple a été préféré à l'alternative combinant bilan hydrique et mesures de la solution nitrique du sol par bougies poreuses, afin de disposer de données de stocks d'eau et d'azote minéral utiles au diagnostic agronomique. Le modèle LIXIM, intégrant les données mesurées de stocks d'eau et d'azote, a servi à calculer le drainage, la lixiviation et la minéralisation nette d'azote. Le diagnostic des déterminants de la lixiviation a ainsi pu être établi sur l'ensemble des situations culturelles du réseau de parcelles en AB. Le recours à un méta-modèle intégrant la fréquence d'occurrence des séquences culturelles, le stock d'azote en entrée d'hiver et le taux de renouvellement de l'eau du sol, un indicateur pédoclimatique, a permis non seulement d'expliquer la lixiviation aux deux échelles parcelle et système de culture, mais présente l'intérêt de s'appuyer sur la typologie de séquences culturelles établie et des variables facilement accessibles. Dans le cadre de ce travail, le métamodèle a été appliqué à la rotation

culturelle reconstituée à partir des triplets de parcelle, mais pourra être utilisée pour évaluer les risques de lixiviation de la rotation théorique des agriculteurs (cf. Figure 5).

Secundo, la modélisation mécaniste a servi à isoler l'effet des facteurs eau et azote, ainsi qu'à diagnostiquer les facteurs expliquant les rendements réalisés à travers l'approche de *yield gap analysis* en confrontant à la fois les indicateurs simulés par le modèle et les indicateurs mesurés expérimentalement, aux écarts entre rendements simulés et observé. Cette approche s'est appuyée sur un sous-ensemble de situations en céréales d'hiver sur lesquelles le modèle sol-plante STICS a été calibré au préalable, en situation expérimentale contrôlée en AB (Chlébowski *et al.*, 2017). Le recours à des indicateurs et des mesures expérimentales facilement accessibles permet d'assurer la reproductibilité de l'approche.

Tertio, le couplage suivi expérimental et modélisation a également permis de tester la capacité prédictive du modèle STICS à bien représenter le fonctionnement des systèmes de culture en AB. A travers la démarche participative, réalisée sur une sélection de succession culturale à risque de perte en N par lixiviation, le modèle a servi à simuler les rendements au potentiel et les flux d'eau et d'azote de différents scénarios de gestion d'azote.

Les approches complémentaires, mobilisant des modèles biophysiques, permettent ainsi d'aller plus loin dans les études à l'échelle des parcelles (Teixeira *et al.*, 2016). Une approche multi-échelle et holistique s'avère nécessaire pour comprendre les interactions entre la matière organique des sols et les différents éléments minéraux du sol (Abbot et Manning 2015).

6.3. Bilan des performances des systèmes de grandes cultures biologiques

6.3.1. Productivité des cultures

Les rendements cultureux obtenus sur le réseau de parcelles AB au cours des trois années culturales suivies sont en moyenne faibles, respectivement de 2.7, 3.1, 3.9 et 3.3 t MS ha⁻¹ de grains pour le blé, le triticale, l'orge de printemps, et la féverole ; de 2.3 et 6.7 t MS ha⁻¹ pour la betterave rouge et la pomme de terre (chapitre 3, tableau 3.4), sauf en 2017. La variabilité du rendement entre les situations culturales en AB (parcelle-année) est importante, avec un coefficient de variation de 22 à 64% selon les espèces considérées (Tableau 29), tandis que la teneur en azote dans les parties végétales récoltées est plus stable, le coefficient de variation allant de 1 à 22% entre les espèces, toutes parcelle-année confondues. D'autres études en réseau de parcelles AB ont aussi constaté une variabilité de 40% pour le blé biologique, avec une moyenne de 3.5 t MS ha⁻¹ (David *et al.* 2005). L'effet du précédent cultural permet d'expliquer en partie la variabilité des rendements (Mayer *et al.* 2015).

Selon les années et les espèces, l'écart entre le rendement potentiel des cultures céréalières en AB et le rendement réel varie de 29 à 64% (chapitre 4, paragraphe 4.3.3), et peut être, en

majeure partie expliqué par le stress en azote, puis par les stress biotiques (adventices et maladies). Par ailleurs, l'expérimentation numérique a confirmé l'effet de la disponibilité en azote, relative à la nature de la culture intermédiaire en place, sur le rendement et la teneur en azote des grains de la céréale suivante (chapitre 5, paragraphe 5.3.2). Des interactions existent entre ces différents facteurs et leur hiérarchie peut changer selon les années climatiques. Selon Abeledo *et al.* (2008), lorsque le stress en eau est faible, la gestion de la nutrition azotée permet de réduire de manière effective le *yield gap*. En conditions de stress en eau, les adventices peuvent réduire de 50% les rendements des cultures (Abouziena *et al.* 2016).

Tableau 29. Variabilité des rendements et teneurs en azote des parties végétales des parcelles du réseau AB, à partir des données présentées dans le tableau 5

CV= coefficient de variation entre parcelles et années

Espèce	Partie récoltée	Effectif total	CV rendement	CV teneur en N
blé tendre	grains	21	37%	22%
triticale	grains	14	48%	20%
orge de printemps	grains	3	28%	14%
féverole	grains	4	64%	6%
luzerne	biomasse aérienne	16	22%	12%
betterave rouge	racines	3	23%	1%
pomme de terre	tubercules	7	61%	17%

Lorsque la quantité d'azote exporté à l'échelle du système de culture est rapportée en fonction des entrées totales en azote (déposition atmosphérique, fixation par les légumineuses et apport de fertilisants organiques), la réponse est linéaire, sans saturation pour les quantités élevées de N en entrées (figure 26). L'efficacité d'utilisation de l'azote dans ces systèmes en grandes cultures biologiques est de 0.59, du même ordre que les systèmes conventionnels qui sont à 0.54 selon les travaux de Constantin *et al.* (2011). Ainsi, à même quantité d'azote apporté, les systèmes en AB sont aussi productifs.

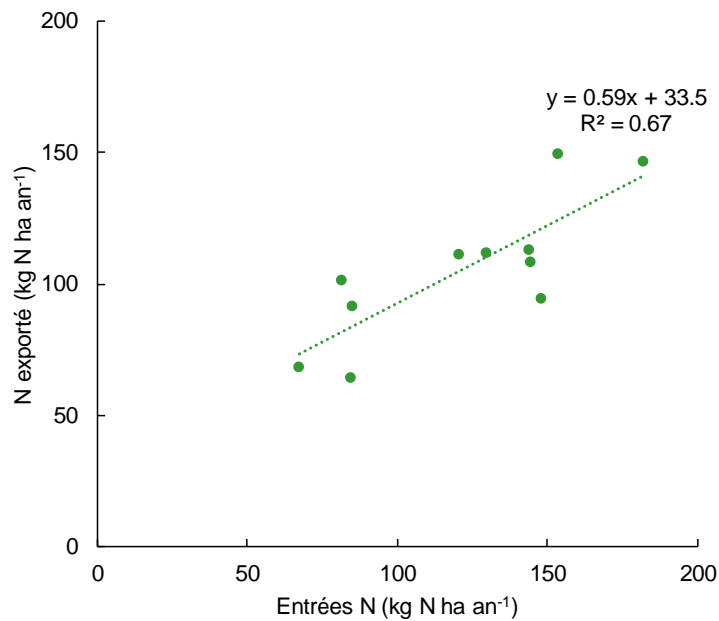


Figure 26. Efficacité azotée des 11 systèmes de cultures biologiques, à partir des données présentées dans le tableau 9

6.3.2. Drainage, dynamique de l'azote minéral du sol et lixiviation de nitrate

Le drainage varie entre les années climatiques et les types de sol. Il n'est pas sensible aux différences entre les séquences culturales (chapitre 3, Table 7) mais est sensible aux changements de pratiques liés à l'absorption par le couvert végétal en interculture longue (chapitre 5, Figure 23). En effet, selon Alvarez *et al.* (2017), les CIPAN peuvent affecter le stock d'eau cumulé dans le profil du sol en profondeur. Cambardella *et al.* (2015) ont toutefois noté que les fluctuations temporelles du drainage au cours d'une campagne agricole ne varient pas entre systèmes de culture et années. La mitigation du risque de lixiviation de nitrate au cours de la période de drainage dépend ainsi, dans une plus grande mesure, de la quantité d'azote potentiellement lixiviable.

En absolu, les quantités d'azote présentes dans le sol avant la phase de drainage au sein du réseau ENBIOexpé sont comparables aux résultats issus de parcelles en agriculture conventionnelle, pour une même typologie de situation culturale et pédoclimatique. La base de données de mesures du réseau AZUR a été mobilisée comme référence (Figure 27).

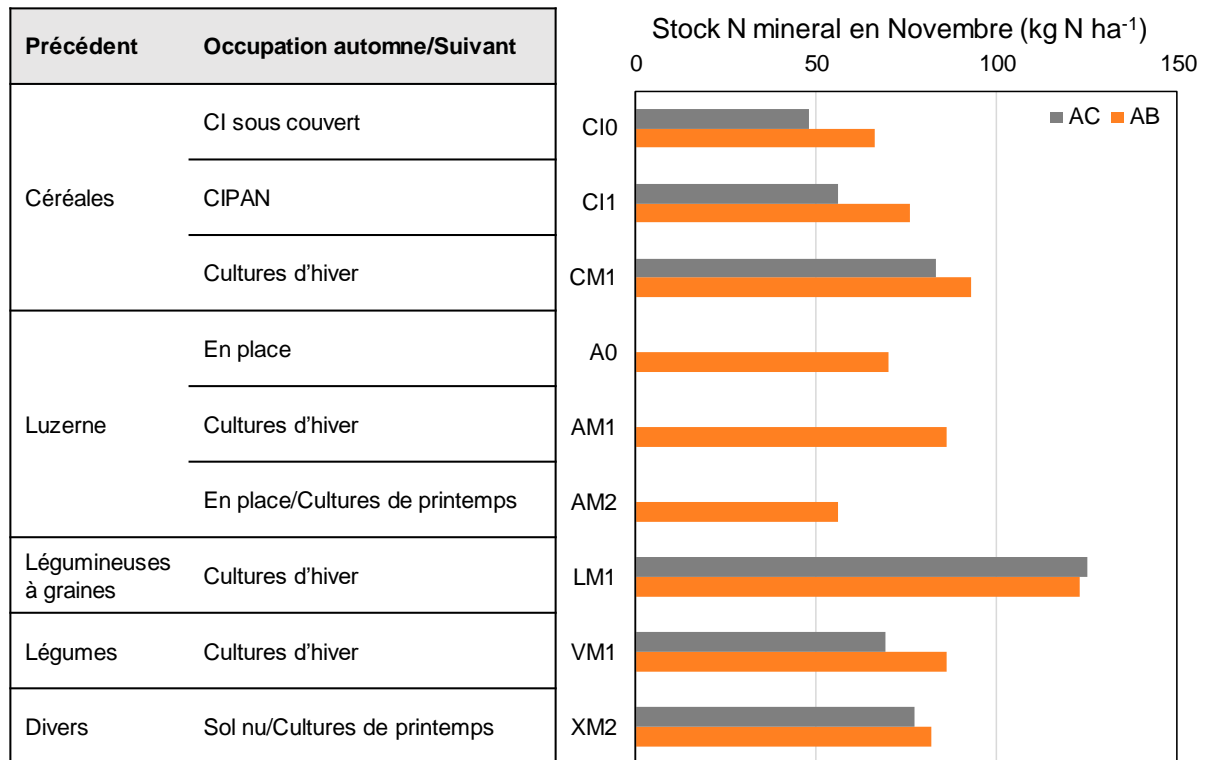


Figure 27. Comparaison des stocks d'azote minéral mesurés en Novembre en AB (réseau de parcelles suivies) et en AC (base de données de l'Aisne issue du réseau AZUR), par séquence culturale

Etant donné la gestion de l'azote dans les systèmes de culture en AB, basée sur l'introduction de légumineuses dans la rotation culturale ainsi que des apports de N organiques exogènes plus ou moins importantes selon les parcelles, les stocks en N minéral du sol, présents en automne, sont inattendus et importants. La substitution des sources azotées immédiatement disponibles par des formes organiques nécessitant des processus biochimiques devrait permettre de limiter les quantités présentes dans le sol et favoriser la synchronisation avec les besoins des cultures (David *et al.* 2005). Il apparaît aussi que les stocks en entrée d'hiver mesurés sont d'une part, liés à la typologie de situation culturale et d'autre part, fortement corrélés aux stocks d'azote retrouvés à la récolte. Ce qui signifie que pour les situations à haut risque de lixiviation, améliorer la gestion à moyen et long terme de l'azote passerait par l'augmentation de l'efficacité d'utilisation de l'azote dans ces systèmes et de la productivité des cultures. Cela contribuerait aussi à réduire les stocks N minéral en excès dans le sol à la récolte.

La gamme de valeurs obtenue sur le réseau de parcelles suivies pour la lixiviation est de 7 à 70 mg NO₃.L⁻¹, lorsqu'elle est exprimée à l'échelle de la parcelle-année, et de 9 à 87 mg NO₃.L⁻¹, avec une moyenne de 38 mg NO₃.L⁻¹, lorsqu'elle est agrégée sur l'ensemble de la rotation culturale. Etant donné cette grande variabilité des résultats, les situations culturales à risque de pertes par lixiviation importantes en systèmes de grandes cultures biologiques ont été identifiées : d'une part, les parcelles ayant un précédent de légumineuses à graines et sans mise

en place de couvert en automne, et d'autre part les années suivant le retournement d'une luzerne. La modélisation a permis d'explorer des scénarios alternatifs pour la gestion de l'azote dans les parcelles après la récolte des légumineuses à graines ou le retournement de luzerne.

La nature déséquilibrée du dispositif expérimental a pu biaiser l'estimation des flux moyens d'azote de la typologie de séquences culturales, notamment pour les séquences élémentaires faiblement représentées conduisant à donner trop de poids à certaines sites ou années (exemple de AM1 : luzerne détruite en automne, suivie de culture d'hiver). Rajouter une année d'observation en plus (2017-2018), ou tester sur une base de données indépendante permettra de renforcer la typologie établie. Par ailleurs, le métamodèle s'appuie sur les mesures de stock d'azote minéral, qui ne dépend pas ni sol ni de l'année, avant d'intégrer explicitement l'effet du pédoclimat pour estimer le flux d'azote lixivié. L'insensibilité du stock d'azote minéral au pédoclimat, *a contrario* du flux d'azote lixivié, a été déjà démontrée sur le bassin hydrologique de Bruyères et Mt, situé dans les Hauts-de-France (Beaudoin et al., 2005).

6.3.3. Pertes gazeuses d'azote

La quantification des pertes d'azote par voie gazeuse est possible, soit par des mesures expérimentales directes, soit en décomposant le surplus d'azote par la méthode de bilan, soit par la modélisation. Les mesures de la variation de stock d'azote organique sont difficiles à réaliser en parcelles agricoles : d'une part elles nécessitent que la densité apparente du sol soit connue et les profondeurs de mesure stables, et d'autre part, l'échelle temporelle de trois ans ne permet pas d'appréhender des différences significatives. La modélisation sur STICS a permis d'estimer les pertes d'oxyde nitreux liées à la nitrification et la dénitrification, ainsi que la quantité d'azote volatilisé lié aux éventuels apports d'azote organique. Les sorties du modèle sont toutefois données à titre indicatif, et dépendent de la vitesse potentielle de dénitrification, un paramètre difficile à calibrer selon les situations culturales. Quelle que soit les performances des situations culturales après légumineuses par rapport à la lixiviation de nitrate, les émissions d'oxyde nitreux ne sont pas négligeables (chapitre 5, tableaux 24 et 26), d'où la nécessité de considérer le bilan de gaz à effet de serre dans son ensemble.

6.4. Intérêts et limites de la modélisation déterministe des systèmes de cultures biologiques

6.4.1. Complexité des systèmes étudiés, difficultés méthodologiques et d'ingénierie de la modélisation en AB

Quantifier les différents flux et processus intervenant dans chacune des situations culturales étudiées est une étape nécessaire non seulement au diagnostic agronomique et environnemental des systèmes, mais aussi pour fournir les données expérimentales utiles

pour initialiser le modèle et valider ses sorties. Cela inclut notamment la quantification de l'absorption d'azote par les racines et par les adventices, la fixation biologique de l'azote par les légumineuses, la croissance des cultures, l'élaboration du rendement, la minéralisation des résidus de culture. Chaque situation culturale requiert ainsi un effort pour bien représenter les différents flux, compte tenu du contexte variant d'une parcelle et d'une année culturale à l'autre. Par exemple, l'utilisation du modèle LIXIM a nécessité une caractérisation de l'état de la couverture du sol, de la quantité de biomasse végétale et d'azote mobilisé par les cultures, et de la fixation d'azote par les légumineuses le cas échéant, pour bien paramétrer le coefficient cultural k et la vitesse potentielle de minéralisation V_p d'une situation culturale donnée. Le modèle STICS a nécessité entre autres une caractérisation des résidus de culture du précédent cultural pour estimer les entrées de matières organiques à l'état initial. La diversité des situations culturales et des pratiques rencontrées complexifie par conséquent leur modélisation. Des situations culturales avec des associations à plus de trois espèces cultivées, la diversité des CIPAN, la présence de cultures relai, le mélange variétal, les pratiques de faux semis, le semis sous couvert d'engrais vert, etc. représentent des défis. Le choix d'un modèle générique et robuste comme STICS, qui intègre quelques-unes des espèces rencontrées en AB, permet de s'affranchir partiellement de cette limitation.

