

Modélisation des bilans eau, carbone et azote en systèmes de culture agriculture biologique et/ou à bas intrants

Nicolas Beaudoin^{1*}, Lucia Rakotovololona¹, Bénédicte Autret¹, Florent Chlébowski¹, Aïcha Ronceux², Michel Bertrand², Gilles Grandeau², Loïc Prieur³, Bruno Mary¹.

¹INRA, UPR 1158 AgroImpact, site de Laon, F-02000 Barenton-Bugny, France

²Agro-Transfert R&T, 2, Chaussée de Brunehaut - 80200 Estrées Mons, France.

³INRA-ENS-IRD-CNRS, UMR 1392 Versailles-Grignon, Paris, France.

⁴CREAB Midi-Pyrénées, LEGTA Auch-Beaulieu, 32020 Auch Cedex 09, France

* personne à contacter : Nicolas.Beaudoin@inra.fr

Résumé

Les défis locaux ou globaux auxquels est confrontée l'agriculture conduisent à rechercher des systèmes de cultures plus économes en intrants, en s'appuyant sur les synergies proposées par l'agro-écologie. L'agriculture biologique en est le prototype. Son bilan environnemental est a priori positif en termes de pression de pesticides et de maintien de la biodiversité mais incertain pour les impacts liés aux composés azotés ou carbonés, en particulier dans les systèmes de grande culture avec peu ou pas d'élevage.

Le projet ENBIOexpé (INRA AgroImpact) vise à quantifier la production et les bilans d'eau, carbone et azote des systèmes de grande culture agri-biologique (ORG) et/ou à bas intrants (LI), avec peu ou pas d'apport d'effluent. Le projet s'appuie sur 2 thèses, indépendantes sur le plan expérimental et synergiques sur le plan de la modélisation, et sur un travail de calibration du modèle STICS, à partir de données collectées auprès de partenaires. La stratégie scientifique consiste à coupler expérimentation et modélisation afin d'accéder aux flux d'eau, C et N et de gérer le changement d'échelle temporelle. Les systèmes expérimentaux des deux thèses (35 parcelles suivies pendant 3 ans dans le Nord de la France; 3 essais de longue durée en France, Danemark et Suisse) sont complémentaires pour tester la performance du modèle STICS.

Les premiers résultats obtenus dans chacun des 3 volets du projet confirment le bien-fondé de cette stratégie. Dans le suivi « on farm » de 35 parcelles ORG, seul un quart des 11 systèmes ont un lien avec l'élevage. Les stocks d'azote minéral en entrée d'hiver sont très variables entre situations culturales. Les pertes de nitrate calculées à partir de ces mesures sont assez faibles en moyenne, mais très variables. Ceci suggère qu'il existe une marge de progrès possible en système de grandes cultures biologiques. Le suivi de l'essai de longue durée de la Cage (INRA Versailles) permet d'évaluer le stockage du carbone, le surplus d'azote et son devenir dans quatre systèmes de culture. Le suivi des stocks de C du sol pendant 16 ans montre un stockage de C très important en agriculture de conservation (CA), modéré en système ORG et nul dans les systèmes conventionnel (CON) et intégré (INT). Le surplus d'azote se classe comme suit : CA > CON > INT > ORG. Comme les pertes de nitrate sont équivalentes pour tous les systèmes de culture, les pertes par voie gazeuse, estimées par bilan de masse, se classent dans le même ordre. Elles sont très fortes en système CA, nulles en ORG et intermédiaires en système CON et INT.

La démarche de calibration du modèle STICS en systèmes ORG a exigé de mettre au point une démarche rigoureuse de qualification des données en fonction de la pression des bio-agresseurs, sachant qu'il n'existe pas de situation au potentiel, sans stress biotique ou abiotique. Une fois calibré pour la minéralisation des nouveaux effluents et de nouvelles espèces, le modèle STICS sera testé contre les jeux de données des deux thèses et du réseau ABAC (Ile de France).

1 Introduction générale

1.1 Contexte

L'agriculture est impliquée dans des crises majeures advenant à l'échelle mondiale : alimentaire, énergétique, climatique et environnementale. Ces défis conduisent à rechercher des systèmes de cultures plus économes en intrants, en s'appuyant sur les synergies proposées par l'ingénierie écologique. La conception de systèmes à bas intrants chimiques (LI = low input) peut s'appuyer sur les services éco-systémiques proposés par l'agro-écologie ; cette voie est considérée comme la voie la plus sûre pour relever le défi alimentaire mondial (de Schutter, 2011). Des expérimentations de longue durée ont montré la sensibilité de la réponse de la production et/ou des sorties environnementales au niveau et à l'origine des entrées d'azote (Wells *et al.*, 2000 ; Eltun *et al.*, 2002 ; Torstensson *et al.*, 2006 ; Ross *et al.*, 2008). Cependant, leur valorisation économique n'est pas acquise en dehors des systèmes fourragers et/ou de l'agriculture biologique.

L'agriculture biologique (ORG = organic) est un prototype d'agriculture durable qui anticipe la tendance agro-écologique par le renforcement de la résilience des systèmes (Gautronneau, 1997 ; Lammerts *et al.*, 2002). Elle est économiquement viable et socialement acceptable grâce à la proscription des produits de synthèse et la certification de la chaîne de production – transformation. Le bilan environnemental de systèmes AB est *a priori* favorable vis à vis des risques de pollution par les phytosanitaires et le maintien de la biodiversité. Cependant, son impact sur les cycles de l'eau, du carbone et de l'azote nécessite d'être précisé, en particulier pour les systèmes de culture intégrant peu ou pas de cultures fourragères et d'apports d'effluents (Mondelaers *et al.*, 2009 ; Benoit *et al.*, 2014).

Le développement et la durabilité de systèmes de culture ORG sans élevage pose des questions spécifiques, en termes de maîtrise des adventices et de gestion de la fertilité des sols. La forte distance cultures - élevage empêche la diversification culturale par les prairies temporaires et réduit la disponibilité d'effluents organiques. Or, la nutrition azotée, voire phosphatée, et la maîtrise des adventices déterminent fortement la production agricole ; elles jouent sur la durabilité et le bilan environnemental de ces systèmes. Le recyclage d'effluents exogènes à l'exploitation est limité. L'alternative consiste à injecter de l'azote réactif via la fixation de légumineuses dans ces systèmes à bas intrants (Rochester *et al.*, 2001 ; Crews et Peoples, 2004). Cependant, la maîtrise de l'azote organique exogène et l'azote issu de la fixation symbiotique est difficile, et source d'incertitude dans l'établissement du bilan d'azote. La durabilité de ces systèmes doit être évaluée par une approche multicritère, combinée aux échelles locale et globale. Il est nécessaire de quantifier conjointement la disponibilité de l'azote pour la production et les pertes vers l'environnement, le stockage de C et le bilan de gaz à effet de serre (GES) et d'en modéliser la variabilité au sein de ces systèmes.

En système LI ou ORG, la diversification des cultures, l'existence de stress biotiques des cultures et les possibles modifications des cycles du carbone et de l'azote dans le sol représentent des défis notoires pour une modélisation de leur fonctionnement. Les exemples d'application d'une modélisation déterministe du système sol-culture-atmosphère en agriculture biologique sont très rares ou se limitent au cycle du carbone (Gabrielle *et al.*, 2002 ; Ludwig *et al.*, 2007 ; Leifeld *et al.*, 2009 ; Doltra *et al.*, 2011). Ce constat tranche avec le besoin d'outils de quantification des impacts, sur l'hydrosphère ou l'atmosphère et d'une possible généralisation de l'agriculture biologique à l'échelle de grands bassins (Thieu *et al.*, 2010). Cela a conduit l'unité AgroImpact à monter le projet ENBIOexpé (2013/2017).

1.2 Objectifs et structuration

Les objectifs d'ENBIOexpé sont de comprendre et modéliser le rôle déterminant des bilans d'eau, N et C de systèmes ORG et LI de grande culture, en priorité sans élevage. Le projet est structuré par 3 volets, dont deux thèses et un travail d'ingénieur de recherche :

- Thèse de Lucia Rakotovololona, s'appuyant sur un réseau de parcelles du Nord de la France en partenariat avec Agrotransfert R&T, pour appréhender la variabilité spatiale de la production et des flux de nitrate en situation agricole,
- Thèse de Bénédicte Autret, s'appuyant sur trois essais internationaux de longue durée pour appréhender les effets cumulatifs de systèmes différenciés, incluant AC et AB, sur les bilans eau, C et N.
- Travail de Florent Chlébowski, calibration, test et application de STICS en situation AB.

