



HAL
open science

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

Eric Justes, Nicolas Beaudoin, Patrick Bertuzzi, Raphaël Charles, Julie Constantin, Carolyne Durr, Carole Hermon, Alexandre Joannon, Christine Le Bas, Bruno Mary, et al.

► To cite this version:

Eric Justes, Nicolas Beaudoin, Patrick Bertuzzi, Raphaël Charles, Julie Constantin, et al.. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques : Rapport de l'étude. [0] 2100450303, Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. 2012, pp.415. hal-01197961

HAL Id: hal-01197961

<https://hal.science/hal-01197961>

Submitted on 6 Jun 2020

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

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



Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote,
autres services écosystémiques

Rapport de l'étude réalisée par l'INRA à la demande
des ministères en charge de l'Écologie et de l'Agriculture

Responsable scientifique :

Eric Justes - INRA, département Environnement et agronomie, Unité Agrosystèmes et Agricultures, Gestion de ressources, Innovation et Ruralité (AGIR)

Contacts :

Eric Justes, responsable scientifique de l'étude : Eric.Justes@toulouse.inra.fr

Olivier Réchauchère, chef de projet de l'étude : Olivier.Rechauchere@paris.inra.fr

Le présent document constitue le rapport de l'étude sollicitée conjointement par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie et le Ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire, et subventionnée par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (étude n° 2100450303). Son contenu n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

Le rapport d'étude a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA.

Ce document est disponible sur le site web institutionnel de l'INRA (www.inra.fr).

Pour citer ce document :

Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Rapport d'étude, INRA (France), 418 p.

Conception graphique de la couverture : Erebus Studio

Conception graphique du bandeau : Véronique Gavalda ; photos : Sandor Jackal (Fotolia), Eric Justes (INRA), Eric Venet (INRA)

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote,
autres services écosystémiques

Rapport d'étude

Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R.,
Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A.,
Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F.,
Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J.

Etude réalisée par l'INRA
à la demande des ministères
chargés de l'Ecologie
et de l'Agriculture



Juin 2012

► Responsable de la coordination scientifique

Eric JUSTES, INRA-EA*, Toulouse, unité Agrosystèmes et Agricultures, Gestion de ressources, Innovation et Ruralité (AGIR)

► Experts auteurs du rapport d'étude

Nicolas BEAUDOIN**, INRA-EA, Laon, unité Agrosystèmes et impacts environnementaux carbone-azote (Agro-Impact)

Patrick BERTUZZI, INRA-EA, Avignon, unité Agroclim

Raphaël CHARLES, Station de recherche Agroscope Changins-Wädenswil ACW, Suisse

Julie CONSTANTIN, INRA-EA, Toulouse, unité Agrosystèmes et Agricultures, Gestion de ressources, Innovation et Ruralité (AGIR)

Carolyne DURR, INRA-EA, Angers, unité Physiologie Moléculaire des Semences (PMS)

Carole HERMON, Université Toulouse 1 Capitole

Alexandre JOANNON, INRA-SAD, Rennes, unité Paysages

Eric JUSTES, INRA-EA, Toulouse, unité Agrosystèmes et Agricultures, Gestion de ressources, Innovation et Ruralité (AGIR)

Christine LE BAS, INRA-EA, Orléans, unité INFOSOL

Bruno MARY, INRA-EA, Laon, unité Agrosystèmes et impacts environnementaux carbone-azote (Agro-Impact)

Catherine MIGNOLET, INRA-SAD, Mirecourt, unité Agro-Systèmes Territoires Ressources Mirecourt (ASTER)

Françoise MONTFORT, INRA-SPE, Rennes, Institut de Génétique Environnement et Protection des Plantes (IGEPP)

Laurent RUIZ, INRA-EA, Rennes, unité Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS)

Jean-Pierre SARTHOU, ENSAT, Toulouse, unité Agrosystèmes et Agricultures, Gestion de ressources, Innovation et Ruralité (AGIR)

Véronique SOUCHERE, INRA-SAD, Grignon, unité Activités, Produits, Territoires

Julien TOURNEBIZE, IRSTEA, Antony, unité Hydrosystèmes et Bioprocédés

Contribution ponctuelle de Thomas HENRY, stagiaire école d'ingénieurs de Purpan

► Relecteurs du rapport

Dominique ARROUAYS, Jean-Noël AUBERTOT, Marie-Odile BANCAL, Jean BOIFFIN, Yvan CAPOWIEZ, André CHANZY, Nathalie COLBACH, Isabelle DOUSSAN, Bernard ITIER, Serge KREITER, François LAFOLIE, Alexandra LANGLAIS, Marie LAUNAY, Philippe LUCAS, Nicolas MUNIER-JOLAIN, Bernard NICOLARDOT, Bernard NICOULLAUD, Guy RICHARD, Christophe VANDENBERGHE et Françoise VERTES.

Le texte définitif du rapport n'engage que leurs auteurs.

► Conduite du projet

Olivier RECHAUCHERE, INRA-DEPE*, Paris : conduite du projet, coordination éditoriale

Isabelle SAVINI, INRA-DEPE, Paris : suivi du projet, coordination éditoriale

Marion BARBIER, INRA-DEPE, Paris : logistique

Hugues LEISER, INRA, Avignon : documentation

* Entités INRA :

DEPE : Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes ;

Départements de recherche : EA : Environnement et agronomie ; SAD : Sciences pour l'action et le développement ; SAE2 : Sciences sociales, agriculture et alimentation, espace et environnement ; SPE : Santé des Plantes et Environnement.

** En gras : fonction de coordination.

Le collectif d'experts souhaite dédier ce travail à la mémoire de Nadine Cohen-Brisson (INRA Avignon) et de Fruck Dorsainvil (Faculté Agronomie Haïti), qui nous ont quittés beaucoup trop tôt, respectivement en 2011 et 2010.

Nadine a été la conceptrice initiale du modèle de culture STICS et a su fédérer les collègues de l'INRA et d'autres organismes français pour construire, paramétrer et "valider" un modèle de culture français, ayant ses spécificités, et qui a obtenu la reconnaissance de la communauté internationale des agronomes-modélisateurs. Durant près de 20 ans, Nadine n'a eu de cesse de porter haut l'exigence de généricité et de robustesse du modèle STICS, dans un esprit d'ouverture et d'amélioration continue de ses performances et de son domaine de validité. Sans sa perspicacité, sa remarquable intelligence et son insatiable joie de vivre très communicative, le travail de simulation réalisé dans cette étude n'aurait pas pu être réalisé, au moins sous sa forme actuelle et avec une telle confiance dans la qualité des résultats simulés. Tu nous as laissé un héritage scientifique riche que la communauté des modélisateurs se fait un devoir de promouvoir. Immense respect à toi Nadine, la scientifique et la femme. Nous espérons pouvoir être à la hauteur de ton engagement dans l'agronomie française et internationale.

Fruck était ingénieur agronome haïtien à son arrivée en France, et a réalisé son travail de thèse sur les cultures intermédiaires pièges à nitrate à l'unité d'Agronomie de Reims sous la direction d'Eric Justes et de Jean-Marc Meynard (directeur de thèse). Fruck a fait preuve d'un courage exceptionnel, de capacités d'adaptation hors du commun et d'une grande perspicacité pour conduire son travail de thèse sur cette problématique totalement inconnue pour lui. Il a goûté aux joies des prélèvements de cultures intermédiaires gelées en Champagne..., et à l'apprentissage de la modélisation. Son travail a permis de développer des formalismes spécifiques pour les cultures intermédiaires, avec l'appui complice et toujours aussi efficace de Nadine. Fruck, de retour en Haïti, a œuvré pour le développement agricole de son pays qu'il aimait tant, et auquel il avait décidé de consacrer son enthousiasme et son intelligence. Tu ne méritais pas que les entrailles de la terre t'emportent lors de ce terrible tremblement de terre en 2010 car tu avais encore tant à apporter à l'agronomie de ton pays.

Nadine et Fruck, nous n'oublierons jamais votre joie de vivre et votre perspicacité !

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

1. Introduction

Juin 2012

Sommaire

1.1. Contexte	5
1.1.1. La dynamique de l'azote durant l'interculture	5
1.1.2. Contexte réglementaire	5
1.2. Objectifs et démarche de l'étude.....	7
1.2.1. Objectif	7
1.2.2. Périmètre de l'étude	7
1.2.3. Démarche et organisation	7
1.3. Couverture du sol, cultures intermédiaires : définitions.....	8
1.4. Fonctions des cultures intermédiaires et typologie des espèces.....	10
1.4.1. Les différentes fonctions potentielles des CI	10
1.4.2. Typologie des espèces.....	13
1.5. Plan du rapport.....	14
1.6. Etude bibliographique : analyse du corpus.....	17
Références bibliographiques citées	31

1.1. Contexte

La présence de nitrate en excès dans les eaux de surface et les nappes phréatiques pose des problèmes de santé publique et de dégradation de l'environnement. C'est d'abord un enjeu de santé publique notamment pour les nappes phréatiques, avec la nécessité de distribuer une eau de boisson présentant une teneur inférieure à la norme de potabilité qui est de 50 mg de nitrate par litre. C'est aussi un enjeu de protection de l'environnement pour les eaux de surface, en particulier pour certains bassins versants proches de la mer, comme en Bretagne ; le transfert rapide du nitrate des zones agricoles vers la mer induit une eutrophisation des zones côtières.

1.1.1. La dynamique de l'azote durant l'interculture

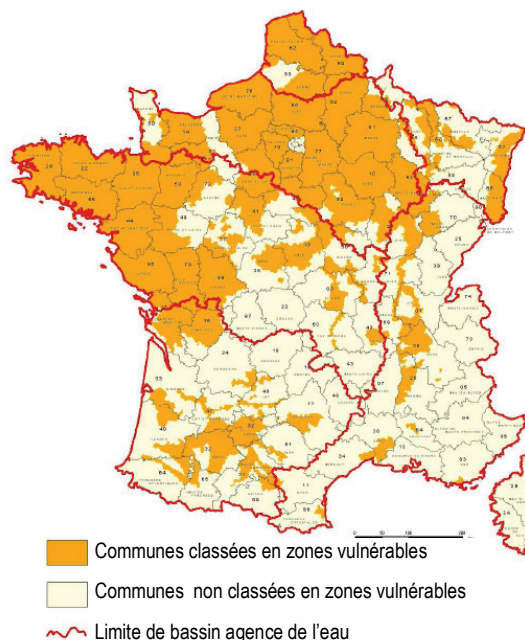
L'essentiel de ce nitrate provient des agrosystèmes, du fait des excès de fertilisation azotée mais aussi de la production naturelle de nitrate par minéralisation des matières organiques du sol. Le nitrate présent dans le sol est en effet susceptible d'être entraîné en profondeur hors de la zone explorée par les racines des cultures, suite au drainage des eaux de pluie à travers le sol, phénomène appelé lixiviation, ou plus communément lessivage par abus de langage. Or la période où le drainage est le plus important (automne-hiver) correspond également, en climat tempéré, à une période où le sol peut se retrouver sans culture (sol nu), après la récolte d'une culture à l'été ou à l'automne et avant l'implantation d'une culture suivante à l'automne ou au printemps. Il importe donc de minimiser la quantité de nitrate présente dans le sol au début de la période de drainage afin de réduire la lixiviation. L'introduction d'une culture intermédiaire permet de piéger une partie de ce nitrate, qui est restitué ensuite au sol dans les semaines qui suivent la destruction de la culture intermédiaire, et sera ensuite partiellement disponible pour la culture principale suivante.

Ce principe général de piégeage de nitrate durant l'interculture est bien connu, mais la dynamique des processus du cycle de l'azote et leur quantification précise à l'échelle locale est beaucoup plus difficile. En effet, l'efficacité des "cultures intermédiaires piège à nitrate" (CIPAN) dépend de nombreux facteurs qui présentent une forte variabilité. La quantité de nitrate présente dans le sol durant l'interculture dépend non seulement des pratiques de fertilisation des agriculteurs, mais aussi des caractéristiques du sol et des conditions climatiques de l'année, qui déterminent la vitesse des processus de biotransformation de l'azote organique du sol en nitrate, par minéralisation puis nitrification. Par ailleurs, les conditions d'implantation et de destruction de la culture intermédiaire, qui vont en déterminer l'efficacité, sont très variables selon les conditions locales et les systèmes de culture pratiqués et peuvent poser des problèmes techniques ou d'organisation du travail. L'espèce de culture intermédiaire utilisée a également une grande importance vis-à-vis de l'efficacité de piégeage, en interaction avec les conditions pédoclimatiques.

1.1.2. Contexte réglementaire

La directive n°91/676 du 12 décembre 1991 relative à la lutte contre les nitrates d'origine agricole, dite directive "Nitrates", a imposé aux Etats membres d'identifier sur leur territoire des "zones vulnérables" (Figure 1-1) selon les critères posés par la directive (concentration en nitrate des eaux supérieure à 50 mg/l, eutrophisation) et d'y mettre en œuvre un programme d'action visant à réduire la pollution des eaux. Les programmes d'actions sont quadriennaux : le 4^e est en cours, le 5^e en préparation. Environ 75% de la surface agricole en grandes cultures sont situés en zone vulnérable Nitrate.

Figure 1-1. Les zones vulnérables Nitrate 2007 en France (Source : Direction de l'Eau - Mission SIEau, décembre 2007)



La loi du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement a prévu la généralisation de la couverture des sols en automne en fonction des conditions locales. Plus précisément, dans les zones vulnérables où l'enjeu majeur est la limitation des fuites d'ions nitrate vers les eaux, le 4^e programme d'action Nitrate vise une généralisation de la couverture automnale des sols pour 2012. Cette couverture concerne les périodes d'interculture précédant une culture de printemps, ainsi que l'interculture entre colza et céréale d'hiver pour laquelle les repousses de colza ont été rendues obligatoires. La mise en place d'une culture intermédiaire piège à nitrate a été prévue dans toutes ces situations d'interculture, à l'exception de celles suivant un maïs grain, pour lesquelles le broyage suivi de l'enfouissement des résidus est autorisé.

Cet objectif fait l'objet de contestations, sur l'argument d'impossibilités techniques de mise en œuvre, et induit une demande de reconnaissance de pratiques alternatives (pas de couverture, maintien des résidus en surface, repousses de céréales).

Suite à la publication de la circulaire généralisant la couverture automnale des sols de l'ensemble des "zones vulnérables" prescrite en 2008 (4^e programme d'action), de nombreuses dérogations ont été demandées par la profession agricole et accordées par les préfets. Les arguments sous-jacents aux dérogations ont été analysés pour comprendre et hiérarchiser les raisons qui les motivaient. Les experts en charge des travaux de simulations se sont assurés que les scénarios testés prenaient bien en compte les situations où des problèmes potentiels pouvaient se poser pour la mise en œuvre des CIPAN.

Un premier type de dérogation concerne des situations de sol à fort taux d'argile. Il s'appuie sur l'argument que les sols argileux nécessitent un travail précoce à l'automne difficilement compatible avec l'implantation d'une culture intermédiaire. Toutefois, il convient de préciser que la texture des sols qualifiés "d'argileux" dans ces dérogations est très hétérogène, puisque les valeurs indiquées varient de 22 à 40% d'argile selon les départements. Si l'on se réfère à la qualification *ad hoc* des textures des sols (triangle de texture GEPPA largement utilisé en France), un sol est considéré comme argileux lorsque sa teneur en argile (fraction < 2 µm) est supérieure à 37%, et comme argilo-limoneux lorsque cette teneur est comprise entre 27,5% et 37%.

D'autres dérogations ont été justifiées par : i) de faibles reliquats d'azote minéral dans le sol à la récolte, ii) une récolte tardive de la culture principale (avec des dates de dérogations du 1^{er} septembre au 31 octobre selon les départements) ne permettant pas l'installation d'une culture intermédiaire, iii) une substitution des CIPAN par des repousses de céréales, iv) la nécessité de réaliser des faux semis, notamment en Agriculture biologique, et enfin v) l'impact négatif des cultures intermédiaires sur les facteurs biotiques (Figure 1-2).

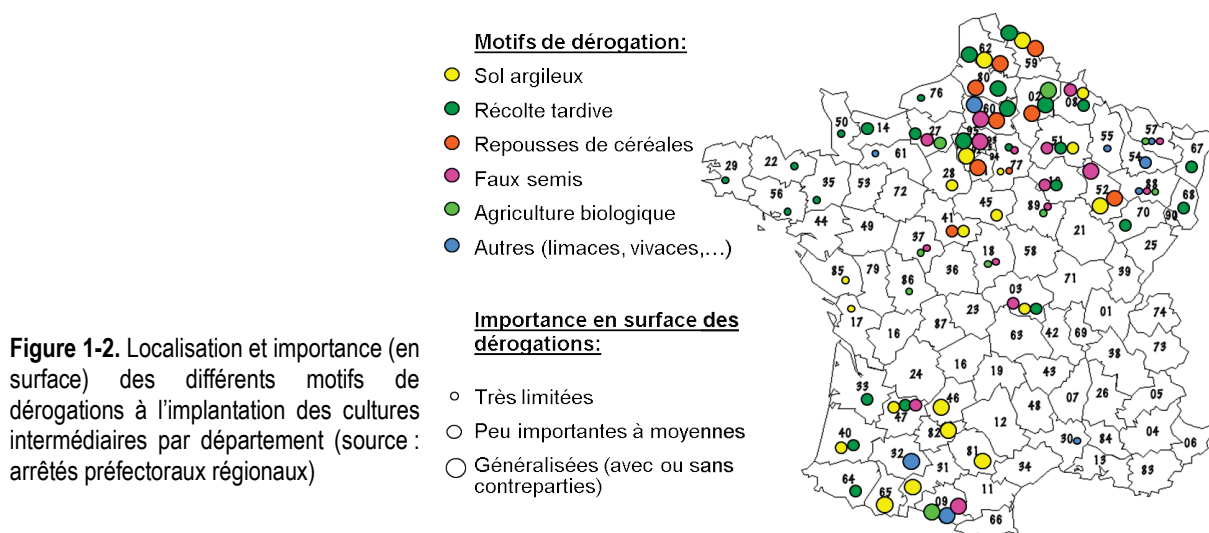


Figure 1-2. Localisation et importance (en surface) des différents motifs de dérogations à l'implantation des cultures intermédiaires par département (source : arrêtés préfectoraux régionaux)

Pour ce 4^e programme d'action, les pouvoirs publics ont accepté des dérogations à cette obligation de couverture des sols dans un certain nombre de situations et sous réserve de la mise en place d'un dispositif de suivi et d'expérimentation régionale. Les références techniques dont les pouvoirs publics disposent reposent sur un ensemble de connaissances élaborées par le CORPEN, le COMIFER et l'ANDA il y a une dizaine d'années, complétées par quelques publications plus récentes des instituts techniques.

Pour la préparation du 5^e programme (qui débutera en 2013), les pouvoirs publics (ministères chargés de l'Agriculture et de l'Ecologie) souhaitent disposer d'un ensemble actualisé de connaissances et références agronomiques, afin de proposer des mesures les plus efficaces possibles pour lutter contre la pollution nitrique des eaux souterraines et de surface.

1.2. Objectifs et démarche de l'étude

1.2.1. Objectif

L'objectif principal de cette étude est donc d'établir un état des connaissances sur la gestion de l'azote en période d'interculture pour les différents pédoclimats en système de grande culture. Anticipant l'impossibilité d'atteindre cet objectif par l'examen seul de la bibliographie scientifique pour une gamme de situations pédoclimatiques décrivant une grande partie de la diversité du territoire français métropolitain, les commanditaires ont retenu la proposition de l'INRA de compléter cet état des connaissances par un travail de simulation, permettant d'élaborer des références pour toutes les situations, y compris celles qui ne sont pas considérées par les travaux de recherche menés sur la base d'expérimentations et de mesures sur le terrain. La fiabilité de ces références issues de simulation devra être discutée sur la base d'une confrontation avec les connaissances scientifiques disponibles.

1.2.2. Périmètre de l'étude

L'étude s'attache à analyser en priorité les pratiques correspondant au registre réglementaire, c'est-à-dire les cultures intermédiaires pièges à nitrate, les repousses de colza et de céréales, les pailles finement broyées et enfouies ou laissées en surface. Elle examinera également les autres services écosystémiques rendus par les cultures intermédiaires. Pour ce qui est des effets biotiques sur les adventices, la microflore et la faune, elle se placera dans un cadre plus large que les seules cultures intermédiaires et prendra en considération l'ensemble des modalités de couverture du sol (couvert d'interculture ou culture de couverture associée, mulch vivant, mulch mort). Enfin, les cultures dérobées ne feront pas partie du périmètre de l'étude.

Cette étude traite uniquement des systèmes de grandes cultures annuelles pour la succession des cultures principales ; les cultures pérennes ne seront pas prises en considération.

Par ailleurs, la gestion de l'interculture, au-delà de son rôle dans la régulation de la dynamique de l'azote en période automnale, peut avoir d'autres effets qu'il convient d'examiner dans une perspective plus large d'évolution vers des systèmes de culture plus respectueux de l'environnement. En effet, la mise en place d'une mesure dont on attend un bénéfice sur un objectif donné ne doit pas conduire à une moindre performance environnementale globale du système. Il convient ainsi de privilégier une vision globale de l'évaluation des performances et limites des systèmes de culture. Dans cet esprit, le groupe d'experts mobilisé pour cette étude a validé la proposition initiale d'élargir le périmètre de l'analyse de l'état des connaissances à un ensemble des fonctions autres que celle de "piège à nitrate" et que les cultures intermédiaires sont susceptibles de remplir.

1.2.3. Démarche et organisation

Au-delà de la fiabilité des simulations que le modèle retenu est capable de produire, la qualité de ce travail de simulation repose d'une part sur la pertinence des choix des situations que l'on soumet à la simulation (choix des situations pédoclimatiques, systèmes de culture et itinéraires techniques), et d'autre part sur la confrontation des sorties du modèle à des informations de terrain. Dans un premier temps, concernant le premier de ces enjeux, le groupe d'experts s'est appuyé sur les informations provenant des commanditaires de l'étude, l'étude bibliographique et l'analyse de l'enquête "Pratiques culturelles". Concernant le second, il a recouru à la confrontation avec les connaissances scientifiques disponibles. Suite à la première réunion du comité de suivi de

l'étude¹, il a été décidé de mettre en place un groupe technique pour assurer un suivi complémentaire sur ce travail de simulation, en bénéficiant de l'expérience d'ingénieurs de terrain.

Ce groupe technique constitue une extension du comité de suivi et a travaillé à l'initiative des commanditaires et du pilote scientifique de l'étude. Il a rassemblé des ingénieurs ayant une expérience de recherche-développement et d'expérimentation sur la question de la gestion de l'azote en interculture, et donc susceptibles d'apporter des informations et de discuter du travail de simulation dans l'étude. Les compétences et les données dont disposaient ces ingénieurs ont permis :

- de discuter du choix du modèle STICS et de son paramétrage pour certaines espèces utilisées comme cultures intermédiaires² ;
- de discuter les choix du collectif des experts concernant les situations agro-pédoclimatiques, les successions de culture et les itinéraires techniques à soumettre à la simulation ;
- de confronter les premières sorties de la simulation aux données de terrain pour évaluer leur cohérence vis-à-vis des situations connues.

Concrètement, ce groupe est constitué d'un ingénieur de chacun des instituts techniques les plus concernés (Arvalis, Cetiom, ITB, ITAB), d'ingénieurs de Chambre d'agriculture compétents sur la question de la gestion de l'azote en interculture et d'une ingénieure d'un organisme de développement en Belgique³. Il s'est réuni à trois reprises au cours de l'étude.

1.3. Couverture du sol, cultures intermédiaires : définitions

L'interculture est la période, dans la rotation culturale, qui se situe entre la récolte d'une culture principale (destinée à être récoltée) et le semis de la suivante (Figure 1-3). Sa durée varie selon les dates de récolte et de semis des cultures principales, de quelques jours dans le cas d'une récolte tardive du précédent suivie d'une culture d'hiver, à plusieurs mois (jusqu'à 9 mois) dans le cas d'une culture de printemps.

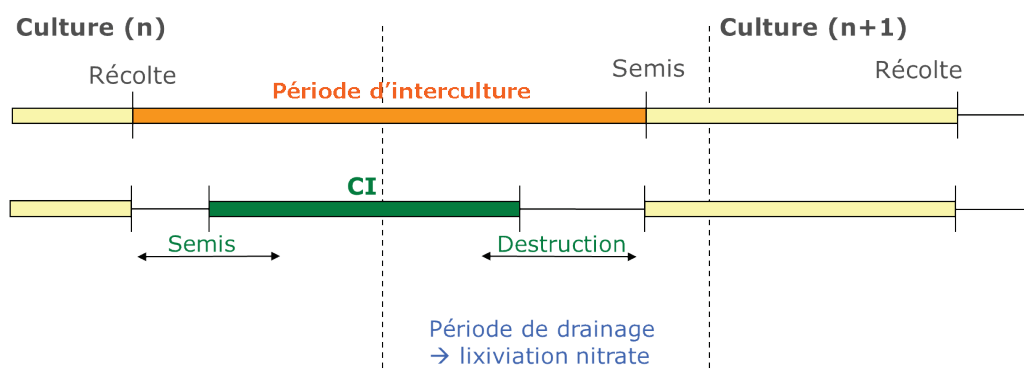


Figure 1-3. Représentation schématique de l'interculture dans une succession de cultures annuelles (en haut) et de l'implantation de culture intermédiaire durant cette période (en bas).

¹ Le comité de suivi de l'étude réunit les représentants de l'ACTA (réseau des instituts des filières animales et végétales), APCA (Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture), Coop de France, ONCFS (Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage), ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques).

² Le groupe des experts en charge de la simulation remercie notamment Arvalis et le CETIOM pour la mise à disposition de jeux de données sur la vesce en complément de celles obtenues par l'INRA, qui ont permis de créer un nouveau jeu de paramètres utilisables dans le modèle STICS.

³ Jean-Pierre Cohan (Arvalis - Institut du végétal), Rémy Duval (Institut Technique de la Betterave), Tanegmart Redjala-Ounnas (CETIOM - Centre technique interprofessionnel des oléagineux et du chanvre), Sébastien Minette (Chambre régionale d'agriculture de Poitou-Charentes), Alain Lecat (Chambre régionale d'agriculture du Nord Pas-de-Calais et Institut Technique de l'Agriculture Biologique), Nathael Leclech (Chambre régionale d'agriculture de Lorraine), Damien Ronget (Chambre d'agriculture de Côte d'Or), Frédérique Hupin (Nitrawal, Belgique).

Durant l'interculture, un sol laissé "nu" (sans plantes), en particulier dans le cas d'interculture longue, peut fortement augmenter le risque de lixiviation de l'ion nitrate vers les aquifères. L'implantation d'une culture intermédiaire (CI) dite "piège à nitrate" (CIPAN) permet de réduire ce phénomène de transfert d'azote nitrique, dans des proportions variées selon le contexte pédoclimatique et le système de culture. Cette large gamme d'efficacité doit être analysée en regard des facteurs déterminant le drainage et la lixiviation nitrique, et des autres fonctions des cultures intermédiaires, qui sont multiples.

La couverture des sols et les cultures intermédiaires sont définies par un vocabulaire que l'on peut classer selon différents registres, et qu'il importe de bien clarifier pour définir le périmètre de l'étude.

1) La terminologie associée au registre réglementaire de prévention des pollutions

Il s'agit de définir des modalités de couverture des sols capables de réduire la lixiviation du nitrate pendant la période où ce risque existe. Sont ainsi éligibles à l'appellation de couverture du sol : les cultures d'hiver, les cultures présentes entre deux cultures successives et implantées en vue d'absorber de l'azote, dites cultures intermédiaires pièges à nitrate et les repousses de colza. Se rattachent également à ce registre les pratiques qui ne font partie du cadre réglementaire qu'à titre dérogatoire, comme les pailles finement broyées et enfouies, ou encore celles qui sont revendiquées par les agriculteurs ou leurs représentants comme ayant une efficacité pour piéger le nitrate, comme les pailles broyées et laissées en surface ou les repousses de céréales.

2) La terminologie lié à un registre agronomique/agricole

Dans ce registre, ce sont le service écosystémique et/ou la finalité agricole qui structurent les catégories :

La culture principale est implantée et conduite dans le but de tirer une production de grains ou de fourrage.

La culture intermédiaire est implantée entre deux cultures principales de façon à rendre un certain nombre de services écosystémiques (agronomiques et écologiques) par des fonctions agroécologiques qui peuvent être principalement de : i) réduire la lixiviation, ii) fournir de l'azote à la culture suivante, iii) réduire l'érosion, iv) améliorer la structure et les propriétés hydriques du sol, v) réduire la pression parasitaire sur les cultures, empêcher le développement de mauvaises herbes, vi) améliorer l'esthétique du paysage, vii) accroître la biodiversité du paysage agricole⁴. Elles ne sont pas destinées à être récoltées et sont détruites (ou leur croissance est stoppée) avant l'implantation de la culture principale. Leur biomasse est restituée au sol pour favoriser la restitution d'éléments nutritifs à la culture suivante et améliorer la fertilité physique, chimique et biologique du sol.

La CIPAN est une culture intermédiaire implantée dans le but principal de réduire la lixiviation dans les situations où ce risque est élevé, c'est-à-dire de façon générale là où la disponibilité en azote minéral est élevée (cas de fertilisation s'avérant en excès *a posteriori* et potentiel élevé de minéralisation du sol).

L'engrais vert est une culture intermédiaire dont le but premier est de fournir de l'azote à la culture suivante. Elle est donc pratiquée plutôt dans un contexte de bas intrants et d'enrichissement du sol en azote ; elle est généralement composée de légumineuses (plantes en symbiose avec des bactéries fixatrices d'azote de l'air).

La culture dérobée est implantée entre deux cultures principales en vue d'en obtenir une production dans un temps réduit. En ce sens elle se distingue nettement de la culture intermédiaire qui ne vise que des services agronomiques ou écologiques, et dont la biomasse n'est pas exportée.

La culture de couverture est implantée pour couvrir le sol afin de limiter l'érosion hydrique et/ou jouer un rôle de structuration du sol *via* l'action de ses racines.

3) La terminologie liée aux modalités de couverture du sol

On distingue quatre modalités principales qui se différencient selon les variantes de cohabitation entre les cultures principales à visée productive et des cultures "de service" :

⁴ Une même culture intermédiaire peut cumuler des objectifs divers : par exemple piéger le nitrate et fournir du nitrate à la culture suivante, dans la perspective de diminuer les intrants tout en maintenant les objectifs de rendement des cultures principales, ou bien lutter à la fois contre l'érosion et la lixiviation, etc. Certains de ces objectifs peuvent toutefois être mutuellement contradictoires.

- Le couvert d'interculture ou culture intermédiaire en végétation : il est implanté dans (sous couvert) ou plus généralement après une culture principale et est détruit avant ou lors de l'implantation de la culture suivante.
- Le couvert associé présente un cycle de développement court, principalement pour couvrir le sol au début de la culture principale tout en évitant de la concurrencer. Il permet un contrôle biologique des adventices. Il est détruit assez précocement soit par le gel, soit par un herbicide sélectif afin de ne pas trop concurrencer la culture principale.
- Le mulch vivant est installé avant ou durant la culture principale et poursuit sa croissance pendant la période de végétation de la culture principale. Lorsque ce couvert perdure plusieurs années, ce qui suppose une absence de travail du sol, on parle de couvert permanent.
- Le mulch mort est constitué d'une couche de résidus de culture annuelle laissée à la surface du sol.

Les correspondances avec les termes en anglais	<i>Cover crop</i> : culture intermédiaire
	<i>Catch crop</i> : culture intermédiaire piège à nitrate
	<i>Undersown cover crop</i> : culture intermédiaire semée sous couvert de la culture principale
	<i>Intercropped cover crop</i> : couvert associé
	<i>Living mulch</i> : mulch vivant
	<i>Dead mulch</i> ou <i>mulch of residues</i> : mulch mort

1.4. Fonctions des cultures intermédiaires et typologie des espèces

Raphaël Charles

En complément à l'objectif de réduction des pertes de nitrate principalement visé dans cette étude, les couverts végétaux peuvent exercer plusieurs autres fonctions agroécologiques rendant divers services écosystémiques. Ces différentes fonctions peuvent être couvertes par plusieurs espèces servant de cultures intermédiaires. Un choix de documents techniques de synthèse sert de références ici pour décrire les services attendus des cultures intermédiaires, mais également les espèces régulièrement cultivées en France ou offrant un intérêt potentiel (Labreuche et Beets, 2007 ; Labreuche et Maillat-Mezeray, 2007 ; Minette, 2010 ; Vericel, 2010 ; Besnard et al., 2011). Ces données sont enrichies de références d'Amérique du Nord (Clark, 2007). Les fonctions agroécologiques retenues prioritairement sont les suivantes : l'absorption d'azote minéral du sol, le maintien d'états physiques du sol favorables aux cultures, la protection contre l'érosion, une pression sur les ravageurs, les maladies et les adventices. Ces fonctions peuvent être atteintes par les grandes familles de cultures comme les crucifères, les graminées ou les légumineuses. Des traits agrophysiologiques déterminent leur efficacité notamment au niveau de la rapidité d'installation, de la durée de la phase végétative, de la tolérance aux stress abiotiques et biotiques, de la persistance des résidus végétaux après leur destruction.

1.4.1. Les différentes fonctions potentielles des CI

Une brève description des fonctions attendues des couverts et des principales espèces permet de situer les différents enjeux liés à la gestion de l'interculture, qui peuvent être nombreux, indiquant que c'est une période clé de la gestion du système de culture. Le principal enjeu de l'étude est de vérifier si ces différentes fonctions correspondent toujours à des effets tangibles et démontrés expérimentalement, le cas échéant d'en mesurer l'amplitude et d'étudier s'ils ne sont pas mutuellement incompatibles. Dans le cadre de cette étude, les fonctions agroécologiques suivantes seront retenues prioritairement : en tout premier lieu l'absorption d'azote minéral du sol et l'effet "engrais vert" sur la culture suivante, puis l'effet sur l'érosion et l'état physique du sol, l'effet sur les émissions de gaz à effet de serre, et enfin l'effet sur les ravageurs, les maladies et les adventices et la faune.

L'inventaire présenté ici est plus large : il reprend toutes les attentes relatives à la protection et à l'amélioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol ou contribuant aux spécificités des systèmes de culture.

Protection et amélioration des propriétés chimiques du sol

. Réduction des pertes de nitrate par lixiviation et fourniture d'azote à la culture suivante

La présence d'une culture durant l'interculture permet d'absorber l'azote minéral du sol et de prévenir les pertes de nitrate par lixiviation vers l'environnement. Considérant les effets des cultures intermédiaires sur les pertes de nitrate, plusieurs facteurs peuvent être contrôlés par le choix de l'espèce (Thorup-Kristensen et al., 2003). La rapidité d'installation, le taux de croissance, la profondeur d'enracinement déterminent la capacité de prélèvement d'azote. La résistance de l'espèce à l'hivernage contrôle la persistance de la végétation. La composition biochimique des tissus est l'un des facteurs qui déterminent la dynamique de la dégradation de la culture intermédiaire après sa destruction, et *in fine* la minéralisation de l'azote et sa disponibilité pour la culture suivante. Réduction des pertes de nitrate et fourniture d'azote à la culture suivante sont deux fonctions très interdépendantes car toutes deux liées à la modification du cycle de l'azote induite par l'introduction de la CI. Selon le contexte agronomique du système de culture, c'est l'une plutôt que l'autre qui est recherchée : le piégeage du nitrate à visée environnementale dans les systèmes à haut niveau d'intrants, et à l'inverse la fourniture en azote pour le suivant, d'où l'appellation d'"engrais vert" dans les systèmes à bas niveau d'intrants.

. Fixation d'azote atmosphérique

La capacité des légumineuses de fixer l'azote est intéressante autant durant l'interculture que pour la culture suivante. Cultivées de préférence en association, les légumineuses permettent d'accroître la performance du couvert par un apport régulier d'azote. Pour la culture suivante, les fournitures d'azote peuvent être conséquentes. Les limitations de l'utilisation des légumineuses comme couvert sont discutées plus particulièrement dans le chapitre relatif à la réduction des pertes de nitrate.

. Séquestration de carbone

La biomasse produite par un couvert végétal durant l'interculture constitue un amendement de carbone et d'azote organique favorable au maintien de la matière organique du sol, voire à son enrichissement. Le choix de l'espèce de couvert est important dans la mesure où la qualité biochimique de ses tissus détermine sa décomposition. La gestion du couvert pendant son cycle et le système de culture sont des facteurs supplémentaires qui permettent d'examiner dans quelle mesure un couvert végétal peut être utilisé pour séquestrer du carbone.

. Recyclage des éléments minéraux

Par l'absorption en profondeur dans le sol d'éléments nutritifs autres que l'azote, puis la dégradation de la biomasse du couvert, d'importantes quantités de nutriments sont amenés en surface. Cet enrichissement est favorable pour l'installation de la culture suivante. Il doit aussi être pris en compte dans la planification de la fumure minérale pour éviter tout excédent et les pertes correspondantes.

Protection et amélioration des propriétés physiques du sol

. Réduction de l'érosion, du ruissellement, de la battance

La protection du sol par une culture ou des résidus en mulch à la surface du sol permet de réduire les phénomènes d'érosion, de ruissellement ou de battance. Cette protection est d'autant plus efficace que le couvert est installé rapidement et qu'en fin de cycle des résidus sont laissés en surface pour exercer ce rôle protecteur également durant la croissance de la culture suivante.

. Propriétés hydriques : infiltration, stockage de l'eau

La présence de végétaux, par leur enracinement, peut renforcer la stabilité structurale du sol et la circulation de l'eau. Elle permet ainsi une meilleure infiltration de l'eau. D'autre part, les résidus de couverts limitent les pertes par évaporation. Le stockage de cette eau et les conditions plus humides qui en résultent peuvent avoir un effet sur la qualité de l'implantation de la culture suivante.

. Entretien de la matière organique du sol

Selon des processus similaires à la séquestration de carbone, la matière organique du sol peut être entretenue par un apport régulier de biomasse de couvert végétal. Le type et la gestion de cette biomasse déterminent l'effet à court ou à long terme à escompter sur la teneur et la qualité de la matière organique.

. Décompaction du sol

Le système racinaire des plantes peut ameublir le sol et entretenir une structure favorable à la circulation de l'eau et de l'air dans le sol. Les racines pivotantes peuvent contribuer à réduire localement certains effets de compaction en profondeur, alors qu'un système fasciculé et dense agit sur un plus grand volume de sol, généralement dans les horizons de surface. Ces effets dépendent grandement de l'espèce cultivée, mais également de la durée de la végétation.

Propriétés biologiques

. Augmentation de la vie biologique des sols

La présence d'une couverture du sol vivante entre deux cultures permet de maintenir une vie du sol active en interaction avec la plante. Cette augmentation de la vie biologique par des couverts en croissance assure le maintien, voire permet le développement, des propriétés biologiques du sol par des effets dans la rhizosphère.

. Contrôle des ravageurs

Les propriétés de certains couverts réduisent la présence de ravageurs sur la culture suivante par attraction et piégeage ou intoxication, ou par répulsion. En modifiant les conditions du milieu, ils l'enrichissent aussi de divers organismes dont certains potentiellement auxiliaires. Certains couverts peuvent être utilisés spécifiquement contre des ravageurs par biofumigation.

. Contrôle des maladies

L'activité biologique du sol procurée par une culture intermédiaire permet de réduire la présence de certaines maladies dans la mesure où elle procure une certaine diversité, évitant la transmission ou le développement particulier de maladies. Le choix de l'espèce par rapport à la culture précédente et à la culture suivante, voire même à l'ensemble des cultures en rotation, sont des éléments essentiels à prendre en compte. Certains couverts peuvent être utilisés spécifiquement contre les maladies par biofumigation.

. Contrôle des mauvaises herbes

La présence d'une végétation choisie durant l'interculture offre une concurrence à l'installation et au développement de mauvaises herbes. Le maintien de résidus du couvert végétal jusque dans la culture suivante peut limiter la présence d'adventices durant sa phase d'installation. L'allélopathie peut renforcer ces processus de concurrence.

. Réservoir faunistique

La présence de végétation entre deux cultures constitue une possibilité d'abri et une source de nourriture pour la faune sauvage. Le type de couvert, la biomasse produite et sa hauteur déterminent la qualité faunistique.

. Source pour pollinisateurs

Certaines espèces de couvert ont un cycle suffisamment court pour que leur floraison offre une source de nectar durant la fin de l'été et le début de l'automne. La qualité du nectar offert et sa période de disponibilité peuvent être très différentes en fonction des espèces et de la date de floraison.

Contribution au système de culture

. Diversification de la rotation

La diversité de la rotation est accrue par le choix d'un couvert d'une famille autre que celles des espèces cultivées avant et après l'interculture. Cette diversité est supposée favorable aux propriétés biologiques du sol, mais pourrait surtout être intéressante en termes de cycle des éléments nutritifs en situation de faible biodisponibilité de certains de ces éléments.

. Diversification du paysage

Les cultures intermédiaires contribuent à la diversité du paysage par leurs différentes structures et couleurs. Cette fonction peut être un élément d'esthétisme en région périurbaine ou touristique.

. Sécurisation des systèmes

La résilience des systèmes agricoles peut être accrue par les éléments d'enrichissement et de diversification procurés par les couverts végétaux, notamment lorsque les systèmes culturaux ont été par trop uniformisés. D'autre part, les cultures intermédiaires peuvent être valorisées en production de fourrage ou de biomasse énergétique, en cas de pénurie par exemple. En cas de situation exceptionnelle (ex. manque de fourrage dû à une sécheresse), elles peuvent être finalement récoltées, mais dans ce cas la culture intermédiaire devient une culture fourragère dérobée. Ces perspectives démontrent une potentielle concurrence autour de la période d'interculture entre les effets bénéfiques procurés par l'enfouissement des couverts intermédiaires et la nécessité de production.

1.4.2. Typologie des espèces

Quelque 35 espèces sont décrites comme culture intermédiaire par différents instituts techniques et Chambres d'Agriculture français (Labreuche et Beets, 2007 ; Labreuche et Maillet-Mezeray, 2007 ; Minette, 2010 ; Vericel, 2010 ; Besnard *et al.*, 2011). Elles appartiennent aux familles des crucifères, graminées, papilionacées, mais aussi aux composées, hydrophyllacées, linacées et polygonacées. Pour l'ensemble de ces espèces, le facteur variétal accroît la diversité par la sélection de certains traits agro-physiologiques caractéristiques pour répondre à des attentes spécifiques.

Les **crucifères** sont largement utilisées comme couverts végétaux : moutardes, navette, colza, radis, chou. La moutarde blanche représente la culture intermédiaire la plus largement utilisée en France, en particulier avant betterave pour ces effets contre le nématode à kystes (ITB, 2003). Les petites graines des crucifères offrent un couvert végétal facile à semer, peu onéreux, pour une densité élevée de plantes. Leur rapidité à la levée permet une couverture rapide du sol. Des conditions de sol fertiles, en particulier une disponibilité suffisante en azote et en eau, conduisent à la production rapide d'une végétation fournie. La transformation de glucosinolates contenus dans leurs tissus en isothiocyanates est valorisée comme principe actif régulateur de certains ravageurs, maladies et plantes (Reau *et al.*, 2005a, b). Leur système racinaire pivotant est également considéré comme intéressant. Ce caractère est notamment valorisé par la sélection et la culture de nouvelles variétés de radis chinois dont le pouvoir pénétrant et décompacteur du sol est amélioré (Chen et Weil, 2010). La présence de cultures de colza dans la rotation exige un recours limité aux brassicacées comme culture intermédiaire pour des raisons de prévention phytosanitaire.

Le ray-grass italien figure comme **graminée** herbagère régulièrement utilisée comme couvert intermédiaire piège à nitrates. Parmi les céréales à paille, de nombreuses espèces sont utilisables, notamment l'avoine commune (*Avena sativa*), plus éloignée des autres espèces couramment cultivées en rotation (seigle, blé, orge). L'avoine rude (*Avena strigosa*) apparaît désormais aussi dans les systèmes de culture simplifiés et en semis direct. Cette espèce a été introduite dans plusieurs régions du monde en s'inspirant des pratiques largement répandues en Amérique du Sud. En France, cette espèce est proposée depuis quelques années. Plus exotique, le sorgho convient pour les climats secs en été.

En raison de leur fixation symbiotique de l'azote, les **légumineuses** en culture pure sont généralement écartées des situations où le nitrate pose un problème environnemental. En revanche, ces espèces ont gagné en intérêt pour réduire la fertilisation azotée à court terme et développer l'autofertilité des sols dans les systèmes de travail réduit du sol et les exploitations sans bétail ; elles sont généralement cultivées en mélanges. Une espèce comme la vesce commune a longtemps été privilégiée, mais de nouvelles espèces font leur apparition, comme le pois fourrager, la lentille, la gesse, la féverole, le fenugrec, la vesce velue ou divers trèfles. Ces espèces sont généralement réservées pour des cultures associées. La diversité des espèces de cette famille permet de répondre à de nombreuses attentes (caractère gélif / résistant à l'hiver, bonne couverture du sol, durée de végétation, floraison pour les insectes auxiliaires, biomasse élevée, tolérances multiples aux stress, utilisation alternative comme fourrage).

Quelques **autres familles** disposent d'un ou deux représentants parmi les cultures intermédiaires. L'utilisation de composées telles que le niger ou le tournesol est principalement liée au développement des techniques culturales simplifiées et à la recherche de couverts procurant de nouvelles solutions (précocité, enracinement, facilité de destruction notamment par le gel). Le tournesol est surtout utilisé en mélange pour la structure qu'il apporte à la végétation par la hauteur de ses plantes. La phacélie appartient à la famille des hydrophyllacées dont aucun taxon n'est cultivé. Cette neutralité pour la rotation, mais également une croissance vigoureuse et

une floraison mellifère, expliquent le large intérêt pour cette culture intermédiaire. Toutefois l'exigence d'un lit de semence fin pour une germination dans l'obscurité limite son utilisation. Le sarrasin est la seule espèce utilisée comme culture intermédiaire de la famille des polygonacées. Sa rapidité de levée, son effet de couverture et son cycle court le rendent intéressant dans des intercultures courtes avant une céréale d'automne. Le lin, unique espèce de la famille des linacées, montre une facilité de conduite valorisée en mélange principalement.

1.5. Plan du rapport

L'étude se structure en deux parties. La première présente l'état des connaissances sur les principales fonctions des cultures intermédiaires et repose sur une analyse de la bibliographie scientifique et technique, et sur l'analyse de données issues de l'enquête "Pratiques culturales" (2006). Elle permet de préciser les acquis, incertitudes et questions à approfondir.

La seconde partie vient pallier l'incomplétude des informations rassemblées dans la première partie, et porte sur les questions qui intéressent plus directement les modes de gestion de l'interculture *via* la gestion des résidus de récolte, les repousses de colza et de blé, et les cultures intermédiaires (pour les conditions françaises). Les effets des cultures intermédiaires sont analysés dans leur fonctionnalité "piège à nitrate", qui reste la priorité de l'étude : problèmes liés à leur implantation, efficacité du piégeage du nitrate, effet sur la culture suivante, difficultés liées à leur destruction en fonction de la variabilité des conditions françaises. Cette deuxième partie repose sur un travail de simulation qui vise à décliner différents modes de gestion de l'interculture pour une large gamme de situations pédoclimatiques représentatives de la France métropolitaine, ceci afin d'éclairer des points où les connaissances et les références régionales font actuellement défaut.

1. Introduction

Partie I. Analyse bibliographique

2. Gestion de l'interculture : contexte réglementaire et pratiques actuelles

Le contexte réglementaire est abordé grâce à une mise en perspective historique de la réglementation visant à la réduction des pollutions des eaux par les ions nitrate, à savoir principalement les étapes de la mise en œuvre de la directive Nitrate. Un état des lieux des pratiques, basé sur une analyse de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 du SSP (Ministère de l'Agriculture), est proposé ; il porte à la fois sur les cultures intermédiaires et sur la gestion des repousses et des résidus de la culture principale.

3. Les itinéraires techniques des cultures intermédiaires

Ce chapitre examine les aspects techniques abordés dans la bibliographie scientifique et technique concernant les phases d'implantation et de destruction des cultures intermédiaires. Il aborde ensuite les questions d'organisation du travail liées aux cultures intermédiaires dans les exploitations agricoles et à l'échelle de la parcelle par une analyse de la bibliographie technique concernant les jours disponibles. Il propose enfin une étude restreinte des temps de travaux et des surcoûts entraînés par l'implantation et la destruction d'une culture intermédiaire, par l'analyse de données issues d'instituts techniques et de chambres d'agriculture.

4. Nitrate et eau en période d'interculture

Ce chapitre aborde la bibliographie concernant l'objectif principal de l'étude, à savoir les cultures intermédiaires en tant que pièges à nitrate et les autres moyens de réduire la lixiviation. La bibliographie scientifique est abondante dans ce domaine. A partir d'une analyse des mécanismes de la dynamique de l'eau et de l'azote durant l'interculture, l'efficacité du piégeage par des moyens alternatifs (repousses, gestion des résidus) et par les cultures intermédiaires est étudiée. On en déduit l'impact des cultures intermédiaires sur la quantité d'eau drainée, la quantité d'azote lixivié et la teneur en nitrate de l'eau de drainage. Dans un second temps, l'analyse porte sur les conséquences des cultures intermédiaires sur la culture suivante, à savoir l'effet sur le bilan hydrique et l'azote disponible.

5. Effets des cultures intermédiaires sur l'érosion, les propriétés physiques du sol et le bilan carbone

Ce chapitre aborde, par une revue de la littérature scientifique, les effets abiotiques (autres que la réduction de la lixiviation du nitrate) attribués aux cultures intermédiaires. Sont successivement abordés l'effet des cultures intermédiaires sur la réduction de l'érosion hydrique des sols, sur les propriétés physiques et sur le tassement des sols. Puis les cultures intermédiaires sont analysées sous l'angle de leur effet sur les gaz à effet de serre : séquestration de carbone dans le sol, impact des CI sur les émissions de N₂O.

6. Effets biotiques des cultures intermédiaires sur les adventices, la microflore et la faune

Ce chapitre synthétise les principales connaissances scientifiques concernant les effets des CI sur les adventices, la microflore et la faune d'intérêt agronomique (ou cynégétique pour ce dernier groupe). Il s'agit essentiellement des bioagresseurs rencontrés dans ces trois groupes, mais aussi des organismes utiles. La difficulté de cette étude bibliographique est qu'elle analyse des travaux n'ayant en général pas eu comme objectif principal de tester diverses modalités de conduite des cultures intermédiaires toutes choses égales par ailleurs.

Partie II. Etude par simulations

Cette seconde partie est constituée de trois études complémentaires, qui abordent respectivement les conditions de réussite de la phase de levée, le problème des jours disponibles pour la destruction, et la dynamique de l'azote et de l'eau durant l'interculture et ses effets sur la culture principale suivante, pour différentes modalités de gestion de l'interculture.

7. Problématique, méthodes et plan de simulation

Ce chapitre présente les éléments communs aux trois études par simulation. Il s'agit essentiellement de justifier l'intérêt de mener une étude par simulation au moyen d'un modèle de culture dynamique, de justifier le choix du modèle STICS et de le présenter. Il permet également d'expliquer le choix des situations climatiques, pédologiques et techniques retenues pour ces simulations, à savoir : 24 sites climatiques répartis sur le territoire français, 20 années de données climatiques, plusieurs types de sols sur chaque site, 3 successions culturales types et différentes modalités de gestion de l'interculture.

8. Simulation de la levée des cultures intermédiaires avec le modèle "SIMPLE"

L'implantation des cultures intermédiaires est une étape essentielle de l'itinéraire technique. Plusieurs facteurs et conditions influencent le déroulement de la phase semis-levée. L'objectif dans ce chapitre est d'estimer, par un travail de simulation, la fréquence de conditions favorables ou défavorables à l'implantation des CIPAN pour différents espèces, modes de semis et conditions pédoclimatiques. Cette étude utilise le modèle SIMPLE.

9. Evaluation par simulation des jours potentiellement disponibles pour la destruction mécanique des cultures intermédiaires à l'automne

Ce travail de simulation vise à évaluer le nombre de jours potentiellement disponibles pour la réalisation d'une destruction mécanique de la culture intermédiaire à l'automne, sur la base de la caractérisation de l'état hydrique du sol, qui détermine sa portance. Ce travail ne prend donc pas en compte les aspects d'organisation du travail sur l'exploitation mais s'intéresse uniquement à l'état hydrique du sol pour analyser les jours potentiellement disponibles pour détruire les CI dans de bonnes conditions. Il a été réalisé avec le modèle STICS et l'utilisation de seuils de teneur en eau *ad hoc* en fonction de la texture du sol.

10. Impacts de la gestion de l'interculture sur les bilans d'azote et d'eau, et sur le rendement de la culture suivante, simulés avec le modèle de culture STICS

Ce chapitre traite d'abord de l'acquisition d'azote par les cultures intermédiaires et des repousses de blé et colza, en étudiant notamment l'effet des dates de levée et de destruction. Puis l'efficacité des modes de gestion de l'interculture pour réduire la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage est étudiée, en analysant non seulement le cas des repousses et des cultures intermédiaires mais aussi l'enfouissement des résidus du précédent. L'efficacité des cultures intermédiaires pour recycler des apports de lisier et l'effet sur la lixiviation est

également abordée. Enfin, à partir de l'analyse de l'arrière effet à court terme des cultures intermédiaires et des repousses sur le reliquat d'azote minéral en début de la période de drainage suivante, leur effet sur le rendement de la culture suivante est analysé. L'ensemble de ces simulations recourt au modèle STICS.

11. Conclusions

Ce chapitre fait la synthèse des résultats marquants concernant l'efficacité comparée des modes de gestion de l'interculture et notamment des cultures intermédiaires comme "piège à nitrate". Les résultats des simulations sont comparés aux données bibliographiques afin d'en évaluer la pertinence. Des conclusions sont tirées pour une gestion optimale des cultures intermédiaires.

1.6. Etude bibliographique : analyse du corpus

Hugues Leiser

Le corpus des références bibliographiques citées dans le rapport final de l'étude comprend 886 documents. Cet ensemble est composé, d'une part, d'articles de revues à comité de lecture issus du Web of science (Wos) et, d'autre part, de références de la littérature grise, principalement rapports et revues techniques.

L'équation thématique finale utilisée pour interroger le champ Topics du Wos provient de la réunion d'équations construites dans un premier temps en fonction des champs thématiques pertinents identifiés, et qui avaient amené à constituer plusieurs groupes d'experts. Il s'est ensuite avéré préférable de constituer une seule requête transversale à tous les groupes thématiques et de distribuer les références vers chacun d'eux.

L'équation thématique appliquée au Wos a, dans un premier temps, généré un corpus d'environ 6000 références. Une phase de nettoyage a permis de réduire le corpus à environ 2000 références par suppression des documents soit uniquement indexés sur les "Keyword plus" soit jugés de faible pertinence par les experts. Au final, 886 documents de ce corpus ont été utilisés dans le rapport.

La ventilation des références s'est ensuite faite en fonction des chapitres du rapport auxquels les différents groupes d'experts ont participé. La structuration de l'analyse bibliographique en différents chapitres recouvre très largement les champs thématiques qui avaient été identifiés.

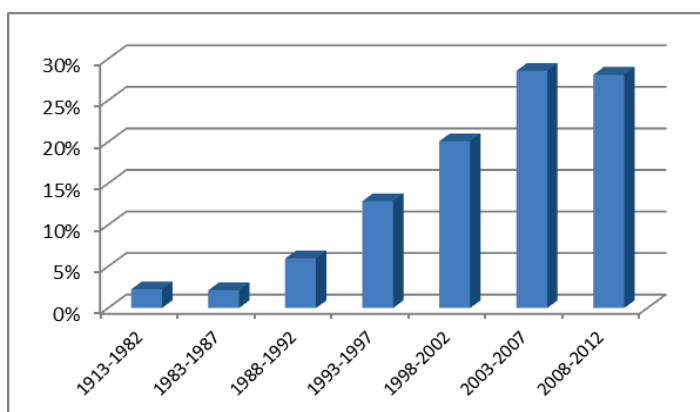
L'analyse bibliographique présente des indicateurs généraux sur le nombre de publications, la typologie documentaire et l'évolution temporelle, mais aussi des données plus qualitatives représentant les réseaux de collaborations entre auteurs et les principaux mots-clés par chapitre.

1.6.1. Données générales pour l'ensemble du corpus (886 références)

• Nombre de références par années

Les années de publication des références s'échelonnent de 1913 à 2012 ; afin de faciliter la lecture, des groupes ont été constitués sur des périodes de 5 ans.

Environ 75% des références sont concentrées sur la période 1998-2012.



• Types de documents

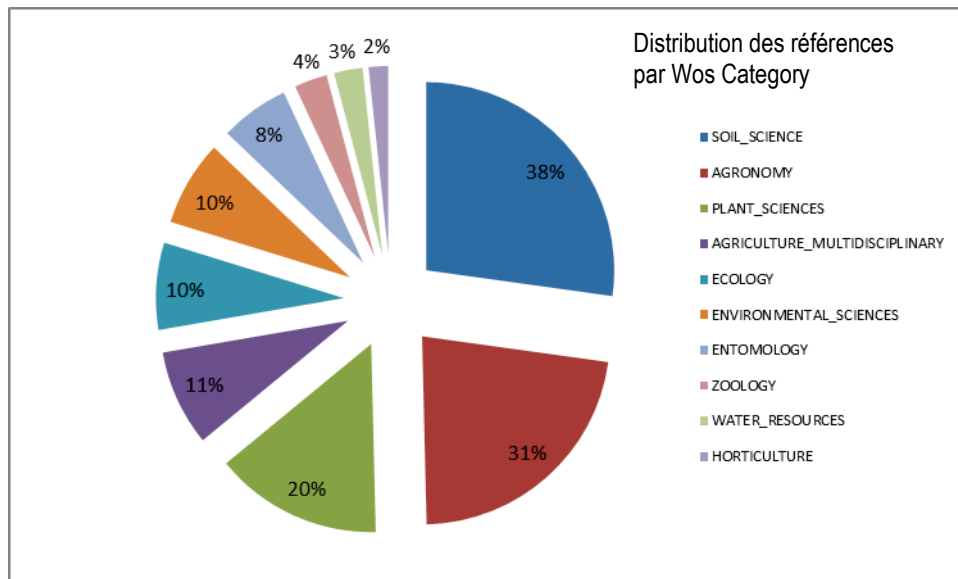
La distribution générale par type de documents montre une prédominance des articles publiés dans des revues à comité de lecture.

Type de document	Nombre de références	% du total
Revue à comité de lecture	725	81,8%
Texte légal	27	3,3%
Rapport	30	3,0%
Littérature grise (*)	21	2,4%
Chapitre d'ouvrage	20	2,3%
Revue sans comité de lecture	20	2,3%
Ouvrage	19	2,1%
Congrès	17	1,9%
Thèse	8	0,9%
Total des références	886	100%

(*) constitué principalement avec la littérature technique du chapitre 3

- **Les thématiques**

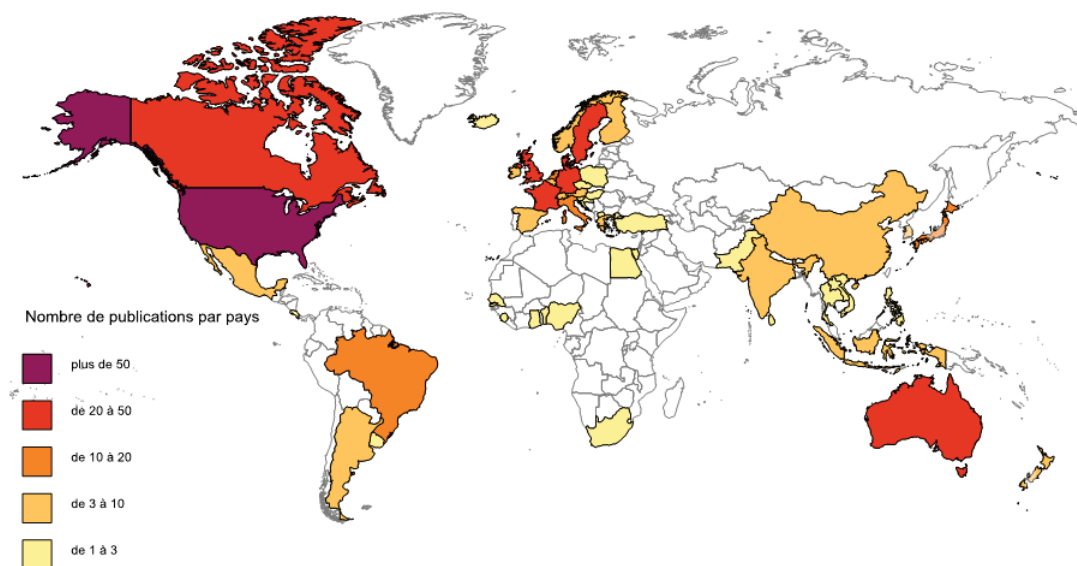
Pour l'ensemble du corpus 223 titres de revues ont été identifiés (cf. annexe). L'analyse des thématiques porte sur les 140 titres indexés dans le JCR pour lesquels une ou plusieurs Wos Category sont attribuées. On observe une multidisciplinarité importante puisque 35 thématiques différentes sont répertoriées. La figure ci-dessous montre la répartition des 10 thématiques représentant au moins 2% du corpus avec une prédominance des thématiques *Soil Science*, *Agronomy* et *Plant Sciences*.



- **Les pays**

L'analyse du champ "Address" des références indexées dans le Wos montre que les auteurs sont affiliés à des structures présentes dans 51 pays. Les 11 premiers pays en termes d'occurrence représentent 75% du corpus (USA, France, United Kingdom, Denmark, Canada, Germany, Sweden, Australia, Brazil, Netherlands et Italy).

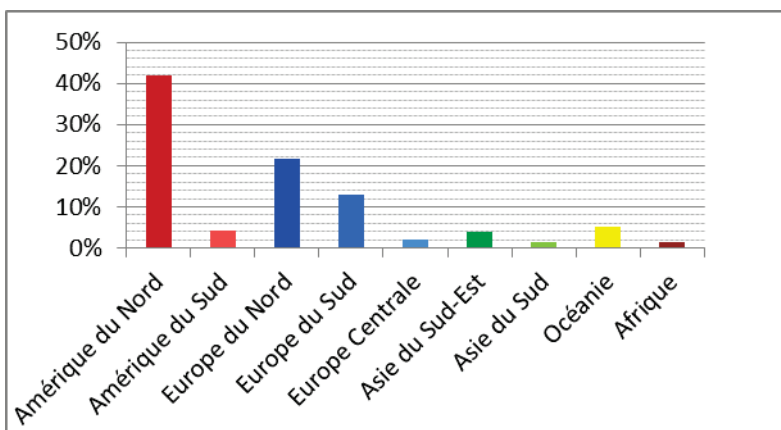
- Distribution des références par pays



- Distribution des références par zones géographiques

Le tableau et la figure ci-dessous montrent la répartition par zones géographiques. On observe que les publications sont concentrées sur l'Amérique du Nord (41,8%) et l'Europe (34,6%).

Zones géographiques	Nombre de références	% du total
Amérique du Nord	233	41,8%
Europe du Nord	121	21,7%
Europe du Sud	72	12,9%
Europe Centrale	12	2,2%
Océanie	29	5,2%
Asie du Sud-Est	22	4,0%
Asie du Sud	7	1,3%
Amérique du Sud	24	4,3%
Afrique	7	1,3%
Total des références	557	

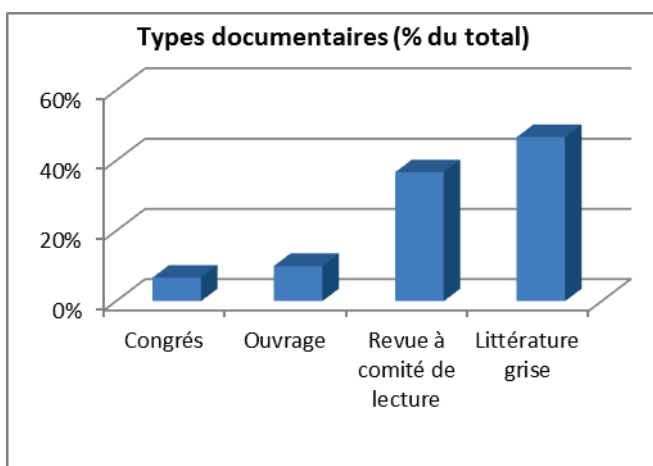


1.6.2. Données générales par chapitre

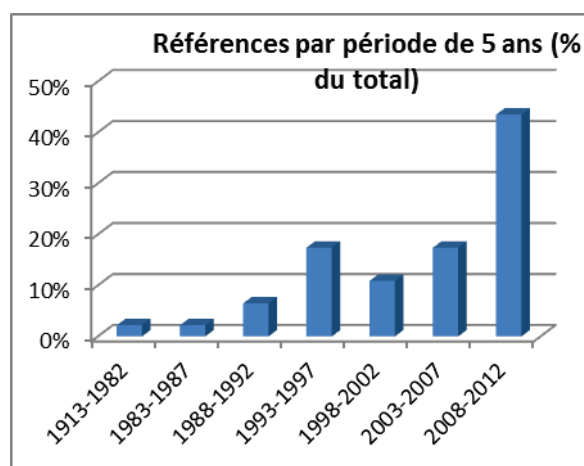
Seules les données des chapitres 3, 4, 5 et 6 sont présentées.

- **Chapitre 3** (sections 3.1, 3.2 et 3.3) :

Types documentaires



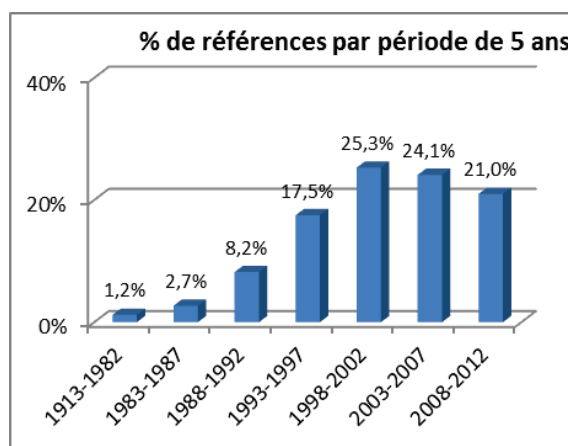
Distribution temporelle



Distribution temporelle : le nombre de références oscille entre 10% et 17% du corpus entre 1993 et 2007 pour s'accroître fortement sur la période 2008-2012 (40% du corpus).