Au cours de notre étude, nous avons eu recours parfois à des substitutions entre cultures à caractéristiques proches si une des cultures présentes sur le réseau n'était pas disponible dans le modèle : par exemple de la betterave rouge par de la betterave à sucre, les céréales d'hiver comme épeautre et engrain par du triticale, en considérant que l'absorption d'eau et d'azote, la profondeur d'enracinement, la production de biomasse aérienne totale sont comparables entre les cultures substituées. Le modèle STICS s'appuie en effet sur une approche fonctionnelle, d'où sa généricité, et s'articule avec la possibilité d'activer et désactiver des options fonctionnelles comme la dénitrification, la prise en compte des stress en eau et azote, la prise en compte de la macroporosité du sol.

L'approche *yield gap analysis* est dépendante de la méthode de définition des potentiels de rendement. De ce fait, améliorer les performances de prédiction du modèle STICS permettra d'affiner les résultats et de réduire l'écart de rendement résiduel lié à l'erreur du modèle. Il serait ainsi intéressant de tester la sensibilité de STICS aux formalismes des racines et des variétés en AB. L'effet variétal influe notamment sur la phénologie de la culture et fait varier la durée des stades de croissance et développement, la hauteur des plantes, la densité des racines, et les composantes du rendement. Cependant, la sensibilité des variétés aux stress biotiques (maladies, adventices, ravageurs) reste non prise en compte par le modèle.

6.4.3. Les défis de la modélisation en AB

La modélisation des bio-agresseurs constitue ainsi une des difficultés pour les systèmes en AB. En effet, pouvoir modéliser l'ensemble du cortège d'adventices demande de prendre en compte différentes espèces à caractéristiques variées, de plantes herbacées à celles à canopée haute pouvant recouvrir la culture principale, à dates de levées et à cycles de développement différent. Cela nécessite aussi de prendre en compte l'évolution du stock semencier dans le sol en fonction de différents paramètres, comme la rotation culturale, le travail du sol, les conditions climatiques. Des modèles permettent de prédire l'infestation des adventices, en se basant sur de nombreuses informations concernant le stock et la levée des adventices en fonction de l'historique cultural. Théoriquement il est possible de coupler le modèle de culture STICS pouvant tourner à l'échelle de la rotation par les simulations enchainées, avec un modèle tel que FLORSYS à travers la plateforme RECORD. Cependant, au vu des données d'entrée nécessaire au modèle de prédiction des adventices, la mise en place de cette approche à l'échelle du réseau de parcelles suivies s'avère complexe et trop exigeante en temps et en ressources. Le couplage STICS-OdERA serait plus équilibré en termes de complexité des approches et de leur opérationnalité.

D'autres défis de la modélisation des systèmes de grandes cultures en AB portent sur :

- La prise en compte des associations culturales à plus de deux espèces, qui devient une pratique de plus en plus rencontrée chez les agriculteurs ;
- La prise en compte des différentes opérations culturales spécifiques aux systèmes en AB tels que le faux semis et les désherbages mécaniques ;
- Les diverses formes de produits résiduels organiques utilisés.

6.5. Démarche participative et production de références

6.5.1. Genèse de la problématique

La problématique la thèse s'est appuyée sur les réflexions, les attentes et les questionnements soulevés par les agriculteurs et les conseillers agricoles. L'une des particularités du projet de recherche ENBIOexpé et de la thèse réside dans l'interaction avec les acteurs du monde agricole, depuis la conception du protocole de recherche jusqu'à la restitution des résultats. La démarche participative n'a toutefois été formalisée qu'ultérieurement au cours du travail collaboratif sur la prospection de pistes d'amélioration de la gestion d'azote dans les systèmes de cultures biologiques.

Un travail préliminaire sur les balances minérales au sein du réseau de fermes en AB du projet, a montré qu'à l'échelle des parcelles, il existe un surplus d'azote moyen de l'ordre de 20 kg.ha⁻¹.an⁻¹ (Rakotovololona 2013). La gestion de l'azote en grandes cultures biologiques constitue

ainsi, avec la question de la maîtrise des adventices, un enjeu local majeur pour les agriculteurs. L'étude sur la variabilité et les déterminants des pertes d'azote par lixiviation, complétée par le diagnostic des rendements culturaux, a permis de réaliser un diagnostic et d'établir l'état des lieux des parcelles du réseau de parcelles en AB.

L'implication des agriculteurs et conseillers dans la chaîne d'acquisition de connaissances s'est fait à plusieurs niveaux, par l'identification des questionnements, la mise en place du réseau de parcelles, la collecte des données sur les campagnes agricoles, les échanges et la validation des résultats expérimentaux, la définition et l'évaluation des scénarios alternatifs de gestion d'azote. À la suite des restitutions annuelles individuelles et de groupe, certains systèmes de culture ont évolué, soit par la modification de la succession culturale prévisionnelle, soit par le changement de pratiques telles que le retournement de la luzerne au printemps, la culture de trèfle sous couvert de céréales, ou la révision des plans de fertilisation azotée.

6.5.2. La production et la valorisation de références en AB

La réalisation d'un suivi expérimental en situations réelles présente l'intérêt de produire des références locales qui vont ensuite enrichir les connaissances, et de pouvoir ensuite les valoriser par le conseil auprès des agriculteurs. Ces références sont d'autant plus nécessaires en agriculture biologique, et particulièrement dans les systèmes de grandes cultures dans les exploitations avec peu ou pas d'élevage, pour répondre aux questionnements émergeant de leurs pratiques et pour combler le manque de ressources scientifiques sur ce sujet. Par ailleurs, les résultats obtenus en situation réelle sont plus représentatifs et opérationnels, se prêtent plus facilement à la vulgarisation que ceux obtenus en situation expérimentale contrôlée, soumis à des problèmes de changement d'échelle.

En termes de valorisation des résultats, de nombreuses productions ont été réalisées dans le cadre de ce travail, à travers le partenariat du projet de recherche ENBIOexpé et du projet Agri-Bio (<https://colloque.inra.fr/enbioexpe-agribio/Programme>). Cela inclut les différentes réunions de restitution auprès des membres du projet, les présentations orales ou poster des résultats au cours de séminaires ou congrès, la diffusion de fiches techniques auprès des agriculteurs participants et du monde agricole, et la production d'articles techniques et scientifiques. Différentes thématiques ont ainsi été abordées, incluant la gestion de l'azote et des adventices dans les systèmes de grandes cultures en AB.

6.5.3. La place et les apports de la démarche participative

Le fait de s'intéresser à des systèmes complexes est favorable à la démarche participative. Celle-ci permet à l'expertise des agriculteurs et conseillers de venir compléter la modélisation qui est réductrice. L'évaluation multicritère réalisée à travers l'expérimentation numérique sur les différents scénarios de gestion de l'azote peut ainsi servir de support pour l'aide à la

décision, en identifiant les systèmes les mieux adaptés dans un contexte donné, en relation avec des enjeux locaux définis (Deytieux *et al.* 2016).

En attendant de progresser dans la modélisation d'accompagnement, un feed-back de l'expertise vers la recherche a déjà eu lieu par la co-conception de 2 traitements supplémentaires en AB dans la SOERE ACBB de l'INRA unité AgrolImpact, mobilisant à la fois les chercheurs et les agriculteurs. Le premier consiste à appliquer les moyens habituels en AB de lutte contre les adventices à la rotation de base de l'expérimentation SOERE ACBB; le second modifie celle-ci pour favoriser la compétitivité des couverts cultivés contre les adventices, tout en favorisant les effets piège à nitrate et engrais vert.

6.6. Conclusions générales et perspectives

La finalité de cette étude était d'évaluer les performances agronomiques et environnementales de systèmes de grandes cultures en AB, en apportant des éclairages sur leur fonctionnement en termes d'élaboration de rendement et de pertes en azote dans les contextes pédo-techno-climatiques rencontrés, et des éléments de réponse sur la gestion de l'azote dans ces systèmes. De nouvelles références sont ainsi apportées en AB. Entre autres, notre travail montre la nécessité de quantifier les impacts liés à l'azote, et l'intérêt de mesurer les stocks d'azote minéral en entrée d'hiver, en systèmes de grandes cultures biologiques, *a contrario* des idées préconçues liées au faible recours aux intrants azotés. Par ailleurs, l'originalité et l'intérêt de l'approche résidaient dans le couplage d'un suivi expérimental de parcelles agricoles à la modélisation du système sol-culture.

Au terme de cette étude sur la quantification des flux d'azote et de la production, il en ressort que statuer de façon globale sur les performances de l'AB n'est pas possible. Les systèmes en AB se déclinent en effet en pratiques diverses et variées ; d'autant plus en grandes cultures sans élevage, dans lesquelles la rotation culturale constitue le levier principal. Ainsi, il existe un large spectre de performances des systèmes étudiés, que ce soit en termes de pertes d'azote par lixiviation ou de productivité des cultures. Les systèmes de grandes cultures en AB ont une large marge de progrès pour améliorer leurs performances.

Améliorer les pratiques de ces systèmes en AB requiert une approche intégrative et multicritère, en raisonnant non pas à l'échelle de la parcelle-année mais sur l'ensemble de la rotation culturale. S'appuyer sur les avancées de la modélisation des systèmes de culture en AB apparaît alors comme une voie à privilégier. Bien définir le domaine de validité et disposer de base de données en AB suffisantes pour calibrer les modèles déterministes comme STICS en sont des étapes décisives. Notre expérience positive de modélisation dans le cadre d'une démarche participative ouvre des perspectives pour la recherche finalisée. La modélisation d'accompagnement et le test des scénarios innovants avec les agriculteurs s'avèrent

prometteurs, dans une optique d'améliorer le conseil auprès des agriculteurs et de produire des références locales adaptées au contexte pédo-technico-climatique.

Par ailleurs plusieurs perspectives de recherche se dessinent, soulevant à la fois de questionnements scientifiques, de cas d'études potentiels à investiguer, ou d'optimisation de la gestion des systèmes de culture en AB :

- Le travail initié sur l'évaluation des systèmes en AB s'est penché sur quelques aspects de la durabilité agro-environnementale des systèmes de culture, et devrait être notamment étendu à l'évolution du stock de carbone du sol et à l'établissement d'un bilan global des gaz à effet de serre.
- L'absence de complémentarité avec l'élevage et le faible niveau d'intrants azotés mobilisables contribuent à accentuer l'effet minier en grandes cultures en AB. Etendre les bilans aux éléments P et K peut ainsi devenir un enjeu important dans de tels systèmes, dans des contextes pédologiques différents.
- Etant donné l'importance des associations culturales dans les systèmes de grandes cultures en AB, notamment les mélanges de céréale-légumineuse, comment peut-on conceptualiser la notion de *yield gap* pour ces systèmes ? Pour les cultures avec couvert associé de légumineuse, comme le trèfle blanc semé sous céréale, comment modéliser ces systèmes et évaluer les services apportés par la légumineuse en termes de fourniture en azote et de gestion des adventices ?
- Concernant la question de l'interaction entre gestion de l'azote, en termes de nutrition azotée et de pertes vers l'agrosystème, et maîtrise des adventices, quelles méthodes et objets d'étude seraient à privilégier pour étudier cette interaction : *in situ*, *in silico*, *in vitro* ? Comment peut-on modéliser de façon dynamique les impacts des adventices sur le cycle de l'azote ?
- Les situations culturales considérées « à risque » de pertes d'azote par lixiviation sont parfois liées à une maîtrise insuffisante ou des pratiques non adaptées, mises en œuvre pour répondre à une problématique donnée de l'agriculteur, à l'exemple du maintien d'un sol nu au cours d'une interculture pour gérer des adventices vivaces. Comment peut-on alors améliorer la gestion des enjeux azote et adventices dans les systèmes de grandes cultures en AB ?
- Enfin, l'intégration des dimensions sociales et économiques de la durabilité des systèmes pourrait aussi être une voie à explorer, en mobilisant et valorisant les acquis des agriculteurs et des conseillers techniques.

En définitive, les travaux de cette thèse confirment l'intérêt des systèmes de culture biologiques avec peu d'élevage, à la fois comme prototype d'agriculture durable, et comme objet d'études scientifiques des déterminants de la variabilité des processus agro-écologiques

Références

- Abbott, L.K., Manning, D.A.C., 2015. Soil Health and Related Ecosystem Services in Organic Agriculture. *Sustainable Agriculture Research* 4, 116. <https://doi.org/10.5539/sar.v4n3p116>
- Abeledo, L.G., Savin, R., Slafer, G.A., 2008. Wheat productivity in the Mediterranean Ebro Valley: Analyzing the gap between attainable and potential yield with a simulation model. *European Journal of Agronomy* 28, 541–550. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.12.001>
- Abouziena, H.F., Haggag, W.M., Abouziena, H.F., Haggag, W.M., 2016. Weed Control in Clean Agriculture: A Review1. *Planta Daninha* 34, 377–392. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582016340200019>
- Affholder, F., Poeydebat, C., Corbeels, M., Scopel, E., Tittone, P., 2013. The yield gap of major food crops in family agriculture in the tropics: Assessment and analysis through field surveys and modelling. *Field Crops Research* 143, 106-118.
- Affholder, F., Scopel, E., Neto, J.M., Capillon, A., 2003. Diagnosis of the productivity gap using a crop model. methodology and case study of small-scale maize production in central Brazil. *Agronomie*, 23, 305-325.
- AgenceBio/OC 2018. Repères chiffrés 2017 du bio en France. Dossier de Presse. <https://www.agencebio.org>
- Alvarez, R., Steinbach, H.S., De Paepe, J.L., 2017. Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research* 170, 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005>
- Amosse, C., Jeuffroy, M.-H., Celette, F., David, C., 2013. Relay-intercropped forage legumes help to control weeds in organic grain production. *European Journal of Agronomy* 49, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.04.002>
- Amosse, C., Jeuffroy, M.-H., David, C., 2013. Relay intercropping of legume cover crops in organic winter wheat: Effects on performance and resource availability. *Field Crops Research* 145, 78–87. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.02.010>
- Anderson, W., Johansen, C., Siddique, K.H.M., 2016. Addressing the yield gap in rainfed crops: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 36, 18. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0341>
- Anderson, W.K., 2010. Closing the gap between actual and potential yield of rainfed wheat. The impacts of environment, management and cultivar. *Field Crops Research* 116, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.11.016>

- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., 2015a. Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* 6, 1–24. <https://doi.org/10.1890/ES14-00353.1>
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C., 2015b. Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems* 139, 82–92. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.06.006>
- Askegaard M., Olesen J. E., I.A. Rasmussen, Kristensen K., 2011. Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142, 149–160.
- Askegaard, M., Eriksen, J., 2008. Residual effect and leaching of N and K in cropping systems with clover and ryegrass catch crops on a coarse sand. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123, 99–108. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.05.008>
- Askegaard, M., Olesen, J. e., Kristensen, K., 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management* 21, 181–188. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.tb00123.x>
- Autret, B. 2017. Quantification and modelling of carbon and nitrogen fate in alternative cropping systems experiments on the long term. PhD thesis. AgroParisTech. 183 p +annexes.
- Autret, B., Beaudoin, N., Rakotovololona, L., Bertrand, M., et al., in revision. Can alternative cropping systems mitigate nitrogen losses and improve GHG balance? Results from a 19-yr experiment in Northern France. *Geoderma*
- 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>
- Bachinger, J., Zander, P., 2007. ROTOR, a tool for generating and evaluating crop rotations for organic farming systems. *European Journal of Agronomy* 26, 130–143. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.09.002>
- Baker, B. P., C. M. Benbrook, E. Groth III, K. Lutz Benbrook. 2002. « Pesticide residues in conventional, integrated pest management (IPM)-grown and organic foods: insights from three US data sets ». *Food Additives & Contaminants* 19 (5): 427-46. <https://doi.org/10.1080/02652030110113799>.
- Ball, B. C., Batey, T., Munkholm, L.J. 2007. Field Assessment of Soil Structural Quality – a Development of the Peerlkamp Test. *Soil Use and Management* 23 (4): 329-37. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x>.

