

Implantation de cultures de légumes après prairie permanente : risques environnementaux et intérêts agronomiques

B. Godden et B. Hardy

Rapport scientifique

Juillet 2018

Cellule transversale de Recherches en Agriculture biologique (CtRAb)

Unité fertilité des sols et protection des eaux

Ce travail a été réalisé en collaboration avec :

- Laurent Jamar et Alain Rondia pour leur aide au démarrage de cette étude, pour les visites et la sélection des parcelles des maraîchers étudiés ¹
- Nicolas Flament et Alain Delvigne (CIM) et Stéphane Mostenne (CPL Végémar) pour la recherche de parcelles de prairies permanentes mises en cultures de légumes
- Patrick Mertens (DEMNA) et Damien Rossillon (CRAW) pour la mise à disposition des données météorologiques et de la carte des régions bioclimatiques de Wallonie.
- Donatienne Arlotti pour l'analyse et la sélection des données météorologiques, et les premières conversions de données d'incubation en jours au champ par la méthode des jours normalisés
- les équipes de prélèvements et d'analyses de sols
- Julie Van Damme, Beverley Minnekeer, Didier Stilmant, et Bruno Huyghebaert pour leurs relectures attentives de ce document

Remerciements

Nous remercions les maraîchers qui nous ont permis de faire des observations et mesures dans leurs parcelles.

Nous remercions nos collègues du Département de l'Environnement et de l'Eau du Service Public de Wallonie (Charles Hendrickx et Christian Mulders) et de Protect'eau pour leur intérêt manifesté dès le début du démarrage de cette étude.

Nous sommes reconnaissants envers la DGO3 du SPW pour le financement de ce travail par le biais du « Plan Stratégique pour le Développement de l'Agriculture Biologique en Wallonie à l'horizon 2020 » (BIO2020).

¹ Nous n'avons pas retenus les parcelles qui ne présentaient pas les garanties d'être cultivées professionnellement (néo-maraîchers trop "amateurs"), qui en plus de la destruction de la prairie avaient déjà reçues des apports d'engrais de ferme, celles dont sol avaient été remaniées (surface aplanies ou drainées), ...

Implantation de cultures de légumes après prairie permanente : risques environnementaux et intérêts agronomiques

Rapport scientifique

B. Godden et B. Hardy

Table des matières

Remerciements	2
Résumé.....	4
1. Contexte et objectifs.....	6
2. Matériel et méthodes.....	6
2.1. Sites expérimentaux.....	6
2.2. Azote potentiellement minéralisable	7
2.3. Risques de lixiviation de nitrates	9
3. Résultats	9
3.1. Azote potentiellement minéralisable	9
3.2. Risques de lixiviation de nitrates	12
3.2.1. Evolution du contenu en N minéral dans le profil de la parcelle de Liège	12
3.2.2. Evolution du contenu en N minéral dans le profil de la parcelle BW centre	14
3.2.3. Evolution du contenu en N minéral dans le profil de la parcelle BW ouest.....	18
4. Discussion.....	19
4.1. Effet du régime de prairie sur le stock d’N potentiellement minéralisable	19
4.2. Evolution du contenu en N minéral dans le profil de sol en fonction de la culture ...	20
5. Conclusions et recommandations.....	22
6. Références bibliographiques	25
Annexes	25

Résumé

De nombreux néo-maraîchers en agriculture biologique cherchent à s'implanter sur des terres d'un coût abordable, riches en matière organique et exemptes de produits phytopharmaceutiques. En conséquence, ils s'installent sur d'anciennes prairies permanentes pour y cultiver des légumes. Cette situation de fait, parfois même encouragée par des organismes officiels, est pourtant interdite par la dernière version du Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA III) car elle implique un risque élevé de lixiviation de nitrates. Dans l'idée d'évaluer la pertinence de cette interdiction considérée comme un frein au développement du maraîchage bio et d'améliorer l'encadrement des nouveaux maraîchers, la Cellule transversale de Recherches en Agriculture Biologique (CtRAB) a suivi au cours des saisons culturales 2016 et 2017 quatre situations néo-maraîchères implantées sur d'anciennes prairies permanentes. Cette étude a été menée en concertation avec le Département de l'Environnement et de l'Eau du Service Public de Wallonie. Une des prairies était anciennement gérée en fauche et les trois autres en prairies pâturées.

Afin de déterminer la quantité d'N potentiellement minéralisable au cours des deux premières années suivant la destruction de la prairie, un échantillon de sol de chacune des parcelles a été incubé en laboratoire, dans des conditions de minéralisation optimales (28 °C), pendant 84 jours. Les résultats ont ensuite été transposés au champ par la méthode des jours normalisés, qui se base sur la relation étroite entre la vitesse de nitrification et la température du sol. Afin d'évaluer les risques de lixiviation de nitrates en fonction des cultures implantées, les contenus en N minéral (nitrate et ammonium) du sol de chaque parcelle ont également été mesurés pendant et après différentes cultures de légumes au cours des deux premières saisons culturales suivant la destruction de la prairie.

Nous avons estimé un potentiel de minéralisation de $\sim 160 \text{ kg N ha}^{-1}$ pour la prairie en fauche et un minimum de 230 kg N ha^{-1} pour les trois prairies pâturées. Ce résultat suggère que le régime de prairie influence le stock d'N potentiellement minéralisable, ce qui est conforme avec la littérature. Le régime de fauche, l'âge de la prairie et la charge en bétail sont autant de facteurs susceptibles d'influencer le potentiel de minéralisation. La minéralisation d'N est pratiquement nulle au cours des mois de décembre, janvier et février en raison des températures proches de 0 °C. Elle augmente progressivement à partir du mois de mars pour atteindre un maximum fin juillet avant de diminuer progressivement au cours de l'automne. C'est la minéralisation au cours de l'arrière-saison, période de prélèvement peu active par certaines cultures, qui est la principale cause du risque de lixiviation de nitrates. C'est donc la propension de la succession culturale à prélever l'N tout au long de la période de minéralisation active de l'N qui va gouverner le risque de lixiviation hivernale de nitrates. L'implantation de couverts gourmands en N et une couverture permanente des sols sont les principales lignes directrices d'une bonne gestion de la fertilité azotée après destruction d'une prairie. Par exemple, l'implantation d'une culture piège à nitrate (CIPAN) après une culture exigeante en N représente une combinaison idéale pour limiter les risques environnementaux tout en limitant les pertes d'N pour l'agriculteur. De très bons résultats ont été obtenus pour la succession d'un engrais vert après une culture de pommes de terre. De même, la succession de choux de printemps et de choux de conservation en relai a le potentiel de prélever l'essentiel de l'N minéralisé tout au long de la saison. Par contre, la plupart des légumes feuilles possèdent un enracinement relativement faible et un cycle végétatif court. Leur production devrait être externalisée durant les deux premières années de remise en culture d'anciennes prairies. Actuellement, le PGDA autorise la destruction des prairies entre le 1^{er}

février et le 31 mai inclus. Afin qu'une culture de printemps puisse bénéficier au maximum de la libération d'N par la prairie, nous préconisons de détruire la prairie le plus tôt possible, dès que les conditions météorologiques le permettent. La gestion de la prairie l'année précédant la destruction est également un levier d'action possible pour limiter les risques de lixiviation, notamment en arrêtant la fertilisation, le pâturage et en favorisant la fauche.

Sans vouloir minimiser les risques de lixiviation de nitrates associés à la culture de légumes après destruction de prairie permanente, il est important de souligner que 130 des 173 maraîchers bio répertoriés pour l'année 2017 en Wallonie cultivent des surfaces inférieures à 2 ha. Les surfaces concernées par ce phénomène sont donc très réduites. En outre, la période à risque n'est qu'une étape transitoire de deux ans. Quant aux agriculteurs qui cultivent des légumes de plein champ sur des grandes surfaces, ils tombent sous le régime de verdissement de la PAC, ce qui diminue considérablement le risque de voir le phénomène se généraliser au sein des grandes exploitations. Dès lors, nous conseillons d'assouplir la législation pour les situations maraîchères sur petites surfaces tout en améliorant l'encadrement via des structures du secteur (Biowallonie, CIM, CPL Végémar, CRABE, ...) afin de répondre aux besoins agronomiques et sociétaux des maraîchers bio tout en limitant les risques environnementaux inhérents à la destruction de prairies permanentes.