Les hypothèses de recherche relatives aux systèmes AB sont les suivantes :

- i) ils stockent autant de carbone dans le sol que des systèmes conventionnels grâce à une compensation entre moindre production agricole et stockage accru avec l'introduction de légumineuses pérennes ;
- ii) ils perdent une quantité moindre de nitrate et émettent moins de GES par unité de surface, en raison d'une moindre disponibilité en azote minéral dans le sol ;
- iii) ils peuvent faire l'objet d'une modélisation déterministe des flux d'eau, C et N dans la mesure où les bio-agresseurs sont bien identifiés; cela pose néanmoins des défis scientifique et technique.

Le PIREN Seine a servi de levier pour initier les deux projets de thèse en 2013/2014, et finance maintenant le volet C. Le reste du projet est financé par l'AESN, le MAAF et l'INRA.

2 Quantification de la lixiviation en réseau de parcelles agricoles

Cette étude s'inscrit dans le cadre d'une thèse visant à évaluer les performances agro-environnementales de systèmes de grandes cultures biologiques, en s'appuyant sur un réseau de parcelles agricoles (Rakotovololona *et al.*, 2016). Ce réseau est conduit par Agro-Transfert Ressources et Territoires, dans le cadre du projet « Agri-Bio : de la connaissance à la performance », de soutien de la filière dans les régions Picardie et Nord-Pas de Calais, ciblant les systèmes de grandes cultures sans ou avec peu d'élevage. L'objectif est d'y associer un volet de quantification et de modélisation de la production et des bilans d'eau et d'azote et d'en identifier les déterminants de la variabilité.

2.1 Matériels et méthodes

2.1.1 Le réseau de parcelles

Le réseau est composé de 35 parcelles appartenant à 9 exploitations agricoles (Figure 1). Seul un quart des systèmes suivis ont un lien avec l'élevage. Sur chaque exploitation, 3 ou 4 parcelles ont été choisies pour représenter le même sol, la même succession culturale mais pas la même culture. Le triplet de parcelles est à l'échelle d'agrégation et d'évaluation des flux à l'échelle interannuelle. Les types (l'effectif) de rotation culturale représentés par ces 11 triplets sont : Luzerne-Céréales (5), Céréales-Légumes de plein champ (2), Luzerne-Céréales-Légumes de plein champ (3), Luzerne-Céréales-Oléagineux (1). Sur chaque parcelle élémentaire, les mesures sont répétées sur deux blocs, afin de caractériser la variabilité des stocks et flux et la comparer aux erreurs du modèle.



Figure 1 : Localisation des exploitations agricoles AB et nombre de parcelles suivies par site

Ce dispositif permet d'analyser des situations réelles en grande culture biologique, caractérisées par une diversité à la fois en termes de type de sol, de conditions climatiques (Table 1), de contexte de production et de système de cultures.

Tableau 1. Caractéristiques pédoclimatiques des 9 sites étudiés*Tn = Température minimale ; Tx = Température maximale, P = précipitation*

	Type de sol	2014			2015		
		Tn ° C	Tx ° C	P mm	Tn ° C	Tx ° C	P mm
Coucy	Colluvions LAS	8.1	16.3	752	7.4	16.0	538
Hallencourt	Rendzine sur craie	8.4	15.0	928	7.9	15.1	709
Carvin	Limon profond	8.4	15.5	832	7.6	15.2	779
Marcq en Ost.	Limon profond	8.4	15.5	831	7.6	15.2	770
Thieux	Limon à silex	7.3	15.7	649	6.7	15.6	474
Sénnevières	Limon profond	8.1	16.3	759	7.2	16.0	443
Villotran	Limon à silex	8.0	15.5	826	7.5	15.5	582
La Neuville sur O.	Limon à silex	7.1	15.7	707	6.9	15.2	557
Rubempré	Limon profond	7.1	15.2	796	6.7	14.7	673

Les combinaisons de situations culturales ont été synthétisées dans une typologie simplifiée, établie sur la base des critères suivants :

- (i) le précédent cultural (céréales : blé tendre, triticale, avoine, seigle, épeautre; légumineuses : luzerne, féverole, pois, lentille; légumes de plein champ : pomme de terre, betterave rouge, carotte, chicorée) ;
- (ii) la couverture du sol en automne (culture intermédiaire avec ou sans légumineuse, culture d'hiver peu couvrantes, luzerne pérenne, sol nu) ;
- (iii) la présence ou l'absence d'apport d'effluent organique en automne.

2.1.2 La quantification de la lixiviation

Le modèle LIXIM (Mary *et al.*, 1998) est utilisé pour calculer les différents flux d'eau et d'azote à l'échelle de la parcelle, à partir des mesures de stocks d'eau et d'azote minéral sur un profil de sol de 150 cm de profondeur (90 cm en sol superficiel), réalisées à différentes dates durant la période de drainage. Ce modèle calcule les flux journaliers d'évapotranspiration et de drainage d'eau, de minéralisation et de lixiviation d'azote par méthode inverse en utilisant les mesures de stocks. Il est évalué par sa capacité à bien simuler les stocks d'eau et d'azote (Figure 2).

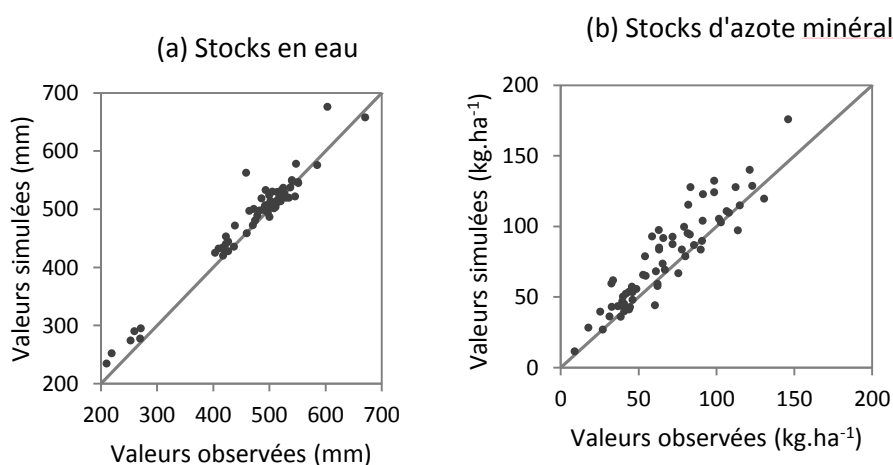


Figure 2. Valeurs observées et simulées des stocks en eau et en azote minéral du sol

2.2 Résultats

Les résultats présentés ci-après proviennent des données de deux hivers, 2014-2015 et 2015-2016, collectées sur l'ensemble des 35 parcelles en ORG.

2.2.1 Stocks d'azote minéral du sol

Le stock d'azote minéral du sol en fin d'automne détermine les risques de lixiviation d'azote. Il varie dans un rapport de 1 à 3 en fonction de la situation culturale. Cette différenciation se produit pendant le cycle cultural mais surtout après récolte, comme le montre l'évolution temporelle, avec une variabilité plus ou moins importante selon la situation culturale considérée (Figure 3).

On observe en général une augmentation du stock d'azote minéral du sol entre la récolte et la fin d'automne (mi-novembre). Le stock N s'accroît en moyenne de 35 kg N ha⁻¹ dans les parcelles en sol nu, 40 kg N ha⁻¹ après la destruction de luzerne, dans les parcelles avec un couvert de trèfle en interculture, dans les parcelles ayant reçu un effluent organique en automne et jusqu'à 80 kg N ha⁻¹ après une culture de légumineuses en culture principale.

Au cours de la période hivernale, certaines situations culturales tendent à présenter une diminution du stock d'azote minéral, allant de -23 à -59 kg N ha⁻¹, notamment après un précédent de légumineuses ou de légumes de plein champ, et sur les parcelles fertilisées en automne. A contrario, dans les parcelles ayant un couvert bien développé durant la période de drainage, que ce soit une culture intermédiaire ou une luzerne en place, le stock d'azote minéral ne varie pas significativement au cours de l'hiver.