- Ball, B.C., Batey, T., Munkholm, L.J., Guimarães, R.M.L., Boizard, H., McKenzie, D.C., Peigné, J., Tormena, C.A., Hargreaves, P., 2015. The numeric visual evaluation of subsoil structure (SubVESS) under agricultural production. *Soil and Tillage Research* 148, 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.12.005>
- Barański, M., Średnicka-Tober, D., Volakakis, N., Seal, C., Sanderson, R., Stewart, G.B., Benbrook, C., Biavati, B., Markellou, E., Giotis, C., Gromadzka-Ostrowska, J., Rembialkowska, E., Skwarło-Sońta, K., Tahvonen, R., Janovská, D., Niggli, U., Nicot, P., Leifert, C., 2014. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. *British Journal of Nutrition* 112, 794–811. <https://doi.org/10.1017/S0007114514001366>
- Bassanino, M., Sacco, D., Zavattaro, L., Grignani, C., 2011. Nutrient balance as a sustainability indicator of different agro-environments in Italy. *Ecological Indicators* 11, 715–723. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.05.005>
- Battye, W., Aneja, V.P., Schlesinger, W.H., 2017. Is nitrogen the next carbon? *Earth's Future* 5, 894–904. <https://doi.org/10.1002/2017EF000592>
- Beaudoin, N. 2006. Experimental analysis and modelling of the effects of cropping practices on nonpoint nitrate pollution of a deep aquifer in an arable farming area. PhD. Sciences of the Universe. INAPG (AgroParisTech). <NNT : 2006INAP0028>. <pastel-00002665>
- Beaudoin, N., Autret, B., Rakotovololona, L., Ronceux, A., Bertrand, M., Mäder, P., Olesen, J., Chlébowski, F., Strullu, L., Lengrand, A., Léonard, J., Mary, B., 2017. Quantification et modélisation de la production des bilans C et N en systèmes de culture biologiques (AB). In PIREN-Seine, Rapport 2017.
- Beaudoin N., Buis S., Ripoche D., Justes E., Bertuzzi P., Casellas E., Constantin J., Dumont B., Durand JL, Garcia de Cortazar-Atauri I., Jegou G., Launay M., Le Bas C., Lecharpentier P., Leonard J., Louarn G., Mary B., Poupia JC., Ruget F., Coucheney E, 2015. STICS : un modèle générique et robuste de réponse des systèmes de culture aux conditions agro-pédo-climatiques. Poster- Colloque du PIREN-Seine, Paris.
- Beaudoin, N., Gallois, N., Viennot, P., Le Bas, C., et al., 2016. Evaluation of a spatialized agronomic model in predicting yield and N leaching at the scale of the Seine-Normandie Basin. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7478-3>
- Beaudoin, N., Launay, M., Sauboua, E., Ponsardin, G., Mary, B., 2008. Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment, *European Journal of Agronomy*, 29, 1, 46-57.

- Beaudoin, N., Nicoullaud, B., Houlès, V., 2007. Etablissement et validation de classes de pédotransfert pour un modèle de culture à l'échelle parcellaire : Application au modèle STICS. In : 'Hétérogénéité parcellaire et gestion des cultures : vers une agriculture de précision', Guérif M & King D (eds), Editions Quae, collection Update Sciences and Technologies, pp 25-42
- Beaudoin, N., Saad, J., Van Laethem C., Maucorps, J., Machet, J.M., Mary, B., 2005. Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 111, 292-310
- Bécel, C., Munier-Jolain, N.M., Nicolardot, B., 2015. Assessing nitrate leaching in cropping systems based on integrated weed management using the STICS soil-crop model. *European Journal of Agronomy* 62, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.09.005>
- Bedoussac L., Journet E.P., Hauggaard-Nielsen H., Naudin C., Corre-Hellou G., Jensen E. S., Prieur L., Justes E., 2015. Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 35 (3), 911-935.
- Bell, L. W., B. Sparling, M. Tenuta, Entz, M. H. 2012. Soil profile carbon and nutrient stocks under long-term conventional and organic crop and alfalfa-crop rotations and re-established grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 158: 156-63. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.006>.
- Bellon, Stéphane, et Servane Penvern. 2015. « Les dynamiques de recherches en bio ». Pour, no 227: 189-98. <https://doi.org/10.3917/pour.227.0189>.
- Benaragama, D., Shirliffe, S.J., Johnson, E.N., Duddu, H.S.N., Syrov, L.D., 2016. Does yield loss due to weed competition differ between organic and conventional cropping systems? *Weed Res* 56, 274–283. <https://doi.org/10.1111/wre.12213>
- Ben-Ari, T., Boe, J., Ciais, P., Lecerf, R., Van Der Velde, M., Makowski, D., 2018. Causes and implications of the unforeseen 2016 extreme yield loss in the breadbasket of France. *Nature Communications* 9, 1627. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04087-x>
- Benoit M., Garnier J., Anglade J., Billen G., (2014). Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 100(3):285– 299.
- Benoit, M., Garnier, J., Beaudoin, N., Billen, G., 2016. A participative network of organic and conventional crop farms in the Seine Basin (France) for evaluating nitrate leaching and yield performance. *Agricultural Systems*. 148, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.07.005>

- Bergez, J., Colbach, N., Crespo, O., Garcia, F., Jeuffroy, M. H., Justes, E., Loyce, C., Munier-Jolain, N., Sadok, W. 2010 Designing crop management systems by simulation. *European Journal of Agronomy*, 32(1):3-9
- Bergkvist, G., Stenberg, M., Wetterlind, J., Båth, B., Elfstrand, S., 2011. Clover cover crops under-sown in winter wheat increase yield of subsequent spring barley - Effect of N dose and companion grass. *Field Crops Research* 120, 292–298. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2010.11.001>
- Beza, E., Silva, J.V., Kooistra, L., Reidsma, P., 2017. Review of yield gap explaining factors and opportunities for alternative data collection approaches. *European Journal of Agronomy, Farming systems analysis and design for sustainable intensification: new methods and assessments* 82, Part B, 206–222. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.06.016>
- Billen, Gilles, Josette Garnier, et Luis Lassaletta. 2013. « The Nitrogen Cascade from Agricultural Soils to the Sea: Modelling Nitrogen Transfers at Regional Watershed and Global Scales ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 368 (1621): 20130123. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0123>.
- Birkhofer, K., Bezemer, T.M., Bloem, J., Bonkowski, M., Christensen, S., Dubois, D., Ekelund, F., Fließbach, A., Gunst, L., Hedlund, K., Mäder, P., Mikola, J., Robin, C., Setälä, H., Tatin-Froux, F., Van der Putten, W.H., Scheu, S., 2008. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology and Biochemistry, Special Section: Enzymes in the Environment Enzymes in the Environment III* 40, 2297–2308. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.05.007>
- Blanco-Canqui, H., Francis, C.A., Galusha, T.D., 2017. Does organic farming accumulate carbon in deeper soil profiles in the long term? *Geoderma* 288, 213–221. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.031>
- Boissinot, F., Du Cheyron, P., Fontaine, L., 2015. Réseau criblage variétal – ITAB. Protocole de notation globale des maladies foliaires des céréales.
- Boldrini, A., Benincasa, P., Tosti, G., Tei, F., Guiducci, M., 2007. Apparent N Balance in Organic and Conventional Low Input Cropping Systems. In: <http://orgprints.org/9885/>.
- Borgen, K., Weichel Lunde, H., Reier Bakken, L., Azzaroli Bleken, M., Arvid Breland, T., 2012. Nitrogen dynamics in stockless organic clover–grass and cereal rotations. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 92:363–378.
- Boy-Roura, M., Cameron, K.C., Di, H.J., 2016. Identification of nitrate leaching loss indicators through regression methods based on a meta-analysis of lysimeter studies. *Environmental Science and Pollution Research*. 23, 3671–3680. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5529-9>

Brisson, N., Gate P, Gouache D, Charmet G, Oury FX, Huard F, 2010. Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. *Field Crops Research* 119, 201-2012

Brisson, N., Launay M., Mary B., Beaudoin N. Eds., 2008. Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. *INRA Science Update*, 297pp.

Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Meynard, J.M., Delécolle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346. <https://doi.org/10.1051/agro:19980501>

Brittain, C., Bommarco, R., Vighi, M., Settele, J., Potts, S.G., 2010. Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. *Biological Conservation* 143, 1860–1867. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.029>

Bruckler, L., de Cockborne, A.M., Renault, P., Claudot, B., 1997. Spatial and temporal variability of nitrate in irrigated salad crops. *Irrigation Science* 17: 53-61.

Buczko, U., Kuchenbuch, R.O., Lennartz, B., 2010. Assessment of the predictive quality of simple indicator approaches for nitrate leaching from agricultural fields. *Journal of Environmental Management*. 91, 1305–1315. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.007>

Bueren, E.T.L.V., Struik, P.C., Jacobsen, E., 2002. Ecological concepts in organic farming and their consequences for an organic crop ideotype. *NJAS Wageningen Journal of Life Sciences* 50, 1–26.

Cambardella, C.A., Delate, K., Jaynes, D.B., 2015. Water Quality in Organic Systems. *Sustainable Agriculture Research* 4, 60. <https://doi.org/10.5539/sar.v4n3p60>

Cameron, K.c., H.j. Di, et J.I. Moir. 2013. « Nitrogen Losses from the Soil/Plant System: A Review ». *Annals of Applied Biology* 162 (2): 145-73. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>.

Casagrande M., David C., Valantin-Morison M., Makowski D., Jeuffroy M.-H., 2009. Factors limiting the grain protein content of organic winter wheat in south-eastern France: a mixed-model approach. *Agronomy for Sustainable Development* 29 (4), 565-574.

Caubel, J., Launay, M., Ripoche, D., Gouache, D., Buis, S., Huard, F., Huber, L., Brun, F., Bancal, M.O., 2017. Climate change effects on leaf rust of wheat: Implementing a coupled crop-disease model in a French regional application. *European Journal of Agronomy* 90, 53–66. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.004>

Chambre d'agriculture de l'Aisne, Service Agronomie et Environnement, 2016. Réseau AZUR 2012-2016. http://www.rmt-fertilisationetenvironnement.org/moodle/pluginfile.php/2632/mod_

Chambre d'Agriculture de Seine et Marne, 2013. Grandes cultures biologiques en Ile-de-France, suivi de fermes de références - Résultats technico-économiques pluriannuels 2005-2011. Chambre d'Agriculture de Seine-et-Marne.

Chlébowski F., Strullu L., Mary B., Prieur L., Soenen B., de Cordoue AL., Rolland B., Beaudoin N. (2017). Adaptation, parametrization and genericity of the STICS model applied to organic farming. In: STICS 2017 : Xle séminaire des utilisateurs de Stics, La Rochelle, France, 17 au 19 octobre 2017.

Clivot, H., Mary, B., Valé, M., Cohan, J.P., Champolivier, L., Piraux, F., Laurent, F., Justes, E., 2017. Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems, *Soil Biology and Biochemistry*. 111: 44–59.

Colomb, B., Carof, M., Aveline, A., Bergez, J.-E., 2013. Stockless organic farming: strengths and weaknesses evidenced by a multicriteria sustainability assessment model. *Agronomy for Sustainable Development*. 33, 593–608. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0126-5>

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. 23.

Constantin, J., Le Bas, C., Justes, E., 2015. Large-scale assessment of optimal emergence and destruction dates for cover crops to reduce nitrate leaching in temperate conditions using the STICS soil–crop model. *European Journal of Agronomy* 69, 75–87. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.002>

Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 135, 268–278.

Coucheney, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., García de Cortázar-Atauri, I., Ripoche, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K.S., Le Bas, C., Justes, E., Léonard, J., 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>

- Couëdel, A., Alletto, L., Tribouillois, H., Justes, É., 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>
- Crews, T.E., Peoples, M.B. 2004. Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102 (3): 279-297. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.018>.
- David, C., Jeuffroy, M.-H., Henning, J., Meynard, J.-M., 2005. Yield variation in organic winter wheat: a diagnostic study in the Southeast of France. *Agronomy for Sustainable Development* 25 (2), 213-223.
- David, C., Jeuffroy, M.-H., Recous, S., Dorsainvil, F., 2004. Adaptation and assessment of the AZODYN model for managing the nitrogen fertilization of organic winter wheat. *European Journal of Agronomy* 24, 249-266.
- David, C., Jeuffroy, M.-H., Valentin Morison, M., Herbain, C., 2007. Improvement of the soil-crop model AZODYN under conventional, low-input and organic conditions. In <http://orgprints.org/10310/>
- De Ponti, T., Rijk, B., van Ittersum, M.K., 2012. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.12.004>
- De Schutter, 2011. United Nation general Assembly Report on the right to food. Human rights council, sixteenth session, Agenda item 3, 20 December 2010.
- Desclaux, D., Ceccarelli, S., Colley, M., Navazio, J., Trouche, G., Aguirre, S., Weltzien, E., Lançon, J., 2012. Chapter 6- Centralized or decentralized breeding: the potentials of participatory approaches for low-input and organic agriculture. In *Organic Crop Breeding* - Edith T. Lammerts van Bueren and James R. Myers- Wiley-Blackwell
- Deytieux, V., Munier-Jolain, N., Caneill, J., 2016. Assessing the sustainability of cropping systems in single- and multi-site studies. A review of methods. *European Journal of Agronomy* 72, 107–126. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.10.005>
- Di, H.J., Cameron, K.C., 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 46, 237-256. <https://doi.org/10.1023/A:1021471531188>
- Doltra, J., Lægdsmand, M., Olesen, J.E., 2011. Cereal yield and quality as affected by nitrogen availability in organic and conventional arable crop rotations: A combined modeling and experimental approach. *European Journal of Agronomy* 34, 83–95. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.11.002>

- Doltra, J., Olesen, J.E., 2013. The role of catch crops in the ecological intensification of spring cereals in organic farming under Nordic climate. *European Journal of Agronomy*. 44, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.03.006>
- Doré, T., Clermont-Dauphin, C., Crozat, Y., David, C., Jeuffroy, M.-H., Loyce, C., Makowski, D., Malézieux, E., Meynard, J.-M., Valantin-Morison, M., 2008. Methodological progress in on-farm regional agronomic diagnosis. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28, 151–161. <https://doi.org/10.1051/agro:2007031>
- Doré, T., Sebillotte, M., Meynard, J.M., 1997. A diagnostic method for assessing regional variations in crop yield. *Agricultural Systems* 54, 169–188. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(96\)00084-4](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(96)00084-4)
- Drury, C.F., Reynolds, W.D., Tan, C.S., McLaughlin, N.B., Yang, X.M., Calder, W., Oloya, T.O., Yang, J.Y., 2014. Impacts of 49–51 years of fertilization and crop rotation on growing season nitrous oxide emissions, nitrogen uptake and corn yields. *Canadian Journal of Soil Science* 94, 421–433. <https://doi.org/10.1139/CJSS2013-101>
- Eltun, R., Korsæth, A., Nordheim, O., 2002. A comparison of environmental, soil fertility, yield, and economical effects in six cropping systems based on an 8-year experiment in Norway, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90 (2): 155-168.
- Ereikul, O., Köhn, W., 2006. Effect of Weather and Soil Conditions on Yield Components and Bread-Making Quality of Winter Wheat (*Triticum aestivum* L.) and Winter Triticale (*Triticosecale* Wittm.) Varieties in North-East Germany. *Journal of Agronomy and Crop Science* 192, 452–464. <https://doi.org/10.1111/j.1439-037X.2006.00234.x>
- Eriksen, S., Aldunce, P., Bahinipati, C.S., Martins, R.D., Molefe, J.I., Nhemachena, C., O'Brien, K., Olorunfemi, F., Park, J., Sygna, L., Ulsrud, K., 2011. When not every response to climate change is a good one: Identifying principles for sustainable adaptation. *Climate and Development* 3, 7–20. <https://doi.org/10.3763/cdev.2010.0060>
- Estrada-Campuzano, G., Slafer, G.A., Miralles, D.J., 2012. Differences in yield, biomass and their components between triticale and wheat grown under contrasting water and nitrogen environments. *Field Crops Research* 128, 167–179. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.01.003>
- Evans, L.T., Fischer, R.A., 1999. Yield Potential: Its Definition, Measurement, and Significance. *Crop Science* 39, 1544–1551. <https://doi.org/10.2135/cropsci1999.3961544x>
- FAO (2001) *Conservation Agriculture: Case Studies in Latin America and Africa*, Food & Agriculture Org.
- FAO (2007) *Conférence internationale sur l'agriculture biologique et la sécurité alimentaire. Rapport*, Rome, 3-5 mai 2007.