- **Chapitre 4**

Distribution temporelle :

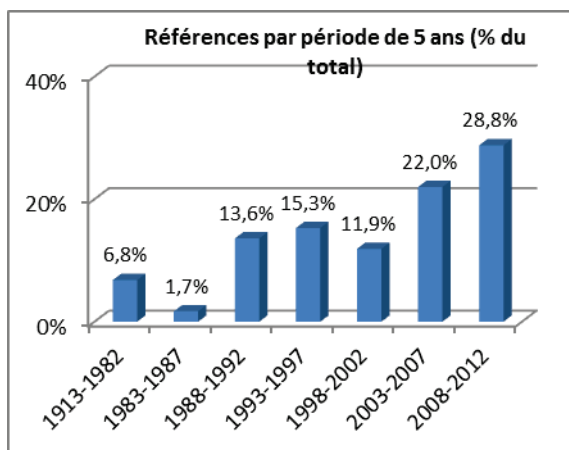


- **Chapitres 5**

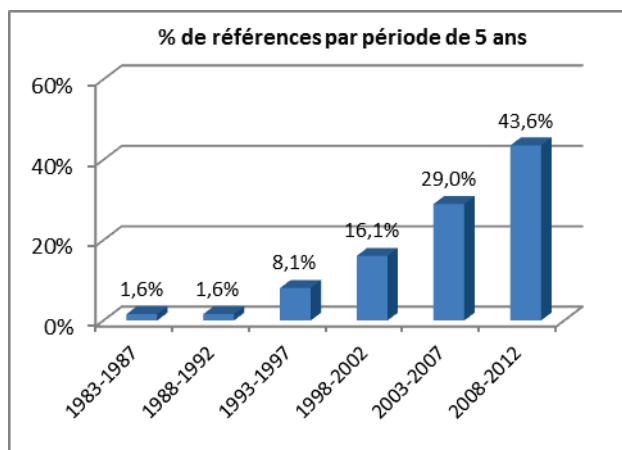
Distribution temporelle :

Section 5.1 : le nombre de références croît assez régulièrement dans le temps au long de la période étudiée avec toutefois un creux important pour la période 1983-87. Section 5.2 : le nombre de références croît régulièrement à partir du début des années 1990 jusqu'à 2012.

Section 5.1



Section 5.2

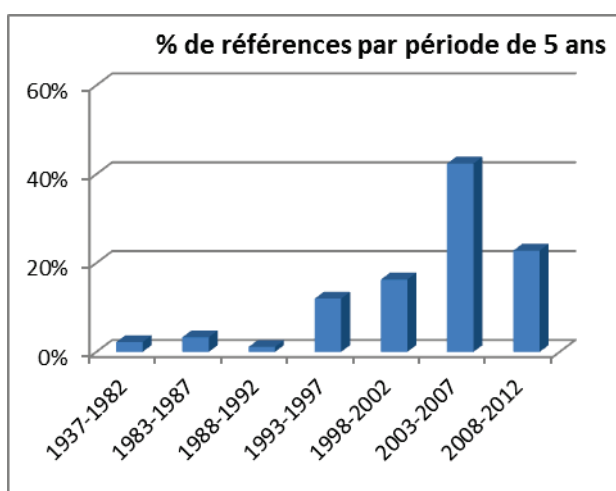


- **Chapitres 6**

Les distributions temporelles pour les chapitres 6.1, 6.2 et 6.3 sont assez similaires, avec une croissance importante et régulière du début des années 1990 à 2007 pour ensuite décroître sur les 5 dernières années.

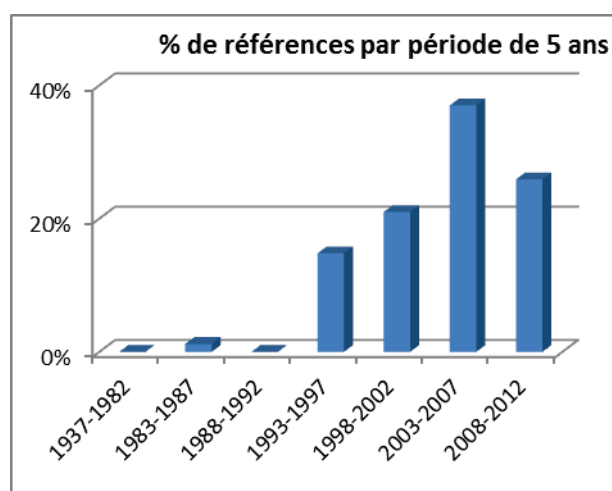
Section 6.1

(Effets des cultures intermédiaires sur les adventices)

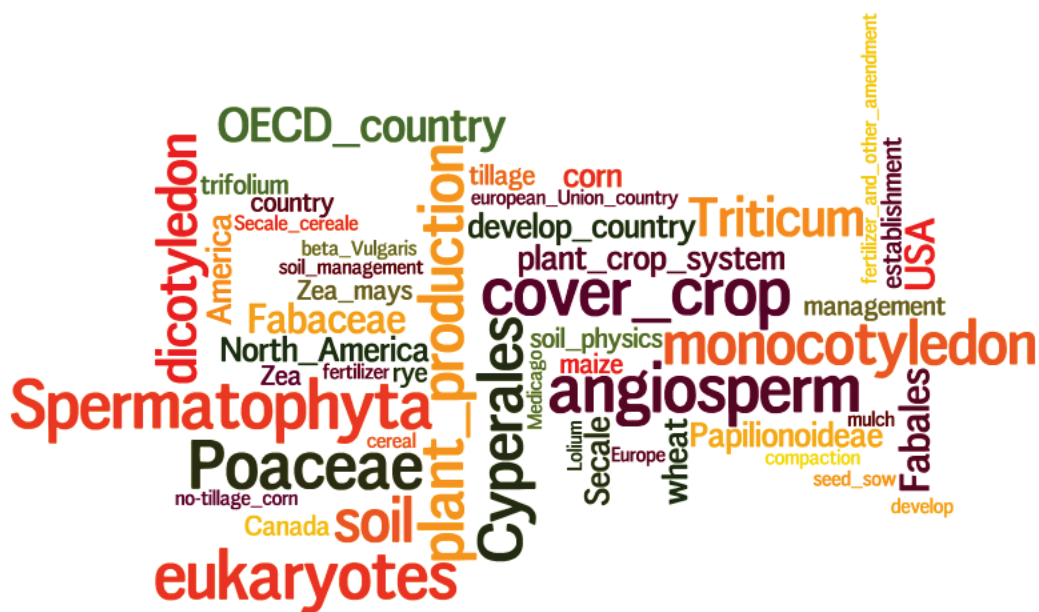


Section 6.2

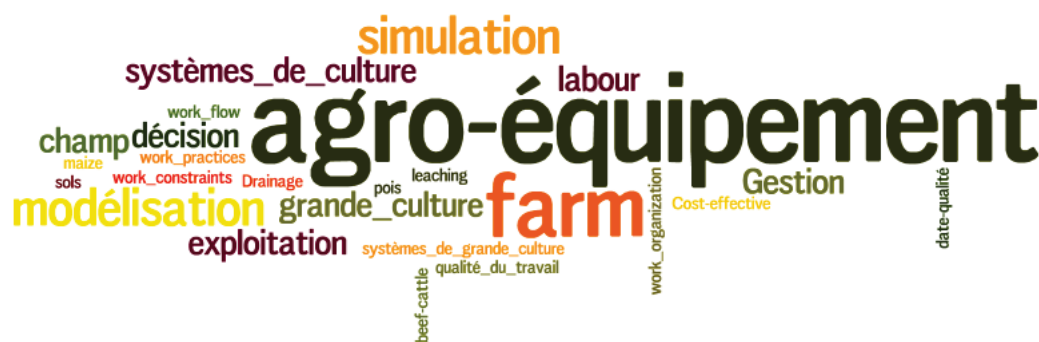
(Effets des cultures intermédiaires sur la microflore)



- Chapitre 3, sections 3.1 et 3.2



- Chapitre 3, section 3.3



- Chapitre 4

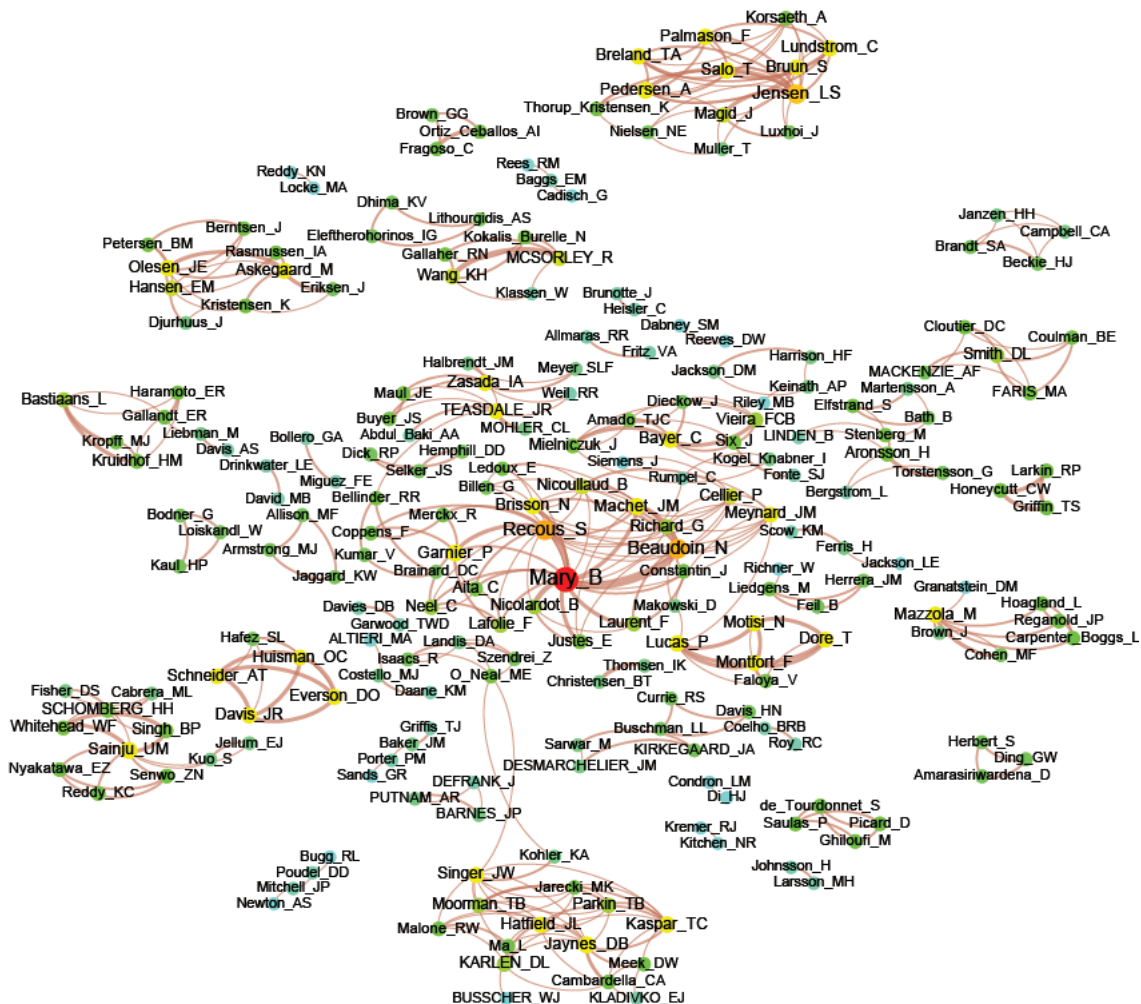


1.6.4. Réseaux de collaborations des auteurs

Le réseau des collaborations a été calculé à partir de l'analyse des co-occurrences d'auteurs dans le champ "Author Address" du Wos. Chaque auteur est représenté par un nœud dont la taille est proportionnelle au nombre de co-signatures. De même l'épaisseur des liens est représentative du nombre de co-signatures partagées entre deux auteurs. Le gradient de couleur des nœuds va du bleu au rouge dans le sens croissant des occurrences. Seuls les auteurs ayant au moins deux collaborations sont représentés sur ces réseaux.

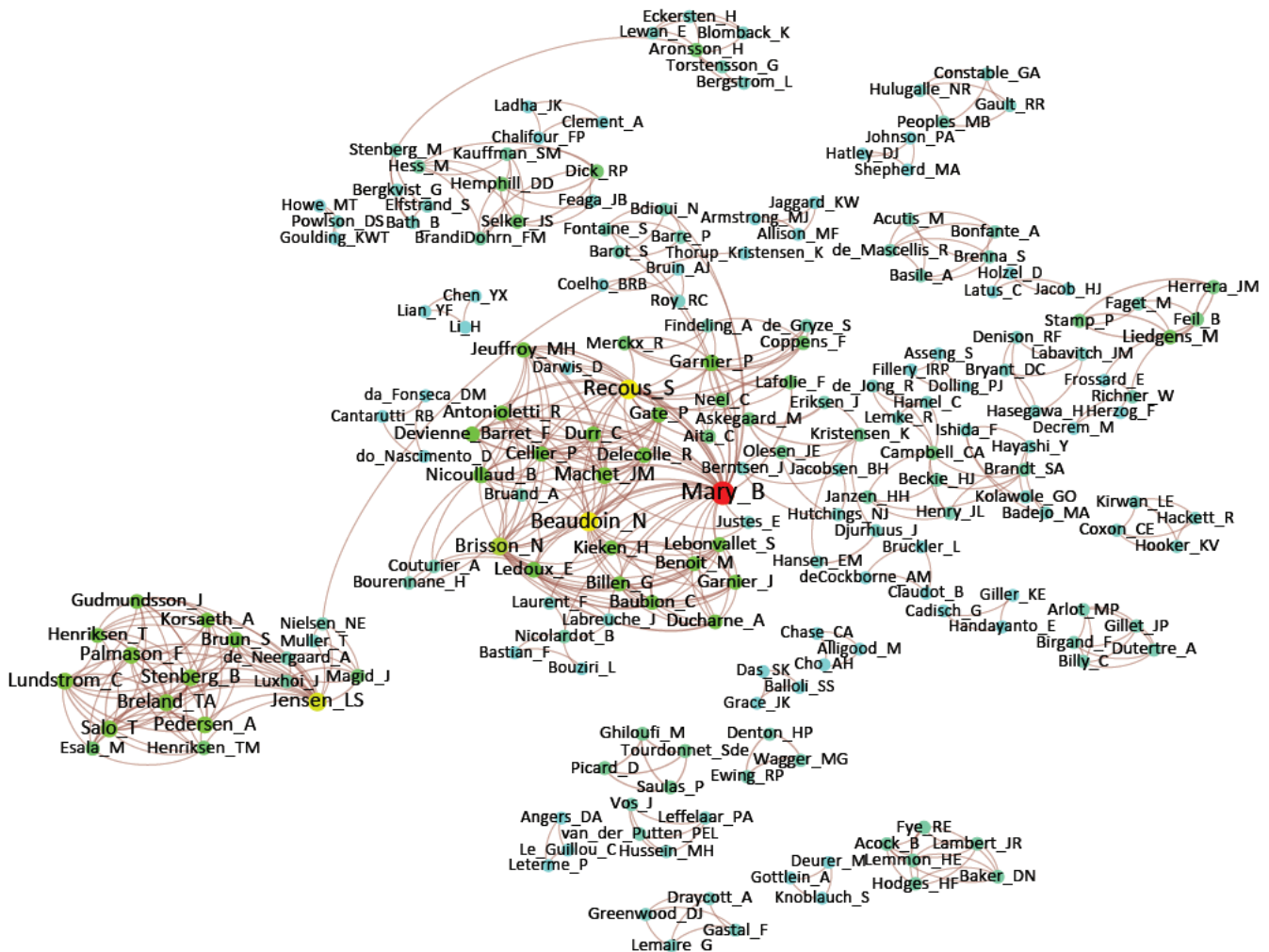
- Réseau général pour l'ensemble du corpus

Autour du cluster principal organisé autour de Mary B. (représentatif des références du chapitre 4), on observe d'autres clusters spécifiques des différents chapitres, comme par exemple Bayer C. (chapitre 5) ou Doré T., Teasdale J. et Mazzola M. (chapitre 6).



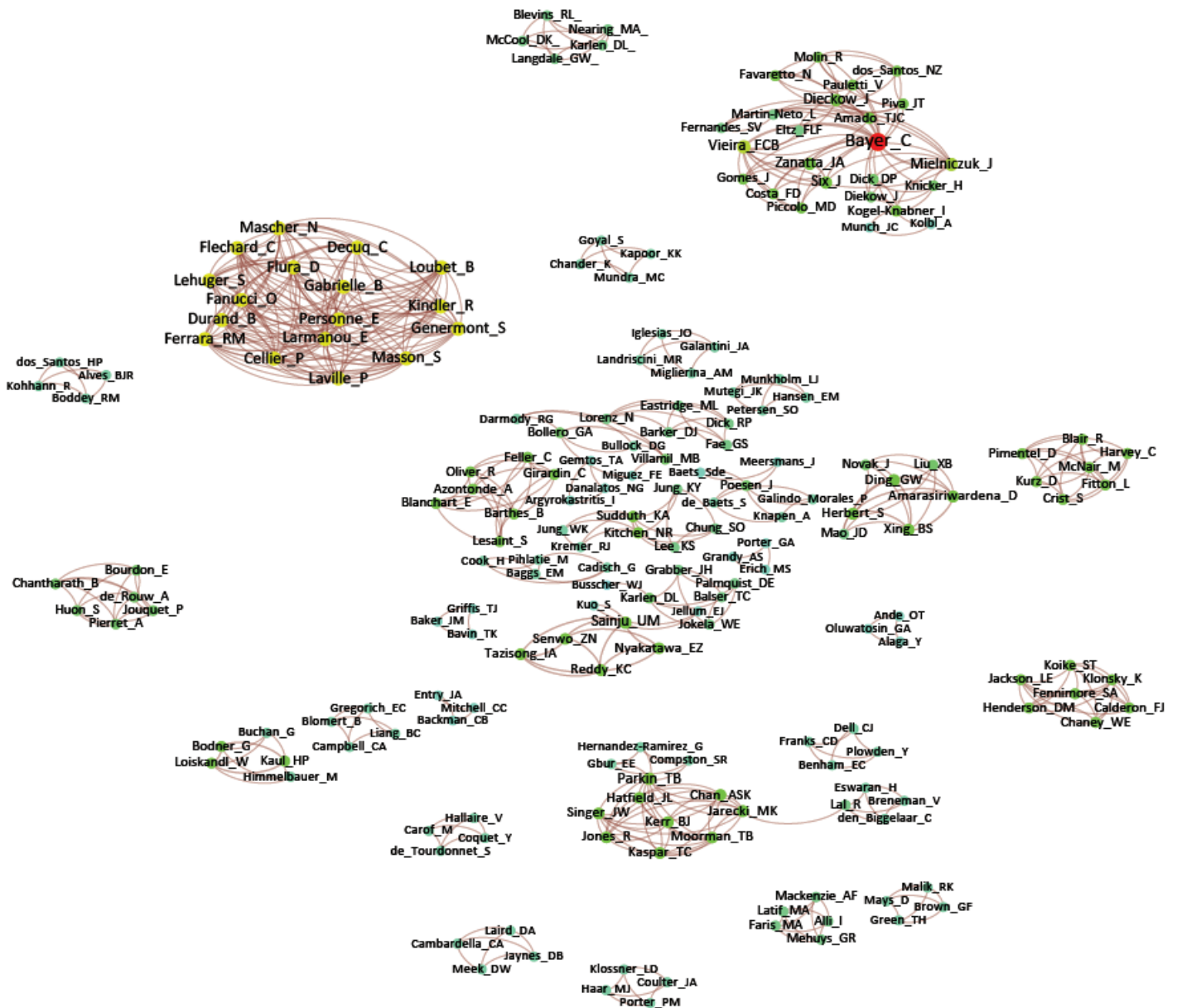
- Réseau pour les références du chapitre 4

Le réseau de collaboration est assez homogène. A côté d'un groupe central structuré autour de Mary B. et dans une moindre mesure Beaudoin N. et Recous S., on remarque un cluster d'auteurs avec Jensen L.S. comme acteur principal, et d'autres petits clusters assez bien structurés mais sans qu'un auteur principal n'émerge.



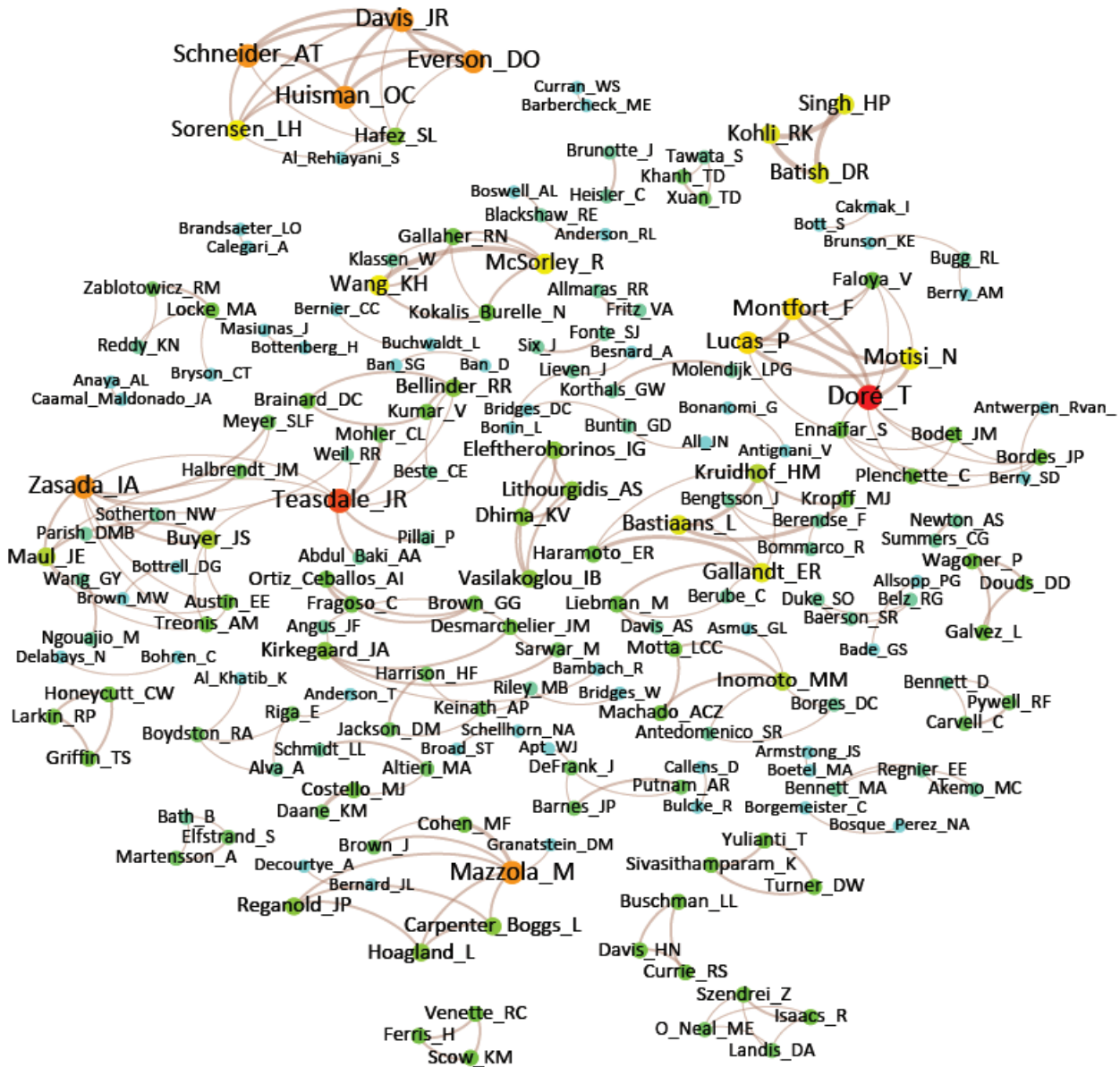
- Réseau pour les références du chapitre 5

Le réseau des collaborations est éclaté en plusieurs clusters de différentes tailles s'échelonnant de trois à une trentaine d'auteurs. On peut distinguer un cluster assez fortement structuré autour de Bayer C. et deux autres groupes de collaboration plus diffus sans auteur vraiment central.



- Réseau pour les références du chapitre 6

Les auteurs sont relativement dispersés au sein du réseau de collaboration. On remarque cependant de petits groupes structurés autour d'auteurs comme Doré T., Tesdale J.R., Zasada I.A. ou Mazzola M.



Annexe : Liste des revues de publication

223 titres de revues ont été repérés.

Plant and Soil	40	5,4%
Soil & Tillage Research	31	4,2%
Agriculture Ecosystems & Environment	29	3,9%
Soil Biology & Biochemistry	25	3,4%
Agronomy Journal	24	3,2%
Applied Soil Ecology	24	3,2%
European Journal of Agronomy	24	3,2%
Soil Use and Management	21	2,8%
Weed Science	18	2,4%
Journal of Environmental Quality	17	2,3%
Soil Science Society of America Journal	16	2,2%
Environmental Entomology	15	2,0%
Nutrient Cycling in Agroecosystems	15	2,0%
Biology and Fertility of Soils	12	1,6%
Journal of Soil and Water Conservation	10	1,4%
Nematology	10	1,4%
Phytopathology	9	1,2%
Crop Protection	8	1,1%
Field Crops Research	8	1,1%
Handbook of sustainable weed management	8	1,1%
Journal of Nematology	8	1,1%
Communications in Soil Science and Plant Analysis	7	0,9%
Crop Science	7	0,9%
HortScience	7	0,9%
Journal of Agricultural Science	7	0,9%
Canadian Journal of Plant Science	6	0,8%
Journal of Economic Entomology	6	0,8%
Journal of Sustainable Agriculture	6	0,8%
Agricultural Systems	5	0,7%
Agricultural Water Management	5	0,7%
Agronomy for Sustainable Development	5	0,7%
Canadian Journal of Soil Science	5	0,7%
Journal of Soil Science	5	0,7%
Weed Research	5	0,7%
Weed Technology	5	0,7%
Agriculture, Ecosystems & Environment	4	0,5%
Allelopathy Journal	4	0,5%
American Journal of Potato Research	4	0,5%
Australian Journal of Agricultural Research	4	0,5%
Biological Control	4	0,5%
European Journal of Soil Science	4	0,5%
Geoderma	4	0,5%
Journal of Agricultural and Food Chemistry	4	0,5%
Nematropica	4	0,5%
Plant Disease	4	0,5%
Advances in Agronomy	3	0,4%
Agricultural and Forest Entomology	3	0,4%
Agronomie	3	0,4%
Annals of Applied Biology	3	0,4%
Bird Study	3	0,4%

Cahiers Agricultures	3	0,4%
Critical Reviews in Plant Sciences	3	0,4%
Cultures intermédiaires : impacts et conduite	3	0,4%
Ecological Modelling	3	0,4%
HortTechnology	3	0,4%
International Journal of Pest Management	3	0,4%
Journal of Applied Ecology	3	0,4%
Journal of Crop Production	3	0,4%
OCL - Oleagineux, Corps Gras, Lipides	3	0,4%
Pedobiologia	3	0,4%
Swedish Journal of Agricultural Research	3	0,4%
Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection	3	0,4%
Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science	2	0,3%
Agricultural and Forest Meteorology	2	0,3%
Agriculture, Ecosystems and Environment	2	0,3%
Ambio	2	0,3%
American Journal of Alternative Agriculture	2	0,3%
Annual Review of Phytopathology	2	0,3%
BioControl	2	0,3%
Biogeochemistry	2	0,3%
Biological Conservation	2	0,3%
California Agriculture	2	0,3%
Cultures intermédiaires : enjeux et mise en œuvre	2	0,3%
Ecological Entomology	2	0,3%
European Journal of Plant Pathology	2	0,3%
European Journal of Soil Biology	2	0,3%
Fiches techniques	2	0,3%
Florida Entomologist	2	0,3%
Gesunde Pflanzen	2	0,3%
Journal of Agronomy and Crop Science	2	0,3%
Journal of Chemical Ecology	2	0,3%
Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce	2	0,3%
Journal of Plant Nutrition and Soil Science	2	0,3%
Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde	2	0,3%
Journal of Soil & Water Conservation	2	0,3%
Landbauforschung Volkenrode	2	0,3%
Le Courrier de l'environnement de l'INRA	2	0,3%
Microbes and Environments	2	0,3%
New Phytologist	2	0,3%
Non-chemical weed management: principles, concepts and technology	2	0,3%
Norwegian Journal of Agricultural Sciences	2	0,3%
Oecologia	2	0,3%
Physics and Chemistry of the Earth	2	0,3%
Plant Pathology	2	0,3%
Progress in Plant Protection	2	0,3%
Revue Suisse d'Agriculture	2	0,3%
Science	2	0,3%
Transactions of the Asae	2	0,3%
Vadose Zone Journal	2	0,3%

Weed Biology and Management	2	0,3%
Action Agricole de Touraine	1	0,1%
Advances in Agronomy, Vol 67	1	0,1%
Advances in Agronomy, Vol 79	1	0,1%
African Journal of Agricultural Research	1	0,1%
Agricultural Economics	1	0,1%
Agricultural Journal	1	0,1%
Agricultural Sciences	1	0,1%
Agroforestry Systems	1	0,1%
Agroindustria	1	0,1%
Agron. J.	1	0,1%
Allelopathy.	1	0,1%
American Journal of Enology and Viticulture	1	0,1%
American Society of Agricultural Engineers	1	0,1%
Annales Agriculturae Fenniae	1	0,1%
Annales Agronomiques	1	0,1%
Annals of Botany	1	0,1%
Annu. Rev. Ecol. Syst.	1	0,1%
Applied Geography	1	0,1%
Australasian Plant Pathology	1	0,1%
Australian Journal of Experimental Agriculture	1	0,1%
Australian Journal of Soil Research	1	0,1%
Berichte Uber Landwirtschaft	1	0,1%
Biomass & Bioenergy	1	0,1%
Biotechnol. Agron. Soc. Environ	1	0,1%
Biotechnol. Agron. Soc. Environ.	1	0,1%
Biotechnologie Agronomie Societe Et Environnement	1	0,1%
British Sugar Beet Review	1	0,1%
Bulletin of Entomological Research	1	0,1%
C.A.B. International	1	0,1%
CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources	1	0,1%
Cahier technique	1	0,1%
Canadian Journal of Plant Pathology-Revue Canadienne De Phytopathologie	1	0,1%
Catena	1	0,1%
Chemosphere	1	0,1%
Collection les Colloques de l'INRA	1	0,1%
Comptes Rendues de l'Académie d'Agriculture	1	0,1%
Computers and electronics in agriculture	1	0,1%
Cover crop for clean water	1	0,1%
Crops Residue Management.	1	0,1%
Cultures intermédiaires - Impacts et conduite	1	0,1%
Earth Surf. Process. Land.	1	0,1%
Ecological Applications	1	0,1%
Ecological Economics	1	0,1%
Ecology	1	0,1%
Entomologia Experimentalis Et Applicata	1	0,1%
Environmental Modelling & Software	1	0,1%
Environmental Science & Policy	1	0,1%
Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement	1	0,1%
Experimental and Applied Acarology	1	0,1%
Faune Sauvage	1	0,1%

Fertilizer Research	1	0,1%
Food Reviews International	1	0,1%
Fourrages	1	0,1%
Fruiteelt (Den Haag)	1	0,1%
Functional Plant Biology	1	0,1%
Great Lakes Entomologist	1	0,1%
Handbook Series Book 9	1	0,1%
Improving soil quality: implications for weed management	1	0,1%
In: Walters (Ed.), Disease Control in Crops: Biological and Environmentally Friendly Approaches. D. Wiley-Blackwell, Oxford	1	0,1%
Ingénierie EAT	1	0,1%
Insect Science and its Application	1	0,1%
International Journal of Metadata, Semantics and Ontologies	1	0,1%
International Journal of Physical Sciences	1	0,1%
International Journal of Tropical Insect Science	1	0,1%
Irrigation Science	1	0,1%
Isotopes in Environmental and Health Studies	1	0,1%
Journal of Agronomy and Crop Science-Zeitschrift Fur Acker Und Pflanzenbau	1	0,1%
Journal of Apicultural Research	1	0,1%
Journal of Applied Entomology	1	0,1%
Journal of Applied Seed Production	1	0,1%
Journal of Contaminant Hydrology	1	0,1%
Journal of Ecology	1	0,1%
Journal of Entomological Science	1	0,1%
Journal of Environmental Sciences-China	1	0,1%
Journal of Food Agriculture & Environment	1	0,1%
Journal of Insect Conservation	1	0,1%
Journal of Pesticide Science	1	0,1%
Journal of Plant Pathology	1	0,1%
Journal of Production Agriculture	1	0,1%
Journal of Sugar Beet	1	0,1%
Journal of Sugar Beet Research	1	0,1%
Journal of the American Water Resources Association	1	0,1%
Journal of the Science of Food and Agriculture	1	0,1%
Journal of Wildlife Management	1	0,1%
Le travail en agriculture : son organisation et ses valeurs face À l'innovation	1	0,1%
Microbial Ecology	1	0,1%
Modélisation des agroécosystèmes et aide À la décision	1	0,1%
Nature	1	0,1%
Nematologia Brasileira	1	0,1%
Nematologia Mediterranea	1	0,1%
Netherlands Journal of Agricultural Science	1	0,1%
New Zealand Journal of Agricultural Research	1	0,1%
PAV-Bulletin Akkerbouw	1	0,1%
Perspectives Agricoles	1	0,1%
Pest Management Science	1	0,1%
Phytoma	1	0,1%
Phytomorphology	1	0,1%
Plant Disease Reporter	1	0,1%
Planta	1	0,1%

Plos One	1	0,1%
Proceedings of the International Symposium Towards Ecologically Sound Fertilisation Strategies for Field Vegetable Production	1	0,1%
Process studies in hillslope hydrology	1	0,1%
Recherche Agronomique Suisse	1	0,1%
Renewable Agriculture and Food Systems	1	0,1%
Revista Brasileira De Zootecnia-Brazilian Journal of Animal Science	1	0,1%
Revue de l'Agriculture	1	0,1%
Revue Suisse de Viticulture, Arboriculture et Horticulture	1	0,1%
Science of the Total Environment	1	0,1%
Soil Science	1	0,1%
Soil Science and Plant Nutrition	1	0,1%
Soil Technology	1	0,1%

Soil Use Manage	1	0,1%
Southwestern Entomologist	1	0,1%
Sugar Cane International	1	0,1%
Swedish University of Agricultural Sciences	1	0,1%
Terra	1	0,1%
Terre de Touraine	1	0,1%
Toxicological and Environmental Chemistry	1	0,1%
Trans. ASAE	1	0,1%
Tropical and Subtropical Agroecosystems	1	0,1%
Tropical Plant Pathology	1	0,1%
Weed Research (Oxford)	1	0,1%
Zemdirbyste, Mokslo Darbai	1	0,1%
TOTAL	743	100,0%

Références bibliographiques citées

- Besnard A., Duval R., Hopquin B., Lieven J., Morin P., Sträbler M., 2011. Un choix d'espèces de plus en plus large. *in* Cultures intermédiaires : impacts et conduite. Arvalis - Institut du végétal, Paris, pp. 137-161.
- Chen G., Weil R.R., 2010. Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant and Soil* 331, 31-43.
- Clark A., 2007. Managing Cover Crops Profitability. Sustainable Agriculture Research and Education (SARE), Beltsville, MD.
- ITB, 2003. Implantation de couverts végétaux en interculture. Cahier technique. Institut Technique Français de la Betterave Industrielle, Paris, pp. 1-14.
- Labreuche J., Beets B., 2007. De nombreuses espèces à essayer. Cultures intermédiaires : enjeux et mise en œuvre. Arvalis - Institut du végétal, Paris, pp. 10-13.
- Labreuche J., Maillet-Mezeray J., 2007. De nombreuses espèces à semer. *in* Cultures intermédiaires : enjeux et mise en œuvre. Arvalis - Institut du végétal, Paris, pp. 4-9.
- Minette S., 2010. Caractéristiques des principales cultures intermédiaires. Chambre régionale d'Agriculture Poitou-Charentes, Lusignan.
- Reau R., Bodet J.M., Borde, J.P., Dore T., Ennaifar S., Moussart A., Nicolardot B., Pellerin S., Planchette C., Quinsac A., Sausse C., Seguin B., Tivoli B., 2005a. A review on Brassicas allelopathic effects through their interaction with soil borne pathogens and mycorrhizas. Part 1. OCL - Oleagineux, Corps Gras, Lipides 12, 261-271.
- Reau R., Bodet J.M., Bordes J.P., Dore T., Ennaifar S., Moussart A., Nicolardot B., Pellerin S., Planchette C., Quinsac A., Sausse C., Seguin B., Tivoli B., 2005b. A review on Brassicas allelopathic effects through their interaction with soil borne pathogens and mycorrhizas. Part 2. OCL - Oleagineux, Corps Gras, Lipides 12, 314-319.
- Thorup-Kristensen K., Magid J., Jensen L.S., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79, 227-302.
- Vericel G., 2010. Légumineuses, comment les utiliser comme cultures intermédiaires ? Chambre régionale d'agriculture de Poitou-Charentes, Lusignan, pp. 1-20.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

Partie I.

Analyse bibliographique

2. Gestion de l'interculture : contexte réglementaire et pratiques actuelles
3. Les itinéraires techniques des cultures intermédiaires
4. Nitrate et eau en période d'interculture
5. Effets des cultures intermédiaires sur l'érosion, les propriétés physiques du sol et le bilan carbone
6. Effets biotiques des cultures intermédiaires sur les adventices, la microflore et la faune

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

2. Gestion de l'interculture : contexte réglementaire et pratiques actuelles

Auteurs :

Carole Hermon

Catherine Mignolet

Juin 2012

Sommaire

Introduction.....	37
2.1. Encadrement juridique de la couverture des sols	38
2.1.1. Contexte	38
2.1.2. Sources légale et réglementaires des obligations de couverture des sols hors bandes enherbées ...	39
2.1.3. L'application du 4 ^e programme d'action	44
2.2. Les pratiques de conduite des intercultures en France en 2006	47
2.2.1. Diversité des modalités de conduite des cultures intermédiaires	48
2.2.2. Autres pratiques de gestion de l'interculture	56
Références bibliographiques citées	61

Relecteurs externes du chapitre : Isabelle Doussan et Alexandra Langlais (aspects juridiques), Bernard Nicoullaud (pratiques culturelles).

Introduction

Ce chapitre a pour objectif d'analyser le cadre réglementaire et l'état des pratiques culturales actuelles dans lesquels s'inscrit la gestion de la période d'interculture, ceci en lien avec la problématique de la pollution nitrrique des eaux souterraines.

La première partie retrace la mise en place progressive de la réglementation visant à la réduction des pollutions des eaux par les ions nitrate, à savoir principalement les étapes de la mise en œuvre de la "directive nitrate". Deux périodes clés ont caractérisé l'évolution de la réglementation française. Ainsi, l'obligation de couverture hivernale des sols a été mise en œuvre dans les 2^e programmes d'action en 2001, puis la généralisation de la couverture automnale des sols de l'ensemble des "zones vulnérables nitrate" a fait l'objet d'une circulaire venant compléter les mesures du 4^e programme d'action en 2008. Ces deux dates représentent des étapes importantes dans la construction du dispositif. Les textes réglementaires qui en sont issus ont toutefois en commun d'avoir été mis en application de façon variable selon les régions.

Concernant l'état des lieux des pratiques, la recherche de données couvrant l'ensemble du territoire et statistiquement représentatives des pratiques à l'échelle nationale mais aussi régionale a conduit à retenir comme source des données l'enquête quinquennale "Pratiques culturales" du Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du ministère chargé de l'Agriculture. L'enquête de 2006 étant la plus récente disponible au moment de la réalisation de cette étude, et étant donné la lourdeur du travail d'analyse de ces données, l'état des lieux présenté dans ce chapitre repose sur l'enquête de cette seule année. On dispose ainsi d'une photographie de l'état des pratiques avant la généralisation de l'obligation de couverture des sols, sans mise en perspective de leur évolution dans le temps.

Bien qu'il soit difficile de croiser ces deux sources d'informations, elles constituent néanmoins deux repères importants quant au cadre réglementaire et aux pratiques agricoles de gestion de l'interculture, en particulier au moyen des cultures intermédiaires "pièges à nitrate". L'enquête "Pratiques culturales" de 2011, dès qu'elle sera disponible (malheureusement, ce sera postérieurement à cette étude), devrait permettre de mesurer les effets des 4^e programmes d'action, et ainsi d'analyser l'effet de l'évolution du contexte réglementaire sur les pratiques et les choix de modalités techniques opérés par les agriculteurs.

2.1. Encadrement juridique de la couverture des sols

Carole Hermon

Il s'agit ici d'identifier les sources légale et réglementaire de l'obligation de couverture des sols (section 2.1.2) et d'analyser, au regard du droit positif en vigueur, les difficultés rencontrées dans l'application des obligations de couverture des sols (section 2.1.3). Quelques éléments du contexte dans lequel s'inscrit cette problématique doivent en premier lieu être rappelés (section 2.1.1).

2.1.1. Contexte

2.1.1.1. Les directives "qualité de l'eau potable" et "nitrate" (directive 75/440 du 16 juin 1975 concernant la qualité des eaux superficielles destinées à la consommation humaine, directive 80/778 du 15 juillet 1980 sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, directive 98/83 du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, directive n°91/676 du 12 décembre 1991 relative à la lutte contre les nitrates d'origine agricole).

Dès 1975, le droit communautaire a fixé, via des directives sur la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine, dans un objectif sanitaire, des valeurs pour divers paramètres, à ne pas dépasser. Ainsi, au paramètre nitrate est adjoint le seuil limite de 50 mg/l, étant entendu qu'il appartient aux États membres d'arrêter les moyens à mettre en œuvre pour atteindre ce résultat.

Par ailleurs, la directive du 12 décembre 1991 fixe un ensemble de mesures à transposer pour lutter contre les nitrates d'origine agricole. Les États membres devaient d'une part, en application de la directive, identifier sur leur territoire les zones vulnérables selon les critères posés par la directive (annexe I, concentration en nitrate supérieure à 50 mg/l, eutrophisation) dans un délai de deux ans (sauf à appliquer les programmes d'action sur l'ensemble du territoire national, art. 3.5), la délimitation devant ensuite être reconduite tous les quatre ans.

D'autre part, dans ces zones, les États membres doivent adopter et mettre en œuvre un programme d'action visant à réduire la pollution des eaux, dont le contenu a minima est déterminé par la directive (annexe III). En bref, les programmes d'action comportent au moins des règles concernant : 1°- les périodes d'interdiction d'épandage, 2°- la capacité de stockage des effluents d'élevage, 3°- la limitation de l'épandage des fertilisants fondée sur l'équilibre des apports et des besoins, 4°- plus précisément, une limitation de la quantité d'azote organique épandue à 170 kg/ha (sauf dérogation). Les programmes d'action doivent également reprendre les mesures arrêtées dans le code des bonnes pratiques agricoles relatives : 1°- aux conditions d'épandage sur les sols en forte pente, détrempés ou gelés, près des cours d'eau, 2°- à l'imperméabilité des points de stockage des effluents d'élevage ou de matières végétales, et 3°- le cas échéant, relatives à la gestion des cultures, au couvert végétal, 4°- à la tenue d'un plan de fertilisation et d'un cahier d'épandage.

La directive prévoit que "des programmes différents peuvent être établis pour diverses zones ou parties de zones vulnérables" (art. 5.2). Et si ces mesures se révèlent insuffisantes pour lutter contre les pollutions existantes et prévenir toute nouvelle pollution, les États membres doivent prendre des mesures supplémentaires en prenant en compte "leur efficacité et leur coût par rapport à d'autres mesures préventives envisageables" (art. 5.5).

2.1.1.2. La directive cadre sur l'eau (directive n° 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau)

Plus globalement, au-delà du seul paramètre "nitrate", la directive cadre sur l'eau (DCE) fixe un objectif de bon état écologique et/ou chimique de l'eau à atteindre d'ici à 2015, sauf dérogations strictement encadrées par l'article 4.4 et 4.5 de la directive.

2.1.1.3. Les condamnations de l'État français

La responsabilité de l'État du fait d'une concentration en nitrate dans l'eau trop importante a été engagée à plusieurs reprises devant les juridictions de première instance et devant la Cour administrative d'appel de

Nantes : TA Rennes 2 mai 2001 Société Suez Lyonnaise des Eaux (AJDA 2001 p. 593, concl. J.F. Coënt, DE juin 2001, n° 89, p. 99, comm. L. Chabanne-Pouzynin) ; TA Rennes 3 mai 2007 Syndicat intercommunal d'adduction d'eau du Trégor (RJE 1-2008 p. 86) ; TA Rennes 25 octobre 2007 Association Halte aux marées vertes (AJDA 2008, p. 470, concl. D. Rémy, confirmé par CAA Nantes 1^{er} décembre 2009 Ministre de l'Ecologie c. Association Halte aux marées vertes, RDR avril 2010, p. 23, comm. C. Hermon, AJDA 2010, p. 900, note A. Van Lang).

Les litiges portés devant le juge sont différents, mais les faits et les griefs des requérants à l'encontre des services de l'État sont comparables. De même, les fautes retenues par le tribunal administratif de Rennes dans les jugements susvisés et par la Cour administrative d'appel de Nantes sont peu ou prou identiques : sont jugées de nature à engager la responsabilité de l'État les carences dans l'instruction des dossiers d'élevage relevant du droit des installations classées et dans le contrôle desdits élevages, ainsi que les retards dans la transposition de la directive n°91/676 du 12 décembre 1991.

Par ailleurs, la Cour de justice des communautés européennes a retenu, à trois reprises, le manquement de l'État français à ses obligations de transposition des directives susvisées du 16 juin 1975, du 15 juillet 1980 et du 3 novembre 1998 relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, du fait du non-respect de la concentration maximale admissible de 50 mg/l pour les nitrates (CJCE 8 mars 2001 Commission c. République française, aff. C-266/99, 28 octobre 2004 Commission c. République française, aff. 505/03, aff. C505/03, 31 janvier 2008 Commission c. France, C-147/07). Ce type de contentieux pourrait être de nouveau engagé.

Au surplus, plus ponctuellement, la Cour de justice a retenu le manquement à la directive du 12 décembre 1991 relative à la lutte contre les nitrates d'origine agricole au vu des méthodes utilisées par la France pour identifier les eaux eutrophisées (exclusion des zones où le phosphore est le facteur principal d'eutrophisation), méthodes jugées non conformes à la directive (CJCE 27 juin 2002 Commission c. République française, aff. C-258/00).

On notera également qu'une nouvelle procédure est en cours. Le 20 novembre 2009, la Commission européenne a transmis à la France une mise en demeure, première étape avant, le cas échéant, saisine de la Cour de justice de l'Union, considérant que la France manque à ses obligations au regard de la directive "nitrates" du 12 décembre 1991 en divers points ; pour l'essentiel, les programmes d'action adoptés seraient insuffisants. Les textes encadrant les cinquièmes programmes d'action (cf. *infra*) entendent répondre aux griefs énoncés par la Commission. Une seconde mise en demeure a été adressée le 16 juin 2011, portant sur la délimitation des zones vulnérables. La Commission estime que l'étendue des zones vulnérables est sous-estimée dans certains bassins (Adour Garonne, Loire Bretagne, Rhin Meuse et Rhône Méditerranée), de sorte que les programmes d'action ne sont pas mis en œuvre partout où ils devraient l'être. La Commission a poursuivi les deux procédures et adressé, le 27 octobre 2011, un avis motivé à la France aux deux titres : insuffisance des programmes d'action et des zones vulnérables.

Enfin, s'agissant plus spécialement du dossier des "marées vertes", la Commission a adressé, le 18 juillet 2011, un courrier à la France afin de "vérifier, d'une part si le phénomène des algues vertes résulte en une violation de la directive 2000/60/CE... ou de la directive 91/676/CEE... et d'autre part, si toutes les mesures nécessaires pour mettre fin à cette pollution sont engagées".

2.1.2. Sources légale et réglementaires des obligations de couverture des sols hors bandes enherbées

Les directives "qualité de l'eau destinée à la consommation humaine" successives ne traitent pas des moyens à adopter pour respecter le seuil de 50 mg/l, et la directive du 12 décembre 1991 ne comprend pas de dispositions impératives sur le maintien d'un couvert végétal. Il est toutefois indiqué dans la directive "nitrate" que le code des bonnes pratiques agricoles (CBPA), dont l'application est recommandée en dehors des zones vulnérables, peut prévoir "le maintien d'une quantité minimale de couverture végétale au cours des périodes (pluvieuses) destinée à absorber l'azote du sol qui, en l'absence d'une telle couverture végétale, provoquerait une pollution des eaux par les nitrates" (annexe III-B) et que les programmes d'action doivent reprendre les mesures du CBPA (art. 5.4), ce qui signifie que les mesures conseillées dans le cadre du code des bonnes pratiques agricoles doivent être rendues obligatoires par les programmes d'action.

Or, le code des bonnes pratiques adopté en France par arrêté du 22 novembre 1993 comprend des dispositions sur la couverture végétale du sol. Il est notamment recommandé "pour les systèmes de cultures annuelles, d'améliorer l'ordre de succession des cultures de façon à réduire la surface de sol nu pendant les périodes présentant un risque de lessivage, d'augmenter, dans l'assolement, la période de cultures d'hiver par rapport à celles des cultures de printemps, d'installer des cultures intermédiaires pièges à nitrate derrière les cultures laissant le sol nu et riche en azote minéral pendant de longues périodes pluvieuses". De sorte que l'on aurait pu attendre des décret et arrêté du 4 mars 1996 sur le premier programme d'action qu'ils reprennent, conformément à l'article 5.4 de la directive, ces dispositions (décret n° 96-163 et arrêté relatifs aux programmes d'action à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole). Cela n'a pas été le cas. L'arrêté stipule seulement que les préfets peuvent prévoir des dispositions relatives à "l'interculture", sans autres précisions, "en fonction des besoins de protection de captages d'eau destinée à l'alimentation humaine" (art. 2.9 annexe). L'obligation de couvert n'est prescrite, partiellement, que par le décret du 10 janvier 2001, complété par l'arrêté du 6 mars 2001 sur les deuxièmes programmes, puis par la circulaire du 26 mars 2008 sur les quatrièmes programmes en cours, et aujourd'hui par le décret n° 2011-1257 du 10 octobre 2011 (cf. section 2.1.2.3).

2.1.2.1. L'obligation de couvert dans les 2^e programmes d'action dans les bassins alimentant les prises d'eau superficielles présentant une trop forte concentration en nitrates

Selon l'article 4 du décret n° 2001-34 du 10 janvier 2001 relatif aux programmes d'action à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole, dans les bassins versants en amont des points de captage d'eau superficielle destinée à la consommation humaine ne respectant pas le seuil de 50 mg/l, le préfet doit identifier des "zones dans lesquelles le programme d'action comporte [...] des actions complémentaires (ainsi) l'obligation de couverture du sol sur toutes les parcelles pendant les périodes présentant des risques de lessivage". L'arrêté du 6 mars 2001, pris en application du décret du 10 janvier, ajoute : "en ce qui concerne l'obligation de couverture du sol, le programme d'action précise les périodes de lessivage et les modalités de gestion des couverts à mettre en place (espèce, date d'implantation, date de destruction...)". Ceci a été quelque peu précisé pour les troisièmes programmes par l'arrêté du 1er août 2005 modifiant l'arrêté du 6 mars 2001 : les parcelles doivent être couvertes par une culture d'hiver, ou par une culture présente entre deux cultures successives et implantées en vue d'absorber de l'azote, dite "culture intermédiaire piège à nitrates", ou par des repousses de colza.

Il semble, à la lecture des programmes d'action qui ont pu être analysés (cf. présentation résumée, Encadré 2-1), que les préfets des divers départements n'aient pas tous repris avec une égale rigueur cette obligation de couvert localisée. Dans certains départements, les programmes d'action prescrivent, conformément au décret n° 2011-34 la couverture des sols, d'autres non.

En dehors de ces zones d'actions complémentaires, l'article 2.7 de l'arrêté du 6 mars 2001 laisse au préfet ouverte la possibilité "si nécessaire (de fixer) des objectifs [...] en matière de couverture des sols afin de réduire les quantités d'azote minéral présentes dans le sol pendant la période de drainage (pourcentage minimal de cultures d'automne et d'implantation de cultures pièges à nitrate, pourcentage maximal de retournement de prairie...)".

2.1.2.2. L'obligation de couvert dans les 4^e programmes d'action

La circulaire du 26 mars 2008 fixant les modalités de mise en œuvre du 4^e programme d'action dans les zones vulnérables demande aux préfets de compléter les programmes d'action par une mesure de couverture des sols pendant la période de risque de lessivage dans l'ensemble des zones vulnérables. Une mise en œuvre progressive est prescrite de sorte que, en 2012, la couverture soit totale. Par couverture des sols, la circulaire entend : les cultures d'hiver, les cultures intermédiaires pièges à nitrates, les repousses de colza.

Ceci devait faire l'objet de précisions par arrêté interministériel (art. 4.1), non adopté. De même, selon la circulaire, "des instructions complémentaires seront données ultérieurement pour [...] les zones d'action complémentaires", ce qui n'a pas été fait.

Encadré 2-1. Examen des 2^e programmes d'action des régions Bretagne, Pays de Loire et Midi-Pyrénées

Arrêté du 20 juillet 2001 du préfet des **Côtes-d'Armor** : dans les bassins versants "en dépassement des normes de qualité des eaux brutes requises pour la production d'eau potable", mais aussi dans d'autres zones sensibles visées par l'arrêté, "chaque exploitation est tenue de maintenir un taux de couverture végétale de 100% de la SAU pendant la période de risque de lessivage, sauf dérogation en fonction de situations particulières dûment constatées", notamment par implantation d'une culture intermédiaire piège à nitrate, les modalités d'implantation étant précisées par le texte.

Arrêté du 23 juillet 2001 du préfet du **Morbihan** : dans les "bassins versants à actions complémentaires", l'article 6-4 de l'arrêté dispose : "la couverture de la totalité des parcelles pendant la période de lessivage est obligatoire. Lorsqu'il n'y a pas de cultures en place, l'implantation d'une CIPAN est obligatoire sur les parcelles", ceci étant précisé par le texte.

Arrêté du 15 octobre 2001 du préfet du **Maine-et-Loire** : une zone de mise en œuvre d'actions complémentaires est visée par l'article 4 de l'arrêté, dans laquelle est posée une obligation de couverture des sols sur toutes les parcelles pendant les périodes présentant des risques de lessivage, conformément à l'annexe 7 décrivant les modalités de couverture hivernale des sols, notamment par l'implantation d'une culture intermédiaire.

Arrêté du 19 octobre 2001 du préfet de la **Sarthe**, art. 5 : "sur les parties de zone vulnérable définies à l'annexe 1 dites 'zones spécifiques', la couverture d'au minimum 80% des sols nus en hiver est (simplement, c'est nous qui rajoutons) recommandée", et l'annexe 9 de l'arrêté propose différentes techniques de couverture, y compris l'implantation d'une culture intermédiaire.

Arrêté du 13 novembre 2001 du préfet de la **Vendée**, art. 4 ter : dans les zones d'actions complémentaires identifiées par le programme, est posée une "obligation de gestion adaptée des sols sur toutes les parcelles pendant les périodes d'interculture présentant des risques de lessivage" conformément aux préconisations techniques développées en annexe 8, qui n'impose pas le recours aux cultures intermédiaires, mais l'identifie comme une technique possible.

Arrêté du 22 novembre 2001 du préfet de **Loire-Atlantique** : "sur l'ensemble du département, les sols seront systématiquement couverts. Les règles de gestion, qu'il s'agisse des résidus de récolte, des repousses ou des cultures intermédiaires... sont précisées en annexe".

Arrêté du 30 juillet 2001 du préfet du **Gers** : l'arrêté ne comporte pas de zones d'actions complémentaires et ne prévoit que "la nécessité de faire évoluer les assolements vers une occupation hivernale (CIPAN, culture d'hiver), par sensibilisation et diffusion d'information", alors pourtant que le département du Gers est alimenté essentiellement par des prises d'eau de surface.

Arrêté du 28 septembre 2001 du préfet du **Tarn** : l'arrêté ne comporte pas de zones d'actions complémentaires, mais la couverture du sol en période de lessivage est prescrite dans l'ensemble de la zone vulnérable, conformément aux préconisations techniques de l'annexe 8 considérant l'implantation d'une culture intermédiaire comme une des techniques pouvant être utilisées (il en est de même du 3^e programme adopté par arrêté du 20 avril 2004).

Arrêté du 24 janvier 2002 préfet du **Tarn-et-Garonne** : l'arrêté ne comporte pas de zones d'actions complémentaires, ni de dispositions sur le couvert hivernal, alors pourtant que le département est alimenté essentiellement par des prises d'eau de surface (il en est de même du 3^e programme adopté par arrêté du 22 mars 2004).

Arrêté du 5 avril 2002 du préfet des **Hautes-Pyrénées** : l'arrêté ne comporte pas de zones d'actions complémentaires, mais fixe "un objectif collectif d'implantation d'une culture d'hiver ou d'une culture intermédiaire piège à nitrates sur les communes du bassin de l'Adour (listées en annexe) de 10% de la sole globale en maïs de l'année 2000 sur ces communes".

Arrêté du 28 juin 2002 de la préfète du **Lot** : l'arrêté ne comporte pas de zones d'actions complémentaires, il est "fortement recommandé d'implanter des cultures intermédiaires à la suite de cultures laissant le sol nu et riche en azote, après une culture de maïs par exemple" dans l'ensemble de la zone vulnérable.

Arrêté du 15 octobre 2002 préfet de l'**Ariège** : l'arrêté ne comporte pas de zones d'actions complémentaires, mais dans l'ensemble de la zone vulnérable, l'implantation d'une culture intermédiaire après une culture de maïs semence est "préconisée" dès lors que la nature du sol le permet. On notera toutefois que la population de ce département est essentiellement alimentée par des eaux souterraines.

2.1.2.3. L'obligation de couvert dans les 5^e programmes d'actions ?

Les textes relatifs aux cinquièmes programmes d'actions, qui doivent se substituer aux programmes en cours à compter du 30 juin 2013, selon le calendrier de l'article 3 du décret n° 2011-1257 du 10 octobre 2011, ont été portés à la consultation publique en deux temps : le 6 juin 2011 (projet de décret relatif aux programmes d'actions à mettre en œuvre pour la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole et modifiant le code de l'environnement, projet d'arrêté relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole, mis en consultation sur le site du MEDDTL), puis le 14 octobre 2011 (projet d'arrêté relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole, mis en consultation sur le site du MEDDTL). Ces textes doivent prévenir le contentieux européen dont la phase préalable de mise en demeure a été engagée par la Commission européenne le 20 novembre 2009. De la sorte, les projets de textes, alors mêmes qu'ils s'inscrivent dans le calendrier habituel de révision des programmes d'action tous les quatre ans, répondent en premier lieu à la lettre de mise en demeure de la Commission et aux griefs qui y sont énoncés.

Le décret a été adopté le 10 octobre 2011 et l'arrêté le 19 décembre (décret n° 2011-1257 et arrêté relatifs aux programmes d'actions à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole). Ils ont été complétés le 7 mai 2012 par un décret relatif aux programmes d'actions régionaux, décret n° 2012-676, et un arrêté relatif aux actions renforcées à mettre en œuvre dans certaines zones spécifiques.

Quant à la forme, le décret du 10 octobre prévoit de substituer aux actuels programmes d'action départementaux des programmes régionaux, ce qui devrait éviter des disparités peu justifiables à l'échelle des départements et participer à l'homogénéisation du droit attendue par la Commission européenne. En ce sens également, les programmes d'actions régionaux doivent compléter les dispositions arrêtées dans un programme d'actions national, défini par l'arrêté interministériel du 19 décembre (ministres de l'agriculture et de l'écologie) (art. R. 211-81-3 et R. 211-81-4 C. env.). Quant au fond, ledit arrêté est guidé par la mise en demeure de la Commission européenne (Hermon et Doussan, 2012), à savoir le projet d'arrêté étend les périodes minimales d'interdiction d'épandage, modifie les normes d'excrétion d'azote pour les vaches laitières, précise ce que comporte le principe de fertilisation équilibrée, et complète en conséquence les dispositions sur les plans de fumure et cahiers d'enregistrement. On peut toutefois observer d'une part que la capacité minimale fixe de stockage des effluents d'élevage n'est pas prescrite, que seules les valeurs de rejet d'azote des élevages laitiers ont été modifiées, ou que la pente des parcelles interdites à l'épandage n'est pas définie, contrairement à ce que demande la Commission européenne, et d'autre part, que le respect de la pression azotée posée par la directive (170 kg azote/ha/an) sera dorénavant mesuré au regard de la surface agricole utile (art. R 211-81-1 -5° issu du décret n° 2011-1257) et non au regard de la surface pouvant effectivement donner lieu à épandage.

Pour ce qui concerne le champ de cette expertise, on peut noter que l'occasion n'a pas été prise de donner une assise réglementaire à l'obligation de couverture des sols prescrite par la circulaire du 26 mars 2008, ni de préciser ses dispositions. La note de présentation du premier projet d'arrêté relatif au programme d'actions national, mise en ligne le 6 juin 2011, prévoyait que ces mesures feront l'objet d'un arrêté complémentaire ultérieurement. Et le ministère annonce que l'arrêté fixant les modalités de gestion de l'interculture sera publié fin 2012.

En l'état, le décret indique uniquement que "les mesures du programme d'actions national comprennent : [...] ; 7°- les exigences relatives au maintien d'une quantité minimale de couverture végétale au cours des périodes pluvieuses destinée à absorber l'azote du sol et aux modalités de gestion des résidus de récolte" (art. R. 211-81-1), qui devront également être inscrites dans les programmes d'actions régionaux (décret n° 2012-676 du 7 mai 2012, nouvel art. R. 211-81-1 C. env.). Le premier projet d'arrêté ne traitait des CIPAN que par le biais de l'encadrement de l'usage des fertilisants sur CIPAN : type I (fertilisant azoté contenant de l'azote organique ainsi qu'une faible proportion d'azote minéral et à C/N élevé), utilisation autorisée de 15 jours avant l'implantation à 20 jours avant la destruction dans la limite de 50 kg efficace/ha, type II (fertilisant azoté contenant de l'azote organique et à C/N bas) utilisation autorisée de 8 jours avant l'implantation à 20 jours avant la destruction dans la limite de 50 kg efficace/ha. Ces dispositions ne figurent plus en tant que telles dans l'arrêté du 19 décembre qui, en revanche, fixe des calendriers d'épandage distincts selon les types de fertilisants et selon, pour les cultures implantées au printemps, qu'elles aient été, ou non, précédées par une CIPAN ou une culture dérobée. Deux observations peuvent ici être faites.

D'une part, l'arrêté, en l'état, peut laisser entendre qu'il puisse ne pas y avoir de couverture des sols avant l'implantation d'une culture de printemps, ou qu'il puisse ne pas y avoir de couverture des sols dans les autres cas que les cultures de printemps. Cela mériterait donc une clarification au regard de l'obligation de couvert posée, jusqu'alors, par la circulaire du 26 mars 2008 qui prescrit la couverture de la totalité des surfaces.

D'autre part, s'agissant des cultures de printemps précédées d'une CIPAN, on peut relever que la fertilisation peut être conduite "du 1^{er} juillet à 15 jours avant l'implantation de la CIPAN ou de la culture dérobée". Ceci semble signifier que la fertilisation de la CIPAN serait autorisée, ce qui revient à reprendre le dispositif prévu dans le premier projet d'arrêté, même si l'écriture des deux textes n'est pas la même. Or, on peut constater que le premier projet d'arrêté limite l'apport sur CIPAN à 50 kg, alors que l'arrêté porte cette charge à 70 kg en principe, 100 kg par exception.

Enfin, les décret et arrêté du 7 mai 2012 (décret n° 2012-676 relatif aux programmes d'actions régionaux en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole, arrêté relatif aux actions renforcées à mettre en œuvre dans certaines zones ou parties de zones vulnérables) comportent des dispositions spécifiques pour les zones les plus sensibles, dont les bassins versants en amont des points de captages d'eau superficielle, visés par le décret du 10 janvier 2001. On peut noter que l'obligation de couvert posée par le décret de 2001 (cf. section 2.1.2.1) ne figure plus dans ces textes. Étant rappelé que le ministère annonce un futur arrêté portant sur l'obligation de couverture des sols.

2.1.2.4. Les obligations de couvert prescrites en dehors des programmes d'actions

La possibilité d'instituer des obligations de couvert dans les programmes d'action des zones soumises à contraintes environnementales

L'article L. 211-3 C. env. modifié par la LEMA en 2006 (loi sur l'eau et les milieux aquatiques), prévoit, sous son paragraphe 5°, que des "programmes d'action" soient adoptés pour assurer la protection des "aires d'alimentation des captages d'eau potable d'une importance particulière pour l'approvisionnement actuel ou futur", dont les mesures seront d'abord proposées aux agriculteurs qui y souscriront de manière volontaire, puis, en cas d'insuffisantes adhésions, rendues obligatoires (dans un délai de trois ans en principe, de un an dans les zones de protection des aires d'alimentation des captages pour lesquelles les eaux distribuées ne sont pas conformes aux normes, art. R 114-8 C. rural). L'article R 111-6 du code rural énumère les mesures auxquelles peut donner lieu le programme, parmi lesquelles la couverture végétale du sol, permanente ou temporaire. Ces mesures devraient être proposées aux agriculteurs, sous forme de MAE, en 2012, étant entendu que le couvert végétal ne peut faire l'objet d'une MAE dans les zones où il est réglementairement obligatoire.

L'obligation de couvert dans les SDAGE

Pour rappel, la deuxième génération de SDAGE, adoptés fin novembre-début décembre 2009 selon les bassins, doit permettre d'atteindre l'objectif de bon état écologique de l'eau fixé par la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000, directive cadre sur l'eau. Les SDAGE doivent donc comprendre des objectifs de qualité de l'eau conformes aux objectifs de la DCE, sauf dérogations motivées, et "déterminent les aménagements et les dispositions nécessaires pour prévenir la détérioration et assurer la protection et l'amélioration de l'état de l'eau...".

C'est à ce titre que les SDAGE peuvent instituer des règles de gestion des sols en général, et des obligations de couvert en particulier. Ainsi le SDAGE Adour Garonne, adopté par arrêté du 1^{er} décembre 2009, dispose : en zones vulnérables, "les programmes d'action [...] comportent [...] l'implantation d'une couverture des sols pendant la période de risque de lessivage des nitrates qui atteint par exploitation 70% des surfaces en 2009 et 100% au plus tard en 2012. Pour prendre en compte des contraintes agronomiques ou des contraintes cynégétiques, des dérogations à l'implantation de la CIPAN sont accordées mais des mesures compensatoires doivent être appliquées en parallèle (broyage de résidus, extension des bandes végétalisées, mesures de reliquats d'azote...)", mesure B34.

Les SDAGE peuvent donc, en dehors de toute logique de transposition de la directive "nitrate", imposer des mesures de couverture des sols, pour atteindre les objectifs de la DCE. Étant rappelé que les décisions prises dans le domaine de l'eau, notamment les programmes d'action, doivent être compatibles ou rendus compatibles avec les SDAGE (art. L. 212-1-XI code de l'environnement).