1. Contexte et objectifs

La dernière version du Plan de Gestion durable de l'azote (PGDA III²) entré en application en juin 2014 interdit de cultiver des légumes pendant une durée de deux ans après destruction de prairie permanente. Cette interdiction se base sur le postulat que la plupart des cultures de légumes ne sont pas capables de prélever efficacement l'excès d'N minéralisé suite à la destruction d'une prairie permanente. En effet, une prairie permanente accumule des quantités importantes d'N organique dans sa biomasse aérienne et racinaire et la matière organique du sol. Sa destruction entraîne un excès de minéralisation d'N pendant une durée variable allant de 80 à 250 jours normalisés à 15 °C (Cohan et al., 2012), soit entre 4 et 9 mois en conditions de terrain sous nos conditions climatiques wallonnes. L'excès de nitrates produits risque alors d'être lixivié en profondeur avec les pluies hivernales, en dehors de la zone de prélèvement racinaire des cultures. La lixiviation de nitrates est délétère pour la qualité des eaux souterraines et de surface et représente une perte nette de fertilité pour l'agriculteur. Or, il apparaît que de nombreux néo-maraîchers en agriculture biologique s'installent sur d'anciennes prairies pour y cultiver des légumes, parfois même conseillés par des organismes officiels. En effet, les maraîchers recherchent avant tout des terres d'un coût abordable, riches en matière organique et ayant été peu sujettes à l'application de produits phytopharmaceutiques de l'agriculture conventionnelle. Cette situation de fait est en contradiction avec la version actuelle du PGDA.

La question de la culture de légumes après destruction de prairie permanente avait été posée en assemblée générale du Collège des producteurs bio (Socopro), son interdiction étant perçue comme un frein au développement du maraîchage bio. Elle a également été discutée au sein du Groupe de travail "Légumes bio". En concertation avec le Département de l'Environnement et de l'Eau du Service Public de Wallonie (Charles HENDRICKX), la Cellule transversale de Recherche en Agriculture biologique (CtRAB) du CRA-W a mené une étude visant à évaluer les risques environnementaux et les bénéfices agronomiques associés à cette pratique fréquente. Les objectifs de l'étude étaient (1) d'estimer la quantité d'N minéral produite par la prairie au cours des deux premières années suivant sa destruction et (2) d'évaluer les risques de lixiviation de nitrates en fonction des cultures de légumes implantées au cours des deux premières saisons culturales.

2. Matériel et méthodes

2.1. Sites expérimentaux

L'étude a porté sur quatre situations néo-maraîchères localisées à en région liégeoise, en Hainaut, dans le centre du Brabant wallon (BW centre) et l'ouest du Brabant wallon (BW ouest) (Figure 1). Les caractéristiques des différentes parcelles sont reprises dans le Tableau 1. Les prairies choisies étaient des prairies pâturées, à l'exception de la parcelle de Liège qui était une prairie de fauche. Pour les parcelles de Liège, BW centre et Hainaut, la prairie permanente a été détruite au début du printemps 2016. Pour la parcelle de BW ouest, elle a été détruite au cours du printemps 2017. A Liège, la parcelle a été divisée en six soles, avec des cultures de courges, légumineuses (haricots, fèves, pois) et poireaux, légumes racines (oignons,

² 13 JUIN 2014. — Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement, contenant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture. <https://wallex.wallonie.be/index.php?doc=28717>, consulté le 13/06/2018

échalotes, carottes, panais), choux, légumes feuilles (salades, épinard, bettes) et pommes de terre. Les mêmes légumes ont été cultivés en 2017, avec une rotation au sein des soles par rapport à la première année. La parcelle de BW centre a également été divisée en six soles, avec des cultures de légumes feuilles, de pommes de terre, de liliacées (poireaux, oignons), d'apiacées (carottes, panais, céleris, fenouil, persil), de courges et de choux. A quelques variantes près, les mêmes légumes ont également été cultivés en 2017, avec une rotation au sein des soles. La parcelle de BW ouest a été divisée en trois soles cultivés respectivement avec des oignons et échalotes, des choux et des courges en 2017. La parcelle de Hainaut n'a pas fait l'objet d'un suivi cultural complet en raison d'une mauvaise destruction de la prairie et d'un agenda tardif de mise en place des cultures.

Tableau 1. Caractéristiques des parcelles d'étude

Site	BW centre	Liège	BW ouest	Hainaut
Province	Brabant wallon	Liège	Brabant wallon	Hainaut
Surface étudiée (ha)	1,02	1,32	0,12	0,17
Occupation antérieure	Prairie pâturée	Prairie en fauche	Prairie extensive à chevaux	Prairie pâturée (bovins)
Type de destruction	2 passages cultivateur lourd, labour, herse rotative	Labour	Bâchage long, fraissage, légumes sur géotextile	Labour (deux passages)
Type de sol	Limoneux	Limono-caillouteux	Limoneux	Limoneux
Pente	0-10 %	3-15 %	3-15 %	1-15 %
pH_{KCl}	6,1	5,2	4,8	-
Humus	4,7	7,4	3,3	-
Argile	16,9 %	19,8 %	12,3 %	

2.2. Azote potentiellement minéralisable

Pour chacune des parcelles, un échantillon de sol a été prélevé directement après destruction de la prairie permanente dans l'horizon de surface (0-30 cm), riche en matière organique. Le sol a été incubé dans des conditions de minéralisation optimales (28 °C) afin de déterminer son potentiel de minéralisation de l'azote, selon la norme XP U44-163 (AFNOR, 2009). Les analyses ont fait l'objet de 4 répétitions. Les quantités de nitrate et d'ammonium produites au cours de l'incubation ont été mesurées après 0, 4, 7, 14, 21, 28, 56 et 84 jours d'incubation, selon la procédure décrite pour l'évaluation du risque de lixiviation de nitrates (section 2.3).

Les résultats ont ensuite été transposés au champ par la méthode des jours normalisés, selon la méthode décrite dans le guide méthodologique pour le calcul de la fertilisation azotée du COMIFER (COMIFER, 2013) qui se base sur la température et l'humidité du sol. Cependant, l'humidité du sol étant difficile à estimer et de moindre importance que la température pour la transposition au champ, sa contribution a été négligée dans ce travail. Dès lors, la transposition du temps d'incubation en laboratoire en jours en conditions naturelles au champ se base

uniquement sur la relation étroite qui existe entre la température du sol et la vitesse de nitrification :

$$JN = j_{lab} * e^{0.115*(T_{med}-28)}$$

Avec

- JN , le nombre de jours normalisés au champ
- J_{lab} , le nombre de jours d'incubation en laboratoire
- 0.0115 , le coefficient de minéralisation
- T_{med} , la température médiane du sol journalière
- 28 , la température d'incubation en laboratoire (°C)

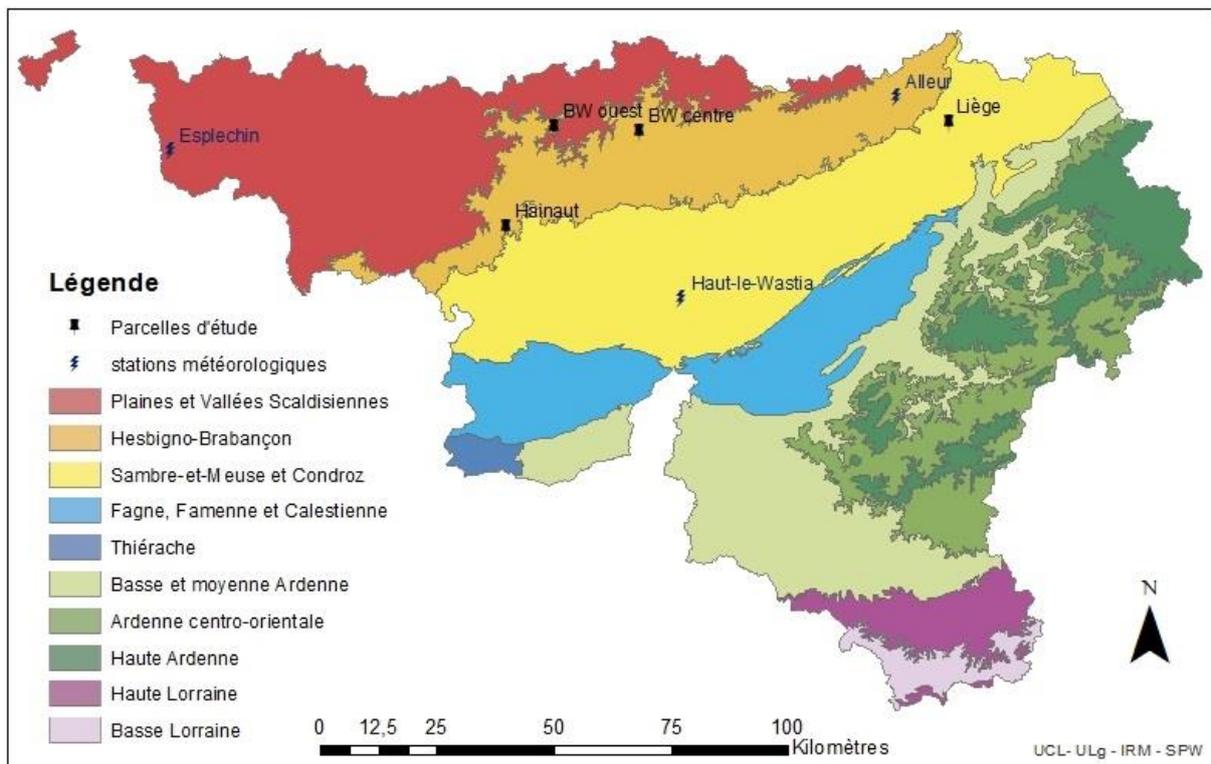


Figure 1. Localisation des parcelles d'étude et des stations météorologiques utilisées comme référence sur la carte des régions bioclimatiques de Wallonie