À la sortie de l'hiver, la tendance générale est à la reprise de la minéralisation de l'azote du sol, avec une intensité variant selon la situation culturale.

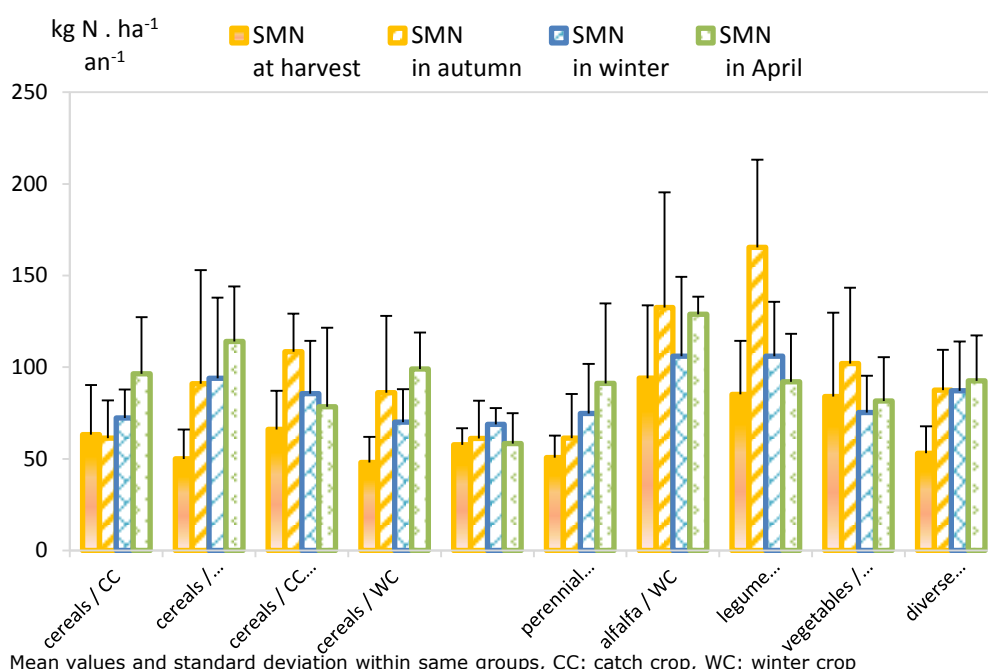


Figure 3. Évolution du stock d'azote minéral du sol (SMN) selon la situation culturale (35 parcelles x 2 années)

2.2.2 Flux d'eau et d'azote du sol

Le drainage, calculé à partir du bilan hydrique journalier établi par le modèle LIXIM, varie fortement selon les années et les parcelles. Il varie de 109 à 328 mm an⁻¹ pour la période octobre 2014 - mars 2015, et de 21 à 347 mm an⁻¹ pour la même période en 2015-2016.

Concernant les flux d'azote liés à la minéralisation et à l'absorption par les cultures, il y a également une différenciation selon la situation culturale (Figure 4) et une forte variabilité entre parcelles, probablement liée

aux conditions pédoclimatiques différentes. Par rapport aux situations en sol nu, la minéralisation semble plus importante pour les parcelles ayant soit une culture intermédiaire implantée après la récolte, soit une luzerne en place. Cependant ce relargage d'azote est compensé par l'absorption de l'azote par les cultures, plus importante pour les mêmes parcelles. Les cultures implantées en hiver absorbent peu puisque leur croissance est ralentie en hiver.

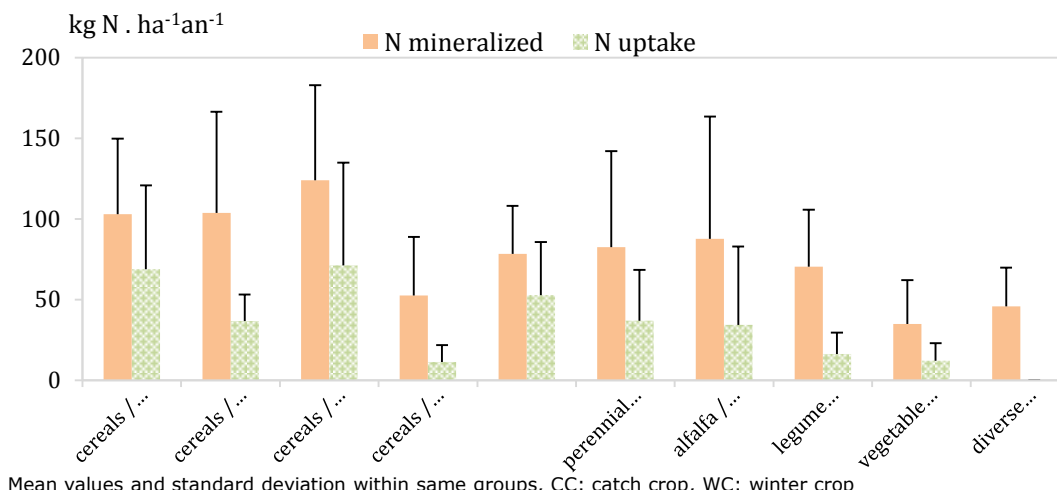


Figure 4. Quantités d'azote minéralisé et absorbé par les cultures selon la situation culturale des parcelles

La lixiviation varie fortement entre années, parcelles et situations culturales en automne (Figure 5). Si l'on compare aux situations en sol nu (en moyenne 16 kg N ha⁻¹ an⁻¹), les pertes en nitrate semblent moindres pour les parcelles avec une culture intermédiaire (en moyenne 10 kg N ha⁻¹ an⁻¹), sauf quand il y a apport d'effluent en automne (en moyenne 42 kg N ha⁻¹ an⁻¹). Après une culture de légumineuse, que ce soit la luzerne ou les légumineuses à graines, la lixiviation est estimée en moyenne à 35 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Dans ces deux situations à risque, avec apport de PRO en automne ou précédent légumineuse, l'augmentation importante du stock N minéral constatée en automne suivie d'une diminution en hiver s'explique en grande partie par une lixiviation accrue de nitrate.

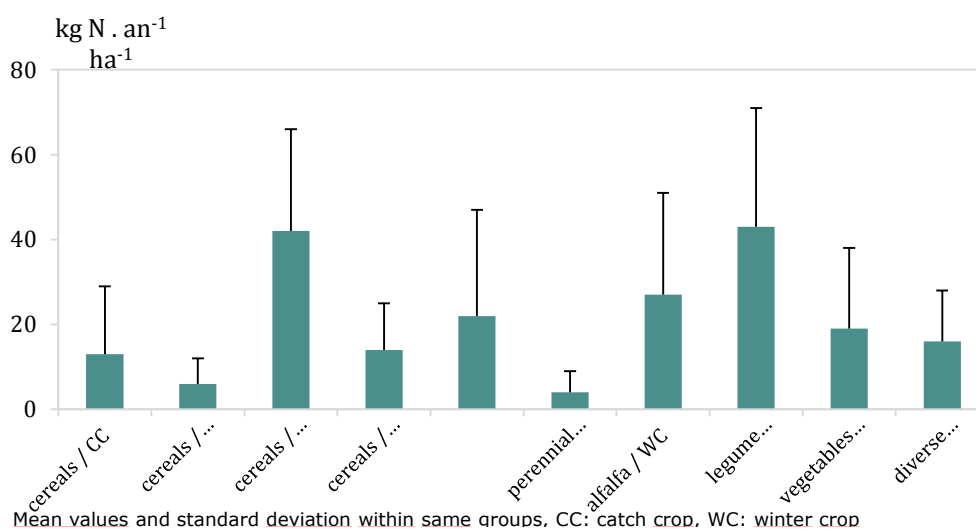


Figure 5. Quantités de nitrate lixivié selon la situation culturale (35 parcelles x 2 années)

L'amplitude et les déterminants de la variabilité de la lixiviation sont comparables à ceux de systèmes conventionnels (Beaudoin *et al.*, 2005 ; Benoit *et al.*, 2014).

La réponse de la lixiviation à la variation du stock d'azote minéral en fin d'automne dépend du taux de renouvellement R de l'eau du sol (Figure 6). Ce paramètre est le rapport entre le volume drainé et la capacité de rétention en eau du sol (Beaudoin *et al.*, 2016). Ce critère intègre les caractéristiques du sol et du climat

alors que le stock d'azote minéral résulte principalement des pratiques culturales. Le risque de lessivage est corrélé au stock N minéral en entrée d'hiver pour chaque classe de R. Lorsque R est faible, notamment dans les sols profonds, le risque de lessivage est faible et lié à la position de l'azote dans le profil.