L'obligation de couvert dans la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 dite Grenelle 1

Enfin, la loi du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, dite Grenelle 1, dans le chapitre consacré à l'agriculture, parmi l'ensemble des actions à mettre en œuvre par l'État, vise "la généralisation de la couverture des sols en hiver en fonction des conditions locales", art 31.

2.1.3. L'application du 4^e programme d'action

2.1.3.1. De la circulaire du 26 mars 2008 aux programmes départementaux : examen des dispositions de la circulaire et des dispositions de certains programmes d'action

Comme vu *supra*, la circulaire prescrit une couverture progressive des sols sur toutes les parcelles des zones vulnérables, la totalité des surfaces concernées devant être couverte en 2012. La couverture des sols peut être menée : soit par l'implantation de cultures intermédiaires, soit par l'implantation d'une culture d'hiver, soit par les repousses de colza.

Aucune dérogation n'est prévue, si ce n'est : "dans les successions de cultures de maïs grain suivies d'une culture de printemps, la culture intermédiaire piège à nitrates peut être remplacée par un broyage fin de cannes de maïs suivi d'un enfouissement superficiel".

Or, nombre d'arrêtés préfectoraux prévoient des dérogations à l'obligation de couvert (Encadré 2-2), contraires à la circulaire du 26 mars 2008 dont le respect s'impose pourtant aux préfets dès lors qu'elle constitue un acte réglementaire (cf. section 2.1.3.2). Nous n'avons pas connaissance de l'existence de recours déposés tendant à l'annulation d'un arrêté préfectoral en tant qu'il serait contraire à la circulaire (la circulaire est réglementaire - cf. *infra* -, les justiciables peuvent donc s'en prévaloir en vertu de l'arrêt du Conseil d'Etat du 3 décembre 2008 Goubin), étant rappelé que le délai de recours contre les arrêtés (deux mois) est aujourd'hui dépassé. Pour autant, il faut rappeler que les autorités administratives sont tenues d'abroger les actes réglementaires illégaux (CE Ass. 3 février 1989 Compagnie Alitalia). Le risque de contentieux demeure donc du fait des dérogations accordées par les préfets.

2.1.3.2. Les faiblesses structurelles du dispositif juridique

Le choix de la circulaire et l'absence de décret et d'arrêté ministériel, incidences juridiques

En principe, une circulaire est destinée à éclairer les services administratifs sur le sens à donner à un texte, sur les modalités concrètes d'application du texte ; une circulaire constitue donc un commentaire d'un texte réglementaire, un vade-mecum à destination des services administratifs chargés de l'exécution d'un texte. Tel n'est manifestement pas le cas en l'espèce. La circulaire n'explique pas, elle prescrit. Elle ajoute du droit, en application de l'article R. 211-81-IV du code de l'environnement (décret n° 2001-34 du 10 janvier 2001) qui prévoit que le programme d'action "fixe [...] les modalités relatives à une gestion adaptée des terres si nécessaire". Autrement dit, la circulaire est réglementaire, elle contient "d'authentiques normes réglementaires [...] qui normalement aurait dû être édictées sous le nom de règlement et la forme d'arrêté" (R. Chapus, 2000 : p. 503, n° 683). On peut s'interroger sur les motifs qui ont conduit les deux ministères (Agriculture et Ecologie) à édicter une circulaire au lieu de l'arrêté attendu (conformément à l'article R. 211-81-V). Mais en l'occurrence, la circulaire n'est pas illégale du fait de cette simple "erreur d'habillage". Ses auteurs, les ministres de l'Écologie et de l'Agriculture, avaient la compétence pour prendre un tel acte (cf. art. R. 211-81-V). En revanche, "en ne disant pas son nom", on peut penser que la "circulaire-arrêté" a donné un mauvais signal aux préfets, qui se sont éventuellement crus habilités à prendre quelques libertés face à un simple guide.

Or, la circulaire étant réglementaire et impérative (ce qu'attestent les formules : "vous complétez les mesures actuelles du programme d'action par les deux mesures suivantes", "ce quatrième programme d'action doit être arrêté au plus tard le 30 juin 09", etc.), elle s'imposait aux préfets, comme déjà dit.

L'absence de couplage avec le droit des installations classées et le problème du contrôle

Tant que les programmes d'action ont été ciblés sur les élevages, ce qui fut largement le cas jusqu'aux troisièmes programmes, le contrôle du respect de leurs dispositions a pu bénéficier des objectifs de contrôle fixés

Encadré 2-2. Examen de quelques 4^e programmes d'action

Reprise de la circulaire :

Certains arrêtés reprennent les termes de la circulaire, sans introduire de dérogations à l'obligation de couvert. Ces arrêtés sont toutefois rares.

Ex. : Arrêté du préfet de la **Charente**, 30 juin 2009 : l'article 4 de l'arrêté reprend à l'identique le principe d'une couverture des sols posé par la circulaire ainsi que la dérogation, dans les successions de cultures de maïs grain suivies d'une culture de printemps (après maïs grain, incorporation des résidus par broyage fin et enfouissement).

Non-respect de la circulaire :

D'autres arrêtés introduisent des dérogations à l'obligation de couvert, non prévues par la circulaire. Ils représentent la situation la plus commune.

Les écarts entre les dispositions des arrêtés préfectoraux et de la circulaire peuvent paraître plus ou moins importants d'un point de vue agronomique. Mais, dans la mesure où la circulaire ne laisse place à aucun pouvoir d'appréciation des préfets, et à aucune adaptation aux circonstances locales pour limiter les contraintes, on peut penser que, en cas de contentieux, l'annulation de toutes ces dispositions dérogatoires serait encourue.

Arrêté du préfet des **Côtes d'Armor**, 29 juillet 2009 : l'article 4.8.3. pose l'obligation "de maintenir ou mettre en place une couverture végétale pendant la période de risque de lessivage" par une culture d'hiver, une CIPAN, des repousses de colza ou une culture dérobée (sans autre précision). Une dérogation est prévue pour les légumes, dérogation non prévue par la circulaire : "Pour les légumes, la couverture des sols par des résidus de culture en place est admise dès lors que la récolte intervient après le 31 octobre sous réserve de prouver la nature de la culture concernée par des résidus de récolte de la parcelle".

Arrêté du préfet du **Gard**, 2 décembre 2009 : l'article 4-10 reprend le principe d'une couverture végétale pendant les périodes de risque de lessivage, soit du 1^{er} septembre au 30 novembre. Il étend la dérogation prévue par la circulaire pour les repousses de maïs grain, au tournesol et au sorgho. "La CIPAN peut être remplacée par un broyage fin suivi d'un enfouissement superficiel des pailles". De plus, une dérogation est ouverte pour les cultures de melons : "par dérogation aux dispositions précédentes, le sol pourra rester nu après récolte si l'exploitant doit mettre en place une culture de melons de plein champ précoces nécessitant un travail préparatoire automnal appelé 'pré-buttagé'. On entend par melons précoces, les cultures de plein champ implantées avant le 31 mars".

Arrêté du préfet de **Eure et Loir**, 22 juillet 2009 : Le principe d'une couverture des sols par une culture d'hiver, une CIPAN, des repousses de colza ou une culture dérobée (sans autre précision) est repris à l'article 3.6. Mais l'arrêté prévoit que des dérogations à l'implantation des CIPAN peuvent être accordées par le préfet pour répondre à des situations particulières : aléas climatiques avérés ou sols dont le "taux d'argile dépasse 40% justifié par des analyses de sol à l'ilot cultural".

Arrêté du préfet de la **Marne**, 8 juillet 2009 : le principe d'une couverture totale des sols à l'automne est posé, mais assorti de dérogations inexistantes dans la circulaire, justifiées par le fait que "certaines situations culturales ou pédo-climatiques rendent objectivement impossibles l'implantation des CIPAN". Ceci recouvre soit les hypothèses où des adventices ou chardons doivent être détruits par des traitements ou des faux-semis, ou encore où un travail du sol particulier doit être mené pour lutter contre les limaces, soit les successions de cultures tardives suivies d'une culture de printemps (le broyage fin des résidus de culture suivi d'un enfouissement peut alors se substituer à la CIPAN), soit certains sols (limons hydromorphes non drainés et sols avec un taux d'argile supérieur à 30%), art. 4.8.2

Arrêté du préfet du **Gers**, 2 octobre 2009 : le principe d'une couverture des sols est posé par l'article 4.7. Mais, d'une part la définition de ce qui peut être considéré comme une couverture des sols est plus large que celle de la circulaire ; elle comprend les cultures dérobées, les cultures pérennes, les gels environnementaux, les prairies, les résidus de sorgho grain et tournesol. De plus, l'arrêté exclut l'obligation de couvert pour les vignes, l'arboriculture et le maraîchage, qui ne sont pas exclus de l'obligation de couvert par les termes de la circulaire. Enfin, certaines zones échappent à l'obligation de couvert (cette dérogation faisant l'objet de compensations) à savoir : "les grands ensembles morpho-pédologiques à caractère argileux correspondant globalement à un taux d'argile supérieur à 25%", à l'exception des périmètres de protection des captages d'eau et aires d'alimentation de certains captages.

Arrêté du Préfet du **Pas-de-Calais**, 29 juin 2009 : le principe de la couverture des sols pendant la période de risque de lessivage est repris (art. 3.10). Mais, d'une part, la définition de ce qui peut être considéré comme une couverture du sol est élargie (repousses de crucifères, repousses de céréales, lins, pois, cultures en place récoltées après le 15 septembre, prairies, cultures bisannuelles ou pérennes). D'autre part, les sols hydromorphes et argileux (plus de 25%) sont exclus de l'obligation de couverture.

pour les services d'inspection des installations classées, que l'on peut certes juger insuffisants mais qui néanmoins sont, au regard d'autres politiques publiques de contrôle, relativement conséquents. A savoir, selon le programme stratégique 2008-2012 de l'inspection, les "établissements qui présentent des enjeux importants en termes de protection des personnes, de leur santé et de l'environnement, en incluant en particulier tous les établissements IPPC" (c'est-à-dire relevant de la directive 2008/1/CE relative à la maîtrise et à la prévention des pollutions) doivent être contrôlés au moins tous les trois ans. C'est à ce titre qu'a, par exemple, été menée en 2010, une action de contrôle de la conformité des ouvrages de stockage des effluents des élevages aux articles 7 et 11 de l'arrêté du 7 février 2005 fixant les prescriptions techniques opposables aux élevages relevant du droit des installations classées. Les autres établissements relevant de l'autorisation doivent être "visités" au moins tous les 7 ans. Quant aux élevages qui ressortent du régime de la déclaration complété par l'obligation de contrôle périodique, à savoir les élevages de veaux de boucherie et bovins à l'engraissement - de 201 à 400 animaux -, les élevages de volailles - de 20 001 à 30 000 animaux-équivalents -, et, depuis le dernier décret modifiant la nomenclature (décret n° 2011-842 du 15 juillet 2011), les élevages de vaches laitières de 101 à 150 vaches, ils sont soumis à une obligation de contrôle par des organismes agréés, tous les cinq ans. Or, les points de contrôle du contrôle périodique recoupent certains éléments des programmes d'action : plan d'épandage, traitement des effluents, cahier d'épandage (arrêté 16 mars 2008, JO du 18 avril).

En revanche, cet appui indirect au respect des programmes d'action par l'inspection des installations classées disparaît pour la mesure de couverture des sols introduite pour les 4^e programmes. Un objectif de contrôle a toutefois été posé par la circulaire du 12 novembre 2010, circulaire relative à l'organisation et la pratique du contrôle par les services et établissements chargés de mission de police de l'eau et de la nature (BO MEDDTL n° 2010/23 du 25 décembre, p. 66). Mais il reste modeste : 1% des exploitations du département situées en zone vulnérable (en plus du 1% déjà contrôlé au titre de la conditionnalité), doit être contrôlé par l'ONEMA ou les services de la police de l'eau des DDT(M) - directions départementales des territoires (et de la mer). Doit à ce titre notamment être contrôlée la "présence de la couverture hivernale des sols".

Quant aux sanctions encourues en cas de non-respect des textes relatifs aux programmes d'action, elles sont à la fois modestes dans le sens où la violation d'une mesure du programme d'action est une contravention de 5^e classe, susceptible donc d'une amende de 1500 euros, et trop lourdes, puisqu'il s'agit néanmoins d'une sanction pénale, à l'égard desquelles tout au moins les agents de la police de l'eau des DDT(M) marquent de la réserve (Hermon et Doussan, 2012). Il n'y avait pas, jusqu'à récemment, de sanctions administratives assorties au non-respect des programmes d'action comme on en trouve dans la police des installations classées ou dans la police de l'eau (pour les IOTA - installations, ouvrages, travaux, activités). Donc, non seulement le non-respect de l'obligation de couvert risque de n'être pas constaté, au vu de la faiblesse quantitative des contrôles, mais s'il l'est, il ne sera pas systématiquement verbalisé, loin s'en faut.

L'ordonnance du 11 janvier 2012, portant simplification et harmonisation des dispositions de police administrative et de police judiciaire du code de l'environnement, crée une nouvelle sanction administrative en cas de non-respect des programmes d'actions. L'article L. 171-8 du code de l'environnement, issu de l'ordonnance, vise, de manière large, les cas "d'inobservation des prescriptions applicables en vertu du présent code aux installations, ouvrages, travaux, aménagements, opérations, objets, dispositifs et activités". Le non-respect d'un programme d'actions pourrait donc entrer dans ce champ. Cela signifie que, à l'avenir, des sanctions administratives (notamment une exécution d'office, une amende - au plus égale à 15 000 € -, une astreinte journalière au plus égale à 1 500 € jusqu'à satisfaction de la mise en demeure), pourraient être mises en œuvre en cas de violation de l'obligation de couvert, si ladite obligation est bel et bien posée par les futurs programmes d'actions. L'entrée en vigueur de l'ordonnance est fixée au 1^{er} juillet 2013 (art. 28) et elle devra être ratifiée, conformément à l'article 256 de la loi Grenelle 2 dans les six mois suivant sa publication.

Conclusion

In fine, en l'état du droit, la couverture des sols programmée par la loi du 3 août 2009 dite Grenelle 1, n'est pas généralisée. Elle est certes prescrite, depuis 2001 dans les bassins versants des points de captage d'eau superficiel présentant une teneur en nitrate excessive, et depuis 2008 dans l'ensemble des zones vulnérables. Mais, l'obligation n'a pas systématiquement été transcrite au niveau départemental.

2.2. Les pratiques de conduite des intercultures en France en 2006

Catherine Mignolet

Les pratiques actuelles de conduite des intercultures en France ont été étudiées à partir des informations recueillies lors de l'enquête "Pratiques culturales en grandes cultures" conduite en 2006 par le Service de la Statistique et de la Prospective du ministère chargé de l'Agriculture¹. L'enquête porte sur 14 525 parcelles en cultures annuelles (céréales à paille, maïs, betterave, colza, tournesol, pomme de terre, pois), dont l'échantillonnage est raisonné par région de manière à être représentatif de l'assolement (Agreste, 2008). Sur ces 14 525 parcelles, 1 127, soit 7,8% de l'échantillon, ont été implantées avec une culture intermédiaire (dénommée CIPAN dans l'enquête) entre le précédent cultural et la culture principale suivante ; 2 903 parcelles, soit 20% de l'échantillon, ont fait l'objet d'une repousse du précédent cultural.

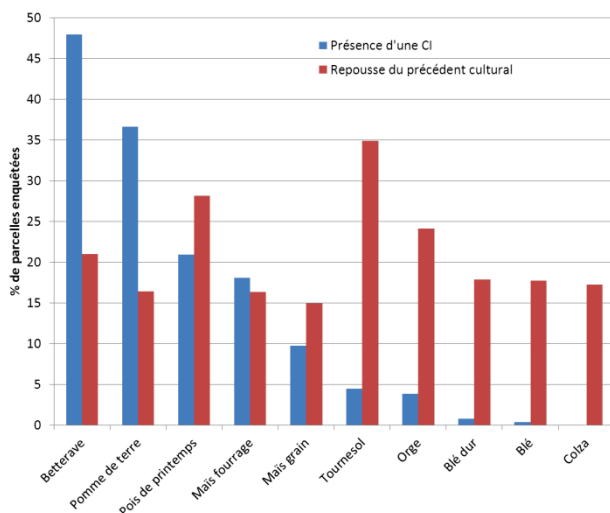


Figure 2-2. Part des parcelles implantées avec une culture intermédiaire ou avec repousse du précédent cultural en fonction de la culture suivante

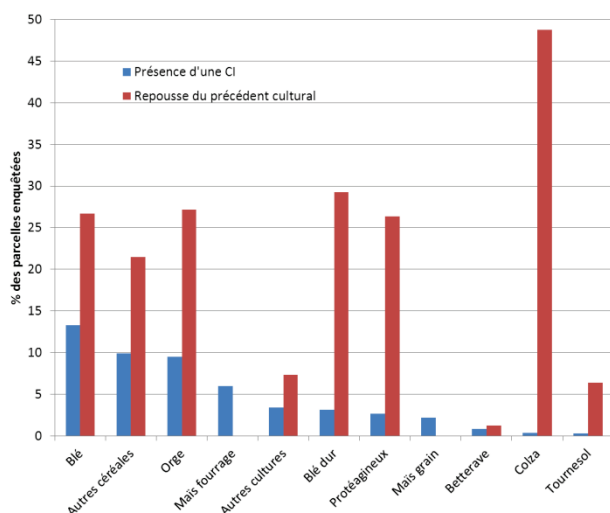


Figure 2-1. Part des parcelles implantées avec une culture intermédiaire ou avec repousse du précédent cultural en fonction du précédent cultural

Ces pratiques de couverture du sol pendant l'interculture s'avèrent très diversifiées tant en termes d'importance qu'en termes de modalités des pratiques culturales utilisées pour planter et détruire les couverts végétaux intermédiaires, selon la région et les couples de cultures principales précédente-suivante, voire les successions culturales. 48% des betteraves, 37% des pommes de terre, 21% des pois de printemps et 14% des maïs sont précédés d'une culture intermédiaire (Figure 2-1), ce qui représente une très nette augmentation par rapport à 2001 où ces pourcentages respectifs s'élevaient à 21%, 18%, 4% et 5% (Agreste Primeur, 2004). Toutefois, l'implantation d'une culture intermédiaire ne concerne encore que 4,5% des parcelles en tournesol (1% en 2001) et un peu moins de 4% des parcelles en orge de printemps. Les cultures intermédiaires suivent très majoritairement des céréales à paille (13% des parcelles en blé, 10% des parcelles d'orge et 11% des parcelles en autres céréales sont ensuite implantées avec une culture intermédiaire) et dans une moindre mesure la culture du maïs fourrage (6% des parcelles de maïs) (Figure 2-2).

La pratique consistant à laisser repousser le précédent cultural après récolte est restée globalement plus stable entre 2001 (18% des cultures annuelles) et 2006 (20% des cultures annuelles), mais des évolutions sont à noter selon certaines cultures : diminution de la part des parcelles avec repousse du précédent cultural pour la betterave et la pomme de terre (respectivement de 30% à 21% et de 20% à 16% des parcelles) ; augmentation pour le maïs grain, le tournesol et le colza (respectivement de 10% à 15%, de 28% à 35% et de 0% à 17% des parcelles). Les précédents culturaux concernés sont

¹ L'habilitation pour utiliser les données individuelles de l'enquête "Pratiques culturales sur grandes cultures" 2006 dans le cadre de la présente étude a été délivrée à l'unité INRA ASTER-Mirecourt par le Comité du Secret Statistique lors de sa séance du 8 octobre 2011.

majoritairement le colza (près de la moitié des parcelles de colza font l'objet de repousses), puis les céréales à paille (29% des parcelles avec un précédent blé dur, 27% des parcelles avec un précédent blé tendre ou orge et 21% des parcelles avec un précédent en autre céréale) et les protéagineux (26% des parcelles avec un précédent protéagineux) (Figure 2-2).

Dans cette section, nous présentons un premier bilan des pratiques de couverture du sol pendant les périodes d'interculture en France². Ce bilan est constitué de deux parties : la première porte sur les modalités de conduite des cultures intermédiaires étudiées sur les 1 127 parcelles de l'échantillon concernées ; la seconde s'intéresse aux modes de gestion des résidus de culture et de gestion des repousses de précédents culturels sur les 2 903 parcelles concernées.

2.2.1. Diversité des modalités de conduite des cultures intermédiaires

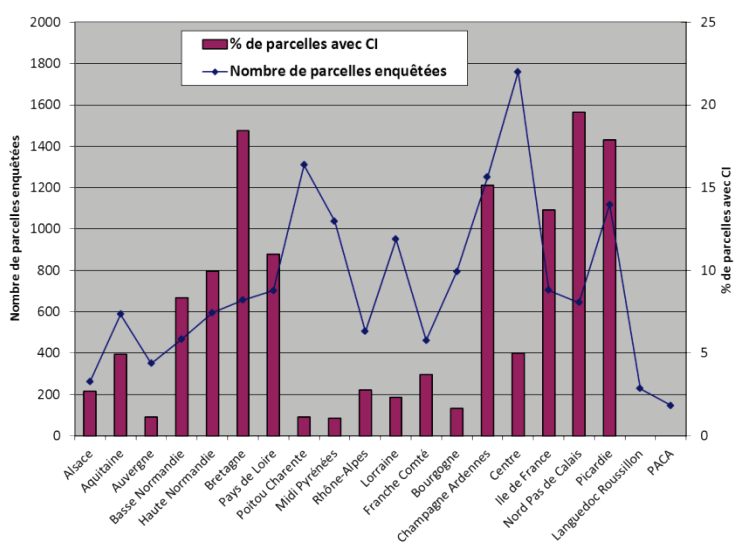


Figure 2-3. Nombre de parcelles enquêtées et pourcentage de parcelles avec CI par région

En 2006, sept régions françaises, toutes situées dans la moitié nord de la France, comptent plus de 10% de l'échantillon des parcelles enquêtées implantées avec une culture intermédiaire (Figure 2-3) : ces régions sont soit des régions majoritairement orientées vers les grandes cultures (Picardie, Ile-de-France, Champagne-Ardenne, Nord-Pas-de-Calais), soit des régions d'élevage et de polyculture-élevage (Bretagne, Pays de Loire, Haute Normandie). La Basse Normandie, l'Aquitaine et le Centre comptent entre 5 et 8% de parcelles implantées avec une CI, les autres régions françaises étant concernées par cette pratique de gestion de l'interculture de manière beaucoup plus marginale³.

2.2.1.1. Implantation de cultures intermédiaires en fonction du précédent et de la culture principale suivante

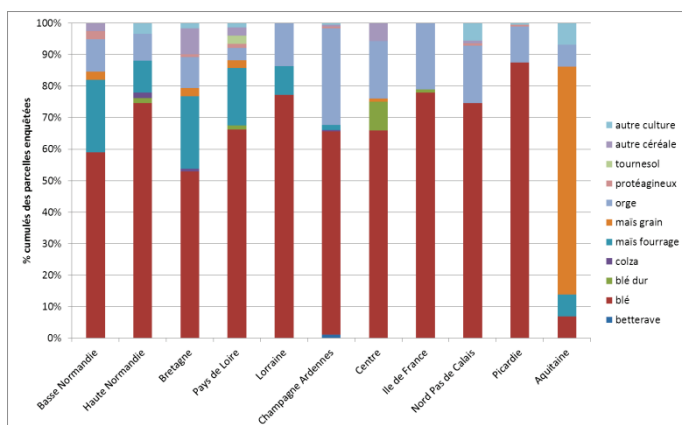


Figure 2-4. Précédents culturels de la culture intermédiaire par région

Dans toutes les régions (Figure 2-4), les cultures intermédiaires suivent très souvent une culture de blé, qui représente en moyenne plus des deux tiers des précédents culturels (jusqu'à 87% en Picardie), puis d'une orge qui représente 16% des précédents (jusqu'à plus de 30% en Champagne-Ardenne). Dans les régions d'élevage, les cultures intermédiaires peuvent également faire suite à un maïs fourrage (23% des parcelles en Bretagne et Basse Normandie, 18% en Pays de Loire). En Aquitaine, 72% des cultures intermédiaires suivent un maïs grain.

² Ce bilan serait utilement complété par les résultats de l'enquête "Pratiques culturales en grandes cultures" 2011 lorsqu'elle sera disponible.

³ Pour la suite de la présentation des résultats par région, seules les régions ayant plus de 20 parcelles enquêtées implantées avec une culture intermédiaire sont analysées : Aquitaine (29 parcelles), Basse Normandie (39), Bretagne (121), Centre (88), Champagne Ardenne (189), Haute Normandie (59), Ile de France (96), Lorraine (22), Nord Pas de Calais (126), Pays de Loire (77), Picardie (200).

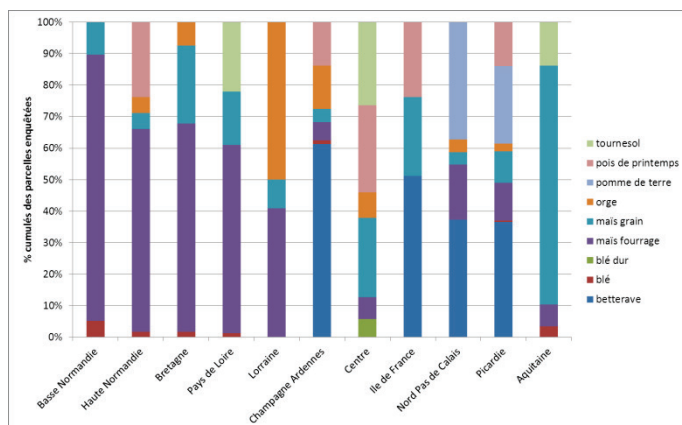


Figure 2-5. Cultures principales suivant l'implantation d'une culture intermédiaire par région

Les cultures principales qui suivent l'implantation d'une CI sont beaucoup plus diversifiées (Figure 2-5). Dans les régions d'élevage et de polyculture-élevage, c'est le maïs fourrage qui prédomine (jusqu'à 85% des cultures suivantes en Basse Normandie). Dans les régions de grandes cultures, les cultures suivantes dépendent des systèmes de production agricoles et des filières en place : betterave en Champagne-Ardenne, Ile-de-France, Nord-Pas-de-Calais et Picardie (jusqu'à 61% en Champagne-Ardenne), maïs grain en Aquitaine, pomme de terre en Picardie et Nord-Pas-de-Calais (25 et 37% respectivement), tournesol dans les régions Centre, Pays de Loire et Aquitaine, et pois de printemps en Haute Normandie, Champagne-Ardenne, Centre, Ile-de-France et Picardie.

2.2.1.2. Itinéraires techniques de conduite des cultures intermédiaires

Les itinéraires techniques de conduite des cultures intermédiaires comportent une succession de choix techniques pour lesquels différentes modalités sont possibles : choix des espèces semées, dates d'implantation, dates et modes de destruction du couvert végétal. En plus de ces modalités, nous nous sommes également intéressés à la fumure organique qui peut être apportée sur des parcelles recevant une culture intermédiaire (à différentes périodes par rapport au développement du couvert végétal) et à la pratique du labour.

2.2.1.2.1. Diversité des itinéraires techniques par région

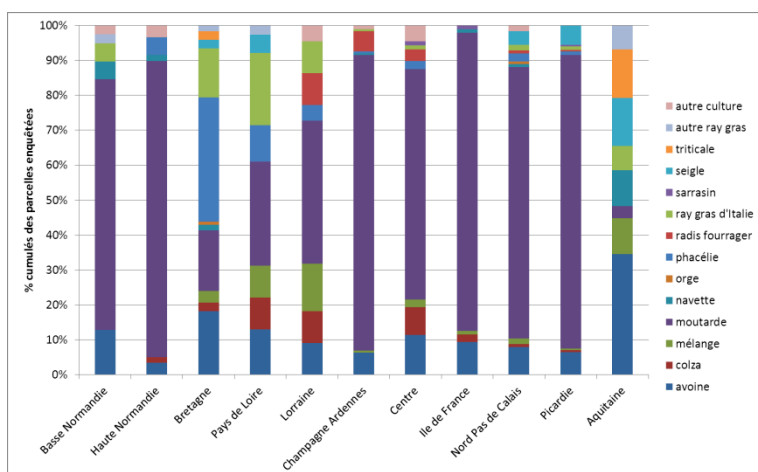


Figure 2-6. Espèces végétales semées en interculture par région

Dans la plupart des régions, la moutarde est l'espèce végétale choisie très majoritairement en interculture (Figure 2-6) : en dehors de la Bretagne, des Pays de Loire, de la Lorraine et de l'Aquitaine, elle représente au moins les deux tiers des espèces semées. Les autres espèces végétales sont principalement l'avoine, semée sur 10% des parcelles (surtout en Aquitaine), la phacélie, semée sur 5,8% des parcelles (essentiellement en Bretagne) et le ray-grass d'Italie semé sur 4,4% des parcelles (surtout en Bretagne, Pays de Loire et Lorraine), en lien avec l'utilisation fourragère qui peut en être faite dans ces régions d'élevage.

Les périodes d'implantation des cultures intermédiaires sont majoritairement centrées sur les mois d'août et septembre (30% sur la deuxième quinzaine d'août et 37% sur la première quinzaine de septembre), hormis dans les régions d'élevage où elles peuvent s'étaler jusqu'à la première quinzaine de novembre, et en Aquitaine où les semis sont surtout réalisés du 1^{er} octobre au 15 novembre majoritairement derrière un maïs grain (Figure 2-7). La destruction des cultures intermédiaires a lieu entre les mois de novembre et avril, avec deux périodes principales : une période automnale entre le 1^{er} novembre et la fin décembre et une période de printemps du 1^{er} mars au 15 avril (Figure 2-8). Les destructions d'automne-hiver sont caractéristiques des régions Picardie, Ile-de-France, Champagne-Ardenne, Lorraine et Centre, alors que les destructions de printemps sont pratiquées en

Bretagne, Pays de Loire, Basse Normandie et Aquitaine. Dans les régions Nord-Pas-de-Calais et Haute Normandie, les cultures intermédiaires sont détruites à ces deux périodes.

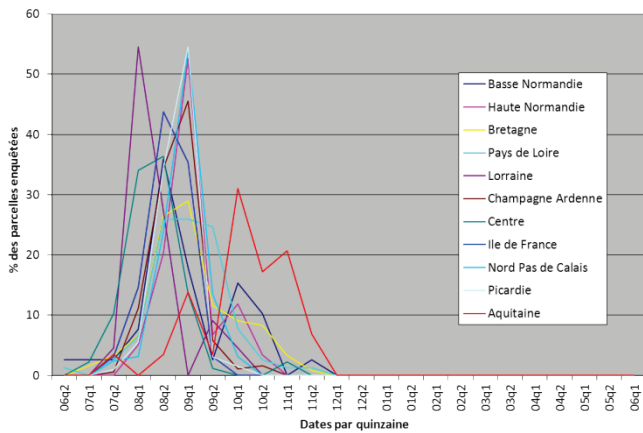


Figure 2-7. Périodes d'implantation des cultures intermédiaires par région

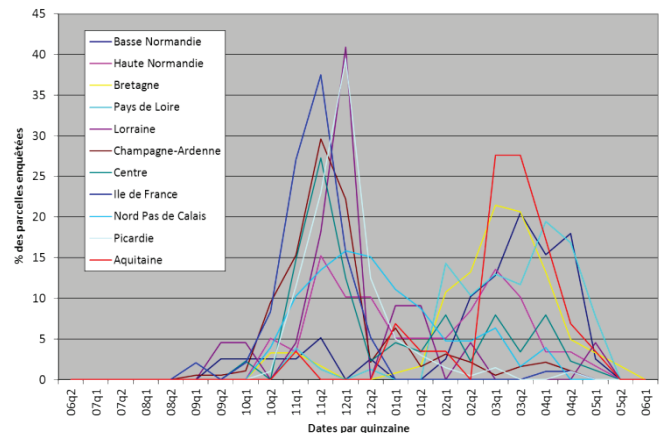


Figure 2-8. Périodes de destruction des cultures intermédiaires par région

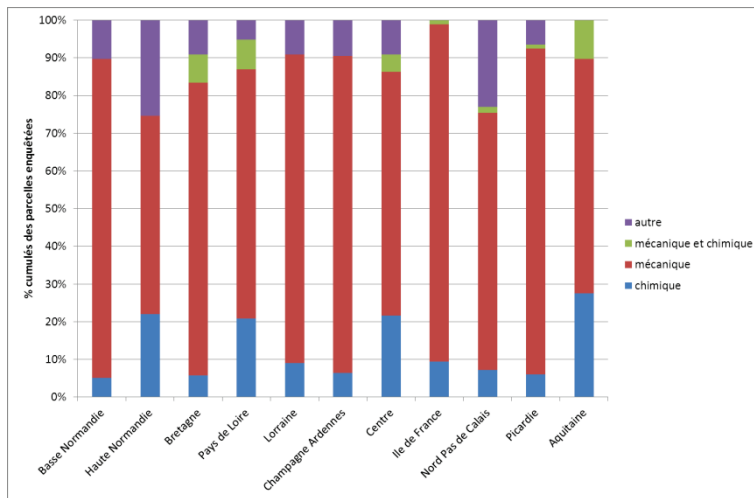


Figure 2-7. Modes de destruction des cultures intermédiaires par région

Dans plus des trois quarts des parcelles, la destruction des couverts végétaux intermédiaires est réalisée de manière mécanique, la destruction chimique et les autres modes de destruction (tels que le gel) ne représentant chacun que 10% des parcelles (Figure 2-9). Toutefois, la destruction chimique atteint 20% des parcelles en Haute Normandie, Pays de Loire, Centre et Aquitaine, et l'utilisation d'autres modes de destruction concerne près du quart des parcelles du Nord-Pas-de-Calais et de Haute Normandie. L'association de modes de destruction chimique et mécanique n'est quant à elle presque pas utilisée.

Les modes de destruction des cultures intermédiaires peuvent varier en fonction de la pratique du labour ou du non-labour. A titre d'exemple, sur les parcelles implantées en avoine pendant l'interculture, le non-labour s'accompagne de 50% de destruction chimique de la culture intermédiaire et de 12% de destruction à la fois chimique et mécanique, contre 35% de destruction mécanique, qui est pratiquée à l'inverse sur 83% des parcelles recevant un labour (Figure 2-10). Cette tendance se vérifie pour l'ensemble des cultures intermédiaires mais dans des proportions moindres : les parcelles en non-labour ont 71% des cultures intermédiaires détruites mécaniquement, 14% détruites chimiquement et 4% détruites par une association de moyens mécaniques et chimiques, alors que ces proportions s'élèvent respectivement à 82%, 7% et 1% pour les parcelles conduites avec labour.

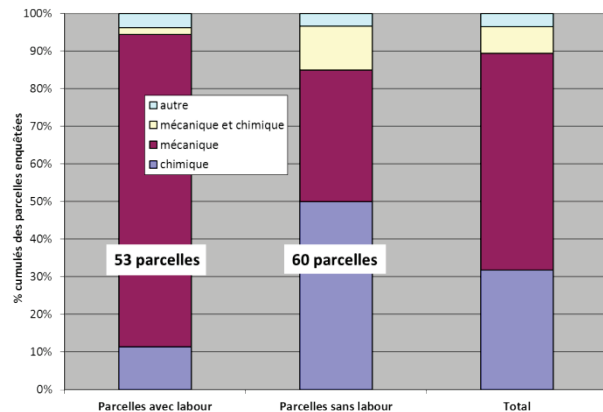


Figure 2-8. Mode de destruction de l'avoine en fonction de la pratique du labour

Les apports de fumure organique apparaissent globalement fréquents pendant les intercultures : 63% des parcelles implantées avec une culture intermédiaire reçoivent un apport de fumure organique, majoritairement sous forme de fumier de bovin (29% des parcelles) et de vinasse (8% des parcelles), mais on verra dans la suite de l'analyse que, dans plus de la moitié des cas, ces apports sont en fait des apports à la culture suivante, sans rôle fonctionnel direct avec la culture intermédiaire. De fortes disparités sont à souligner en fonction des régions (Figure 2-11) : dans les régions Centre, Ile-de-France et Aquitaine, la majorité des parcelles (respectivement 74%, 67% et 59%) ne reçoit pas de fumure. A l'inverse, dans les régions d'élevage, Basse Normandie, Bretagne et Pays de Loire, seules 7,5%, 11,5% et 15,5% des parcelles respectivement, n'ont pas d'apport de fumure : la majorité reçoit du fumier de bovin (67%, 50% et 53% des parcelles) auquel s'ajoutent 20% de parcelles recevant du lisier de porc en Bretagne. De la même façon, dans les régions de production de betterave sucrière, les parcelles reçoivent pour une part significative des apports de vinasse : cette pratique concerne 19% des parcelles en Champagne-Ardenne, 15% en Picardie et 13% en Nord-Pas-de-Calais.

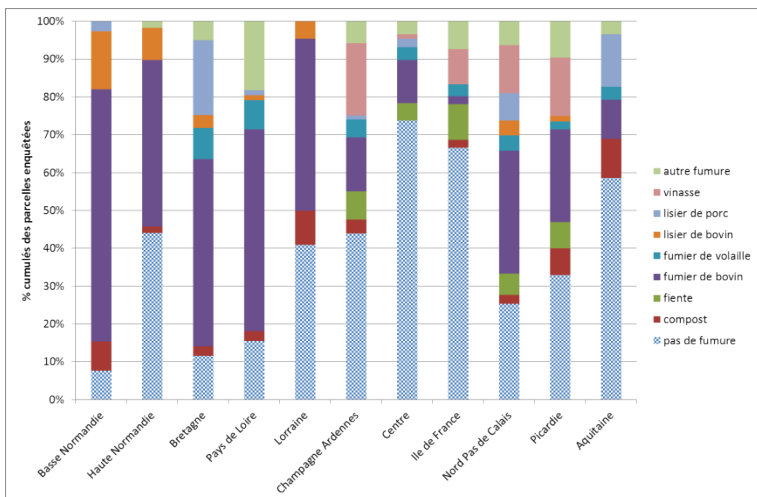


Figure 2-9. Nature de la fumure organique apportée sur les parcelles avec culture intermédiaire

Les dates d'apport de la fumure organique varient là encore selon les régions (Figure 2-12). En Ile-de-France, Champagne-Ardenne, Picardie et Nord-Pas-de-Calais, les apports de matière organique sont majoritairement réalisés lors de la période de semis de la CI, entre le 15 août et le 15 septembre. En Basse et Haute Normandie, Bretagne et Pays de Loire, ils interviennent plutôt en mars et avril, lors de la période de destruction de la culture intermédiaire mais aussi de vidange des bâtiments d'élevage correspondant à la mise à l'herbe des animaux.

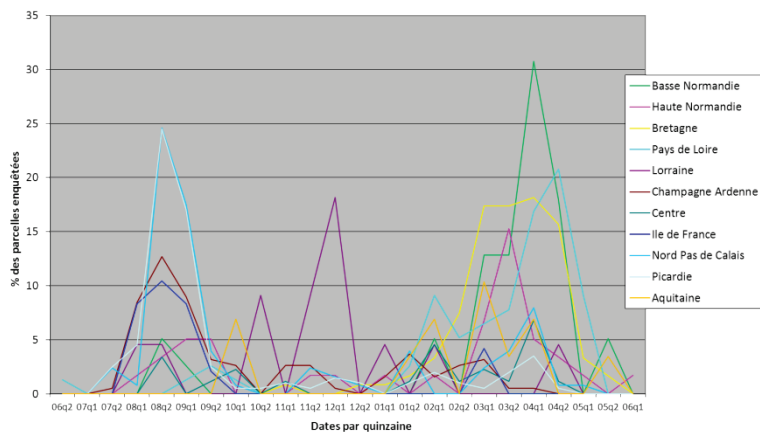


Figure 2-10. Périodes d'apport de la fumure organique

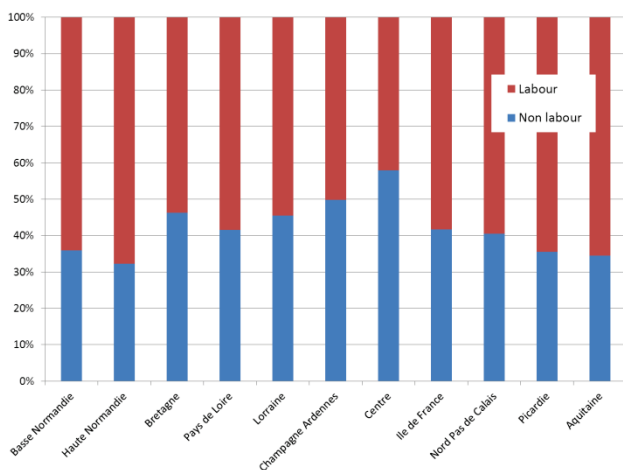


Figure 2-11. Pratique du labour/non labour sur les parcelles avec culture intermédiaire

Enfin, les parcelles implantées avec une culture intermédiaire sont à 57% labourées (de 42% en région Centre à 68% en Haute Normandie) et à 43% conduites en non-labour (Figure 2-13). Le labour peut être utilisé pour détruire de façon mécanique la culture intermédiaire ou intervenir après sa destruction pour enfouir les résidus du couvert végétal intermédiaire et préparer le semis de la culture de printemps suivante. Tout comme les périodes de destruction des cultures intermédiaires, les périodes de labour sont principalement concentrées entre le 1^{er} novembre et le 15 décembre (Ile-de-France, Picardie, Champagne-Ardenne et Lorraine) et entre le 1^{er} avril et le 15 mai (Basse et Haute Normandie, Bretagne et Pays de Loire) (Figure 2-14).

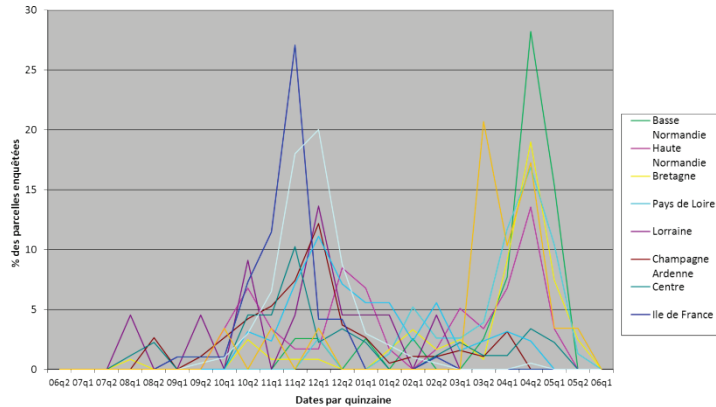


Figure 2-12. Périodes de labour des parcelles avec culture intermédiaire

2.2.1.2.2. Diversité des itinéraires techniques selon les espèces choisies pour couvrir le sol

Les modalités de conduite des cultures intermédiaires diffèrent en fonction des espèces choisies comme couvert végétal intermédiaire. D'après l'enquête "Pratiques culturales" de 2006, trois espèces végétales sont principalement implantées : la moutarde (724 parcelles) présente de façon majoritaire dans la plupart des régions sauf en Bretagne, Pays de Loire, Lorraine et Aquitaine, l'avoine (113 parcelles) surtout présente en Aquitaine et Bretagne, et la phacélie (65 parcelles) surtout présente en Bretagne.

La **moutarde** suit, pour les trois quarts des parcelles, un précédent blé et précède une culture de betterave (34%), un maïs fourrage (19%), un pois de printemps (14%) ou un maïs grain (11%). Elle est très majoritairement semée entre le 15 août et le 15 septembre (77% des parcelles) et détruite mécaniquement (83% des parcelles) entre le 1^{er} novembre et le 15 décembre (60% des parcelles) (Figure 2-15). 42% des parcelles ne reçoivent aucune fumure organique, les autres recevant principalement du fumier de bovin ou de la vinasse, essentiellement, en fin d'été au moment de l'implantation du couvert intermédiaire. Près de 60% des parcelles sont labourées.

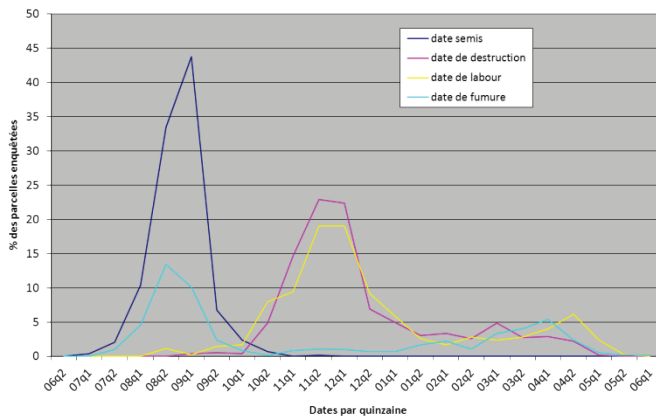


Figure 2-14. Calendrier de conduite de la moutarde (724 parcelles)

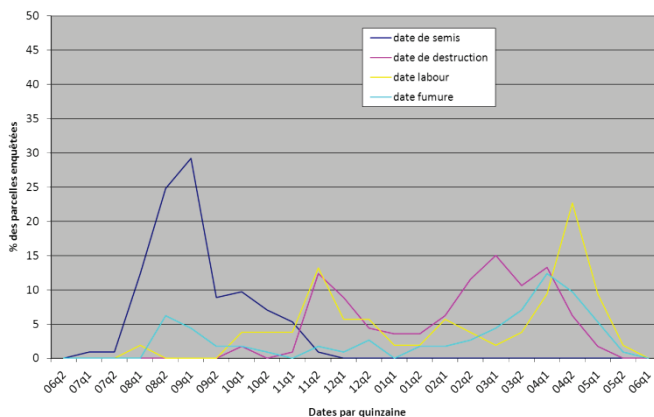


Figure 2-13. Calendrier de conduite de l'avoine (113 parcelles)

L'**avoine** a pour 58% un précédent blé. Il est complété par des précédents maïs fourrage (14%) et maïs grain (10%), qui sont également les cultures de printemps majoritaires qui suivent l'implantation d'une avoine (39% et 26% des parcelles respectivement), avant les cultures de la pomme de terre et du tournesol (10% des parcelles chacune). Comme la moutarde, l'avoine est majoritairement semée entre le 15 août et le 15 septembre (66% des parcelles), mais près d'un tiers des parcelles font l'objet d'un semis plus tardif, entre le 15 septembre et le 15 novembre (Figure 2-16). Ces semis tardifs reflètent la situation de l'Aquitaine où l'avoine est semée après maïs grain en majorité. Les périodes de destruction de l'avoine sont plus étalées, une première période pouvant être identifiée en fin d'automne, entre le 15 novembre et le 15

décembre (21% des parcelles) et une seconde entre le 15 février et le 15 avril (50% des parcelles). Les modes de destruction de l'avoine sont plus diversifiés que pour la moutarde : ils sont mécaniques pour 57% des parcelles et chimiques pour 32% d'entre elles (ce pourcentage s'élevant à 50% quand les parcelles sont conduites en non-labour). Un tiers des parcelles ne reçoit aucune fumure organique. Lorsqu'elle est présente, la fumure est apportée majoritairement sous forme de fumier de bovin (35% des parcelles), après la destruction du couvert végétal à compter du 1^{er} mars (39% des parcelles).

Enfin, tout comme la moutarde, la **phacélie** est très majoritairement précédée d'un blé (près de 80% des parcelles). Elle se rapproche toutefois de l'avoine concernant les cultures de printemps suivantes, constituées à une très large majorité du maïs fourrage (45%) et du maïs grain (31%). De manière identique à la moutarde, les trois quarts des parcelles sont semés entre le 15 août et le 15 septembre (Figure 2-17), mais la période de destruction du couvert végétal est beaucoup plus tardive, centrée sur la fin de l'hiver et le printemps (70% des parcelles entre le 1^{er} février et le 15 avril).

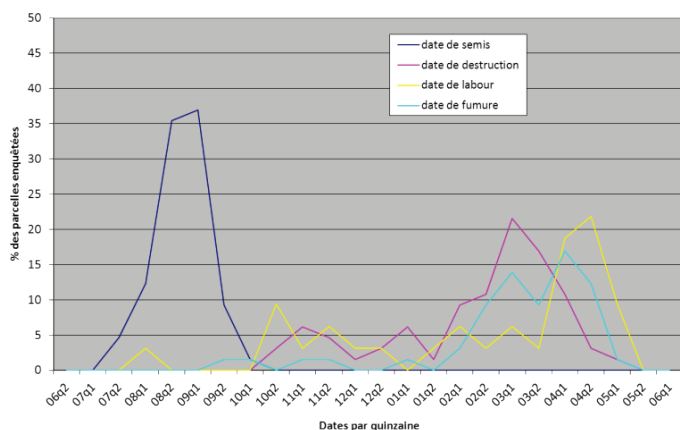


Figure 2-15. Calendrier de conduite de la phacélie (65 parcelles)

Seules 18% des parcelles ne reçoivent pas de fumure organique : les matières organiques apportées sont majoritairement du fumier de bovin (45% des parcelles) et du lisier de porc (17%), qui sont épandus après la destruction du couvert végétal à compter du 15 février (61% des épandages sont réalisés entre le 15 février et le 30 avril). Cet itinéraire technique est typique des exploitations d'élevage de Bretagne où la phacélie est principalement présente.

2.2.1.2.3. Typologie des itinéraires techniques de conduite des cultures intermédiaires

Afin de caractériser de manière synthétique la diversité des modes de conduite des cultures intermédiaires en France, une typologie de ces modes de conduite a été construite au moyen de méthodes d'analyse de données multivariées⁴. Les variables retenues dans l'analyse statistique sont (Tableau 2-1) : (i) des variables actives (espèce végétale semée, dates de semis et de destruction de la culture intermédiaire, mode de destruction, nature de la fumure organique apportée et période d'apport lors de l'implantation de la culture intermédiaire) et (ii) des variables supplémentaires (précédents culturaux, cultures principales suivantes, régions, périodes d'apport de la matière organique pendant l'interculture).

L'analyse statistique a abouti à la définition de huit types principaux de conduite des cultures intermédiaires. Ces huit types de conduite, représentés selon un axe chronologique sur la Figure 2-18, correspondent à des combinaisons de pratiques culturales différenciées selon les régions et leurs orientations de production (grandes cultures, polyculture élevage ou élevage) :

- Le type 4, qui représente 17% des parcelles de l'échantillon, est caractéristique de la conduite d'une culture intermédiaire dans un contexte de grande culture de la moitié nord de la France : implantation d'une moutarde après un blé ou une orge, entre le 15 août et le 15 septembre, détruite mécaniquement entre le 1^{er} novembre et le 15 décembre, sans fumure organique, avant semis d'une betterave, d'un pois, d'un maïs grain ou d'une orge de printemps.
- Par rapport à cette conduite classique, les types 1 à 3, également caractéristiques de contextes de grandes cultures ou de polyculture élevage, sont spécifiés par un apport de matière organique avant le

⁴ Deux méthodes d'analyse de données ont été utilisées sous le logiciel SAS : une analyse factorielle des correspondances multiples suivie d'une classification ascendante hiérarchique selon la méthode du minimum de variance de Ward. L'ensemble des 1127 parcelles implantées avec une culture intermédiaire a été pris en compte dans l'analyse statistique.

	Variables caractéristiques de l'itinéraire technique	Modalités de définition des variables
Variables actives	Espèce végétale semée	Avoine, moutarde, colza, phacélie, mélange, radis fourrager, seigle, ray-grass, autre (navette, sarrasin, triticale...)
	Date de semis	Avant le 15 août, Du 15 au 31 août, Du 1 ^{er} au 15 septembre, Après le 15 septembre
	Date de destruction	Avant le 31 octobre, Du 1 ^{er} novembre au 15 décembre, Du 15 décembre au 15 février, Du 15 février au 31 mars, Après le 31 mars
	Mode de destruction	Mécanique, Chimique, Mécanique et chimique, Autre (gel...)
	Nature de la fumure organique	Pas de fumure, fumier de bovin, fumier de volaille, lisier de bovin, lisier de porc, fiente, compost, vinasse, autre fumure
	Période d'apport de la fumure organique (sur la CI)	Pas de fumure, Fumure avant le semis de la CI, Fumure au moment ou après le semis de la CI
Variables supplémentaires	Précédent cultural	Blé, blé dur, orge, maïs (fourrage et grain), oléo-protéagineux (colza, tournesol et protéagineux), autre (betterave, autres céréales...)
	Culture principale suivante	Betterave, blé, blé dur, maïs fourrage, maïs grain, orge, pomme de terre, pois, tournesol
	Région	Alsace, Aquitaine, Auvergne, Basse Normandie, Bretagne, Bourgogne, Centre, Champagne Ardenne, Franche Comté, Haute Normandie, Ile de France, Lorraine, Midi Pyrénées, Nord Pas de Calais, Pays de Loire, Picardie, Poitou Charente, Rhône Alpes
	Période d'apport de la fumure organique pendant l'interculture	Pas de fumure, Avant le semis de la CI, Au moment ou après le semis de la CI, Au moment de la destruction de la CI, Après la destruction de la CI

Tableau 2-1. Liste des variables actives et supplémentaires retenues dans l'analyse statistique

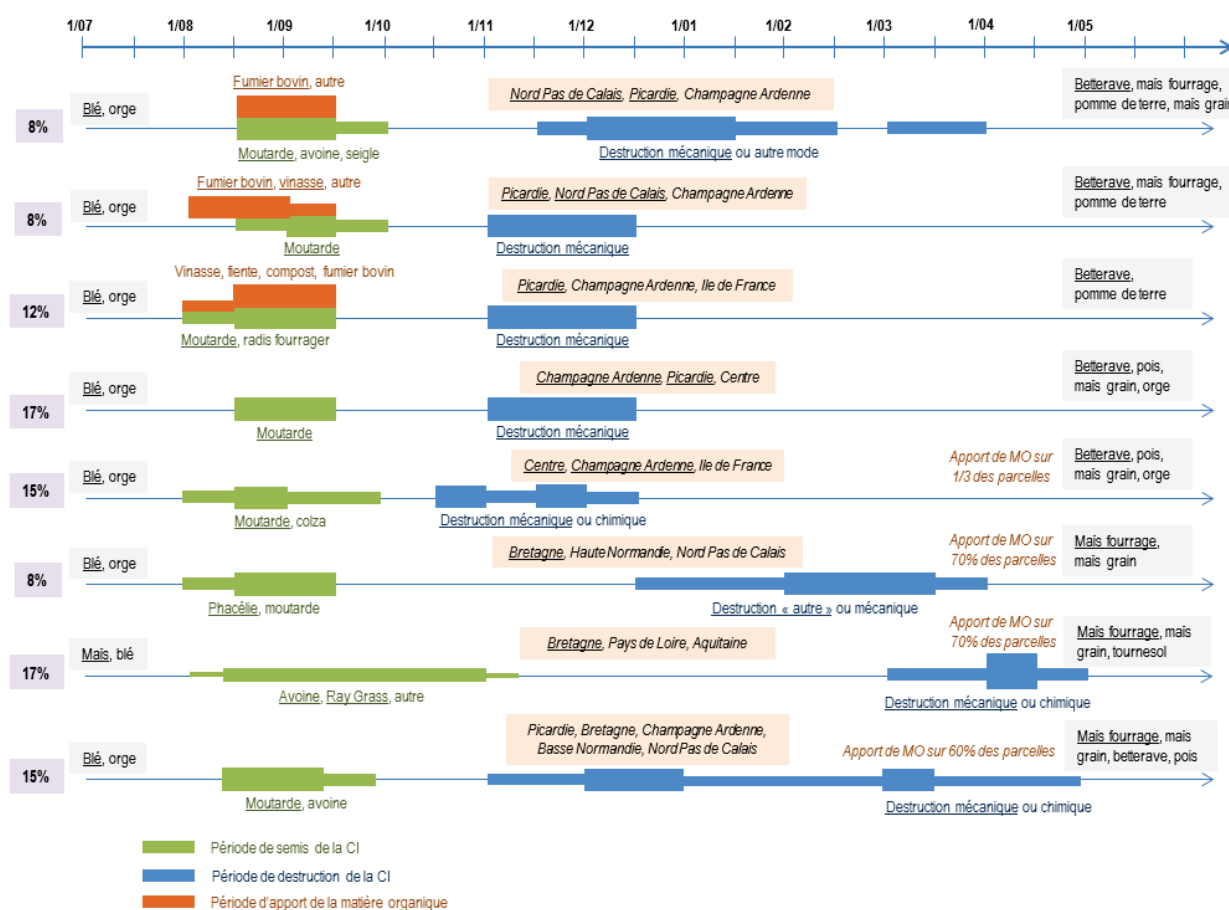
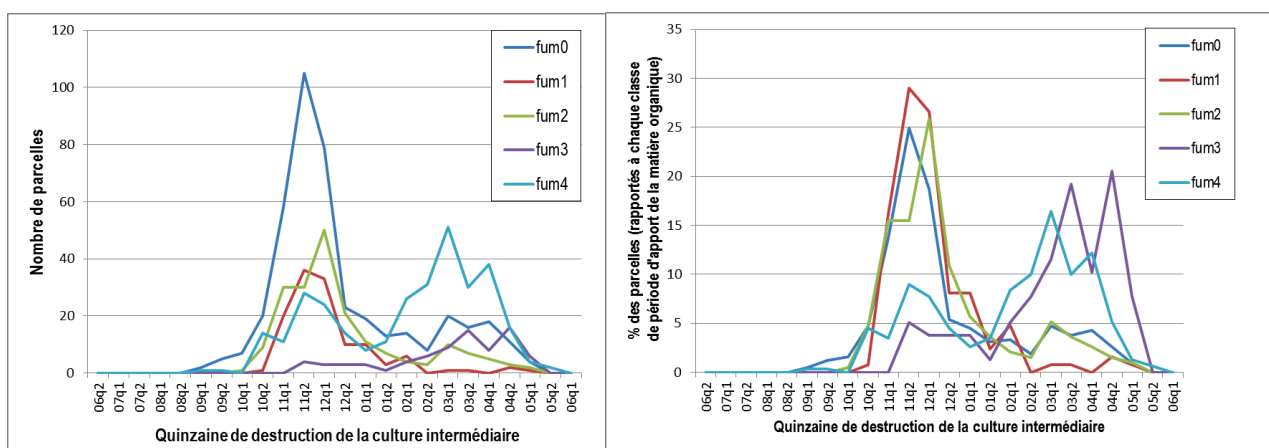


Figure 2-16. Caractérisation des 8 types de conduite des cultures intermédiaires identifiés par analyse statistique

semis de la culture intermédiaire (type 2) ou au moment de son semis (types 1 et 3). Ils diffèrent selon la période de semis de la culture intermédiaire (plus précoce pour le type 3), la nature des espèces semées ou de la matière organique apportée, et selon la période de destruction de la culture intermédiaire (plus tardive et variable pour le type 1).

- Les parcelles des types 5 à 8 reçoivent, pour une part plus ou moins importante d'entre elles, un épandage de matière organique au moment de la destruction ou peu après la destruction de la culture intermédiaire. Les types 6 et 7, caractéristiques des régions d'élevage (en particulier la Bretagne) montrent des périodes de destruction de la culture intermédiaire (essentiellement phacélie, avoine ou ray-grass) tardives, associées pour le type 7 à une période d'implantation également très tardive, en relation avec le précédent maïs.

La Figure 2-19 confirme l'existence de deux types de pratiques d'épandage de la matière organique corrélées avec la période de destruction de la culture intermédiaire. Les cultures intermédiaires qui reçoivent une fumure organique pendant la période d'implantation sont principalement détruites en fin d'automne, entre le 1^{er} novembre et le 15 décembre (de même, les cultures intermédiaires ne recevant pas de fumure organique sont majoritairement détruites en fin d'automne). Par contre, les parcelles dont les cultures intermédiaires sont détruites tardivement (en fin d'hiver et au printemps) ne reçoivent pas d'apport de matière organique au moment de l'implantation de la culture intermédiaire, mais majoritairement au moment de sa destruction ou après.



- Fum0** : pas d'apport de matière organique
Fum1 : quinzaine d'apport de la MO antérieure à la quinzaine de semis de la culture intermédiaire
Fum2 : quinzaine d'apport de la MO égale ou postérieure à la quinzaine du semis de la culture intermédiaire et antérieure d'au moins un mois à la quinzaine de destruction de la culture intermédiaire
Fum3 : quinzaine d'apport de la matière organique située dans le mois précédant la destruction de la culture intermédiaire
Fum4 : quinzaine d'apport de la matière organique égale ou postérieure à la quinzaine de destruction de la culture intermédiaire

Figure 2-17. Périodes de destruction des CI et positionnement des épandages de matière organique

L'interprétation que l'on peut faire de ces deux grands types de pratiques, d'un point de vue agronomique, est très différente. Dans les situations d'apport précoce, il y a un lien fort entre l'implantation de la CI et l'apport de la fumure organique : la CI est supposée pouvoir piéger une partie de l'excédent d'azote apporté (l'apport de certaines fumures organiques à certaines périodes de l'année est même règlementairement soumis à la présence d'une couverture végétale). Une fois passée la période de drainage, la CI peut alors être détruite. A l'inverse, dans les situations d'apport tardif, on peut estimer qu'il n'y a pas de lien fonctionnel entre la CI et la fumure organique : celle-ci, même si elle est apportée avant la destruction de la CI est en fait agronomiquement parlant un apport de fumure à la culture suivante (notamment du maïs fourrage). La CI ne joue pas de rôle en termes de piégeage de l'azote apporté par la fumure. La justification d'un apport avant la destruction de la culture intermédiaire est plus probablement d'ordre pratique : on peut ainsi coupler la destruction et l'enfouissement de la CI avec l'incorporation de l'effluent organique. Du point de vue de la fonctionnalité de la CI, les types 5, 6 et 8 sont finalement très proches du type 4.

2.2.2. Autres pratiques de gestion de l'interculture

En dehors de l'implantation de cultures intermédiaires, d'autres pratiques culturales ont un impact sur la couverture du sol et la minéralisation de l'azote. Les premières concernent la gestion des résidus de récolte qui peut être réalisée de plusieurs manières : broyage lors de la récolte ou après, ramassage des résidus (par exemple exportation de la paille en région d'élevage) ou encore non broyage des résidus qui sont laissés sur place dans les parcelles. Sur les 14 525 parcelles de l'enquête "Pratiques culturales en grandes cultures" de 2006, 43% des parcelles font l'objet d'un broyage des résidus de la culture lors de la récolte et 29% font l'objet d'un enlèvement des résidus de récolte. Le broyage des résidus après la récolte ne concerne que 7% des parcelles et seules 4% d'entre elles ont leurs résidus laissés sur place et non broyés.

Comme pour la gestion des cultures intermédiaires, une grande diversité de pratiques de gestion des résidus de récolte peut être constatée selon les régions et l'orientation de leurs systèmes de production (production de grandes cultures, polyculture élevage ou élevage) (Figure 2-20). Le broyage des résidus à la récolte est pratiqué sur plus de 80% des parcelles en Ile-de-France, alors qu'il ne concerne que 10% des parcelles en Bretagne. L'enlèvement des résidus est très présent en Lorraine, Haute Normandie et Nord-Pas-de-Calais (plus de 45% des parcelles), alors qu'il ne porte que sur 8% des parcelles en Ile-de-France et 10% des parcelles en Alsace. La pratique du broyage après récolte est très présente en Aquitaine (un tiers des parcelles), en Alsace et en Midi-Pyrénées (respectivement 16% et 13% des parcelles), en lien avec la production de maïs grain dans ces régions.

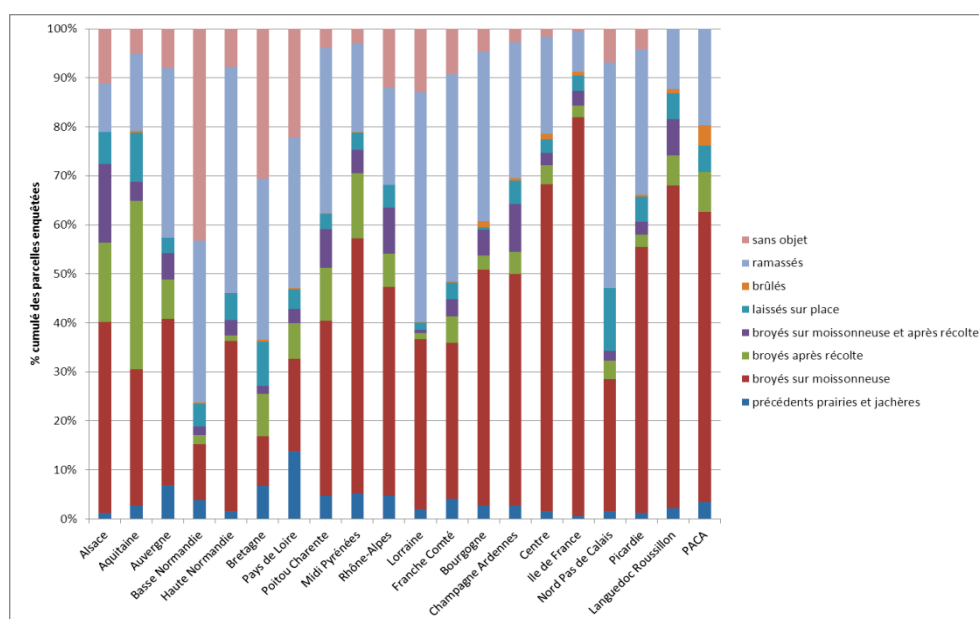


Figure 2-18. Modes de gestion des résidus de récolte par région

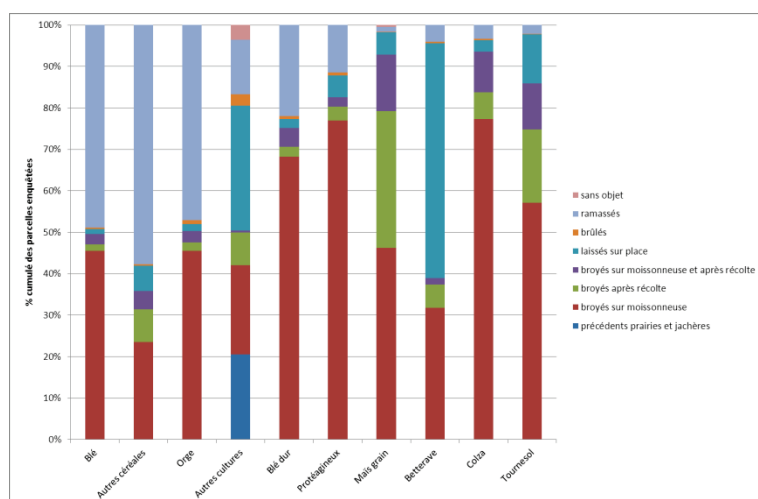


Figure 2-19. Modes de gestion des résidus de récolte selon la culture

La gestion des résidus de récolte est bien évidemment très liée à la culture dont ils sont issus (Figure 2-21). Les résidus de colza, de tournesol, de protéagineux et de blé dur sont très majoritairement broyés au moment de la récolte (77% des parcelles de colza et de protéagineux, 68% des parcelles de blé dur, 57% des parcelles de tournesol). 56% des résidus de betterave et 30% des résidus de la catégorie "autres cultures" sont laissés sur place sans être broyés. Enfin, les résidus des cultures céréalières (hormis

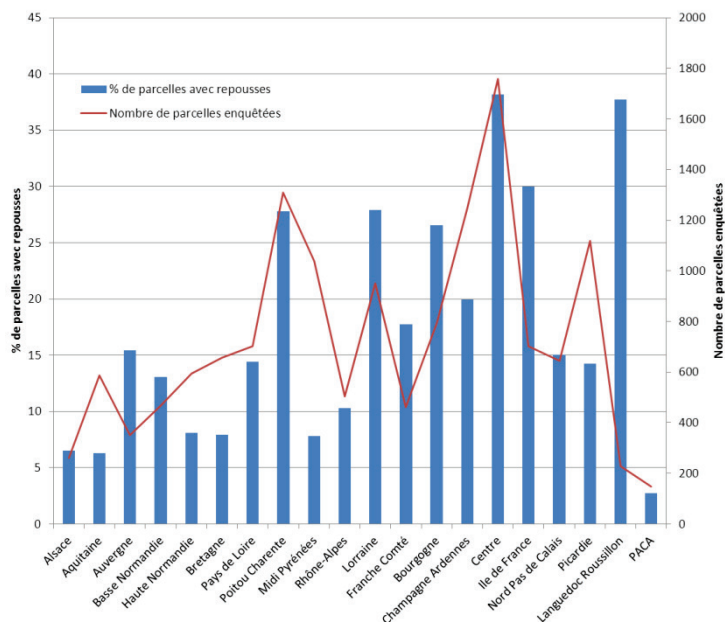


Figure 2-20. Nombre de parcelles enquêtées et Pourcentage de parcelles avec repousse du précédent culturel par région

le blé dur) sont majoritairement ramassés : cela concerne près de 50% des résidus de blé et d'orge et 58% des résidus d'autres céréales.