Il faut noter que cette relation est valable pour la gamme de température entre 0 et 30 °C. En-dessous de 0 °C, la nitrification s'arrête. Au-dessus de 30 °C, elle atteint un plafond. Les températures journalières médianes du sol ont été calculées sur base d'archives de température du sol sur une période de 20 ans dans des stations météorologiques de référence, représentatives des différentes régions bioclimatiques de Wallonie (Figure 1). Pour le site de BW ouest, localisé dans la région bioclimatique des plaines et vallées Scaldisiennes, nous avons pris la station d'Esplechin comme référence. Pour les sites de BW centre et de Hainaut, situés dans l'Hesbino-Brabançon, nous avons exploité les archives météorologiques de la station d'Alleur. Pour la parcelle de Liège, nous avons utilisé les archives météorologiques de la station de Haut-la-Wastia, appartenant à la zone bioclimatique Sambre-et-Meuse et Condroz. Les quantités de nitrate et d'ammonium minéralisées ont été suivies au laboratoire durant 84 jours, ce qui équivaut à environ une année et demi de minéralisation au champ.

Cette approche a permis d'évaluer la quantité d'azote organique potentiellement minéralisable, et la dynamique de libération d'N minéral au cours du temps.

2.3. Risques de lixiviation de nitrates

Pour les parcelles de Liège, BW centre et BW ouest, les contenus en N minéral (nitrate et ammonium) du sol ont été mesurés pendant et après chaque culture de légume afin de déterminer au champ les risques de lixiviation de nitrates en fonction de la culture implantée. La parcelle de Hainaut n'a pas fait l'objet d'un suivi des contenus en N minéral en raison d'une mauvaise destruction de la prairie et d'un agenda tardif de mise en place des cultures. L'interprétation de l'évolution des teneurs en N minéral dans le profil de sol se fera en regard du calendrier d'implantation et de récolte de la culture concernée, des besoins en N de la culture (ou du moins de sa propension à prélever l'N minéral) et de la pluviométrie mensuelle dans les stations du réseau PAMESEB les plus proches des parcelles d'étude (Tableau 2).

Tableau 2. Dates de prélèvement des échantillons de sol pour l'analyse du contenu en N minéral, et stations météorologiques de référence

Site	BW centre	Liège	BW ouest	Hainaut
Station météorologique	LLN	Alleur	Baisy-Thy	Feluy
Dates de prélèvement 2016	19/07/2016	01/08/2016	-	-
	14/10/2016	14/10/2016		
	16/11/2016	16/11/2016		
	05/12/2016	12/12/2016		
Dates de prélèvement 2017	07/06/2017	07/06/2017	07/06/2017	-
	18/07/2017	24/07/2017	18/07/2017	
	15/09/2017	14/09/2017	14/09/2017	
	05/12/2017	06/12/2017	07/12/2017	

Les dates de prélèvement dans les différentes parcelles sont reprises dans le Tableau 2. Pour chaque analyse, un échantillon composite de sol de minimum 5 prises a été prélevé avec une sonde cylindrique pour les profondeurs 0-30 cm et 30-60 cm. Les échantillons de sol frais ont ensuite été tamisés à 8 mm. Le contenu en N minéral (nitrate et ammonium) a été extrait sur 60 g de sol par agitation dans 300 ml de KCl 0.5 M et dosé suivant la norme ISO-14256-2 :2005 dans l'unité *Technologies de la transformation des produits* (U14) du CRA-W.

3. Résultats

3.1. Azote potentiellement minéralisable

Le graphe de la Figure 2 illustre l'évolution de la durée d'un jour normalisé (représentatif des conditions naturelles de nitrification au champ) par rapport à un jour de référence à 28 °C en laboratoire, au cours d'une année calendaire médiane pour la station météorologique de Alleur. Cette information est intéressante car elle renseigne la propension du sol à minéraliser de l'azote au cours d'une année complète, en fonction de la température du sol.

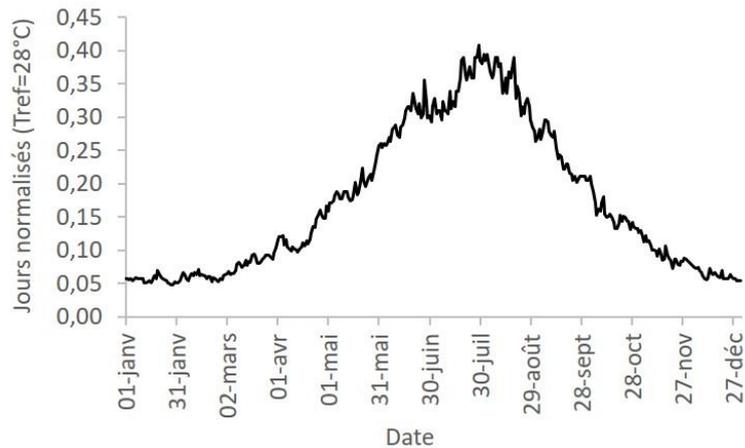


Figure 2. Evolution de la durée d'un jour normalisé (représentatif des conditions naturelles au champ) par rapport à un jour de référence à 28 °C en laboratoire, au cours d'une année calendaire complète. Le calcul se base sur les températures journalières médianes du sol au cours d'une année calendaire pour la station météorologique de Alleur. Les médianes ont été calculées sur base de 20 années de collecte de données, de 1995 à 2014.

Une journée de minéralisation en conditions naturelles au champ varie entre 0.05 et 0.41 jours à 28 °C, en fonction du jour de l'année. Un jour normalisé d'une valeur de 0.05 jours correspond à une température du sol d'environ 2°C, tandis qu'un jour normalisé de 0.41 jours correspond à une température du sol d'environ 20°C. Au regard du graphe de la Figure 2, on constate que les mois de janvier et février ne contribuent pratiquement pas à la minéralisation de l'azote, qui commence réellement en mars pour augmenter progressivement jusqu'en fin juillet, où les valeurs tendent vers un maxima avant de diminuer progressivement jusqu'au mois de décembre, qui ne contribue pratiquement plus à la minéralisation de l'azote. Les mois les plus utiles pour la minéralisation de l'azote organique sont les mois de mai, juin, juillet, août et septembre.

Les graphes de la Figure 3 présentent la dynamique temporelle de minéralisation de l'azote organique du sol au cours des années 2016 et 2017 pour les 4 parcelles d'étude. Ces valeurs sont le résultat de l'expérience d'incubation, avec transposition au champ du temps d'incubation en laboratoire par la méthode des jours normalisés. La première valeur correspond au temps 0 d'incubation à la date du prélèvement du sol. Pour la parcelle de BW ouest, détruite au printemps 2017, l'incubation a été limitée à 28 jours en laboratoire et ne couvre donc que le début de l'année 2017.

L'interprétation des valeurs d'azote potentiellement minéralisable sera basée sur les quantités d'azote minéral produites entre la date de destruction de la prairie à trois moments clés de l'agenda, à savoir fin juillet 2016, décembre 2016 et fin juillet 2017. Ces valeurs sont reprises dans le Tableau 3. Les quantités d'azote minéralisées entre l'hiver et le mois de juillet donnent une bonne idée des quantités potentiellement disponibles pour la croissance de cultures de printemps récoltées en été tandis que les quantités minéralisées durant l'arrière-saison donnent une information importante par rapport au risque éventuel de lixiviation de nitrates.