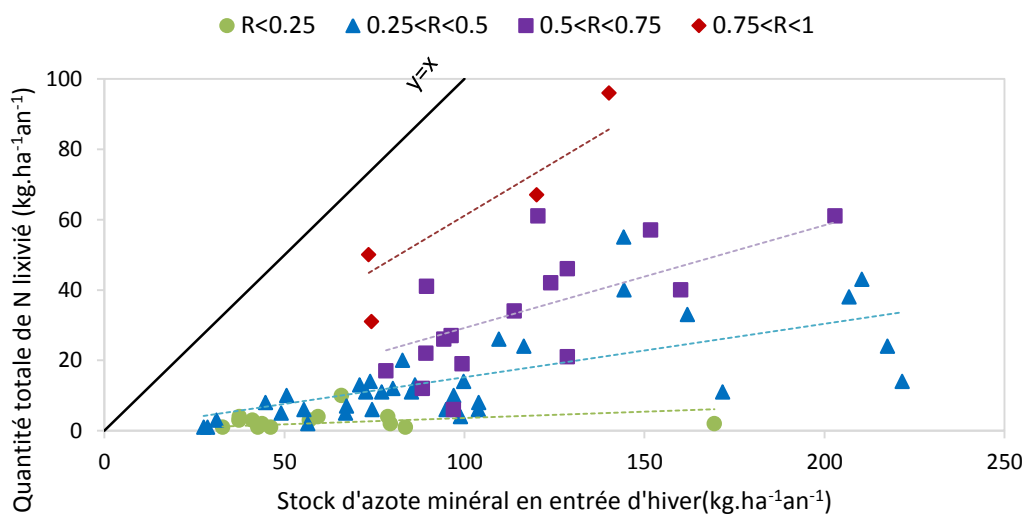
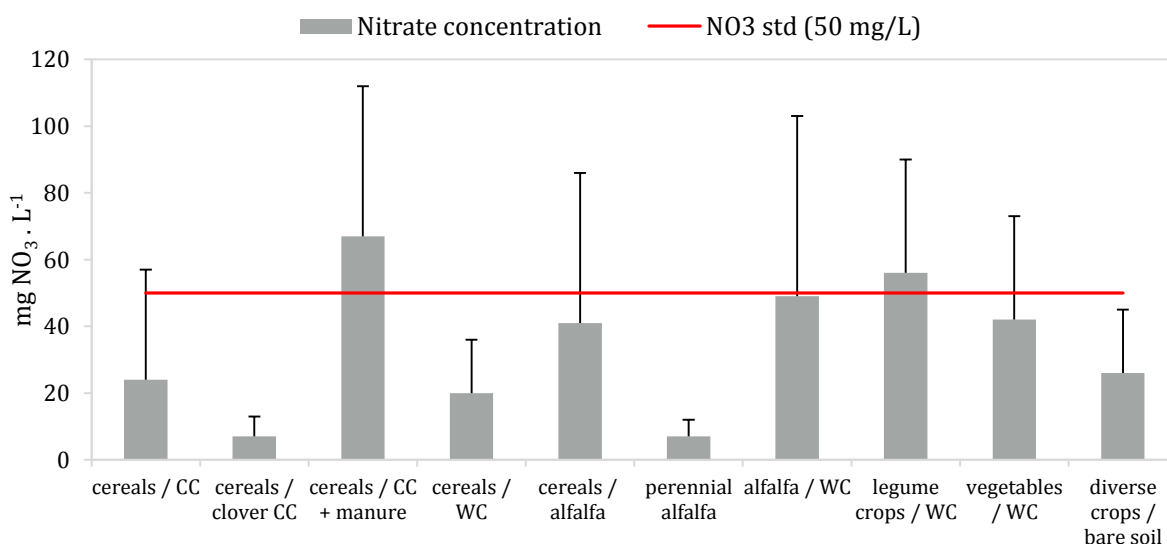


Figure 6. Quantité d'azote lixivié en fonction du stock d'azote minéral en entrée d'hiver et du taux de renouvellement en eau du sol

La concentration en nitrate de l'eau drainée a été calculée pour un profil de sol allant jusqu'à une profondeur de 150 cm. Elle varie relativement peu autour d'une moyenne de 34 mg NO₃ L⁻¹, et reste généralement en-dessous de la norme de 50 mg NO₃ L⁻¹ définie par la Directive Nitrate (Figure 7). Ce résultat s'explique d'abord par la profondeur du sol et par la position de la majorité de l'azote dans la partie supérieure du profil, qui induisent une faible sensibilité à la lixiviation.



Mean values and standard deviation within same groups, CC: catch crop, WC: winter crop

Figure 7. Concentration en nitrate de la lame d'eau drainée selon la situation culturale

3 Stockage de C et bilan N en systèmes de culture alternatifs à long terme

3.1 Matériels et méthodes

Le premier site expérimental de long terme étudié à ce jour est le dispositif de La Cage (INRA Versailles) établi en 1998. Le sol est un limoneux hydromorphe profond, drainé artificiellement de longue date. La température annuelle moyenne de l'air et les précipitations annuelles sont respectivement de 11.3 °C et 627 mm. Le dispositif permet de comparer, depuis 1998, quatre systèmes de culture sans apport d'effluents d'élevage (Tableau 2) : un système conventionnel (CON), un système intégré à bas niveau d'intrant (LI), un système en non labour sous couvert végétal permanent vu comme un prototype d'agriculture de conservation (CA) et un système en agriculture biologique (ORG).

La densité apparente du sol et sa teneur en C et N organiques ont été mesurées à différentes dates entre 1998 et 2014 afin de calculer les stocks de C et N à masse de sol équivalente. L'évolution de ces stocks entre 1998 et 2014 a été simulée à l'aide du modèle AMG (Saffih-Hdadi *et al.*, 1999). Ce modèle calcule le flux net de stockage de carbone en prenant en compte les entrées de carbone issu des résidus de culture (pailles et racines). Le surplus d'azote de chaque système de culture a été calculé à partir des données de fertilisation azotée, de l'estimation de la fixation symbiotique (Anglade *et al.*, 2015) et des exportations d'azote à la récolte. Les mesures de reliquats azotés et de l'humidité du sol nous permettent d'estimer la lixiviation de N grâce au modèle LIXIM.

Tableau 2. Caractéristiques des traitements étudiés sur le site de La Cage

Traitements	conventionnel (CON)	bas intrants (LI)	non labour avec couvert végétal permanent (CA)	agriculture biologique (ORG)
Rotation culturale	Blé-pois-blé-colza	Blé-pois-blé-colza	Blé-pois-luzerne-luzerne-blé-colza	Blé-luzerne-luzerne-blé
Couvert végétal			Luzerne	
Labour	Tous les ans	Tous les 2 ans	Non labour	3 années sur 4
Fertilisation azotée (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	143	114	104	10
Rendement blé (t ha ⁻¹ an ⁻¹)	9.7	8.9	6.7	5.4

3.2 Résultats

3.2.1 Evolution des stocks de carbone

Les stocks de carbone mesurés en 1998 et 2014 sont présentés à la Figure 8. La vitesse de stockage du C entre 1998 et 2014 a été de 0.08, 0.02, 0.63 et 0.28 t C ha⁻¹ an⁻¹ dans les systèmes CON, LI, CA et ORG respectivement. Elle est significativement différente de 0 dans les systèmes CA et ORG (Autret *et al.*, 2016a). L'accroissement relatif du stock dans ces deux derniers traitements au bout de 16 ans est de 24% et 12% respectivement. Il correspond à un taux annuel relatif de 15‰ et 7‰, ce qui excède l'objectif annoncé de 4‰ par le Ministère de l'Agriculture et de la Forêt.