- Fischer, R.A., 2015. Definitions and determination of crop yield, yield gaps, and of rates of change. *Field Crops Research*, SI:Yield potential 182, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.12.006>
- Foissy, D., Vian, J.-F., David, C., 2014. Managing nutrient in organic farming system: reliance on livestock production for nutrient management of arable farmland. *Org. Agr.* 3, 183–199. <https://doi.org/10.1007/s13165-014-0060-8>
- Fontaine L., Fourrié L., Garnier J.F., Mangin M., Colomb B., Carof M., Aveline A., Prieur L., Quirin T., Chareyron B., Maurice R., Glachant C., Gouraud J.P., 2012. Connaître, caractériser et évaluer les rotations en systèmes de grandes cultures biologiques. *Innovations Agronomiques* 25, 27- 40; http://www.inra.fr/ciag/revue/volume_25_decembre_2012
- Fustec, J., Lesuffleur, F., Mahieu, S., Cliquet, J.-B., 2010. Nitrogen rhizodeposition of legumes. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 57–66. <https://doi.org/10.1051/agro/2009003>
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ, 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* 53 (4): 341-356. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2).
- Galloway, J.N., Cowling, E.B., 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio* 31, 64–71.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 18226–18231. <https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109>
- Gautronneau Y., 1997. Une agriculture écologique pour des zones à enjeux environnementaux majeurs. *Le courrier de l'environnement de l'INRA* N°32.
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327, 812–818. <https://doi.org/10.1126/science.1185383>
- Gomiero, T., Paoletti, M.G., Pimentel, D., 2008. Energy and Environmental Issues in Organic and Conventional Agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 27, 239–254. <https://doi.org/10.1080/07352680802225456>
- Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G., 2011. Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 30, 95–124. <https://doi.org/10.1080/07352689.2011.554355>

- Gras, R., Benoit, M., Deffontaines, J.P., Duru, M., Lafarge, M., Langlet, A., Osty, P.L., 1989. Le fait technique en agronomie. Activité agricole, concepts et méthodes d'étude. L'Hamarttan. INRA.
- Grassini, P., van Bussel, L.G.J., Van Wart, J., Wolf, J., Claessens, L., Yang, H. ? Boogaard, H., de Groot, H., van Ittersum, M.K., Cassman, K.G., 2015. How good is good enough ? Data requirements for reliable crop yield simulations and yield-gap analysis. *Field Crops Research* 177 (2015) 49–63
- Greenwood D.J., Lemaire G., Gosse G., Cruz P., Draycott A., Neeteson J.J. 1990. Decline in Percentage N of C3 and C4 Crops with Increasing Plant Mass. *Annals of Botany* 66:425-436
- Guichard L., Bockstaller C., Loyce C., Makowski D., 2010. PERSYST, a cropping system model based on local expert knowledge. In: European Society of Agronomy symposium, Montpellier
- Guilpart, N., Grassini, P., Sadras, V.O., Timsina, J., Cassman, K.G., 2017. Estimating yield gaps at the cropping system level. *Field Crops Research* 206, 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.02.008>
- Hill, S.B. 1985. Redesigning the food system for sustainability. *Alternatives* 12 (3/4):32-36
- Hodge, Angela, David Robinson, et Alastair Fitter. 2000. « Are Microorganisms More Effective than Plants at Competing for Nitrogen? » *Trends in Plant Science* 5 (7): 304-8. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(00\)01656-3](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(00)01656-3).
- Houlès V., Mary B., Guérif M., Makowski D., Justes E., 2004. Evaluation of the ability of the crop model STICS to recommend nitrogen fertilisation rates to agro-environmental criteria. *Agronomie* 24: 339-349.
- Howarth, R. W. 2008. Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae, HABs and Eutrophication*, 8 (1): 14-20. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.015>.
- Huth, N. I., Thorburn, P. J., Radford, B. J., Thornton, C. M., 2010. Impacts of fertilisers and legumes on N₂O and CO₂ emissions from soils in subtropical agricultural systems: A simulation study. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 136 (3-4):351-357. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.12.016>
- Iannetta, P.P.M., Young, M., Bachinger, J., Bergkvist, et al., 2016. A comparative nitrogen balance and productivity analysis of legume and non-legume supported cropping systems: the potential role of biological nitrogen fixation. *Frontiers in Plant Science*. 7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01700>

IUSS Working Group WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Reports 103. FAO, Rome, pp. 145.

Jabloun, M., Schelde, K., Tao, F., Olesen, J.E., 2015. Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. *European Journal of Agronomy*. 62, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.09.007>

Jego, G., Pattey, E., Bourgeois, G., Drury, C.F., Tremblay, N., 2011. Evaluation of the STICS crop growth model with maize cultivar parameters calibrated for Eastern Canada. *Agronomy for Sustainable Development*, 31, 557-570.

Jensen, E.S., Peoples, M.B., Boddey, R.M., Gresshoff, P.M., Hauggaard-Nielsen, H., Alves, B.J.R., Morrison, M.J., 2012. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 329–364. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0056-7>

Jevtić, R., Župunski, V., Lalošević, M., Župunski, L., 2017. Predicting potential winter wheat yield losses caused by multiple disease systems and climatic conditions. *Crop Protection* 99, 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2017.05.005>

Johansson, Eva, Abrar Hussain, Ramune Kuktaite, Staffan C. Andersson, et Marie E. Olsson. 2014. « Contribution of Organically Grown Crops to Human Health ». *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11 (4): 3870-93. <https://doi.org/10.3390/ijerph110403870>.

Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., Rechauchère O., Savini I., Barbier M., Leiser H, 2013. Les cultures intermédiaires pour une production agricole durable. INRA, Justes & Rechauchère coord., Editions Quae.

Justes, E., et al., 2017. Main Lessons Drawn from the Analysis of the Literature. In: Justes E. (ed.), *Cover Crops for Sustainable Farming*. Springer, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-024-0986-4>

Justes, E., Mary, B., Meynard, J.-M., Machet, J.-M., Thelier-Huche, L., 1994. Determination of a Critical Nitrogen Dilution Curve for Winter Wheat Crops. *Annals of Botany* 74, 397–407. <https://doi.org/10.1006/anbo.1994.1133>

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*. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9966-4>

- Keeble, B. R. 1988. The Brundtland report: 'Our common future'. *Medicine and War* 4 (1): 17-25. <https://doi.org/10.1080/07488008808408783>.
- Kirchmann, H., Kätterer, T., Bergström, L., Börjesson, G., Bolinder, M.A., 2016. Flaws and criteria for design and evaluation of comparative organic and conventional cropping systems. *Field Crop Research*. 186, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.006>
- Kravchenko, A.N., Snapp, S.S., Robertson, G.P., 2017. Field-scale experiments reveal persistent yield gaps in low-input and organic cropping systems. *PNAS* 114, 926–931. <https://doi.org/10.1073/pnas.1612311114>
- Krell, R., G. Allard, J. Henning, et C. David. 2000. « L'agriculture biologique face à une spécialisation des systèmes de production. » In *Introduction*, 95:4198.
- Küstermann, B., Christen, O., Hülsbergen, K.J., 2010. Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 135, 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.014>
- Lal, R. 2008. Soils and Sustainable Agriculture. A Review. *Agronomy for Sustainable Development* 28 (1): 57–64. <https://doi.org/10.1051/agro:2007025>.
- Lamine, C., Meynard, J.-M., Perrot, N., Bellon, S., 2008. Analyse des formes de transition vers des agricultures plus écologiques : les cas de l'Agriculture Biologique et de la Protection intégrée. *Innovations Agronomiques* 4 (2009), 483-493. http://www.inra.fr/ciag/revue_innovations_agronomiques
- Lammerts Van Buren, E.T., Struik, P.C., Jacobsen, E., 2002. Ecological concepts in organic farming and their consequences for an organic crop ideotype. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 50, 1-26.
- Leifeld, J., Reiser R., Oberholzer H.-R., 2009. Consequences of Conventional versus Organic farming on Soil Carbon: Results from a 27-Year Field Experiment, 2009. *Agronomy Journal*, 101:1204-1218.
- Lelieveld, J., Evans, J. S., Fnais, M. Giannadaki, D., Pozzer, A., 2015. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* 525 (3):67-71
- Lengrand, A., 2017. Diagnostic des facteurs limitant la production des céréales en agriculture biologique : approche par Yield Gap Analysis. Mémoire de fin d'étude 3ème année à l'ENSAIA, Spécialisation DEFI. 40 pp+annexes.
- Lesur, C., Bazot, M., Bio-Beri, F., Mary, B., Jeuffroy, M.H., Loyce, C., 2014. Assessing nitrate leaching during the three-first years of *Miscanthus × giganteus* from on-farm measurements and modeling. *GCB Bioenergy* 6, 439–449. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12066>

- Lobell, D.B., Cassman, K.G., Field, C.B., 2009. Crop Yield Gaps: Their Importance, Magnitudes, and Causes. *Annual Review of Environment and Resources* 34 (1): 179–204. <https://doi.org/10.1146/annurev.envIRON.041008.093740>
- Lorenz, K., Lal, R., 2016. Chapter Three - Environmental Impact of Organic Agriculture. In *Advances in Agronomy*, édité par Donald L. Sparks, 139:99-152. *Advances in Agronomy*. Academic Press. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S006521131630061X>.
- Machet, J.M., Dubrulle, P., Damay, N., Duval, R., Julien J.L., Recous, S., 2017. A Dynamic Decision-Making Tool for Calculating the Optimal Rates of N Application for Annual Crops While Minimising the Residual Level of Mineral N at Harvest. *Agronomy*, 7, 73; doi:10.3390/agronomy7040073
- Makowski, D., Wallach, D., Meynard, J.-M., 1999. Models of yield, grain protein, and residual mineral nitrogen responses to applied nitrogen for winter wheat. *Agronomy Journal*. 91, 377–385. <https://doi.org/10.2134/agronj1999.00021962009100030005x>
- Mancinelli, R., E. Campiglia, A. Di Tizio, et S. Marinari. 2010. « Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by conventional and organic cropping systems in Mediterranean environment ». *Applied Soil Ecology* 46 (1): 64–72. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.06.013>.
- Marley, C.L., Fychan, R., Theobald, V.J., Cuttle, S.P., Sanderson, R., 2013. Effects of a winter or spring sowing date on soil nitrogen utilisation and yield of barley following a forage crop of red clover, lucerne or hybrid ryegrass. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.006>
- Mary, B., Beaudoin, N., Justes, E., Machet, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*. 50, 549-566. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00264.x>
- Mayer, J., Gunst, L., Mäder, P., Samson, M.-F., Carcea, M., Narducci, V., Thomsen, I.K., Dubois, D., 2015. "Productivity, quality and sustainability of winter wheat under long-term conventional and organic management in Switzerland." *European Journal of Agronomy* 65, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.01.002>
- Mazzoncini, M., Antichi, D., Silvestri, N., Ciantelli, G., Sgherri, C., 2015. Organically vs conventionally grown winter wheat: Effects on grain yield, technological quality, and on phenolic composition and antioxidant properties of bran and refined flour. *Food Chemistry* 175, 445–451. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.11.138>

- Mc Daniel, M. D., A. S. Grandy, L. K. Tiemann, et M. N. Weintraub. 2014. Crop rotation complexity regulates the decomposition of high and low quality residues. *Soil Biology and Biochemistry* 78: 243-54. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.07.027>.
- Melander, B., Rasmussen, I.A., Olesen, J.E., 2016. Incompatibility between fertility building measures and the management of perennial weeds in organic cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 220, 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.016>
- Mignolet, C., Schott, C., Benoit, M., 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: methods for agronomic approaches on a regional scale. *STOTEN* 375: 13-32
- Miguez, F.E., Bollero, G.A., 2005. Review of corn yield response under winter cover cropping systems using meta-analytic methods. *Crop science* 45, 2318–2329. <https://doi.org/10.2135/cropsci2005.0014>
- Molinuevo-Salces, B., Larsen, S.U., Ahring, B.K., Uellendahl, H., 2013. Biogas production from catch crops: Evaluation of biomass yield and methane potential of catch crops in organic crop rotations. *Biomass and Bioenergy* 59, 285–292. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.10.008>
- Möller, K., Reents, H. J. 2009. Effects of Various Cover Crops after Peas on Nitrate Leaching and Nitrogen Supply to Succeeding Winter Wheat or Potato Crops. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172 (2): 277–287. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700336>.
- Möller, K., Stinner, W., Leithold, G., 2008. Growth, composition, biological N₂ fixation and nutrient uptake of a leguminous cover crop mixture and the effect of their removal on field nitrogen balances and nitrate leaching risk. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 82, 233. <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9182-2>
- Mondelaers, K., Aertsens, J., Van Huylenbroeck, G., 2009. A meta-analysis of the difference in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*. 111, 1098-1119. <https://doi.org/10.1108/00070700910992925>
- Moreau, D., Beaudoin, N., Colbach, N., Pointurier, O., Querey, W., Villed, J. 2017. Intégrer les effets de la disponibilité en azote du sol dans un modèle simulant les effets des systèmes de culture sur la flore adventice : couplage des modèles STICS et de Florsys. In "XI^e séminaire des utilisateurs de STICS", pp. 88-89, La Rochelle, France.
- Nemecek, T., von Richthofen, J.-S., Dubois, G., Casta, P., Charles, R., Pahl, H., 2008. Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations. *European Journal of Agronomy*. 28, 380–393. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.11.004>

- Nicolardot, B., Recous, S., Mary, B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant and Soil* 228: 83-103.
- Oerke, E.-C., 2006. Crop losses to pests. *The Journal of Agricultural Science* 144, 31–43. <https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>
- Olesen, J.E., Askegaard, M., Rasmussen, I.A., 2009. Winter cereal yields as affected by animal manure and green manure in organic arable farming. *European Journal of Agronomy* 30, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.08.002>
- Olesen, J.E., Hansen, E.M., Askegaard, M., Rasmussen, I.A., 2007. The value of catch crops and organic manures for spring barley in organic arable farming. *Field Crop Research*. 100, 168–178. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2006.07.001>
- Palupi, E., Jayanegara, A., Ploeger, A., Kahl, J., 2012. Comparison of nutritional quality between conventional and organic dairy products: a meta-analysis. *J. Sci. Food Agric.* 92, 2774–2781. <https://doi.org/10.1002/jsfa.5639>
- Pashaei Kamali, F., Borges, J.A.R., Meuwissen, M.P.M., de Boer, I.J.M., Oude Lansink, A.G.J.M., 2017. Sustainability assessment of agricultural systems: The validity of expert opinion and robustness of a multi-criteria analysis. *Agricultural Systems* 157, 118–128. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.07.013>
- Pernel, J., Munier-Jolain, N., 2011. OdERA-Systèmes : un outil de gestion des adventices. *Colloque SCI*.
- Peyrard, C., Mary, B., Perrin, P., Véricel, G., Gréhan, E., Justes, E., Léonard, J., 2016. N₂O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 224, 145–156. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.028>
- Pickett, S. 1989. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. *Long-term studies in Ecology : Approaches and Alternatives*, Ed Likens GE, Springer, pp 110-135
- 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>
- Ponisio, L.C., M'Gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., Valpine, P. de Kremen, C., 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 282, 20141396. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>

- Pridham, J.C., Entz, M.H., 2008. Intercropping Spring Wheat with Cereal Grains, Legumes, and Oilseeds Fails to Improve Productivity under Organic Management. *Agronomy Journal* 100, 1436–1442. <https://doi.org/10.2134/agronj2007.0227>
- Pugesgaard, S., Petersen, S.O., Chirinda, N., Olesen, J.E., 2017. Crop residues as driver for N₂O emissions from a sandy loam soil. *Agricultural and Forest Meteorology* 233, 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.11.007>
- Rakotovololona L., Beaudoin N., Ronceux A., Venet E., Mary B., 2019. Driving factors of nitrate leaching in arable organic cropping systems in Northern France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.005>
- Rakotovololona, L., 2013. Etude de la variabilité interannuelle et inter-parcellaire des balances minérales (azote, phosphore et potassium) en système de culture biologique. Rapport de fin d'étude de l'Université d'Antananarivo. Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques. INRA, 51p+annexes.
- Rasmussen, I.A., Askegaard, M., Olesen, J.E., Kristensen, K., 2006. Effects on weeds of management in newly converted organic crop rotations in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 113, 184–195. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.09.007>
- Ravishankara, A R., Daniel, J. S., Portmann, R. W., 2009. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st Century. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1176985>
- Reganold, J.P., Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2, 15221. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>
[resource/content/1/20170511](https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221) Présentation AZUR RMT FE.pdf
- Rigby, D., Cáceres, D., 2001. Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agricultural Systems* 68, 21–40. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(00\)00060-3](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(00)00060-3)
- Rinnofner, T., Friedel J. K., de Kruijff R., Pietsch G., Freyer B., 2008. Effect of catch crops on N dynamics and following crops in organic farming. *Agronomy for Sustainable Development*. 28, 551–558. <https://doi.org/10.1051/agro:2008028>
- 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)
- Rochester, I.J., Peoples, M.B., Hulugalle, N.R., Gault, R.R., Constable, G.A., 2001. Using legumes to enhance nitrogen fertility and improve soil condition in cotton cropping systems. *Field Crop Research*. 70, 27–41. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(00\)00151-9](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(00)00151-9)