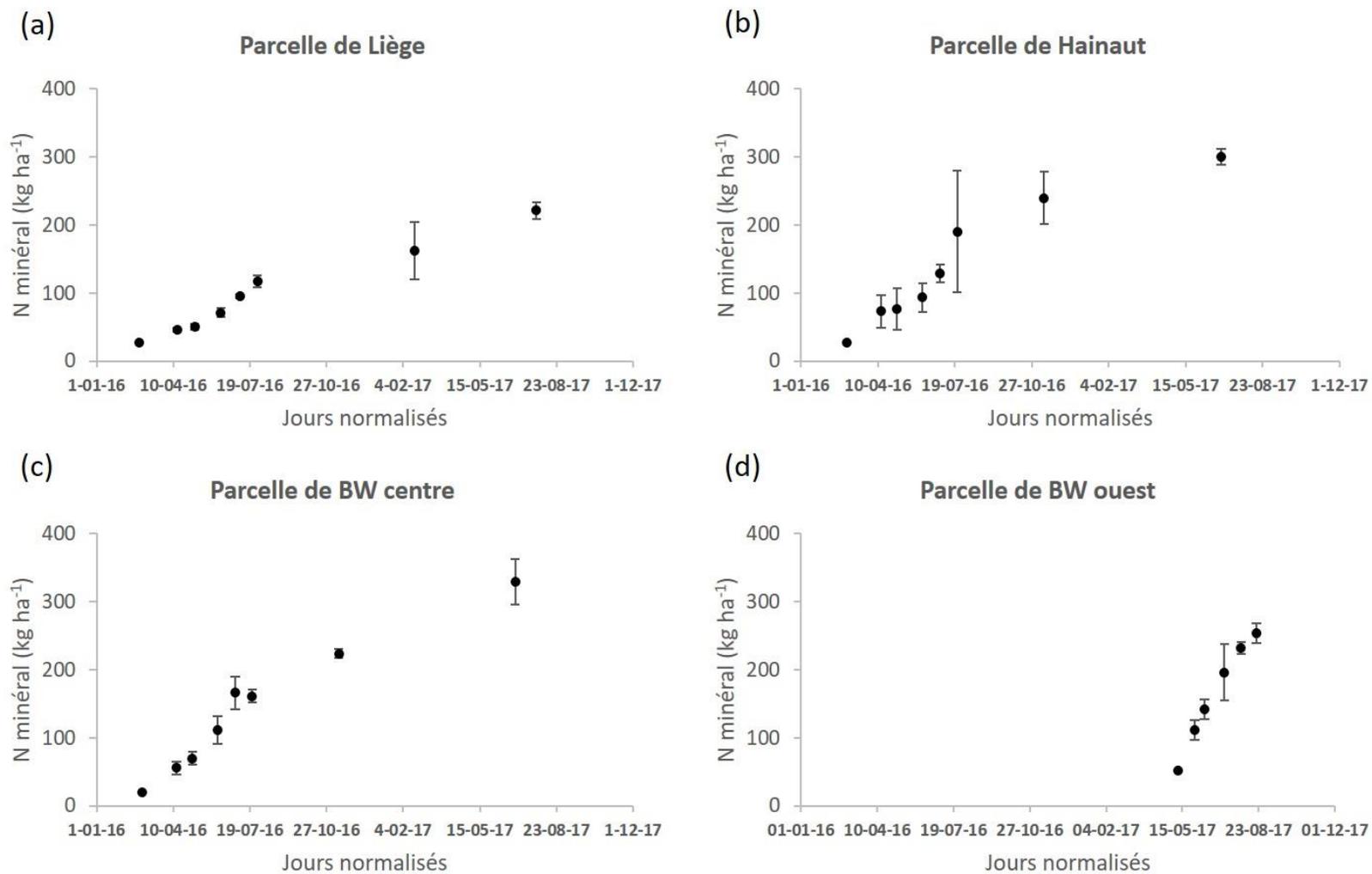


Figure 3. Prédiction de la dynamique temporelle de minéralisation d'N pour les parcelles de Liège (a), de Hainaut (b), de BW centre (c) et de BW ouest (d). Chaque valeur est une moyenne de quatre répétitions. Les barres d'erreur représentent un écart-type.

Pour la première année après destruction de la prairie, le potentiel de minéralisation de la parcelle de Liège (anciennement en pré de fauche) a été estimé à 117 kg N ha⁻¹ entre mars et fin juillet et à 162 kg N ha⁻¹ entre mars et décembre, soit 45 kg N ha⁻¹ durant l'arrière-saison. 221 kg N ha⁻¹ ont été minéralisés jusqu'en juillet 2017, soit 59 kg N ha⁻¹ au cours du printemps 2017.

Tableau 3. Prédiction de la quantité d'azote minéralisée par les parcelles d'étude entre la date de destruction de la prairie permanente et fin juillet 2016, décembre 2016 et fin juillet 2017.

	Juillet 2016	Décembre 2016	Juillet 2017
	kg N minéral.ha⁻¹	kg N minéral .ha⁻¹	kg N minéral.ha⁻¹
Liège	117	162	221
BW centre	166	224	329
Hainaut	190	240	300
BW ouest	-	-	232

Le potentiel de minéralisation de la parcelle de BW centre (ancienne prairie pâturée) s'élève à 166 kg N ha⁻¹ entre mars et fin juillet 2016 et 224 kg N ha⁻¹ entre mars et décembre 2016, soit 58 kg N ha⁻¹ durant l'arrière-saison. 329 kg N ha⁻¹ ont été minéralisés jusqu'en juillet 2017, soit 105 kg N ha⁻¹ au cours du printemps 2017.

Le potentiel de minéralisation de la parcelle de Hainaut (ancienne prairie pâturée) est de 190 kg N ha⁻¹ entre mars et fin juillet 2016 et de 240 kg N ha⁻¹ entre mars et décembre 2016, soit 50 kg N ha⁻¹ durant l'arrière-saison. 300 kg N ha⁻¹ ont été minéralisés jusqu'en juillet 2017, soit 60 kg N ha⁻¹ au cours du printemps 2017.

Pour la parcelle de BW ouest (ancienne prairie pâturée), le potentiel de minéralisation a été estimé à 232 kg N ha⁻¹ pour le printemps 2017.

3.2. Risques de lixiviation de nitrates

Les quantités d'N minéral dans le profil de sol (0-60 cm) ont été mesurées pendant et après les cultures de légumes de 2016 et 2017 pour les parcelles de Liège, BW centre et BW ouest. Notons qu'en 2016, les premiers prélèvements ont été réalisés relativement tard, à savoir le 19 juillet et le 1 août pour les parcelles de BW centre et de Liège, respectivement. En 2017, les mesures ont commencé le 7 juin pour les trois parcelles d'étude. Pour l'ensemble des sites et les deux années de suivi, la dernière mesure a été réalisée début décembre. Les valeurs de reliquats d'azote dans le profil à cette période permettent de se faire une bonne idée des risques de lixiviation de nitrates au cours de l'hiver.

3.2.1. Evolution du contenu en N minéral dans le profil de la parcelle de Liège

Pour la parcelle de Liège, les mêmes cultures ont été implantées en 2016 et 2017, avec une rotation au sein des soles. Les choux ont été plantés en juin et récoltés entre fin octobre et décembre. Les courges ont été semées début mai et récoltées mi-octobre. Les légumes feuilles ont un agenda nettement plus variable, avec une combinaison importante de cultures différentes et de dates d'implantation et de récolte. Les légumes racines ont été semés mi-avril et récoltés au cours de l'arrière-saison. Les pommes de terre ont été plantées mi-avril, récoltées fin août et suivies d'un engrais vert. Les poireaux ont été plantés en juin et récoltés entre octobre et janvier.

hivernale. Cependant, l'arrière-saison a été particulièrement sèche en 2016, avec seulement 119 mm de pluie enregistrés entre le 1^{er} septembre et le 31 décembre pour la station de Alleur (Annexe 1). Dès lors, on peut s'attendre à un risque de lixiviation limité sur cette période. La culture de légumes feuilles possède le reliquat d'azote le plus élevé en décembre, ce qui peut s'expliquer par le faible enracinement des légumes feuilles en général et leur cycle végétatif court qui conduit à une récolte précoce (pas de prélèvement durant l'arrière-saison). L'implantation ponctuelle de phacélie après récolte ou un début de lixiviation de nitrates peuvent expliquer le léger rabattement du profil entre octobre et décembre.

En 2017 (Figure 4b), les courbes se démarquent moins entre les différentes cultures. On notera cependant que la plupart des mesures ont été réalisées plus tôt dans l'agenda cultural. A notre également, le rabattement important de tous les profils entre septembre et décembre. Outre le prélèvement tardif possible pour les cultures de courges, de choux, de poireaux et de légumes racines, ce rabattement est certainement dû, en partie pour le moins, à un début de lixiviation hivernale de nitrates. En effet, les précipitations ont été plus abondantes au cours de l'arrière-saison 2017, avec 278.5 mm de pluie enregistrés entre le 1^{er} septembre et le 31 décembre pour la station de Alleur (Annexe 1). Le rabattement le plus important concerne la culture de pommes de terre, qui a été suivie d'un engrais vert, comme en 2017. On peut également noter que malgré un apport de fumier, la culture de choux présente des teneurs en N particulièrement basses en décembre, ce qui souligne le potentiel de prélèvement important de cette culture.

Tableau 4. Reliquats d'azote minéral (nitrate et ammonium) dans le sol de surface (0-60 cm) en décembre 2016 et 2017 pour la parcelle de Liège.