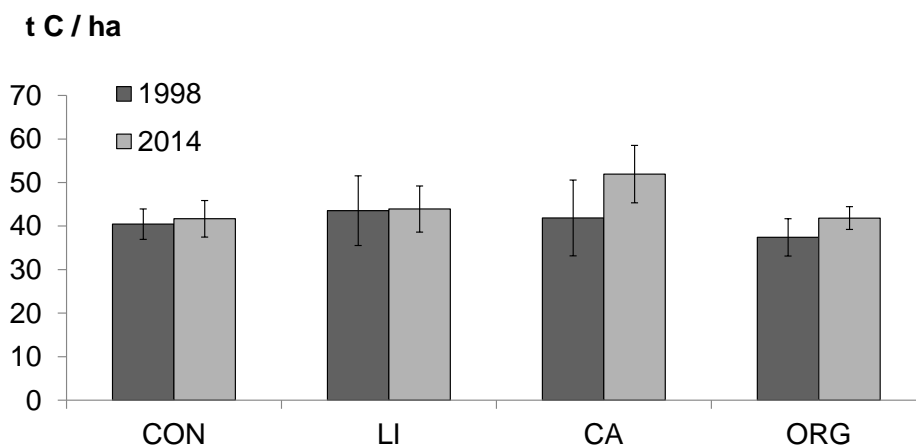


Figure 8. Stocks de carbone mesurés en 1998 et 2014 à masse de sol équivalente (environ 0-30 cm)

Cette comparaison ne donne pas les éléments d'explications nécessaires à la généralisation des pratiques considérées comme vertueuses. Nous avons mis en œuvre le modèle AMG afin d'identifier les déterminants de ce stockage de carbone. Trois options de paramétrage ont été comparées (Figure 9).

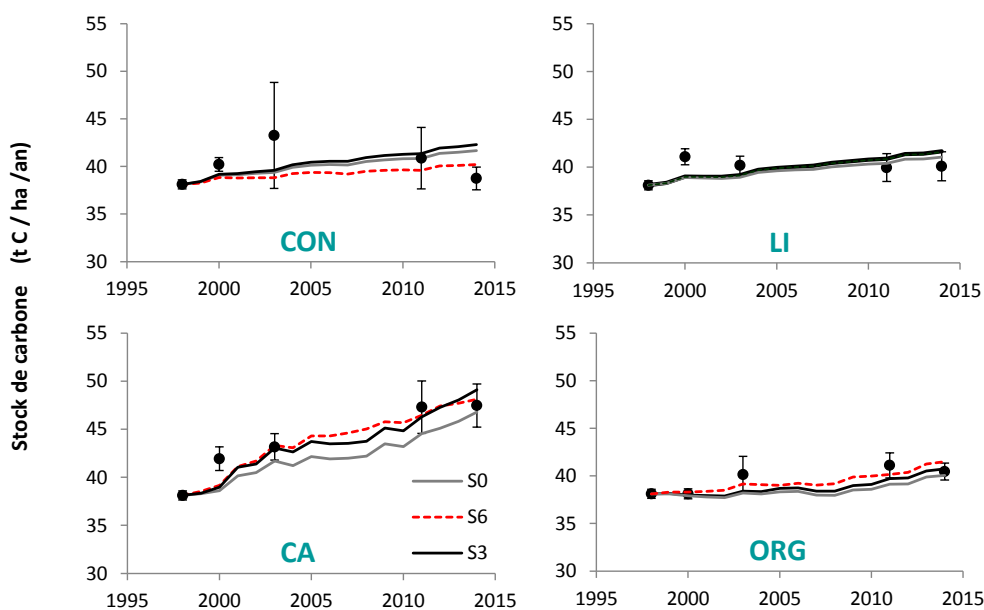


Figure 9. Évolution des stocks de carbone mesurés et simulés sur les 4 traitements de l'essai de La Cage S0 = paramétrage par défaut, S3 = optimisation par traitement, S6 = optimisation commune aux traitements

La bonne simulation de l'évolution des stocks de C dans le temps démontre que le stockage de C dans les systèmes CA et ORG est essentiellement due à la quantité et à la nature des entrées de C (dû à l'introduction des couverts végétaux et de la luzerne) et non à la suppression du labour (dans le système CA), confirmant les résultats de Dimassi *et al.* (2014).

3.2.2 Surplus azoté

Les entrées d'azote ont fortement différencié entre traitements, selon le taux de fertilisation du N et la fréquence des légumineuses dans la succession des cultures (Autret *et al.*, 2016b). Ces facteurs ont varié en sens opposé dans CON et ORG. Le surplus d'azote est maximal en système CA, avec 151 kg N ha⁻¹ an⁻¹ contre 52 kg N ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne pour CON, LI et ORG (Figure 10). Cependant, certaines pratiques agricoles (implantation de cultures intermédiaires, couverts non fixateurs) ont une incidence sur les pertes de nitrate alors qu'elles ne modifient pas le calcul du surplus. Cet indicateur n'est donc pas suffisant pour conclure sur Modélisation des bilans eau, carbone et azote en systèmes de culture agriculture biologique et/ou à bas intrants

les impacts environnementaux d'un système de cultures. En fait, le surplus d'azote est égal à la somme des pertes d'azote par lixiviation, des pertes gazeuses (dénitrification et volatilisation) et du stockage d'azote dans le sol (positif ou négatif). La contribution de ces trois flux au surplus d'azote peut varier selon les pratiques et les systèmes.

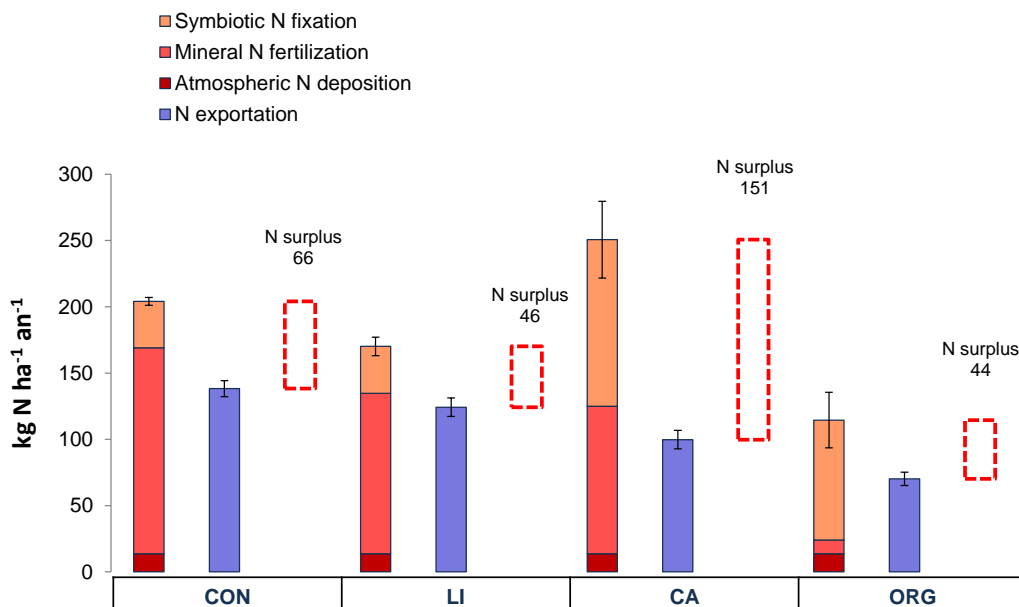


Figure 10. Entrées, sorties et surplus d'azote (moyenne annuelle) sur les 4 traitements de La Cage

Les mesures additionnelles faites sur cet essai nous permettent de contourner le problème. La Figure 11 montre la part de chacun des 3 flux dans les 4 systèmes. De 1998 à 2014, le rythme de stockage d'azote a été de 13, 3, 45 et 9 kg N ha⁻¹ an⁻¹ en système CON, LI, CA et ORG respectivement. La perte annuelle d'azote par lixiviation a été de 15 kg N ha⁻¹ an⁻¹, sans différence significative entre systèmes. Les pertes gazeuses sont donc estimées à 43, 27, 68 et 3 kg N ha⁻¹ an⁻¹ respectivement. Il existe donc de très gros écarts dans le devenir de l'azote entre systèmes. Le système ORG est celui qui présente la meilleure efficacité de l'azote apporté. Les mesures (en cours) d'émissions de protoxyde d'azote (N₂O) et de CO₂ permettront de calculer le bilan GES de ces systèmes.