Après la gestion des résidus de récolte, les pratiques de gestion des repousses des précédents culturaux sont à prendre également en considération. En 2006, six régions françaises comptent plus du quart des parcelles enquêtées ayant fait l'objet de repousses du précédent culturel (Figure 2-22) : Poitou-Charentes, Lorraine, Bourgogne, Centre, Ile-de-France et Languedoc-Roussillon. A ces régions s'ajoutent l'Auvergne, les Pays de Loire, la Franche-Comté, la Champagne-Ardenne, le Nord-Pas-de-Calais et la Picardie, qui comptent entre 15 et 25% de l'échantillon des parcelles enquêtées pour lesquelles la pratique des repousses du précédent a été utilisée.

Les repousses sont avant tout pratiquées sur la culture de colza (Figure 2-23) : près de la moitié des parcelles de colza fait l'objet de repousses en 2006, ce pourcentage s'élevant à 68% en Pays de Loire, 75% en Poitou-Charentes et 80% en Languedoc-Roussillon. Il est par contre inférieur à 40% en Franche-Comté, Ile-de-France et Picardie. Les céréales à paille font également l'objet de repousses : plus de 30% des parcelles cultivées en blé tendre sont concernées par cette pratique en Poitou-Charentes, Lorraine, Bourgogne, Centre et Ile-de-France. Il en est de même pour plus de 40% des parcelles en blé dur en Pays de Loire, Poitou-Charentes, Centre et Languedoc-Roussillon et pour 40% des parcelles en orge de ces mêmes régions (hormis le Languedoc-Roussillon). Enfin, une part importante des parcelles implantées par une culture protéagineuse est également suivie de repousses : elles sont présentes sur 40% des parcelles en protéagineux en Bourgogne, Centre, Ile-de-France et Languedoc-Roussillon.

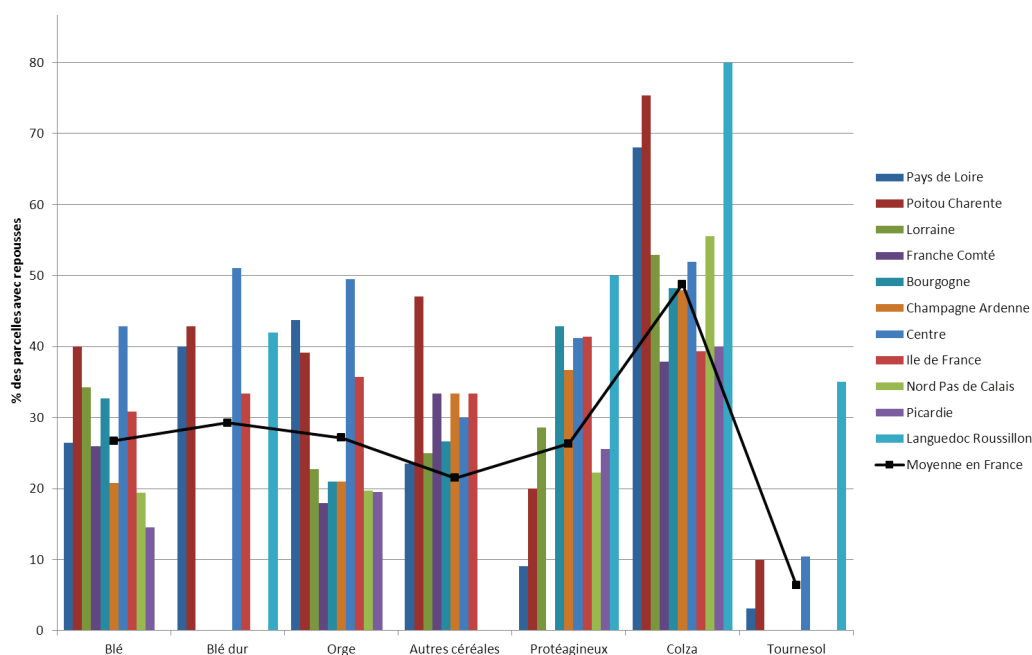


Figure 2-21. Pourcentage de parcelles avec repousses du précédent en fonction du précédent culturel par région

Les cultures qui suivent des repousses de précédents culturels sont logiquement différentes en fonction des régions, en relation avec les systèmes de culture majoritaires dans chaque région (Figure 2-24). Dans les régions Centre et Languedoc-Roussillon, 60% des parcelles de tournesol sont précédées de repousses, ce pourcentage se montant à 43% en Poitou-Charentes. 35% des betteraves d'Ile-de-France sont également précédées de repousses, alors que ce pourcentage s'élève de 16 à 19% dans les autres régions où elle est cultivée (Champagne-Ardenne, Pas-de-Calais, Picardie). Le pois de printemps est précédé de repousses sur 40% des parcelles concernées dans les régions Centre et Ile-de-France et sur 30% des parcelles de Champagne-Ardenne. Enfin, les maïs sont essentiellement précédés de repousses en Lorraine, Centre et Ile-de-France.

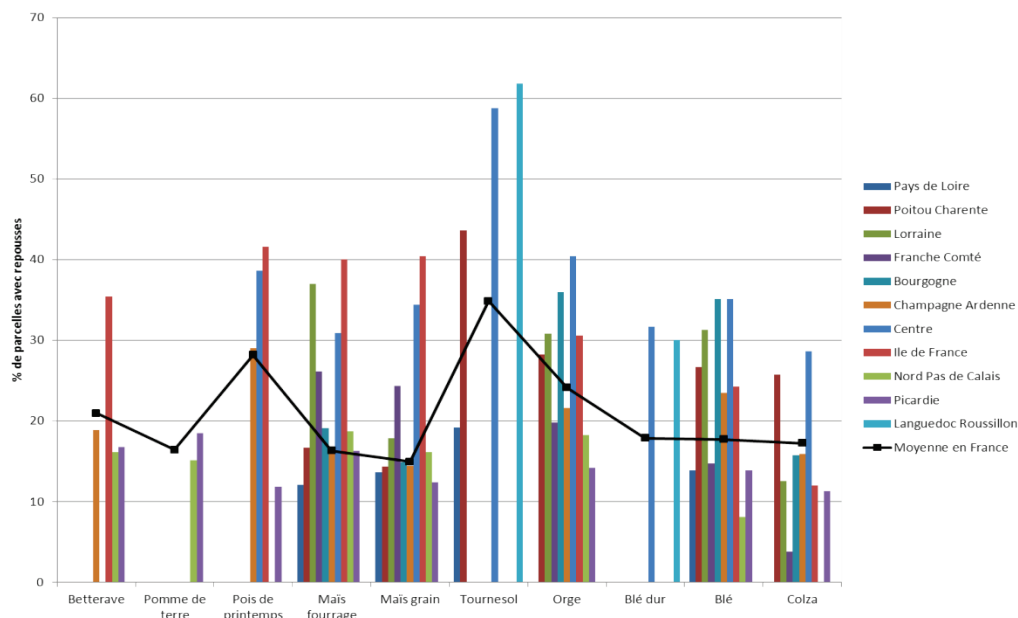


Figure 2-22. Pourcentage de parcelles avec repousses du précédent en fonction de la culture suivante par région

La destruction des repousses est très précoce dans certaines régions (Figure 2-25a) : en Bourgogne et Champagne-Ardenne, plus des trois-quarts des repousses sont détruites avant la fin septembre (et plus de 20% avant le 15 août) car une proportion importante des parcelles de ces régions concerne la succession colza-blé, avec des repousses de colza détruites en fin d'été - début d'automne avant semis du blé. Il en est de même en Lorraine, Franche-Comté, Nord-Pas-de-Calais et Picardie, même si certaines repousses y sont détruites plus tardivement, jusqu'en mars - avril en Nord-Pas-de-Calais et Franche-Comté. La destruction des repousses est de manière générale plus tardive en Languedoc-Roussillon et en Ile-de-France (Figure 2-25b) : 55% des repousses sont détruites entre le 1^{er} octobre et le 15 novembre en Languedoc-Roussillon, alors que 43% des repousses sont détruites entre le 1^{er} novembre et le 15 décembre en Ile-de-France. En Pays de Loire, près d'un quart des repousses de précédents est détruit au printemps.

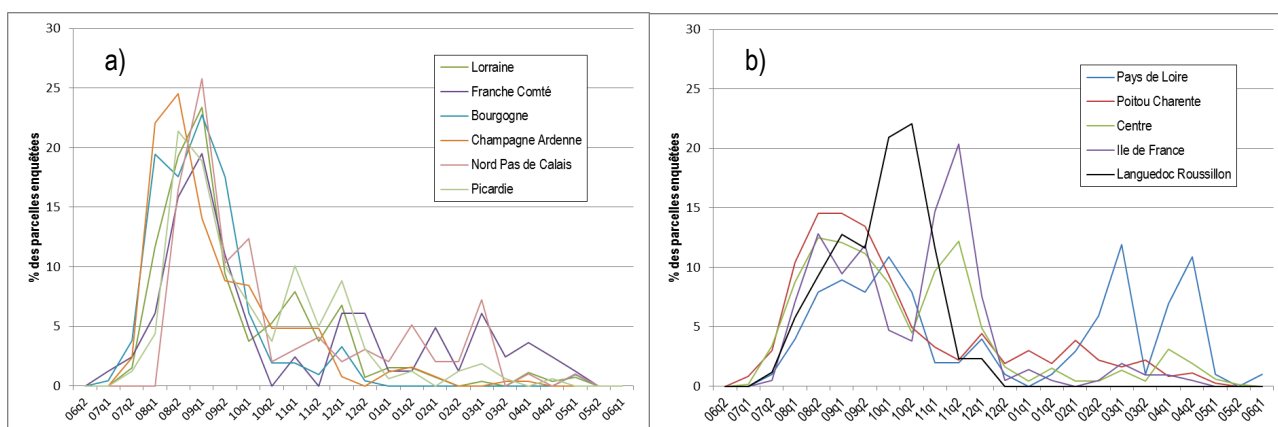


Figure 2-23. Dates de destruction des repousses par région

Ces dates de destruction sont en partie expliquées par la nature de la culture suivante (Figure 2-26). Les repousses qui précèdent un semis de colza sont logiquement détruites très précocement : 98% sont détruites avant le 15 septembre, les trois-quarts étant détruites courant août. Les repousses avant une culture de blé ou d'orge sont aussi majoritairement détruites avant le 15 octobre : cela concerne 92% des repousses avant un blé et 73% des repousses avant une orge, une partie des parcelles étant des orges de printemps. La période de destruction des repousses avant un blé dur apparaît décalée d'une quinzaine de jours, près des trois-quarts étant

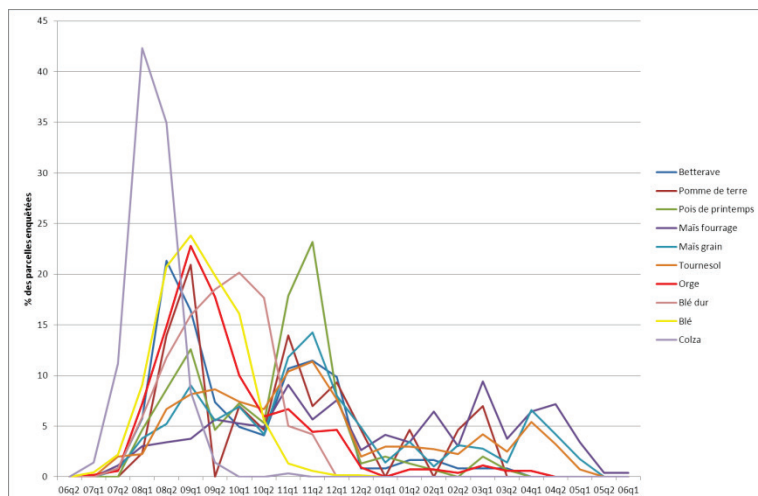


Figure 2-24. Dates de destruction des repousses selon la culture suivante

détruits avant le 30 octobre. Les pourcentages de destruction des repousses avant le 15 octobre sont également élevés avant une culture de betterave ou de pomme de terre : ils se montent à 56% avant betterave et 44% avant pomme de terre. A l'inverse, avant un pois de printemps, un maïs grain ou un tournesol, le pic de destruction est plus tardif : 50% des repousses avant un pois, 35% des repousses avant maïs grain et 30% avant tournesol sont détruites entre le 1^{er} novembre et le 15 décembre. Enfin, la destruction des repousses apparaît très étalée jusqu'au printemps avant un maïs fourrage.

2.2.3. Conclusions

L'analyse de l'enquête "Pratiques culturales" présente un premier intérêt qui est de rendre lisible une masse de données très riches, mais de ce fait peu accessibles à l'état de données brutes. Les résultats présentés dans ce chapitre, relatifs à l'enquête réalisée en 2006, sont à mettre en regard de la réglementation en vigueur à cette période, issue des 2^e programmes d'action et précisée dans les 3^e programmes, qui ne portait l'obligation de couverture du sol sur toutes les parcelles que dans les bassins alimentant des prises d'eau superficielles présentant une trop forte concentration en nitrate. Ainsi, malgré une nette progression de l'implantation de cultures intermédiaires depuis l'enquête de 2001, nos résultats ont montré qu'une part importante des cultures de printemps n'est pas précédée d'une culture intermédiaire ou de repousses du précédent (Figure 2-1). En appliquant de façon systématique le type d'analyse conduite dans le cadre de ce travail aux données de l'enquête "Pratiques culturales" réalisée à intervalles de temps réguliers, nous pouvons espérer mettre en évidence des évolutions. La comparaison des données de l'enquête 2006 avec celles de la toute dernière enquête effectuée en 2011 serait ainsi extrêmement précieuse. Elle permettrait notamment d'analyser l'impact de la circulaire établie en 2008 pour compléter les mesures du 4^e programme d'action, qui vise la généralisation progressive de la couverture automnale des sols de l'ensemble des "zones vulnérables Nitrate", de manière à ce que la couverture soit totale en 2012.

L'analyse de cette enquête a permis de mettre en évidence une grande diversité des pratiques, que ce soit en fonction des régions ou des cultures précédant et suivant l'interculture. Néanmoins, parmi cette diversité, il est possible de repérer des logiques régionales connectées aux orientations des systèmes de production. A titre d'exemples, citons :

- le cas de l'Aquitaine, où dominent des pratiques en lien avec la monoculture de maïs grain : semis tardif et destruction tardive de la CIPAN ; faible utilisation de la moutarde car cette espèce se développe peu si le semis est trop tardif à l'automne ; absence de fumure dans plus de la moitié des parcelles ;
- le cas de la Bretagne : destruction tardive des CIPAN en lien avec un épandage en sortie d'hiver des effluents lors de la vidange des bâtiments d'élevage ; utilisation d'une espèce fourragère comme le ray-grass italien.

Néanmoins cette spécialisation régionale n'est pas systématique. Citons le cas de la Haute Normandie, où nous pouvons observer pour la destruction des CIPAN en proportion équivalente des pratiques typiques de systèmes de production de grande culture (absence de fumure) et des pratiques typiques de systèmes de production d'élevage (épandage de fumier de bovin en sortie d'hiver).

La typologie des conduites des cultures intermédiaires obtenue par une méthode statistique vient consolider la connaissance des facteurs à prendre en compte pour bien décrire la diversité des pratiques. Elle est ainsi un outil précieux pour orienter le choix des situations à simuler (Chapitre 7). Le caractère discriminant dans cette typologie de l'apport d'une fumure organique justifie ainsi le choix de simuler cette pratique. De la même façon, les dates d'implantation et de destruction, souvent liées à des couples de cultures précédent-suivant, mais pas de façon systématique, présentent une grande variabilité et constituent un autre facteur de différenciation des itinéraires techniques des cultures intermédiaires, qui sera étudié de façon approfondie dans les études de simulations (Chapitre 10).

Références bibliographiques citées

Section 2.1.

Textes

Directive 75/440 du 16 juin 1975 concernant la qualité des eaux superficielles destinées à la consommation humaine
Directive 80/778 du 15 juillet 1980 sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine
Directive 98/83 du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine
Directive n°91/676 du 12 décembre 1991 relative à la lutte contre les nitrates d'origine agricole
Directive n° 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau
Loi n° 2006-1772 sur l'eau et les milieux aquatiques
Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement
Ordonnance du 11 janvier 2012, portant simplification et harmonisation des dispositions de police administrative et de police judiciaire du code de l'environnement
Arrêté du 22 novembre 1993 relatif au code des bonnes pratiques agricoles
Décret n° 2001-34 du 10 janvier 2001 relatif aux programmes d'action à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole
Arrêté du 6 mars 2001 relatif aux programmes d'action à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole
Arrêté du 1^{er} août 2005 établissant les prescriptions minimales à mettre en œuvre en zone vulnérable et modifiant arrêté du 6 mars 2001 relatif aux programmes d'action à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole
Circulaire du 26 mars 2008 relative aux modalités de mise en œuvre des 4^e programmes d'action dans les zones vulnérables au titre de la directive n°91/676 du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, dite directive "nitrates"
Circulaire du 12 novembre 2010, relative à l'organisation et la pratique du contrôle par les services et établissements chargés de mission de police de l'eau et de la nature
Décret n° 2011-1257 du 10 octobre 2011 relatif aux programmes d'actions à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole
Arrêté du 19 décembre 2011 relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole
Décret n° 2012-676 du 7 mai 2012 relatif aux programmes d'actions régionaux en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole
Arrêté du 7 mai 2012 relatif aux actions renforcées à mettre en œuvre dans certaines zones ou parties de zones vulnérables en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole

Jurisprudence

CJCE 8 mars 2001 Commission c. République française, aff. C-266/99
CJCE 27 juin 2002 Commission c. République française, aff. C-258/00
CJCE 28 octobre 2004 Commission c. République française, aff. 505/03, aff. C505/03
CJCE 31 janvier 2008 Commission c. France, C-147/07
CE 3 décembre 2008 Goubin
CE Ass. 3 février 1989 Compagnie Alitalia
TA Rennes 2 mai 2001 Société Suez Lyonnaise des Eaux, AJDA 2001 p. 593, concl. J.F. Coënt, Dr. Env. juin 2001, n° 89, p. 99, comm. L. Chabanne-Pouzynin
TA Rennes 3 mai 2007 Syndicat intercommunal d'adduction d'eau du Trégor, RJE 1-2008 p. 86
TA Rennes 25 octobre 2007 Association Halte aux marées vertes, AJDA 2008, p. 470, concl. D. Rémy, confirmé par CAA Nantes 1^{er} décembre 2009 Ministre de l'Ecologie c. Association Halte aux marées vertes, RDR avril 2010, p. 23, comm. C. Hermon, AJDA 2010, p. 900, note A. Van Lang

Ouvrages

Chapus R., 2000. Droit administratif général, t. 1, 14 éd., Montchrestien.
Hermon C., Doussan I., 2012 (à paraître). Production agricole et droit de l'environnement, Litec.

Section 2.2.

Agreste, 2008, Enquête sur les pratiques culturales en 2006, Chiffres et Données - Série Agriculture n° 200.
Agreste Primeur, 2004, Peu de pratiques alternatives en grandes cultures, n° 149, 4 p.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

3. Les itinéraires techniques des cultures intermédiaires

Auteurs :

Raphaël Charles

Carolyne Dürr

Alexandre Joannon

avec la collaboration de Thomas Henry
(stagiaire Ecole Ingénieurs de Purpan)

Juin 2012

Sommaire

3.1. Les techniques d'implantation des couverts intermédiaires	65
3.1.1. Les techniques abordées dans les publications scientifiques	65
3.1.2. Variantes décrites dans les documents techniques	67
3.1.3. Conclusion	68
3.2. Les techniques de destruction des couverts intermédiaires	69
3.2.1. Modalités techniques de destruction	69
3.2.2. Conclusion	70
3.3. Les contraintes d'organisation du travail et économiques à l'échelle de la parcelle.....	70
3.3.1. L'organisation du travail : facteur de constitution des systèmes de culture à l'échelle de l'exploitation agricole...	71
3.3.2. Evaluer les contraintes d'organisation du travail par une analyse des jours disponibles.....	71
3.3.3. Temps de travail et coût économique liés à l'implantation et la destruction de CIPAN	72
3.3.4. Bilan.....	76
Références bibliographiques citées	77

Relecteur externe du chapitre : Bernard Nicoullaud.

L'analyse des pratiques mises en œuvre en France par les agriculteurs (Chapitre 2) a révélé une grande diversité, que ce soit des pratiques d'implantation ou de destruction. Ce sont les deux phases essentielles de l'itinéraire technique des cultures intermédiaires, dont les dates et conditions de réalisation sont déterminantes pour les différentes fonctions visées par ces cultures (piège à nitrate, prévention de l'érosion, gestion des mauvaises herbes, installation et effet sur la culture suivante...). Dans ce troisième chapitre, nous examinons ce que dit la bibliographie sur ces différents types d'itinéraires techniques. Dans les deux premières sections, nous nous intéressons successivement aux techniques d'implantation et de destruction des CIPAN. Il s'agit d'identifier les différentes modalités de ces techniques, et si possible leur efficacité quant à la réussite du semis et de la destruction des CIPAN. Puis dans une troisième section, nous abordons la question de la mise en œuvre de ces techniques par les agriculteurs, au travers d'une analyse des contraintes d'organisation du travail et des coûts de mise en œuvre.

La bibliographie scientifique de ce chapitre s'est révélée très peu abondante. Les techniques de conduite de l'interculture en tant que telles font en effet peu l'objet de recherches dans le domaine scientifique, et ce sujet est essentiellement traité par les instituts techniques et les Chambres d'agriculture, poussé par un important mouvement d'innovation technique dans ce domaine. Nous n'avons pas retenu dans le cadre de cette étude les travaux portant sur le matériel agricole, le machinisme et les innovations techniques et mécaniques. Pour plus d'informations sur l'éventail des solutions techniques qui sont en train de se mettre en place, le lecteur pourra se référer aux parutions de ces organismes. Par ailleurs, ce chapitre est complété par un travail de simulation en particulier de la phase semis-levée (Chapitre 8) et des jours disponibles pour la destruction des couverts hivernaux (Chapitre 9).

3.1. Les techniques d'implantation des couverts intermédiaires

Carolyne Dürr

Cette partie porte sur l'analyse bibliographique des différentes modalités d'implantation des cultures intermédiaires afin :

- d'une part de les connaître et de les décrire, d'évaluer les recherches dont elles font l'objet ;
- d'autre part, d'alimenter la partie sur les simulations des levées des cultures intermédiaires, en donnant la gamme des modalités d'implantation à tester.

3.1.1. Les techniques abordées dans les publications scientifiques

Peu de références bibliographiques portant spécifiquement sur l'étude de variantes de techniques d'implantation

Malgré plusieurs centaines de références obtenues au départ par la recherche sur mots-clés appropriés dans les bases de données bibliographiques, seules finalement 22 publications ont été retenues car comportant des variantes expérimentales sur les techniques d'implantation dans des systèmes de culture voisins de ceux sur lesquels porte l'étude. De très nombreux articles portent sur des systèmes de culture et des espèces très différents, étudiés en Asie, Amérique latine et Afrique. Cette littérature témoigne de l'importante diversité des systèmes de culture possibles utilisant différents couverts, mais dans des contextes agricoles toutefois très différents, et ils ont été éliminés de notre étude. Il s'avère par ailleurs que dans la plupart des papiers, les techniques d'implantation sont mentionnées car elles contribuent à la description expérimentale de la situation étudiée, mais elles ne sont pas l'objet central de l'étude.

La plupart de ces références date des années 1990, avec un renouveau de publications plus récentes, après 2000. L'objectif des études présentées dans la plupart de ces articles est d'identifier différents effets possibles de ces cultures de couverture sur le milieu et sur le rendement de la culture suivante. Stenberg (1995, Suède) mentionne explicitement des préoccupations réglementaires à l'origine de son étude.

Les grandes régions agricoles d'où proviennent ces études sur l'implantation des cultures intermédiaires dans des systèmes de culture relativement voisins de la France (et les publiant dans des revues scientifiques) sont assez logiquement le nord de l'Europe (Suisse, Belgique, Angleterre, France, Suède : Matthews 1983 ; Mouraux et al., 1992 ; Ammon et al., 1994 ; Richard et al., 1995 ; Stenberg et al., 1998) et l'Amérique du Nord, avec le Canada (Alberta, Québec, côte atlantique : Pierce et Burpee, 1994 ; Abdin et Gill, 1997, 1998 ; Edwards 1998) et les USA (Ohio, Dakota, Minnesota, Kentucky, Oregon, autres références de la liste).

Des études souvent motivées par la maîtrise de problèmes d'érosion, mais dont on analyse les possibles effets sur la culture suivante

Ce sont en premier lieu et majoritairement des implantations de couvert avant culture de printemps qui sont étudiées : maïs, soja, betterave, pommes de terre, tournesol.

L'objectif principalement mentionné est la lutte contre l'érosion, et aussi la possibilité d'un semis plus précoce de la culture principale au printemps en assurant un meilleur état structural du profil grâce à une meilleure portance du sol au moment de la réalisation des travaux du sol. Ces points *a priori* en faveur des cultures intermédiaires sont toutefois associés à une diminution de la température du sol et à une interrogation sur le rendement de la culture suivante.

Les résultats sont parfois contradictoires pour ce qui est des effets de la présence de la culture de couverture sur l'humidité et de la température au semis de la culture suivante, sans que les raisons de ces différences d'effets ne soient faciles à établir. La tendance est une augmentation de l'humidité dans l'horizon de surface (Richard et al., 1995 ; Griffin et al., 2009), mais Osborne et al. (2008) mentionnent une diminution. Pour ce qui est de la température, Richard et al. n'observent que des différences très faibles et non systématiques de la somme de températures cumulées de 5 à 30 jours après semis de la culture suivante (betterave) pour deux types de sol très contrastés, alors que Mouraux et al. (1992) mentionnent une diminution de la température ralentissant le démarrage du maïs.

Richard et al. (1995) évoquent aussi le fait que le rendement peut être diminué par des attaques de ravageurs parce que le semis est plus précoce (rongeurs ou oiseaux). Mais ce problème n'est pas en soi attribuable à la culture intermédiaire : il existe sur tous les premiers semis précoces de printemps. Enfin, cette étude mentionne que le semis direct de la culture suivante réalisé dans un couvert permet de reporter une partie des travaux de printemps à l'automne, ce qui serait un des intérêts importants de l'emploi de ces techniques avec semis sous couvert pour des exploitations au calendrier de printemps chargé.

D'autres types de semis sont étudiés, mais souvent plus proches de ceux de cultures associées

Les études précédemment mentionnées correspondent à des types de cultures intermédiaires analysés proches de ceux utilisés comme CIPAN en France, bien que d'autres objectifs soient recherchés. Un second ensemble de cas de figures, mis en évidence dans cette analyse des références bibliographiques, regroupe des semis plus complexes pour lesquels il y a, au moins temporairement, association sur une partie du cycle des deux cultures, l'une jouant le rôle de couvert associé, l'autre étant la culture principale.

Il peut s'agir :

- d'une implantation au printemps entre les rangs de la culture principale semée elle aussi au printemps. Dans ce cas, il s'agit souvent de lutter aussi contre les mauvaises herbes. Cette culture de couverture peut être utilisée ensuite en tant que culture fourragère (Abdin et al., 1997 ; Kandel et al., 1997 ; Edwards, 1998) ;
- d'une implantation à l'automne ou au printemps entre les rangs d'une céréale d'hiver ou de printemps. Dans ce cas, la culture non productive est souvent une légumineuse pour apporter de l'azote à la culture en cours ou à la culture suivante (Edwards, 1989 ; Frye et Blevins, 1989 ; Kandel et al., 1997 ; Henry et al., 2010).
- l'implantation peut aussi avoir lieu avant la récolte de la culture précédente pour que le couvert s'installe vite et pour limiter le travail du sol : semis à la volée, éventuellement par avion au-dessus de la céréale qui sera récoltée après. Cette installation avant récolte du précédent est utilisée dans les pays froids, y compris avant semis d'une céréale d'hiver, et correspond aussi à l'implantation de futures cultures fourragères (Edwards, 1989, 1998 ; Steinberg, 1998).

Enfin une étude porte sur le maintien d'un couvert permanent par re-semis naturel après une première culture de céréales, dans une monoculture de maïs, à des fins de lutte contre l'érosion (Oregon, Singer et al., 2007).

Les variantes techniques d'implantation des cultures intermédiaires

Dans les diverses études recensées, les techniques d'implantation sont des variantes expérimentales pour le semis d'une culture intermédiaire dont on évalue l'impact sur la vitesse de couverture, la fourniture d'azote si c'est une légumineuse, la diminution des adventices, la structure du sol, la biodiversité... et le rendement de la culture.

Ces variantes portent :

- sur le travail du sol précédant le semis de la culture intermédiaire, avec très souvent deux ou trois des modalités suivantes : labour ou travail profond au chisel (*conventionnal tillage*), travail du sol réduit, de profondeur limitée, < 10cm (*reduced tillage*), ou absence complète de travail du sol avec seulement action du semoir quand celui-ci est utilisé (*no tillage*), semis sous couvert du précédent. Lorsque le labour est réalisé, il s'agit d'une variante expérimentale de contrôle, et sont analysés les effets sur l'état structural du profil, son humidité et la quantité de mauvaises herbes par rapport à une implantation de la culture principale sans labour avec couverture du sol. Dans tous ces cas, le labour a un effet important sur ces variables. Les semis sous couvert, le plus souvent implantés sans labour, sont comparés à ce traitement de référence qui a en général pour objectif d'améliorer l'état structural en profondeur et d'enfouir profondément les graines de mauvaises herbes ;
- la densité de semis, avec deux densités en général, voire pas de graines semées du tout : graines des céréales tombées lors de la récolte (repousses) ;
- la date de semis : souvent deux modalités concernant le décalage avec le semis de la culture précédente lorsque ce sont des couverts associés (10 ou 20 jours après le semis de la culture quand l'étude porte sur un semis dans une culture de printemps). Dans les autres cas, cette variante pour les semis de fin d'été n'est pas mentionnée.

Parmi les références analysées, seule l'étude de Dorsainvil et al. (2005) en France décrit précisément les variations du résultat obtenu en terme d'implantation de la culture intermédiaire (taux et vitesses de levée, causes de non-levée, conditions physiques au moment du semis). Les études de Richard et al. (1995) et Dorsainvil et al. (2005) indiquent une grande variabilité d'état hydrique au moment du semis de la culture intermédiaire selon les lieux et les années, avec de fréquentes séquences de conditions très sèches. Par contre, Dorsainvil et al. indiquent le peu de différences, entre types de préparation du sol, des températures (généralement élevées, autour de 20°C) et des teneurs en eau du lit de semences, sauf dans le cas d'un mulch de paille qui maintient une humidité un peu plus élevée. Cette étude indique aussi que les variations des temps mis pour lever sont plus larges (quelques jours à quelques semaines), que celles des taux de levée, toujours relativement élevés (>85%) quels que soient le lieu, la date de semis et les techniques utilisées.

Au bilan, cette analyse bibliographique permet de décrire différentes variantes techniques de semis de cultures intermédiaires, ou de cultures plus ou moins longuement associées à la culture principale. Elle permet d'avoir une indication sur les raisons pour lesquelles elles sont implantées et sur les effets qui sont évalués pour la culture suivante, dans un contexte plus large que celui strictement français. Mais elle ne donne que très rarement des résultats en termes de conditions dans le lit de semences au moment de l'implantation de la culture intermédiaire et de maîtrise de son résultat en termes d'homogénéité et de densité du couvert obtenu.

3.1.2. Variantes décrites dans les documents techniques

La majeure partie des références décrivant les pratiques, leurs effets et différentes tentatives d'innovation en matière d'implantation des couverts végétaux est produite par les instituts techniques. Ces pratiques font l'objet d'études expérimentales et de démonstrations conduites par ces instituts.

Les techniques actuelles sont décrites dans différents documents des instituts techniques, notamment Arvalis (2011) et l'Institut Technique de la Betterave (par exemple, Betteravier Français, 2010), des Chambres d'agriculture, et dans différents journaux techniques dont Perspectives agricoles et TCS. Les différents documents recensent les techniques utilisées actuellement en France. Sont mentionnées essentiellement quatre techniques d'implantation :

- semis dans la culture précédente, assez longtemps avant sa récolte (maximum 2 mois), souvent implantation de cultures fourragères avec légumineuses, ou pour un démarrage plus précoce lorsque la récolte de la culture libérant la parcelle est tardive (par exemple, maïs) ;

- semis juste avant la récolte sous chaume ou au moment même de la récolte ;
- semis sur chaume ;
- semis sur sol déchaumé.

Différents outils de déchaumage peuvent être utilisés, et selon cet outil et son réglage, la profondeur de travail est plus ou moins importante. Par contre, le labour avant semis de la culture intermédiaire n'est pas évoqué. Différentes méthodes de semis sont aussi utilisées, allant du semis à l'aide d'épandeurs à engrais (centrifuge ou à rampes), à l'utilisation de semoirs SD (semis direct) à dents ou à disques, combinés ou non à un outil animé. Différentes variantes correspondent à la recherche d'une implantation à moindre coût de ces cultures qui n'ont pas une fonction de production : travail du sol limité voire absent, parfois utilisation des repousses de la culture précédente, semences éventuellement non traitées.

Les effets de différentes dates de semis sont présentés avec des dates limites à ne pas dépasser par grandes régions climatiques françaises pour avoir un couvert suffisant (en particulier pour les légumineuses, mais aussi d'autres espèces), ou au contraire de date minimale à respecter pour ne pas aboutir à la floraison (cas des moutardes) et à un couvert trop difficile à détruire.

Les taux de levée obtenus sur ces différents essais peuvent être assez variables entre années, et techniques de travail du sol et semis. Les choix d'espèces et de variétés sont discutés selon les régions et les périodes de semis. Par contre, en dehors des effets de la taille de la semence (qui varie beaucoup selon l'espèce) sur le contrôle de la répartition des graines (en surface et en profondeur), les éventuels effets des caractéristiques germinatives et sanitaires des semences ne sont pas évoqués.

Cas particulier des repousses de céréales ou de colza

La documentation technique indique qu'une moissonneuse bien réglée perd au minimum 50 kg de grains de blé par hectare (grains petits, soit de l'ordre de 150 grains par mètre carré). A condition que la moissonneuse soit équipée d'un éparpilleur de menues pailles qui permet de répartir ces grains, cette quantité permettrait que les repousses de céréales assurent un couvert suffisant (Arvalis, 2011). Le document Chambre d'agriculture Pays de la Loire (2003) indique qu'un minimum de 100 kg par hectare de grains perdus à la récolte est nécessaire.

Pour ce qui est du colza, les pertes à la récolte sont assez importantes et pourraient varier en particulier avec l'humidité de la paille (effets de la date de récolte, de la variété). Une moyenne de pertes de 2,5 quintaux par hectare (Sausse et al., 2011) conduirait à environ 6-7000 graines répandues par m² sur le sol après récolte, ce qui correspond à une densité extrêmement élevée.

En ce qui concerne la levée de ces grains perdus à la récolte, les grains de céréales peuvent être temporairement dormants après récolte pendant quelques semaines (cela dépend des variétés) et donc leur levée peut être un peu plus lente. Pour ce qui est du colza, la levée dépendra des conditions hydriques et thermiques, comme pour toutes les autres espèces. On peut penser que la compétition entre plantes finira par éliminer un certain nombre de plantules si le taux de levée était très élevé.

3.1.3. Conclusion

Au bilan, l'étude bibliographique menée permet de décrire les différentes techniques d'implantation mais ne donne pas d'indication précise sur la variabilité des résultats de levée et l'évaluation des risques d'échecs des semis. Nous avons donc réalisé une étude par simulation, à l'aide du modèle SIMPLE, de la variabilité des résultats d'implantation des couverts selon les conditions pédoclimatiques et les techniques de semis (Chapitre 8). Compte-tenu des informations collectées dans cette analyse bibliographique, nous avons retenu, dans l'étude des variations des résultats de levée, de simuler :

- un semis en surface avant ou après récolte du précédent sans travail du sol ;
- un travail du sol plus ou moins profond (5 ou 10 cm) ; un passage de cover-crop ou d'outils à dents pour déchaumer et enfouir les graines semées, après récolte du précédent ;
- le même type de travail du sol, suivi du passage d'un semoir.

Nous avons retenu de simuler les levées pour une gamme d'états structuraux de l'épaisseur travaillée en cas de travail du sol, ces résultats dépendant de l'humidité du sol après récolte et du type d'outils utilisés.

3.2. Les techniques de destruction des couverts intermédiaires

Raphaël Charles

Les modalités de destruction des couverts végétaux ne font pas l'objet d'une recherche spécifique, sinon en termes de conséquences de différentes modalités de destruction sur l'efficacité des cultures intermédiaires par rapport à leurs fonctions attendues. Les textes consacrés à ces fonctions intègrent ces connaissances en particulier lorsque les modalités de destruction sont un facteur important. La présente section donne un bref aperçu des principaux points critiques relevant des modalités de destruction. Ils concernent principalement les risques liés à la destruction chimique et les moyens d'y remédier par des moyens techniques ou naturels.

3.2.1. Modalités techniques de destruction

La date de destruction du couvert est déterminante par rapport aux fonctions attendues. Elle détermine également l'efficacité du moyen de contrôle engagé. Elle doit également tenir compte des exigences de la culture suivante en termes d'état physique du sol, de disponibilité en éléments nutritifs (azote en particulier) et de présence de substance inhibitrice (allélopathie). Les modalités et dates de destruction des couverts végétaux déterminent la biomasse produite, la quantité d'azote absorbée, le rapport C/N des résidus. Les modalités de gestion des résidus déterminent les propriétés du mulch, l'humidité du sol, sa concentration en azote. Finalement, l'ensemble de ces facteurs influence les performances de la culture suivante. La synchronisation entre la libération de l'azote des résidus et les besoins de la culture suivante constitue un facteur prépondérant pour la gestion des couverts végétaux en fin de cycle. La régulation des couverts est donc un élément important. Elle nécessite l'usage de moyens chimiques ou mécaniques ou repose sur des mécanismes naturels comme la sénescence ou le gel.

Destruction chimique

La culture de couverts végétaux persistants peut conduire à l'utilisation d'herbicides non sélectifs, particulièrement lors de travaux réduits du sol. Il en va de même lors d'une présence élevée d'adventices dans le couvert vivant ou ses résidus.

Le 2,4D a été l'une des premières substances disponibles. Actuellement, le glyphosate s'impose comme la principale possibilité de destruction chimique, en combinaison possible avec le 2,4D. Les quantités d'herbicide nécessaires varient fortement selon les couverts à détruire et la flore adventice. Par exemple pour certains couverts comme le ray-grass, la destruction peut nécessiter des doses élevées de substance sans parvenir à un contrôle complet ou exiger plusieurs interventions pour se révéler efficace.

Les conséquences d'une utilisation systématisée et répandue du glyphosate sont largement documentées dans des articles de synthèse récents. Toutefois, l'impact de l'introduction de couverts végétaux sur l'utilisation de cette substance est peu documenté. Entre 1992 et 2004 en Suisse, la fréquence d'application de glyphosate par parcelle de terre assolée est passée d'une application tous les 20 ans à une application tous les 7 ans, en relation avec la simplification des travaux du sol et l'introduction systématique des couverts végétaux. Il n'existe pas de chiffres disponibles après 2004. D'autre part, de nombreux travaux décrivent l'utilisation mixte de couverts végétaux et d'herbicides dans des systèmes de culture simplifiés basés sur des cultures tolérantes à un herbicide non sélectif. Dans la mesure où ces pratiques culturales ne sont pas autorisées en France, les résultats de ces travaux ne sont pas considérés ici.

Moyens mécaniques

Les moyens de destruction des couverts végétaux comprennent également des mesures mécaniques. Le labour du couvert constitue un moyen traditionnel. Le broyage ou le passage de rouleaux à lames sont également utilisés. La littérature technique fait largement mention de ces différents moyens. Le passage d'un rouleau à lames représente un moyen efficace pour établir une couche de mulch par le couvert, pour se passer de glyphosate ou comme seul moyen en l'agriculture biologique. L'efficacité de cette intervention mécanique est variable et dépend également de la quantité de biomasse de couvert. La durée de protection d'un couvert est

plus longue lorsqu'il est roulé plutôt que broyé, et explique l'intérêt pour des systèmes de rouleaux à lames. Une biomasse de 0,9 et 1,1 tMS/ha de seigle préalablement roulé pour établir une couche de mulch a permis d'obtenir une efficacité de réduction des adventices suffisante pour n'avoir aucun effet sur le rendement d'un soja suivant, alors que 0,44 et 0,66 tMS/ha ne suffisaient pas. L'efficacité de destruction mécanique sans enfouissement dépend du stade phénologique du couvert. L'utilisation d'un rouleau à lames était aussi efficace qu'un herbicide au stade laiteux sur du seigle, du blé et de l'avoine rude, l'efficacité de destruction atteignant 95%. Par contre, seule 19% de la biomasse était détruite au stade d'apparition de la dernière feuille. La combinaison d'un outil avec une dose réduite d'herbicide peut être une solution à des stades où le couvert est plus résistant à l'effet mécanique (anthèse). Une expérimentation (Carrera et al., 2004) a permis de comparer trois modalités de destruction (herbicide de contact, broyage, roulage) d'engrais verts (vesce velue, seigle, mélange) et n'a pas montré d'effet de la méthode de destruction ou d'interaction avec le type de couvert sur le rendement de la culture suivante de maïs. D'autre part, la présence de couvert durant l'interculture permettait une réduction des adventices dans le maïs, que celui-ci soit traité ou non, offrant des perspectives de réduction des herbicides dans la culture.

Destruction par le gel

Dans les régions propices, la possibilité de destruction naturelle par le gel mérite également d'être considérée dans le choix des couverts cultivés. La littérature technique fournit des références sur la tolérance au froid des espèces (Besnard et al., 2011), qui varie toutefois aussi selon les variétés.

Le choix de maintenir le couvert végétal persistant dans la culture suivante modifie plus considérablement encore le système de culture et l'usage des herbicides. Son contrôle peut intervenir par la suite mécaniquement ou à l'aide d'herbicides appliqués en bande ou en surface selon leur sélectivité ou des choix techniques.

3.2.2. Conclusion

Les itinéraires techniques décrits dans la littérature examinée comportent le plus souvent une modalité de destruction des couverts d'interculture par des moyens chimiques. Cependant, les pratiques observées en 2006 (cf. Chapitre 2) montrent qu'en général la destruction chimique ne concerne que 10 à 20% des surfaces selon les régions. Elle peut atteindre 50% de destruction chimique pour l'avoine en situation de non-labour. Le développement de couverts végétaux durant l'interculture et une évolution des techniques vers des itinéraires simplifiés sans labour pourraient conduire à une destruction plus systématique des couverts d'interculture par des moyens chimiques. La littérature relève un certain nombre de risques liés à l'utilisation systématique de glyphosate (induction de résistances chez les adventices, pollution de l'environnement). Des travaux plus récents, essentiellement présentés dans la littérature technique, font état de différentes nouvelles modalités mécaniques, qui doivent faire l'objet de plus amples essais pour mieux en apprécier la diversité d'effets et de résultats. Par ailleurs, les choix de l'espèce et de la variété peuvent faciliter une destruction non chimique par des outils mécaniques ou les effets du gel.

3.3. Les contraintes d'organisation du travail et économiques à l'échelle de la parcelle

Alexandre Joannon

L'analyse des pratiques présentée dans le Chapitre 2 a mis en évidence une certaine diversité. Cette diversité peut en partie être due à des contraintes imposées par le fonctionnement global de l'exploitation agricole, en particulier l'organisation du travail. Par ailleurs, les choix des modes de conduite de l'interculture sont réfléchis par les agriculteurs en fonction du coût de l'itinéraire technique. Ainsi, nous présentons dans cette section une analyse de la bibliographie scientifique sur le thème de l'organisation du travail, consultation qui s'est révélée peu fructueuse. Nous avons aussi analysé la bibliographie technique à propos de ces questions d'organisation du

travail. Sur la base de références fournies par différents documents techniques, nous présentons une analyse de la variabilité des coûts économiques de différents itinéraires techniques types.

3.3.1. L'organisation du travail : facteur de constitution des systèmes de culture à l'échelle de l'exploitation agricole

L'organisation du travail au sein de l'exploitation agricole est un facteur important pris en compte par l'agriculteur pour raisonner ses choix de systèmes de culture (Papy, 2001). La main d'œuvre et le matériel disponible dans une exploitation agricole fixent des limites de temps d'intervention dans les parcelles. Afin d'éviter des pointes de travail, l'agriculteur peut diversifier ses cultures et ainsi étaler les travaux sur différentes pages temporelles (Aubry et al., 1998).

Durant les années 1980, des modèles ont été développés (par exemple : Papy et al., 1988 ; Lal et al., 1991) afin d'apporter une aide au raisonnement du parc matériel d'une exploitation, des choix de cultures et d'itinéraires techniques. En France, des actions de développement ont également été initiées dans cet esprit dans les années 1990 : le programme Mécagro en Picardie (Mousset, 1996) ou la démarche utilisant le logiciel EquiPlan en Bourgogne (Guillot et al., 1995 ; Guillot et Petit, 1996). Des travaux plus récents de modélisation ont également été réalisés sur la base de nouveaux développements informatiques : l'utilisation du formalisme des réseaux de Petri pour la planification du travail appliqué à la culture de la canne à sucre (Guan et al., 2008) ; le développement d'ontologie dédiée à la simulation de systèmes de production agricole en considérant les contraintes d'organisation du travail (Martin-Clouaire et Rellier, 2009). Cette ontologie a par exemple été utilisée pour tester *ex-ante* des innovations variétales de pois (Rellier et al., 2011) ou concevoir des systèmes fourragers innovants (Martin et al., 2011).

Cependant, la communauté scientifique s'est très peu intéressée à l'étude des contraintes d'organisation du travail au sein de l'exploitation agricole en lien avec la gestion de la couverture hivernale des sols. Ceci peut être expliqué par le caractère récent du développement de cette pratique dans le but de diminuer les fuites en nitrate vers les nappes. On peut noter le travail d'Ekman (2005), qui met en évidence que diminuer les fuites d'azote durant l'hiver en diminuant la part du blé d'hiver au profit de cultures de printemps et d'une couverture hivernale des sols par des cultures intermédiaires, nécessite une modification de l'équipement de l'exploitation à cause de pointes de travail plus conséquentes au printemps.

Par ailleurs, Martin et al. (1998) et Joannon et al. (2005) montrent que dans le contexte agricole et pédoclimatique du Pays de Caux, la mise en place d'une couverture hivernale des sols efficace peut être parfois difficile à mettre en œuvre. D'une part, il existe des intercultures entre des cultures à récolte tardive (maïs ou betterave sucrière) et des cultures suivantes semées au printemps comme le pois, conduisant à des semis trop tardifs des couverts hivernaux. D'autre part, l'étude dans un bassin versant des contraintes d'organisation du travail liées à la mise en œuvre de pratiques agricoles visant à limiter l'érosion (déchaumage et semis d'une culture intermédiaire) met en évidence que toutes les exploitations d'un bassin versant ne sont pas à même de traiter l'ensemble de leur surface, compte tenu de leur charge en travail à cette saison : systèmes de culture avec une forte proportion de récoltes en fin d'été et automne (charge en travail importante), et sous un climat doux et humide qui peut diminuer fortement les jours disponibles à cette période.

Le même constat peut être fait à partir des documents issus du développement agricole et de la recherche opérationnelle française consultés pour cette étude : il n'existe pas d'étude sur une évaluation à l'échelle de l'exploitation agricole des contraintes d'organisation du travail qui pourraient se poser pour la gestion des cultures intermédiaires.

3.3.2. Evaluer les contraintes d'organisation du travail par une analyse des jours disponibles

Une manière d'évaluer les contraintes d'organisation du travail de manière simplifiée, mais partielle, est de recourir à une analyse des "jours disponibles". Un jour disponible est un jour durant lequel il est techniquement possible de réaliser une opération culturale donnée. Cette définition est partielle car elle ne prend pas en compte

la disponibilité de la main d'œuvre et du matériel, mais permet une première évaluation du temps potentiellement disponible. La disponibilité d'un jour pour une opération culturale donnée est fonction du climat (du jour même, des jours antérieurs et des prévisions pour les jours suivants), du sol (texture, état structural et état hydrique) et des exigences agronomiques quant à la mise en œuvre de l'opération culturale. Des études parfois anciennes ont porté sur la modélisation des jours disponibles (par exemple : Reboul et al., 1979 ; Maton et al., 2007 ; Cerf et al., 1994). Cependant, dans la littérature scientifique, aucune référence portant sur les jours disponibles pour l'implantation ou la destruction des couverts hivernaux n'a été trouvée.

Jours disponibles pour l'implantation d'un couvert

Dans les publications du développement agricole, les travaux réalisés en Seine-Maritime sur les jours disponibles peuvent nous renseigner sur l'implantation d'un couvert végétal hivernal dans ce département (Mius et al., 1994). En effet, les jours disponibles pour semer une culture intermédiaire peuvent être rapprochés de ceux pour semer du colza. A partir d'enregistrements de 30 agriculteurs sur 10 ans (1983 à 1992), le nombre de jours disponibles pour semer du colza entre le 25/08 et le 10/09 est estimé entre 10 à 15 jours, ceci 8 années sur 10. Mais pour 50% de ces années, les jours disponibles "difficiles" ou "à risques" sont importants : 4 à 7 jours.

Jours disponibles pour la destruction du couvert

Concernant les jours disponibles pour la destruction des couverts hivernaux, une étude spécifique a été réalisée par Arvalis-Institut du Végétal (Labreuche et Collet, 2010) en utilisant le logiciel de simulation des jours disponibles, J.DISPO, mis au point par cet institut (Gillet, 1992). Ce modèle couple un module de simulation journalière de l'humidité du sol sur deux horizons et un module de règles de décisions déterminant la disponibilité du jour ou non pour une opération donnée, en fonction de l'humidité du sol et de paramètres climatiques. Une comparaison entre les sorties du modèle et les données issues des enregistrements des agriculteurs de Seine-Maritime a montré le réalisme des sorties du modèle J.DISPO (Desoubry et al., 1996).

Pour l'étude des jours disponibles pour la destruction des CIPAN, des simulations de jours disponibles ont été réalisées pour :

- 31 situations représentées par un couple "station météo / sols", réparties en France ; les sols couvrent une gamme allant de sols sableux (1% d'argile) à des sols très argileux (jusqu'à 55% d'argile), et présentent des profondeurs d'enracinement de 50 à 120 cm ;
- 25 années climatiques (1985 à 2009) pour chaque situation ;
- et 5 techniques de destruction : labour, travail du sol superficiel, broyage, roulage sur gel et gel seul.

Les principaux résultats de cette étude montrent que :

- la destruction par broyage mécanique est celle qui présente le plus de jours disponibles : excepté pour deux situations, il y a un nombre de jours disponibles d'au moins 10, ceci 8 années sur 10, entre le 01/02 et le 15/03, et pour deux-tiers des situations également entre le 15/11 et le 31/12 ;
- les destructions reposant sur le gel hivernal ne sont adaptées qu'au Nord-Est de la France ;
- le recours à un travail du sol est favorable dans le Sud-Est de la France. Dans les autres régions, il existe des conditions d'humidité du sol conduisant à un nombre de jours "à risque" important. Pour ces situations à risque, seul le labour est possible, le travail superficiel n'étant pas du tout adapté en raison des effets négatifs sur la structure du sol (lissage ou au contraire travail trop grossier).

On peut retenir de cette étude qu'une prise en compte des conditions locales est nécessaire pour raisonner le mode de destruction du couvert hivernal, et qu'elles sont à mettre en relation avec la nature du couvert, qui peut être plus ou moins sensible à un mode de destruction donné (Arvalis, 2011).

3.3.3. Temps de travail et coût économique liés à l'implantation et la destruction de CIPAN

A partir de documents d'Arvalis et des Chambres d'agriculture, nous proposons une analyse des temps de travaux et des surcoûts entraînés par l'implantation d'une culture intermédiaire. Les sources consultées sont les suivantes : Arvalis, 2011 ; FDCUMA 37, 2011a et 2011b ; Chambre d'agriculture des Deux-Sèvres, 2009 ; Chambre d'agriculture des Pays de la Loire, 2003 ; Minette, 2005.

Les coûts et temps de travaux unitaires

Le coût d'un itinéraire technique recouvre le coût d'achat et d'entretien du matériel, le coût du carburant, le coût de la main d'œuvre et des semences. Cependant, les coûts d'achat de machines (amortissement) ainsi que les coûts d'entretien (réparation) sont regroupés dans les coûts spécifiques de mécanisation, les autres coûts constituant les charges opérationnelles. Un coût de mécanisation est rapporté en €/ha, et permet ainsi de définir le coût unitaire de l'utilisation de chaque machine pour un hectare. Le coût de main d'œuvre sera comptabilisé indépendamment des coûts de mécanisation, car il est possible que l'agriculteur assure lui-même le travail. Le coût de la main d'œuvre salariée se situe quant à elle autour de 15 € de l'heure. Concernant les coûts liés à l'achat de semences, nous avons considéré les variétés suivantes : la moutarde blanche, le ray-grass d'Italie, la vesce commune d'hiver et la phacélie. Enfin, nous avons analysé la durée de travail. En effet, quand l'agriculteur assure lui-même les différentes opérations culturales, il est intéressant d'estimer le temps nécessaire supplémentaire à la mise en place et à la destruction d'une CIPAN.

Les opérations les plus communes lors de l'implantation et de la destruction des cultures intermédiaires sont indiquées dans le Tableau 3-1, avec les temps de travaux et les coûts hors main d'œuvre. Les différences pour une même opération peuvent parfois être importantes entre les sources de données, et ces différences ne sont pas toujours ordonnées de la même manière : le coût pour un semoir avec outil animé est nettement moins élevé dans les références Indre-et-Loire que dans les références Poitou-Charentes et Arvalis ; alors que pour le rouleau Cambridge, les références Indre-et-Loire et Poitou-Charentes sont identiques, et inférieures à celles d'Arvalis. Cependant le classement relatif entre les différentes techniques reste similaire d'une source de données à l'autre. Cela nous a conduit à retenir ces différentes sources d'information, et à définir des prix et temps de travaux minimaux et maximaux pour chacune des opérations observées sur l'ensemble des données (Tableau 3-2).

Synthèse pour différents itinéraires techniques d'interculture

Trois types de systèmes d'interculture ont été étudiés, afin de pouvoir mettre en évidence les coûts supplémentaires liés à l'insertion d'une CIPAN entre deux cultures principales. Le premier système étudié est une interculture laissée en sol nu, le deuxième une interculture avec repousses de la culture précédente, et le dernier une interculture avec CIPAN. Nous avons scindé l'analyse en deux parties : les travaux en début d'interculture et la destruction des couverts.

En début d'interculture, dans tous les cas, nous considérons qu'il y a un passage de cover-crop. Pour un sol nu, aucun travail du sol supplémentaire n'est réalisé. Dans la modalité interculture avec repousses, l'itinéraire technique étudié associe un déchaumage superficiel après le passage d'un cover-crop, accompagné d'un passage de rouleau. Enfin, nous considérons plusieurs types de semis lors d'une implantation de CIPAN : à la volée, semoir en ligne, semis sous moissonneuse-batteuse (SMB)... L'ensemble des neuf itinéraires techniques est présenté dans le Tableau 3-3.

Pour la phase de destruction, la variable "quantité de matière sèche (MS)" entre en jeu. Ainsi, nous avons considéré que si la quantité de MS dépasse 3 t/ha dans la CIPAN, la destruction est nécessaire avant toute opération de travail du sol. Si la quantité de MS est inférieure à 3 t/ha, alors il n'y a pas d'intervention spécifique. Dans ce cas, quels que soient les itinéraires techniques (sol nu, repousses ou CIPAN), les interventions de préparation de la parcelle pour la culture suivante pourront donc être similaires (désherbage chimique, labour, etc.) et n'entraînent donc pas de surcoût dû à la culture intermédiaire par rapport à une situation laissée en sol nu.

Le Tableau 3-4 récapitule l'ensemble des coûts et temps de travaux supplémentaires par itinéraire technique, par rapport à une interculture laissée en sol nu. Une gestion de l'interculture par des repousses est bien entendu celle qui génère le moins de temps de travail et coûte le moins cher. Concernant les itinéraires avec CIPAN, le surcoût, hors main d'œuvre, incluant le semis et la destruction, varie entre 30 et 92 euros par hectare, auxquels il faut ajouter 14 à 60 €/ha de semence (Tableau 3-2). Par ailleurs, ces itinéraires occasionnent de 0,6 à 2,2 heures de travail supplémentaires par hectare. Si ce travail n'est pas réalisé par l'agriculteur, il faut alors compter pour la main d'œuvre salariée entre 9 et 33 €/ha. A noter toutefois que la majorité des itinéraires techniques se situent en dessous de 1,5 h/ha supplémentaire, soit un coût de main d'œuvre inférieur à 22,5 €/ha.

	ARVALIS 2010		POITOU CHARENTES 2005		Indre et Loire 2008		Indre et Loire 2011	
machine	cout	debit de chantier	cout	debit de chantier	cout	debit de chantier	cout	debit de chantier
SEMIS	€/ha	ha/h	€/ha	ha/h	€/ha	ha/h	€/ha	ha/h
semis à la volée	7	10,0	7	4,0	7	7,0	9	10,0
semis sur MB	8	0,0	7	0,0				
semoir a dent 3 m	36	2,0	37	1,0	16	2,0	19	1,8
semoir outils animé	50	2,3	55	1,0			33	2,7
semoir disque	33	2,0			20	2,0	12	1,8
rouleau cambridge	12	5,0	7	3,0	8	3,3		
Rouleau croskill	12	2,0					10	2,0
DESTRUCTION	€/ha	ha/h	€/ha	ha/h	€/ha	ha/h	€/ha	ha/h
broyeur	25	2,8	12	2,0	10	2,0		
charrue 130 CV 5 soc	39	1,3	41	1,4	20	0,8	20	1,1
déchaumeur disque	16	4,8	16	3,0	11	3,3	16	3,5
pulvé 24 m + produit	13	10,0	20	7,0				

	ARVALIS 2010	POITOU CHARENTES 2005	Pays de la Loire 2003		Deux-Sèvres 2009
semences	cout/ha	cout/ha	cout/ha min	cout/ha max	cout/ha
Moutarde blanche	14,4	15	14	20	16
Ray grass d'Italie	34,5	36	22	35	36
Vesce commune hiver		34	40	50	48
Phacélie	37,1	45	39	60	45

▲ **Tableau 3-1.** Coûts d'utilisations du matériel et des semences par sources bibliographiques

machine	Coûts			Debit chantier	
	Min	Max	variation	Min	Max
SEMIS					
semis à la volée	7	9	29%	4.0	10.0
semis sur MB	7	8	14%	0.0	0.0
semoir a dent 3 m	16	37	131%	1.0	2.0
semoir outils animé	33	55	67%	1.0	2.7
semoir disque	12	33	175%	1.8	2.0
rouleau cambridge	7	12	71%	3.0	5.0
Rouleau croskill	10	12	20%	2.0	2.0
DESTRUCTION					
broyeur	10	25	150%	2.0	2.8
charrue 130 CV 5 soc	20	41	105%	0.8	1.4
déchaumeur disque	11	16	45%	3.0	4.8
pulvérisateur 24 m	13	20	54%	4.0	10.0
semences	min	max			
Moutarde blanche	14	20			
Ray grass d'Italie	22	36			
Vesce commune hiver	34	50			
Phacélie	37	60			

► **Tableau 3-2.** Coûts et temps de travail minimum et maximum considérés pour l'analyse (en euro/ha et en ha/h)

Type d'intervention après récolte précédent	Sol nu	Repousses	ITK 1	ITK 2	ITK 3	ITK 4	ITK 5	ITK 6	ITK 7
Cover-crop	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Déchaumage disques indépendant	Non	Oui	Non	Non	Oui	Oui	Non	Non	Non
Roulage	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Broyage	Non	Non	Non	Oui	Non	Non	Non	Non	Non
Semis volée	Non	Non	Oui	Non	Non	Non	Non	Non	Non
Semis sur MB	Non	Non	Non	Oui	Non	Non	Non	Non	Non
Semis disque	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Oui	Non	Non
Semis dent	Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Non	Non	Oui
Semis outils animés	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Non

Tableau 3-3. Itinéraires techniques de gestion en début d'interculture

	Semis ITK	Coûts min (1 ha)	Coûts max (1 ha)	Durée travail min (1 ha)	Durée de travail max (1 ha)
CIPAN					
Semis à la volée	Déchaumage + Semis volée + Roulage (ITK 1)	25	37	0.5 heures	0.9 heures
Semis SMB	Semis sur Moissonneuse Batteuse+ Broyage + Roulage (ITK 2)	24	45	0.6 heures	0.8 heures
Semis en ligne avec déchaumage	Déchaumage + Semis semoir à dent + Roulage (ITK3)	34	65	0.9 heures	1.7 heures
	Déchaumage + Semis semoir à disque + Roulage (ITK 4)	30	61	0.9 heures	1.2 heures
Semis en ligne direct	Semis semoir à disque + Roulage (ITK 5)	19	45	0.7 heures	0.9 heures
	Semis outils animé + Roulage (ITK 6)	40	67	0.6 heures	1.3 heures
	Semis semoir à dent + Roulage (ITK 7)	23	49	0.7 heures	1.3 heures
REPOUSSES					
Travail sol repousses	Déchaumage + Roulage	18	28	0.4 heures	0.7 heures
Destruction ITK		Coûts min	Coûts max	Durée travail min (10 ha)	Durée de travail max (10 ha)
CIPAN (si quantité MS>3 tonnes)					
Chimique	Pulvérisateur (produits inclus)	13	20	0.1 heure	0.2 heures
Mécanique	Broyage	10	25	0.4 heures	0.5 heures
	Roulage	7	12	0.2 heures	0.3 heures

Tableau 3-4. Synthèse des coûts et temps de travaux minimum et maximum des différents itinéraires techniques

3.3.4. Bilan

Malgré la pertinence de l'interrogation sur l'adéquation entre organisation du travail au sein de l'exploitation agricole et gestion des cultures intermédiaires au niveau de l'exploitation, cette question n'a pas été prise en charge. Aucune étude portant sur la faisabilité de cette pratique à l'échelle de l'exploitation n'a été réalisée dans des situations contrastées de climat, de sol et de type d'exploitation. Des études partielles portant sur les temps de travaux et les jours disponibles, ainsi que sur les coûts des itinéraires techniques, existent néanmoins. Elles montrent une grande variabilité, que ce soit en temps de travaux et en coût pour différents types d'itinéraires techniques, ou en termes de jours disponibles pour la destruction des couverts.

Il est à noter que pour le cas des sols argileux, la difficulté de gestion des cultures intermédiaires peut venir de la préparation du sol réalisée et non de la conduite de la culture intermédiaire. Ces sols sont en effet généralement labourés juste après récolte, en été afin de les soumettre à l'alternance humectation / dessiccation, ce qui n'est pas compatible avec le semis d'une culture intermédiaire, ou assez tôt à l'automne pour qu'ils bénéficient de l'alternance gel / dégel. Réaliser ce labour tard à l'automne en raison d'un décalage dû à une destruction tardive des CI, voire au printemps, peut être problématique du fait des conditions d'humidité du sol : impossibilité de le réaliser ou résultat non satisfaisant compromettant le rendement de la culture suivante (Hénin et al., 1969 ; Boiffin et Marin-Lafleche, 1990 ; Cochard, 1971).

Cela souligne la nécessité d'une approche locale pour raisonner le choix de conduite de l'interculture, tenant compte des caractéristiques pédoclimatiques et des caractéristiques de l'exploitation en termes de systèmes de culture et de matériel et main d'œuvre. Une perspective de travail serait de conduire une analyse spécifique à cette situation avec une approche globale de l'organisation du travail à l'échelle de l'exploitation agricole, comme cela a pu être mis en œuvre dans des analyses portant sur le raisonnement des agro-équipements (section 3.3.1).

Cela nécessiterait :

1. en partant d'une analyse des jours disponibles, d'identifier les situations pédoclimatiques présentant des contraintes de jours disponibles pour les travaux d'automne (chantiers à considérer : récoltes tardives, semis d'automne, destruction de CI, labour d'hiver) ;
2. de réaliser une typologie d'exploitations agricoles dans ces régions, portant sur la caractérisation des chantiers à réaliser à l'automne, les enchaînements et les concurrences entre ces chantiers, les ressources disponibles (matériel et main d'œuvre) ;
3. de simuler pour les différents types d'exploitations, des calendriers de travaux pour des scénarios climatiques variés et d'analyser les probabilités de non-réalisation des labours d'hiver dans des conditions agronomiques correctes.

Références bibliographiques citées

Section 3.1.