	Culture	Décembre 2016 kg N minéral ha⁻¹	Décembre 2017 kg N minéral ha⁻¹
Liège	Choux	103	36
	Courges	121	83
	Légumes feuilles	139	56
	Légumineuses et poireaux	133	83
	Pommes de terre + engrais vert	60	28
	Légumes racines	137	38

Les valeurs de reliquats d'azote dans le profil de sol en décembre des années culturales 2016 et 2017 sont reprises dans le Tableau 4. Reliquats d'azote minéral (nitrate et ammonium) dans le sol de surface (0-60 cm) en décembre 2016 et 2017 pour la parcelle de Liège.. En décembre 2016, des reliquats d'N minéral supérieurs à 100 kg N ha⁻¹ ont été mesurés pour toutes les cultures de légumes à l'exception de la culture de pommes de terre suivie d'un engrais vert, pour laquelle les reliquats d'N minéral dans l'horizon 0-60 cm étaient de 60 kg N ha⁻¹. En décembre 2017, les reliquats d'N minéral étaient inférieurs à 50 kg N ha⁻¹ pour les cultures de choux, de pommes de terre et de légumes racines et entre 50 et 100 kg N ha⁻¹ pour les courges (83 kg N ha⁻¹), les légumes feuilles (56 kg N ha⁻¹) et les légumineuses et poireaux (83 kg N ha⁻¹).

3.2.2. Evolution du contenu en N minéral dans le profil de la parcelle BW centre

Pour la parcelle BW centre, une diversification importante des cultures et un calendrier cultural relativement complexe rendent l'interprétation des profils en N minéral plus compliquée. Par exemple, la culture d'apiacées comprend 16 planches de 1 × 25 m avec des carottes, des panais, du fenouil, du persil, des céleris raves, du cerfeuil et des haricots. Les dates

d'implantation et de récolte des différentes cultures couvrent une large période, conséquence de cette diversité culturelle ainsi que d'un étalement volontaire dans le temps afin d'allonger la période de récolte (notamment en raison de l'absence de chambre froide rendant la conservation des légumes compliquée). Notons également que la croissance d'adventices entre les lignes et post-récolte a été difficile à contrôler et peut influencer les profils en N minéral. La Figure 5 illustre la croissance importante d'adventices dans la culture de liliacées en 2017.



Figure 5. Culture d'oignon envahie d'adventices. Parcelle BW centre, le 15 septembre 2017

En 2016 (Figure 6a), Le sol de la culture de pommes de terre possède des teneurs en N minéral inférieures à 50 kg N ha^{-1} fin juillet, peu avant la récolte de la culture, ce qui indique un prélèvement important. Néanmoins, la minéralisation continue au cours de l'arrière-saison et la culture n'a pas été suivie d'une interculture, ce qui explique que les valeurs réaugmentent en fin de saison. Pour la culture de choux, on observe un rabattement spectaculaire des valeurs entre juillet et octobre, qui correspond au prélèvement par la culture, implantée relativement tard et récoltée d'octobre à janvier. La légère réaugmentation des teneurs en N minéral entre octobre et décembre témoigne d'un début de minéralisation des résidus de culture de l'année.

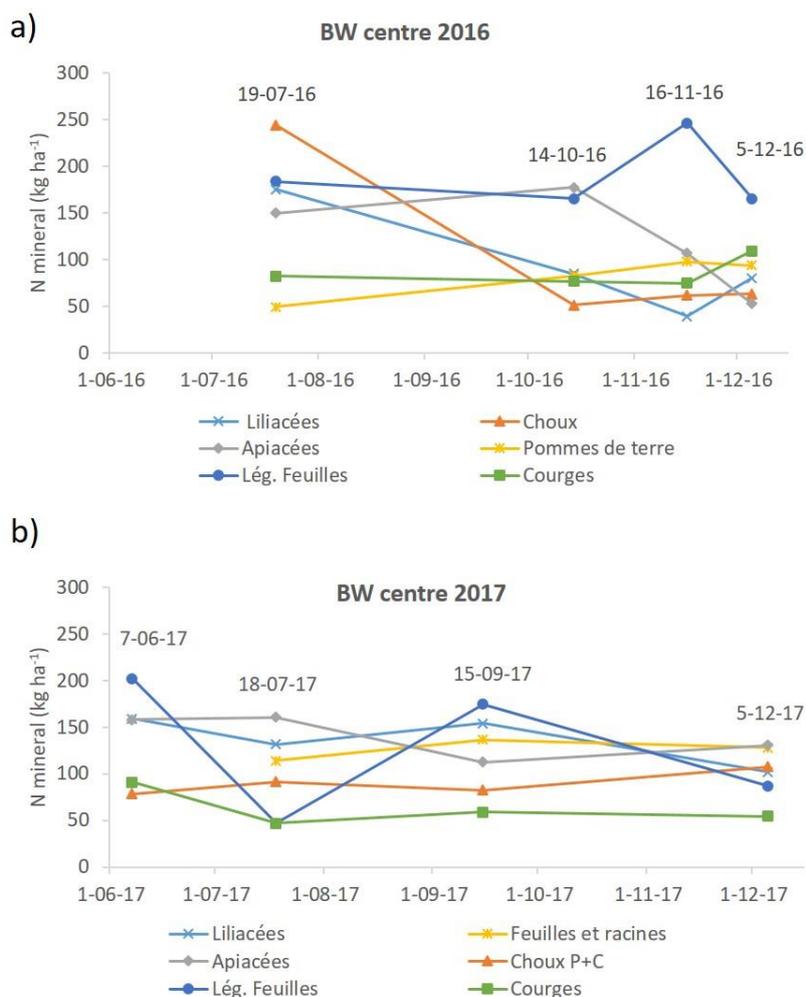


Figure 6. Suivi des contenus en N minéral pour la profondeur 0-60 cm dans la parcelle BW centre pour les saisons culturales 2016 (a) et 2017 (b).

En juillet, les courges, implantées plus tôt que les choux, ont déjà bien prélevé. Les valeurs d’N minéral diminuent encore jusqu’en novembre, probablement en raison d’un prélèvement prolongé par les légumes couplé à la croissance d’adventices. L’augmentation des teneurs entre novembre et décembre résulte sans doute de la minéralisation suivant la destruction de la culture. La culture de liliacées possède également des teneurs élevées en N minéral en juillet, ce qui témoigne d’une implantation relativement tardive des oignons et des poireaux. A l’instar des courges, l’augmentation des teneurs entre novembre et décembre résulte probablement de la minéralisation suivant la destruction de la culture. La culture d’apiacées possède des teneurs en N minéral très élevées en octobre, proches de 200 kg N ha^{-1} , mais on observe un rabattement spectaculaire de ces valeurs entre octobre et décembre. Celui-ci s’explique par le prélèvement conjoint de l’N par les apiacées, récoltées tardivement pour la majorité (persil, fenouil, carottes, céleris et panais) et des adventices entre les lignes. Les légumes feuilles (laitues, frisées, scaroles, raddichio et pain de sucre) possèdent de loin les profils les plus chargés en N minéral en fin de saison, malgré un rabattement d’environ 100 kg N ha^{-1} entre novembre et décembre, lorsque la culture ne prélève plus (seuls quelques pains de sucre subsistent à cette période de l’année). Etant donné le peu de précipitations enregistrées par la station de Louvain-la-Neuve entre septembre et décembre 2016 (Annexe 1), nous attribuons cette diminution au prélèvement post-culture par les adventices plutôt qu’à un début de lixiviation hivernale de nitrates.

En 2017 (Figure 6b), la culture de courges est celle qui a le mieux prélevé tout au long de la saison. Il en résulte un profil appauvri en N minéral en décembre (55 kg N ha^{-1}). La culture de choux se démarque également, avec un profil relativement similaire à l'exception d'une légère réaugmentation des teneurs en fin de saison, qui peut s'expliquer par un début de minéralisation des résidus de culture de l'année. Les légumes feuilles (et les adventices dans l'interligne) ont bien prélevé jusque mi-juillet mais n'ont plus prélevé par la suite. La minéralisation importante post-récolte peut expliquer une réaugmentation des teneurs en N minéral de plus de 100 kg N ha^{-1} entre mi-juillet et mi-septembre, et la croissance d'adventices couplée à un début de lixiviation hivernale de nitrates peut expliquer le rabattement des valeurs en fin de saison. En effet, l'arrière-saison 2017 a été plus humide que 2016, avec 262.8 mm de pluie enregistrés par la station de Louvain-la-Neuve entre septembre et décembre 2017 (Annexe 1). La culture de pommes de terre a été remplacée par un mélange de légumes feuilles et de légumes racines en 2017, qui ont laissé des profils riches en N minéral en fin de saison 2017, tout comme les apiacées. Les teneurs en N minéral sont légèrement inférieures en décembre pour les liliacées, mais le rôle des adventices dans le prélèvement semble être prépondérant (Figure 5).