- Ronceux A., Favrelière E., Meynard J.-M., Beaudoin N., Camgrand M., Lecat A., Leclercq C., Menu P., Pernel J., Plumart H., Rakotovololona L., Salitot G., Stoffel A., Betencourt E. (*in press*). Produire des références sur la gestion de l'azote et des adventices vivaces en Agriculture Biologique, en combinant connaissances scientifiques et expertise locale. Innovations Agronomiques.
- Roques, S.E., Kindred, D.R., Clarke, S., 2016. Triticale out-performs wheat on range of UK soils with a similar nitrogen requirement. *The Journal of Agricultural Science* 1–21. <https://doi.org/10.1017/S0021859616000356>
- Ross, S.M., Izaurralde, R.C., Janzen, H.H., Robertson, J.A., McGill, W.B. 2008. The nitrogen balance of three long-term agroecosystems on a boreal soil in western Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 127, 241-250. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.04.007>
- Sapkota, T.B., Askegaard, M., Lægdsmand, M., Olesen, J.E., 2012. Effects of catch crop type and root depth on nitrogen leaching and yield of spring barley. *Field Crop Research*. 125, 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.09.009>
- Sautereau, N., Benoit, M. 2016. Quantification et chiffrage des externalités de l'agriculture biologique. Synthèse du rapport au MAFF, ITAB et INRA, 20 pp. http://www.lafranceagricole.fr/r/Publie/FA/p1/Infographies/Web/2016-11-25/Bio_am%C3%A9nit%C3%A9spositivesdubiorapportcomplet_30112016.pdf.
- Schaller, N. 1993. The concept of agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Agriculture and the environment*, 46 (1–4): 89–97. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(93\)90016-I](https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90016-I).
- Scheurer, O., et al 1997. Guide des sols de l'Oise. <https://hautsdefrance.chambres-agriculture.fr/environnement-territoires/eau-sol/agronomie-sols/carte-des-sols-de-loise/>
- Sebillotte, M. 1978. Itinéraires techniques et évolution de la pensée agronomique. *CR Académie de l'Agriculture Française* 64 (11): 906-14.
- Sebillotte, M. 1990. Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. *Les systèmes de culture*. INRA éditions, 165-96.
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–232. <https://doi.org/10.1038/nature11069>
- Shah, A., Askegaard, M., Rasmussen, I.A., Jimenez, E.M.C., Olesen, J.E., 2017. Productivity of organic and conventional arable cropping systems in long-term experiments in Denmark. *European Journal of Agronomy* 90, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.001>

- Sicard, H., Gainche, J., Fontaine, L. et al. 2013. Notice du module adventices de la BAO RotAB. La boîte à outil adventices. ITAB. Arvalis Institut du Végétal
- Sieling, K., Böttcher, U., Kage, H., 2016. Canopy traits in rye, triticale and wheat under varying N supply. *Agronomy Research* (4), 1467–1485. http://agronomy.emu.ee/wp-content/uploads/2016/08/Vol14_nr4_Sieling.pdf
- Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., Ruser, R., Niggli, U., 2014. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management — A global meta-analysis. *Science of The Total Environment* 468–469, 553–563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.098>
- Smith, L.G., Tarsitano, D., Topp, C.F.E., Jones, S.K., Gerrard, C.L., Pearce, B.D., Williams, A.G. and Watson, C.A., 2015. Predicting the effect of rotation design on N, P, K balances on organic farms using the NDICEA model. *Renewable Agriculture and Food Systems*. ISSN 1742-1705
- Smith, L.G., Williams, A.G., Pearce, B.D., 2015. The energy efficiency of organic agriculture: A review. *Renewable Agriculture and Food Systems* 30, 280–301. <https://doi.org/10.1017/S1742170513000471>
- Spiertz, J. H. J. 2010. Nitrogen, Sustainable Agriculture and Food Security. A Review. *Agronomy for Sustainable Development* 30 (1): 43-55. <https://doi.org/10.1051/agro:2008064>.
- Stinner, W., Möller, K., Leithold, G., 2008. Effects of biogas digestion of clover/grass-leys, cover crops and crop residues on nitrogen cycle and crop yield in organic stockless farming systems. *European Journal of Agronomy* 29, 125–134. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.04.006>
- Strullu, L., Beaudoin, N., Thiébeau, P., Mary, B., Ruget, F., Ripoche, D., Rakotovololona, L., Louarn, G., (*in press*). Simulation of alfalfa biomass production and environmental impacts with the STICS model. *European Journal of Agronomy*
- Strullu, L., Ferchaud, F., Yates, N., Shield, I., Beaudoin, N., Cortazar-Atauri, I.G. de, Besnard, A., Mary, B., 2015. Multisite Yield Gap Analysis of *Miscanthus x giganteus* Using the STICS Model. *Bioenerg. Res.* 8, 1735–1749. <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9625-y>
- Sutton, M.A., Oenema, O., Erisman, J.W., Leip, A., van Grinsven, H., Winiwarter, W., 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472, 159–161. <https://doi.org/10.1038/472159a>
- Tamm, I., Tamm, Ü., Ingver, A., Koppel, R., Tupits, I., Bender, A., Tamm, S., Narits, L., Koppel, M., 2016. Different leguminous pre-crops increased yield of succeeding cereals in two consecutive years. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* 66, 593–601. <https://doi.org/10.1080/09064710.2016.1205125>

- Teixeira, E.I., Johnstone, P., Chakwizira, E., Ruiter, J. de, Malcolm, B., Shaw, N., Zyskowski, R., Khaembah, E., Sharp, J., Meenken, E., Fraser, P., Thomas, S., Brown, H., Curtin, D., 2016. Sources of variability in the effectiveness of winter cover crops for mitigating N leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 220, 226–235. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.019>
- Thieu, V., Billen, G., Garnier, J., Benoit, M., 2011. Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. *Regional Environmental Change* 11, 359–370. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0142-4>.
- Thorup-Kristensen, K., Dresbøll, D.B., 2010. Incorporation time of nitrogen catch crops influences the N effect for the succeeding crop. *Soil Use and Management* 26, 27–35. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00255.x>
- Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L.S., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79: 227–302.
- 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>
- Torstensson G., Aronsson H., Bergström L., 2006. Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal* 98(3): 603–615. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0224>.
- Tortorella, D., Scalise, A., Pristeri, A., Petrovicová, B., Monti, M., 2013. Chemical and biological responses in a Mediterranean sandy clay loam soil under grain legume-barley intercropping. *Agrochimica*, LVII-N1.
- Tribouillois, H., Cohan, J.-P., Justes, E., 2015. Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant Soil* 401, 347–364. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2734-8>
- Tuck, Sean L., Camilla Winqvist, Flávia Mota, Johan Ahnström, Lindsay A. Turnbull, et Janne Bengtsson. 2014. Land-Use Intensity and the Effects of Organic Farming on Biodiversity: A Hierarchical Meta-Analysis. *Journal of Applied Ecology* 51 (3): 746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>.
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>

- Uchino, H., Iwama, K., Jitsuyama, Y., Ichiyama, K., Sugiura, E., Yudate, T., Nakamura, S., Gopal, J., 2012. Effect of interseeding cover crops and fertilization on weed suppression under an organic and rotational cropping system. *Field Crops Research*. 127, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.10.007>
- Udeigwe, T.K., J.M. Teboh, P.N. Eze, M.H. Stietiya, V. Kumar, J. Hendrix, H.J. Mascagni, Teng Ying, et T. Kandakji. 2015. « Implications of Leading Crop Production Practices on Environmental Quality and Human Health ». *Journal of Environmental Management* 151 (mars): 267-79. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.024>.
- Urruty, N., Guyomard, H., Tailliez-Lefebvre, D., Huyghe, C., 2017. Factors of winter wheat yield robustness in France under unfavourable weather conditions. *European Journal of Agronomy* 90 (2017) 174–183.
- Valkama, E., Lemola, R., Känkänen, H., Turtola, E., 2015. Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 203, 93–101.
- van Dijk, M., Morley, T., Jongeneel, R., van Ittersum, M., Reidsma, P., Ruben, R., 2017. Disentangling agronomic and economic yield gaps: An integrated framework and application. *Agricultural Systems* 154, 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.03.004>
- Van Groenigen, J. W., Van Kessel, C., Hungate, B. A., Oenema, O., Powlson, D. S., Van Groenigen, K. J. 2017. Response to the Letter to the Editor Regarding Our Viewpoint “Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma”. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04554>
- van Ittersum, M.K., Rabbinge, R., 1997. Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Research* 52, 197–208. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(97\)00037-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(97)00037-3)
- Van Stappen, F., Loriers, A., Mathot, M., Planchon, V., Stilmant, D., Debode, F., 2015. Organic Versus Conventional Farming: The Case of wheat Production in Wallonia (Belgium). *Agriculture and Agricultural Science Procedia, Farm Machinery and Processes Management in Sustainable Agriculture*, 7th International Scientific Symposium 7, 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.12.047>
- Viaux, P. 2016. Agriculture biologique et ressources naturelles: pas si simple. *Agronomie, environnement et société*, 6, 89-91.
- Vidal, J.P., Martin, E., Franchistéguy, L., Baillon, M., Soubeyroux, J.M., 2010. A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *International Journal of Climatology* 30, 1627–1644. <https://doi.org/10.1002/joc.2003>

- Vincent, A., Fleury, P., 2015. Development of organic farming for the protection of water quality: Local projects in France and their policy implications. *Land Use Policy* 43, 197–206. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.10.020>
- Vinzent, B., Fuß, R., Maidl, F.-X., Hülsbergen, K.-J., 2017. Efficacy of agronomic strategies for mitigation of after-harvest N₂O emissions of winter oilseed rape. *European Journal of Agronomy* 89, 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.06.009>
- Voisin, A.S., Salon, C., Munier-Jolain, N.G., Ney, B., 2002. Quantitative effects of soil nitrate, growth potential and phenology on symbiotic nitrogen fixation of pea (*Pisum sativum* L.). *Plant and Soil* 243, 31–42. <https://doi.org/10.1023/A:1016214223900>
- Vrignon-Brenas, S., Celette, F., Piquet-Pissaloux, A., Jeuffroy, M.-H., David, C., 2016. Early assessment of ecological services provided by forage legumes in relay intercropping. *European Journal of Agronomy* 75, 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.01.011>
- Wayman, S., Cogger, C., Benedict, C., Burke, I., Collins, D., Bary, A., 2015. The influence of cover crop variety, termination timing and termination method on mulch, weed cover and soil nitrate in reduced-tillage organic systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 30, 450–460. <https://doi.org/10.1017/S1742170514000246>
- Wells, A.T., Chan, K.Y., Cornish, P.S., 2000. Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80, 47–60. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00133-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00133-X)
- Westphal, M., Tenuta, M., Entz, M.H., 2018. Nitrous oxide emissions with organic crop production depends on fall soil moisture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 254, 41–49. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.005>
- Wezel, A., Soboksa, G., McClelland, S., Delespesse, F., Boissau, A., 2015. The blurred boundaries of ecological, sustainable, and agroecological intensification: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 0. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0333-y>
- Whitbread, A.M., Blair, G.J., Lefroy, R.D.B., 2000. Managing legume leys, residues and fertilisers to enhance the sustainability of wheat cropping systems in Australia: 1. The effects on wheat yields and nutrient balances. *Soil and Tillage Research* 54, 63–75. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00112-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00112-9)
- Wick, K., Heumesser, C., Schmid, E., 2012. Groundwater nitrate contamination: factors and indicators. *Journal of Environmental Management* 111, 178–186. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.030>

Willer, H., Lernoud, J. 5Eds.) 2018. The world of organic agriculture. Statistics and emerging trends 2018. Research Institute of Organic Agriculture (FiBL) and IFOAM – Organics International. <https://www.organic-world.net/yearbook-2018.html>

Winqvist, C., Ahnström, J., Bengtsson, J., 2012. Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249, 191–203. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06413.x>

Yin, X., Kersebaum, K.C., Kollas, C., Manevski, K., Baby, S., Beaudoin, N., Öztürk, I., Gaiser, T., Wu, L., Hoffmann, M., Charfeddine, M., Conradt, T., Constantin, J., Ewert, F., de Cortazar-Atauri, I.G., Giglio, L., Hlavinka, P., Hoffmann, H., Launay, M., Louarn, G., Manderscheid, R., Mary, B., Mirschel, W., Nendel, C., Pacholski, A., Palosuo, T., Ripoche-Wachter, D., P. Rötter, R., Ruget, F., Sharif, B., Trnka, M., Ventrella, D., Weigel, H.-J., E. Olesen, J., 2017. Performance of process-based models for simulation of grain N in crop rotations across Europe. *Agricultural Systems* 154, 63–77. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.03.005>

Zadoks, J.C., Chang, T.T., Konzak, C.F., 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research* 14, 415–421. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1974.tb01084.x>

Annexes

I. Fiche résumé du projet ENBIOexpé

Projet ENBIOexpé (2013-2017)

**Evaluation
Agri-ENVironnementale de
systèmes de grande culture
Agri-BIOlogique**

Production & cycles eau, carbone et azote



INRA AgrolImpact : Estrées-Mons (80), Laon (02) Coord. Nicolas Beaudoin (nicolas.beaudoin@inra.fr)

Contexte et enjeux

Selon la FAO, l'agriculture biologique (AB) constitue une voie privilégiée pour relever le défi alimentaire mondial et celui de la durabilité de l'agriculture. Son bilan environnemental est *a priori* favorable, par le renforcement de la résilience des systèmes et la proscription des produits chimiques de synthèse. Cette conclusion s'applique au risque de pollution par les phytosanitaires et au maintien de la biodiversité, mais pas forcément aux impacts relatifs aux cycles de l'eau, du carbone et de l'azote qui sont discutés.

Pour lever cette incertitude, il faut disposer de données sur la quantification et les déterminants des pertes de nitrate, du stockage de carbone dans le sol et des émissions de gaz à effet de serre. Ces données sont aujourd'hui insuffisantes, surtout pour les systèmes de culture AB sans élevage. La modélisation qui peut en être faite est *a fortiori* plus rare encore. Pourtant ces connaissances et modèles sont essentiels pour simuler l'impact de scénarios de généralisation de l'AB sur l'hydrosphère ou l'atmosphère, à l'échelle de l'exploitation ou de grands bassins.

Les systèmes de culture AB sans élevage sont des objets de recherche à privilégier pour l'importance de leurs régulations biologiques. L'enjeu est de comprendre et modéliser le rôle des déterminants des bilans eau, N et C de systèmes de grande culture à bas intrants, en cohérence avec les projets de l'unité AgrolImpact, du PIREN-Seine, des agences de l'eau.

Objectifs d'ENBIOexpé

1. Quantifier expérimentalement les impacts environnementaux relatifs aux cycles eau, N et C, à moyen et long termes, par unité de surface ou par unité de production
2. Analyser les déterminants de la variabilité du rendement, du surplus azoté et des impacts environnementaux en fonction des caractéristiques des systèmes

3. Evaluer le modèle de culture STICS sur ces systèmes
4. Analyser les causes des écarts de prédiction entre le modèle et les observations
5. Contribuer à l'amélioration de la gestion de l'azote des systèmes, à l'échelle de la parcelle agricole jusqu'au territoire.

La stratégie scientifique consiste à coupler des expérimentations *in situ*, *in vitro* et *in silico* afin d'accéder aux flux C-N et de gérer le changement d'échelle temporelle (de l'année à la décennie). Deux types d'expérimentation complémentaires ont été mises en place pour tester la faisabilité et la performance d'une modélisation déterministe : 1) un réseau de parcelles agricoles AB sélectionnées par le projet Agri-Bio « de la connaissance à la performance », porté par Agro-transfert Ressources et Territoires ; 2) un réseau international de 3 essais de long terme incluant un ou des traitements en AB.

Structuration et co-financement

Le projet est structuré en 3 volets pilotés par AgrolImpact. Ces volets sont indépendants sur le plan de l'expérimentation et complémentaires sur le plan de la modélisation. Les deux premiers font chacun l'objet d'une thèse de doctorat ; le troisième s'appuie sur l'embauche d'un ingénieur en CDD pour 15 mois.

A-Thèse de Lucia Rakotovololona : Quantification expérimentale et modélisation de la production, du bilan d'azote et des flux de nitrate en systèmes de grandes cultures biologiques. Partenariat d'Agrotransfert R&T, collaborations CA Hauts-de-France, ABP et GABNOR.

Co-financements : Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) – département E&A INRA.

B- Thèse de Bénédicte Autret : Quantification et modélisation des flux de C et N de systèmes de culture alternatifs, en situation expérimentale de longue durée. Collaborations : INRA Grignon, FIBL (Suisse) et Université Aarhus (Danemark), équipe STICS.

Co-financements : MAAF – AESN - Eranet Climate-CAFE - PIREN Seine.