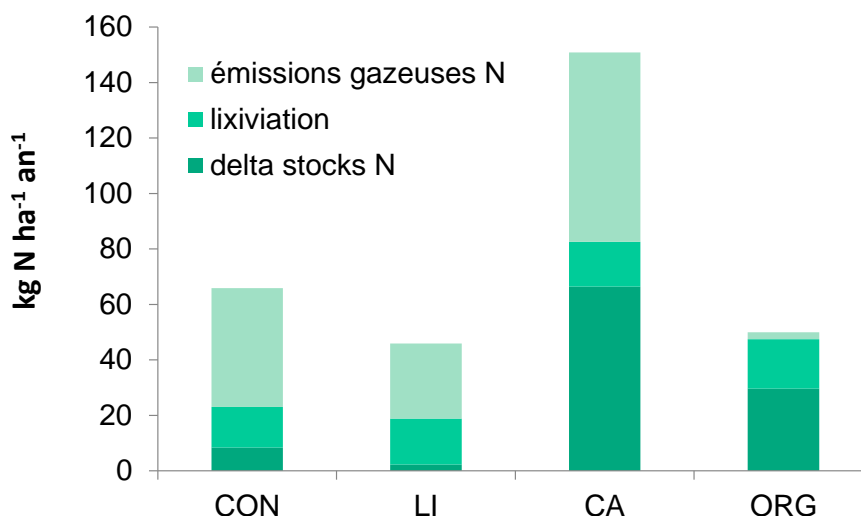


Figure 11. Devenir du surplus d'azote à La Cage (émissions gazeuses calculées par bilan de masse)

4 Calibration et test de STICS en systèmes de grande culture AB

4.1 Enjeux et objectifs de l'étude

L'application d'un modèle déterministe en agriculture biologique représente un défi scientifique, du fait de l'importance des facteurs d'origine biotique limitant le rendement et des entrées d'azote organique dont le devenir est plus difficile à prévoir qu'une entrée d'azote minéral. Il s'y ajoute un défi d'ingénierie en termes de prise en compte de nombreuses variétés ou d'espèces ou types d'amendement organique ignorés de l'agriculture conventionnelle. Le modèle STICS présente des atouts pour relever ce défi (Brisson *et al.*, 2009). Sa généricité et sa robustesse lui permettent d'être appliqué à l'échelle d'un bassin hydrologique (Ledoux *et al.*, 2007 ; Beaudoin *et al.*, 2016). Il a été évalué sur une large gamme de situations pédo-climato-culturelles en France, variant par la disponibilité du rayonnement, de l'eau ou de l'azote (Coucheney *et al.*, 2015). Il peut prendre en compte des successions de cultures ou des cultures associées mais pas l'effet des bio-agresseurs. Il doit donc être appliqué sur des situations où ces derniers sont maîtrisés.

Les thèses conduites dans le projet ENBIOexpé, outre l'acquisition de données, contribueront à tester les fondements de la modélisation relatifs aux turn-over du carbone et de l'azote. Cela demande de s'intéresser en priorité à des cultures à la fois étudiées dans ces deux thèses et dans le réseau ABAC, composantes également du PIREN Seine, à savoir le blé tendre d'hiver, l'orge de printemps, le triticale, la luzerne, la féverole et le trèfle.

En système AB, les apports en fertilisant minéraux sont exclus. Ce sont donc des fertilisants organiques (farines de viande, plumes hydrolysées, ...) qui sont appliqués. Or, c'est bien sous la forme minérale (NH_4^+ et NO_3^-) que la plante prélève l'azote dans le sol. Les fertilisants doivent être minéralisés par la microflore du sol avant rendre l'azote disponible pour la plante. Les formalismes du modèle STICS peuvent décrire la cinétique de minéralisation des amendements organiques (Nicolardot *et al.*, 2001). Cependant, tous ne sont pas référencés, ce qui ne permet pas d'en simuler précisément la dynamique de minéralisation. Un travail de modélisation de la minéralisation de ces effluents est donc aussi prévu.

4.2 Méthodes

4.2.1 Collecte et qualification des jeux de données

Dans les systèmes en AB, compte tenu de la faiblesse des moyens expérimentaux disponibles de ce secteur, les situations culturales permettant d'accéder au rendement potentiel génétique sont inexistantes. La pression en adventices et en maladies est généralement plus forte et explique en partie le moindre rendement par rapport aux systèmes conventionnels. Ces stress biotiques ne sont pas pris en compte par la version standard du modèle et les simuler explicitement ne fait pas partie des objectifs du projet. Cette limite est une contrainte majeure dans la méthode de paramétrage et de calibration du modèle. Les facteurs biotiques peuvent affecter la croissance des plantes de plusieurs façons : les adventices sont des compétiteurs pour l'eau, la lumière et l'azote, réduisant la croissance et le rendement de la culture, qui seront alors surestimés par le modèle, par rapport aux observations. Les maladies peuvent affecter le feuillage et donc la biomasse en cours de végétation par une moindre interception de la lumière ou directement la biomasse des fruits ; cela conduit aussi à une surestimation systématique de la biomasse et du rendement par le modèle.

La démarche de modélisation en AB sera de caractériser en amont les jeux de données disponibles en termes de pression des bio-agresseurs. Cette information est alors utilisée dans trois règles : 1) les situations où un stress biotique est signalé sont éliminées des bases de données de calibration du modèle ; 2) les situations non identifiées comme affectées d'un stress biotique sont utilisées en calibration ; cette dernière visera une surestimation de sécurité du rendement, d'une valeur forfaitaire de 10%, pour prévenir l'effet d'un faible stress non signalé, car en effet, aucun système ORG n'est à 100 % exempt de maladie et/ou d'adventice ; 3) les situations avec adventices pourront faire partie des données de validation si elles sont suffisamment bien identifiées ; elles seront alors répertoriées en tant que cultures associées que le modèle sait simuler (Corre-Hellou *et al.*, 2009).

La calibration du blé en système AB est effectuée grâce aux données recueillies par le CREAB Midi-Pyrénées dont la ferme expérimentale est située près d'Auch dans le Gers (32). Ce jeu de données inclut 15 années (2001-2015) et différentes rotations. Les expérimentations et autres relevés ont été faits sur 12 zones

dites de référence car qualifiées, en début d’expérimentation, sur les données sols. Ceci a donc permis de paramétrer les divers fichiers sols dans STICS.

Les données de validation proviennent de quatre jeux de données : deux jeux sont issus d’essais d’Arvalis Institut du Végétal situés dans la Région Île-de-France, sur les sites de Boigneville (2008-2015) et de Villarceaux (2003-2015) ; un jeu est produit dans le cadre du projet ENBIOexpé dans la région Hauts de France (2014-2015) ; le dernier jeu issu du CREAB concerne des expérimentations avec présence d’adventices et/ou de maladies.

Les jeux de données nécessaires à la calibration de la minéralisation des effluents proviendront de données de cinétiques d’incubation au laboratoire. Des partenaires sont actuellement sollicités dans ce sens.

4.2.2 Changement de formalismes et d’options en comparaison au blé conventionnel

La version standard de STICS ne décrit pas la dynamique d’accumulation de carbone et d’azote dans les racines, mais seulement la quantité recyclée vers le sol en fin de culture. La moindre disponibilité de l’azote dans les systèmes AB a conduit à chercher une modélisation plus aboutie, sachant qu’elle est déjà disponible dans une version de recherche plus générique, évaluée seulement pour les cultures pérennes pour le moment (Strullu *et al.*, 2014 ; 2015). Le travail de calibration a donc intégré une compartimentation complète du carbone et de l’azote dans l’ensemble des parties de la plante tout au long des simulations.

Dans les systèmes conventionnels, l’apport de fertilisant sous forme organique permet d’apporter de façon plus optimale de l’azote directement bio-disponible pour les plantes car déjà sous forme minérale. Cependant, dans les systèmes AB, les carences en azote sont beaucoup plus fréquentes. Ainsi, pour modéliser au mieux le stress azoté, il faut que le système racinaire lui-même soit au plus proche des conditions expérimentales. Or, dans le fichier sur lequel s’est basé le paramétrage du blé bio, à savoir le fichier du blé en conventionnel, la simulation du profil de densité racinaire était déséquilibrée entre les horizons. Nous avons lié la dynamique d’expansion de longueur racinaire à la production de matière sèche dans le système AB, conformément aux travaux de Baret, Olioso, et Luciani (1992). L’activation de l’option « lien trophique », complétée de l’optimisation de trois paramètres relatifs à la croissance racinaire du blé et sa relation avec la biomasse aérienne, a permis d’améliorer le réalisme du profil de densité racinaire (Figure 12).