Tableau 5. Reliquats d'azote minéral (nitrate et ammonium) dans le sol de surface (0-60 cm) en décembre 2016 et 2017 pour la parcelle BW centre.

	Culture	Décembre 2016 kg N minéral ha ⁻¹	Décembre 2017 kg N minéral ha ⁻¹
BW centre	Légumes feuilles	165	87
	Feuilles et racines	-	128
	Courges	109	55
	Choux	63	108
	Apiacées	52	130
	Liliacées	80	102
	Pommes de terre	94	-

Les valeurs de reliquats d'azote dans le profil de sol en décembre des années culturales 2016 et 2017 sont reprises dans le Tableau 5. En décembre 2016, des reliquats d'N minéral supérieurs à 100 kg N ha^{-1} ont été mesurés pour les légumes feuilles (165 kg N ha^{-1}) et les courges (109 kg N ha^{-1}). Des teneurs en N minéral entre 50 et 100 kg N ha^{-1} ont été mesurées pour les choux (63 kg N ha^{-1}), les pommes de terre (94 kg N ha^{-1}), les liliacées (80 kg N ha^{-1}) et les apiacées (52 kg N ha^{-1}). En décembre 2017, des valeurs supérieures à 100 kg N ha^{-1} ont mesurées pour les apiacées (130 kg N ha^{-1}), les feuilles et racines (128 kg N ha^{-1}), les choux (108 kg N ha^{-1}) et les liliacées (102 kg N ha^{-1}). Des teneurs entre 50 et 100 kg N ha^{-1} ont par contre été mesurées pour les légumes feuilles (87 kg N ha^{-1}) et les courges (55 kg N ha^{-1}).

3.2.3. Evolution du contenu en N minéral dans le profil de la parcelle BW ouest

A BW ouest, les trois cultures suivies en 2017 possèdent des profils en N minéral très similaires, avec des teneurs inférieures à 50 kg N ha⁻¹ entre juillet et décembre (Figure 7).

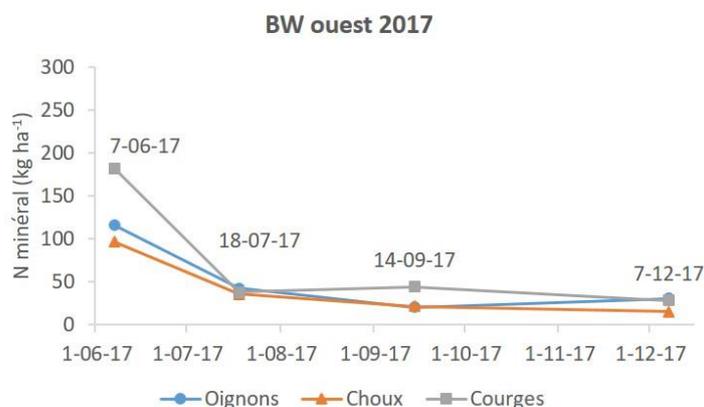


Figure 7. Suivi des contenus en N minéral pour la profondeur 0-60 cm dans la parcelle de BW ouest pour la saison culturales 2017.

Malgré le potentiel de prélèvement important des cultures de courges et de choux jusqu'en arrière-saison, l'effet de la culture sur le profil azoté est certainement biaisé par la reprise de la prairie. En effet, le bâchage réalisé pour détruire la prairie n'a visiblement pas été assez long pour empêcher la reprise du chiendent, qui a complètement envahi la culture d'oignons (Figure 8).



Figure 8. Reprise de la prairie sous la culture d'oignons, parcelle BW ouest

Le chiendent semblait moins présent sous les cultures de choux et de courges, plus couvrantes et possédant un meilleur enracinement, mais il y a certainement influencé le profil azoté également. En conséquence, des teneurs en N minéral \leq à 30 kg N ha⁻¹ ont été mesurées pour les trois cultures (Tableau 6). Le lien entre le type de culture et le prélèvement d'N est donc à nuancer pour ce site.

Tableau 6. Reliquats d'azote minéral (nitrate et ammonium) dans le sol de surface (0-60 cm) en décembre 2016 et 2017 pour la parcelle BW ouest.

	Culture	Décembre 2016 kg N minéral ha ⁻¹	Décembre 2017 kg N minéral ha ⁻¹
BW ouest	Oignons et échalotes	-	30
	Choux	-	16
	Courges	-	28

4. Discussion

4.1. Effet du régime de prairie sur le stock d'N potentiellement minéralisable

Les résultats de cette étude suggèrent que le régime de prairie influence le potentiel du sol à minéraliser de l'N organique. En effet, la parcelle de Liège, gérée en prairie de fauche, possède un potentiel de minéralisation inférieur aux autres parcelles de l'étude, anciennes prairies pâturées. Elle possède pourtant une teneur en humus supérieure aux autres parcelles de l'étude (Tableau 1). Cette observation est conforme à des études précédentes qui ont montré que toutes formes d'apports en N, dont la charge en bétail via les déjections animales, accroissent le potentiel de minéralisation de la prairie (Velthof & Oenema, 2001 ; Cohan et al., 2012 ; Laurent et al., 2004). Au contraire, une part importante de l'azote contenu dans la biomasse aérienne de la plante est exportée au cours de la fauche, ce qui tend à diminuer la quantité d'N potentiellement minéralisable de la prairie (Laurent et al., 2004). Pour la parcelle de Liège, le potentiel de minéralisation a été estimé à ~160 kg N ha⁻¹ pour la première année après la destruction, entre la date de destruction de la prairie et début décembre. A titre de comparaison, les anciennes prairies pâturées possèdent un potentiel de minéralisation plus important qui s'élève, pour les parcelles BW centre et Hainaut, à environ 230 kg N ha⁻¹ pour la première année après destruction de la culture. Nous n'avons pas de valeur sur l'année complète pour la parcelle BW ouest mais son potentiel de minéralisation semble être encore supérieur, avec ~250 kg N ha⁻¹ minéralisés entre début mai et fin août. Ces valeurs ne sont pas étonnantes, puisque Cohan et al. (2012) ont mesuré des potentiels de minéralisation entre 150 et 500 kg ha⁻¹ au cours de la première année suivant la destruction de la prairie et entre 300 et 700 kg ha⁻¹ sur deux ans. L'âge de la prairie permanente va également exercer une influence le stock de matière organique du sol et par conséquent sa propension à minéraliser de l'N (Velthof & Oenema, 2001 ; Vertès et al., 2007b).

Puisque la durée et le type d'occupation de la prairie sont susceptibles d'influencer le stock d'N potentiellement minéralisable, il serait opportun de piloter la fertilisation de manière plus précise par des analyses de sol lors de la mise en culture d'une prairie permanente. C'est l'une des principales recommandations faites par De Toffoli et al. (2013) qui ont étudié la dynamique temporelle de libération d'N au cours des deux premières années suivant la destruction de prairies permanentes ardennaise, condruzienne et en région limoneuse. Dans cette optique, l'évaluation de la dynamique de minéralisation d'N du sol par incubation aérobie en laboratoire et par transposition des résultats au champ par la méthode des jours normalisés représente un outil de gestion idéal. Cependant, la composante « humidité » de l'équation a été négligée ici car les paramètres nécessaires au calcul de ce terme ne sont pas accessibles à notre niveau. Par ailleurs, cette équation ne prend pas en compte les phénomènes de rattrapage de la minéralisation de l'azote liés à la réhumectation du sol après une sécheresse. Au sein du CRA-W, dans le cadre d'une étude en cours menée au sein de la CtRab, nous disposons de mesures au champ sur des placeaux en sol nu qui permettront une comparaison avec les

résultats de laboratoire et leur transposition par la méthode des jours normalisés. Il serait également intéressant de pouvoir intégrer cet outil dans la batterie de tests des laboratoires régionaux du réseau REQUASUD. La principale contrainte liée à cette démarche est le délai analytique (environ 100 jours d'incubation pour couvrir 2 années complètes au champ) et son coût (une quarantaine d'analyses d'N minéral sont nécessaires pour caractériser une parcelle unique). Face à ces contraintes, il serait peut-être plus adapté d'estimer le potentiel de libération d'N pour différentes catégories de prairies sur base d'un outil de gestion tel que celui proposé par le COMIFER basé sur des tables permettant le calcul du surplus de minéralisation d'azote lié au retournement de la prairie en fonction de son âge, de sa période de destruction, de sa composition et du rang de la culture post-destruction. Une autre approche serait de calibrer une incubation anaérobie de plus courte durée (7 jours) par comparaison avec les incubations aérobies, plus représentatives des conditions de terrain réelles et des microorganismes impliqués, les bactéries nitrifiantes³ étant des aérobies strictes.