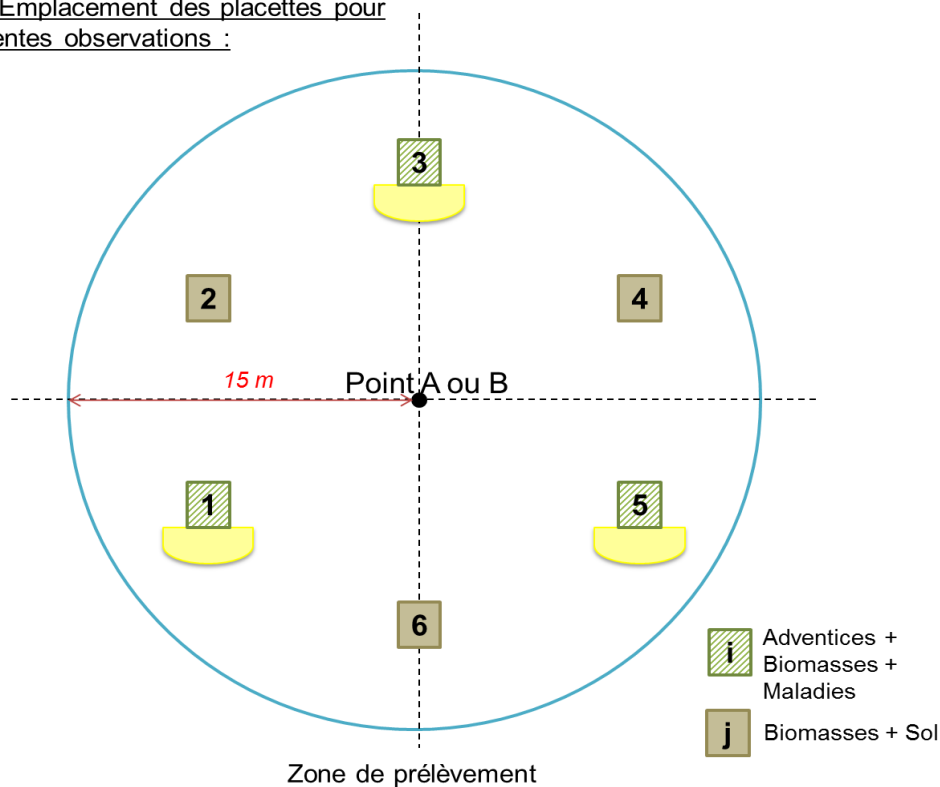
C- Adaptation du modèle STICS aux situations AB. Calibration et test du modèle pour des espèces (ou variétés) et produits résiduels organiques utilisés en AB. Collaborations : Arvalis, ITAB, CREAB, INRA, UMR Métis, équipe STICS.

Co-financements : PIREN Seine et AESN.

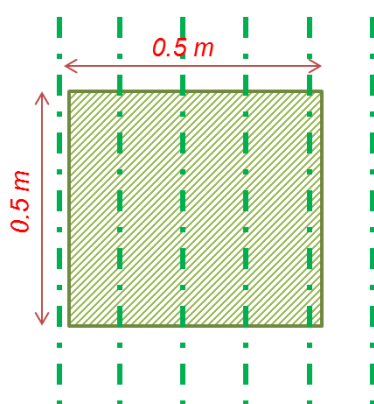
II. Annexes méthodologiques

Annexe II.A. Description des prélèvements réalisés au cours des différentes étapes du suivi expérimental en cours de végétation.

Etape 0. Emplacement des placettes pour les différentes observations :

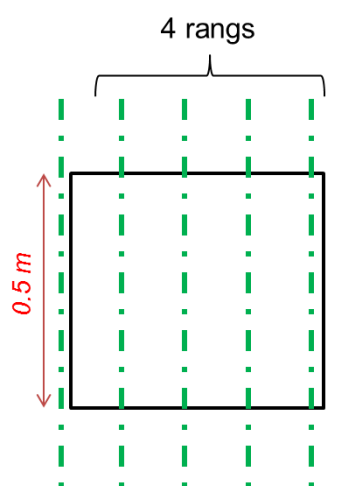


Etape 1.1. Comptage des adventices (étape optionnelle) :



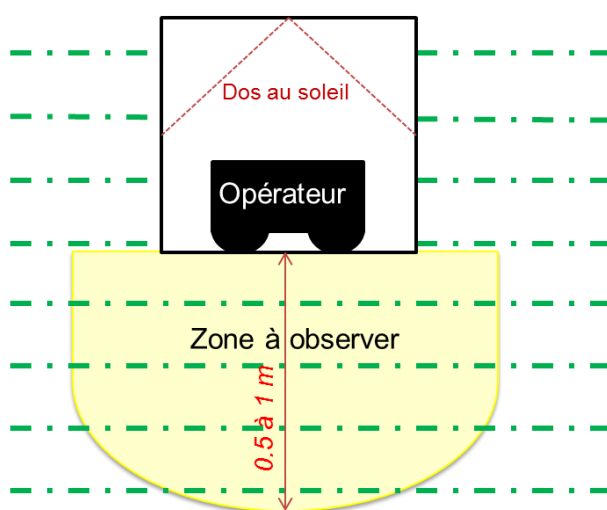
Placette n° 1 – 3 – 5

Etape 1.2. Prélèvement de la biomasse aérienne totale (culture + adventices) :



Placette n° 1 – 3 – 5

Etape 1.3. Observation des maladies foliaires des céréales :

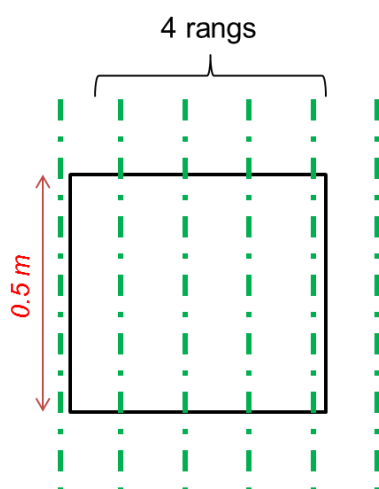


Placette n° 1 – 3 – 5



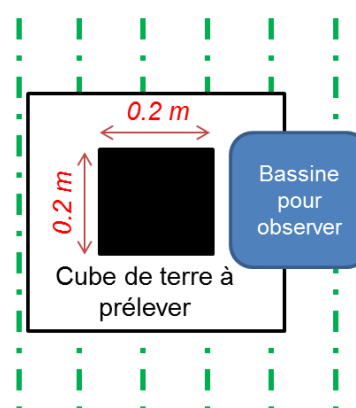
Etages foliaires F1 – F2 – F3

Etape 2.1. Prélèvement de la biomasse aérienne (céréale + adventices) :



Placette n° 2 – 4 – 6

Etape 2.2. Diagnostic de la stabilité structurale du sol :



Placette n° 2 – 4 – 6

Annexe II.B. Présentation du modèle de calcul LIXIM (Mary, 2006)

D'après la notice d'utilisation du modèle LIXIM.

Le programme LIXIM simule l'évolution de l'humidité du sol et de la quantité de nitrate dans un profil de sol, dans le cas d'un sol nu. Il calcule le drainage et le lessivage sous la dernière couche de sol et l'évaporation en surface. Le pas de temps du modèle est le jour.

Le modèle de transport est un modèle réservoir multicouches ("*mixing cells*" model). Les couches élémentaires considérées dans le calcul ont une épaisseur fixe, à définir : elle devrait être égale à 2 fois la longueur de dispersivité (Van Ploeg et al., 1995). Concrètement cette épaisseur peut varier entre 1 (sol faiblement dispersif) et 30 cm (sol très fortement dispersif). Compte tenu de cette résolution, le déplacement du nitrate est décrit par une loi de type chromatographique.

Le transfert d'eau et de soluté entre couches est décrit selon l'algorithme de I.G. Burns (1976). L'eau et le nitrate se déplaçant de la couche i-1 à la couche i sont supposés se mélanger d'une manière homogène dans la couche i. Si la teneur en eau de la couche i excède l'humidité à la capacité au champ (H_{cc}), l'eau excédentaire passe dans la couche i+1 immédiatement inférieure. Si la teneur en eau résultante reste inférieure à H_{cc} , le mouvement d'eau et de soluté s'arrête.

Le modèle ne prend donc pas en compte les mouvements de nitrate par diffusion, mais seulement les mouvements convectifs. Ce modèle fonctionne principalement en régime d'infiltration.

Il inclut cependant un calcul simplifié en régime d'évaporation. L'évaporation de l'eau concerne plusieurs couches, dont l'épaisseur totale z (cm) est à définir par l'utilisateur. Il peut s'agir de la couche labourée uniquement (si le sol présente une faible conductivité hydraulique) ou de tout le profil (si le sol présente une forte conductivité hydraulique) ou d'une partie du profil.

La contribution de chaque couche i à l'évaporation (E_i) est supposée décroître avec la profondeur et être proportionnelle à la « conductance évaporative » (W_i) de chaque couche de sol.

Le modèle de minéralisation décrit la minéralisation nette d'azote de façon simple. En fait, il effectue les calculs à partir des stocks de nitrate : le modèle calcule en réalité la vitesse de nitrification (V_n). La vitesse de minéralisation (V_m) est ensuite calculée de la façon suivante :

$$V_m = V_n - \Delta A / \Delta t$$

ΔA étant la variation du stock d'azote ammoniacal de la première couche de sol sur l'intervalle de temps Δt . On peut distinguer 2 cas :

- les variations du pool d'azote ammoniacal sont très faibles. On a alors $V_m \sim V_n$. Il est inutile d'entrer les mesures de quantités de NH_4^+ .
- les variations du pool d'azote ammoniacal sont fortes. Il faut alors entrer les stocks de NH_4^+ et le modèle calcule la vitesse de minéralisation d'après l'équation précédente.

La minéralisation peut être décrite de 2 façons :

- la vitesse de minéralisation (V_m) est supposée constante au cours du temps
- la vitesse de minéralisation (V_m) varie au cours du temps. Elle est supposée égale à une vitesse potentielle (V_p), correspondant à une température de référence à définir et une humidité optimale pour la minéralisation, qui est égale à H_{cc} , multipliée par un facteur température et un facteur humidité (compris entre 0 et 1).

La vitesse de minéralisation réelle (1er cas) ou potentielle (2ème cas) est supposée constante sur chaque intervalle de temps (entre 2 dates de mesure ou de simulation). Elle peut varier d'un intervalle à l'autre.

Attention : V_m représente la vitesse réelle de minéralisation, alors que V_p représente la vitesse potentielle de nitrification (elle ne dépend pas des variations du stock de NH_4^+).

Le modèle comporte trois paramètres optimisables:

1. Le rapport $k = \text{ETR}/\text{ETP}$ qui représente la fraction de l'évapotranspiration potentielle qui est réellement évaporée. Il est supposé compris entre 0.05 et 1.
2. La vitesse de minéralisation réelle (V_m) ou potentielle (V_p)
3. La vitesse de dénitrification (V_d) ou d'absorption (dans le cas où il y a une plante).

Chacun de ces 3 paramètres peut être soit imposé (simulation pure), soit calculé par ajustement non linéaire dans le cas où l'on dispose de mesures réalisées à différentes dates (option ajustement). Dans ce dernier cas, on minimise la somme des carrés des écarts (normés) entre les valeurs observées et simulées des teneurs en eau et des quantités d'azote par horizon.

Dans le cas où il y a une plante qui a une absorption faible et qui a été mesurée, il est possible d'en tenir compte. On impose alors l'absorption journalière calculée pour chaque intervalle de temps via le paramètre V_d (kg N/ha/jour). L'absorption est calculée par le modèle sur tout le profil de sol. Elle est supposée varier en fonction de la quantité d'azote disponible et décroît linéairement en fonction de la profondeur, jusqu'à la profondeur maximale atteinte par les racines. Celle-ci est calculée par le modèle en fonction du temps thermique.

Annexe II.C. Présentation du modèle sol-plante STICS (Beaudoin et al., 2015)

STICS : un modèle générique et robuste de réponse des agrosystèmes aux facteurs techno-pédo-climatiques.

N. Beaudoin, S. Buis, D. Ripoche, E. Justes, P. Bertuzzi, E. Casellas, J. Constantin, B. Dumont, J.L. Durand, I. Garcia de Cortazar-atauri, G. Jago, M. Launay, C. Le bas, P. Lecharpentier, J. Leonard, G. Louarn, B. Mary, J.C. Poupas, F. Ruget, E. Coucheney.

Le modèle sol-culture dynamique STICS a été élaboré collectivement par l'INRA et des partenaires, depuis 1996 (Brisson *et al.*, 2009). Il simule d'une façon fonctionnelle la production et les impacts environnementaux des systèmes de culture, intégrant une ou deux cultures associées ou plusieurs cultures successives. Il a été conçu comme opérationnel, générique et robuste pour différentes pédo-techno-climat. Les entrées sont les variables de forçage climatiques, les caractéristiques du sol, les pratiques culturales et les valeurs initiales du système (eau, C, N) ; ces dernières sont très variées, de façon à pouvoir s'adapter à différents types de culture. Par son caractère générique, STICS peut être adapté à cultures très différentes (annuelle vs vivaces, plantes à graines vs tubercules ; herbacées vs ligneuses) entre lesquelles varient les valeurs de paramètres et/ou l'activation d'options de formalisme.

Les prédictions portent sur l'état des compartiments et les sorties du système sol-culture atmosphère. Les flux d'intérêt sont l'énergie solaire interceptée, la biomasse produite et le rendement (quantité, qualité), le drainage et l'évapotranspiration et les émissions de CO₂, N₂O, NO₃ et NH₃. L'état du système porte sur le développement des cultures et la température, les teneurs en eau et azote du sol. Parmi elles, les variables observées permettent de tester les prédictions du modèle. Ainsi, les performances du modèle (version 8.2) ont été évaluées sur une grande base de données couvrant 15 cultures et un large éventail de conditions en France (76 sites), représentant 1 809 unités de simulation (Coucheney *et al.*, 2015). Les prédictions modèles sont globalement bonnes, avec une erreur quadratique moyenne (RMSE) relative de 49% pour le nitrate du sol (49%), 35% pour la biomasse végétale, 33% pour l'azote absorbé et 10% pour la teneur en l'eau du sol. Par ailleurs, la réponse du modèle à la variation du niveau des facteurs d'entrée pédologique, climatique ou technique est bien reproduite. Enfin, la dépendance limitée, des écarts « simulé-observé » aux facteurs d'entrée du modèle, atteste de la robustesse du modèle.

Les principaux usages de STICS sont le pronostic, le diagnostic, l'étude cognitive et la synthèse des connaissances ; il est utilisé seul (interface Java) ou intégré en plate-forme de modélisation. Les résultats ci-dessus justifient l'usage en pronostic, i.e. l'étude des effets d'un changement advenant dans un écosystème donné; dont le changement global du climat. Le diagnostic fournit des variables d'intérêt pour une situation réelle dont les entrées de STICS

sont considérées comme connues; il est alors tributaire des incertitudes les affectant. Lors d'un diagnostic à l'échelle régionale, l'assimilation des données de télédétection sur l'état du couvert permet d'améliorer les prédictions. L'étude cognitive consiste à tester des hypothèses sur le fonctionnement d'un système dont certaines variables d'état sont connues, en jouant sur la valeur de paramètres ou la présence de formalismes. Enfin, la construction collective de STICS en fait un remarquable outil de synthèse de connaissances interdisciplinaires, tant au niveau national qu'international.

En conclusion, STICS sert à relever des défis propres aux systèmes de cultures (changement du climat, rareté des ressources...) ou les impliquant dans des problèmes globaux (énergie, nutrition, environnement...). Un nouveau challenge consiste à en faire un outil d'évaluation de la durabilité et de test d'hypothèses sur le fonctionnement agro-écologique des systèmes de culture.

Annexe II.D. Calibration de STICS en AB (Chlébowski et al., 2018)

Adaptation, paramétrage et généricité du modèle STICS appliqué à l'agriculture biologique

Florent Chlébowski, Loïc Strullu, Bruno Mary, Loïc Prieur, Baptiste Soenen, Anne-Laure de Cordoue, Bernard Rolland, Nicolas Beaudoin

Introduction

Le projet ENBIOexpé vise à comprendre et à modéliser le rôle des déterminants des bilans d'eau, d'azote et de carbone de systèmes Bio de grande culture, en cohérence avec les projets de l'unité AgrolImpact et du PIREN-Seine. L'objectif de ce travail est ici d'adapter le modèle STICS à des situations d'agriculture biologique tout en sachant qu'il ne prend pas en compte la pression biotique des adventices, ravageurs et maladies ; pression plus importante en agriculture biologique qu'en conventionnelle. Les diverses plantes candidates dans ce projet sont : le blé d'hiver, le triticale, l'orge de printemps et d'hiver, la féverole d'hiver, le trèfle et la luzerne.

Matériel et méthodes

Pour les besoins de ce projet, la version de STICS utilisée est une version de recherche, qui aboutira à la version 8.5 du modèle, dans laquelle l'azote peut être simulé de façon dynamique, non pas uniquement dans les parties aériennes, mais également dans les parties racinaires (Strullu *et al.* 2015), conduisant à une répartition de l'azote dans la totalité de la plante. Cela a ainsi permis de rendre compte d'une compétition à l'azote entre racines et biomasses aériennes. Compétition d'autant plus importante à prendre en compte pour des systèmes où l'azote est plus limitant, comme en agriculture biologique.