- Abdin O, Coulman BE, Cloutier D, Faris MA, Zhou XM, Smith DL. 1998. Yield and yield components of corn interseeded with cover crops. *Agronomy Journal* 90, 63-68.
- Abdin OA, Coulman BE, Cloutier DC, Faris MA, Smith DL. 1997. Establishment, development and yield of forage legumes and grasses as cover crops in grain corn in eastern Canada. *Journal of Agronomy and Crop Science-Zeitschrift Fur Acker Und Pflanzenbau* 179, 19-27.
- Ammon HU. 1994. From weed control to regulation of green cover crops in maize. *Revue Suisse d'Agriculture* 26, 28-38.
- Arshad MA, Gill KS. 1997. Barley, canola and wheat production under different tillage-fallow-green manure combinations on a clay soil in a cold, semiarid climate. *Soil & Tillage Research* 43, 263-275.
- Dorsainvil F, Durr C, Justes E, Carrera A. 2005. Characterisation and modelling of white mustard (*Sinapis alba* L.) emergence under several sowing conditions. *European Journal of Agronomy* 23, 146-158.
- Edwards L. 1998. Comparison of two spring seeding methods to establish forage cover crops in relay with winter cereals. *Soil & Tillage Research* 45, 227-235.
- Edwards LM. 1989. Dry matter growth performance of red clover and Italian ryegrass as cover crops spring-seeded into fall-seeded winter rye in relation to soil physical characteristics. *Journal of Soil & Water Conservation* 44, 243-247.
- Frye WW, Blevins RL. 1989. Economically sustainable crop production with legume cover crops and conservation tillage. *Journal of Soil and Water Conservation* 44, 57-60.
- Griffin TS, Larkin RP, Honeycutt CW. 2009. Delayed Tillage and Cover Crop Effects in Potato Systems. *American Journal of Potato Research* 86, 79-87.
- Hartwig NL, Ammon HU. 2002. 50th Anniversary - Invited article - Cover crops and living mulches. *Weed Science* 50, 688-699.
- Henry DC, Mullen RW, Dygert CE, Diedrick KA, Sundermeier A. 2010. Nitrogen Contribution from Red Clover for Corn following Wheat in Western Ohio. *Agronomy Journal* 102, 210-215.
- Jokela WE, Grabber JH, Karlen DL, Balsler TC, Palmquist DE. 2009. Cover Crop and Liquid Manure Effects on Soil Quality Indicators in a Corn Silage System. *Agronomy Journal* 101, 727-737.
- Kandel HJ, Schneiter AA, Johnson BL. 1997. Intercropping legumes into sunflower at different growth stages. *Crop Science* 37, 1532-1537.
- Krueger ES, Ochsner TE, Porter PM, Baker JM. 2011. Winter Rye Cover Crop Management Influences on Soil Water, Soil Nitrate, and Corn Development. *Agronomy Journal* 103, 316-323.
- Matthews K. 1983. Beating the blow: available techniques. *British Sugar Beet Review* 51, 65, 68-69.
- Mouraux D, Cappellen O, Foucart G, Trappeniers G, Scokart P, Ledent JF. 1992. Towards a better use of nitrogen in maize: undersowing, sowing under cover crop residues and localized nitrogen application. *Revue de l'Agriculture* 45, 389-404.
- Osborne SL, Schumacher TE, Humburg DS. 2008. Evaluation of cover crops to increase corn emergence, yield and field trafficability. *Agricultural Journal* 3, 397-400.
- Pierce FJ, Burpee CG. 1995. Zone tillage effects on soil properties and yield and quality of potatoes (*Solanum tuberosum* L.). *Soil & Tillage Research* 35, 135-146.
- Richard G, Boiffin J, Duval Y. 1995. Direct drilling of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) into a cover crop: effects on soil physical conditions and crop establishment. *Soil & Tillage Research* 34, 169-185.
- Singer JW, Kohler KA, McDonald PB. 2007. Self-seeding winter cereal cover crops in soybean. *Agronomy Journal* 99, 73-79.
- Stenberg M. 1998. Spring establishment of perennial ryegrass in winter wheat. *Swedish Journal of Agricultural Research* 28, 83-90.
- Young WC, III, Youngberg HW. 1995. Establishing red clover seed stands in the autumn with cereal cover crops. *Journal of Applied Seed Production* 13, 32-36.

Documents techniques

- Cultures intermédiaires. Impacts et conduite. Document de synthèse Arvalis - Institut du Végétal avec la participation du CETIOM, de l'ITB, et de l'ITL. Août 2011.
- Conseils pour le choix des couverts. La technique betteravière. Le betteravier Français 933, juillet 2010.
- Guide pratique pour réussir sa culture intermédiaire. Edition septembre 2003. Chambre régionale d'agriculture Pays de la Loire.
- Sausse C., Lucas J.L., Wagner D., 2011. Estimation of oilseed rape seed losses before and during harvest in France in various conditions. - Synthesis of a 8 years program – 13th International Congress GCIRC (Groupe consultatif international de Recherche sur le colza), Prague, 6-9 juin 2011.

Section 3.2.

- Ashford, D.L., Reeves, D.W., 2003. Use of a mechanical roller-crimper as an alternative kill method for cover crops. *American Journal of Alternative Agriculture* 18, 37-45.
- Cakmak, I., Yazici, A., Tutus, Y., Ozturk, L., 2009. Glyphosate reduced seed and leaf concentrations of calcium, manganese, magnesium, and iron in non-glyphosate resistant soybean. *Eur. J. Agron.* 31, 114-119.
- Carrera, L.M., Abdul-Baki, A.A., Teasdale, J.R., 2004. Cover crop management and weed suppression in no-tillage sweet corn production. *Hortscience* 39, 1262-1266.
- Delabays, N., Bohren, C., 2007. Glyphosate: worldwide situation and consequences for Switzerland. *Revue Suisse de Viticulture, Arboriculture et Horticulture* 39, 333-339.
- Dugon J., F.G., Zimmermann A., Charles R., 2010. Pratiques phytosanitaires dans un réseau d'exploitations de grandes cultures de 1992 à 2004. *Recherche Agronomique Suisse* 1, 416-423.
- Fernandez, M.R., Zentner, R.P., Basnyat, P., Gehl, D., Selles, F., Huber, D., 2009. Glyphosate associations with cereal diseases caused by *Fusarium* spp. in the Canadian Prairies. *Eur. J. Agron.* 31, 133-143.
- Hartwig, N.L., Ammon, H.U., 2002. Cover crops and living mulches. *Weed Science* 50, 688-699.
- Hoffman, M.L., Regnier, E.E., 2006. Contributions to weed suppression from cover crops. Food Products Press, Binghamton.
- Johal, G.S., Huber, D.M., 2009. Glyphosate effects on diseases of plants. *Eur. J. Agron.* 31, 144-152.
- Johnson, W.G., Davis, V.M., Kruger, G.R., Weller, S.C., 2009. Influence of glyphosate-resistant cropping systems on weed species shifts and glyphosate-resistant weed populations. *Eur. J. Agron.* 31, 162-172.
- Kremer, R.J., Means, N.E., 2009. Glyphosate and glyphosate-resistant crop interactions with rhizosphere microorganisms. *Eur. J. Agron.* 31, 153-161.
- Lins, R.D., Cole, C.M., Affeldt, R.P., Colquhoun, J.B., Mallory-Smith, C.A., Hines, R.A., Steckel, L., Hayes, R.M., 2007. Glyphosate application timing and rate for annual ryegrass (*Lolium multiflorum*) cover crop desiccation. *Weed Technology* 21, 602-605.
- Smith, A.N., Reberg-Horton, C., Place, G.T., Meijer, A.D., Arellano, C., Mueller, J.P., 2011a. Rolled Rye Mulch for Weed Suppression in Organic No-Tillage Soybeans. *Weed Science* 59, 224-231.
- Smith, A.N., Reberg-Horton, S.C., Place, G.T., Meijer, A.D., Arellano, C., Mueller, J.P., 2011b. Rolled rye mulch for weed suppression in organic no-tillage soybeans. *Weed Science* 59, 224-231.
- Teasdale, J.R., 1996. Contribution of cover crops to weed management in sustainable agricultural systems. *Journal of Production Agriculture* 9, 475-479.
- Tesfamariam, T., Bott, S., Cakmak, I., Romheld, V., Neumann, G., 2009. Glyphosate in the rhizosphere-Role of waiting times and different glyphosate binding forms in soils for phytotoxicity to non-target plants. *Eur. J. Agron.* 31, 126-132.
- Yamada, T., Kremer, R.J., de Camargo e Castro, P.R., Wood, B.W., 2009. Glyphosate interactions with physiology, nutrition, and diseases of plants: Threat to agricultural sustainability? *Eur. J. Agron.* 31, 111-113.

Documents techniques

- Besnard, A., Duval, R., Hopquin, B., Lieven, J., Morin, P., Straëbler, M., 2011. Un choix d'espèces de plus en plus large. *Cultures intermédiaires : impacts et conduite*. Arvalis - Institut du végétal, Paris, pp. 175-189.
- Labreuche, J., Brun, D., 2011. La destruction du couvert, une opération d'importance. *Cultures intermédiaires : impacts et conduite*. Arvalis - Institut du végétal, Paris, pp. 175-189.

Section 3.3.

- Aubry, C., Biarnes, A., Maxime, F., Papy, F., 1998. Modélisation de l'organisation technique de la production dans l'exploitation agricole : la constitution de systèmes de culture. *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement* 31, 25-43.
- Boiffin, J., Marin-Lafèche, A., 1990. La structure du sol et son évolution : conséquences agronomiques, maîtrise par l'agriculteur. *Collection les Colloques de l'INRA*. Paris, France.
- Cerf, M., Mousset, J., Angevin, F., Boizard, H., Papy, F., 1994. La modélisation des conditions d'intervention au champ en grande culture. *Recherches-système en agriculture et développement rural, symposium international*. Communication sous la direction de M. Sebillotte., Grignon, France.
- Ekman, S., 2005. Cost-effective nitrogen leaching reduction as influenced by linkages between farm-level decisions. *Agricultural Economics* 32, 297-309.
- Guan, S., Nakamura, M., Shikanai, T., Okazaki, T., 2008. Hybrid Petri nets modeling for farm work flow. *Computers and electronics in agriculture* 62, 149-158.
- Hénin, S., Gras, R., Monnier, G., 1969. Le profil cultural. L'état physique du sol et ses conséquences agronomiques. 2ème édition revue et corrigée, Masson et Cie. ed.

- Joannon, A., Papy, F., Martin, P., Souchère, V., 2005. Planning work constraints within farms to reduce runoff at catchment level. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111, 13-20.
- Lal, H., Peart, R.M., Jones, J.W., Shoup, W.D., 1991. An object-oriented field operations simulator in PROLOG. *American Society of Agricultural Engineers* 34, 1031-1039.
- Martin, G., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., Duru, M., 2011. A simulation framework for the design of grassland-based beef-cattle farms. *Environmental Modelling & Software* 26, 371-385.
- Martin, P., Papy, F., Souchère, V., Capillon, A., 1998. Maîtrise du ruissellement et modélisation des pratiques de production. *Cahiers Agricultures* 7, 111-119.
- Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., 2009. Modelling and simulating workpractices in agriculture. *International Journal of Metadata, Semantics and Ontologies* 4, 42-53.
- Maton, L., Bergez, J.E., Leenhardt, D., 2007. Modelling the days which are agronomically suitable for sowing maize. *European Journal of Agronomy* 27, 123-129.
- Papy, F., 2001. Interdépendance des systèmes de culture dans l'exploitation, in: *Modélisation Des Agroécosystèmes Et Aide à La Décision*, Collection Repères. INRA Editions / CIRAD, pp. 51-74.
- Papy, F., Attonaty, J.M., Laporte, C., Soler, L.G., 1988. Work organization simulation as a basis for farm management advice. *Agricultural Systems* 27, 295-314.
- Reboul, C., Maamoun, M., Desbrosses, B., 1979. Météorologie et jours disponibles pour les travaux des champs. Résultats statistiques en Ile-de-France. Institut National de la Recherche Agronomique.
- Rellier, J.-P., Martin-Clouaire, R., Cialdella, N., Jeuffroy, M.-H., Meynard, J.-M., 2011. Modélisation de l'organisation du travail en systèmes de grande culture : méthode et application à l'évaluation ex ante d'innovations variétales de pois, in: *Le Travail En Agriculture : Son Organisation Et Ses Valeurs Face à L'innovation*. L'Harmattan, Paris, pp. 205-221.

Documents techniques

- Arvalis, 2011. Cultures intermédiaires : impacts et conduite. Paris, France.
- Gillet J.P., 1992. Simulations : une méthode de calcul des jours disponibles. *Perspectives Agricoles* 172, 95-98.
- Chambre d'agriculture des Deux-Sèvres, 2009. Les cultures intermédiaires. Fiches techniques Septembre, 1-8.
- Chambre d'agriculture des Pays de la Loire, 2003. Couvrir les sols en automne. Guide pratique pour réussir sa culture intermédiaire. Fiches techniques Septembre, 1-12.
- Cochard, B., 1971. Date de labour et qualité du travail. I. Etude expérimentale de la relation date-qualité d'un labour. *Comptes Rendues de l'Académie d'Agriculture* 57, 566-575.
- Desoubry, P., Trochard, R., Mius, P., 1996. Jours disponibles : comparaison de deux méthodes d'estimation. *Perspectives Agricoles* 212, 80-87.
- FDCUMA 37, 2011a. Barème d'entraide 2011-2012. Action Agricole de Touraine 3379, 4-9.
- FDCUMA 37, 2011b. Barèmes d'entraide 2007-2008. Terre de Touraine Septembre, 13-15.
- Guillot, C., Morretty, P., Bouillot, J.F., Lalanne, E., Kockmann, F., 1995. Faut-il continuer à drainer ? Hydromorphie, jours disponibles et organisation du travail en Bourgogne - Opération Secteur de Référence Drainage - Chambre d'agriculture de Saône et Loire, avec la collaboration scientifique de F Papy (INRA).
- Guillot, C., Petit, M.S., 1996. EquiPlan : outil de raisonnement du niveau d'équipement d'une exploitation agricole en lien avec l'organisation du travail.
- Labreuche, J., Collet, A., 2010. Faisabilité de la destruction de cultures intermédiaires par le gel ou des moyens mécaniques. Presented at the AFPP - 21ème conférence du COLUMA - Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes, Dijon, France, p. 11.
- Minette, S., 2005. Gestion de l'interculture et qualité de l'eau : quatre années de références en Poitou-Charentes sur la gestion de l'interculture, Agro-transfert agronomie et développement Poitou-Charentes. ed.
- Mius, P., de Ponthaud, A., Carrière, J., 1994. Les jours disponibles en Seine-Maritime. 1983 à 1992. Chambre d'agriculture de la Seine-Maritime.
- Mousset, J., 1996. Mecagro, conseil en agroéquipement dans les exploitations de grande culture, Le Bipôle végétal. ed. Amiens, France.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

4. Nitrate et eau en période d'interculture

Auteurs :

Nicolas Beaudoin

Julien Tournebize

Laurent Ruiz

Julie Constantin

Eric Justes

Juin 2012

Sommaire

Préambule.....	3
4.1. Méthodes de piégeage de l'azote en interculture et conséquences sur le drainage et la lixiviation du nitrate .	4
4.1.1. Problématique et moyens de prévention de la lixiviation	4
4.1.2. Stock d'azote minéral en automne et effets de modes de gestion de l'interculture complémentaires aux cultures intermédiaires.....	18
4.1.3. Quantité d'azote piégée en automne et stock d'azote de début de drainage	26
4.1.4. Impact des cultures intermédiaires sur la quantité d'eau drainée	37
4.1.5. Impact des cultures intermédiaires sur la quantité d'azote lixivié et la teneur en nitrate de l'eau de drainage.....	42
4.1.6. Conclusion	57
4.2. Conséquences des CI sur la culture suivante	58
4.2.1. Effet sur le bilan hydrique de la culture suivante.....	58
4.2.2. Effet azote sur la culture suivante.....	60
4.3 Effets à long terme des cultures intermédiaires (non légumineuses)	68
4.3.1. Impact des cultures intermédiaires successives sur la minéralisation d'azote	68
4.3.2. Conséquences sur la lixiviation.....	70
4.3.3. Conséquences sur la culture suivante	71
4.4. Conclusion générale.....	72
Références bibliographiques citées.....	76

Recteur du chapitre membre du groupe d'experts : Patrick Bertuzzi.

Recteurs externes du chapitre : François Lafolie, Bernard Nicolardot, Christophe Vandenberghe, Françoise Vertes.

Préambule

"Les grandes pertes d'azote des terres labourées ont lieu à l'automne et rien ne peut être plus utile que de les diminuer en procédant aussitôt après la moisson à un léger labour de déchaumage pour semer une plante à végétation rapide qui s'emparera des nitrates et les conservera dans ses tissus..." (E. de Dehérain, 1902, extrait du journal paroissial de Chichery-la ville, région du Migennois, cité par Morlon et al., 1998). Ce passage frappant d'actualité s'ajoute aux références historiques retrouvées par Meisinger et al., (1991) sur la pratique des cultures intermédiaires, comme moyen : i) d'augmenter la productivité du sol ans dans la dynastie chinoise Chou, il y a 3000 ans, ii) d'alimenter les cultures en azote, pendant la période coloniale en Amérique du Nord, par utilisation de trèfle ou de vesce hirsute (Thomas Jefferson), iii) de favoriser la production du coton en Alabama, à l'aide de cultures intermédiaires de seigle, de trèfle incarnat ou de vesce, dès 1898 et iv) de fournir de l'azote à la culture suivante, d'après la compilation de Pieters (1900). Dabney et al. (2011) et Thorup-Kristensen et al. (2003) ont ensuite formalisé les divers intérêts des cultures intermédiaires suivant les systèmes (Tableau 4-1). Enfin, leur rôle pour limiter la lixiviation du nitrate a été étudié à l'aide de lysimètres dès les années 1930-1945.

Les effets attendus des cultures intermédiaires ont varié dans l'histoire agronomique avec l'évolution des systèmes de production et de leur niveau d'intensification. Historiquement, le concept de fournir de l'azote à la culture suivante ou de compléter le système fourrager a été beaucoup utilisé, d'où les appellations d'"engrais vert" ou de "culture dérobée", réciproquement. Ces appellations sont tombées en désuétude avec l'intensification de l'agriculture, permise par l'offre d'engrais azoté à faible coût (Thorup-Kristensen et al., 2003), sauf dans certains systèmes de culture fourragère intensive (Simon, 1992) ou agro-écologiques (Crews et Peoples, 2004). Les cultures intermédiaires ont connu depuis un regain d'intérêt pour leur rôle environnemental, contre la pollution nitrique, l'érosion ou la perte de matière organique des sols (Meisinger et al., 1991). Dans le contexte actuel de raréfaction des matières premières et de lutte contre les émissions de gaz à effet de serre, le rôle d'engrais vert est remis à l'honneur, en particulier dans les systèmes à bas intrants (Tableau 4-1). Cependant, l'introduction d'une culture intermédiaire de graminées ou crucifères s'accompagne de certaines contraintes, telles que le coût d'installation, l'utilisation de l'eau et de l'azote du sol, l'immobilisation d'azote pour la culture suivante (Meisinger et al., 1991 ; Thorup-Kristensen et al., 2003). Une partie de ces contraintes peut être maîtrisée (ou compensée), par la destruction avant la lignification des végétaux, l'utilisation de mélanges d'espèces incluant une légumineuse, l'implantation d'une légumineuse comme culture suivante, ou encore l'exportation de la production des cultures intermédiaires valorisable sous forme d'un fourrage (Meisinger et al., 1991). Cette étude vise à préciser les conditions de l'efficacité agri-environnementale de ces solutions, la dernière exceptée dans la mesure où il s'agit d'une production de fourrage (cf. section 4-1).

Contexte	Effets attendus (fonction)	Possibles effets non désirés
Système de culture à hauts intrants (intensif)	Produire de la biomasse Réduire la lixiviation (" <i>catch crop</i> " en anglais) Réduire l'érosion (" <i>cover crop</i> " en anglais) Améliorer la structure et les propriétés de transfert du sol Protéger contre des parasites Améliorer l'esthétique du paysage Accroître la biodiversité	Augmenter les besoins en azote de la culture suivante, en cas de : - réduction du reliquat d'azote de sortie hiver - organisation nette d'azote lors de la décomposition - mauvaise synchronisation de la minéralisation Accroître les risques de stress hydrique en cas d'hiver sec /ou de destruction tardive Favoriser la compétition si semis sous couvert
Système de culture à bas intrants	Effets identiques, et en plus : Fournir de l'azote au suivant en particulier si légumineuses (" <i>green manure</i> " en anglais) Accroître la matière organique du sol Améliorer la fertilité chimique (biodisponibilité) et physique (structure) <i>Convertir en fourrage (culture dérobée)</i>	Favoriser certains parasites Fragiliser le calendrier de travail et limiter les possibilités de faux semis

Tableau 4-1. Effets attendus et non désirés des cultures intermédiaires (d'après Dabney et al., 2001 ; Thorup-Kirstensen et al., 2003)

L'analyse du corpus bibliographique initial a été ciblée, d'une part, sur l'impact des cultures intermédiaires et, d'autre part, sur l'effet d'autres pratiques alternatives en interculture sur le cycle de l'azote et de l'eau, voire d'autres facteurs abiotiques. Cette étude bibliographique a été menée sur les bases de données du WOS, à l'aide d'équations programmées avec des mots clés *ad hoc*. Ce sont ainsi 610 références qui ont été trouvées, dont 179 se sont révélées hors sujet. La lecture des résumés des 430 références pertinentes a montré l'universalité de la pratique de cultures intermédiaires, sous toutes les latitudes et dans tous les systèmes de culture. Ces références peuvent être réparties de façon non exclusive en plusieurs thématiques comme indiqué dans le tableau suivant (Tableau 4-2).

Thématique	Nombre de références
Piégeage de l'azote et réduction de la lixiviation	218
Alimentation en azote de la culture suivante	191
Effet sur drainage et alimentation hydrique	34
Effets azote à long terme	22
Effets sur nutriments autres que l'azote (P, K...)	20
Thématiques autres	224
Approche très générale	66

Tableau 4-2. Représentation des thématiques par les 430 articles du corpus bibliographique initial

La lecture des résumés de ce corpus a abouti à choisir 107 références particulièrement pertinentes en termes de types de climats et de systèmes de culture représentés, et s'intéressant aux quantités d'azote piégées, à l'impact sur les flux d'eau et d'azote sous racinaire et à leurs conséquences sur l'alimentation en eau et azote des cultures suivantes, en fonction des conditions du milieu et des techniques. L'analyse de ces articles a conduit à mobiliser une centaine d'autres références, qui avaient échappé à la première recherche bibliographique. Finalement, la liste bibliographique a été complétée d'une cinquantaine d'autres références plus générales, traitant de l'origine et des méthodes de prévention de la lixiviation du nitrate. L'ensemble du corpus correspond finalement à une liste de 256 articles dont les références sont présentées en annexe. Parmi ces articles, les revues bibliographiques de Meisinger et al. (1991), Unger & Merle (1998), Dabney et al. (2001), Thorup-Kristensen et al. (2003), Miguez et al. (2005), Tonitto et al. (2006), et de Cohan et al. (2011) pour des aspects plus techniques et opérationnels, ont orienté la structuration des idées forces de ce chapitre.

A noter que la littérature anglophone exprime généralement la teneur en nitrate en $\text{mgN-NO}_3\cdot\text{l}^{-1}$, alors que la littérature francophone emploie la forme moléculaire ($\text{mgNO}_3\cdot\text{l}^{-1}$). Le coefficient de passage de l'expression de l'azote nitrique de N en NO_3 est de 4,43 [(masse atomique de N = 12) / (masse moléculaire du nitrate = 62)]. Dans le cas présent, la teneur en nitrate est exprimée en $\text{mgNO}_3\cdot\text{l}^{-1}$, en cohérence avec la Partie "Etude par simulation" du rapport.

4.1. Méthodes de piégeage de l'azote en interculture et conséquences sur le drainage et la lixiviation du nitrate

4.1.1. Problématique et moyens de prévention de la lixiviation

4.1.1.1. Définitions et déterminisme de la lixiviation du nitrate et autres processus liés

La pollution nitrique d'origine agricole est dite de nature diffuse, c'est-à-dire qu'elle se produit en tout temps et lieu avec une intensité variable. Toutefois, ce qualificatif est discutable dans la mesure où les pertes de nitrate sont très variables spatialement et donc entre parcelles agricoles d'une même petite région agricole, et donc qu'elles peuvent être plus ou moins concentrées dans l'espace, comme dans le temps.

Le nitrate, y compris celui présent dans la zone d'enracinement des cultures principales, est disponible pour migrer avec l'eau de percolation (ou de drainage) et peut atteindre la nappe si deux conditions sont réunies : 1) le sol contient une quantité significative de nitrate, et 2) l'eau percole au-delà du front d'enracinement. Dans les zones à climat humide, cette période coïncide souvent avec la saison de recharge en eau de l'automne - hiver - printemps. L'automne et l'hiver correspondent souvent à de fortes valeurs de stocks de nitrate issus des fertilisations et/ou de la minéralisation de l'azote de la matière organique du sol ou des résidus de cultures (Meisinger et al., 1991).

La lixiviation, plus communément appelée lessivage par abus de langage (le terme concerne plus spécifiquement le transfert de particules), consiste en la migration des solutés, dont le nitrate, avec les eaux de drainage, hors de portée des racines. Le terme "drainage" sous-entend ici les eaux d'infiltration verticale ou de percolation, à la différence du terme "drainage artificiel", qui lui fera référence aux écoulements d'eau en excès dans le sol par tuyaux poreux enterrés. La lixiviation est la résultante de pratiques culturales et de processus qui interagissent dans le temps et dans l'espace, à savoir : la fertilisation, la minéralisation, le transfert (vertical et/ou horizontal), et l'absorption de nitrate (Addiscott et al., 1991 ; Hoffmann et Johnsson, 1999 ; Beaudoin, 2006).

La part des pertes d'azote par lixiviation de nitrate (exporté par les eaux de drainage sous la forme d'azote nitrique) représente une part parfois importante de l'azote minéral du sol, mais une très faible part de l'azote total présent dans le sol. En effet, le pool d'azote total du sol représente à l'échelle de la parcelle des quantités très importantes (Figure 4-1 ; Turpin et al., 1997). L'azote minéral ne correspond qu'à une faible fraction de cet azote total. Plus de 95% de l'azote total du sol est ainsi sous forme organique. Les quantités d'azote minéral du sol varient entre quelques unités et quelques centaines de kgN/ha, alors qu'un sol présentant un taux de matière organique faible contient 3 à 4,5 tonnes d'azote total à l'hectare.

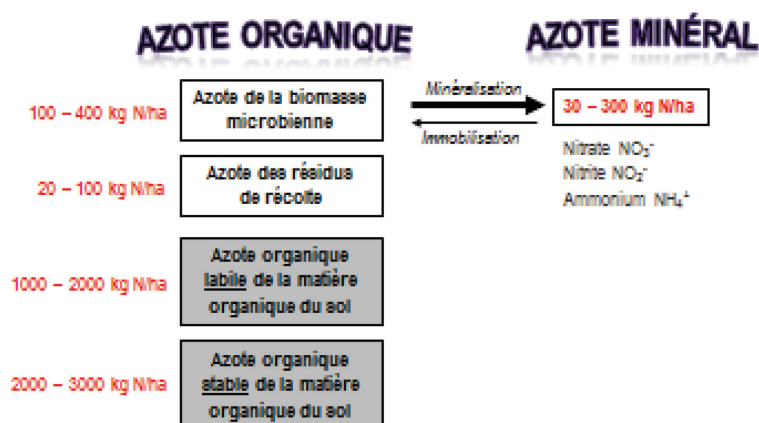


Figure 4-1. Compartiments de l'azote dans le sol (Corpen, 1993, repris dans Turpin et al., 1997)

Les valeurs en rouge indiquent des quantités de N/ha dans le sol.

Beaucoup d'échanges et de transformations se font dans le sol au cours de la saison culturale. La complexité du cycle de l'azote dans le sol est caractérisée par de perpétuels échanges entre les formes organiques et minérales et les transferts de nitrate entre horizons du sol. La quantité de nitrate présente à un instant donné résulte de plusieurs phénomènes : i) apport par fertilisation, ii) fixation symbiotique, iii) minéralisation de la matière organique de l'humus et des résidus, iv) pertes par voie gazeuse (volatilisation et dénitrification), ou par v) lixiviation, et vi) organisation lors de la décomposition des résidus. Ces processus sont principalement dépendants des conditions de milieu (température, humidité, teneur en oxygène, pH) et de la disponibilité en carbone labile (résidus). A l'échelle de l'année, la plus grande partie de l'azote minéral présent dans le sol n'est pas issue de la fertilisation minérale ou organique (cf. section 4.1.1.3).

Enfin, d'autres formes minérales, comme l'azote nitreux (nitrite, $N-NO_2$), sont rarement présentes dans les eaux de drainage, en raison de leur forte instabilité chimique, avec des niveaux d'exportation toujours inférieurs à $1 \text{ kgN-NO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. La sensibilité de l'azote à la lixiviation est très différente selon la forme et le contexte pédoclimatique : en zone tempérée, la forme dominante de percolation dans les eaux de drainage est très majoritairement le nitrate car il n'est pas retenu par le complexe argilo-humique, contrairement à l'ammonium.

Le transfert des ions nitrate dans le sol est un phénomène physico-chimique de type convectif-dispersif. La convection est due au déplacement de l'eau et la dispersion résulte à la fois de l'agitation moléculaire au sein du liquide et de l'hétérogénéité des vitesses de transfert de l'eau dans des pores de taille variable. Le déplacement

du nitrate est non conservatif car généralement associé à des processus de transformations biochimiques, au moins dans les horizons avec présence de matière organique et de biomasse microbienne (Lafolie et Neel, 1997). L'exemple d'un transfert conservatif est donné par la molécule de chlorure (Figure 4-2). Cela permet d'étudier isolément la convection-dispersion qui affecte les solutés. L'eau se déplace, d'après les lois de Darcy et de Richards, des zones de fort potentiel hydrique (= potentiel matriciel + potentiel gravitaire) vers les zones de faible potentiel hydrique. Pour le nitrate, la convection présente deux orientations variables au cours du temps : 1) quand les végétaux transpirent et croissent, l'eau et les solutés se déplacent vers les racines suivant principalement le potentiel matriciel, et 2) quand les précipitations excèdent l'évapotranspiration du sol, la réserve en eau du sol se remplit jusqu'à une teneur limite seuil appelée "capacité au champ" ; au-delà de cette limite, l'eau en excès se déplace uniquement suivant le potentiel gravitaire (Rousselle, 1913). Que ce soit en été ou en hiver, le transfert de solutés suit la direction de l'écoulement de l'eau. Les deux phénomènes, absorption et transfert, dépendent donc du bilan hydrique des cultures, en interaction avec les cycles biologiques.

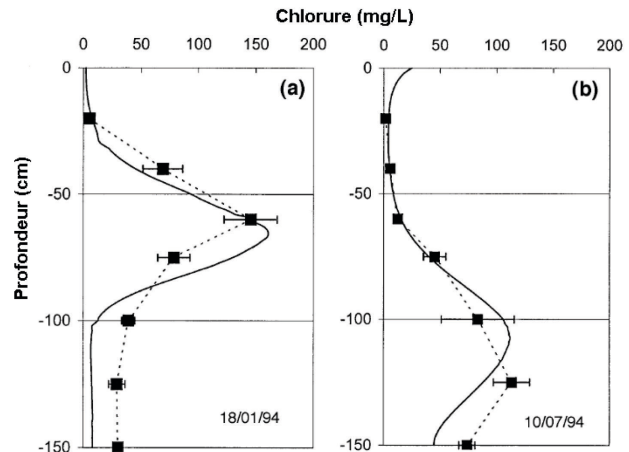


Figure 4-2. Profil de teneur en chlorure, observé et simulé à 2 dates (Garnier et al., 2003) : a) le front d'éluion b) il est descendu à 100 cm.

La lixiviation du nitrate est un phénomène biophysique qui associe transfert et biotransformation de l'azote du sol. La profondeur à laquelle il convient de calculer la lixiviation est celle de la culture à l'enracinement le plus profond, car l'azote qui a migré en profondeur peut être ensuite absorbé par la culture suivante si celle-ci l'atteint assez tôt avant un nouveau transfert (Thorup-Kristensen et al., 2003 ; Beaudoin et al., 2005). Un bilan entre l'offre et la demande en azote minéral s'établit à tout instant sur l'ensemble du profil. Les plantes absorbent l'azote minéral, qui est un élément majeur dans la synthèse de leurs protéines, sous forme nitrique ou sous forme ammoniacale, suivant leurs disponibilités respectives dans le sol. L'absorption d'azote est fonction de l'offre du sol en azote et des besoins de la culture, eux-mêmes fonction de son développement et des conditions de sa croissance en matière sèche. Une relation empirique appelée "loi de dilution de l'azote" par Salette et Lemaire (1984) peut être établie entre l'accumulation de matière sèche et la teneur critique en azote, valeur en dessous de laquelle la croissance en matière sèche aérienne du peuplement est réduite (Greenwood et al., 1990 ; Lemaire et Gastal, 1997). A l'opposé, une consommation de luxe peut advenir jusqu'à ce que la teneur atteigne une courbe de dilution maximale (Justes et al., 1994). L'absorption d'azote peut être limitée à cause d'une carence d'un autre élément, qui pénalise la croissance et donc la demande en azote de la culture. Par exemple, Campbell et al. (2006) ont montré, qu'avec une fertilisation en phosphore inadéquate, la lixiviation du nitrate atteignait 145 kgN.ha⁻¹, contre 66 kgN.ha⁻¹ avec une fertilisation azote et phosphore basée sur des tests du sol, sur un essai de 37 ans en zone semi-aride.

Le temps minimal pour évaluer l'impact d'un système de culture sur la lixiviation doit être calé sur la rotation culturale, afin de prendre en compte les bilans d'azote successifs des différentes cultures et périodes d'interculture. A cette échelle, tous les facteurs culturaux (types de culture, fertilisation, irrigation...) et pédoclimatiques (texture et profondeur de sol, pluviométrie, température) interagissent (Accutis et al., 2000 ; Di et Cameron, 2002). Cependant, l'impact d'une rotation donnée étant le fruit d'une interaction avec le climat, il est préférable d'établir un bilan sur plusieurs rotations : il est alors possible de quantifier le poids des facteurs simples et des interactions par analyse de variance sur des essais de longue durée (Feaga et al., 2009 ; Constantin et al., 2010). Par ailleurs, le calcul de la concentration moyenne en nitrate de l'eau de percolation doit être pondéré en fonction de la quantité d'eau drainée (cumul d'eau de percolation) à l'échelle de l'ensemble de la période de drainage.

L'échelle spatiale pertinente pour quantifier la lixiviation est l'unité de sol homogène car les propriétés de ce dernier en déterminent fortement l'intensité. En conséquence, la lixiviation varie spatialement à l'échelle d'une parcelle agricole hétérogène (Bruckler et al., 1997 ; Schnebelen et al., 2004). Plusieurs échelles spatiales apparaissent pertinentes pour évaluer l'impact de systèmes : la zone de sol homogène, la parcelle agricole

comme lieu d'application technique, l'exploitation agricole comme unité de gestion, le bassin hydrologique comme aire d'alimentation exhaustive d'un exutoire à protéger (Gaury et al, 1992, Beaudoin, 2006).

En conclusion, la lixiviation est un processus biophysique dont l'intensité est déterminée par l'interaction entre le système de culture, les pratiques agricoles et les facteurs pédoclimatiques ; son intensité est donc spécifique au site et à l'année (en anglais "*site specific*"). L'échelle de temps adaptée pour quantifier les flux d'eau et d'azote sous les systèmes de culture et *in fine* l'évaluer en fonction d'un objectif de concentration nitrique dans l'eau de percolation, est la rotation culturale. Cependant, la comparaison de l'impact d'une pratique isolée, telle l'implantation d'une CI, par rapport à un témoin, peut être quantifiée à l'échelle annuelle, si l'on fait abstraction de ses arrières effets ; cependant, cette comparaison doit être répétée dans le temps et l'espace à cause du caractère local de la lixiviation. L'échelle spatiale *ad hoc* de quantification de la lixiviation est la zone de sol homogène ; cependant, les échelles les plus pertinentes en termes de finalités sont celles de la parcelle (unité de gestion agronomique) et du bassin hydrologique (unité de fonctionnement).

4.1.1.2. Méthodes de quantification de la lixiviation

La lixiviation dépend localement des bilans d'eau et d'azote dont la quantification en parcelle agricole a fait l'objet de nombreuses recherches méthodologiques. Les méthodes de quantification présentées ci-dessous se distinguent suivant quatre critères :

- leur caractère direct (mesure) ou indirect (bilan statique, modèle dynamique, traçage isotopique).
- l'intensité du couplage entre la quantification du flux d'eau et du flux d'azote (intégral, journalier, saisonnier)
- leur opérationnalité en conditions agricoles standard, voire leur capacité à être généralisées dans le temps et l'espace.
- les échelles spatiale et temporelle considérées.

Les méthodes de quantification comprennent plusieurs types de mesure (Muller, 1996 ; Weihermüller et al., 2007) et de modélisation (Addicott et Wagenet, 1985 ; Vauclin, 1994).

Lysimètre fermé

Le lysimètre fermé est une micro-parcelle (échelle métrique) isolée hydrologiquement : il comporte 4 faces verticales étanches et la face inférieure est constituée d'une plaque drainante qui sert au recueil de l'eau et des percolats. C'est l'outil expérimental par excellence pour quantifier la lixiviation, à condition de maîtriser le risque d'écoulement préférentiel en bordure. Il permet d'établir des bilans quasi complets des flux d'entrée et de sortie, excluant uniquement les entrées et sorties par voie gazeuse et les éventuelles remontées d'eau capillaire par le bas du profil de sol dans la mesure où la continuité est rompue. Son utilisation peut être avantageusement associée au traçage isotopique (Martinez et Guiraud, 1990 ; Thomsen et Christensen, 1998). Cependant, les lysimètres sont difficilement représentatifs des situations de plein champ, du fait de l'échelle d'investigation qui est généralement métrique, des techniques culturales employées, du microclimat, voire du sol lorsque celui-ci est reconstitué (Ballif, 1996). Les pratiques agricoles se rapprochent toutefois du jardinage.

Dispositif en parcelle agricole drainée

Seuls les parcelles en périmètres drainés artificiellement permettent d'accéder directement à l'eau de drainage en conditions agricoles réelles, à l'échelle infra ou parcellaire, et sont représentatives des techniques agricoles car il est possible d'utiliser les outils agricoles classiques. Le drainage artificiel, en évacuant les excès d'eau, réduit les phases d'engorgement et donc d'anoxie de ces sols, qui sont hydromorphes. Les parcelles drainées artificiellement sont ainsi considérées dans des travaux scientifiques (Arlot, 1999 ; Kladvko, 2004) comme un lysimètre géant. Les études en parcelles drainées permettent aussi d'établir des bilans de masse (eau et nitrate). Le drainage artificiel a pour conséquence de redistribuer les termes du bilan hydrique, en réduisant fortement le ruissellement au profit d'une infiltration et d'écoulement de sub-surface vers les drains. On fait l'hypothèse que le réseau de drainage capte l'ensemble des flux de percolation, ou qu'à défaut, la concentration de l'eau des drains est représentative de celle percolant en profondeur. A l'échelle journalière, la dynamique de transfert des solutés s'en trouve modifiée, comparée à celle de sols non hydromorphes, où l'infiltration d'eau est verticale. Cependant,

à l'échelle mensuelle et donc annuelle, les concentrations moyennes de la lame d'eau drainée sont du même ordre de grandeur entre parcelles drainées artificiellement et parcelles non hydromorphes.

Dispositifs de suivi in situ en parcelle agricole non drainée

Lysimètre ouvert

La technique de lysimètre ouvert installé en plein champ, à la profondeur maximale d'enracinement et recouvert de terre, lève le problème de la représentativité des techniques agricoles appliquées sur la parcelle par rapport au lysimètre fermé, mais pas celui du sol. Ces lysimètres sont plus compliqués à la pose et à l'utilisation. Ils ne permettent pas d'estimer le drainage, car il existe des effets de bordure et le recueil d'eau au potentiel matriciel nul conduit à le sous-estimer (Zhu et al., 2003 ; Weihermüller et al., 2007). Les lysimètres ouverts avec mèches en fibre de verre sont une version plus récente et prometteuse. Ils permettent d'estimer le drainage si le nombre de répétitions est suffisant, et surtout de recueillir des eaux représentatives de celles qui percolent (Brandi-Dohrn et al., 1997 ; Feaga et al., 2009). Cependant, des aspects pratiques concernant leur pose et le système de recueil des eaux (bidons enterrés ou usage de pompe) les destinent davantage aux expérimentations, en particulier de longue durée.

Bougie poreuse

La pose de bougies en céramique poreuse est la technique la plus classique pour des suivis de longue durée en plein champ. Elles permettent de prélever *in situ* les concentrations de façon non destructive et répétée au cours du temps dans des parcelles agricoles (Gaury, 1992). Cependant, elles donnent uniquement accès à la concentration de l'eau mobile, qui peut différer de la concentration moyenne de la solution du sol (Garnier et al., 2001), en particulier si le sol présente des fissures (Webster et al., 1992, cité par Davies et al., 1996). Il faut donc estimer le drainage pour accéder aux flux (volume d'eau percolée ou poids d'azote nitrique lixivié par unité de temps). Pour accéder au flux de nitrate, il faut pouvoir calculer le flux d'eau. Pour cela, il faut recourir soit :

- à la loi de Darcy, à partir d'une mesure *in situ* du gradient de charge via l'utilisation de 2 tensiomètres et l'estimation de la conductivité hydraulique de la couche de sol concernée (Vachaud et al., 1978) ;
- au bilan hydrique, à partir d'une estimation de tous les autres termes du bilan (apport d'eau, évapotranspiration, variation de stock d'eau dans le sol et flux de ruissellement éventuel).

Il est nécessaire de répéter les mesures dans l'espace et dans le temps pour intégrer la forte variabilité spatio-temporelle de la concentration. Le calcul des flux à l'échelle annuelle nécessite une méthode d'intégration de la concentration en fonction du drainage d'eau entre deux dates de mesures de la concentration ; la plus fréquente est la méthode trapézoïdale (Lord et Shepherd, 1993).

Carottage sur le profil de sol

Le prélèvement de terre et son analyse ultérieure au laboratoire permet de mesurer conjointement l'humidité, la teneur en azote minéral et éventuellement la masse volumique du sol. On peut alors calculer le stock d'azote minéral, grandeur indispensable pour établir des bilans (Justes et al., 1999 ; Beaudoin et al., 2005), après estimation de la masse volumique de la terre fine, voire des cailloux. D'une façon similaire à la méthode utilisée pour les bougies poreuses, l'association de données de carottage et d'un modèle simple de calcul permet de convertir les données de stock en flux d'eau et d'azote, au moins sous sol nu (Mary et al., 1999). Ses avantages sont de permettre d'établir des bilans de masse, de localiser les mesures en tout lieu et d'intégrer toute l'épaisseur du sol, là où la charge en cailloux n'est pas trop forte. Sa difficulté est d'assurer la représentativité des échantillons analysés, et de répéter dans l'espace et dans le temps ces prélèvements, qui sont destructifs et coûteux en temps de travail notamment.

Carottage profond :

Le carottage profond dans des sous-sols profonds et homogènes est un moyen indirect d'estimer la concentration de l'eau qui a lixivié les années antérieures, en faisant l'hypothèse que le transfert est uniquement vertical. Il est nécessaire d'affecter l'épaisseur prospectée à un certain nombre d'années, via un modèle d'élyution. Pour valider les calculs de flux d'eau, la méthode de carottage peut être associée au traçage isotopique du tritium (Normand et al., 2004). L'étude de Campbell et al. (2006), précédemment citée, portait sur les effets cumulatifs de la rotation depuis 1967 dans un tchernoziom au Canada. Ces auteurs ont déterminé l'influence de la

fréquence des jachères estivales, des types de cultures et des engrais sur la lixiviation du nitrate après 37 ans. La distribution du nitrate a été mesurée jusqu'à 4,5 m de profondeur par incrément de 0,3 m, dans 10 systèmes de culture. Similairement, Kovack et al. (1995) et Beaudoin et al. (2005) ont confronté d'une part les données de concentration en nitrate de l'eau mesurées sous la zone racinaire à celles calculées par modélisation, ainsi que d'autre part, celles mesurées entre 2,5 et 5 m de profondeur avec les résultats de simulation en prolongeant le profil de sol. Ces auteurs montrent une cohérence entre ces données indépendantes, ce qui permet de valider le paramétrage des modèles. Cependant, cette validation porte sur la variable intégrative, les concentrations en nitrate, et non sur les variables brutes, le drainage et la lixiviation.

Les modèles prédictifs

En fonction de leur complexité, les modèles permettent de prédire le drainage d'eau, la lixiviation ou l'ensemble des pertes d'eau et d'azote d'un agrosystème en fonction d'entrée accessibles portant sur le sol, les techniques, le climat et la plante. Le modèle de transfert le plus simple est le "modèle piston" ; il prédit que le déplacement d'eau est égal au rapport D/HCC dans un profil déjà à la capacité au champ (Rousselle, 1913), où D est le drainage (mm) et HCC l'humidité volumique à la capacité au champ (g eau/cm³ sol). Ainsi, pour un drainage de 100 mm, le déplacement du front sera de 500 mm dans un matériau d'une HCC de 0,20 (texture sableuse ou grossière) et de 200 mm dans un matériau ayant une HCC égale à 0,50 (texture argileuse). Cependant, la vitesse de déplacement d'un "pic" de nitrate est moindre, égale à 0,67 fois celui du front, car la dispersion intervient en plus, comme le montre la Figure 4-2.a (Burns, 1976). D'autre part, ces modèles statiques ne prennent en compte ni les fonctions puits et source d'azote (minéralisation, absorption), ni l'hétérogénéité de sa répartition. La modélisation dynamique du système "sol-culture-atmosphère" permet de synthétiser et de généraliser les résultats de la recherche dans le temps et l'espace (Whisler et al., 1986 ; Corwin et Wagenet, 1996). Elle permet de simuler les interactions entre les modules de transfert des solutés, de minéralisation de l'azote, de croissance et d'absorption des cultures en prenant en compte la variabilité verticale, voire horizontale, des teneurs initiales en eau et en azote, des propriétés du sol et la densité racinaire. Le transfert de solutés est décrit à l'échelle du profil entier à l'aide de modèles analogiques appelés cellules de mélange (Burns, 1976 ; Addiscott et Whitmore, 1991 ; Mary et al., 1999) ou de modèles mécanistes et déterministes physiquement basés, de type convectifs-dispersifs, tels PASTIS (Garnier et al., 2001), DAISY (Hansen et al., 2001) ou SoilN (Johnsson et al., 2002). Van der Ploeg et al. (1995) ont montré que les prédictions de ces deux types de modèles convergeaient, en régime de drainage permanent, si l'épaisseur des couches du modèle analogique était égale à la moitié de la longueur de dispersion du modèle mécaniste. Cependant, dans ces deux conceptualisations, l'eau circule seulement dans la matrice poreuse considérée comme homogène ; ces schémas peuvent difficilement être appliqués à des sols très hétérogènes ou subissant des phénomènes de retrait-gonflement (Lafolie et Neel, 1997). D'une manière générale, le bon usage des modèles pose les questions du respect du domaine de définition de leurs algorithmes et de l'accessibilité de leurs paramètres, notamment à l'échelle du bassin hydrologique. La modélisation peut être aussi couplée alors avec une approche probabiliste, pour prendre en compte l'incertitude due à l'estimation des paramètres et/ou du climat dans l'atteinte de la norme de potabilité (Acutis et al., 2000 ; Lacroix et al., 2005). Le recours à la modélisation pour décrire des situations en situation agricole conventionnelle (et non expérimentale) soulève la question du nombre de facteurs du milieu pris en compte par le modèle (Hansen et al., 2001 ; Meynard et al., 2003). Certains facteurs limitants de la production, telle la pression parasitaire, ne sont pas pris en compte dans les modèles classiques, ce qui conduit à une estimation du potentiel de production de la culture (rendement atteignable sans aucun bioagresseur des cultures). Ainsi, le modèle STICS a pu être appliqué de façon satisfaisante en "situation agriculteur" dans un contexte de systèmes intensifs où la protection phytosanitaire est élevée (Beaudoin et al., 2008), mais pas dans un contexte d'agriculture biologique où de nombreux facteurs limitants de ravageurs sont actifs durant la culture (Burel et al., 2011).

Avant de les utiliser en simulation, les modèles doivent être évalués pour connaître la qualité de prédiction et le niveau d'erreur associé, ceci selon des critères statistiques largement partagés dans la communauté scientifique.

Le marquage ou le traçage isotopique

L'analyse isotopique permet de quantifier la contribution d'un compartiment donné à la lixiviation, en complément des mesures présentées ci-dessus. Les atomes des molécules du nitrate (N, O), de l'eau (H, O) et de la matière organique du sol (C, H, N, O, S...) ont plusieurs isotopes variant par leur nombre de neutrons, et par conséquent ils varient par leur masse, en ayant les mêmes propriétés chimiques. Le dosage des isotopes dans le système

sol-culture-atmosphère permet de différencier des flux (bruts) concomitants affectant le même élément alors que le dosage de l'élément total ne donne que la résultante (flux net). Les isotopes servent dans deux types d'approche :

- le marquage isotopique, qui consiste à suivre, suite à l'apport d'un produit (engrais, effluent, résidu) fortement enrichi en un isotope donné, son devenir au sein du système (ex ^{15}N , ^{13}C), alors qu'il y est naturellement peu représenté (Recous et al., 1988 ; Recous et Machet, 1999) ;
- le traçage, qui consiste à suivre l'abondance naturelle d'un isotope dans un compartiment donné, en fonction des processus qui l'affectent, sachant que certains processus comme la volatilisation ou la dénitrification sont fractionnants, c'est-à-dire qu'ils affectent prioritairement l'un des isotopes (Michelin et Mariotti, 2001 ; Sébilo et al., 2003).

L'usage de ces deux méthodes nécessitent de vérifier des hypothèses comme l'homogénéité d'incorporation du marqueur dans les compartiments étudiés et la stabilité des flux entre deux mesures. Le traçage peut être double, par exemple, associant le ^{15}N et ^{13}C pour l'étude de la décomposition des résidus dans le sol (Recous et al., 1999) ou le ^{15}N et ^{18}O pour la lixiviation du nitrate (Vachier et al., 1987), ce qui permet d'accroître le nombre de flux étudiés. Les isotopes instables peuvent servir à la datation ou au traçage dans l'espace ; ainsi le tritium (^3H), issu des explosions thermonucléaires, permet d'estimer la vitesse de déplacement de la molécule d'eau dans la zone non saturée ou de quantifier son temps de résidence dans la nappe phréatique (Normand et al., 2004) ; le dosage du ^{14}C de la matière organique du sol permet de la dater (Fontaine et al., 2007). Le traitement des données nécessite un modèle compartimental de résolution numérique, utilisant les variables d'état mesurées comme des entrées, tandis qu'un modèle déterministe les prédit en sortie (Mary et al., 1998). Il permet de d'identifier la source du nitrate lixivié (cf. section 4.1.1.3.) et d'estimer certains paramètres des modèles déterministes.

Conclusion sur les méthodes de quantification de la lixiviation

En conditions expérimentales, les différentes méthodes de quantification (lysimètres, marquage avec l'azote ^{15}N) sont assez complémentaires pour permettre une compréhension du phénomène et *in fine* sa formalisation pour une modélisation en dynamique. En situation agricole, des études pilotes sont possibles à l'aide de lysimètres ouverts, de bougies poreuses, voire de carottages de sol. Cependant, elles ne sont pas généralisables dans le temps et/ou l'espace. Le suivi de la qualité de l'eau de périmètres drainés artificiellement ne présente pas cette limite, sous réserve qu'une analyse du fonctionnement biophysique de ces systèmes permette l'extrapolation de leurs résultats. Sur des sols à bon drainage naturel, seule la modélisation permet une généralisation spatio-temporelle de la quantification des flux ; cependant l'application de modèles sol-culture en situation agricole demande des précautions en termes de paramétrage, voire de vérification de son domaine de validité. Il est important de pouvoir les tester au préalable, en s'appuyant sur des données acquises par d'autres méthodes (périmètre drainés, lysimètres ouverts, bougies, carottages). La complémentarité potentielle entre les méthodes est donc à valoriser pour la mise au point de modèles dynamiques et leur calibration et validation. La robustesse des modèles peut être améliorée par une plus grande mutualisation des bases de données servant à leur paramétrage et aux tests préalables à leur utilisation.

4.1.1.3. Origine du nitrate lixivié en systèmes cultivés

La mesure en lysimètre d'une lixiviation atteignant en moyenne $50 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ sous des systèmes de culture non fertilisés montre l'absence d'une relation simple entre fertilisation et lixiviation (Coppinet, 1964, et Triboï et Gachon, 1977, cités par Simon et Le Corre, 1988). Ce résultat, qui peut paraître surprenant, suggère que les processus de minéralisation de l'azote organique du sol peuvent contribuer à la lixiviation, et que, si des périodes d'interculture sans culture sont longues ou se produisent souvent, cet azote minéral produit naturellement par le sol ne sera pas absorbé par une culture et contribuera inexorablement à l'alimentation des pertes de nitrate. Toutefois, le niveau de la lixiviation d'azote nitrique est étroitement lié à la balance hydrique (précipitations – évapotranspiration), aux entrées d'azote (minéral et organique), aux transformations d'azote dans le sol (minéralisation, immobilisation, absorption, fixation symbiotique, pertes par voie gazeuse) et au transport de solutés (Beaudoin, 2006). L'intensité de ces processus varie considérablement avec les conditions pédoclimatiques et les systèmes de culture (Tableau 4-3).

Site	Fagnières (51)		Quimper (29)	
Climat	semi-continentale		océanique	
Précipitations (mm.an ⁻¹)	620		1110	
Succession culturale	Betterave/ blé		Monoculture de maïs	
Traitement	Sol nu	CI	Sol nu	CI
Drainage (mm.an ⁻¹)	145	110	728	674
Lixiviation (kg N.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	58	26	167	45
Nitrate (mg NO ₃ .l ⁻¹)	178	103	102	30

Tableau 4-3. Flux d'eau et d'azote mesurés sous cases lysimétriques à Fagnières (1990-2003) et à Quimper (1983-1998). CI = Culture Intermédiaire. Les valeurs de Fagnières correspondent à la période d'hiver avant betterave (Nicolardot et al, cité par Beaudoin, 2006). Les données de Quimper sont continues (Simon et Lecorre, 1988)

La quantité lixiviée et la concentration en nitrate dans l'eau de drainage sont affectées par la fertilisation de la culture précédente (minérale et organique), la durée des intercultures et leur gestion, le type de rotation et le type de sol. Dans beaucoup de cas, en particulier lorsque la fertilisation est optimale et *a fortiori* sub-optimale, la lixiviation provient peu ou pas de l'engrais apporté dans l'année, mais de l'azote issu de la minéralisation de la matière organique du sol, comme permettent de le montrer plusieurs expérimentations conduites avec de l'engrais marqué (¹⁵N), en plein champ ou en lysimètre (Addiscott et al., 1991 ; Laurent et Mary, 1992). Les quantités d'azote minéral issu de l'engrais et du sol ont été suivies sous blé d'hiver, en 1985-86, dans le Santerre (région naturelle de la Picardie, aux sols limoneux sains et profonds) (Figure 4-3). Le marquage isotopique de l'engrais azoté permet de montrer que ce dernier n'est quasiment plus sous forme minérale à la récolte, indiquant tout l'intérêt d'une fertilisation raisonnée précisément. Cependant, il reste un stock non nul issu de la minéralisation de l'humus du sol, appelé "reliquat minimal", qui varie de 10 à 40 kgN.ha⁻¹ sur 1 mètre de profondeur selon les sols (Machet et al., 1997). Si la fertilisation n'est pas raisonnée ou qu'elle a échoué en surestimant des besoins de la culture, le stock d'azote minéral issu de l'engrais est accru d'une quantité appelée excédent d'azote minéral à la récolte (cf. section 4.1.2). Lors de la récolte, la majeure partie de l'azote mobilisé sera exportée, mais une part non négligeable revient au sol par les résidus de culture (chaumes, racines, pailles ou feuilles). Ces résidus seront décomposés progressivement et l'azote qu'ils contiennent sera en partie minéralisé sous forme d'ammonium et en partie humifié sous forme organique (cf. section 4.1.2).

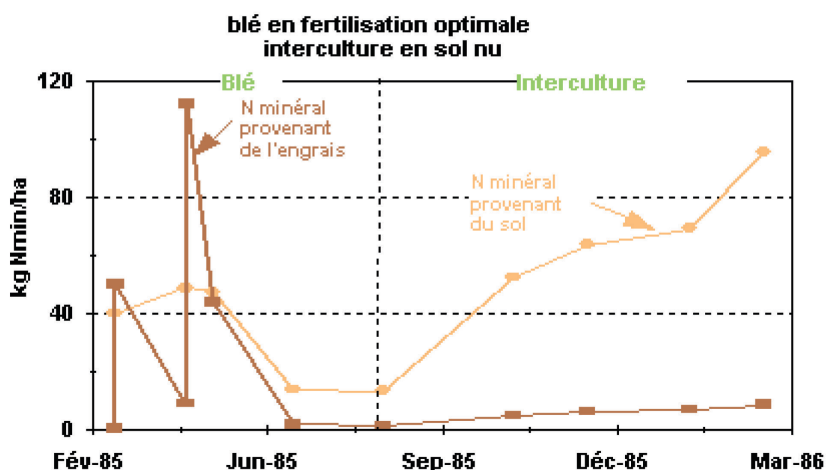


Figure 4-3. Evolution des stocks d'azote minéral du sol, distinguant celui issu de l'engrais et celui issu de la minéralisation de l'humus, par marquage isotopique de l'engrais ; le blé est conduit avec une fertilisation raisonnée (Mary et Machet, 1990).

Le suivi à long terme d'un lysimètre du dispositif INRA de Fagnières (51) montre aussi que près de 40% de l'apport d'azote marqué en 1982 a été immobilisé dans la matière organique du sol (Figure 4-4). La minéralisation qui l'affecte explique la progression de la part d'azote marqué retrouvée dans les eaux de drainage à long terme, l'azote de l'humus de sol ayant un temps de renouvellement lent.

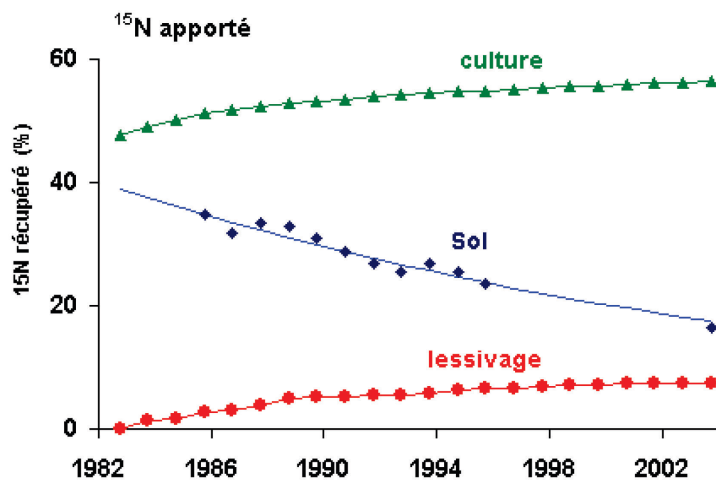


Figure 4-4. Devenir d'un d'engrais azoté marqué apporté dans une case lysimétrique à Fagnières (51) dans la culture, la lixiviation et la matière organique du sol (Beaudoin et al., 2006).

L' expérimentation de Martinez et Guiraud (1990) sur l'effet d'une culture intermédiaire implantée entre un blé et un maïs a permis d'établir un bilan de l'azote marqué apporté sur le blé (Tableau 4-4). Dans chaque traitement, 60% de l'engrais marqué est absorbé par le blé et 30 à 35% est organisé dans la matière organique du sol ; ce sont seulement 2,1% de l'engrais marqué qui restent sous forme nitrrique à la récolte du blé. Cependant, une partie de la matière organique marquée se reminéralise dès l'automne, atteignant une libération de 5% de l'apport lors du semis du ray-grass, puis 7% vingt jours plus tard. Une fraction de ce stock d'azote nitrrique marqué est ensuite lixiviée, à raison de 7% sous culture intermédiaire contre 19% dans le témoin.

Traitement en interculture	Blé (% apport ¹⁵ N)	Maïs (% apport ¹⁵ N)	Eau de drainage (% apport ¹⁵ N)	Sol (% apport ¹⁵ N)	Total (% apport ¹⁵ N)
Sol nu	60 (2,1)	3,0 (0,2)	18,7 (5,0)	15,3 (1,5)	97 (0,7)
Culture intermédiaire	60 (2,1)	2,0 (0,0)	7,1 (0,6)	22,7 (3,0)	91,7 (4,9)

Tableau 4-4. Bilan de l'azote isotopique marqué (¹⁵N), en % de la quantité apportée sur le blé, en 2 ans d'expérimentation d'une succession blé - sol nu ou culture intermédiaire - maïs, en lysimètres de 1 m de profondeur (Martinez et Guiraud, 1990). Valeur moyenne et écart type entre parenthèses. (cf. le Tableau 4-9 sur les résultats globaux (¹⁴N + ¹⁵N)).

Même en cas de fertilisation raisonnée, correspondant à "la bonne dose au bon moment", l'azote apporté n'est jamais complètement disponible pour la culture. Le coefficient réel d'utilisation (CRU), estimé par traçage isotopique, est en moyenne de 60%, avec une amplitude de 40-80% pour les engrais solubles (Recous et Machet, 1999 ; Crews et Peoples, 2004 ; Constantin et al., 2011). D'une part car des pertes gazeuses se produisent, et d'autre part car l'azote est organisé aux dépens de l'engrais. En conséquence, la fertilisation minérale et *a fortiori* organique contribue à enrichir le stock d'azote organique du sol. La répétition annuelle des apports d'engrais contribue ainsi à accroître le potentiel de minéralisation à long terme (Mariotti et al., 1997).

Dans le cas de la Figure 4-3, le stock d'azote minéral issu de la minéralisation de l'azote organique du sol s'accroît parfois fortement après la récolte et en automne ; il croît aussi en hiver dans le cas présent, parce que le drainage de l'année 1985-86 a été très faible et la lixiviation quasi nulle. Cette accumulation d'azote potentiellement lixiviable se produit systématiquement en l'absence de culture en automne. Ce processus est encore plus flagrant en cas de jachère pérenne ou de jachère nue estivale. Par exemple, même si la lixiviation de nitrate dans les prairies semi-arides d'Amérique du Nord est minime, la quantité lixiviée est plus grande quand la fréquence des jachères estivales augmente, depuis la monoculture de blé continue jusqu'à la rotation jachère-blé, toutes recevant des doses d'engrais N et P basées sur des analyses de sol (Campbell et al., 2006). Cet exemple, qui dépasse la question de la gestion de l'interculture automnale, montre l'impact de phases sans culture au sein d'une rotation sur les fuites de nitrate.

En conclusion, la quantité de nitrate lixivié une année donnée a des déterminants multiples. Elle dépend du reliquat minéral résiduel du sol incompressible (concentration trop faible pour que la plante puisse l'absorber), de

la fertilisation en cas d'excès de celle-ci, et surtout de la minéralisation du pool d'azote organique du sol. Le processus de minéralisation est alimenté sur le long terme par les apports de résidus de récolte, d'engrais et d'effluents. Ces apports d'azote favorisent la croissance de la culture avec une efficacité imparfaite et variable. Ils ont donc trois conséquences : 1) à court terme sur le stock d'azote minéral du sol directement exposé à la lixiviation ; 2) à moyen terme sur la teneur en azote des résidus de la culture et donc leur dynamique de décomposition (cf. section 4.1.3.3) ; 3) à long terme sur le stockage de la matière organique, et donc le potentiel de minéralisation du sol. La fertilisation azotée contribue donc directement, notamment en cas d'excès, ou indirectement à la lixiviation, en interaction avec la gestion de l'interculture. La maîtrise de la fertilisation azotée est nécessaire pour réduire les fuites de nitrate, mais n'est pas toujours suffisante car les sols produisent naturellement de l'azote nitrique par minéralisation des matières humifiées du sol, et ce notamment en interculture. En conséquence, sans culture pour réduire le reliquat d'azote minéral du sol, la lixiviation nitrique est inéluctable en cas de drainage automnal et hivernal.

4.1.1.4. Modalités de prévention de la lixiviation

Pratiques de prévention des risques de lixiviation à l'échelle du système de culture

Le principe de la prévention des fuites de nitrate dans les agrosystèmes repose sur la limitation du stock d'azote minéral du sol, appelé communément *reliquat*, à la période de reprise du drainage (Figure 4-5) et sur l'aptitude du système sol-plante à immobiliser l'azote durant la période de drainage. Le reliquat "début drainage" résulte de l'addition ou de la soustraction de flux d'azote depuis la récolte jusqu'au début du drainage. Le précédent cultural transmet un éventuel excédent d'azote et une certaine quantité de résidus. La date de récolte influence le bilan hydrique et la durée de la phase de minéralisation post-récolte avant drainage. La durée et la position dans le calendrier de l'interculture donnent la possibilité ou non de semer des cultures intermédiaires. La prévention de la pollution nitrique peut procéder de deux démarches : tactique ou stratégique, la première ne remettant pas en cause le système de production à la différence de la seconde, et concerner deux échelles : la parcelle et le bassin hydrologique, tous deux ayant des spécificités en termes de phénomènes biophysiques et de gestion.

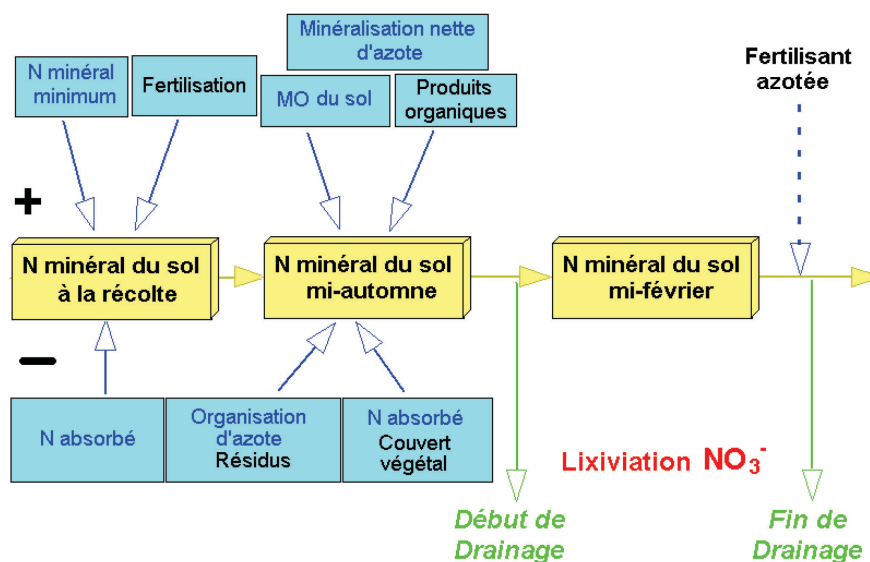


Figure 4-5. Facteurs techniques déterminants l'évolution du stock d'azote minéral du sol dont la lixiviation, au cours du temps pour des cultures annuelles (d'après Machet et al., 1997).