4.2. Evolution du contenu en N minéral dans le profil de sol en fonction de la culture

Dans leurs recommandations, De Toffoli et al. (2013) ont également insisté sur l'importance de réaliser des successions culturales permettant de prélever l'N disponible en grande quantité et sur une période la plus longue possible. Nos résultats abondent dans ce sens : la seule manière de limiter les risques de lixiviation hivernale de nitrates est de prélever activement l'N minéralisé tout au long de la saison de végétation, et notamment la quantité produite au cours de l'arrière-saison. La combinaison d'une culture de pommes de terre suivie d'un engrais vert a permis le meilleur prélèvement d'N pour la parcelle de Liège en 2016 et 2017. Si la pomme de terre est exigeante en N (besoins de l'ordre de 200 kg N ha⁻¹), elle ne prélève que l'N minéralisé durant la première partie de l'année puisqu'elle est récoltée fin août. L'engrais vert a donc été indispensable pour prélever l'azote produit au cours de l'arrière-saison et a permis un rabattement spectaculaire des teneurs en N minéral entre septembre et décembre des deux années. Pour la parcelle BW centre, la culture de pommes de terre en 2016 n'a pas été suivie d'un engrais vert, et la minéralisation automnale a rechargé le profil en N. Dans le contexte de la mise en culture d'une ancienne prairie, toute culture récoltée avant l'hiver devrait être suivie d'une culture intermédiaire piège à nitrates (CIPAN) pour éviter la lixiviation hivernale de nitrates, qui représente une perte nette de fertilité pour l'agriculteur et est dommageable pour la qualité des eaux souterraines. Par exemple, les cultures de légumes feuilles, à faible enracinement et cycle végétatif court, ont toutes présenté des profils très enrichis en N minéral en fin de saison (généralement entre 100 et 150 kg N ha⁻¹), et ce malgré la reprise d'adventice après récolte dans la parcelle BW centre. Le risque de lixiviation de nitrates inhérent à la culture de légumes feuilles est valable pour toute culture récoltée tôt dans l'année sans être suivie d'un second légume d'arrière-saison ou d'une CIPAN.

³Les principales bactéries nitrifiantes sont nitrosomonas et nitrobacter. La nitrification est la transformation d'ammonium en nitrate. Dans une première étape, des bactéries du genre *Nitrosomonas* oxydent l'ammoniac en nitrite : $\text{NH}_4^+ + 3/2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$. Le nitrite peut ensuite être oxydé en nitrate par des bactéries du genre *Nitrobacter* : $\text{NO}_2^- + 1/2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$ (Penninckx M. Microbiologie générale et environnementale Presses Univ. de Bruxelles 2011 504 p.)



Figure 9. Exemple de culture de choux avec un haut potentiel de prélèvement des nitrates. Parcelle de Liège, le 14 septembre 2017

En absence de CIPAN, on peut souligner l'efficacité des choux dans le prélèvement de l'N. Cela peut s'expliquer par les besoins en N élevés de la plupart des choux (autour de 200 kg N ha^{-1}), une bonne exploration racinaire et une production importante de biomasse. Tout cela couplé à la récolte tardive des choux de conservation qui va permettre à la culture de prélever une bonne partie de l'N minéralisé au cours de l'arrière-saison (Figure 9). Les choux produisent également beaucoup de résidus de culture qui vont contribuer à fertiliser la parcelle pour la saison suivante. C'est donc une culture à préconiser dans le cas de l'implantation de culture de légume après destruction de prairies. La combinaison d'un chou de printemps suivi d'un chou de conservation récolté le plus tard possible semble être la meilleure option pour limiter les risques environnementaux tout en générant du revenu pour le maraîcher. Les courges ont également relativement bien appauvri le profil de sol en N, malgré des besoins en N inférieurs ($80\text{-}120 \text{ kg N ha}^{-1}$). Cette consommation « de luxe » peut toutefois engendrer des problèmes de conservation des fruits. D'autres légumes dont la récolte est tardive ont le potentiel de relativement bien appauvrir le profil de sol en nitrates, tels que les céleris (besoins en N entre 150 et 200 kg N ha^{-1}), les navets (besoins en N d'environ 180 kg N ha^{-1}) ou les panais (besoins en N d'environ 150 kg N ha^{-1}). Les carottes peuvent également être prélevées tard mais elles n'ont pas de besoins en N élevés (environ 60 à 120 kg N ha^{-1}).

Il est également important de soulever la question de la gestion des adventices, qui ont largement affecté le prélèvement en N de certaines cultures dans deux des trois sites d'étude. C'est une problématique importante pour les maraîchers bio, qui n'utilisent pas d'herbicides. En outre, au cours des premières années de mise en culture d'une ancienne prairie, la banque de graines du sol est particulièrement importante. Pour la parcelle BW ouest, c'est même la destruction de la prairie qui n'a pas été efficace, à cause d'un bâchage trop court qui a permis la reprise du chiendent, graminée invasive particulièrement dure à éradiquer en raison de l'abondance de ces rhizomes. La reprise de la prairie semble avoir dicté les teneurs en N dans le profil plus que la culture elle-même. Malgré leurs besoins en N importants (environ

200 kg N ha⁻¹), les poireaux et les oignons sont des cultures peu couvrantes qui favorisent la prolifération d'adventices en l'absence de binages et de buttages (Figure 5 et Figure 8). Les adventices peuvent jouer en quelque sorte un rôle d'engrais vert et ainsi participer au prélèvement du nitrate excédentaire et à sa restitution par la suite. Cependant il ne faut pas oublier qu'elles sont en compétition avec la plante, notamment pour l'eau. Il est également capital de ne pas les laisser monter en graine, sous peine d'aggraver le problème les années suivantes.

Une spécificité des néo-maraîchers est la diversification des cultures et l'étalement des dates de plantation et de récolte afin de proposer des produits frais sur de plus longues périodes. Cette complexification du calendrier cultural est une contrainte à l'optimisation de l'utilisation des ressources en N et donc à la gestion des risques de lixiviation de nitrates. En effet, toute période prolongée au cours de laquelle le sol reste à nu augmente le risque de lixiviation, particulièrement en fin de saison. Malgré cette complexité d'agenda, les maraîchers cultivant d'anciennes prairies permanentes doivent tout mettre en œuvre pour restreindre la période de mise à nu de leur sol, et ainsi limiter les risques environnementaux tout en favorisant le maintien de la fertilité de leur sol.

5. Conclusions et recommandations

A la recherche de terres riches en matière organique et d'un coût abordable, de nombreux néo-maraîchers s'installent sur d'anciennes prairies permanentes, parfois même conseillés par des organismes officiels. En conséquence, les terres récupérées sont souvent des prairies assez marginales.

Cette étude a confirmé le potentiel élevé de minéralisation de l'N d'une prairie permanente durant les deux années suivant sa destruction. Si aucune précaution n'est prise, cette situation implique des risques de lixiviation élevés en raison de la minéralisation encore importante ayant lieu durant l'arrière-saison.

Les quantités d'azote minéralisées après destruction de prairies permanentes sont influencées par leur mode de gestion avant destruction (prairies extensives, prairies exploitées en fauche, prairies intensives pâturées). Les niveaux de libération d'azote attendus sont logiquement plus faibles pour les prairies extensives ou de fauche. Le potentiel de minéralisation d'une prairie de fauche au cours de la première année post-destruction a été estimé à ~160 kg N ha⁻¹ contre ~230 kg N ha⁻¹ pour les prairies pâturées de BW centre et Hainaut.

Malgré que cette pratique implique des risques de lixiviation d'azote, il faut aussi nuancer son importance à l'échelle régionale. En effet, bien que le maraîchage bio soit en plein développement, on ne compte à ce jour que 173 maraîchers en bio, dont 130 environ ne cultivent que de 1 à 2 ha par exploitation. La taille réduite des parcelles maraîchères peut d'ailleurs expliquer l'absence de référence pour les cultures de légumes dans les contrôles APL. En outre, cette période à risque potentiel n'est qu'une étape transitoire de 2 années après destruction de la prairie. Quant aux agriculteurs qui cultivent des légumes en plein champ sur de grandes surfaces (type fermes de grandes cultures céréales légumes de Hesbaye), ils tombent sous le régime du verdissement de la PAC qui prévoit que le pourcentage de surface agricole consacré aux prairies permanentes ne puisse pas descendre de plus de 5 %. Il est donc improbable de voir le phénomène se généraliser dans grandes exploitations.