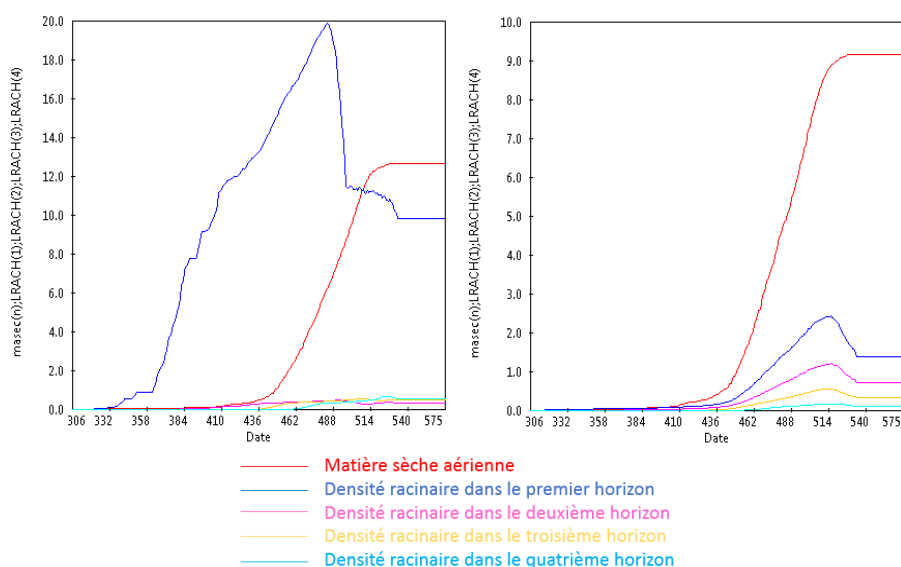


Figure 12. Évolution simulée de la densité racinaire en blé conventionnel (1) et AB (2) ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ de sol) et de la matière sèche aérienne (t ha^{-1})

4.3 Résultats de la calibration du modèle pour le blé en AB

4.3.1 Composantes de rendement de la culture

La Figure 13 compare les valeurs simulées et observées de la matière sèche aérienne (*masec*) et du rendement en grain (*mafruit*), sur les données de la base de calibration. On remarque ici que les valeurs simulées sont proches des valeurs observées malgré la légère tendance à la surestimation, en deçà des 10% forfaitaire. Les conclusions sont les mêmes pour *masec* et *mafruit*. Cependant, on observe une dispersion plus grande des points pour ce dernier ; certaines simulations sous-estiment le rendement. Le modèle est par ailleurs classiquement moins performant dans la prédiction du rendement que dans celle de la matière sèche (Coucheney *et al.*, 2015).

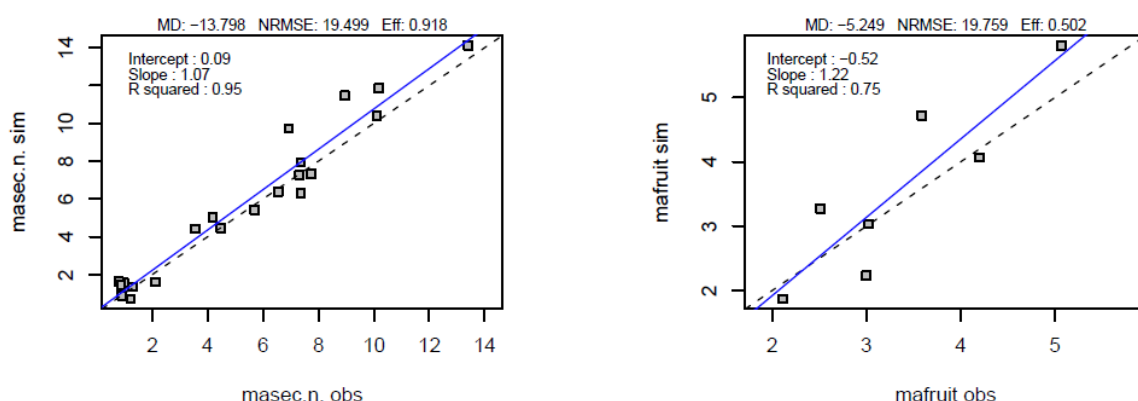


Figure 13. Valeurs simulées et observées de la matière sèche aérienne (*masec*) et du rendement en grain du blé (*mafruit*) de la base de données de calibration ($t.ha^{-1}$)

Le nombre de grains par m^2 (*chargefruit*) est bien simulé, contrairement au poids de 1 000 grains (*p1000grain*) (Figure 14). Pour améliorer la prévision de cette dernière variable, il faut mieux simuler le rendement. Nous évaluerons le modèle sur la base de données de simulation pour confirmer ou non l’existence de ces biais, avant de chercher à les corriger le cas échéant.

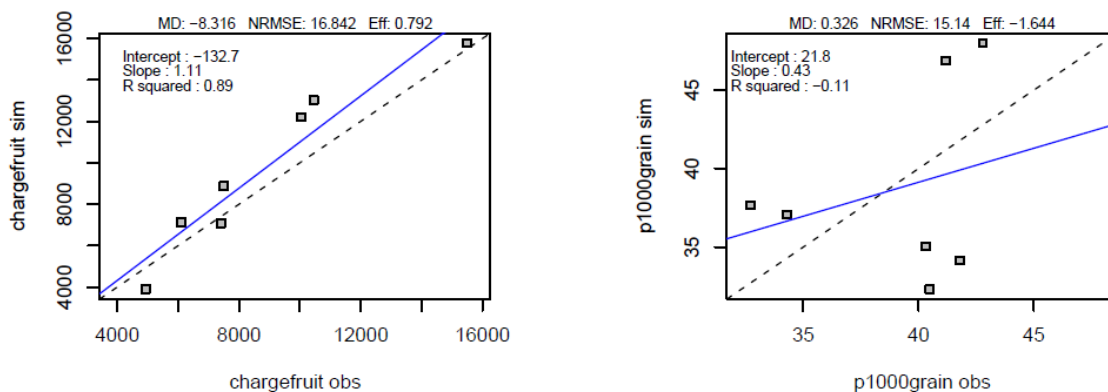


Figure 14. Valeurs simulées et observées du nombre de grains par m^2 et du poids de 1000 grains (g) sur la base de données de calibration

4.3.2 Azote dans la plante

La quantité d’azote absorbé dans la plante (*QNplante*) se répartit surtout entre la masse végétative (qui est majoritairement restituée au sol) et les organes récoltés et exportés (*QNgrain*). Les premières simulations

indiquent que le modèle surestime l'azote accumulé dans la plante, alors que la matière sèche aérienne est plutôt bien prédite (Figure 15). Il est donc nécessaire de revoir le paramétrage du module d'absorption de l'azote par la plante qui semble surévaluée par le modèle actuellement.

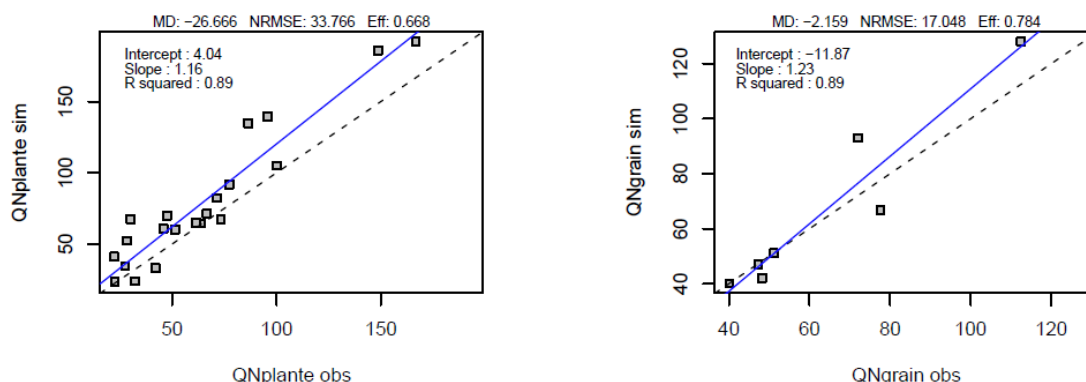


Figure 15. Valeurs simulées et observées de d'azote des parties aériennes (QN_{plante}) et des grains (QN_{grain}) de la base de données de calibration (kg N ha^{-1})

La qualité de prédiction de la quantité d'azote dans la plante intervient aussi dans la prédiction de la valeur de l'INN, indice de nutrition azoté, qui définit l'intensité du stress azoté sur la croissance de la plante. Cet INN est moyennement bien simulé par le modèle (Figure 16). On notera que les valeurs observées sont nettement inférieures à 1, indiquant que l'azote est toujours un facteur limitant dans ces expérimentations.