A l'échelle parcellaire, l'ensemble des moyens tactiques permettant de réduire les risques de lixiviation du système de culture sont récapitulés ci-après (Di et Cameron, 2002 ; Dinnes et al., 2002) :

- Limiter les applications de fertilisants ;
- Synchroniser les apports avec la demande en fractionnant les apports, voire pratiquer une fertilisation localisée ou encore à vitesse de libération lente ;

- Faire un bilan d'azote prévisionnel de la culture à la parcelle, afin de diminuer les stocks d'azote post-récolte ;
- Utiliser des inhibiteurs de nitrification ;
- Incorporer les résidus de culture pauvres en azote (teneur inférieure à 1%) ;
- Fractionner les apports de fertilisants avant ou pendant les périodes de drainage ;
- Planter un couvert piège à nitrate pendant les périodes automnales et hivernales ;
- Eviter le pâturage automnal et/ou un chargement des prairies élevé en bovins ;
- Décaler les retournements de prairie aux périodes de moindre risque de lixiviation, et planter des cultures grandes consommatrices d'azote et à enracinement profond au cours des deux années qui suivent le retournement ;
- Mettre en œuvre une agriculture de précision, c'est-à-dire appliquer ces recommandations à l'échelle infra-parcellaire (Robert, 1997 ; Pierce et al., 1999) ;

A l'échelle d'un groupe de parcelles ou des petits bassins versants ruraux, la localisation ciblée des jachères permanentes peut contribuer à réduire la quantité lixiviée moyenne à l'échelle du bassin (Lacroix et al., 2005).

Même si les démarches tactiques ne sont pas pertinentes ou applicables dans tous les cas, leur adoption permet, selon les auteurs, une réduction notable de la lixiviation du nitrate, sans remettre en cause les systèmes de cultures (Schnebelen et al., 2004 ; Lacroix et al., 2005 ; Decrem et al., 2007). Cependant, leur adoption n'assure pas l'atteinte du seuil de potabilité des eaux captées, et encore moins, celle du bon état écologique des eaux douces ou du littoral (Billen et al., 2009).

Une démarche stratégique peut plus facilement intégrer un objectif de résultat au sein d'une boucle de progrès (Meynard et al., 2001 ; CORPEN, 2006). Elle s'appuie sur d'autres leviers comme la remise en prairie, la substitution des intrants azotés par l'introduction de légumineuses et l'ingénierie écologique (Wells et al., 2000 ; Eltun et al., 2002 ; Ross et al., 2008). L'utilisation de ces leviers permet d'aboutir à des systèmes de culture économes en intrants azotés et limitant les pertes d'azote. Les systèmes de culture peuvent aussi évoluer en fonction d'autres critères écologiques et/ou économiques vers le non-travail du sol ou l'agriculture biologique. Les cultures intermédiaires sont alors un des leviers de la conception de systèmes durables car elles peuvent servir de multiples objectifs (Tableau 4-1).

En conclusion, les moyens de prévention de la pollution nitrique d'origine agricole concernent différentes échelles de temps et d'espace. Les moyens de gestion de l'azote en interculture intéressent principalement l'échelle du site-année ; ils peuvent servir une démarche tactique d'amélioration de l'efficacité agri-environnementale des systèmes de culture mais peuvent aussi bien servir une démarche systémique de re-conception de ceux-ci. Les cultures intermédiaires sont un moyen de réduire les fuites de nitrate sans avoir à remettre en cause le système de culture, lorsque celles-ci ont le temps de prélever l'azote en interculture.

4.1.1.5. Faisabilité des modes de gestion de l'azote en interculture autres que les cultures intermédiaires pièges à nitrate

L'interculture est une période qui peut varier de quelques jours à 280 jours (Machet et al., 1997, citant Poirat, 1996), dont dispose l'agriculteur pour faire évoluer l'état du sol ou gérer les adventices, ceci avant d'implanter la culture principale suivante dans les meilleures conditions. Les pratiques culturales mises en œuvre pendant l'interculture sont tributaires des conditions héritées de la culture principale, en termes de date de récolte, d'humidité et de structure du sol, de disponibilité en azote minéral, d'état d'enherbement, de quantité et richesse en azote des résidus, entre autres. Presque toutes les techniques culturales mises en œuvre en interculture ont un effet, direct ou indirect, sur la dynamique de l'azote. Les principales sont le travail du sol, la gestion des résidus, le désherbage physique ou chimique, le broyage des couverts et éventuellement l'apport d'effluents. L'effet de chaque facteur pris isolément sur le piégeage de l'azote est traité dans la section "Facteurs influençant l'azote disponible". Nous faisons ici une présentation de leurs principes et fonctions, de leurs complémentarités ou incompatibilités. Ces modes d'action se classent aussi en fonction de leur impact sur le stock d'azote minéral du sol avant drainage (cf. section 4.1.2).

Le travail du sol

Le travail du sol a des effets directs en termes de dynamique des matières organiques et de vitesse de minéralisation de la matière organique, et indirects *via* le contrôle qu'il permet de la flore spontanée. Ces effets peuvent éventuellement se combiner dans une stratégie à long terme de "non-travail du sol", dont un bilan est traité dans la section 4.1.5.3. Facteurs pédoclimatiques influençant le piégeage ou la vitesse de transfert du nitrate. Seules sont abordées ici les fonctions associées au travail du sol qui ont une influence sur la dynamique de l'azote. Ce sont :

1) un rôle d'incorporation des résidus récents et des éventuels amendements. Il en résulte deux faits agronomiques :

- la destruction du mulch, qui joue directement sur le bilan d'eau, par interception des précipitations et limitation de l'évaporation, et plus ou moins directement sur le bilan thermique, par modification de l'albédo et du flux de chaleur latente sur la partie supérieure du sol ;
- l'incorporation elle-même, qui se caractérise par la localisation, l'homogénéité de répartition et l'intimité du mélange des résidus avec la terre fine dans la couche travaillée. Ces caractéristiques dépendent de l'outil utilisé (herse, disque, versoir...) ; elles vont influencer directement la dynamique de décomposition et le processus de volatilisation de l'ammoniac des effluents, et indirectement la qualité du lit de semence et donc le potentiel de levée ;

2) un rôle de perturbation de l'état organique du sol, de deux façons :

- en mélangeant les couches de sol si l'outil opère un retournement (versoir) ; il aboutit alors à une répartition homogène de la matière organique dans la couche travaillée ;
- en brisant la protection physique qu'opèrent certains colloïdes argileux ou cristaux carbonatés sur la matière organique stable du sol, vis-à-vis de l'attaque par les micro-organismes. Ce dernier phénomène a conduit des expérimentateurs à tester une pratique alternative, "les labours retardés", pour réduire la minéralisation automnale de l'azote, dans les 20-30 cm supérieurs du sol ;

3) un rôle de modification de la structure du sol (décompactage, émiettement), qui joue directement sur les propriétés de circulation de l'air et de l'eau, et indirectement sur l'enracinement des cultures, la température et la dénitrification ;

4) un rôle de destruction des plantes en place (désherbage physique), de création d'un lit de semence qui favorise la levée des graines semées ou des repousses. Plusieurs faux-semis peuvent aussi être enchaînés.

L'exportation ou le broyage et la dispersion des résidus de récolte

L'exportation des résidus contribue à exporter de la parcelle du carbone et des éléments minéraux, à des fins d'élevage ou de facilitation des préparations de semis d'été (luzerne, colza...). Le broyage des couverts et des résidus de récolte permet leur recyclage dans la parcelle.

La restitution et/ou l'incorporation des résidus de récolte

La vitesse de décomposition des résidus de culture est fonction des facteurs température, eau, oxygène et disponibilité en azote du milieu. Elle est beaucoup plus rapide quand les résidus sont incorporés plutôt que laissés en surface (Coppens et al., 2006). La restitution des résidus s'accompagne d'une immobilisation d'azote minéral en fonction de leur teneur en azote (ou encore exprimée par le rapport des teneurs en carbone et azote ou rapport C/N ; Nicolardot et al., 2001). Son effet porte presque exclusivement sur la couche où sont enfouis les résidus. Si le rapport C/N des résidus est inférieur à celui de la biomasse microbienne du sol (C/N=12), il se produit une libération d'azote. Dans le cas opposé, l'immobilisation d'azote croît avec le rapport C/N des résidus. La décomposition peut être ralentie par manque d'azote, mais ce constat ne doit pas conduire à épandre de l'azote pour accélérer la décomposition, car cela conduirait à augmenter artificiellement le potentiel de minéralisation en azote du sol. Il convient d'optimiser le broyage puis l'incorporation des résidus à l'occasion des travaux de récolte puis de l'interculture.

Réglementation de la fertilisation, des apports d'effluents et rôle d'inhibiteur de nitrification

L'interculture peut être une période commode pour épandre des effluents et d'autres produits résiduels organiques (PRO). Ces PRO contiennent une partie d'azote sous forme minérale, donc sujette à la lixiviation, et

une autre partie sous forme d'azote organique dont une proportion est facilement minéralisable. Ils sont d'ailleurs classés en fonction de ces caractéristiques quantitatives (incluant leur rapport C/N et de leur traitement, fumier ou compost). L'interculture est donc logiquement une période de proscription de la fertilisation minérale et d'interdiction d'apport sauf dérogations particulières.

Avec ou sans apport de PRO et notamment d'effluents d'élevage ou d'industries agro-alimentaires facilement minéralisables, les inhibiteurs de nitrification constituent une alternative chimique à l'augmentation d'un stock de nitrate potentiellement lixiviable dans le sol. Ils peuvent empêcher (ou retarder) par une action biologique la constitution d'un stock de nitrate. Cette technique consiste à appliquer sur le sol un mélange chimique qui bloque la réaction de nitrification de l'ammoniac en nitrate en inhibant l'activité enzymatique. A titre d'exemple de produits 3,4-diméthylpyrazole phosphate (DMPP, *a priori* sans effet écotoxicologique sur la microbiologie du sol), dicyandiamide (DCD), N-(n-butyl) thiophosphoric triamide (NBPT). Généralement, le produit accompagne la fertilisation organique, et a pour effet d'augmenter le stock d'ammoniac au détriment de la quantité de nitrate. Les expérimentations en lysimètre ou incubation ont montré que la réduction de lixiviation peut alors s'élever à 50%, avec des doses de produits appliqués de l'ordre de 5 à 15 kg/ha (Di et Cameron, 2005 ; Yu et al., 2007 ; Li et al., 2008). Malgré des résultats prometteurs, cette technique n'a été appliquée qu'en climat tropical ou méditerranéen, ou en zone d'élevage. Elle nécessite des traitements environ toutes les 3 semaines (Di et Cameron, 2005). Des inconnues subsistent quant à l'innocuité microbiologique à long terme. C'est donc une solution partielle qui peut être utile, mais qui doit être associée à d'autres techniques pour réduire efficacement la pollution nitrique.

Conclusions sur les modes de gestion de l'azote en interculture autres que les cultures intermédiaires pièges à nitrate

Abstraction faite de l'implantation d'une culture intermédiaire, les techniques mises en œuvre pendant l'interculture n'ont pas comme première finalité la gestion de l'azote, hormis le cas des apports d'effluents accompagnés éventuellement d'un inhibiteur de nitrification. Des incompatibilités techniques peuvent exister entre ces pratiques, qui conduisent à établir des priorités pour effectuer des choix :

1) quelle priorité dans les fonctions principales associées aux résidus ? : i) les exporter ; ii) les laisser sous forme d'un mulch pour limiter l'évaporation et protéger la structure du sol ; iii) les enfouir pour immobiliser l'azote et favoriser leur décomposition ;

2) quelle stratégie de lutte contre les adventices ? : i) pratiquer un désherbage chimique ou physique ; ii) favoriser la concurrence par l'implantation de culture intermédiaire, en tolérant certaines espèces d'adventices ;

3) quand implanter la CI ? comment concilier semis d'une culture intermédiaire et enfouissement des résidus et/ou le déchaumage en cas de pratiques de faux-semis ?

4.1.1.6. L'implantation des Cultures Intermédiaires pièges à nitrate

En zones de climat tempéré, la baisse des températures en période hivernale entraîne un ralentissement de la croissance de la végétation, voire l'arrêt lors de période de gel. En même temps, quel que soit le type de végétation, cette période correspond à un excédent pluviométrique dans les zones à influence océanique ou méditerranéenne (Campbell et al., 2006). Outre les couverts permanents, les cultures principales implantées en automne, tel que le colza, le seigle et le blé, et dans une moindre mesure l'avoine et l'orge d'hiver, peuvent normalement survivre en hiver, tandis que les sols sont laissés généralement nus (sauf cas de législation) avant les semis de printemps. Dans la grande majorité des régions agricoles sous climat tempéré, l'hiver est propice à la lixiviation de nitrate, en profondeur par percolation, voire par ruissellement hypodermique dans les sols à drainage naturel médiocre. Des cultures principales semées en fin d'été vont pouvoir absorber une partie du stock d'azote nitrique. En cas de semis d'automne, un piégeage de nitrate peut s'opérer avant puis pendant l'hiver. Par exemple le piégeage peut dépasser 100 kgN.ha⁻¹ pour le colza, alors qu'il ne sera que d'une dizaine de kgN.ha⁻¹ pour le blé en cas d'automne et hiver froids. En cas de semis de printemps, l'introduction d'une culture intermédiaire qui couvre la période entre la récolte d'un précédent en été ou automne et le semis de la culture suivante, au printemps, est nécessaire pour généraliser ce rôle de piégeage. Cette période, couverte par la culture intermédiaire, peut être impropre à la production d'une culture de rente (Thorup-Kristensen et al., 2003), ou la conséquence d'une priorité donnée au semis de printemps pour des raisons agronomiques et/ou

économiques. Les cultures dérobées constituent un cas à part de valorisation, comme fourrage ou comme matière première de la méthanisation (Moller et Stinner, 2009), mais elles perdent leur statut de culture intermédiaire *sensu stricto* (et les contraintes et financements éventuels associés). En revanche la notion de culture intermédiaire peut être extrapolée à des repousses de cultures voire à des adventices, si leur densité de peuplement est suffisante pour piéger l'azote minéral du sol.

En ce qui concerne l'alimentation en azote de la culture suivante le rôle d'une culture intermédiaire diffère de celui d'un apport de matière organique, car elle n'apporte pas d'azote supplémentaire déterminant, excepté pour le cas des légumineuses (Thorup-Kristensen et al., 2003). Une culture intermédiaire va exercer les fonctions de puits d'azote minéral puis de source d'azote organique facilement décomposable. Cependant, ces fonctions ne sont pas automatiquement au service de la fourniture en azote de la culture suivante : en cas de lixiviation très partielle du profil d'azote, une culture intermédiaire peut induire un déficit pour la culture suivante par rapport à un témoin sans culture intermédiaire. Le risque de "*pre-emptive competition*" (ou compétition par préemption d'azote) s'accroît quand les précipitations efficaces diminuent ou que l'enracinement de la culture principale augmente, car la culture intermédiaire peut absorber de l'azote nitrique qui ne serait pas lixivié en cas de faibles drainage et lixiviation, et donc préempte cet azote sans pour autant le restituer complètement à la culture suivante (Thorup-Kristensen et Nielsen, 1998). Le risque croît aussi si la minéralisation de l'azote de la culture intermédiaire est faible et/ou mal synchronisée avec les besoins de la culture suivante, ce qui peut conduire à augmenter ponctuellement la fertilisation azotée. Cependant, cela doit rester exceptionnel car si l'introduction de cultures intermédiaires devait conduire à augmenter en moyenne la fertilisation de la culture principale, elle aurait un effet négatif sur la balance globale du système (Thorup-Kristensen et al., 2003). L'existence d'interactions entre processus amène à rechercher une conduite optimale locale qui tienne compte de leurs probabilités d'occurrence de la lixiviation et des effets nets finalement produits.

L'optimum de l'effet environnemental et agronomique dépend du contexte agronomique local, intégrant le climat, le type de sol (facteurs déterminants indépendants de l'agriculteur), et les cultures principales précédente et suivante (Thorup-Kristensen et al., 2003). Les facteurs sur lesquels l'agriculteur peut agir, sont appelés variables de contrôle (Meynard et al., 2003). Facteurs pédoclimatiques et variables de contrôle interviennent souvent en interaction ; par exemple la quantité d'eau drainée est fonction de la pluie, mais aussi de la date de maturité de la récolte précédente (Beaudoin et al., 2005). Une comparaison des quantités lixiviées sur plusieurs sites du Danemark a montré que celui ayant les sols sableux, à plus faible réserve utile, est le plus propice à la lixiviation (Askegaard et al., 2005). Ceci est cohérent avec le modèle de Burns précédemment évoqué, la réserve utile étant assez corrélée avec l'humidité volumique à la capacité au champ. Dorsainvil (2002) a simulé à l'aide du modèle STICS (Brisson et al., 1998, 2002), préalablement calibré et testé, l'effet de diverses modalités de conduite : des ray-grass semés au-delà de mi-septembre ne produisent qu'une très faible biomasse à Thibie (51) et Boigneville (91), alors qu'ils produisent une biomasse non négligeable à Quimper (29). Il existe donc une interaction espèce x climat x date de semis.

Dans des systèmes de culture impliquant un travail du sol réduit, les herbicides sont largement utilisés pour contrôler les adventices et détruire les cultures intermédiaires avant leur incorporation. Il existe un conflit potentiel entre les objectifs de maximiser les effets de la culture intermédiaire dans la réduction de la lixiviation, optimiser l'efficacité de l'herbicide et limiter le risque de lixiviation de l'herbicide (souvent le glyphosate) et de ses produits dérivés (Aronsson et al., 2011). En ce qui concerne les pertes de phosphore (P), le bénéfice d'une moindre érosion, et donc d'une moindre perte de P particulaire, permis par la culture intermédiaire, doit être confronté au risque de pertes de P dissous à partir des résidus de culture intermédiaire, processus dans lequel le facteur sol est important (Ulén et Jacobsson, 2005, cité par Aronsson et al., 2011). Dans les systèmes cultivés en agriculture biologique, un arbitrage doit être fait entre travailler le sol pour lutter contre les adventices et favoriser les couverts piéges à nitrate permettant un recyclage de l'azote (Eriksen et al., 1999).

En conclusion, ces quelques exemples reflètent la complexité de la problématique qui conduit Meisinger et al. (1991) à parler de "système de culture intermédiaire", et justifie les points sur lesquels une étude élargie doit inclure : i) facteurs pédoclimatiques qui influencent la quantité de nitrate lixivié ; ii) facteurs techniques : date et conditions du semis, type de couvert, date de destruction ; iii) variables d'intérêt incluant les impacts sur le volume drainé, la lixiviation et la croissance de la culture suivante. Comprendre comment les variables de contrôle agissent sur l'état du milieu doit permettre de les optimiser. La gestion des cultures intermédiaires doit être cependant conçue dans un cadre d'analyse plus large, à l'échelle du système de culture.

4.1.1.7. Bilan / conclusion

La lixiviation est déterminée par l'interaction de facteurs pédoclimatiques et agronomiques (eux-mêmes pilotés par des objectifs technico-économiques). Les moyens de la réduire peuvent concerner tout ou partie du système de culture. Les moyens d'ordre stratégique s'appuient sur une re-conception du système de culture, alors que les moyens tactiques visent à optimiser seulement la période d'interculture pour une succession donnée que l'on ne cherche pas à remettre en cause.

Les pratiques réalisées en interculture se différencient par le rang que prend la gestion de l'azote dans la hiérarchie des objectifs attribués à la gestion de l'interculture et par leur efficacité dans l'accomplissement de cette dernière (cf. section 4.1.2).

Il existe une complémentarité ou des antagonismes entre ces moyens de gestion de l'azote en interculture. La complémentarité peut venir de l'association de pratiques qui diffèrent par l'épaisseur de sol sur laquelle elles influencent la dynamique de l'azote : les cultures intermédiaires ont une action dans la zone racinaire (plusieurs dizaines de centimètres) alors que l'incorporation des résidus ou le retardement du travail du sol n'affectent que la couche travaillée. L'influence du mulch sur les bilans hydrique et thermique décroît progressivement avec la profondeur. Des incompatibilités agronomiques existent entre les pratiques, qui conduisent à effectuer des choix en fonction de la hiérarchie des objectifs visés. Outre les données agronomiques liées au contexte local, ces choix peuvent intégrer l'efficacité des pratiques en termes de piégeage d'ions nitrate dans le profil de sol et de fourniture d'azote pour la culture suivante, qui sont traités dans les sections suivantes.

4.1.2. Effets de modes de gestion de l'azote, en interculture, autres que l'implantation d'une culture intermédiaire piège à nitrate

Les modes de gestion de l'azote en interculture sont en grande partie déterminées par la nature du couple de cultures principales se succédant. Il joue sur les conditions initiales, à la récolte du précédent (humidité, stock d'azote minéral, résidus) et sur la position dans le temps des opérations techniques. Les conditions de réalisation de ces dernières vont jouer sur le stock d'azote minéral en début de drainage.

4.1.2.1. Quantité d'azote minéral du sol à la récolte du précédent cultural

La dynamique de l'azote pendant l'interculture est tributaire de celle advenue pendant la culture précédente, et en particulier du bilan de la fertilisation azotée. De nombreux essais appelés "courbe de réponse à l'azote" ont permis de modéliser la réponse d'une culture à la fertilisation (Makowski et al., 1999). Les courbes de réponse du rendement en fonction de la dose sont, en général, du type "linéaire plus plateau" (Figure 4-6). Au-delà d'une valeur dite "dose optimale", le rendement est stable voire décroissant. La réponse de la quantité d'azote mobilisé à la dose d'engrais est linéaire jusqu'à des doses très fortes. La linéarité s'explique par une augmentation de la teneur en azote de cette biomasse. La réponse du stock d'azote minéral du sol à la dose est du type "plateau plus linéaire" (Figures 4-6 et 4-7) : il prend une valeur minimale, liée au type de sol, jusqu'à la dose optimale ; ensuite, il croît linéairement avec une pente comprise entre 40 et 50% (Machet et al., 1997, citant

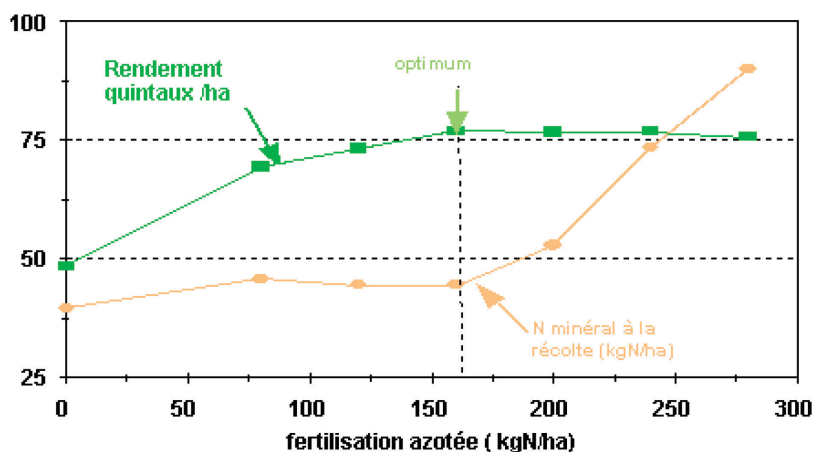


Figure 4-6. Courbe de réponse à l'azote et évolution du reliquat récolte : Blé, Grande-Bretagne, moyenne de 8 essais (1987-1988) ; Chaney (1990)

Chaney (1990), Lord (1992) et Recous (1996)). Au-delà de l'optimum, en condition de consommation dite "de luxe" (variable selon les espèces cultivées), le produit récolté et les résidus s'enrichissent en azote (cf. section 4.1.2.2) et le stock d'azote minéral restant dans le sol croît. Notons que, même en absence de sur-fertilisation, la quantité d'azote minéral à la récolte du précédent cultural n'est jamais nulle. Il existe toujours un reliquat d'azote minéral dans le sol incompressible qui n'est pas absorbé par les cultures. Ce reliquat est faible, de l'ordre de 0,1 à 0,3 kgN/ha/cm de sol, soit environ 20 kgN/ha pour un sol de 1 m de profondeur ; il varie en fonction du type de sol et de l'espèce végétale, car les capacités d'absorption d'azote et le temps entre la fin de la phase d'absorption et la récolte varient selon les cultures (Machet et al., 2007).

Le stock d'azote minéral post-récolte est potentiellement lixiviable si une culture ne vient pas ensuite l'absorber. Par exemple, Zhu et al. (2003) ont appliqué des doses croissantes (0, 100 et 200 kgN.ha⁻¹) sur du maïs avant soja en Pennsylvanie (USA) en mesurant les teneurs en N-NO₃, lixivié par lysimétrie à mèches capillaires, durant plus d'un an, intégrant la saison de drainage postérieure à la récolte concernée. Il apparaît un effet significatif de la dose non seulement pour les années avec maïs, avec 2, 8 et 24 mgN-NO₃.l⁻¹, mais aussi sous le soja, avec 6, 8 et 27 mgN-NO₃.l⁻¹ respectivement. Cette légumineuse, non fertilisée mais piètre piège à nitrate car fixatrice d'azote, n'a pu absorber l'excédent issu du maïs.

Raisonnement la fertilisation permet une certaine maîtrise du stock d'azote minéral à la récolte, en déterminant une dose optimale en fonction d'un objectif de rendement et des conditions de milieu. L'estimation de cette dose intègre une incertitude liée à l'estimation des paramètres du sol et surtout à la définition de l'objectif de rendement (Makowski et al., 1999). D'une surestimation de celui-ci peut résulter une sur-fertilisation de fait. La réduction du niveau de fertilisation azotée, en dessous de l'optimum, permet une baisse modérée de la quantité d'azote lixiviée. Par exemple, en situation expérimentale avec de grandes cultures, la baisse était de 14% sur le site de Thibie (51) en Champagne pour une réduction de 35% des apports d'azote (Mary et al., 2002), de 27% à Jynde vad au Danemark (Hansen et Djurhuus, 1996) ou de 33% dans le Lincolnshire en Angleterre (Johnson et al., 2002) pour une réduction de 50% des apports. L'effet d'une réduction de dose (en dessous de l'optimum) est alors significatif sur les rendements et la qualité de la production, contrairement à une réduction opérée sur des doses qui seraient au départ dites "d'assurance" (Lacroix et al., 2005).

En "situation réelle en parcelles d'agriculteurs", les incertitudes croissent, à cause de la variabilité du milieu et des contraintes d'organisation du travail, mais apparaissent gérables. Par exemple, l'impact de la mise en œuvre de la fertilisation raisonnée a été évalué sur un réseau de 36 sites pendant 8 ans sur le bassin hydrologique de Bruyères (02) aux sols très variés (Beaudoin et al., 2005). Une sur-fertilisation moyenne de 22 kgN.ha⁻¹ apparaît *a posteriori* quand la dose optimale est appliquée (bonnes pratiques agricoles notées GAP), tandis que le bilan N est équilibré quand la dose est réduite de 20% par rapport à la dose conseillée (mesures agri-environnementales notées AEP). L'excédent de stock d'azote minéral par rapport au reliquat minimum croît avec une pente de 40% en fonction du niveau de la sur-fertilisation, pente qui est proche de celle obtenue en situation expérimentale (Figure 4-7 *versus* Figure 4-6). A noter que les incertitudes croissent, en raison de la variabilité du milieu, du climat et des contraintes d'organisation de l'agriculteur.

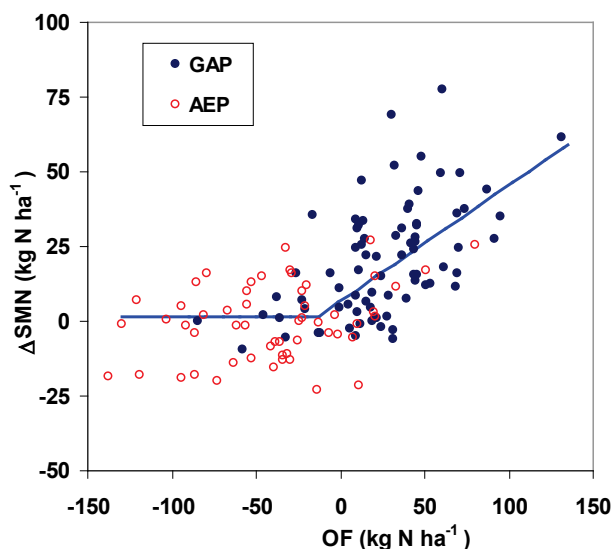


Figure 4-7. Relation entre l'excès d'azote minéral à la récolte (ΔSMN , kgN.ha⁻¹) et la sur-fertilisation calculée *a posteriori* (OF, kgN.ha⁻¹), pour deux modes de gestion (Beaudoin et al., 2005)

(GAP = bonnes pratiques agricoles ;
AEP = mesures agri-environnementales)

Dans cette même étude, les données de stock d'azote minéral après récolte dépendent de la culture et se scindent en deux classes de valeurs significativement différentes : i) 35-38 kgN.ha⁻¹ après céréales ou betterave, et ii) environ 50 kgN.ha⁻¹ après colza ou pois.

Toutes espèces confondues, ce stock d'azote minéral moyen a varié de 20 kgN.ha⁻¹ en 1999 contre 58 kgN.ha⁻¹ en 1992, malgré la prise en compte annuelle des stocks d'azote en sortie d'hiver. Cette variabilité s'explique plus par celle du climat, qui intervient sur les conditions de réalisation du rendement (sécheresse), d'absorption tardive d'azote et de minéralisation de l'humus, que par celle de l'assolement. La variabilité interannuelle des reliquats à la récolte apparaît ici plus importante que celle due au type de précédent cultural. L'existence de cet aléa, en contexte d'agriculture raisonnée, implique donc une gestion de l'azote post-récolte. Cet exemple ignore le cas de cultures laissant systématiquement d'importants stocks d'azote minéral à la récolte à cause, soit d'un enracinement superficiel, soit une durée de végétation très brève, soit un délai important entre maturité et récolte. Dans ces cas, une gestion appropriée de l'azote en interculture notamment avec des cultures intermédiaires "pièges à nitrate" est *a fortiori* requise.

4.1.2.2. Minéralisation de l'humus du sol en automne et hiver

La minéralisation de la matière organique du sol est un phénomène biologique qui résulte de l'activité de la biomasse microbienne, et concerne toutes les périodes de l'année et donc y compris l'interculture. Cette activité est fonction des conditions physico-chimiques, en particulier la température, l'humidité, la pression partielle en oxygène et elle est très majoritairement localisée dans la couche labourée ou les horizons équivalents en cas de non-labour permanent (Valé, 2006 ; Oortz et al., 2007). Bien que le sous-sol puisse contenir entre 30 et 50% du stock total d'azote du sol, celui-ci apparaît quasiment inerte (Fontaine et al., 2007), ce qui peut s'expliquer par la protection qu'opèrent les micro-agrégats sur la matière organique (effet de protection physique) et/ou par un manque de matière organique fraîche qui apporte de l'énergie pour initier le phénomène (en anglais "*priming effect*"). Ces phénomènes affectent en partie la couche superficielle. La modélisation de l'évolution du stock de matière organique d'essais à long terme, couplée avec le traçage de l'isotope stable du carbone (¹³C), montre que tout le stock de l'horizon de surface n'est pas accessible à la dégradation, ce qui amène à considérer un compartiment, dit inerte ou à très long temps de renouvellement, tandis qu'un autre, dit "actif", présente un temps de renouvellement de quelques décennies (Saffih-Hdadih et Mary, 2008). La fertilisation pratiquée en systèmes intensifs (minérale et organique) a apparemment contribué à gonfler le compartiment "actif" des sols, augmentant ainsi leur potentiel de minéralisation (Mariotti, 1997). La répétition des cultures intermédiaires sur le long terme augmente le stock de carbone et le potentiel de minéralisation du sol (cf. section 4.3).

La vitesse de minéralisation de la matière organique du sol dépend d'un potentiel intrinsèque au sol, et des conditions climatiques, voire culturales. Le potentiel de minéralisation est la quantité d'azote minéral libéré au cours du temps d'un échantillon représentatif du sol placé en incubation en conditions aérobies au laboratoire, sans résidus de culture, à une température et une humidité de référence. La vitesse de minéralisation est corrélée positivement à la teneur en matière organique et négativement aux taux d'argile vraie et de calcaire (Delphin, 1986 ; Chaussod et al., 1986). La minéralisation nette d'azote issu de la matière organique du sol *in situ* est fonction de la minéralisation potentielle du sol et d'autres facteurs, comme : la température (T) et l'humidité (H%). La température agit de façon quasi exponentielle (loi d'Arrhénius) entre 0 et 28°C. L'activité microbienne peut s'exprimer linéairement en fonction de l'humidité, mais cette expression est contingente du type de sol. Elle s'exprime plus généralement en fonction du logarithme du potentiel matriciel. Il est donc possible de prédire la minéralisation selon les lois d'actions de ces deux facteurs, T et H%, qui agissent indépendamment (Andren et Paustian, 1990). Cela revient à transformer les jours calendaires en jours normalisés par rapport à des conditions de référence pour la température et l'humidité, correction permettant de convertir des mesures de stocks d'azote minéral en flux de minéralisation à l'aide d'un modèle de calcul (Mary et al., 1999). Si les conditions climatiques vont déterminer pour l'essentiel la valeur des facteurs température et humidité, ces dernières peuvent aussi dépendre indirectement des pratiques culturales, telles que l'irrigation, la pratique de gestion des résidus (effet "mulch") et le travail du sol, qui peut jouer en modifiant l'effet de protection physique par les agrégats.

La quantité minéralisée annuellement montre une grande variabilité spatio-temporelle, liée à la fois au pédoclimat et au système de culture. Elle a été quantifiée au champ et au laboratoire sur un réseau d'une cinquantaine de situations en France métropolitaine dans la thèse de Valé (2006). Les valeurs obtenues ont varié de 0,2 à 1,6 kgN.ha⁻¹.jn⁻¹ (jn = jour normalisé à 15°C et à l'humidité à la capacité au champ), soit une valeur moyenne

(\pm écart type) de $158 \pm 60 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. Dans un sol limoneux du Santerre (région naturelle de Picardie), la minéralisation annuelle atteint 173 kgN.ha^{-1} malgré un climat septentrional (Garnier et al., 2003).

Les modalités de travail du sol peuvent présenter un impact direct, mais relativement faible, sur la dynamique de minéralisation de l'azote organique du sol. Ces modalités relèvent de deux cas différents : le non-labour et le retard du labour. Le non-labour permanent relève d'une dynamique complexe qui sort du cadre de cette étude : ses impacts sur la lixiviation sont controversés, le plus souvent faibles ou nuls (Zhu et al., 2003 ; Oorts et al., 2007 ; Hooker et al., 2008). La pratique du retard au labour à court terme ne doit pas être confondue avec la pratique du non-labour à long terme. Dans l'essai de Davies et al. (1996), en sol limono-calcaire sur craie du Sud-est de l'Angleterre où la minéralisation de mi-août à début novembre atteint 50 kgN.ha^{-1} , le report du labour d'août à février a réduit la minéralisation nette de $11 \pm 8 \text{ kgN.ha}^{-1}$. Dans un sol limoneux du Santerre, (région naturelle de Picardie) où la minéralisation automnale atteint 60 kgN.ha^{-1} , le retard du labour au printemps a réduit la minéralisation de 10 à 15 kgN.ha^{-1} (Darwis et al., 1993). Une étude sur la gestion de l'interculture après colza d'hiver a montré que le stock d'azote minéral de fin d'automne sous traitement non-labouré était réduit de $1 \pm 5 \text{ kgN.ha}^{-1}$, soit de 11 % en moyenne en comparaison au traitement labouré (Henke et al., 2008). Cependant, une expérience menée de 1987 à 1992 en monoculture d'orge de printemps au Danemark sur sol sableux grossier en climat océanique a montré que le report du labour de l'automne au printemps ne réduisait pas significativement la lixiviation (Hansen et Djurhuus, 1996). On notera que le même traitement "date de labour" en présence d'une culture intermédiaire fut hautement significatif dans cet essai, car il a joué alors sur la durée d'absorption d'azote qui est déterminante sous ce pédoclimat (cf. section 4.1.1.3 et Tableau 4-7). L'effet "retard de labour" semble indissociable de l'effet "absorption des adventices" dans l'étude de Stenberg et al. (1999), citée en 4.1.3.1. De même, les effets indirects du travail du sol sur la minéralisation, en termes de dynamique de décomposition des résidus, sont plus importants que l'effet direct (cf. section 4.1.2.3).

Le pouvoir de minéralisation du sol joue sur les risques de lixiviation nitrique. Dans l'expérience de Hansen et Djurhuus (1996) précédemment citée, la différence de lixiviation entre les deux niveaux de fertilisation d'azote n'est pas due à une différence de stock d'azote minéral à la récolte, mais de minéralisation automnale. Les données du bassin de Bruyères, déjà présentées, ont servi à tester le modèle STICS (Brisson et al., 1998, 2003) en simulation continue sur 8 années (Beaudoin et al., 2008). Cela a permis de réaliser une étude de sensibilité de la quantité lixiviée pendant 8 ans à la valeur de certains paramètres. L'expérimentation numérique montre qu'une augmentation de la teneur en azote organique du sol de 20% conduit à une augmentation de 16% de la minéralisation, de 6% de l'absorption par les cultures principales et de 18% de la lixiviation, toutes choses égales par ailleurs, avec des valeurs absolues des flux, respectivement égales à 112, 171 et $20 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$; l'augmentation absolue simulée est de 18, 11 et $4 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ respectivement. Accroître le stock d'azote organique du sol profite davantage aux cultures dans le cas présent qu'à augmenter les pertes de nitrate.

Un exemple pratique est donné sur une expérimentation conduite sur la parcelle "collines du Beaufroid" de l'INRA de Mirecourt (Burel et al., 2011 ; Figure 4-8). Elle a été subdivisée en 1989 en sous-parcelles différenciées pendant 5 ans par le mode de gestion des effluents organiques et de la fertilisation minérale. Les concentrations des eaux des bougies poreuses sont encore influencées par ces apports, même 20 ans après, dès que le sol est cultivé, effet masqué durant la mise en prairie temporaire, mais générant un flush de minéralisation à sa destruction (2001 et 2009). De plus, le défaut d'absorption dû à la sécheresse de 2003, impacte le reliquat post-récolte tributaire des apports antérieurs. Cela montre l'importance de connaître le stock de matière organique minéralisable, qui détermine fortement la lixiviation à long terme.

La destruction de la prairie est connue pour augmenter la minéralisation de l'azote du sol. La minéralisation peut être augmentée de 150 à 420 kgN.ha^{-1} , pendant l'année suivante. La minéralisation est accrue selon les trois situations suivantes : i) dans les prairies pâturées par rapport aux prairies fauchées, ii) dans les peuplements plurispécifiques par rapport aux peuplements monospécifiques, iii) avec l'âge de la prairie et avec son niveau de fertilisation. Comme attendu, la quantité d'azote lixiviée est plus forte quand la prairie est détruite en automne plutôt qu'au printemps (Vertès et al., 2002 ; Conijn, 2005). En fait, la destruction de prairie conjugue les effets de l'accumulation d'une matière organique labile par rhizodéposition sous prairie, d'un énorme apport de résidus (cf. section 4.1.2.3) et de l'arrêt brutal de la végétation en place (Vertès et al., 2007).

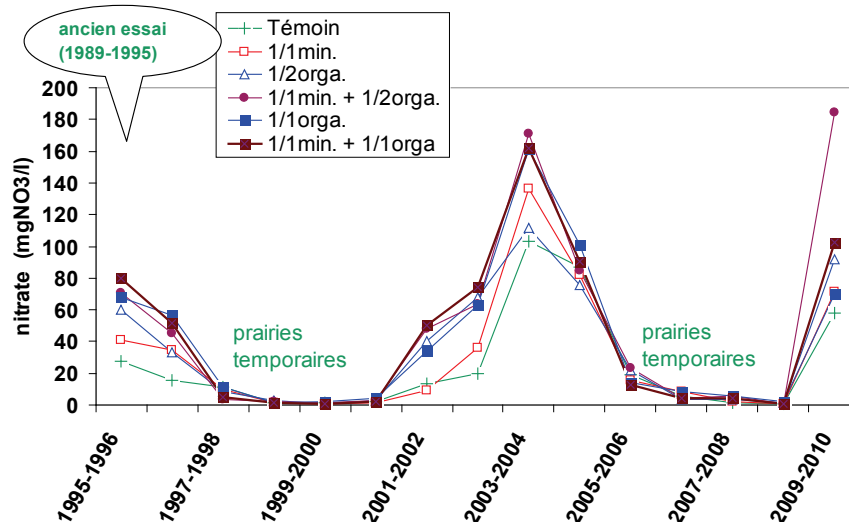


Figure 4-8. Arrière effet de la fertilisation sur la teneur en nitrate de la solution du sol (technique des bougies poreuses) à Mirecourt, lors de la conversion en agriculture biologique en 2004 (Burel et al., 2011)

4.1.2.3. Minéralisation nette au cours de la décomposition des résidus de récolte

La gestion des pailles (céréales, maïs, oléo-protéagineux) affecte la minéralisation nette de l'azote du sol post récolte et donc sur le stock d'azote minéral au début du drainage.

Le suivi au laboratoire du stock d'azote minéral dans des échantillons de sol incubés en conditions optimales, avec ou sans paille incorporée, montre que la décomposition immobilise temporairement 15 kgN.t MS^{-1} , avant qu'une partie se reminéralise progressivement. Le potentiel d'immobilisation équivaut à 120 kgN.ha^{-1} pour 8 tonnes de paille ayant un rapport C/N de 80. Cependant, les valeurs mesurées en plein champ sont bien inférieures à ce potentiel. Différents auteurs aboutissent à une réduction de la minéralisation nette d'azote d'août à décembre de $20\text{-}24 \text{ kgN.ha}^{-1}$, quand les résidus sont incorporés au lieu d'être exportés (Figure 4-9 ; Mary et al., 1996, 1999 ; Nicholson et al., 1997 ; Justes et al., 1999 ; Beaudoin et al., 2005). Dans quatre de ces études, la réduction annuelle de lixiviation d'azote varie de 2 à 30 kgN.ha^{-1} , selon les conditions climatiques hivernales (Figure 4-9). Ces chiffres sont cohérents avec le potentiel d'immobilisation de 2 kgN par tonne de paille incorporée donné par Christensen (1985), cité par Thomsen et Christensen (1998). Des résultats similaires ont été obtenus après enfouissement de cannes de maïs, lors de plusieurs expérimentations menées par Arvalis en France. Les données montrent une immobilisation d'azote croissante dans les 6 mois suivant l'enfouissement, atteignant $5 \text{ à } 15 \text{ kgN.ha}^{-1}$ (Cohan et al., 2011). La principale explication à cette moindre immobilisation en situation agricole est que la décomposition s'y produit sous conditions limitantes d'azote dans l'environnement proche des résidus (quelques cm). La flore microbienne s'adapte et la décomposition est plus lente avec des besoins moindres en azote par unité de carbone. Une première raison serait que seule la cellulose se décompose en automne, bien avant les lignines, ce qui modifie le rapport C/N de la fraction "active" de la matière organique du sol, avec une plus grande quantité d'azote disponible par unité de C qui se décompose (Davies et al., 1996). Une deuxième raison serait que l'immobilisation nette mesurée en fin d'automne après quelques mois de décomposition résulte d'une phase d'immobilisation maximale fugace suivie mais d'une phase de reminéralisation (Garnier et al., 2003 ; Justes et al., 1999 ; Thomsen et Christensen, 1998).

La limitation de l'immobilisation d'azote lors de la restitution de résidus pauvres en azote est principalement due à un mauvais contact entre terre et résidus (non enfouis, broyage grossier, absence ou incorporation hétérogène) ou d'une absence d'azote dans la couche d'incorporation, due à une lixiviation précoce ou autre (Machet et al., 1997). La restitution des résidus sous forme de mulch présente un cas extrême où la minéralisation nette d'azote excède celle d'un sol nu sans résidus, en raison d'une plus grande humidité du sol, tandis que l'incorporation des mêmes résidus la réduit d'un facteur, par l'immobilisation d'azote (Coppens et al., 2006). L'impact d'un enfouissement des résidus est limité dans l'espace au seul horizon travaillé et/ou à la zone où les sucres solubles issus des résidus peuvent migrer. Des simulations montrent que l'immobilisation croît avec l'épaisseur

d'incorporation (Garnier et al., 2001). Cependant, l'immobilisation n'affecte pas les horizons plus profonds (30 à 90 cm) du sol, contrairement aux cultures intermédiaires (Allison et al., 1998). Deux expérimentations ont été conduites en 1990-91 (348 jours) et 1991-92 (285 jours) en Picardie en conditions optimales de mélange terre fine-résidus (cultivateur rotatif ou déchaumeur à disques). La restitution de 8 tonnes de MS de paille, avec un rapport C/N égal à 125, a conduit à une immobilisation nette de 44 (± 16) et 39 (± 9) kgN.ha⁻¹ (Darwis et al., 1994), soit un effet moyen de 5 kg N immobilisé par tonne de paille incorporée. La lixiviation annuelle d'azote est réduite de 5 à 30 kgN.ha⁻¹, selon la quantité d'eau drainée. L'immobilisation est donc très variable suivant les conditions du champ mais est probablement bornée par la valeur de 5 kgN par tonne de matière sèche de résidus du couvert.

La teneur en azote des résidus intervient sur l'immobilisation d'azote et sur l'importance de la re-minéralisation. Les effets de deux types de résidus de colza, avec des teneurs en azote différentes R0 (0,41%N) et R270 (0,85%N) ont été comparés en sol crayeux, à Châlons-en-Champagne (Justes et al., 1999). L'incorporation de résidus de colza dans le sol a induit de l'immobilisation d'azote qui atteint un maximum d'environ 20 kgN.ha⁻¹ à la mi-automne pour les deux types de résidus (Figure 4-9). La re-minéralisation a commencé dès l'automne pour R270, si bien que début décembre, l'immobilisation y était nulle alors qu'elle était encore de 12 kgN.ha⁻¹ pour R0. La réduction de la lixiviation, calculée en couplant ces mesures avec le modèle de calcul LIXIM (Mary et al., 1999), était quasi nulle pour R270, alors qu'elle a été estimée à 6 kgN.ha⁻¹ pour le traitement R0 (Figure 4-9). Les effets du système de culture et de la gestion des résidus (pailles et verts de betterave) ont été testés dans une expérimentation avec marquage isotopique de l'azote minéral en automne dans des lysimètres en sols limono-sableux pendant 2 ans au Danemark (Thomsen et Christensen, 1998). Durant le premier automne, les deux types de résidus furent soit incorporés soit enlevés. Durant le premier hiver, le taux de perte d'azote marqué (azote 15) était de 35 \pm 5% avec paille contre 42 \pm 3% sans paille. Parallèlement, le stockage de l'azote 15 sous forme organique était de 53 \pm 1% et 18 \pm 2% respectivement. Cependant, une part comprise entre 12 et 48% de l'azote 15 immobilisé par la paille a été ensuite reminéralisée. Au total pendant les deux années, les pertes intégrées d'azote ont été accrues par l'incorporation des verts de betterave, et n'ont pas été affectées par la gestion de la paille tandis que l'absorption d'azote par la culture principale était accrue. L'incorporation de paille réduit le stock d'azote minéral au profit du pool facilement minéralisable d'azote organique du sol.

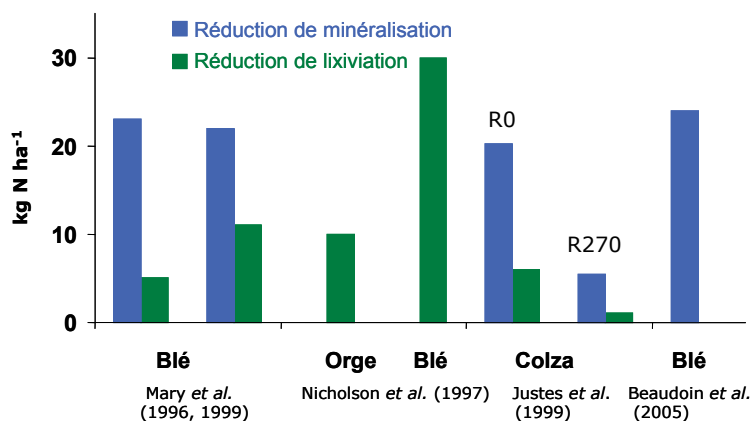


Figure 4-9. Effet de l'incorporation de pailles de blé sur l'organisation d'azote à l'automne et la réduction de lixiviation (d'après 4 articles bibliographiques).

Pour R0, la teneur en azote des résidus est de 0,41%N, et pour R270, de 0,85%N.

L'immobilisation d'azote par incorporation des pailles peut interagir avec l'absorption d'azote de la culture intermédiaire, qu'elle soit une graminée pure ou un mélange crucifère-légumineuse. Le premier cas est donné par l'étude de Davies et al. (1996), sur les effets croisés des cultures intermédiaires en hiver, du labour retardé et de l'enlèvement de la paille sur la lixiviation du nitrate (moyenne sur trois hivers au cours de la période 1989 à 1993) à partir de mesures en bougies poreuses et d'un modèle de bilan hydrique, sur un limon calcaire dans l'Est de l'Angleterre. L'absorption de la culture intermédiaire était réduite en moyenne de 7 kgN.ha⁻¹, quand les pailles sont enfouies, tandis que la lixiviation du nitrate n'était pas affectée significativement par l'incorporation de la paille. Un second cas est donné par l'étude de Moller et al. (2008), sur la réponse de la production et, de l'absorption d'un mélange vesce (*Vicia sativa*) et radis (*Raphanus sativus*) en fonction des facteurs croisés : précédent cultural - restitution des pailles - apport de fumier, dans un contexte d'agriculture biologique. La fixation symbiotique est estimée à partir de relations empiriques. L'azote des lisiers et engrais est estimé assimilable à 25% et 60% respectivement. Le pourcentage en légumineuses est réduit quand la disponibilité en azote minéral augmente. Exporter la paille conduit à réduire la fixation symbiotique de la culture intermédiaire à 49% vs 71%

avec pailles enfouies, tandis que la production reste stable (3,22 vs 3,24 à tMS.ha⁻¹, respectivement) tout comme l'accumulation d'azote (113 vs 123 kgN.ha⁻¹, respectivement). L'incorporation des pailles joue sur la composition du mélange, qui permet une plasticité de la production du couvert face aux différences de conditions de croissance.

4.1.2.4. Apport d'azote ou d'effluents sur les cultures intermédiaires pièges à nitrates

Les effluents d'élevage ou agro-industriels représentent une source d'azote considérable (cf. Chapitre 2) dont la valorisation pose des questions à court terme et long terme, en fonction de la période d'apport et de la disponibilité de cet azote. Une revue de 6 références bibliographiques montre que l'épandage d'engrais organiques a augmenté la teneur de l'eau percolée de 0 à +27 mgNO₃.l⁻¹, selon le climat, l'occupation du sol, la date de l'application et la nature de l'effluent organique, par rapport au traitement fertilisé avec engrais minéral à dose d'azote disponible équivalente (Beaudoin et al., 2005). Cependant, de nombreux travaux, conduits dans les années 1980 et 1990 sur la biodisponibilité de l'azote, ont montré que l'épandage d'effluents d'élevage ne provoque pas de pertes supplémentaires comparativement à des engrais minéraux, à l'échelle d'une quinzaine d'années, à condition que les apports soient raisonnés par rapport aux besoins des plantes (épandages de printemps de manière fractionnée) et en évitant l'épandage d'effluents dont l'azote est très disponible (lisier) en automne, avant la période de drainage (Peyraud et al., 2012). De plus, une expérimentation conduite en maïsiculture dans la plaine du Pô, en Italie, a montré que des apports réguliers de lisiers ou fumiers de bovins au printemps avaient une meilleure efficacité à long terme que leur équivalent en urée, et donc généraient moins de pertes vers l'environnement (Zavattaro et al. 2012). Les auteurs expliquent ce résultat par la prise en compte conjointe des effets à court terme, grâce au raisonnement de l'application printanière en fonction des besoins en azote de la culture, et à long terme sur le compartiment azote organique du sol, des effluents. A l'échelle pluriannuelle, les systèmes incluant des apports réguliers d'effluents organiques méritent une gestion de l'interculture particulièrement attentive, à cause de leur potentiel de minéralisation probablement élevé (cf. section 4.1.2.2). A l'échelle annuelle, l'apport d'effluent pendant l'interculture est moins problématique au printemps qu'en fin d'été ou automne, à cause du risque immédiat de lixiviation de sa fraction minérale qui se retrouve rapidement sous forme nitrée. Cela amène à devoir analyser les risques d'accroissement de la lixiviation nitrée qui seraient associés à l'épandage d'effluent en automne sur culture intermédiaire.

Certaines études expérimentales ont déjà étudié le devenir de l'azote des effluents par traçage isotopique avec de l'azote marqué ¹⁵N sur les cultures intermédiaires pour mettre en évidence leur capacité de piégeage de l'azote apporté. Le coefficient réel d'utilisation (CRU) de l'engrais par la culture intermédiaire est équivalent à celui des cultures principales. Une étude sur l'origine et le devenir de l'azote issu de la culture intermédiaire a été menée à Colmar en 1986, en couplant lysimétrie et marquage isotopique au ¹⁵N, sur un sol limono-argileux (Chapot, 1995). Fertilisée avec 71 kg N.ha⁻¹, la culture intermédiaire a produit 6,4 tMS.ha⁻¹ et a absorbé 85 kgN.ha⁻¹, avec un CRU de l'azote apporté à la culture intermédiaire de 55% si l'on inclut les racines. Avec une démarche similaire, Merbach et al. (1997) ont mesuré des CRU de 32%, 25% et 16% d'un apport de 80 kgN.ha⁻¹ pour respectivement, de la phacélie, du colza et de la moutarde. Le reste de l'apport se partage entre immobilisation et pertes par voie gazeuse ou lixiviation.

La capacité de piégeage des cultures intermédiaires permet d'envisager des apports d'effluents d'élevage ou agro-industriels en automne, à condition d'être raisonnés en fonction du contexte pédoclimatique et des capacités d'absorption des cultures intermédiaires. En Belgique, des systèmes avec 4-6 tMF.ha⁻¹ de fientes de volailles en d'automne montraient un reliquat moyen en fin d'hiver sur 0-90 cm, de 173 kgN.ha⁻¹ en sol nu, et de 94 kgN.ha⁻¹ avec une culture intermédiaire (Destain et al., 2011, non publié). Les profils en sortie d'hiver montrent une proportion différente de stock d'azote dans l'horizon 60-90 cm, avec respectivement 99 kgN.ha⁻¹ et 30 kgN.ha⁻¹ en faveur d'un risque diminué avec la culture intermédiaire, mais l'ensemble reste néanmoins trop élevé pour conduire à des teneurs en nitrates de l'eau de drainage faibles. A l'opposé, dans l'étude de Moller et al. (2008) déjà citée, l'apport de 60 kgN.ha⁻¹ sous forme de lisier sur un mélange de vesce et radis n'a modifié ni la production, ni l'absorption de la culture intermédiaire (passage de 3,36 à 3,43 tMS.ha⁻¹ et de 110 à 106 kgN.ha⁻¹), ni le stock d'azote minéral (passage de 23 à 20 kgN.ha⁻¹). La modification du taux de fixation symbiotique, réduite de 51 à 36%, joue un rôle de tampon. Cependant, en climat océanique à forte lame drainante (cf. Tableau 4-3) un apport supplémentaire d'engrais en automne de 60 kgN.ha⁻¹ sur ray-grass d'Italie semé après maïs a conduit à une lixiviation de 94 contre 45 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ sur le traitement sans fertilisation automnale ; soit un supplément

de lixiviation de $49 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (Simon et Le Corre, 1988). Il faut donc raisonner les risques en fonction de la composition de l'effluent et du contexte, en particulier, la capacité de croissance du couvert, la température automnale et hivernale et l'importance de la lame drainante.

En conclusion, l'apport de produit organique sur une culture intermédiaire doit être raisonné avec autant, si ce n'est plus, de rigueur que celui d'une culture principale, car il n'existe pas de moyen de corriger des excès éventuels, sauf celui de retarder la destruction de la culture intermédiaire pour accroître sa période de piégeage et surtout éviter la minéralisation précoce de résidus riches en azote (cf. section "Date de destruction"). L'espèce de la culture intermédiaire doit être adaptée en conséquence (cf. section 4.1.3). Sauf à but expérimental, la fertilisation minérale d'une culture intermédiaire n'a aucun sens, quelles que soient les fonctions qui lui sont assignées (Tableau 4-1) : i) dans la seule optique d'une limitation de la pollution, c'est une évidence ; ii) dans l'optique de fournir de l'azote à la culture suivante, le recours à une légumineuse comme culture intermédiaire est de loin préférable, car elle utilise l'azote qu'elle fixe elle-même avec une efficacité de 90% (Rochester et al., 2001). L'estimation des risques d'accroître la lixiviation de nitrate doit prendre en compte les caractéristiques à court terme de l'effluent et celle du pédoclimat et les effets cumulatifs à long terme. Elle peut être appréhendée par des essais de longue durée et/ou la modélisation.

4.1.2.5. Bilan / conclusion

Le bilan d'azote de la culture principale est un premier déterminant du stock d'azote minéral présent en début d'interculture. La mise en œuvre de la fertilisation raisonnée permet de calculer une dose optimale de fertilisation et de fractionner les doses, en fonction d'un objectif de rendement qui doit être compatible avec les conditions de milieu. Cependant les incertitudes accompagnant le calcul de la dose optimale peuvent conduire à constater *a posteriori* l'existence d'une sur-fertilisation, qui peut être aléatoire en fonction du climat. Dans ce cas, c'est-à-dire lorsqu'on est au-dessus de l'optimum, le reliquat post-récolte croît en proportion importante : ainsi, en moyenne pour 2 kg d'azote excédentaire, apparaît 1 kg d'azote de reliquat supplémentaire sous forme minérale. À l'inverse, lorsqu'on descend en dessous de cet optimum, le reliquat ne baisse que faiblement, car il est alimenté par la minéralisation de la matière organique du sol après la maturité de la culture, le reliquat minimal étant plus faible avec les cultures récoltées non mures. Le niveau de reliquat post-récolte ne dépend pas seulement de l'espèce de culture intermédiaire mais aussi beaucoup de la réalisation de l'objectif de rendement.

Après la récolte, le stock d'azote minéral du sol est alimenté par la minéralisation de la matière organique du sol, dont la vitesse de minéralisation dépend du type de sol, des conditions climatiques et culturales. La quantité minéralisée est donc très variable, de l'ordre de $50 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ (avec une forte variabilité) à l'automne en conditions tempérées, mais avec une variabilité très importante. Cette minéralisation joue davantage sur les risques de lixiviation que le reliquat à la récolte, dès lors que la fertilisation est raisonnée et/ou dans les cas où la lame drainante est suffisante pour que le taux de renouvellement du stock d'eau du sol s'approche de 100%.

La gestion des résidus de récolte et *a fortiori* des effluents, joue sur le risque de lixiviation, en fonction de leur masse et de leur teneur en azote (ou rapport C/N) pour l'ensemble et du ratio azote minéral/azote organique pour les seconds. Si le potentiel d'immobilisation en condition de mélange homogène de résidus finement broyés dans le sol est très élevé, (plusieurs dizaines de $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$), les quantités immobilisées au champ sont généralement de l'ordre de 10 à $30 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$. La décomposition de la paille mobilise temporairement l'azote minéral du sol, mais alimente le stock facilement minéralisable d'azote organique du sol. La quantité d'azote ainsi immobilisée dépend de l'importance du contact entre les résidus et les particules de sol, donc du type de travail du sol et de la profondeur d'incorporation. L'organisation nette d'azote n'affecte que la couche où les résidus sont incorporés. À l'échelle annuelle, l'épandage d'effluents est envisageable à condition de la raisonner en fonction de sa composition et du contexte, en particulier la capacité de croissance du couvert, la température automnale et hivernale et l'importance de la lame drainante. À l'échelle pluriannuelle, les systèmes incluant des apports réguliers d'effluents organiques méritent une gestion de l'interculture privilégiée, à cause de leur potentiel de minéralisation probablement élevé.

Les principaux modes de gestion de l'interculture en automne apparaissent donc assez complémentaires du raisonnement de la fertilisation raisonnée, car ils ne s'appliquent ni à la même période ni au même processus. Réciproquement, la fertilisation raisonnée et la gestion du fractionnement de la dose totale d'engrais doivent intégrer aussi les éventuels effets dépressifs sur le stock d'azote minéral causés par la culture intermédiaire, ou

au contraire les éventuels effets positifs d'apport d'azote (cf. section 4.2.2). L'effet de l'enfouissement des pailles peut avoir un effet concurrentiel de celui de la culture intermédiaire en termes de piégeage dans l'horizon superficiel, et si le stock d'azote de cet horizon est faible, cette concurrence peut limiter la croissance initiale de la culture intermédiaire (cf. section 4.1.3). S'il est au contraire très élevé, les effets de la culture intermédiaire et de l'enfouissement peuvent se conjuguer, à condition que le rapport C/N des pailles reste supérieur à 30. Parallèlement, le mode de gestion des résidus (incorporation *versus* mulch) a un effet sur la dynamique de l'eau. La gestion des résidus et l'implantation des cultures intermédiaires peuvent être coordonnées pour gérer les stocks d'eau et d'azote dans le profil (cf. section 4.2.1).

En raisonnant à succession de cultures constante, les modes de gestion de l'interculture dépendent de ceux employés pendant la culture, mais peuvent les compléter, à condition qu'ils soient optimisés à des fins de gestion de l'azote. D'autres moyens de prévention de la lixiviation, comme le changement de date de récolte du précédent ou de date de semis du suivant, voire de la nature du couple précédent-suivant, n'ont pas été traités. Ils peuvent s'avérer nécessaires pour remédier aux situations de médiocre piégeage de nitrate en automne, notamment en cas de récolte tardive à l'automne (cas du maïs grain). Ils relèvent d'une démarche stratégique de re-conception du système de culture, qui n'est pas traitée dans cette analyse.

4.1.3. Quantité d'azote piégée en automne et stock d'azote de début de drainage

Plusieurs centaines de publications donnent des informations sur les quantités piégées par les cultures intermédiaires ou de leurs conséquences sur le stock d'azote minéral de début de drainage. Ces données sont généralement intermédiaires, incluses dans des articles ciblant un effet attendu, d'une part, sur la lixiviation, ou d'autre part, sur la croissance de la culture suivante. Il n'est donc pas possible d'en faire une synthèse exhaustive et cette section reprend les principaux éléments de la revue bibliographique de Thorup-Kristensen et al., (2003) en la complétant par des exemples significatifs ou plus récents.

4.1.3.1. Définition, méthode d'estimation et signification des quantités d'azote piégées et accumulées

La quantité d'azote piégée par la culture intermédiaire peut être définie comme la quantité d'azote minéral issue du sol retenue dans la biomasse fraîche ou morte issue de la culture intermédiaire ou avec les rhizodépôts. A cette description théorique correspondent principalement deux méthodes qui sont cependant imparfaites pour l'estimer : la mesure de quantité d'azote contenue dans la biomasse, et la mesure de la variation du stock d'azote minéral pendant la croissance du couvert.

En général, il est préférable de disposer d'un témoin sans culture intermédiaire pour suivre l'évolution du stock d'azote minéral, voire de la lixiviation. Le maintien du sol rigoureusement nu dans la parcelle témoin peut être difficile. Certains auteurs considèrent comme témoin la parcelle occupée par les plantes spontanées, comme dans les deux exemples suivants. Dans une expérience de trois ans (1992-1995) sur la lixiviation dans un sol limono-sableux dans le Sud-Ouest de la Suède, la biomasse aérienne mesurée au printemps du traitement culture intermédiaire contenait en moyenne 45 kgN.ha⁻¹ (CI, adventices, résidus de culture) avec un rapport C/N de 19 et celle de la végétation du témoin, 29 kgN avec un C/N similaire (Aronsson et Torstensson, 1998). Dans un autre essai en Suède, l'influence du report de labour a été étudiée, avec ou sans ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.) comme culture intermédiaire et, avec ou sans déchaumage (Stenberg et al., 1999). Le type de culture intermédiaire et le mode de gestion des résidus de cultures n'ont pas eu d'effet significatif sur la lixiviation d'azote contrairement à la date de travail du sol. Le stock d'azote du sol en novembre, était en moyenne de 68 kgN.ha⁻¹ en sol labouré et de 39 kgN.ha⁻¹ lorsque le labour a été retardé au printemps. Les auteurs concluent : "Ce fut probablement à cause de la minéralisation de l'azote que la lixiviation a augmenté ; cependant, lorsque le travail du sol a été retardé, il y avait aussi une forte croissance des mauvaises herbes et des repousses pendant l'automne, en particulier du chiendent (*Elymus repens* L.)". D'autres exemples de la difficulté de la comparaison sont donnés par Allison et al. (1999) et Ritter et al. (1998).

Sauf en cas d'espèces légumineuses, une estimation de la quantité d'azote piégée est la quantité d'azote accumulée dans les organes vivants. Pour quantifier l'azote contenu dans la biomasse, la méthode consiste à

prélever la biomasse en plusieurs placettes, à en séparer les parties aériennes et souterraines pour être séchées, pesées et analysées. La représentativité de l'échantillon est parfois critique quand la variabilité spatiale du couvert est forte. La quantification de l'azote mobilisé par la culture intègre difficilement la part d'azote présente dans les racines (Thorup-Kristensen et al., 2003). Un seigle peut avoir entre 20 et 30% de sa biomasse dans les racines, mais un ray-grass peut en avoir de 30 à 45% (Meisinger et al., 1991). La part d'azote allouée est moindre car les racines sont moins riches en azote que les parties aériennes, mais elle reste variable. Dans un réseau d'essais conduits dans 5 localités du Nord et de l'Ouest de la France (Waméréville, Somme-Tourbe, Boigneville, Lusignan, Bignan), le ratio des quantités d'azote mesurées de la biomasse totale sur celle des parties aériennes a varié de 1,10 à 1,32 pour la moutarde, et de 1,09 à 1,23 pour le ray-grass italien (Dorsainvil, 2002). Le ratio moyen obtenu pour le ray-grass italien sur l'horizon 0-15 cm par Cohan et al. (2011) est un peu plus élevé, de $1,34 \pm 0,13$ et varie au cours du temps entre des valeurs extrêmes de 1,15 et 1,50. Ces auteurs donnent une fourchette supérieure pour les légumineuses d'après la bibliographie, de 1,4 à 1,6, mais incluant la rhizodéposition. En cas de cultures légumineuses, la quantité d'azote de la biomasse englobe celle fixée d'origine atmosphérique, qui peut représenter jusqu'à 90% du total (Rochester et al., 2001), la part fixée par voie symbiotique pouvant être estimée à l'aide du dosage de l'abondance naturelle de ^{15}N en comparaison avec une culture témoin non symbiotique. Compte tenu de la difficulté à mesurer l'azote piégé dans les organes morts et par rhizodéposition, la quantité piégée par la culture intermédiaire sera estimée par la quantité accumulée, éventuellement diminuée de la quantité fixée.