Etant donné que de nombreux nouveaux maraichers cultivent d'anciennes prairies permanentes malgré l'interdiction de cette pratique par la PGDA, l'idéal serait sans doute d'assouplir la législation dans ce contexte précis et de mieux encadrer ces maraichers en les orientant vers des itinéraires techniques qui vont limiter les risques environnementaux liés à la destruction de la prairie permanente. Dans cette optique, nous proposons une ébauche de liste de bonnes pratiques à recommander :

- Documenter l'historique de la prairie en amont de sa destruction afin de se faire une idée de la quantité d'N potentiellement minéralisable au cours des deux premières années suivant sa destruction. Les prairies les plus vieilles et avec une charge en bétail importante sont les plus à risque.
- S'assurer de la bonne formation des néo maraichers ; les cultures ne peuvent prélever si elles sont ratées. Les adventices dominaient dans certaines parcelles de notre étude.
- Limiter la période de destruction de la prairie à avril au plus tard, afin que la culture de printemps puisse bénéficier au maximum de la libération d'azote par la prairie.
- L'année précédant la destruction de la prairie, arrêter (ou au moins diminuer) la fertilisation et le pâturage et favoriser la fauche.
- Etablir un plan de successions de légumes qui favorisent l'absorption de l'azote minéralisé. Par exemple, la plupart des choux cultivés en Wallonie (choux fleur, choux blanc, choux rouge, choux frisé) possèdent des besoins en N élevés (autour de 200 kg N ha⁻¹). La combinaison de choux de printemps et de choux tardifs en relai pourrait permettre d'assurer un prélèvement d'N efficace, notamment durant l'arrière-saison. Les poireaux et les céleris raves possèdent également des besoins en N élevés (200-250 kg N ha⁻¹ pour les poireaux et 120-200 kg N ha⁻¹ pour les céleris) et ont le potentiel de prélever une fraction importante de l'azote produit durant l'arrière-saison en cas de récolte tardive. D'autres cultures exigeantes en N mais généralement récoltées plus tôt (oignons, panais) devraient faire l'objet d'une interculture adaptée (mise en place d'une CIPAN). Des CIPAN gélives seraient à préconiser afin d'éviter une compétition printanière pour l'eau avec les cultures de printemps.
- Certaines cultures à faible enracinement ou ayant des besoins limités en N n'ont pas le potentiel d'appauvrir suffisamment le sol pour empêcher les risques de lixiviation. La production de certains légumes à faible développement et à faible prélèvement devrait en conséquence être externalisée durant les 2 premières années de remise en culture de prairies retournées. On peut notamment mentionner les cultures suivantes : laitue (besoins en N 50 kg N ha⁻¹), mâche (besoins en N 50 kg N ha⁻¹), légumineuses (plantes fixatrice d'azote atmosphérique), persil (besoins en N 100 kg N ha⁻¹), courgettes (besoins en N 40-50 kg N ha⁻¹), carottes (besoins en N faible si le sol est équilibré).
- Pour une gestion efficace de ces situations, un encadrement par des structures du secteur bio comme Biowallonie, le CIM, CPL-Végémar (ou encore le CRABE) est important. La principale contrainte provient de la difficulté d'avoir un plan de cultures qui intègre les objectifs de valorisation de l'azote libéré par l'antécédent prairie retournée, le maintien de cette fertilité et donc aussi la maîtrise des risques

environnementaux (lixiviation de l'azote nitrique) avec les impératifs économiques de production et vente des légumes. Une autre difficulté est d'arriver à prévoir une interculture pour les soles gardées en attente de semis ; en maraîchage, certains producteurs laissent des parties de parcelles inoccupées pour étaler leurs productions. Ils augmentent alors considérablement les risques de lixiviation et d'envahissement par des adventices.

- Faire attention aux prédatons par les taupins et tipules. Les structures d'encadrement en légumes bio peuvent donner des conseils pour réduire ces risques car en bio on ne peut appliquer des insecticides comme en conventionnel. Les leviers pour réduire ce risque sont le travail du sol, l'augmentation des densités de plants repiqués, la mise en place de pièges à taupins, ... (Thibord et al. , 2017)

Moyennant ces précautions, nous estimons qu'il est envisageable de cultiver des légumes après destruction d'une prairie permanente afin de répondre aux besoins agronomiques et sociétaux des maraîchers tout en limitant les risques environnementaux.

6. Références bibliographiques

AFNOR (2009). Normalisation française XP U 44-163. Amendements organiques et supports de culture Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote.

Cohan J.-P., Vertès F., Besnard A., Hanocq D., Grall J., Protin P.-V., Laurent F. (2012) Impact des retournements des prairies sur la minéralisation de l'azote du sol : conséquences pour la gestion de la fertilisation. In : « 30 ans de références pour comprendre et limiter les fuites d'azote à la parcelle ». Actes de la journée de synthèse scientifique organisée par les Chambres d'Agriculture de Bretagne, Arvalis-Institut du Végétal et INRA Agrocampus Ouest (Ploërmel, France, 3 février 2012), pages 41-44.

COMIFER (2013) Calcul de la fertilisation azotée : Guide méthodologique pour l'élaboration des prescriptions locales - Cultures annuelles et prairie. Editions COMIFER (Paris), 159 pages.

De Toffoli M., Oost J.-F., Lambert R. (2013) Impact de la destruction de prairie sur le reliquat d'azote et la gestion de la fertilisation azotée. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 17 (S1), 187-194.

ISO-14256-2 :2005. Qualité du sol. Dosage des nitrates, nitrites et de l'ammonium dans les sols bruts au moyen d'une solution de chlorure de potassium – Méthode automatisée.

Laurent F., Kerveillant P., Besnard A., Vertès F., Mary B., Recous S. (2004) Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux, Rapport Arvalis - INRA - Chambres d'agriculture de Bretagne, 76 p.

Shepherd M.A., Hatch D.J., Jarvis S.C. et Bhogal A. (2001) Nitrate leaching from reseeded pasture. *Soil Use and Management* 17 (2) 97-105

Thibord J.-B., Larroude P., Chabert A., Villeneuve F., Quilliot E., Malet M., Plantegenest M., Poggi S., Riou J.-B., Ogier J.-C., Guéry B., Rouzès R., Barsics F., Bonnisol S., Cap G (2017) Prédiction des risques et élaboration de nouvelles techniques de lutte pour la protection des cultures contre les attaques de taupins. *Innovations Agronomiques* 55, 215-233

Velthof G.L. et O. Oenema (2001) Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 399. 56 pages.

Vertès F., J.-C. Simon, F. Laurent et A. Besnard (2007a) Prairies et qualité de l'eau – Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192 : 423-440.

Vertès F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S. (2007b) Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. *Grassland Science in Europe*, 12 : 227-246.

<https://wallex.wallonie.be/index.php?doc=28717>, consulté le 13/06/2018. 13 JUIN 2014. — Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement, contenant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture (PGDA III).

Annexes

Annexe 1. Moyennes de température et cumul de précipitations mensuelles pour les années 2016 et 2017 dans les stations météorologiques du réseau PAMESEB de Louvain-la-Neuve, d'Alleur et de Baisy-Thy.

		LLN (18)		Alleur (33)		Baisy-Thy (40)	
		T (°C)	P (mm)	T(°C)	P (mm)	T (°C)	P (mm)
2016	janvier	4,3	91,8	4,2	71,1	4,4	102,2
	février	4,3	93,1	4,0	87,3	4,4	88,8
	mars	4,8	53,5	4,4	41,6	4,9	59,9
	avril	8,2	48,4	8,3	65,5	8,4	62,8
	mai	13,9	48,6	14,2	69,9	13,8	57,6
	juin	16,1	122,6	16,3	140,9	16,2	133,8
	juillet	18,6	43,2	18,9	25,4	18,6	41,6
	août	18,4	42,1	18,6	44,6	18,2	38,5
	septembre	17,7	13,1	18,1	10,2	17,2	0,6
	octobre	9,5	29,1	9,4	33,1	9,4	33,5
	novembre	5,8	66,0	5,8	57,9	5,9	60,9
	décembre	4,1	15,2	5,1	17,8	3,8	15,8
		sept-dec		123,4		119,0	
	tot		666,7		665,3		696,0
2017	janvier	0,3	45,3	1,8	43,3	0,3	48,2
	février	5,5	37,3	7,0	62,5	5,5	38,4
	mars	9,0	49,8	10,1	45,8	8,9	47,8
	avril	8,3	19,7	8,9	15,8	7,9	8,8
	mai	15,2	21,7	15,9	36,9	15,0	40,8
	juin	18,8	48,5	19,4	1,5	18,6	50,1
	juillet	18,4	50,5	18,9	88,4	18,3	54,4
	août	17,9	73,2	18,2	70,6	17,5	67,7
	septembre	13,9	54,5	14,2	75,1	13,5	46,9
	octobre	13,1	35,7	13,2	36,8	12,8	35,5
	novembre	6,3	62,1	6,5	74,5	6,2	70,5
	décembre	4,1	110,5	4,3	92,1	4,1	131,5
		sept-dec		262,8		278,5	
	Total annuel		608,8		643,3		640,6