Du fait de l'utilisation de cette version de recherche, un travail sur le profil racinaire a notamment été engagé sur le blé d'hiver utilisé dans STICS en accord avec les travaux de Baret, Olioso, et Luciani (1992) qui visent à démontrer que la production racinaire est liée à la biomasse aérienne.

Dans ce cadre, une adaptation (blé) ou un paramétrage (féverole) des fichiers plante a été réalisé, de façon à ce que ce travail soit tout autant applicable à des situations conventionnelles.

Enfin, il a également nécessité un travail de sélection de jeux de données de calibration afin de ne conserver que les essais AB où la pression biotique était faible ou nulle.

Résultats et discussion

Le paramétrage de fichiers plante à partir de données issues de parcelles expérimentales conduites en agriculture biologique, montre de très bons résultats, comme pour le blé d'hiver, tout en restant bons en réappliquant ce travail à des situations conventionnelles (Figure 1),

sans autres changements que sur les paramètres variétaux. Ces résultats probants, de l'application de STICS à des modalités AgriBio, sont également applicables aux légumineuses (Figure 2) avec des essais féverole d'hiver eux aussi conduits en agriculture biologique.

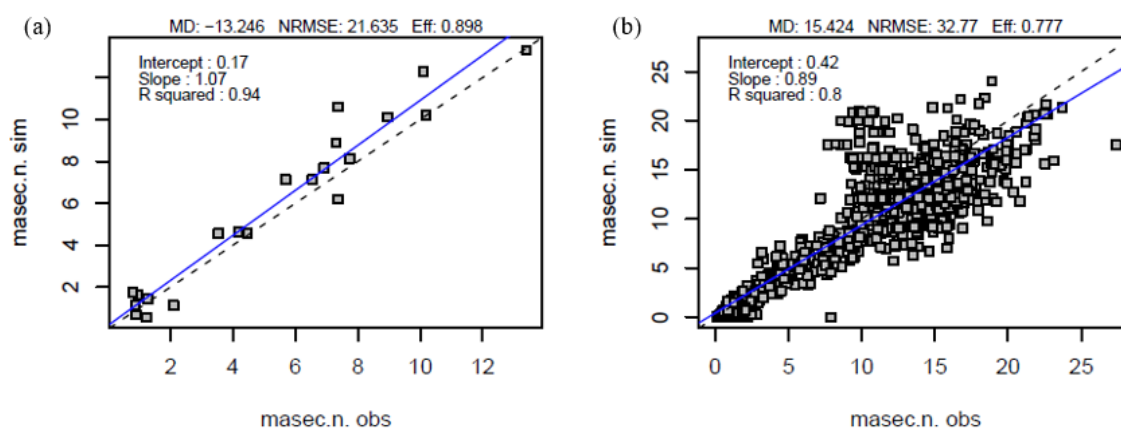


Figure 1 : Comparaison entre données observées et simulées de la matière sèche aérienne totale en t MS.ha⁻¹ sur des données blé d'hiver (a) de calibration conduit en AgriBio et (b) de validation issues de la base SMS de STICS conduit en agriculture conventionnelle

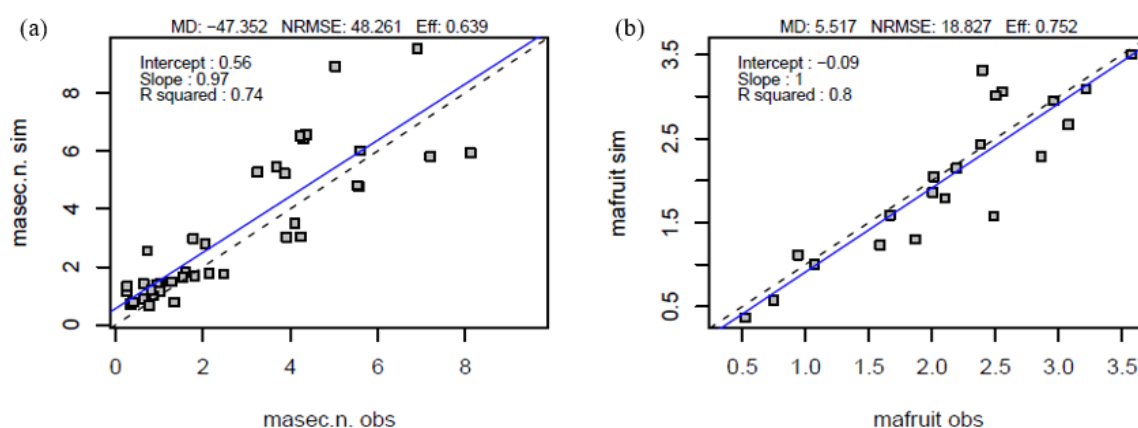


Figure 2 : Comparaison entre données observées et simulées (a) de la matière sèche aérienne totale en t MS.ha⁻¹ et (b) du rendement grain en t MS.ha⁻¹ sur des données de calibration AB de féverole d'hiver

Ces résultats démontrent la capacité du modèle STICS à simuler des essais conduits en agriculture biologique sous la condition que les données choisies soient sans ou avec peu de pression biotique, et cela pour des céréales comme le blé ou des légumineuses comme la féverole. De plus, ce paramétrage des fichiers plante en AB est directement applicable à des situations conventionnelles.

Conclusion et perspectives

Ce travail souligne une très bonne généricité du modèle qui permet, *via* la version de recherche utilisée, de travailler aussi bien en modalité AgriBio que conventionnelle. Cela mène donc à l'idée qu'il sera possible de faire une « yield gap analysis » sur des situations AB où les pressions biotiques sont présentes, en comparant l'écart entre simulations et observations. En

outre, il interpèle aussi sur l'intérêt croissant des métadonnées informant de l'état sanitaire des cultures (projet IDE-STICS).

Références bibliographiques et remerciements

Baret, F., A. Olioso, et J. L. Luciani. 1992. " Root Biomass Fraction as a Function of Growth Degree Days in Wheat ". Plant and Soil 140 (1): 137 44. doi:10.1007/BF00012815

Strullu, L., F. Ferchaud, N. Yates, I. Shield, N. Beaudoin, I. Garcia de Cortazar-Atauri, A. Besnard, et B. Mary. 2015. « Multisite Yield Gap Analysis of *Miscanthus x Giganteus* Using the STICS Model ». BioEnergy Research 8 (4): 1735-49. doi:10.1007/s12155-015-9625-y.

Nous tenons à vivement remercier les financeurs du projet que sont le PIREN-Seine et l'Agence de l'eau Seine-Normandie, ainsi que les expérimentateurs du CREAB, d'ARVALIS et de l'INRA.

III. Annexes du chapitre 3 sur les facteurs déterminant la lixiviation

Appendix III.A. Count of encountered fields according to the crop sequence typology (Seq) and the observed year.

	A0	AM1	AM2	CI0	CI1	CM1	LM1	VM1	XM2
2014-2015	4	2	1	5	3	4	4	4	5
2015-2016	1	1	3	2	4	8	2	6	5
2016-2017	0	0	2	10	1	6	2	3	8

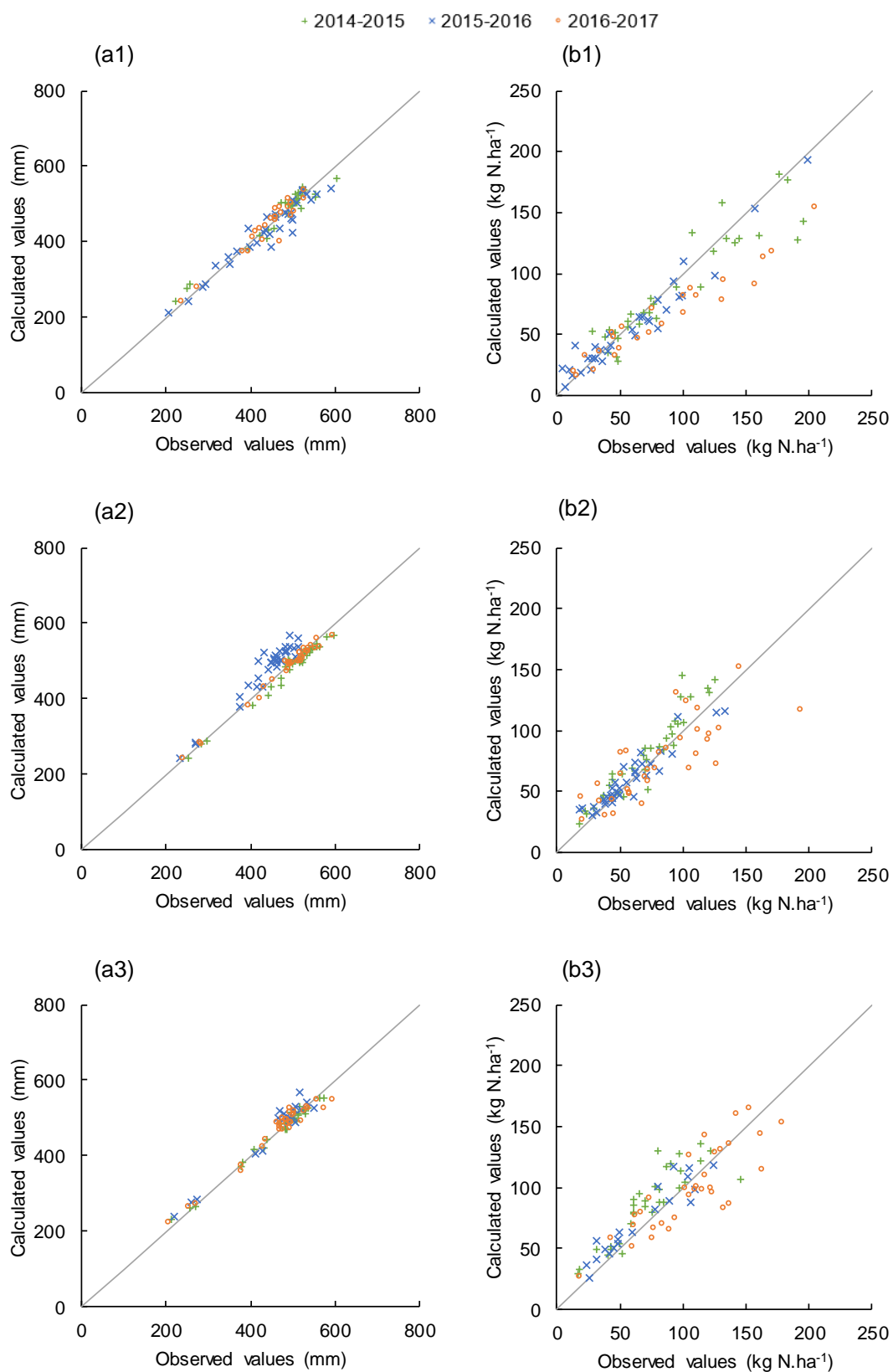
crop symbol : C = cereal; I = catch crop; M = main crop; A = alfalfa, L = grain legume; V = vegetable; X = vegetable or cereal. Code of sowing date : 0 = before harvest of the previous crop or already established; 1 = in autumn; 2 = in spring

Appendix III.B. Fraction of nitrate (Fn) contained in the lower half part of the soil profile (75-150 cm) per crop sequence.

crop sequence	Fn
CI0	0.18
CI1	0.18
CM1	0.20
A0	0.12
AM1	0.13
AM2	0.06
LM1	0.21
VM1	0.23
XM2	0.23

crop symbol : C = cereal; I = catch crop; M = main crop; A = alfalfa, L = grain legume; V = vegetable; X = vegetable or cereal. Code of sowing date : 0 = before harvest of the previous crop or already established; 1 = in autumn; 2 = in spring

Appendix III.C. Comparison of measured and calculated values of soil water content (a) and soil mineral nitrogen (b).



1: mid-November, 2: mid-February, 3: mid-March

Appendix III.D. Potential N mineralization rate (V_p , $\text{kg N ha}^{-1} \text{ nd}^{-1}$) calculated by LIXIM from harvest to March.

nd = normalized days according to water content at field capacity and 15°C air Temperature.

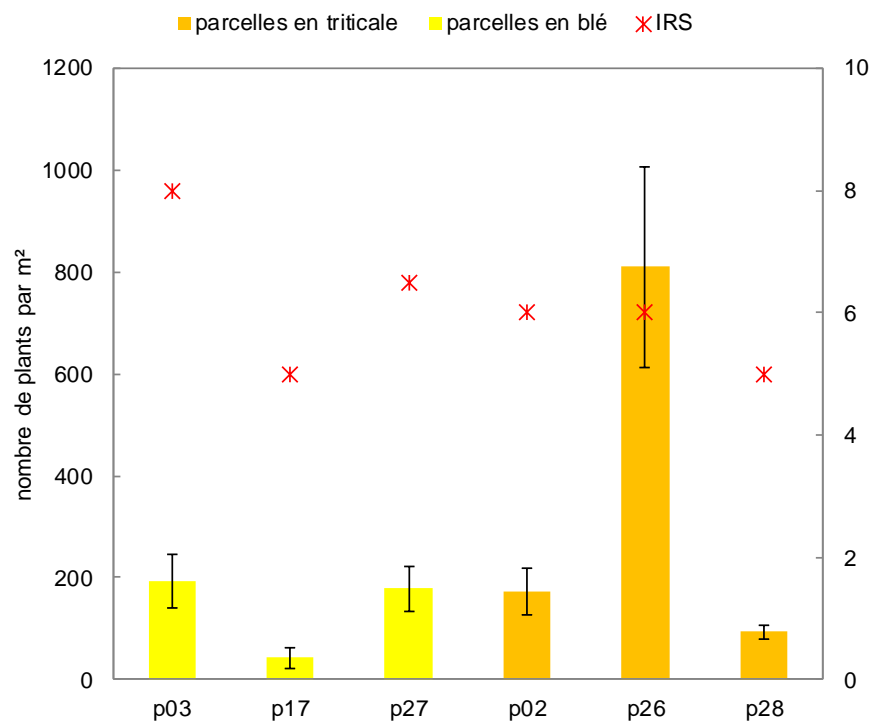
sd= Standard deviation.

	V_p ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ nd}^{-1}$)		
	n	mean	sd
average per year			
2014-2015	35	0.86	0.50
2015-2016	35	0.65	0.44
2016-2017	35	0.58	0.44
average per soil type*			
sC	9	1.19	0.46
dL	48	0.65	0.46
dLp	39	0.63	0.40
dSL	9	0.84	0.60
average per crop sequence**			
Cl ₀	18	0.91	0.36
Cl ₁	11	0.93	0.34
CM ₁	20	0.51	0.34
A ₀	5	0.80	0.42
AM ₁	4	1.34	0.76
AM ₂	7	1.03	0.38
LM ₁	9	0.61	0.27
VM ₁	13	0.40	0.72
XM ₂	18	0.39	0.26

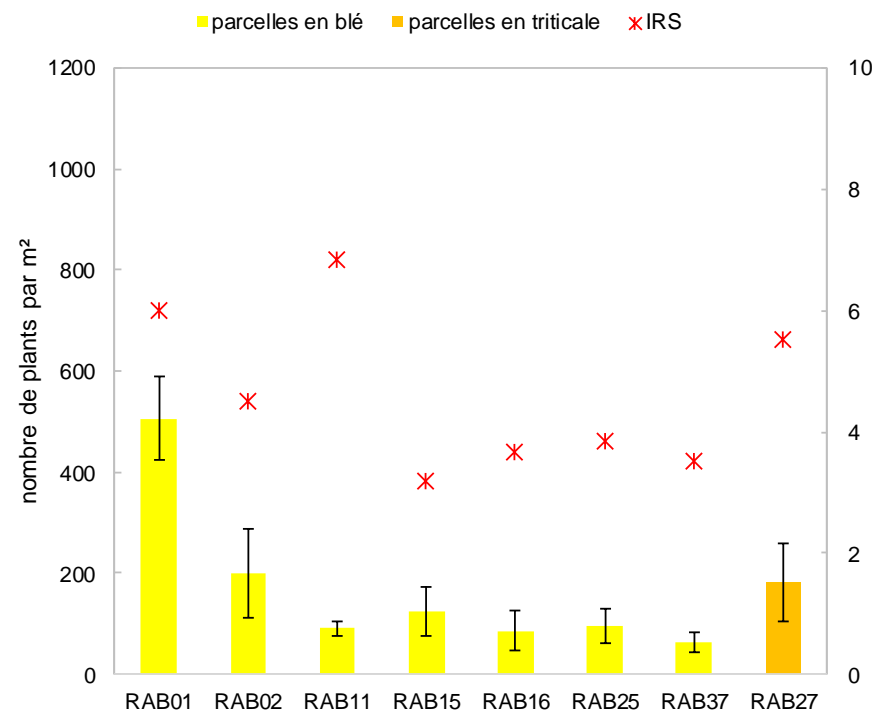
IV. Annexes du chapitre 4 sur le *yield gap analysis*

Annexe IV.A. Densités moyennes d'adventices par parcelle, observées à la floraison en 2016 (a) et en 2017 (b)