L'impact de la culture intermédiaire sur le stock d'azote minéral peut être étudié de deux façons : i) en dynamique, par différence entre les mesures effectuées à la récolte du précédent et en fin d'automne ("**variation**"), ii) en comparatif, par différence entre les données mesurées en fin d'automne sur les deux traitements avec ou sans culture intermédiaire ("**réduction**"). L'emploi de la deuxième méthode est plus fréquent car elle intègre l'effet de l'interaction entre les bilans d'énergie et d'eau sur la minéralisation de la matière organique du sol, en présence de la culture intermédiaire. Cependant cette comparaison exige que les stocks initiaux des deux traitements soient statistiquement non différents (essais avec répétitions). La représentativité de l'échantillon de sol est parfois critique à cause de la variabilité spatiale de la teneur en azote en cas de couverture hétérogène par la culture intermédiaire et/ou après épandage d'effluent (cf. section 4.1.1.2). Dans les autres cas, le profil d'azote minéral en fin d'automne est significativement réduit sous culture intermédiaire par rapport au témoin.

4.1.3.2. Variabilité de la quantité d'azote accumulée

Les lois qui régissent la levée puis la croissance et l'accumulation d'azote des cultures intermédiaires sont les mêmes lois que celles des cultures principales : la levée nécessite un bon contact terre-graine avec une durée d'humectation suffisante. L'obtention d'un peuplement dense nécessite un nombre minimum de graines levées, caractéristique de l'espèce. La demande en azote est fonction d'abord de la croissance potentielle en matière sèche, en suivant la courbe de dilution de l'azote dans la matière sèche (cf. section 4.1.1.1). L'expansion des organes capteurs, racines et feuillage, est fonction du temps thermique et de l'offre en carbone assimilé, en eau et nutriments. L'offre en carbone assimilé est fonction de la quantité d'énergie lumineuse interceptée utile à la photosynthèse ; cette quantité est indirectement contrôlée par la position du cycle cultural dans la saison, et donc par la date de semis et le climat automnal. L'expansion des organes végétatifs s'arrête à la floraison quand il s'agit de cultures à développement déterminé. Ces lois s'appliquent dans un contexte particulier pour les cultures intermédiaires sur les points suivants (Cohan et al., 2011) :

- les conditions de semis sont rarement optimales pour obtenir un peuplement assez dense et homogène, car le semis est généralement réalisé à la suite (ou sous couvert) du précédent cultural ou à sa suite avec une préparation minimale du lit de semences dans un sol souvent asséché ;
- l'obtention d'un minimum de cumul des sommes de température entre la levée et la fin de l'automne est une condition strictement nécessaire à la croissance et donc à l'absorption d'azote par la culture intermédiaire ;
- la phase reproductrice est évitée pour réduire le risque de production de graines et la lignification des tissus ;
- la phase végétative peut être interrompue par le gel en fonction de l'espèce et du climat.

En automne, les variables climatiques température et rayonnement sont fortement corrélées entre elles. Cela a conduit Laurent et al. (1995) et Allison et al. (1998) à montrer que la biomasse élaborée par les cultures intermédiaires est fonction du temps thermique (en degrés.jours) accumulé depuis la première pluie importante après le semis, à partir de réseaux d'essais expérimentaux établis respectivement en France et en Angleterre. Toutefois, on observe des relations peu étroites car les effets de stress hydrique et azoté déterminent assez fortement les vitesses de croissance.

Cette base de données françaises a été élargie aux années 1991-2010 (Cohan et al., 2011). Elle porte sur diverses espèces de crucifères, de graminées, de légumineuses et d'autres familles botaniques (nyger, phacélie, sarrasin, tournesol). Les valeurs maximales de biomasse des parties aériennes atteignent 5 tMS.ha⁻¹; celles d'accumulation d'azote atteignent environ 100 kgN.ha⁻¹ pour les graminées, 200 kgN.ha⁻¹ pour les crucifères et la vesce, 150 kgN.ha⁻¹ pour les autres légumineuses et espèces diverses. Parmi ces données, celles utilisées dans la thèse de Dorsainvil (2002) permettent d'étudier les effets croisés, sur plusieurs variables, des facteurs couverture du sol, espèces de culture intermédiaire, date de semis, disponibilité en azote et eau. L'absorption maximale, racines comprises, était de 250 kgN.ha⁻¹ par la moutarde et de 170 kgN.ha⁻¹ par le ray-grass. La valeur maximale de l'indice foliaire (LAI) de la moutarde y variait de 1 sans apport d'azote à 4 avec la dose de 200 kgN.ha⁻¹; celui du ray-grass était respectivement de 2 et 10 pour les mêmes doses, confirmant la sensibilité de la croissance en matière sèche (dépendante du LAI), à la disponibilité en azote. Cela illustre la forte dépendance de la croissance des cultures intermédiaires aux disponibilités en eau et azote.

Les données d'Allison et al. (1998) regroupaient 17 expérimentations conduites de 1989 à 1993 en Angleterre. Elles portaient sur les effets croisés des dates de semis, espèces (dont adventices), fertilisation azotée et date de destruction sur les productions de matière sèche, l'absorption d'azote et les stocks d'eaux et d'azote en automne et au printemps. La production de biomasse a une amplitude de 0,2 à 6,8 tMS.ha⁻¹; celle de la quantité d'azote piégée est de 4 à 136 kgN.ha⁻¹. Les trois types de témoins (non travaillé et herbicides; non travaillé et repousses; cultivé pour favoriser les repousses et mauvaises herbes), ont une production moyenne de 0,1 tMS.ha⁻¹, variant de 0 à 0,7 tMS.ha⁻¹. Sur 17 expérimentations en Angleterre, avec un reliquat initial moyen de 70 kgN.ha⁻¹, qui est assez élevé, la réduction d'azote minéral dans le sol (SMN) par rapport au témoin est de 46 à 32 kgN.ha⁻¹.

Une autre synthèse de 14 références bibliographiques a été établie par Thorup-Kristensen et al. (2003) pour les zones climatique tempérées: l'absorption des cultures non légumineuses s'inscrit dans une fourchette de 10 à 200 kgN.ha⁻¹ et avec une valeur extrême de 300 kgN.ha⁻¹, tandis que la quantité d'azote des légumineuses peut largement dépasser cette valeur grâce à la fixation symbiotique. Pour ces auteurs, l'absorption des cultures intermédiaires non légumineuses dépend de 3 facteurs principaux:

- les conditions de croissance et d'absorption;
- la capacité de croissance racinaire et l'accessibilité de l'azote du sol;
- la quantité de N disponible du sol.

A l'échelle d'une rotation, de nombreux facteurs peuvent interagir sur le piégeage d'azote par une culture intermédiaire; par exemple, en système à bas intrants, Askegaard et Eriksen (2008) ont montré que les facteurs de la culture précédente (lupin *versus* orge), comme la fertilisation potassique (80 kg.ha⁻¹ *versus* 0) et le type de culture intermédiaire (mélange trèfle – ray-grass *versus* ray-grass) déterminaient significativement l'accumulation d'azote de cultures intermédiaires préalablement semées sous couvert d'orge.

4.1.3.3. Relation entre la quantité accumulée et réduction de stock d'azote minéral

La culture intermédiaire joue un rôle de puits d'azote minéral, d'où sa qualification de CIPAN pour sa fonction de piège à nitrate. Contrairement à la culture dérobée semée pour produire de la biomasse, sa raison d'être consiste à jouer un rôle déterminant dans l'évolution du stock d'azote minéral afin de réduire les pertes mais aussi à restituer cet azote à la culture suivante. Plusieurs exemples montrent cependant que la relation entre réduction du stock d'azote minéral par rapport au témoin et accumulation d'azote du couvert est complexe.

Dans une expérimentation conduite sur un sol sableux épais, au Danemark, pendant deux années successives, 10 espèces de culture intermédiaire ont été comparées pour leur capacité à réduire le stock d'azote minéral du sol à l'automne puis à fournir de l'azote à la culture suivante (Thorup-Kristensen, 1994). La réduction du stock d'azote minéral dans le sol dépendait de la profondeur des racines et de la persistance des cultures à l'automne.

L'absorption d'azote par le couvert et la réduction apparente du stock d'azote minéral par rapport au témoin était proches tant en moyenne (115 et 96 kgN.ha⁻¹, respectivement) qu'en amplitude (80-167 et 63-143 kgN.ha⁻¹, respectivement), mais leurs valeurs sont assez peu corrélées ($r^2 = 0,22$). Ce résultat est aussi relevé par Allison et al. (1998), qui indiquent qu'il n'existe pas de corrélation significative entre la réduction du stock d'azote de fin automne et l'absorption d'azote du couvert.

L'analyse de Cohan et al. (2011) déjà citée montre cependant qu'il existe une corrélation positive entre la quantité d'azote accumulée et la réduction du stock d'azote minéral par rapport au témoin (Figure 4-10), mais avec une grande dispersion. Une moindre amplitude apparaît dans les variations du stock d'azote minéral que dans la quantité piégée.

Plusieurs raisons peuvent expliquer la faible corrélation entre accumulation du couvert et réduction du stock d'azote minéral de fin d'automne trouve :

- la différence entre piégeage et accumulation explicitée en 4.1.3.1, impliquant l'azote des organes morts et de la rhizodéposition, voire de la fixation.
- la différence entre "réduction" et "variation", expliquée en 4.1.3.1, la deuxième grandeur étant mieux corrélée à l'absorption, car mesurée sur le même système, obéissant alors à la loi de conservation de la masse d'azote. Dans le cas du calcul de la variation du stock d'azote minéral entre deux dates, d'autres flux (minéralisation ou l'organisation, lixiviation précoce) diminuent sa corrélation avec l'accumulation d'azote de la culture. Cependant, dans le cas du calcul de la réduction de stock, ces mêmes phénomènes peuvent être eux-mêmes différents entre les deux traitements comparés.
- la difficulté de quantifier l'azote accumulé dans les racines et l'incertitude sur la mesure du stock d'azote minéral du sol, notamment due à la variabilité spatiale à courte distance de la répartition de l'N minéral.

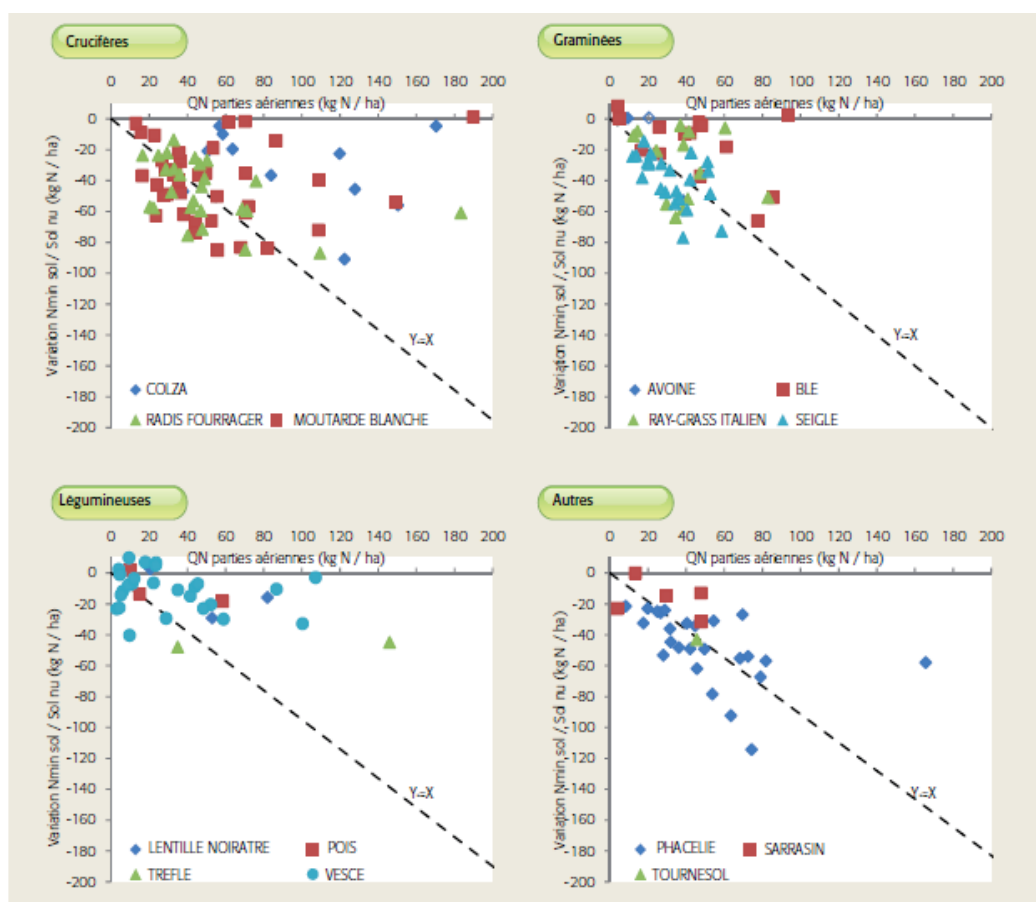


Figure 4-10. Relation entre la quantité d'azote absorbée par les parties aériennes de la CI et la réduction du stock d'azote minéral du sol en fin automne, par rapport au témoin (kg N.ha⁻¹). Méta-analyse de données expérimentales 1991-2010 : Arvalis, ITCF, CRFAS, CAT51, CT FDGEDA 10, INRA (Cohan et al., 2011)

En conclusion, l'analyse des capacités d'absorption d'azote est indispensable pour comprendre l'impact d'une culture intermédiaire sur le bilan de l'azote en interculture. Les mesures d'azote contenu dans la CIPAN et celles résiduelles en azote minéral du sol sont complémentaires pour aider à comprendre l'évolution du système après destruction de la culture intermédiaire. L'une porte sur un pool d'azote presque exclusivement organique qui va être incorporé au sol et l'autre sur le pool minéral avant incorporation. Cependant, les mesures ponctuelles de la quantité d'azote piégé et/ou d'azote minéral du sol ne peuvent servir à prédire directement l'impact de la culture intermédiaire sur la réduction de lixiviation, à cause du caractère dynamique du phénomène (section 4.1.5.3. "Complexité de la relation entre quantité d'azote piégée et/ou réduction du stock d'azote minéral et réduction de la lixiviation"), et des différents processus qui se produisent simultanément.

4.1.3.4. Relation entre les quantités de matière sèche et d'azote accumulées : diagnostic de nutrition azotée de la culture intermédiaire piège à nitrate

En règle générale, "il semblerait que l'absorption des cultures intermédiaires est normalement limitée par la disponibilité en azote du milieu ; ainsi un ajout d'azote accroît leur croissance en matière sèche" (Thorup-Kristensen et al., 2003, citant Andersen et Olsen, 1993 ; Schroder et al, 1997). Dabney et al., (2001), formulent la même règle d'une autre manière : "En cas de très large excès d'azote, la croissance et le piégeage peuvent être limités par le rayonnement solaire et la température". Cette conclusion peut être affinée à l'aide de l'analyse d'expérimentations conduites en France par Cohan et al. (2011). Les données - quantité de matière sèche et teneur en azote des parties aériennes - sont positionnées sur des graphes où est tracée la courbe critique de l'espèce modèle par famille (non présenté). Il s'avère que dans 85% des cas, les cultures intermédiaires ont une teneur en azote inférieure à la teneur critique Nc (Tableau 4-5). Cependant, ce diagnostic ne permet pas toujours d'assurer que les cultures intermédiaires ont rempli leur rôle de piège à nitrate. Il faut sérier les situations en fonction de la production potentielle sans limitation due à la date ou aux conditions de levée ou à l'azote, estimée au moins égale à 2,0 tMS.ha⁻¹. Dans le cas 1, le stress en azote peut être imputable soit à une très faible quantité d'azote minéral disponible, soit à un enracinement insuffisant pour absorber de l'azote qui serait localisé en profondeur ; il est donc impossible de conclure sur l'efficacité de la culture intermédiaire. Dans le cas 2, où la production est supérieure à 2,0 tMS.ha⁻¹ et la teneur inférieure à la teneur critique, il est hautement probable que la culture intermédiaire avait la capacité d'absorber l'azote du sol mais que celui-ci est devenu limitant ; c'est le cas de 26 à 37% des espèces non légumineuses et de 10% de ces dernières. Dans le cas 3, il est certain que la production a été insuffisante. Dans le cas 4, les cultures intermédiaires ont joué un rôle notoire mais incomplet. Ce dernier cas correspond à ceux mentionnés par Thorup-Kristensen et al. (2003) : "en cas de très fort stock d'azote minéral (>200 kg N.ha⁻¹) comme dans les systèmes horticoles, la capacité d'absorption a plus de chance d'être limitante".

Classes de croissance	Critères Effectif	Moutarde blanche	Autres crucifères	Graminées	Légumineuses	Total
		43	51	92	71	257
1) déficitaires peu développés	%N<%Nc & MS<2 t/ha	58%	43%	65%	68%	60%
2) déficitaires bien développés	%N<%Nc & MS>2 t/ha	37%	31%	26%	10%	25%
3) excédentaires peu développés	%N>%Nc & MS<2 t/ha	0%	6%	7%	8%	6%
4) excédentaires bien développés	%N>%Nc & MS>2 t/ha	5%	20%	2%	14%	9%

Tableau 4-5. Diagnostic de nutrition azotée et de production établi en collaboration avec J.P. Cohan sur les données expérimentales 1991-2010 de : Arvalis, ITCF, CRFAS, CAT51, CT FDGEDA 10, INRA (Cohan et al., 2011).

Nc = teneur en azote critique de la matière sèche aérienne (cf. section 4.1.1.1)

La notion d'azote disponible n'a pas de sens pour les légumineuses, qui fixent l'azote de l'air, mais sont aussi capables d'utiliser l'azote minéral du sol, tels la luzerne (Beaudoin et al., 1992) et le pois (Voisin et al., 2002), en

culture pure comme en mélanges. Moller et al. (2008) ont étudié la production et l'absorption d'un mélange vesce (*Vicia sativa*) et radis (*Raphanus sativus*) en fonction des facteurs croisés précédent cultural, restitution des pailles et apport de fumier, en estimant la fixation symbiotique à partir de relations empiriques. Cette étude révèle l'existence d'une interaction diachronique entre le précédent cultural et le comportement de la culture intermédiaire (vesce+radis) : le précédent pois conduit à une biomasse finale moindre de la culture intermédiaire, avec une part moindre de légumineuses (réduction de la fixation de moitié). Les auteurs relient ce phénomène à la prédominance du radis observée en début de végétation, permise par un surcroît d'azote minéral. Cette prédominance limite le développement de la légumineuse et donc la fixation symbiotique du mélange quand l'azote minéral a été consommé. Les mélanges évoluent face aux différentes conditions de croissance, grâce à la variation du pourcentage en légumineuses, qui est réduit quand la disponibilité en azote minéral augmente. Ce comportement spécial des mélanges est toutefois dépendant de la proportion et de l'espèce légumineuse.

4.1.3.5. Facteurs influençant la quantité d'azote accumulé et la réduction de l'azote minéral du sol en début de drainage par la culture intermédiaire piégée à nitrate

Les enjeux associés à ce piégeage sont de réduire le stock d'azote minéral par rapport à une situation de sol nu avant drainage, afin de maîtriser la lixiviation tout en réduisant les risques de limitation de la recharge en eau de la nappe et d'effet négatif (l'eau et/ou azote) sur la production de la culture suivante, voire d'obtenir un effet azote positif sur cette dernière. L'équilibre entre ces deux objectifs, qui peuvent être en partie contradictoire, est fonction du contexte pédo-climatique et du système de production (cf. section préambule).

Date de levée

Les conditions de croissance et d'absorption sont principalement déterminées par les dates de levée et de destruction et par l'espèce, en interaction avec le climat. Plusieurs exemples le montrent en culture semées après la récolte d'une culture principale. L'extension du raisonnement aux cultures semées sous couvert révèle aussi l'existence d'une interaction avec la conduite de la culture hôte.

Dans le réseau de 17 expérimentations en Angleterre déjà cité, l'absorption moyenne des semis précoces (fin juillet à mi-août), intermédiaires (fin août) et tardifs (mi-septembre) a été respectivement de 41, 35 et 21 kgN.ha⁻¹ (Allison et al., 1998). Cependant, l'absorption d'azote y était moins dépendante de la date de semis que l'accumulation de matière sèche. La réduction du stock d'azote minéral varie de 30 à 46 kgN.ha⁻¹ ; elle est plus forte avec un semis précoce (-30%).

Dans un réseau expérimental en Belgique, des essais de moutarde blanche avec semis aux 17/08, 30/08 et 13/09 ont produit respectivement 3,2, 2,4 et 0,7 tMS.ha⁻¹ et piégé 50, 53 et 30 kgN.ha⁻¹ en moyenne (Destain et al., 2010). Ces auteurs citent de Vos (1992) dont les résultats convergent dans les conditions néerlandaises : "à partir du 1^{er} septembre, la capacité de prélèvement de la moutarde baisse de 2 kgN.ha⁻¹.jour⁻¹". Cependant, l'effet date de levée est à moduler en fonction des espèces (cf. section "Espèce(s) de culture intermédiaire"). Dans les conditions de la Belgique, à partir du 20 septembre, seul le seigle, comparé au blé et au ray-grass, conserve une capacité de prélèvement rapide et prolongé (Renard et al., 2007, cité par Destain et al., 2010).

Un zonage de la France métropolitaine définit les dates de levée médianes de 4 espèces de culture intermédiaire de familles botaniques différentes pour obtenir 2 tMS.ha⁻¹ au 15 novembre sans autre facteur limitant que la température (Cohan et al., 2011). L'amplitude des périodes favorables selon l'espèce et selon la région (zone de grande culture) est du même ordre de grandeur, d'environ 3 décades (Tableau 4-6).

Espèce	¼ Nord-Est	½ en diagonale Nord-Ouest/ Sud-Est	¼ Sud-Ouest & Sud
Vesce commune	21/08 au 31/08		01/09 au 10/09
Seigle et phacélie	21/08 au 31/08	01/09 au 10/09	11/09 au 20/09
Moutarde blanche	01/09 au 10/09	11/09 au 20/09	21/09 au 30/09

Tableau 4-6. Zonage des périodes de semis pour atteindre un potentiel de production de 2 tMS.ha⁻¹ au 15 novembre (d'après Cohan et al., 2011)

Dorsainvil (2002), après avoir validé le modèle STICS sur la base de données expérimentales, a conçu un scénario de simulation croisant les facteurs date de semis, espèce, date de destruction et site. La quantité de biomasse croît en général avec la précocité de la date de semis ; cependant, à Chalons en Champagne, la date du 01/08 est moins favorable que celle du 15/08 à cause de l'occurrence des problèmes de levée.

Dans un système de maïs irrigué du centre des USA, une culture intermédiaire de seigle a été semée après le maïs pendant 3 ans en sol sableux (Ritter et al., 1998). La quantité d'azote accumulée en fin d'automne a varié de 7 à 32 kgN.ha⁻¹ selon les années. Cette grandeur devenait triple au printemps, bien après l'occurrence du drainage. Ce résultat montre les limites d'une implantation classique après récolte tardive, vs l'implantation sous couvert du précédent cultural.

Le semis d'une culture intermédiaire sous couvert d'une culture principale vise à rendre sa croissance ultérieure moins dépendante de la date de récolte de cette dernière, Cependant la fertilisation de la culture hôte joue sur cette croissance anticipée de la culture intermédiaire semée sous couvert (Bergkvist et al., 2011 ; cf. section 4.1.3.5), Dans les pays du Nord de l'Europe, le recours au semis d'un mélange trèfle-graminée sous couvert d'une céréale de printemps est fréquent ; la présence de la légumineuse évite une concurrence pour l'azote avec la culture principale (Breland, 1996 cité par Hauggaard-Nielsen et al., 2009).

Date de destruction

La destruction peut être passive, en cas de gel de la culture, ou active par broyage, désherbage chimique ou physique. La réponse de l'accumulation d'azote à la date de destruction (choisie ou non) dépend du contexte climatique : les hivers doux et humides nécessitent de maintenir la CIPAN jusqu'au printemps car ils sont propices à l'absorption d'azote et à la lixiviation ; les hivers secs ou froids y sont peu propices et rendent inutile son maintien.

Dans le réseau de 17 expérimentations en Angleterre, l'absorption moyenne des cultures intermédiaires a été respectivement de 39, 56 et 59 kgN.ha⁻¹ en fonction des dates de destruction des cultures intermédiaires précoces (fin novembre à mi-décembre), intermédiaires (fin janvier) et tardives (fin février) (Allison et al., 1998). Cet effet de la date de destruction résulte d'une interaction entre l'espèce, le site et l'année.

Dans l'expérimentation sur deux sites drainés artificiellement en Suède sur sol argileux et sol sableux (2 années), Aronsson et al. (2011) ont étudié l'impact des dates de destruction chimique et d'incorporation, soit simultanée, soit différée, d'un ray-grass préalablement semé sous couvert d'une céréale. La quantité de matière sèche maximale accumulée dans un cycle varie de 0,4 à 1,6 tMS.ha⁻¹ selon l'année sur le sol argileux, mais est stable à 0,8-1,0 tMS.ha⁻¹ sur le sol sableux. Cette valeur est atteinte en novembre et reste stable jusqu'en mars. La teneur en azote est stable autour de 1,9-2,3%, soit la moitié de la teneur critique. La stabilité de la matière sèche entre la fin d'automne et le printemps peut s'expliquer par le faible rayonnement hivernal à cette latitude et/ou une forte limitation en azote. Une destruction anticipée (en octobre) conduit à un moindre piégeage tandis que passée cette période, le choix de la date de destruction influe peu sur le piégeage, mais beaucoup plus sur la lixiviation à cause de la minéralisation des résidus (cf. section 4.1.5 sur la lixiviation).

Dans l'expérimentation, conduite sur un sol sableux profond au Danemark par Thorup-Kristensen (1994) déjà citée, les 10 espèces de cultures intermédiaires ont été regroupées en trois catégories : 1) les cultures qui ont survécu à l'hiver (persistantes), incluant orge d'hiver, seigle, *Lolium multiflorum* et colza ; 2) les cultures gélives, incluant radis fourrager, moutarde blanche, phacélie, avoine, et 3) les légumineuses (*Vicia villosa* et *Lupinus angustifolia* [*L. angustifolius*]). Plus de la moitié de la minéralisation des cultures intermédiaires gélives se produit pendant l'hiver, et pour certaines très rapidement, ce qui fait qu'elle a permis la lixiviation d'une partie de l'azote minéralisé. La minéralisation des cultures les plus persistantes s'est produite peu après l'incorporation au printemps.

Dans l'étude de Moller et al. (2008) déjà citée, le stock d'azote minéral du sol est mesuré au début et à la fin de la période de drainage, en fonction de l'exportation ou non et, par défaut, de la date d'incorporation du mélange vesce-radis. L'incorporation de la culture intermédiaire triple le stock mesuré en fin d'automne (61 vs 24 kgN.ha⁻¹ sans incorporation) tandis qu'il est stable à 31-35 kgN.ha⁻¹ que la culture soit sur pied ou exportée. Le stock mesuré au printemps est peu sensible à l'exportation (70 vs 89 kgN.ha⁻¹ si incorporation) ; par contre, il est deux fois plus élevé quand l'incorporation est faite en hiver (83 kgN.ha⁻¹) plutôt qu'en automne (40 kgN.ha⁻¹). L'évolution du stock entre automne et printemps est donc sensible à la date d'incorporation : en cas d'incorporation d'automne, il est réduit de 35% ; en cas d'incorporation de printemps, il est plus que triplé.

En conclusion, la date de destruction influence très significativement l'absorption seulement si elle est précoce ou si l'hiver est doux. Elle conditionne doublement l'évolution du stock d'azote minéral, en contrôlant la fin de l'absorption et surtout en déclenchant le début de minéralisation des résidus de la culture intermédiaire, qui influe notablement sur la lixiviation (cf. section 4.1.5 sur la lixiviation).

Caractéristiques des espèces et mélanges d'espèces de culture intermédiaire piège à nitrate

Les différentes espèces ont des propriétés variables en termes de capacités d'accumulation d'azote en interaction avec la date de semis, les conditions de levée et la résistance au froid. Ainsi les graminées sont caractérisées par leur ubiquité et leur résistance au froid. Les crucifères, du fait de leur rapidité d'installation et de leur bon potentiel de croissance en saison froide peuvent s'adapter à des conditions variées. Les légumineuses sont habituellement plus lentes à s'installer et montrent une faible croissance en automne (Meisinger et al., 1991). Il existe cependant une variabilité intra-famille : par exemple (Destain et al, 2010) ont montré, en Belgique, que le seigle peut s'avérer très efficace (94 kgN.ha⁻¹) alors que le potentiel d'absorption d'un blé d'hiver même semé tôt n'excède pas une dizaine de kgN.ha⁻¹.

Les différentes espèces s'adaptent plus ou moins bien aux conditions rarement favorables de levée après semis tardifs. Ainsi les crucifères sont plus sensibles à la date de semis que les graminées (Thorup-Kristensen et al., 2003) : elles développent un système racinaire plus profond mais plus tardivement que les céréales, ces dernières bénéficiant de la croissance précoce des racines séminales ; il faut donc approximativement 600 degrés-jours aux crucifères pour que leur profondeur d'enracinement soit nettement supérieure à celle des céréales (Thorup-Kristensen et al., 2003). Allison et al., (1998) ont également montré des variations importantes de la quantité moyenne d'azote absorbée par différentes espèces de CIPAN (Tableau 4-7) mais les variations liées à la date de semis (ou au site, non montré) y sont aussi voire plus importantes que les variations entre espèces.

Espèce de cultures intermédiaires	Azote absorbé (kgN.ha ⁻¹)	
	Semis précoce	Semis tardif
Radis	57	26
Phacélie	36	17
Moutarde	32	22
Orge	25	14
Seigle	23	23
Sarrazin	19	
Repousses	22	

Tableau 4-7. Quantité moyenne d'azote (kgN.ha⁻¹) absorbée par différentes espèces de CI ou repousses et pour deux périodes de semis dans un réseau de 17 expérimentations (Allison et al., 1998)

Des différences importantes existent entre espèces légumineuses et non-légumineuses. S'appuyant sur l'analyse de dix articles présentant des expérimentations réalisés en Amérique du Nord, Dabney et al. (2001) concluent que le seigle (*Secale cereale* L), le radis fourrager (*Raphanus sativus* L.) et le colza (*Brassica rapa* L.) ont un grand potentiel d'absorption de l'azote minéral du sol. Quand la production des espèces non-légumineuses est limitée par l'azote disponible, ces auteurs recommandent l'emploi de cultures mixtes céréales-légumineuses car "elles peuvent piéger de grandes quantités d'azote tout en assurant un bon potentiel de production grâce à la fixation symbiotique".

Les différences d'absorption de l'azote du sol entre légumineuses et graminées ont été démontrées lors d'expérimentations à l'aide d'engrais marqué au ¹⁵N. Celle de Meisinger et al. (1991) montrent que la proportion d'azote issu de l'engrais représente 40 à 60% de l'azote total pour le seigle, 25 à 55% pour l'ivraie et seulement 5 à 10% pour la vesce hirsute et le trèfle. Celle de Gabriel et al., (2011) a été menée pendant 3,5 ans pour déterminer l'effet du remplacement de la jachère nue par une culture intermédiaire sur le rendement et l'absorption d'azote dans un système de production de maïs intensif en climat méditerranéen. Toutes les parcelles de maïs ont été irriguées et fertilisées avec 210 kgN.ha⁻¹ de nitrate d'ammonium, et une micro-parcelle a été conjointement marquée dans chaque traitement. Le Coefficient Réel d'Utilisation (CRU) de l'azote de l'engrais par le maïs a été de 46%. Au cours de l'interculture suivante, les quantités moyennes d'azote accumulées par les CIPAN ont été de 47 kgN.ha⁻¹ pour l'orge et 51 kgN.ha⁻¹ pour la vesce, mais la proportion

d'azote issu de l'engrais marqué était de 19% pour l'orge et de seulement 4% pour la vesce. Ces deux résultats montrent que la vesce a moins bien valorisé l'azote minéral résiduel que les espèces non légumineuses, du fait de la fixation symbiotique.

La fertilisation de la culture hôte influence l'accumulation d'azote de la culture intermédiaire sous couvert, surtout si c'est une légumineuse. Bergkvist et al. (2011) ont conduit des cultures sous couvert de blé sur 2 sites expérimentaux en sols limono-argileux ou sablo-argileux en Suède en mesurant l'azote accumulé fin novembre par des cultures intermédiaires pures d'une graminée (ray-grass) ou de légumineuses (trèfle blanc ou rouge) et du mélange trèfle - ray-grass, avec deux niveaux de fertilisation azotée (0 et 120 kgN.ha⁻¹). L'accumulation d'azote moyenne des cultures intermédiaires de légumineuse pure ou en mélange a été réduite de moitié par la fertilisation du blé (72 kgN.ha⁻¹ vs 35 kgN.ha⁻¹) alors que celle du ray-grass en culture pure était quasi stable (20 vs 18 kgN.ha⁻¹). La différenciation entre espèces se fait différemment sur le stock d'azote minéral de fin novembre. Il n'est pas significativement différent entre le traitement sol nu en interculture (18 kgN.ha⁻¹) et les cultures pures de trèfle blanc ou rouge (24 et 16 kgN.ha⁻¹), mais plus faible sous ray-grass (10 kgN.ha⁻¹) et leur mélange (15 kgN.ha⁻¹) après blé non fertilisé. Ce classement se conserve, avec respectivement de 22, 22, 20, 12, 14 kgN.ha⁻¹, après blé fertilisé. La culture pure de légumineuse a un impact variable suivant l'espèce et le niveau de fertilisation du blé. Elle ne réduit pas la quantité d'azote du sol mais a conduit à une répartition différente par rapport à un sol nu, où l'azote est davantage en profondeur. Le mélange présente ici une accumulation d'azote proche d'une culture pure de légumineuse mais a un effet sur le stock d'azote minéral proche de celui d'une graminée.

Comportement des mélanges d'espèces légumineuses et non-légumineuses. L'exemple précédent (Bergkvist et al., 2011) montre que la production de matière sèche et la réduction du stock d'azote minéral du sol par les mélanges d'espèces légumineuses et non-légumineuses présentent une certaine plasticité face aux conditions d'implantation et de richesse en azote minéral. D'autres exemples l'illustrent.

Dans un contexte d'agriculture biologique, Moller et al. (2009) ont conduit des expérimentations de culture intermédiaire à base d'espèces légumineuses (vesce commune, vesce velue et pois), non-légumineuses (radis à huile) et de mélanges des deux, semés après des pois. Les mesures portaient sur l'azote (teneur en nitrate des sols, absorption par les cultures intermédiaires), et sur le rendement des pommes de terre ou du blé d'hiver suivants. L'absorption d'azote, par les cultures intermédiaires, variait dans une gamme de 56 à 108 kgN.ha⁻¹ et les mélanges se situaient dans les valeurs médianes à maximales. Le stock d'azote minéral dans le sol mesuré en décembre était équivalent pour les mélanges et les CI non-légumineuses mais supérieur sous légumineuses (Figure 4-18, section 4.2.2). Cependant, la production du mélange apparaît moins sensible au facteur hydrique.

Cette plasticité face au stress hydrique des cultures intermédiaires composées d'espèces en mélanges a été étudiée par Rinnofner et al. (2008) en contexte d'agriculture biologique sans élevage dans les conditions sèches de l'Est de l'Autriche. Quatre traitements ont été comparés en 2002 et 2004 : (1) mélange de légumineuses (pois, vesce commune et gesse cultivée), (2) mélange de non-légumineuses (phacélie, radis et navet à huile), (3) mélange de légumineuses et non-légumineuses (1+2), et (4) un contrôle en sol nu. En moyenne, la biomasse, l'absorption en N et la fixation biologique des cultures intermédiaires étaient environ 4 fois plus élevés en conditions de sécheresse modérée (2002) qu'en conditions de forte sécheresse (2004), mais l'effet des CI sur la réduction du stock d'azote minéral dans le sol a été significatif pour les deux années. Le mélange de légumineuses et non-légumineuses (3) combinait les effets positifs des légumineuses (forte production de biomasse) et des non-légumineuses (réduction de l'azote minéral du sol).

Les exemples donnés ci-dessus concernant le piégeage de l'azote peuvent s'enrichir de ceux de Moller et al., (2008), cités dans les sections 4.1.2.2 et 4.1.2.3. Ils sont cohérents avec ceux de la revue bibliographique de Thorup-Kristensen et al. (2003) et avec celle de Miesch et Vetter (2000), citée par Rinnofner et al. (2008) : "en général, le stock d'azote minéral disponible avant l'hiver se classe par ordre croissant : non légumineuse < mélange légumineuse-non légumineuse < légumineuse".

Sensibilité au gel des espèces de culture intermédiaire. La réponse au gel des espèces de culture intermédiaire est également un facteur important de leur capacité à piéger efficacement l'azote du sol. Ainsi, dans l'expérimentation au Danemark déjà citée (Thorup-Kristensen, 1994) où 10 espèces de culture intermédiaire ont été comparées, pendant deux années successives, les cultures ont été regroupées en trois catégories : non gélives, gélives et légumineuses (Tableau 4-8). Les cultures et le sol nu ont reçu 50 kgN.ha⁻¹ dans le mois du

semis. La quantité d'azote absorbée mi-novembre variait de 75 kgN.ha⁻¹ (orge d'hiver) à 167 kgN.ha⁻¹ (radis fourrager) tandis que le stock d'azote minéral potentiellement lixiviable variait de 22 kgN.ha⁻¹ (radis fourrager) à 102 kgN.ha⁻¹ (vesce velue). La capacité des espèces de cultures intermédiaires à réduire la teneur en azote minéral dans le sol a été dépendante à la fois de la profondeur des racines et de la persistance des cultures à l'automne. Cependant, pour les espèces gélives, la minéralisation de leurs résidus a lieu dès l'hiver et, pour certaines, assez tôt pour qu'une partie de l'azote minéralisé soit lixivié. Pour les cultures les plus persistantes, la minéralisation de leurs résidus ne se produit que peu après leur incorporation au printemps. La tolérance au froid et la sensibilité au gel de l'espèce deviennent des critères d'autant plus importants que le semis de la culture intermédiaire est tardif, tandis qu'au contraire une culture semée sous couvert ne doit pas se développer trop vite pour éviter d'entrer en trop forte compétition avec la culture principale (Thorup-Kristensen et al., 2003).

Catégorie	Espèce	Quantité d'azote absorbé (kg N.ha ⁻¹)	Stocks d'azote minéral (kg N.ha ⁻¹)
Non gélives	Orge d'hiver	75	58
	Seigle	80	55
	Ray-grass	85	70
	Colza	127	30
	Vesce velue (leg.)	140	90
Gélives	Radis fourrager	167	22
	Moutarde blanche	144	25
	Phacélie	147	62
	Avoine	85	80
	Lupin (leg.)	97	102
Sol nu		-	165

Tableau 4-8. Quantité moyenne d'azote absorbée et variation du stock d'azote minéral (94 kgN.ha⁻¹) par différentes espèces de CI (leg. = légumineuses) en fonction d'une typologie de sensibilité au gel, dans une expérimentation au Danemark (Thorup-Kristensen, 1994).

Cohan et al. (2011) classent les espèces en fonction du seuil de température sous abri entraînant leur destruction par le gel : 1) Très sensibles (0 à -2°C) : niger, sarrasin, sorgho ; (-2 à -4°C) : tournesol ; 2) Sensibles (-5 à -10°C) : moutarde blanche, vesce, pois, lentille fourragère développée ; (-7,-13°C) : phacélie ; 3) Peu sensibles : (-10°C) : radis fourrager ; (-13°C) : avoine ; (< -13°C) : colza fourrager, navette, seigle. La gamme offerte est donc relativement large par rapport aux différents types climatiques français, qu'il convient de définir en termes de probabilité. En cas de mélanges d'espèces, la différence de sensibilité des espèces au gel doit être prise en compte pour gérer leur destruction.

En conclusion, les différences entre les espèces de culture intermédiaire ne sont pas liées à un caractère unique ou à la seule appartenance à une famille botanique, mais à une combinaison de caractères tels que la profondeur et la vitesse d'enracinement, la persistance en conditions froides ou le potentiel d'absorption d'azote du sol.

Profondeur d'enracinement et conditions de croissance de la CIPAN

La réduction de stock d'azote minéral pendant l'automne est fortement corrélée à la profondeur d'enracinement de la culture intermédiaire (Thorup-Kristensen et al., 2001), mais très peu corrélée avec la densité linéaire de racines. Cela peut s'expliquer par le fait que la forme d'azote minéral largement dominante est le nitrate qui se déplace facilement ; son absorption ne nécessite pas que la plante ait une forte densité de racines. De plus, la densité minimale pour que la densité de racines soit non limitante pour l'absorption de nitrate est d'environ 0,5 cm.cm⁻³, valeur assez rapidement atteinte par la ramification racinaire (Brisson et al., 2008).

La vitesse d'enracinement est fonction du potentiel génétique de l'espèce. Cependant, l'expression de ce potentiel dépend de nombreux facteurs, en premier lieu la somme de température depuis le semis, l'alimentation carbonée, l'humidité, la pression partielle en oxygène et la pénétrabilité du sol déterminée par les contraintes physiques et chimiques des différents horizons du sol. Ces facteurs sont communs aux cultures principales. Cependant, l'indicateur "somme de température", qui explique la cinétique d'enracinement, est encore plus crucial pour permettre à la culture intermédiaire d'assurer sa fonction de piège à nitrate vu la faible durée de croissance, avant ou pendant le début du transfert du nitrate dans le sol. La difficulté de l'observation a déjà été soulignée.

La dynamique de progression en profondeur du système racinaire de plusieurs espèces a été observée par Thorup-Kristensen et al. (2001) et Kristensen et Thorup-Kristensen (2004), en validant les profondeurs observées par le traçage d'azote marqué, injecté à différentes profondeurs. Les profondeurs maximales de 3 espèces, le ray-grass italien, le seigle et le radis fourrager différaient nettement, avec respectivement 0,6, 1,1 et 2,4 m de profondeur à 1000 degrés-jours (Figure 4-11). Les auteurs ont ensuite mis en évidence une forte corrélation entre la réduction de la quantité d'azote du profil et la profondeur d'enracinement (Thorup-Kristensen et al., 2003). Cependant, la variable en abscisse du graphique est clairement dépendante du couple (date de levée, climat). Ainsi, le maximum d'enracinement, de 0,9 m des graminées et crucifères, est généralement atteint en février, mais se limite à 0,5 m en novembre, compte tenu du nombre de degrés-jours requis, d'après Cohan et al., (2011).

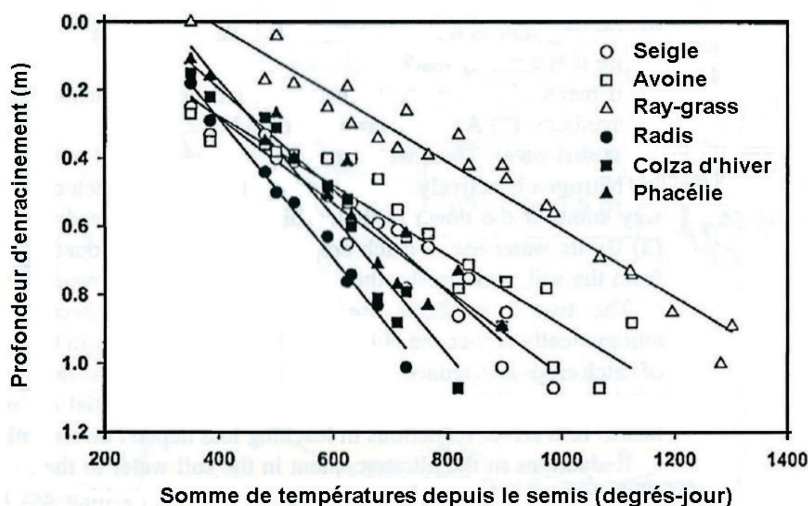


Figure 4-11. Cinétique de la profondeur d'enracinement de cultures intermédiaires en fonction des sommes de températures en base 0°C. (Thorup-Kristensen et al., 2001)

La profondeur réelle d'enracinement est le produit d'une interaction entre sol et espèce qui dépend aussi suivant des obstacles que rencontre le front racinaire. Ainsi, en sols très argileux (55%) avec fissuration, les cultures intermédiaires s'implantent lentement en conditions sèches et sont difficiles à incorporer au printemps. Il est donc nécessaire de conserver de telles parcelles en prairies non fertilisées qui seules permettent d'atteindre la norme de potabilité dans l'eau de percolation (Catt et al., 1998). D'après Cohan et al. (2011), la profondeur potentielle peut être réduite en fonction du type de sol ou de la structure de sol, et en particulier de sa pierrosité. Ces auteurs indiquent que les graminées avec des racines fasciculées colonisent le sol de façon importante jusqu'à 0,9 m. Les crucifères, au système pivotant, ont une densité variable en surface en fonction de l'espèce et peuvent aussi atteindre 0,9 m en profondeur. Les légumineuses ont un enracinement plus superficiel.

Le développement de la culture intermédiaire peut être sensible à d'autres facteurs que la nutrition azotée. En systèmes à bas intrants, Askegaard et Eriksen (2008) mettent en évidence l'effet positif significatif de la fertilisation potassique sur la biomasse et l'accumulation d'azote de CI. De même, ils relèvent l'effet positif du précédent lupin sur la teneur en potassium de la culture intermédiaire et de la culture suivante ; cet effet est probablement dû à un des processus d'hydrolyse au niveau de la rhizosphère.

4.1.3.6. Bilan / conclusion

L'efficacité potentielle des cultures intermédiaires en termes de prévention de la lixiviation peut être estimée par la mesure de deux variables de caractère agronomique : d'une part, la réduction du stock d'azote minéral dans le traitement culture intermédiaire relativement au traitement en sol nu en automne, et d'autre part, la quantité d'azote accumulée dans la biomasse. Ces deux variables ne sont que partiellement corrélées entre elles, par ce que l'accumulation d'azote de la biomasse vivante est un minorant de l'azote piégé par la culture, le stock d'azote minéral intègre d'autres processus que l'absorption de la culture intermédiaire (minéralisation, organisation, lixiviation) et qu'il existe une incertitude sur leur mesure. Ces deux grandeurs sont des indicateurs de la réduction potentielle de la lixiviation et non une mesure de sa réduction effective, à cause de l'aléa qui affecte le transfert d'eau et de nitrate et du possible décalage temporel entre la lixiviation et le piégeage par la culture intermédiaire.

La quantité d'azote accumulée dépend de la date de semis et de la bonne implantation du couvert, de sa durée de fonctionnement, de l'azote disponible dans le sol et de l'espèce semée. Les quantités peuvent atteindre 100 kgN.ha⁻¹ avec des graminées, 200 kgN.ha⁻¹ pour les crucifères. La teneur en azote des cultures intermédiaires est très généralement inférieure à la teneur critique, à cause, soit de mauvaises conditions de piégeage (enracinement faible), soit de l'appauvrissement de l'azote minéral du milieu par la culture intermédiaire, quand son enracinement est suffisant pour coloniser l'ensemble du profil de sol. Pour des quantités d'azote minéral supérieures à 200 kgN.ha⁻¹, la capacité de piégeage peut être limitante. Lorsque le reliquat d'azote minéral n'est pas excessif, la profondeur d'enracinement est plus importante que sa densité pour déterminer la quantité d'azote piégée ; la vitesse d'enracinement dépend de critères propres à l'espèce et des conditions de texture, de structure et de contraintes physiques et chimiques à la pénétration des sols. Elle dépend en premier lieu de la date et des conditions de levée puis de croissance de la culture intermédiaire (cf. Chapitre 3).

Il existe des seuils de date de semis, au-delà desquels la quantité d'azote accumulée diminue. Ainsi pour le quart nord-est de la France, la quantité d'azote piégée diminue pour des semis postérieurs au 1^{er} septembre ou 1^{er} octobre selon les espèces de cultures intermédiaires. Le piégeage augmente avec le recul de la date de destruction, mais là aussi date au-delà d'un seuil, le maintien du couvert ne joue plus sur le piégeage. Il empêche néanmoins une minéralisation trop précoce puisqu'à partir de la destruction de la culture intermédiaire, la minéralisation de ses résidus vient alimenter le pool d'azote minéral du sol.

La capacité de piégeage de l'azote minéral du sol varie fortement entre espèces de culture intermédiaire, les légumineuses ayant systématiquement une efficacité moindre du fait qu'une grande partie de leur nutrition azotée se produit via la fixation symbiotique. Les graminées et les crucifères se différencient sur les critères de vitesse et profondeur d'enracinement, et de durée de fonctionnement des couverts (cas des espèces gélives). Les mélanges de légumineuses et de non-légumineuses apportent une plasticité du couvert en termes de production et de piégeage d'azote minéral ; cependant, la complémentarité des espèces dans la résistance au stress hydrique estival ou automnal mériterait d'être investiguée.

4.1.4. Impact des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur la quantité d'eau drainée

4.1.4.1. Introduction

L'effet des cultures intermédiaires sur les volumes d'eau drainée a été peu étudié spécifiquement dans les publications, même si la problématique de la recharge de la nappe a été abordée par certains auteurs, notamment Chapot (1992), Dabney et al. (1998) et Shepherd et Webb (1999). Toutefois la quantification de la lixiviation et le passage de la masse d'azote perdu à la teneur dans les eaux nécessitent de quantifier le drainage. Certains auteurs comparent le drainage de systèmes avec ou sans culture intermédiaire : en dehors du recours à la modélisation, seuls les dispositifs lysimétriques et les parcelles artificiellement drainées et ainsi isolées hydrologiquement permettent de comparer leur bilan hydrique d'une façon rigoureuse. Il est aussi possible d'utiliser les données de mesures fréquentes d'humidités couplées à un modèle de bilan hydrique par méthode inverse, tel que LIXIM (Mary et al, 1999).

Deux échelles temporelles sont abordées dans les publications et présentées dans les sections suivantes : l'impact des cultures intermédiaires à l'échelle annuelle de la culture, mais aussi à l'échelle pluriannuelle : répétition dans une rotation, voire effets à plus long terme.

4.1.4.2. Expérimentations annuelles

Les résultats de l'analyse bibliographique sont rassemblés dans le Tableau 4-9 et présentés à la Figure 4-12. L'ajustement d'une régression linéaire sur ces données produit une pente très proche de 1,0 et une ordonnée à l'origine de -52 mm.an⁻¹ (Figure 4-12a). Le nombre de points est trop faible pour conclure si l'absence d'effet de la culture intermédiaire sur la pente a une signification. Ainsi, les données annuelles devraient suivre une fonction

bilinéaire, avec l'apparition d'une première droite à pente faible ou nulle pour les très faibles valeurs de drainage, reliant l'origine à la droite produite en Figure 4-12a. Cependant, le déficit moyen de drainage causé par la culture intermédiaire semble cohérent avec des valeurs de déficit hydrique du sol avant drainage, de 25 mm.tMS⁻¹ mesurées par Allison et al. (1998) ou et de 9 à 31 mm.tMS⁻¹ simulées par Dorsainvil (2002).

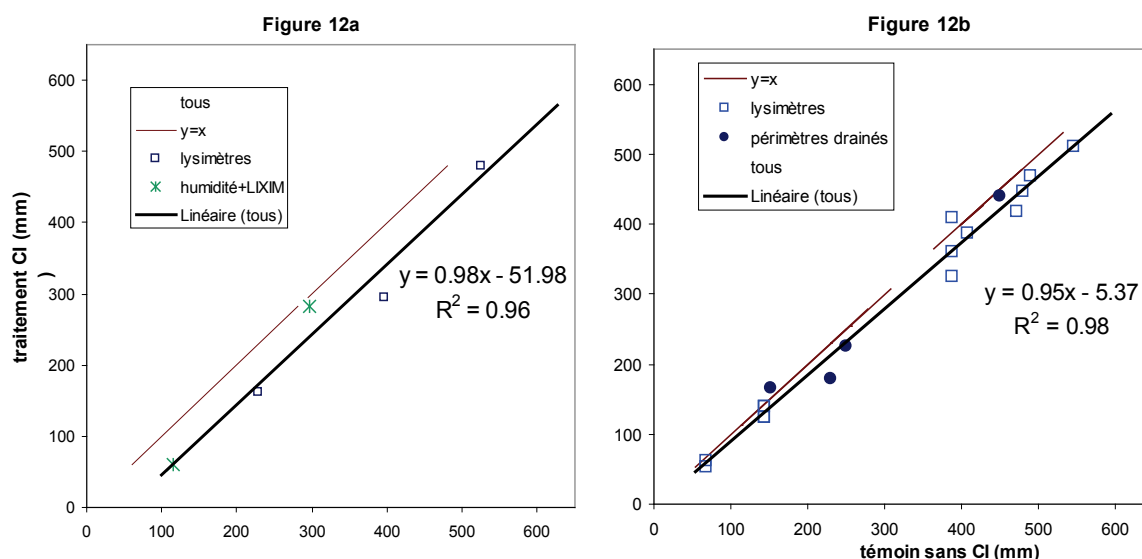


Figure 4-12. Comparaison de la quantité d'eau drainée (mm) mesurée entre les traitements avec ou sans culture intermédiaire, en étude annuelle (a) et pluriannuelle (b)

a) en expérimentation annuelle en conduite en lysimètres (Bertilsson et al., 1988 et Volk et Bell, 1945, cités par Meisinger et al., 1991 ; Martinez et Guiraud, 1990) ou avec couplage mesure d'humidité - modèle de calcul LIXIM (Justes et al., 1999).

b) en expérimentation pluriannuelle avec une CI par an conduite soit i) en lysimètres (Morgan et al., 1942 ; Karraker et al., 1950 ; Chapman et al., 1949, cités par Meisinger et al., 1991 ; Thomsen, 2005 ; Constantin et al., 2010), soit ii) en périmètre drainé (Kladivko et al., 2004 ; Kaspar et al., 2007 ; Endale et al., 2010 ; Stenberg et al., 1999 ; Simmelsgaard 1998 ; Malone et al., 2007 ; Munoz-Carpena et al., 2008 ; Tonitto et al., 2007).

Un consensus semble émerger sur l'impact quantitatif des cultures intermédiaires sur les volumes drainés : de l'ordre de $-30 \pm 20 \text{ mm.an}^{-1}$ par rapport à un sol nu. Cette différence peut sembler faible, mais elle correspond à la différence des quantités évaporées sur un sol nu et évapotranspirées par la culture intermédiaire pendant la période hivernale (Dabney, 1998; Qi et Helmers, 2010). Cependant, un contre-exemple trouvé dans le corpus montre une légère augmentation du drainage liée à la culture intermédiaire (+3%, différence probablement non significative). Utilisant le logiciel IRRIGUID, en Angleterre, Shepherd et Webb (1999) comparent différentes modalités : cultures intermédiaires, repousse de colza, prairie permanente, jachère, et conduite conventionnelle. En présence d'une culture intermédiaire, le drainage est de 240 contre 184 mm en sol nu et 178 mm à couverture équivalente (culture d'hiver) et c'est la seule publication comparant une culture intermédiaire à une culture d'hiver. Cependant, ni la variabilité interannuelle des conditions de milieu ni l'existence d'éventuels effets cumulatifs sur les propriétés hydrodynamiques du sol ne sont prises en compte dans ces approches. Il conviendra donc de recourir d'une part à des études fréquentielles (Partie 2 : l'étude par simulations) et d'autre part à des essais pluriannuels (ci-dessous).

4.1.4.3. Expérimentations pluriannuelles avec une occurrence annuelle de culture intermédiaire piège à nitrate

L'effet de la culture intermédiaire est lié à sa fréquence dans la rotation. Des études pluriannuelles, voire à long terme, ont été menées en lysimètres ou en périmètres drainés, avec une occurrence annuelle de culture intermédiaire, essentiellement aux USA et dans des pays du Nord de l'Europe dont la France. Les résultats sont rassemblés dans le Tableau 4-10 et présentés à la Figure 4-12.

Concernant l'effet des cultures intermédiaires sur la lame drainante, Malone et al. (2007) ont mesuré une réduction de 6%, pour une fréquence de culture intermédiaire d'une année sur deux. Cette réduction due à la culture intermédiaire est expliquée par un décalage temporel des premiers écoulements de drainage. Des conclusions similaires sont proposées par Kaspar et al. (2007), Strock et al. (2004), et Constantin et al. (2010) sur le site de Kerlavec en France (29).

Les données pluriannuelles concernant les périmètres drainés traitent, en majorité, de cas de rotation maïs/soja aux Etats-Unis. Les autres références étant centrées sur le Nord de l'Europe (Danemark, Suède principalement). L'étude des publications basées sur le cas du drainage artificiel est ici assez démonstrative de l'impact sur les quantités drainées du fait d'une facilité de mesure des débits à l'exutoire, et présentent une grande diversité de situations et de fonctionnements hydrologiques. Aux USA, les travaux ont principalement été réalisés sur le bassin versant du Mississippi, où du nord au sud, les conditions climatiques varient beaucoup. Dans le nord, les excès d'eau et par conséquent les périodes d'infiltration ont lieu de novembre à mai (similaire au cas français), alors que dans le sud, les périodes d'excès d'eau s'étalent de mai à septembre. La réduction en volume annuel moyen est d'environ 10% (Kaspar et al., 2007 ; Strock et al., 2004). Deux études présentent des résultats extrêmes : Tonitto et al. (2007) ont mis en évidence une réduction de 22% et Munoz-Carpena et al. (2008) présentent une étude sur les cultures intermédiaires en période estivale (Floride) suite à la culture de maïs doux, et montre une réduction de 2%. En contexte européen, Henke et al. (2008), en Allemagne, introduisent l'idée d'une réduction des volumes drainés, sans apporter d'élément chiffré, tandis que Aronsson (2000) mentionne dans son étude (Suède) que l'impact des cultures intermédiaires sur le bilan hydrique n'est pas significatif. En termes de bilan hydrique, les résultats des périmètres drainés sont extrapolables à des parcelles non drainées artificiellement, si le ruissellement est faible dans les deux cas. La Figure 4-12b montre que les nuages des données de lysimètres et de périmètres drainés sont confondus. L'ajustement d'une régression linéaire commune à l'ensemble de ces données aboutit à une équation avec une pente de 0,95 et une ordonnée à l'origine proche de zéro. La répétition des cultures intermédiaires dans la rotation conduit à une réduction moyenne de 5% du drainage et une ordonnée à l'origine quasi nulle.

Exprimer la réduction de la quantité totale d'eau drainée par un ratio du drainage total est très discutable car ce dernier est très variable entre régions, alors que la valeur absolue de la réduction est peut-être plus stable. Dans la Figure 4-12b, la faible différence (0,05) de la pente de régression linéaire avec la droite 1 :1, n'a peut-être pas de signification physique. Le fait que les coordonnées des points soient des valeurs moyennes peut générer une discontinuité dans le calcul. Les points des années à drainage très faible peuvent intégrer une différence réduite entre les deux traitements. Cette discontinuité rapprocherait artificiellement les points à faibles valeurs de drainage de l'axe 1 :1 et à donner une ordonnée à l'origine quasi nulle. Quoiqu'il en soit, même pour un drainage de 500 mm.an⁻¹, la droite de régression prédit une différence de 30 mm.an⁻¹.

4.1.4.4. Intégration temporelle et spatiale

Il semble donc que la réduction de drainage due à la culture intermédiaire est moindre dans les études à long terme qu'à court terme. La différence d'équation obtenue entre les expérimentations annuelles et pluriannuelles peut être due à la faiblesse de l'effectif des premières. Une autre explication peut consister en une possible modification des propriétés physiques du sol au cours du temps, liée à la répétition des cultures intermédiaires, qui viendrait estomper leur effet dépressif sur le drainage, observé à l'échelle annuelle.

Contrairement à ce qui est présenté en 4.1.4.3, de nombreuses rotations intègrent des exercices avec semis d'automne. On peut faire l'hypothèse que la différenciation entre situations avec ou sans culture intermédiaire sera proportionnelle au taux d'occurrence des cultures intermédiaires.

Une étude anglaise (Shepherd et Webb, 1999) extrapolant des résultats obtenus sur lysimètres aborde la question du changement d'échelle et l'impact sur la ressource en eau. Dans un contexte de rotation basée sur des cultures de printemps occupant 17% d'un bassin versant, la réduction de recharge de l'aquifère due à la présence de cultures intermédiaires est estimée à 2% en année pluviométrique moyenne.

Méth.	Site	Système, conduite	Espèce de CI, conduite	Drainage annuel (mm)		Teneur en azote de l'eau de percolation (mgNO ₃ .l ⁻¹)		Référence bibliogr.
				Avec CI	Sans CI	Avec CI	Sans CI	
Etudes lysimétriques	Suède : sols sableux et argileux, épais de 75 cm	375 kgN.ha ⁻¹ de fumier, labour en novembre	Colza	480	536	64	166	Bertilsson et al., 1988
	Floride : sols limono-sableux, épais de 121 cm		Navet	295	396	24	141	Volk et Bell, 1945
	France : sol limono-argileux irrigué, épais de 100 cm		Ray-grass	163	229	110	213	Martinez et Guiraud, 1990
	Nouvelle Zélande : sol limono-argileux, épais de 30 cm		Avoine Lupin (variété à pivot) Mélange avoine-lupin	90	100	24 20 21	37	Fowler et al., 2004
	Suisse : sol sablo-limono-argileux, épais de 100 cm	systèmes à bas intrants	Moutarde Phacélie Tournesol			5 6 6	14	Herrera et al., 2010
systèmes à hauts intrants		Moutarde Phacélie Tournesol			9 15 17	29		
(a)	France : rendzine sur craie en Champagne		Radis avec : - pailles enlevées - pailles enfouies	282 60	296 116	46 30	90 31	Justes et al., 1999
(b)	Suède : sol argileux drainé artificiellement	système céréalier	Ray-grass, détruit en : - octobre - avril			11 4	17	Aronsson et al., 2011
Bougies poreuses	Danemark	CI semée sous couvert d'orge de printemps	Ray-grass Trèfle			30 63	155	Askegaard et Eriksen, 2008
	Irlande : sol sablo-graveleux de 90 cm d'épaisseur	système céréalier	Moutarde détruite en février, avec : - non-labour - labour	320	329	42 83	97 113	Hooker et al., 2008
	Angleterre : sol limono-argileux sur craie de 60 cm	rotation céréalière conventionnelle avec orge de printemps	Colza Seigle Adventices			40 38 48	46	Macdonald et al., 2005
	Angleterre : sol limono-sableux		Diverses CI Adventices			24-32 32	49	
(c)	US Maryland : sol limono-argileux	maïsiculture sur-fertilisée	Seigle Vesce semée début oct			53 80	75	Meisinger et al., 1991

(a) : mesures de stocks et modèle LIXIM ; (b) : parcelle drainée ; (c) : mesure de concentration de l'eau extraite dans des piézomètres d'une nappe phréatique superficielle.

Tableau 4-9. Travaux ayant comparé des drainages et des concentrations en nitrate à l'échelle temporelle annuelle

Méth.	Site	Durée essai Fréq. de CI	Système, rotation, conduite	Drainage mm/an		Teneur en azote de l'eau de percolation (mgNO ₃ .l ⁻¹)		Lixiviation (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)		Référence bibliogr.	
				Avec CI	Sans CI	Espèce de CI, conduite	Sans CI	CI	Sans CI		
Etudes lysimétriques	US Connecticut : en limon sableux épais de 76 cm	11 ans (1/1)	culture continue de tabac	325 361 409	389	CI semée en août: fléole seigle avoine	49 34 62	94	35,8 28 57,1	82,8	Morgan et al., 1942
	US Kentucky : en limon argileux épais de 66 cm	11 ans (1/1)	culture de légumineuses	386	409	seigle semé en octobre	19	70	16,8	64,9	Karraker et al., 1950

	US Californie : en limon, épais de 125 cm	5 ans (1/1)	culture continue de sorgho	67 53 57	69	CI semée mi-août: moutarde 68 trèfle 328 vesce 297	332	10,1 35,8 42,5	51,5	Chapman et al., 1949	
	Danemark : limon sableux	4 ans (1/1)	rotation céréalière de printemps, 4 doses de N	510 469 448 418	545 490 480 421	ray-grass semé sous couvert et détruit en nov. ou mars	6-13 10-20 14-28 21-39	23 38 57 71	7-15 11-19 14-28 18-37	28 42 62 75	Thomsen, 2005
	US Oregon : sol limono-argileux gonflant	7 ans (1/1) 3 ans (1/1)	3 doses de N	Sous irrigation		un triticale semé fin sept. et enfoui fin mars	16-50	27-76	14-43	24-76	Feaga et al., 2009
Bougies poreuses	France (Thibie) : sol crayeux	15 ans (1/1)	pois-blé-better. ; 2 niveaux de fertil. N	123	144	radis	47-54	95-111	13-15	31-36	Constantin et al., 2010
	France (Boigneville) : sol limono-argileux	15 ans (1/1)	pois-blé-orge	140	143	moutarde	44-57	64-90	14-18	21-29	
	France (Kerlavic) : sol limono-sableux	15 ans (1/2)	blé-maïs	563	593	ray-grass	31	53	39	71	
	Danemark : sol sableux	5 ans (1/1)	rotation céréalière de printemps ; 2 doses de N			ray-grass semé sous couvert et labouré en automne ou au printemps	13-29	33-47	19-42	48-67	Hansen et Djurhus, 1996
	UK : craie	7 ans (3/4)	conventionnel - orge-blé-better.	79	102	CI : seigle	33-84	87-144	6-15	20-33	Davies et al., 1996
Périmètres drainés	USA Iowa :	25 ans (1/1)	maïs-soja	200		CI			7	24	Singer et al., 2011
	USA Indiana : sol limoneux	15 ans (1/1)	maïs-soja	152	166	réduction de fertilisation + introduction de CI (<i>Triticum aestivum</i>)	30-50	80-120	15	38	Kladivko et al., 2004
	USA Illinois : sol argileux limoneux	10 ans (4/5)	maïs / soja / maïs / soja / blé	217 178 190 160	278 230 230 230	CI 1/1 1/2 ray-grass 1/3 1/4	26 32 45 33	36 44 44 44	12,8 12,8 19,5 12,1	22,8	Tonitto et al., 2007
	USA : sol limoneux	4 ans (1/1)	maïs-soja	226	249	CI seigle	39	94	20	51	Kaspar et al., 2007
	Danemark (site Odum)	13 ans (1/1)	orge / blé / colza + pois maïs / pomme de terre	440		CI			36	50	Simmelsgaard, 1998
	US : sol sableux	15 ans (1/1)	maïs-coton			CI seigle (<i>Secale cereale</i>) jachère (témoin)	8	22	3,4	12,2	Endale et al., 2010
	Suède : sol sablo-limoneux	6 ans (1/1)	rotation cultures de printemps : orge-avoine-blé-orge-avoine-pomme de terre	357	255	ray-grass semé fin août - début septembre et détruit en octobre	31	66	25	36	Torstensson et al., 2006
	Suède : sol argilo-sableux	4 ans (1/1)	cultures de printemps (avoine, orge, blé)	369		ray-grass semé sous couvert de l'orge	<50	<50	29	31	Stenberg et al., (1999)
	US Minnesota : sol argilo-limoneux	5 ans (1/1)	maïs-soja	165	185	<i>Secale cereale</i>			18	24	(Strock et al., 2004)

Tableau 4-10. Travaux ayant comparé des drainages, concentrations et lixiviations de nitrate à l'échelle temporelle pluriannuelle avec une occurrence annuelle des CI (fréquence = 1/1), sauf sur trois sites (moins qu'annuelle).