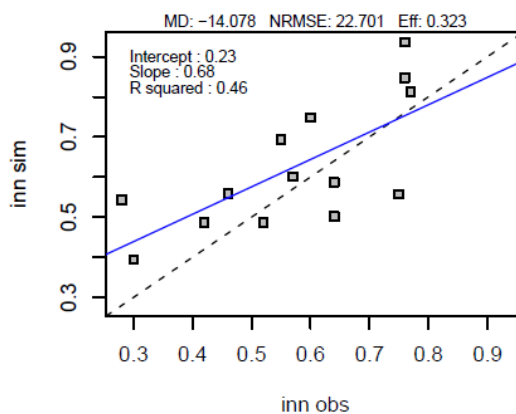


Figure 16. Valeurs simulées et observées de l'indice de nutrition azoté (base de données de calibration)

Ces résultats préliminaires sont assez encourageants pour espérer une validation positive de l'hypothèse : « *il est possible d'effectuer une modélisation déterministe des systèmes AB* », au moins en ce qui concerne les variables liées à la production. Cette première étape permet aussi de confirmer la pertinence de la méthode de qualification des données en termes de pression des bio-agresseurs.

La base de données ne comprend pas de situations sans facteur limitant. La calibration actuelle est donc dépendante de la qualité d'estimation des fournitures en azote du milieu. La future calibration de la dynamique de minéralisation des effluents permet d'espérer une amélioration des performances de prédiction des mobilisations d'azote par la culture. Ces tests doivent être poursuivis avec la base de données de validation, tant pour la production que pour les sorties d'intérêt environnemental.

5 Conclusion générale

Les premiers résultats obtenus dans chacun des 3 volets du projet confirment le bienfondé de la stratégie scientifique et partenariale, avec la quantification conjointe de la production et des termes du bilan et le couplage expérimentation et modélisation. Le défi de la modélisation déterministe est relevé face à la forte attente de tous les partenaires. Elle nécessite de procéder par étapes, en utilisant le modèle STICS d'abord comme outil de diagnostic puis de pronostic. La calibration de la dynamique de minéralisation d'autres effluents utilisés dans les systèmes ORG s'avère aussi nécessaire. Une fois calibré pour de nouvelles espèces, STICS sera appliqué aux jeux de données des deux thèses et du réseau ABAC (Ile de France).

6 Références bibliographiques

Anglade, J., Billen, G., and Garnier, J., 2015. Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* 6, 1–24.

Autret, B., Mary, B., Chenu, C., Balabane, M., Girardin, C., Bertrand, M., Grandeau, G., Beaudoin, N., 2016a. Alternative arable cropping systems: a key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 232, 150–164.

Autret B., Rakotovololona L., Mary B., Bertrand M., Chenu C., Grandeau G., Beaudoin N., 2016b. Nitrogen balance and fluxes in a 17 year experiment comparing alternative cropping systems. Poster, 14th ESA Congress, 5-9 September 2016, Edinburgh.

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.

Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Machet J.M. and Mary B., 2005. Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 111, 292-310.

Beaudoin N, Launay M., Sauboua E. , Ponsardin G. , Mary B., 2008. Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment, *European Journal of Agronomy*, 29, 1, 46-57.

Beaudoin, N., Gallois, N., Viennot, P., Le Bas, C., Puech, T., Schott, C., Mary, B., 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*.

Benoit M., Garnier J., Anglade J., Bille G., 2014. Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 100(3):285– 299.

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

Constantin J, Mary B, Laurent F, Aubrion G, Fontaine A, Kerveillant P, Beaudoin N (2010) Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agricult. Ecosys. Envir.*, volume 135, issue 4, pp 268-278. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.005>

Corre-Hellou G; Faure M; Launay M; Brisson N; Crozat Y., 2009, Adaptation of the STICS intercrop model to simulate crop growth and N accumulation in pea-barley intercrops. *Field Crops Research*, 113 (1):72-81.

Coucheney E., Buis S., Launay M. Constantin J., Mary B., Garcia de Cortazar-Atauri I., Ripoche D., Beaudoin N., Ruget F., Andrianorisoa S., Le Bas C., Justes E., Léonard J., 2015. *Environmental Modelling &*

Software. Accuracy, robustness and behavior of the STICS 8.2.2 soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. 64, 177-190

Crews T.E., Peoples M.B. (2004) Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102: 279–297.

De Schutter O., 2011. United Nation general Assembly Report on the right to food. Human rights council, sixteenth session, *Agenda item 3*, 20 December 2010.

Dimassi, B., Mary, B., Wylleman, R., Labreuche, J., Couture, D., Piraux, F., Cohan, J.-P., 2014. Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agric. Ecosyst. Environ.* 188, 134–146. doi:10.1016/j.agee.2014.02.014.

Doltra J., Laegdsmand M., Olesen J., 2011. Cereal yield and quality as affected by nitrogen availability in organic and conventional arable crop rotations: A combined modeling and experimental approach. *Europ. J. Agronomy* 34, 83-95.

Eltun R, Korsæth A, Nordheim O., 2002. A comparison of environmental, soil fertility, yield, and economical effects in six cropping systems based on an 8-year experiment in Norway, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90: 155-168.

Gabrielle B., Mary B., Roche R., Smith P., Gosse G., 2002. Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. *European Journal of Agronomy* 18: 107-120.

Gautronneau Y., 1997. Une agriculture écologique pour des zones à enjeux environnementaux majeurs. *Le courrier de l'environnement de l'INRA N°32*.

Lammerts Van Buren E.T., Struik P.C., Jacobsen E., 2002. Ecological concepts in organic farming and their consequences for an organic crop indeotype. *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.

Ludwig, B., Schulz, E., Rethemeyer, J., Merbach, I., Flessa, H., 2007. Predictive modelling of C dynamics in the long-term fertilization experiment at Bad Lauchstädt with the Rothamsted carbon model. *European Journal of Soil Science* 58: 1155-1163.

Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soils using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science* , 50, 549-566.

Mary, B.; Laurent, F.; Beaudoin, N., 2002. Sustainable management of nitrogen fertilisation. Proceedings of the 65th Institut International de Recherches Betteravieres Congress, Brussels, Belgium, 13-14 February 2002.

Mondelaers K., Aertsens J., VanHuylenbroeck G., 2009. A meta-analysis of the difference in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*, 111: 1098-1119.

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.

Rakotovololona L., Beaudoin N., Mary B., 2016. Nitrate Leaching Losses From Organic Arable Fields In Northern France. Poster, 14th ESA Congress 5-9 September 2016, Edinburgh.

Rochester I. J., Peoples M. B., Hulugalle N.R., Gault R.R., Constable G.A., 2001. Using legumes to enhance nitrogen fertility and improve soil condition in cotton cropping systems. *Field Crops Research* 70: 27-41.

Ross S.M., Izaurralde R.C., Janzen H.H., Robertson J.A., McGill W.B., 2008. The nitrogen balance of three long-term agroecosystems on a boreal soil in western Canada , *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127: 241-250.

Saffih-Hdadi, K. and Mary, B., 2008. Modelling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 594-607.

Strullu L., Beaudoin N., Atauri I.G.dC., Mary B., 2014. Simulation of biomass and nitrogen dynamics in perennial organs and shoots of *Miscanthus giganteus* using the STICS model. *BioEnergy Research* 7 (4):1253-1269. doi:10.1007/s12155-014-9462-4

Strullu L., Ferchaud F., Yates N., Shield I., Beaudoin N., Garcia de Cortazar-Atauri I., Besnard A., Mary B., 2015. Multisite yield gap analysis of *Miscanthus giganteus* using the STICS model. DOI 10.1007/s12155-014-9462-4. *BioEnergy Research*.

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.

Thieu V., Billen G., Garnier J., Benoît M., 2010. Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. *Regional Environmental Change*, DOI 10.1007/s10113-010-0142-4.

Torstensson G., Aronsson H., Bergström L., 2006. Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal* 98: 603-615.

Wells A.T., Chan K.Y., Cornish P.S., 2000. Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales; *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 80 , 1-2: 47-60