(a) En 2016



(b) En 2017

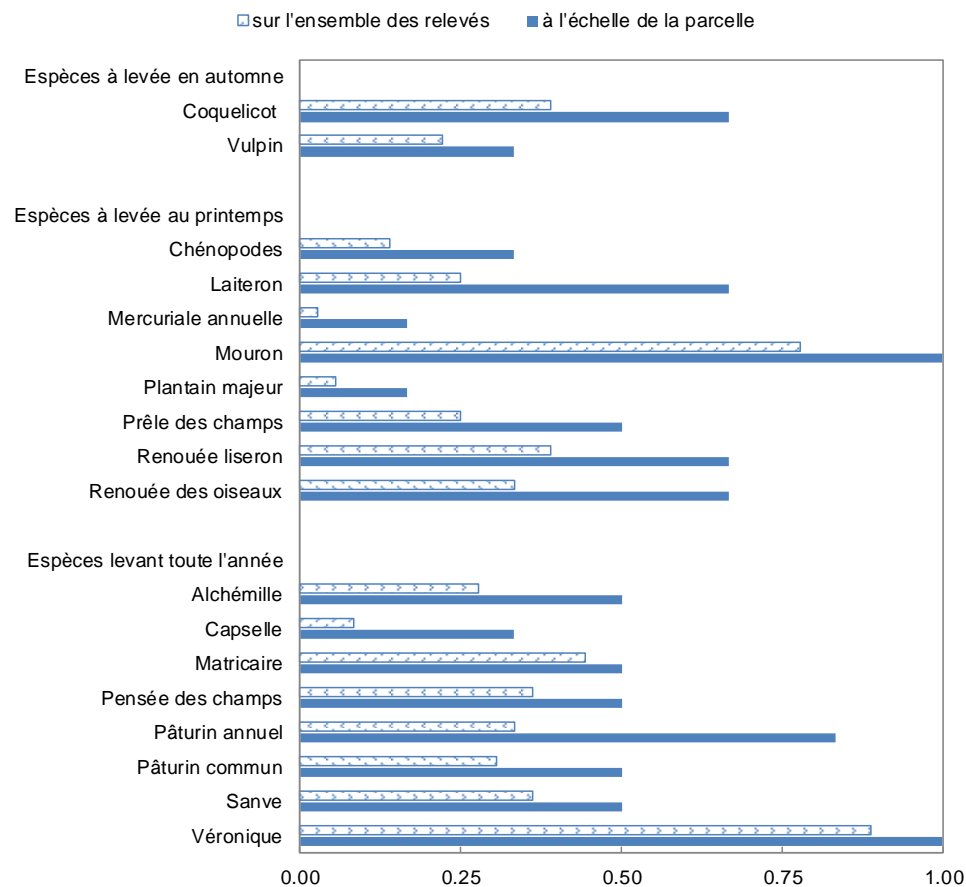


IRS= indice de richesse spécifique

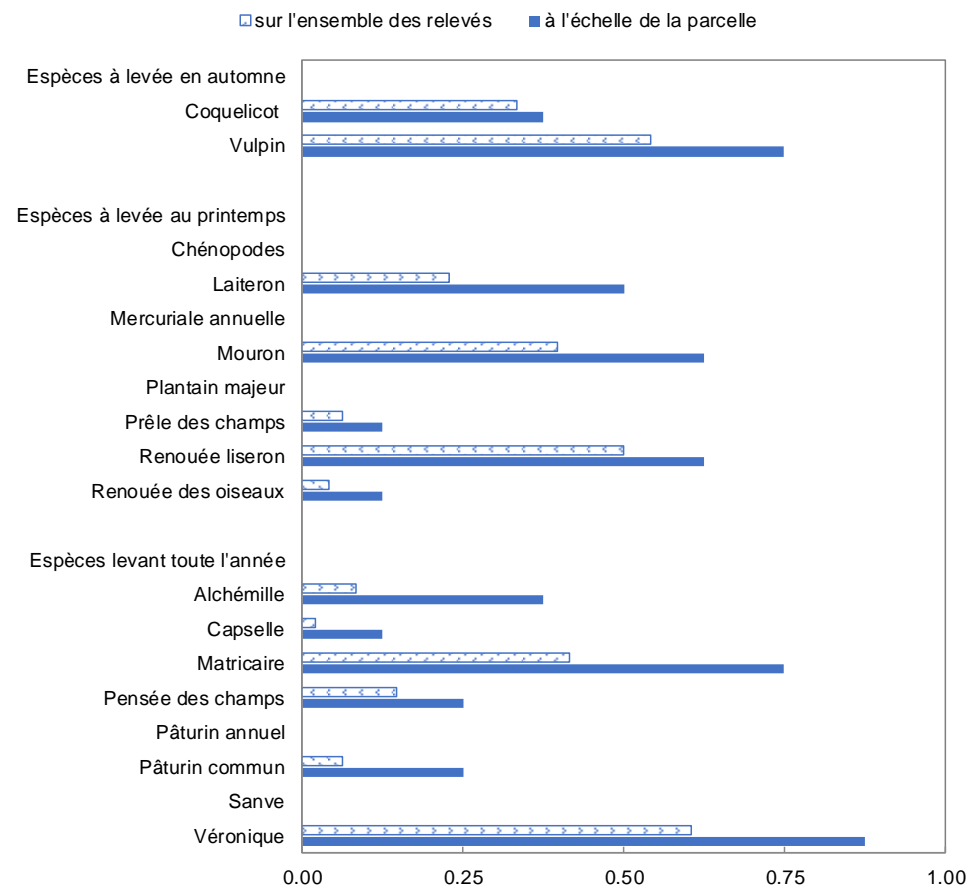
Les barres d'erreur correspondent à l'écart-type entre les répétitions de mesure.

Annexe IV.B. Fréquence des espèces adventices présentes à la floraison sur l'ensemble des relevés et à l'échelle de la parcelle, observées en 2016 (a) et en 2017 (b).

(a) En 2016

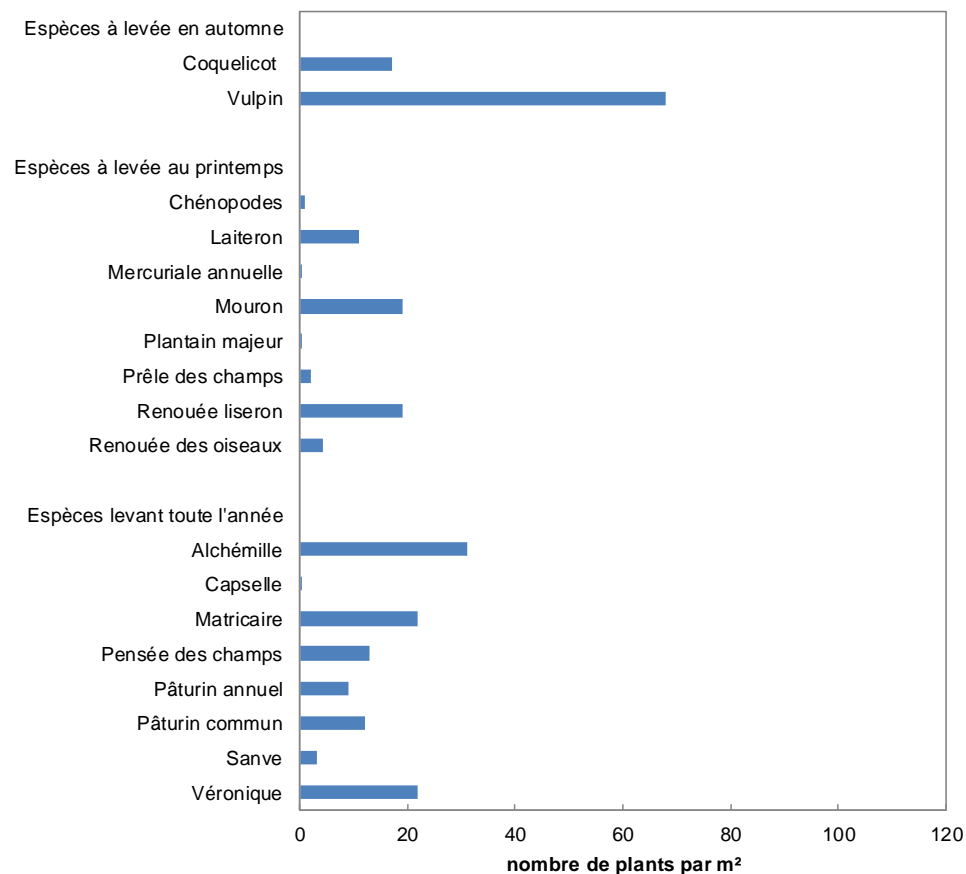


(b) En 2017

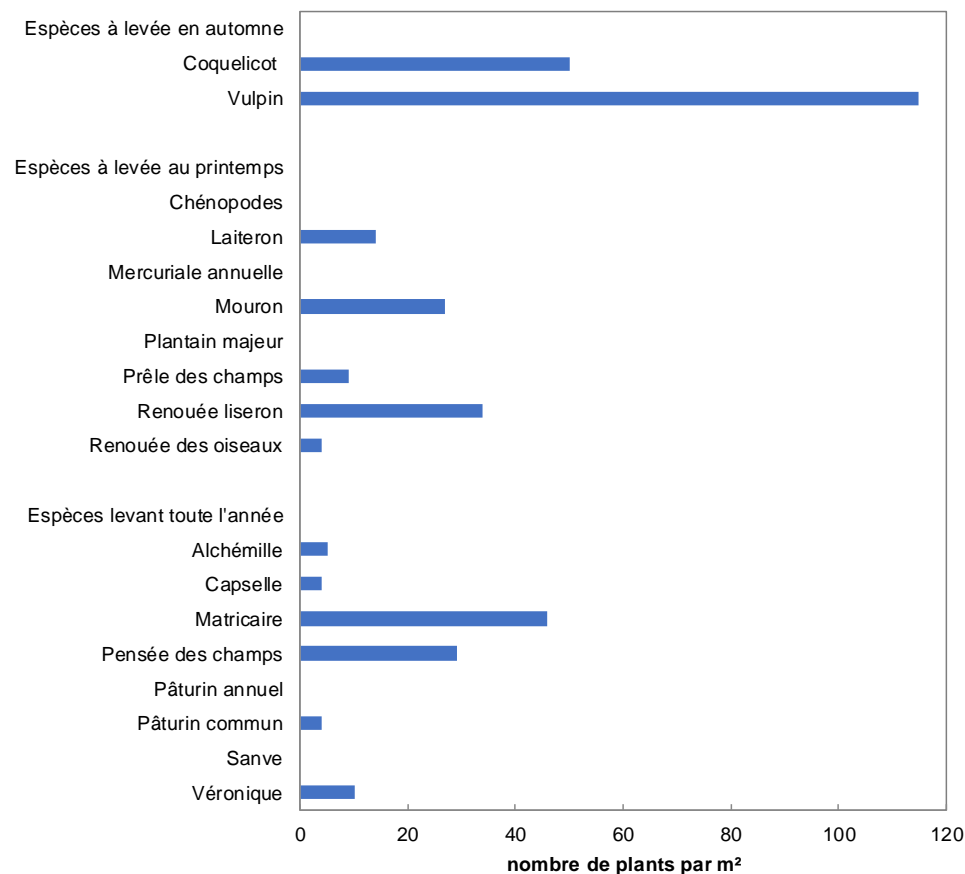


Annexe IV.C. Densité moyenne des espèces adventices présentes à la floraison sur l'ensemble des relevés et à l'échelle de la parcelle, relevées en 2016 (a) et en 2017 (b).

(a) En 2016



(b) En 2017



Title : Quantifying and modeling crop yields, water and nitrogen fluxes of in situ organic cropping systems.

Keywords : arable crops, organic farming, yield gap, leaching, N management, STICS

Abstract

Nowadays, in a context of global changes, addressing the interlinked challenges of food security and environmental impacts is fundamental for the sustainability of agricultural systems. Therefore, the thesis aimed to assess agronomic and environmental performances of organic systems, by coupling the experimental monitoring of a 35 organic fields network in the Northern region of France with modeling the soil-crop continuum, to better understand the underlying processes in water and nitrogen dynamics within those systems, and to promote a more sustainable management.

Water drainage and nitrate leaching were assessed by coupling soil, crop and climate data within LIXIM model. Then we analyzed N leaching pattern under diverse organic arable fields to explain its main driving factors. Leaving aside the strong soil type effect and the importance of climatic conditions on drainage, the combination of previous crops and autumn field management appeared to be a key determinant of nitrate leaching in the studied organic systems, as they both drive the amount of soil mineral nitrogen before draining period and explain the position of nitrate in the soil profile. We also showed the dichotomous role of legumes as preceding crop in organic cropping systems and the poor performance of the standard catch crops, sown in late summer in this context. Yield gap of cereals was investigated using a deterministic modeling approach as a diagnosis tool, to contribute in improving the productivity of organic agriculture. The soil-crop model STICS was used to estimate the potential yields of each studied winter wheat and winter triticale crop fields in their given soil and climate conditions. Our results reasserted how nitrogen stress could explain a major part of the yield gap occurring in organic crops and outweigh biotic limiting factors impacts, for cropping systems relying on few or no manures for nitrogen supply.

Lastly, we aimed to address the challenge of nitrogen supply in organic arable systems for a better nitrogen use efficiency and improved crop yields. We used the model STICS to simulate the impact of alternative nitrogen management practices by carrying out a numerical experiment in a participatory approach involving farmers, technical advisors and researchers. The findings emphasized the importance of crop succession design and management practices, particularly the implementation of catch crops and the timing of the destruction of perennial legume crops. Optimizing the farmer's actual practices could then be possible, reducing the potential emissions of nitrogen via leaching or gaseous losses, without decreasing the nitrogen supply for the following crop.

Organic arable cropping systems, within the studied soil, technics and climate contexts, can achieve agronomic performances combined with low environmental impacts, with well-managed nitrogen practices.

Titre : Quantification expérimentale et modélisation de la production, des flux d'eau et d'azote en systèmes de culture biologiques

Mots-clés : grandes cultures, agriculture biologique, écart de rendement, lixiviation, gestion d'azote, STICS

Résumé

Dans le contexte actuel de changements globaux, faire face au défi multiple et interconnecté de la sécurité alimentaire et des impacts environnementaux s'avère fondamental pour la durabilité des systèmes agricoles. La thèse s'attache ainsi à évaluer les performances agronomiques et environnementales des systèmes en AB, en couplant un suivi expérimental réalisé sur un réseau de 35 parcelles agricoles dans la région Hauts-de-France, avec la modélisation du continuum sol-plante-atmosphère afin de mieux comprendre les processus expliquant les dynamiques de l'eau et de l'azote dans ces systèmes, en vue de promouvoir des pratiques de gestion durables.

Dans un premier temps, le drainage d'eau et la lixiviation d'azote ont été quantifiés en couplant les données sol-culture-climat et le modèle LIXIM. L'analyse de la lixiviation des parcelles agricoles a permis de déterminer que les facteurs qui expliquent la variabilité. Outre le fort effet sol et l'importance des conditions climatiques sur le drainage, ils sont principalement liés à la combinaison de précédent cultural et de gestion de la couverture du sol en automne. Ces deux derniers jouent en effet sur la quantité d'azote minéral présent avant la période de drainage et expliquent la position du nitrate dans le profil de sol. Nos résultats ont montré le rôle dichotomique des légumineuses dans les systèmes de grandes cultures en AB, et la faible performance des cultures intermédiaires car semées tardivement en automne dans ce contexte.

Dans un second temps, le diagnostic des déterminants de l'écart au rendement des cultures ou *yield gap* a été réalisé via une approche par modélisation déterministe. Le modèle sol-culture STICS a servi à estimer les différents niveaux de rendement potentiel et décomposer le *yield gap*, en s'appuyant sur le cas du blé tendre et du triticale. Les résultats montrent que le stress en azote permet d'expliquer la majeure partie du *yield gap* survenant en AB, et dans une moindre mesure les facteurs liés à la pression biotique, pour des systèmes recourant à peu ou pas d'apport azoté exogène.

Finalement, le défi de la fourniture en azote dans les systèmes de grandes cultures en AB a été abordé afin de contribuer à une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote et une amélioration de la productivité des parcelles. Le modèle STICS a permis de simuler l'impact de pratiques de gestion alternatives de l'azote, par expérimentation numérique menée dans le cadre d'une approche participative, mobilisant les agriculteurs, les conseillers techniques et les chercheurs. Les résultats indiquent l'importance de la succession et des pratiques culturales, en particulier la mise en place de cultures intermédiaires et la gestion du retournement des luzernières. L'optimisation des pratiques des agriculteurs restent ainsi possible, en réduisant les émissions potentielles d'azote par lixiviation ou par pertes gazeuses, sans léser la fourniture en N pour les cultures.

Dans les contextes pédo-technico-climatiques étudiés, les systèmes de grandes cultures en AB peuvent ainsi combiner performance agronomique et faibles impacts environnementaux, lorsque la gestion de l'azote est bien maîtrisée.