4.1.4.5.4. Conclusion

Les publications permettent de statuer sur l'existence d'un effet sur la quantité d'eau drainée. Il est fort probable que cet effet soit moins variable en valeur absolue qu'en valeur relative, dès que l'on s'intéresse à des couverts ayant atteint une biomasse suffisante pour recouvrir le sol. Cependant, il est difficile de le prédire localement, à cause de la variabilité du contexte (Meisinger et al., 1991) et probablement d'une modification à long terme des propriétés hydriques du sol. A partir de l'échantillonnage étudié, un ordre de grandeur maximum de 30 à 50 mm.an⁻¹, ou de 10 à 30 mm.tMS⁻¹ de réduction du volume annuel drainé peut être avancé.

La modélisation serait donc utile pour répondre aux questions suivantes : i) l'impact les pertes atmosphériques (évapotranspiration) sont-elles augmentées du fait de la présence des cultures intermédiaires, et si oui, de combien ? ii) la consommation en eau des cultures intermédiaires est-elle variable en fonction du niveau de biomasse produit ? Quel est l'impact hydrologique des cultures intermédiaires ?

Une autre question se pose concernant l'impact de la généralisation des cultures intermédiaires à l'échelle d'un territoire sur le régime des cours d'eau et des aquifères. Toutefois, seules des études hydrogéologiques par bassin versant pourraient permettre de répondre à cette question, ce que ce travail n'aborde pas.

4.1.5. Impact des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur la quantité d'azote lixivié et la teneur en nitrate de l'eau de drainage

4.1.5.1. Introduction

Le contenu des résumés des 218 articles du corpus sur le piégeage de l'azote ou des nutriments montre des conclusions qui diffèrent énormément selon le contexte pédoclimatique et cultural, l'échelle temporelle, le dispositif de mesure. La pratique de culture intermédiaire est étudiée sous toutes les latitudes, en climat tropical, aride ou tempéré et dans tous les systèmes, de grande culture, de maraîchage, en riziculture sèche ou irriguée. Environ un tiers des articles traitent des effets croisés de la culture intermédiaire avec l'enfouissement des pailles et/ou le non-labour, l'apport d'effluent ou le niveau de fertilisation. Un autre tiers des études sont focalisées seulement sur les cultures intermédiaires, avec plusieurs objectifs possibles : i) une visée environnementaliste, commençant par le diagnostic d'un élément critique du système de culture, tel qu'une culture laissant des excédents d'azote importants, justifiant une étude approfondie sur le piégeage ; ii) une visée de nutrition azotée de la culture principale, basée sur l'introduction de légumineuses, en particulier en agriculture biologique, qui amène à vérifier l'impact de cette stratégie sur les risques de lixiviation ; iii) une visée agronomique de connaissance des impacts de différentes méthodes de conduite des cultures intermédiaires. Le troisième tiers concerne une approche plus systémique, associant les cultures intermédiaires à d'autres techniques, ce dernier cas étant moins approprié à notre recherche.

L'échelle d'étude varie du cycle cultural à plusieurs décennies.

Le drainage et la lixiviation ne sont quantifiés que dans un peu plus de la moitié des articles. Les méthodes évoquées sont diverses : lysimètres, périmètres drainés, bougies poreuses, carottage du sol et modélisation.

Une soixantaine d'articles a été exploitée avec deux finalités : 1) étudier l'amplitude de variation de l'impact des cultures intermédiaires sur la lixiviation ou la concentration de l'eau drainée, et 2) sérier les principaux facteurs de variation. Cette section sépare les effets annuels de ceux où la culture intermédiaire est intégrée dans la rotation culturale avec une fréquence variable. Nous séparerons aussi les périmètres drainés artificiellement des autres, en raison de la différence d'échelle spatiale et de méthode d'estimation de la lixiviation.

L'implantation d'une CI réduit le drainage de 30 à 50 mm par rapport à un sol nu (section 4.1.1.4.). Il s'ensuit que la lixiviation est réduite de deux façons, comme le présentent Davis et al (1996), dans une expérimentation de 3 ans menée en Angleterre (Tableau 4-11).

Hiver	Lixiviation sous sol nu (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Cause de la réduction de lixiviation sous le traitement CI		
		piégeage	moins drainage	total
1989/90	31	28,5	0,8	29,3
1990/91	30	26,5	0,5	27,0
1992/93	27	5,7	3,9	9,5

Tableau 4-11. Lixiviation et réduction de lixiviation (kgN.ha⁻¹.an⁻¹) liée à l'implantation de CI en sol crayeux dans le Suffolk (Davies et al., 1996)

La réduction de lixiviation due au piégeage est ici 30 à 50 fois supérieure à celle due à la réduction de drainage les deux premières années, mais seulement 2 fois la dernière année, à cause d'un drainage très précoce, antérieur à l'absorption. Les données montrent un effet réel sur la lixiviation, non masqué par la réduction des volumes drainés. Il s'en suit qu'en règle générale, la mise en place d'une culture intermédiaire réduit davantage la masse d'azote lixivié que la teneur en nitrate par rapport au traitement témoin, mais que les taux de réduction sont proches. Il suffirait de décrire la dernière pour effectuer une approche par défaut de la première. Cependant, masse et teneur n'ont pas la même signification écologique ; de plus, des articles ne délivrent parfois qu'une seule des deux grandeurs. Nous donnerons la priorité à la concentration dans le texte, exprimée en mgNO₃.l⁻¹, mais traiterons des deux dans les graphiques.

Deux méta-analyses donnent les tendances sur l'efficacité des cultures intermédiaires. Celle de Mesigner et al. (2001) inclut 14 références, avec une CI tous les ans. Leur conclusion est : "les chercheurs ont montré que les CI graminées étaient efficaces pour réduire la lixiviation d'en moyenne 60% (amplitude 31- 87) et la concentration de l'eau de percolation d'en moyenne 50% ; les cultures intermédiaires crucifères ont un impact positif sur la qualité de l'eau, qui peut atteindre 60 à 75% de réduction de la lixiviation (amplitude 35-87)". A partir de 4 de ces références incluant une comparaison avec les légumineuses, les auteurs concluent à une réduction de 6 à 45% de la lixiviation par les légumineuses, alors que sur les mêmes essais, elle est de 63 à 81% par les non-légumineuses. "Les non-légumineuses sont environ trois fois plus efficaces pour réduire la lixiviation". Ce résultat est aussi confirmé par Thorup-Kristensen et al. (2003). Une autre méta-analyse de 31 études, presque toutes issues des USA, a été conduite par Tonitto et al. (2006) à partir d'essais permettant d'étudier le rendement des cultures, la lixiviation du nitrate ou le nitrate dans le sol, en comparant un système classique (engrais inorganiques avec un hiver en jachère) et des systèmes utilisant comme CI soit une non-légumineuse (amendée avec des engrais inorganiques), soit une légumineuse (pas d'engrais N supplémentaires). La plupart des données proviennent d'expériences de 2-3 ans. Leur méta-analyse est principalement ciblée sur l'effet de fourniture d'azote (cf. section 4.1.2.2). Les auteurs citent brièvement une réduction de 70% dans l'ensemble de la lixiviation sous les cultures intermédiaires non-légumineuses par rapport à l'interculture de sol nu, avec un intervalle de confiance de 95% (69 données). Sur un effectif de taille limitée (8 références), la comparaison entre les systèmes fertilisés par des cultures intermédiaires légumineuses et les systèmes conventionnels a montré une réduction significative de 40% dans la lixiviation du nitrate. Les études mentionnées sont en très grande majorité d'Amérique du Nord et mélangent des études annuelles ou pluriannuelles. Nous avons conduit une autre méta-analyse sans mettre en œuvre de méthode statistique spécifique mais en remobilisant les sources bibliographiques, intégrant en particulier les mélanges d'espèces et distinguant les études annuelles et pluriannuelles.

4.1.5.2. Variabilité de l'effet des CIPAN sur la lixiviation et la teneur en nitrate de l'eau de drainage

Les résultats de l'analyse bibliographique sont rassemblés dans les Tableaux 4-9 et 4-10.

Echelle annuelle

Quels que soient la méthode d'expérimentation, le contexte pédoclimatique et le type de couvert, la réduction des concentrations en nitrate des eaux de percolation est marquée. La moyenne des concentrations avec culture intermédiaire vaut 26 mgNO₃.l⁻¹, à comparer à 100 mgNO₃.l⁻¹ en sol nu. En termes de pourcentage, la réduction est de 40% par rapport au sol nu. Par exemple, MacDonald et al. (2005) montrent qu'une culture intermédiaire

est plus efficace pour réduire les concentrations que la non-gestion des adventices. Cependant, même si 96% des résultats des publications sont démonstratifs quant à l'efficacité des cultures intermédiaires, Meisinger et al. (1991) rapportent qu'une culture intermédiaire de vesce n'a pu diminuer la teneur en nitrate de la nappe, contrairement à un seigle.

L'ensemble des 41 données est présenté en Figure 4-14. Les données de lixiviation (Figure 4-14a) montrent un nuage de points réparti entre les droites $y = 0,15x$ et $y = x$, ce qui correspond à un abattement variant de 0 à 85% par rapport au témoin. Pour les familles les plus représentées, graminées et crucifères, l'ajustement d'une régression linéaire donne des pentes très proches, respectivement de 0,43 et 0,41, mais avec une faible corrélation. Les autres espèces montrent un abattement souvent moindre, en particulier des adventices classées dans "autres". Les données d'abattement de concentration montrent une amplitude presque équivalente. Cependant, la dispersion est plus grande, si bien que le coefficient de corrélation est négatif pour les familles graminées et crucifères ; leurs pentes moyennes sont respectivement de 0,46 et 0,42.

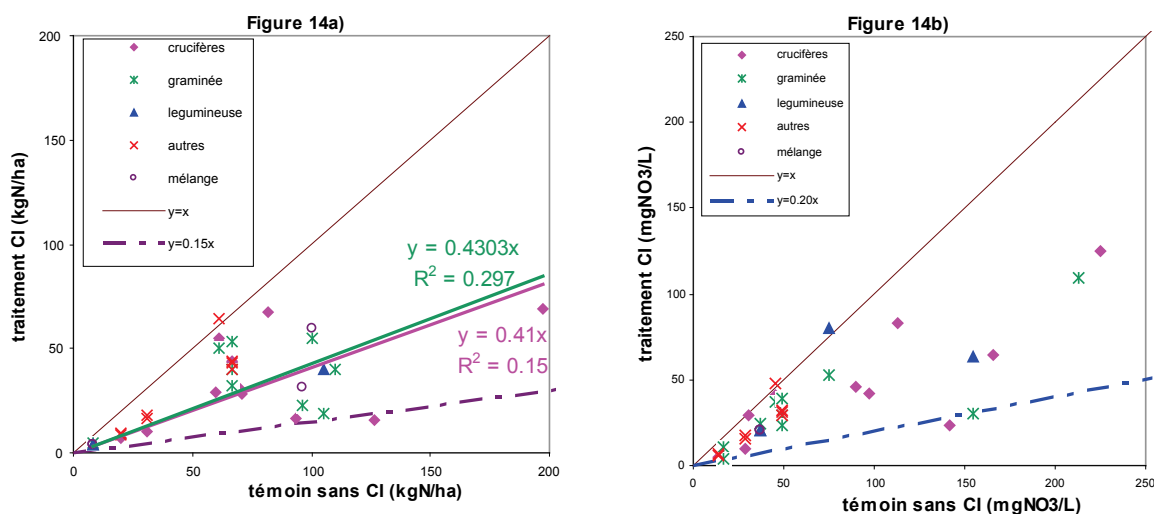


Figure 4-14. Comparaison de la quantité d'azote lixivié (a) et de la teneur du nitrate (b) dans les eaux drainées (mm) entre les traitements avec et sans culture intermédiaire, en expérimentation annuelle :

- i) en lysimètres : Bertilsson et al., 1988 et Volk et Bell, 1945, cités par Meisinger et al., 1991 ; Martinez et Guiraud, 1990 ; Fowler et al., 2004 ; Herrera et al., 2010 ;
- ii) en plein champ : Justes et al., 1999 ; Aronsson et al., 2011 ; Askegaard et Eriksen, 2008 ; Hooker et al., 2008 ; Macdonald et al., 2005 ; Meisinger et al., 1991.

Echelle pluriannuelle avec l'occurrence d'une culture intermédiaire piège à nitrate par an

Des études pluriannuelles, avec une occurrence annuelle d'une culture intermédiaire, ont été menées soit en lysimètres, soit sur périmètres drainés, soit en parcelles dotées de bougies poreuses ; pour ces dernières, le flux de lixiviation est alors soit mesuré (Constantin et al., 2010) soit modélisé (autres références).

Les expérimentations pluriannuelles montrent toutes que les cultures intermédiaires ont un impact sur les concentrations en nitrate et sur la lixiviation. La moyenne des flux lixiviés avec culture intermédiaire vaut $22 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, à comparer à $44 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en sol nu. Il en est de même pour les concentrations : $56 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ avec CI contre $72 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$.

Cependant, des études montrent des résultats plus contrastés. Stenberg et al. (1999) nuancent l'intérêt des cultures intermédiaires en culture de printemps (avoine, orge, blé) : sur 4 saisons culturales, les auteurs ne mesurent qu'une différence (non significative) de 7% du flux lixivié (sur $31 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en moyenne). Cette piètre performance du ray-grass pourtant semé sous couvert de l'orge peut s'expliquer par l'occurrence précoce du drainage 2 années sur 4 et par la présence d'adventices sur le témoin (voir section 4.1.3.). Les résultats d'une étude de 5 ans en système maïs-soja aboutissent à la conclusion qu'en tenant compte de la réduction du volume drainé de 11%, la réduction du flux lixivié de 13% correspond à une efficacité nette de la culture intermédiaire de 2% (Strock et al., 2004).

L'ensemble de 42 données expérimentales élémentaires issues des expérimentations citées est présenté en Figure 4-15. Les données de lixiviation (Figure 4-15a) montrent un nuage de points répartis entre les droites $y = 0,20x$ et $y = x$, ce qui correspond à un abattement variant de 0 à 85% par rapport au témoin, comme observé sur les données annuelles. Pour la famille la plus représentée, les graminées, l'ajustement d'une régression linéaire donne une pente de 0,43 (43%), avec une assez faible corrélation. Les autres familles montrent un abattement souvent moindre, excepté avec les crucifères. Les données de teneurs en nitrate sont réparties entre les droites $y = 0,25x$ et $y = 0,40x$. La régression linéaire des résultats sous graminées donne une pente de 0,44 (44%) avec un assez bon ajustement ($r^2 = 0,65$). Cela signifie que la concentration moyenne obtenue sous culture intermédiaire est assez aisément prédictible en fonction de celle obtenue dans le témoin, avec un abattement de 56% en moyenne. Ce meilleur coefficient r^2 obtenu pour la concentration s'explique par le fait que la concentration est plus stable que la lixiviation à l'échelle interannuelle.

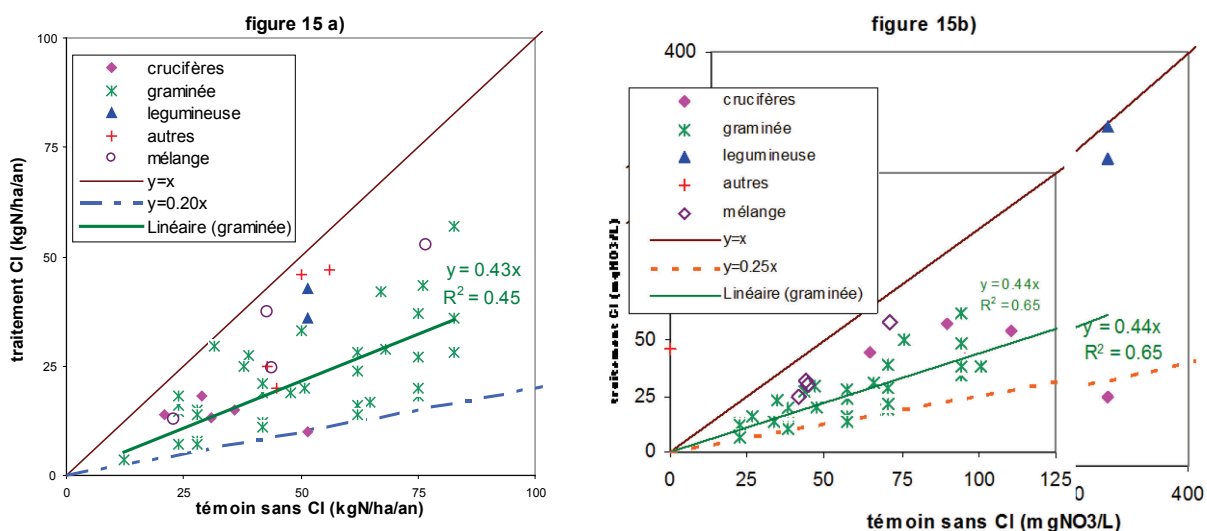


Figure 4-15. Comparaison de la quantité d'azote lixivié (a) et de la teneur du nitrate (b) dans les eaux drainées (mm) entre les traitements avec et sans CI, en expérimentation pluri-annuelle avec occurrence annuelle d'une culture intermédiaire :

- i) en lysimètres : Chapman et al., 1949 ; Karraker et al., 1950 ; Morgan et al., 1942 (cités par Meisinger et al., 1991); Feaga et al., 2009 ; Thomsen, 2005 ;
- ii) avec bougies poreuses : Constantin et al., 2010 ; Hansen & Djurhus, 1996 ;
- iii) en périmètre drainé : Endale et al., 2010 ; Kladviko et al., 2004 ; Kaspar et al., 2007 ; Simmelsgaard 1998 ; Singer et al., 2011 ; Stenberg et al., 1999 ; Strock et al., 2004 ; Tonitto et al., 2007 ; Torstensson et al., 2006.

L'effectif étudié inclut celui de Meisinger et al. (1991), mais n'a pas de données en commun avec celui de Tonitto et al. (2006). La méta-analyse permet de vérifier quatre points :

- que l'efficacité moyenne est forte pour les graminées et crucifères, de l'ordre de 55% ; elle est légèrement inférieure à celle annoncée par les deux précédentes analyses ;
- qu'il n'existe pas de facteur d'échelle temporelle, dans la quantification de l'efficacité moyenne des cultures intermédiaires, entre l'échelle annuelle et l'échelle de 5-20 ans, quand les cultures intermédiaires sont répétées tous les ans. Cependant, Singer et al. (2011) soulignent que les résultats scientifiques sur l'évaluation à long terme de la dynamique des cycles N et C font encore défaut en 2011 (cf. section 4.3) ;
- que la gamme de variation de l'efficacité est très importante. Cela est lié en grande partie au fait que la lixiviation est "site specific" et que, de plus, les conditions d'implantation des cultures intermédiaires varient. Cependant, l'amplitude de variation de l'abattement de la concentration est bien réduite dans les études pluriannuelles, grâce à un effet de lissage ;
- que l'effet famille botanique est notoire sur l'efficacité moyenne, qui est moindre pour les légumineuses que pour les graminées et crucifères ; les données concernant les mélanges sont encore trop rares pour conclure.

Echelle pluriannuelle avec une occurrence réduite des cultures intermédiaires pièges à nitrate

Le système de culture détermine à la fois la concentration moyenne de l'eau de percolation obtenue en absence de CI et la fréquence avec laquelle celle-ci peut être introduite. Plusieurs résultats l'explicitent.

En cas de très faible fréquence des cultures intermédiaires, il peut être difficile de conclure. Les pertes de nitrate dans les eaux de drainage ont été mesurées dans les sols argileux de l'Oxfordien en Angleterre, pendant 5 ans sur 8 parcelles hydrologiquement isolées, par paires avec les régimes suivants de culture (Catt et al., 1998). Deux rotations en polyculture, où des cultures intermédiaires remplacent le sol nu une année sur quatre, sont comparées à une rotation de cultures d'automne. Davantage de nitrate (14%) a été perdu par les premières à l'échelle de la rotation. Les auteurs évoquent la mauvaise synchronisation de la minéralisation des résidus de culture intermédiaire par rapport aux besoins de la culture suivante et concluent : "En sols argileux lourds au Royaume-Uni, un système de culture de céréales d'hiver en continu offre le meilleur compromis entre une production agricole rentable et la réduction des pertes de nitrate des eaux de surface". Cependant, à l'échelle annuelle, la moyenne de la concentration sous parcelles en sol nu est de 69% (1988/89) et 39% (1990/91) plus élevée que pour leur homologue sous culture intermédiaire. D'autre part, pendant les 4 autres années, la concentration des traitements recevant une culture intermédiaire est plus forte que sous le traitement céréales d'hiver. Il est donc difficile d'imputer les 14% invoqués à un dysfonctionnement des cultures intermédiaires, mais plutôt à la variabilité spatiale entre traitements (essai à deux répétitions) et à la dilution de l'impact des cultures intermédiaires à l'échelle de la rotation. A l'opposé, des résultats d'expérimentations en Suède (menées en agriculture biologique, incluant engrais vert et cultures intermédiaires), pendant 4 années de mesures, montrent que la présence des cultures intermédiaires, avec une fréquence de 2 / 7, permet d'atteindre des concentrations de lixiviation de 20 à 42 mgNO₃.l⁻¹ (Nylinder et al., 2011). L'application du modèle RZWQM (Root Zone Water Quality Model) à une rotation maïs-soja (validé à partir de données expérimentales), montre que l'introduction d'une culture intermédiaire tous les deux ans réduit la lixiviation de 31% (Malone et al., 2007) ; la lixiviation étant de 11 et 16 kgN.ha⁻¹ et la concentration, de 46 mgNO₃.l⁻¹ et 62 mgNO₃.l⁻¹, pour le traitement et le témoin respectivement. Dans une rotation comprenant aussi une culture intermédiaire tous les deux ans au Danemark, la réduction observée est de 31% (Olesen et al., 2004, cité par Beaudoin et al., 2005).

Dans l'expérimentation de Davies et al. (1996) déjà citée, les effets des cultures intermédiaires en hiver, du labour retardé et de l'enlèvement de la paille sur la lixiviation du nitrate sont étudiés à partir de mesures en bougies poreuses et d'un modèle de bilan hydrique, sur un limon calcaire dans l'Est de l'Angleterre, au cours de 1989 à 1993. Les cultures intermédiaires sont présentes 3 ans sur 4, la quatrième n'ayant qu'une interculture courte. La réduction moyenne sur 4 ans varie entre 55 et 71% en fonction des modalités des autres facteurs croisés étudiés, enlèvement des pailles et retard du labour (Tableau 4-11).

Traitements	Lixiviation (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)		Teneur en nitrate (mgNO ₃ .l ⁻¹)	
	Sol Nu	CI	Sol Nu	CI
Labour en août / pailles enlevées	33	11	144	61
Labour en février / pailles enlevées	33	15	144	84
Labour en août / pailles enfouies	21	6	91	33
Labour en février / pailles enfouies	20	6	87	33

Tableau 4-11. Lixiviation (kgN.ha⁻¹.an⁻¹) et teneur du nitrate de l'eau de percolation (mgNO₃.l⁻¹) avec ou sans implantation de CI, en sol crayeux dans le Suffolk (Davies et al., 1996)

Dans le bassin hydrologique de Bruyères, observé de 1991 à 1999, les cultures intermédiaires ont une fréquence moyenne de 1 an sur 3, variant de 1 an sur 2 à 0 suivant les rotations. Les données élémentaires (8 ans x 36 sites) ont été pondérées à l'échelle de la rotation et classées selon trois types de sol principaux (Figure 4-16). La concentration moyenne de l'eau de percolation varie avec les facteurs croisés "culture" et "sol". L'effet du sol est dominant, avec des valeurs moyennes de 31, 51 et 86 mgNO₃.l⁻¹ dans la conduite observée (Fertilisation raisonnée + CIPAN) pour les limons profonds, marnes et caillasses et sables ou calcaires sableux, respectivement. Cet effet du sol s'exprime principalement en terme de profondeur maximale d'enracinement, qui varie de 0,6 à 1,5 m. Les impacts de la nature des cultures ou des CIPAN sont tributaires de l'échelle temporelle : l'abattement relatif permis par les cultures intermédiaires est de 51% à l'échelle de l'année où elle est présente ; il se réduit en moyenne à l'échelle de la rotation à 23%, variant de 0 à 40% suivant les rotations (Beaudoin et al.,

2005). L'abattement permis par la CI augmente en absolu mais diminue légèrement en relatif quand on passe du sol limoneux au sol sableux.

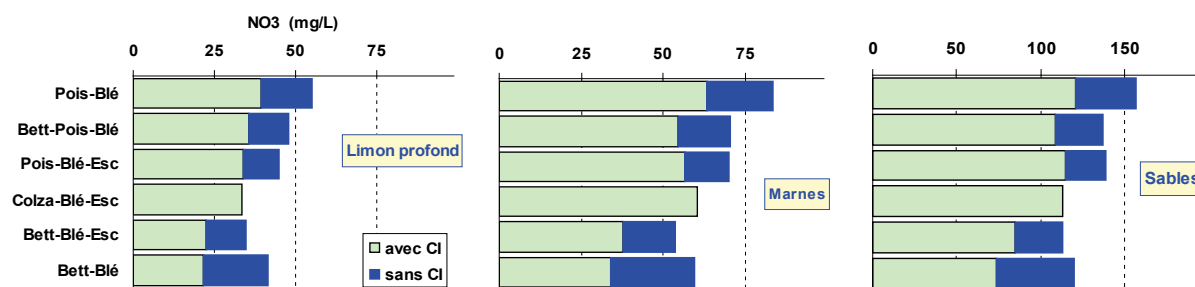


Figure 4-16. Teneur en nitrate calculée à l'aide du couple Mesures *in situ* + LIXIM (avec CI) ou simulée (sans CI) sur les sites du plateau de Bruyères par types de sol et de rotation (Beaudoin et al., 2005)

Dans ce contexte, l'introduction d'une culture intermédiaire peut changer la performance environnementale d'une succession : ainsi, une succession CI-pois-blé produit une eau avec une teneur moindre qu'une succession betterave-blé (sans culture intermédiaire). L'impact de l'introduction des cultures intermédiaires à l'échelle d'une rotation dépend de leur fréquence. Il peut être aussi grand sur la concentration moyenne de l'eau de percolation qu'un changement de culture au sein de la rotation. Une modélisation probabiliste a été aussi appliquée à ces situations pour simuler l'impact de scénarios de gestion de l'azote (Lacroix et al., 2005). Elles ont montré que l'introduction de cultures intermédiaires réduisait la variabilité spatio-temporelle de la concentration de l'eau de drainage (en absolu) et donc l'incertitude sur l'atteinte d'un objectif de concentration donné à l'échelle du bassin hydrologique.

En conclusion, l'effet des cultures intermédiaires sur la lixiviation est moins variable en terme relatif qu'en terme absolu contrairement à leur effet sur le drainage. La variabilité de cette dernière peut s'expliquer par celle de la lixiviation sous sol nu elle-même, qui est très forte. Ce taux de réduction la lixiviation ou de la concentration par rapport au témoin avec sol nu est souvent appelé taux d'abattement. L'amplitude de variation de ce taux apparaît stable entre les expérimentations annuelles ou pluriannuelles, à condition de corriger les résultats de ces dernières au prorata de la fréquence de l'occurrence des cultures intermédiaires au sein de leur rotation. Très peu de situations apparaissent avec un taux abattement négatif et présentent de surcroît une valeur très proche de 0. La forte variabilité du ratio, de 0 à 90% nécessite d'en comprendre les déterminants.

4.1.5.3. Facteurs explicatifs de la variabilité du taux d'abattement de la lixiviation

Certaines des références déjà citées dans la méta-analyse sont reprises en détail pour examiner l'effet d'un ou de plusieurs facteurs de variation.

Complexité de la relation entre quantité d'azote piégée et/ou réduction du stock d'azote minéral et réduction de la lixiviation

Il est bien plus aisé de caractériser l'action d'une culture intermédiaire en termes d'azote accumulé et/ou de réduction de stock de nitrate du sol avant drainage (cf. section 4.1.3.5). Les résultats précédents montrent que l'introduction d'une culture intermédiaire permettait de réduire drastiquement, en moyenne, la lixiviation. Cependant, il n'est pas possible de relier directement la réduction de stock nitrique de début drainage et la variation de lixiviation due à l'introduction de la culture intermédiaire. Il existe un problème de temporalité lorsqu'on compare des données finales d'azote piégé et la lixiviation annuelle, à cause de la variabilité sur la pluviométrie hivernale. Cette dernière dépend des états post-récolte et post-automne, dans des proportions variables en fonction des conditions pédoclimatiques. Deux exemples le montrent.

Davies et al. (1996), déjà cités, ont étudié les effets croisés des cultures intermédiaires en hiver, du labour retardé et de l'enlèvement de la paille sur la lixiviation du nitrate dans un limon calcaire dans l'Est de l'Angleterre. Durant les deux premiers hivers, la lixiviation de nitrate a été réduite de 90% (15-35 kgN.ha⁻¹.an⁻¹),

comparativement aux traitements avec sol nu pendant l'interculture. En 1992/93, cette diminution n'était que de 23% ($10 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), en raison de l'apparition précoce de drainage avant que la couverture soit bien établie. Les quantités piégées par le seigle en automne ont été comparées à la réduction de lixiviation ; leurs valeurs respectives sont : 30 vs 29 en 1989/90, 28 vs 27 en 1990/91, 26 vs 10 $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en 1992/93. Les valeurs sont bien corrélées les deux premières années et non la 3^e ; la différence est imputée à un drainage plus précoce que la mesure de stock et à des arrières effets de la minéralisation des résidus des deux premières années.

Macdonald et al. (2005) ont quantifié la lixiviation du nitrate sous des sols limono-sableux et sableux calcaires, avec une gamme d'espèces de cultures intermédiaires semées tôt (mi-août), ainsi que sous orge d'hiver, sur deux sites dans le Sud de l'Angleterre, et jusqu'à l'hiver suivant leur incorporation. Les cultures intermédiaires et les traitements en sol nu ont été suivis d'une orge de printemps. En hiver, immédiatement après l'établissement, les cultures de couverture semées tôt ont diminué la lixiviation du nitrate de 29-91% par rapport à la jachère nue. Elles ont été plus efficaces dans un hiver humide sur le limon sableux, où la lixiviation du nitrate était la plus forte. La Figure 4-17 montre la relation entre la réduction de lixiviation et le piégeage par les cultures intermédiaires par rapport au témoin. La pente de la régression linéaire est plus forte en hiver pluvieux, avec une meilleure corrélation ($r^2 = 0,63$). Cependant, les deux points (carrés noirs) correspondant à l'orge d'hiver ont été exclus, la lixiviation ayant été trop précoce pour que l'absorption la réduise par rapport au témoin. En hiver sec, l'influence du piégeage sur la lixiviation est moindre.

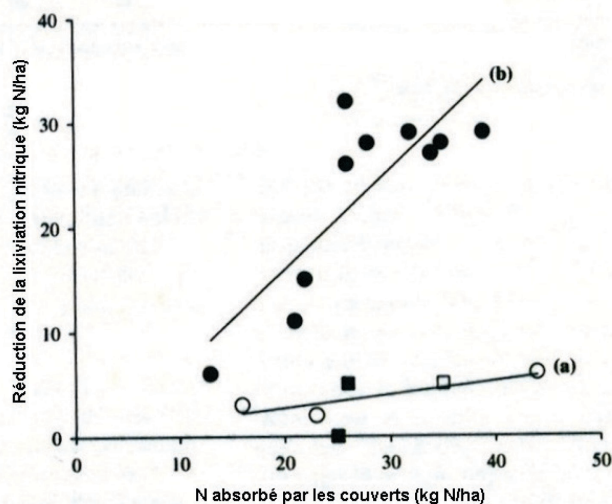


Figure 4-17. Relation entre absorption d'azote par les cultures intermédiaires ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$) et réduction de lixiviation par rapport au témoin en sol nu (Macdonald et al. (2005). a) pendant un hiver sec (Expérimentation sur sol argilo-calcaire (\circ), $y = 0.12x + 0.17$; $r^2 = 0.57$; b) pendant un hiver humide (Expérimentations sur sols argilo-calcaires et sur sol sableux (\bullet), $y = 0.95x - 3.17$; $r^2 = 0.63$). Les points correspondant à l'orge d'hiver dans les expérimentations 1 et 2 (\square , \blacksquare) ne sont pas intégrés dans les régressions.

Le stock d'azote minéral du sol en début de drainage est dit potentiellement lixiviable mais la lixiviation effective dépend du pédoclimat (cf. section 4.1.1.1). La lixiviation sera moindre si le transfert des solutés est moindre que l'épaisseur du sol ou supérieure si le drainage est intense. Trois exemples le montrent.

L'influence sur la lixiviation du nitrate de l'implantation d'une culture intermédiaire de ray-grass (*Lolium perenne* L.) sous couvert d'une orge de printemps a été étudiée pendant trois années successives dans un dispositif expérimental lysimétrique au sol sablo-limoneux (Thomsen, 2005). Le ray-grass a réduit la lixiviation du nitrate de $14\text{-}43 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ quand l'incorporation advint en novembre, et de $21\text{-}56 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ quand elle advint en mars. La réduction totale de lixiviation durant l'hiver est expliquée à 50-70% par la quantité, comprise entre 10 et $60 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$, mobilisée par le ray-grass en novembre ; la part restante étant due probablement à l'azote contenu dans les racines.

Aronsson et al. (2011) ont étudié expérimentalement l'impact des dates de destruction et d'incorporation sur 2 sites à sols drainés artificiellement en Suède : sol argileux (Lanna) et sol sableux (Lilla). Il existe une corrélation significative entre le stock d'azote minéral du sol en fin d'automne et la quantité lixiviée pendant l'hiver qui suit à Lanna ($p = 0,008$), mais pas à Lilla. Cette absence de corrélation pourrait s'expliquer dans ce cas par le fait que le drainage a commencé si tôt que la mesure n'est plus du tout explicative.

Justes et al. (1999) ont étudié les impacts des repousses et résidus de colza sur le bilan d'azote automnal et annuel, dans un essai en Champagne crayeuse. Les repousses ont piégé $68 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ de juillet à décembre 1995, alors que les résidus issus de la même culture pris isolément n'en immobilisaient pas. Cependant, le piégeage concernait surtout l'horizon 0-28 cm. La différence de stock d'azote de fin d'automne n'a eu aucun impact sur la lixiviation cette année-là, car le faible drainage a conduit à ce que ce soient les conditions initiales post-récolte qui déterminent la lixiviation.

En conclusion, la relation entre quantité d'azote piégée (minoré par la quantité accumulée) ou réduction du stock d'azote minéral et la réduction de lixiviation est complexe du fait que la variabilité de la quantité drainée et des propriétés hydrodynamiques des sols. La quantité d'azote piégée (minoré par la quantité accumulée) et la réduction du stock d'azote minéral représentent **un potentiel de réduction** de la lixiviation (en terme massique), dont la réalisation dépend du pédoclimat. Ces données sont alors utiles à plusieurs titres :

- comme indicateurs d'impact potentiel de la culture intermédiaire, c'est-à-dire des variables aisément quantifiables donnant des éléments de compréhension du fonctionnement du système, et permettant, entre autres, de classer entre elles les situations en termes de risques ;
- comme variables d'entrée de modèles de calcul de la lixiviation à partir de mesures de stocks, du type de LIXIM (Mary et al., 1999) ;
- comme variables observées et donc de validation de modèles prédictifs du type de STICS (Brisson et al., 1998, 2003).

La dynamique de concurrence entre transfert et absorption en interaction avec la minéralisation des résidus

Les exemples précédents mettent en évidence ce que Meisinger et al. (1991) appellent la "*timely competition*", c'est-à-dire la concurrence dynamique, entre les processus de transfert et d'absorption d'azote minéral, puis avec la minéralisation des résidus. Ces auteurs proposent même le concept "système de culture intermédiaire" pour traduire le rôle des interactions entre les facteurs espèce, conditions d'établissement et de destruction, et pédoclimat, dans l'efficacité d'une culture intermédiaire. Un tel système, pour contrôler un processus naturel tel que la lixiviation du nitrate, doit être conçu "pour maximiser la compétition directe entre les processus dynamiques d'absorption du nitrate par la culture intermédiaire et de lixiviation". De la compétition entre transfert et absorption résulte la lixiviation. Cette dernière dépend de plusieurs facteurs, dont les principaux sont (Thorup-Kristensen et al., 2003) :

- un surplus de précipitation, qui fait migrer l'azote,
- la vitesse de colonisation racinaire de la culture intermédiaire (et non sa densité),
- l'occurrence d'une destruction, qui enclenche la minéralisation du résidu.

Les deux premiers items ont été vérifiés dans l'étude de Herrera et al. (2010). Le rapport entre la lixiviation du nitrate, la variation de l'absorption de l'azote et la taille et la distribution des systèmes racinaires de cultures intermédiaires de différentes espèces a été étudié dans une expérience de 3 ans en lysimètres et en mini-rhizotrons. Des cultures de phacélie, tournesol et moutarde ont été implantées après la récolte de blé de printemps sous deux niveaux d'offre d'azote. Les espèces différaient par leur biomasse aérienne, l'absorption de N, la lixiviation totale de NO₃-N et la croissance des racines. La lixiviation de NO₃-N n'a pu être reliée statistiquement d'une façon simple à l'absorption d'azote ou à l'un des paramètres décrivant le système racinaire. En revanche, la croissance précoce des racines était inversement proportionnelle au classement de chacune des espèces de cultures intermédiaires en termes de lixiviation du nitrate. Par ailleurs, la distribution initiale de l'azote minéral dans le profil influence le résultat de cette compétition entre transfert et absorption (Thorup-Kristensen et al., 2003).

Concernant le troisième item, il existe aussi un conflit entre les objectifs d'une efficacité suffisamment durable du piégeage, en tenant compte du contexte pédoclimatique, et d'une minéralisation de l'azote des résidus qui soit utilisable pour la culture suivante (cf. section 4.2.2. Effet azote sur la culture suivante). La décision de destruction est aussi liée à des contraintes du système et à des objectifs de propriétés physiques et hydriques de la couche labourée. La décision de semis peut être aussi liée à de tels objectifs, en plus des contraintes imposées par le précédent cultural. Le changement de la date d'incorporation de quelques semaines en automne ou printemps peut fortement affecter la lixiviation et l'efficacité de l'azote pour la culture suivante (Thorup-Kristensen et al., 2003). La libération d'azote par la culture intermédiaire dépend de l'espèce, du stade de développement, de la gestion de la culture intermédiaire et du climat (Dabney et al., 2001). Les teneurs en lignine, carbone soluble et cellulose peuvent affecter la libération d'azote par les résidus de culture intermédiaire (Thorup-Kristensen et al., 2003). Les cultures intermédiaires légumineuses ont des C/N généralement plus faibles que 20, sauf si on les laisse fleurir. La date de semis peut influencer sur le C/N des résidus : il est de 22 pour un semis précoce et de 17 pour un semis tardif (Allison et al., 1998). D'après la même publication, la destruction précoce aboutit à un C/N de 26 alors qu'une destruction tardive donne un C/N de 23.

Différents exemples illustrent l'impact de cette concurrence dynamique ("*timely competition*") sur la lixiviation. Ritter et al. (1998) ont étudié l'impact de seigle semé après maïs en système de maïs irrigué en sol sableux, soit en labour soit en non-labour, aux USA. Aucun effet n'est significatif, ni des cultures intermédiaires ni du travail du sol sur la lixiviation. Ce contre-exemple est dû au fait que les conditions d'implantation du seigle sont défavorables deux années sur trois. Les absorptions d'azote en fin d'automne varient de 6 à 35 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, et au printemps, de 25 à 165 kgN.ha⁻¹.an⁻¹. La variabilité est due à celles de la date de semis et de la pluviométrie. Dans ce contexte de sol sableux irrigué, le drainage a dû commencer avant le piégeage. Par ailleurs, les conditions de la comparaison sont critiques du fait que dans la situation sans culture intermédiaire, les adventices ont prélevé de l'azote (29 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ la seule année où ils sont mesurés).

L'étude d'Aronsson et al. (2011), déjà citée, quantifie la lixiviation de N, P et du glyphosate en fonction du milieu et de la date de destruction de la culture intermédiaire (Figure 4-18). Les sols des 2 sites suédois sont drainés artificiellement. Les sols drainent d'octobre à mai dans le sol argileux (site de Lanna) et d'octobre à mai ou août dans le sol sableux (Lilla). La quantité drainée est environ de 120 puis 250 mm à Lanna, et de 350 puis 700 mm à Lilla en 2005/06 puis 2007/08, respectivement. Le ray-grass est semé sous couvert de céréales, avec des dates de destruction variables (avec le glyphosate) et d'incorporation plus ou moins décalées. La lixiviation d'azote a été considérablement plus faible pour le sol argileux (2-22 kgN.ha⁻¹.an⁻¹) que le sol sableux (15-35 kgN.ha⁻¹.an⁻¹). A Lanna, la lixiviation de l'azote se classe significativement par ordre décroissant : sol nu, culture intermédiaire détruite en octobre, culture intermédiaire détruite au printemps en 2006/07 ; ces effets ne sont pas significatifs en 2007/08, mais le même ordre se maintient. A Lilla, la lixiviation est de 27 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ avec destruction en avril, contre 50 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ avec destruction le 26 septembre ou le 10 octobre. Les auteurs concluent : "L'incorporation de printemps en sol argileux n'est pas recommandée car elle affecte négativement le rendement de la culture suivante. Les traitements au glyphosate présentent des risques de contamination de l'eau, quelle que soit la date d'application, tandis que la période d'incorporation n'affecte la lixiviation ni de l'azote ni du phosphore, sur les deux sols".

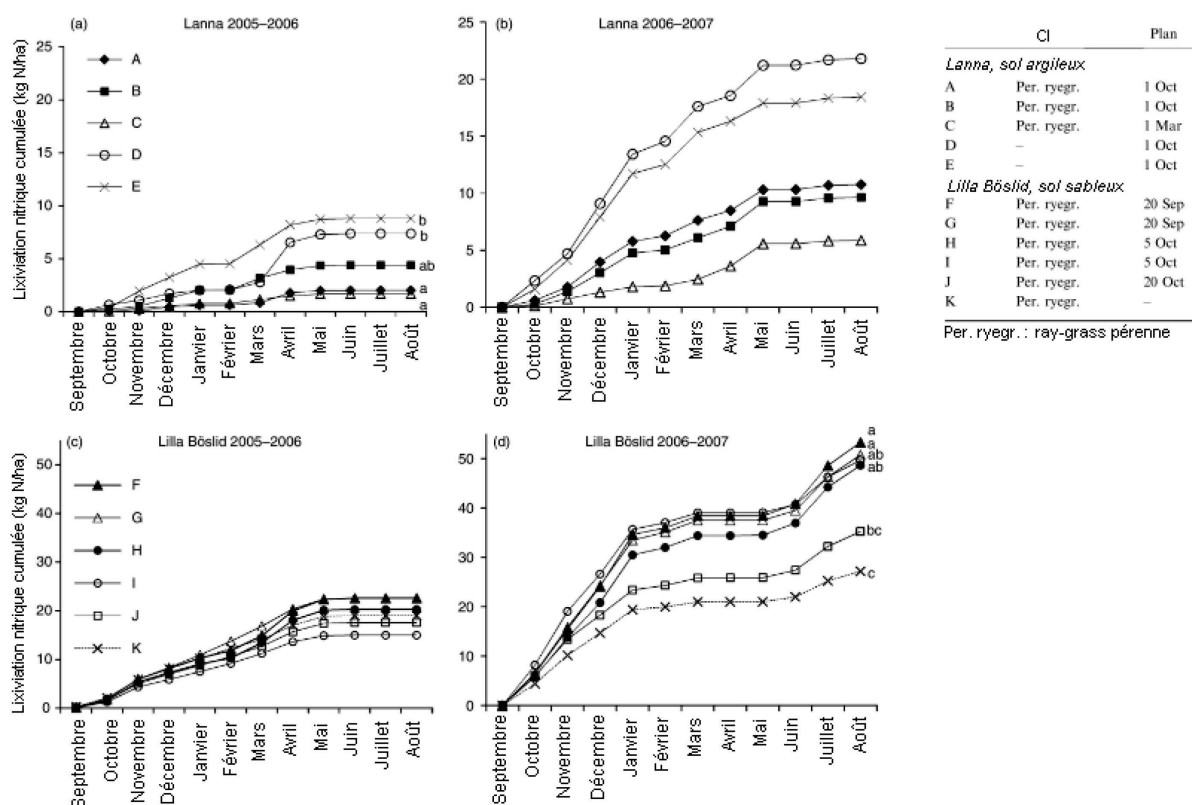


Figure 4-18. Cinétique de lixiviation cumulée (kgN.ha⁻¹.an⁻¹) sur les sites de Lanna et Lilla en Suède, en fonction de l'absence ou la présence de cultures intermédiaires (Lanna) et de la date de destruction (Lanna, Lilla) (Aronsson et al., 2011)

Dans l'étude lysimétrique de Thomsen (2005) déjà citée, le drainage a varié de 336 à 689 mm.an⁻¹. La lixiviation du nitrate s'est accrue avec la dose de fertilisant azoté, avec ou sans culture intermédiaire. Aux doses les plus fortes (16,5 gN.m⁻² sous forme de lisier), l'enfouissement de la biomasse de la culture intermédiaire a accru la lixiviation, comparativement à son exportation hors du lysimètre. Aux trois autres niveaux d'azote, l'incorporation de la culture intermédiaire n'a pas augmenté la lixiviation. Toutes doses d'azote confondues, les cultures intermédiaires réduisent la lixiviation de 48-58% avec une incorporation d'automne, et de 73-76% avec une incorporation de printemps. L'incorporation de la culture intermédiaire au printemps est en moyenne supérieure en termes de réduction de la lixiviation, mais il existe une forte interaction avec les conditions climatiques et la date d'incorporation. Il n'existe pas de différence d'effet entre exportation et restitution de la culture intermédiaire, quelle que soit la dose de N, avec une incorporation en mars ; au contraire, une différence entre exportation et restitution apparaît à la forte dose avec incorporation d'automne. L'exportation est spécialement recommandée aux fortes doses d'azote sur des cultures principales car une grande quantité de résidus fortement décomposables incorporée en automne augmente le risque de lixiviation.

Le niveau de fertilisation

Le précédent exemple montre qu'une culture intermédiaire contribue à lisser les flux lixiviés extrêmes depuis des niveaux fort ou bas de fertilisation, mais il semble que la culture intermédiaire ne peut pas utiliser totalement l'azote minéralisé pendant l'automne sous conditions climatiques du nord de l'Europe. Les cultures intermédiaires sont complémentaires des autres pratiques, et donc efficaces pour réduire le flux lixivié de nitrate. Des résultats insistent aussi sur les limites des cultures intermédiaires pour réduire la lixiviation du nitrate dans des conditions de sur-fertilisation. Une expérimentation numérique appliquée à une rotation maïs-soja aux USA montre les conséquences d'une sur-fertilisation. Avec une dose de 300 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, la culture intermédiaire ne permet de réduire le flux lixivié que de 24,8 à 19,3 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ et la concentration de 97 à 81 mgNO₃.l⁻¹ (Malone et al., 2007). Ce cas est équivalent à un maïs-soja avec une fertilisation de 200 kgN.ha⁻¹ (19,3 kgN.ha⁻¹.an⁻¹) ou un fractionnement de 175 kgN.ha⁻¹ (17,3 kgN.ha⁻¹.an⁻¹) ou 225 kgN.ha⁻¹ (17 kgN.ha⁻¹.an⁻¹). Pour Henke et al. (2008), la sur-fertilisation d'une culture de colza a augmenté la lixiviation de l'azote après sa récolte ; le calcul précis de doses d'engrais azoté est donc une première étape vers la prévention de la lixiviation de l'azote.

En système légumier, maïs doux irrigué - brocoli, une comparaison a été menée en Oregon sur une rotation conventionnelle avec ou sans culture intermédiaire croisée avec trois niveaux d'azote, pendant 3 ans, avec précédent blé (Brandi-Dohrn et al., 1997). Les doses de fertilisation azotée moyenne sont de 0, 98 et 276 kgN.an⁻¹, la dernière étant la dose conventionnelle. La culture intermédiaire est semée chaque année entre le 30 septembre et le 14 octobre, et détruite entre le 13 avril et le 5 mai. Le drainage et la concentration sont mesurés à l'aide de mèches capillaires passives. Le drainage annuel moyen est de 379 à 454 mm suivant les traitements, et se produit pendant au moins 6 mois de l'année. Les concentrations des traitements cultures intermédiaires et sol nu sont respectivement de 16 et 23, 26 et 42, 48 et 77 pour les trois doses croissantes d'azote. L'abattement est assez stable, de 34 à 38% selon la dose, et a varié en fonction de l'année, de 22 à 58%. L'effet dose est plus important que l'effet CIPAN dans ce contexte où la dose recommandée est très forte ; la CIPAN ne permet pas à elle seule d'atteindre la potabilité de l'eau.

Dans le même essai, sur une durée de 11 ans, les parcelles étaient cultivées selon un essai randomisé avec trois taux d'application d'engrais azoté (N0 d'aucun engrais, N1 pour un intrant intermédiaire, et N2 pour un apport plein, N recommandé). Les cultures intermédiaires en semis d'automne incluaient le seigle, le triticales et un mélange vesce commune - triticales. Après onze ans, les concentrations moyennes pondérées (mgNO₃.l⁻¹) pour la jachère et la culture intermédiaire étaient respectivement de 31 et 18 pour le traitement N0, 44 et 28 pour N1, et 74 et 52 pour N2. Si l'abattement absolu croît avec la dose, l'abattement relatif décroît. Cependant, l'effet dose reste significatif.

Une expérience au champ sur un sable grossier (1987-92) a été menée avec l'orge de printemps (*Hordeum vulgare*), afin d'évaluer les effets d'une dose accrue de fertilisant azoté sur la lixiviation du nitrate dans des conditions climatiques côtières en zone tempérée (Hansen et Djurhuus, 1996). Deux niveaux de fertilisation azotée ont été croisés avec les traitements culture intermédiaire et retard de labour (Tableau 4-12). Le calcul de la lixiviation se base sur des mesures en bougies poreuses. La moyenne annuelle de la lixiviation du nitrate à partir de parcelles à 60 et 120 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ était de 38 et 52 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, respectivement. L'accroissement de la lixiviation associé à l'application d'engrais n'a pas été causé par la présence de N inorganique dans le sol à la récolte, mais plutôt par une plus grande minéralisation, principalement en automne. La croissance d'une culture

intermédiaire a été relativement plus efficace (-47%) pour réduire la lixiviation du nitrate que la réduction de 50% de l'application N, qui la réduit de 27% et diminue le rendement moyen de 26%. Il apparaît une interaction entre les traitements date de labour et implantation de CI, mais pas entre ce dernier et le niveau de fertilisation.

L'absence d'interaction entre le niveau de fertilisation et le traitement culture intermédiaire sur la teneur de l'eau de percolation s'observe aussi dans l'essai de longue durée de Thibie, en rotation pois-blé-betterave : les teneurs obtenues sous le traitement fertilisation raisonnée sans et avec culture intermédiaire sont de 103 et 48 mgNO₃.l⁻¹ respectivement ; celles du traitement avec fertilisation réduite de 31% sont de 88 et 43 mgNO₃.l⁻¹ respectivement (Constantin et al., 2010). Le taux d'abattement permis par la culture intermédiaire est stable entre doses, avec respectivement 53% et 51%. Cependant, il s'agit là d'une comparaison entre dose optimale et dose réduite, et non pas dose excessive.

Ces exemples montrent que les cultures intermédiaires sont assez efficaces pour absorber une quantité d'azote supplémentaire issue d'un surcroît de fertilisation, voire de la minéralisation d'effluents, mais que cette efficacité est limitée par la capacité d'absorption d'azote des plantes.

La nature de la culture intermédiaire : cas des repousses, des cultures semées sous couvert de maïs et des mélanges d'espèces incluant une légumineuse

Les méta-analyses de Meisinger et al. (1991), Tonitto et al. (2006) et la revue de Thorup-Kristensen et al. (2003) complétées des exemples précédents ont explicité l'importance du facteur espèce, tant dans la capacité à piéger l'azote que dans celle à le restituer. Un focus est fait ici sur deux types de cultures intermédiaires : les repousses de la culture précédente, qui peuvent constituer une opportunité économique et technique, voire les adventices ; les mélanges d'espèces incluant des légumineuses, qui peuvent correspondre à un compromis entre les fonctions de prévention de la lixiviation et de fourniture en azote à la culture suivante (cf. section 4.2.2).

Interculture		Fertilisation azotée (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	
CI	Date Labour	60	120
Non	automne	50	67
	printemps	48	68
Ray-grass	automne	33	42
	printemps	19	29
Différence significative		15,3	10,9

Tableau 4-12. Lixiviation (kgN.ha⁻¹.an⁻¹) pour deux niveaux de fertilisation de la culture principale (orge de printemps), croisés avec les facteurs culture intermédiaire et période de labour, en sol sableux grossier au Danemark (Hansen et Djurhuus, 1996)

Cas des repousses de cultures principales. Plusieurs études mentionnent une efficacité variable des repousses dans la prévention de la lixiviation. Un contre-exemple consiste dans les repousses de pois qui ont le temps de fixer l'azote avant l'implantation d'un blé. Dans l'étude en situation réelle chez des agriculteurs de Beaudoin et al. (2005), le stock d'azote minéral sous blé après pois en fin d'automne présentait un écart moyen de 43 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ par rapport aux successions analogues sans culture de légumineuse ; la moitié de cet excédent était imputable à la minéralisation de résidus des repousses, et l'autre à l'effet azote du précédent pois lui-même. Dans l'étude de MacDonald et al. (2005), la lixiviation du nitrate a été mesurée sous des sols limono-sableux et sableux calcaires, avec une gamme d'espèces de cultures intermédiaires semées tôt (mi-août) et de couverts spontanés, sur deux sites dans le Sud-Angleterre, et jusqu'à l'hiver suivant suite à leur incorporation. Les traitements complémentaires aux cultures intermédiaires testées (crucifères-graminées) ont été les mauvaises herbes et les repousses de céréales, une jachère nue et une culture d'hiver traditionnelle d'orge semée un mois plus tard que les cultures de couverture et conduite à la maturité. L'hiver suivant l'établissement, les cultures intermédiaires semées tôt ont diminué la lixiviation du nitrate de 29-91% par rapport à la jachère nue. La croissance des mauvaises herbes et des repousses de céréales ont diminué de façon significative la lixiviation du nitrate sur le limon sableux par rapport à une jachère nue, mais a été moins efficace sur le limon crayeux. La lixiviation du nitrate sous l'orge d'hiver semée tard était souvent plus élevée que sous culture intermédiaire, mais

dans des conditions sèches, les pertes par lixiviation ont été similaires. Dans cet exemple, l'effet des repousses se rapproche davantage de celui de cultures intermédiaires dédiées que de celui d'une céréale semée en cours d'automne, qui est un médiocre piège à nitrate. Dans l'étude de Justes et al. (1999) déjà citée, une comparaison a été effectuée entre : i) repousses de colza avec incorporation de résidus, ii) sol nu avec deux types de résidus de colza incorporés dans le sol et iii) sol nu sans incorporation de résidus. Le stock d'azote minéral du sol a été considérablement réduit par la présence des repousses de colza pendant l'automne, qui ont accumulé $28 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$, mi-novembre. Un calcul à partir des données permet d'estimer l'effet des repousses en comparaison du témoin ; il a été respectivement de $-35 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ sur le stock d'azote minéral de mi-novembre. Cependant, l'impact n'est que de $-5 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ sur la lixiviation, tandis que l'impact de l'enfouissement des résidus est de -4 ou $-26 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ suivant la teneur en azote des résidus, issus d'un même traitement ou d'un colza non fertilisés respectivement. Dans l'étude de Henke et al. (2008), après la récolte d'un colza en Allemagne, les repousses de colza et la phacélie conduisent à la même variation de stock d'azote entre récolte et fin d'automne (-39 N.ha^{-1}). Cependant, la lixiviation, calculée par modélisation, est de 13 et $7 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$, respectivement, avec maîtrise de la fertilisation. Les auteurs concluent que seule la phacélie a été efficace pour réduire la lixiviation d'azote de façon significative par rapport au seuil retenu de potabilité de l'eau. Les repousses de colza détruites précocement peuvent générer un surcroît de minéralisation ; aussi, leur efficacité apparaît plus faible dans les deux exemples donnés que celui d'une référence "résidus enfouis à rapport C/N élevé" ou espèce de culture intermédiaire semée. Les conditions d'une plus grande efficacité des repousses de colza restent donc à préciser. Plus généralement, l'efficacité de repousses est fonction de leur densité et de leur date de levée, tout comme des cultures intermédiaires semées. Favoriser les repousses exige un minimum de façon culturale permettant une levée minimale et homogène (J. Labreuche, comm. person.). Finalement, le débat sur les efficacités respectives des repousses et cultures intermédiaires est à relativiser car les cultures intermédiaires semées intègrent très fréquemment des repousses, au moins en situation agricole (Beaudoin et al., 2005).

Cas des cultures intermédiaires semées sous couvert ou après maïs. Les cultures récoltées en grain en automne génèrent un stock d'azote souvent conséquent (cf. section 4.1.2.1) sans laisser suffisamment de temps à la croissance automnale de la culture principale suivante ou d'une culture intermédiaire. Ce cas se distingue de récoltes d'automne au stage végétatif (betterave), voire avant maturité (maïs ensilage) où la culture principale absorbe de l'azote jusqu'à la récolte. De plus, la monoculture de maïs fourrage peut être favorable à l'implantation d'une culture intermédiaire contrairement à celle du maïs grain. En contexte océanique, le semis d'un ray-grass entre le 25 et le 30 septembre a permis de réduire de 73% la lixiviation (Tableau 4-3 : Simon et Le Corre, 1988). Une expérimentation de 7 ans conduite en sol limoneux profond et irrigué de la plaine du Pô (Italie) a montré que le semis d'un raygrass début octobre après récolte d'un maïs ensilage permettait de réduire la lixiviation de 25 à 40% par rapport à la situation en sol nu, donnant des concentrations de $11, 33, 40 \text{ mgNO}_3.\text{l}^{-1}$ contre $39, 58, 106 \text{ mgNO}_3.\text{l}^{-1}$, sans culture intermédiaire, avec des apports d'azote total sous forme de lisier de $0, 206$ et $312 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ respectivement (Zavattaro et al., 2012). Les teneurs du nitrate mesurées sous maïs grain suivi d'un sol nu étaient alors de $23, 69$ et $94 \text{ mgNO}_3.\text{l}^{-1}$ respectivement. Après maïs grain, le piégeage d'automne par une culture intermédiaire ou la culture suivante (blé) est quasi-nul ou médiocre, sauf en conditions méditerranéennes (Gabriel et Quémada, 2011). La limitation de la lixiviation sous culture de maïs grain exige de raisonner sa fertilisation et son irrigation (Zavattaro et al., 2012 ; Perego et al., 2012). Ce raisonnement est nécessaire mais rarement suffisant pour assurer de respecter la norme de potabilité de l'eau, sauf dans les situations de sub-irrigation, c'est-à-dire de contrôle de la profondeur d'une nappe d'eau perchée, où l'absorption d'azote par remontée capillaire et la dénitrification peuvent réduire significativement la concentration en nitrate de la nappe (Morari et al., 2012). Ainsi, dans un contexte d'agriculture biologique au Danemark, la lixiviation a été mesurée à l'aide de bougies poreuses sous différentes rotations à vocation céréalière ou fourragère (Eriksen et al., 2008). La lixiviation annuelle a été de $140, 80$ et $20 \text{ kgN-NO}_3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ avec un mélange de colza – ray-grass sous couvert sous une culture de maïs ensilage, un lupin suivi d'une culture intermédiaire de seigle et un raygrass sous couvert d'une culture d'orge de printemps, respectivement. Ce résultat montre que le classement reste défavorable au système maïs ensilage/culture sous couvert. Cependant, il ne permet pas de conclure sur l'efficacité de cette dernière puisqu'il n'existait pas de témoin. Dans d'autres exemples, le semis d'un ray-grass sous couvert de maïs grain permet de pallier la brièveté de la période favorable au développement d'une culture intermédiaire après sa récolte. Cette technique combine, en fait, la gestion d'une association puis d'un couvert intermédiaire automnal. Un exemple extrême en est la permaculture (couvert permanent associé à la culture principale). Elle doit permettre de minimiser les pertes de nitrate et l'érosion des sols. Cependant, la compétition

qui se produit entre la plante de couverture et le maïs peut conduire à une forte réduction de l'enracinement et de l'indice foliaire de ce dernier (Faget et al., 2012). D'autres études montrent que l'intérêt de la pratique du semis de ray-grass sous couvert de maïs ensilage. Une simulation de la teneur de l'eau de percolation sous une association a été conduite après test du modèle sur des données obtenues avec les cultures pures au Pays Bas, sous différentes doses d'apport d'azote variant de 20 à 140 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ (Whitmore et Schröder, 2007). La teneur en nitrate simulée était réduite en moyenne de 20 mgNO₃.l⁻¹ sous la succession maïs – ray-grass associés / ray-grass et de 15 mgNO₃.l⁻¹ sous une succession maïs/seigle en culture intermédiaire, par rapport à la situation maïs-sol nu en hiver; soit 80% pour les faibles doses à 40% pour les fortes doses d'azote. Une expérimentation menée en monoculture de maïs au Canada a porté sur les effets combinés de niveaux de sub-irrigation par contrôle du niveau de la nappe perchée et de la pratique d'une culture associée de ray-grass annuel, semé 10 jours après le maïs. Les rendements en grains de maïs en culture associée (8,8 tMS.ha⁻¹) ne différaient pas de celui en culture pure (8,4 tMS.ha⁻¹) tandis que la production de matière sèche aérienne et l'absorption d'azote étaient augmentées. La teneur en nitrate à 1 m de profondeur était diminuée de 47% sous le traitement avec culture sous couvert (Zhou et al., 2000). La régulation de la profondeur de la nappe d'eau n'a eu ici aucun effet sur le rendement ; ce qui peut indiquer que la culture principale n'a pas connu de stress hydrique (NDLR). Dans le Finistère, la quantification de la teneur en nitrate de l'eau percolée et de la lixiviation d'azote sous 3 traitements, culture semée le 17 juin 2004 sous couvert de maïs, culture intermédiaire semée le 04 octobre 2004 après maïs et sol nu après maïs a abouti aux à 27, 37, 67 mgNO₃.l⁻¹ et 21, 28 et 57 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement (Besnard, 2004 cité par Ferchaud et al., 2006), correspondant à un abattement de plus de 50% du premier par rapport au dernier. Ces références ne sont pas assez nombreuses et insuffisamment inscrites dans la durée pour estimer l'abattement moyen généré par le semis d'une culture intermédiaire sous couvert de maïs. Elles montrent que cette technique est plus efficace qu'un semis de culture intermédiaire après la récolte du maïs grain et probablement plus que l'enfouissement de cannes de maïs. Cette pratique nécessite une adaptation des méthodes de fertilisation et de désherbage de la culture hôte.

Cas des mélanges d'espèces incluant une légumineuse. Les références consultées montrent que les mélanges entre espèces légumineuses et non-légumineuses ont une efficacité en termes d'abattement de la lixiviation nettement supérieure aux premières et proches des secondes. Dans les systèmes de culture biologique, les cultures intermédiaires peuvent avoir aussi une finalité d'engrais vert (Fowler et al., 2004). Ces auteurs ont comparé à l'aide de lysimètres de 30 cm de profondeur, trois cultures d'engrais vert (avoine, lupin, mélange avoine-lupin) et un témoin en sol nu pour leur capacité à piéger l'azote pendant l'hiver et à fournir de l'azote à une culture subséquente en Nouvelle Zélande. Les pertes par lixiviation cumulées de mars à octobre ont été similaires dans les trois traitements d'engrais verts (4,1 à 4,9 kgN.ha⁻¹), et significativement inférieures à celles de la jachère (8,4 kg kgN.ha⁻¹). La réduction de la lixiviation est au désavantage du lupin, mais l'écart est faible car la variété de lupin est avec pivot. Le mélange avoine-lupin montre une efficacité équivalente à l'avoine seule. Une autre étude a été effectuée dans le contexte d'agriculture biologique sans élevage et dans les conditions sèches de l'Autriche (Rinnofner et al., 2008, déjà cités). Quatre traitements ont été comparés en 2002 et 2004: (1) mélange de légumineuses ; (2) mélange de non-légumineuses ; (3) mélange de légumineuse et non-légumineuses (=1+2), et (4) sol nu en interculture. Les traitements 2 et 3 sont équivalents et les plus efficaces dans la réduction de la concentration en nitrate de la solution du sol mesurée dans des bougies poreuses à 140 cm de profondeur (-20 mgN.l⁻¹) pendant l'année à pluviométrie moyenne. Elle était réduite néanmoins d'environ - 10 mgN.l⁻¹ par le traitement 1. Toujours en contexte d'agriculture biologique au Danemark, en système céréalier de printemps, l'effet d'une culture intermédiaire trèfle-graminée semée sous couvert d'une légumineuse et avant blé de printemps puis triticales d'hiver est testé à l'aide de lysimètres (Hauggaard-Nielsen et al., 2009, déjà cités). Les auteurs concluent que l'introduction de la culture intermédiaire permet un abattement statistiquement significatif de la teneur en nitrate des eaux drainées. Cependant, l'examen des figures et tableaux montre que cet abattement n'est positif que pour les précédents haricot (50%) voire pois (10%), alors qu'il conduirait à un effet inverse pour les précédents lupin et avoine. Aucune explication n'est donnée. Ce contre-exemple montre que les mélanges, tout comme les cultures intermédiaires, n'ont pas une plasticité illimitée. Dans un essai en système légumier en sol limono-argileux gonflant en Oregon (USA), deux types de culture intermédiaire ont été successivement testés avec 3 doses d'azote. Pendant 7 ans, une culture intermédiaire de triticales semé fin septembre et enfoui fin mars donne un abattement de la concentration 41, 37 et 34% pour les doses 0, 80 et 180 kgN.ha⁻¹ respectivement. Un mélange vesce-triticales induit un abattement de la concentration de 41, 32, et 19% pour les mêmes doses respectivement (Feaga et al., 2009). En supposant que la variabilité climatique soit

assez lissée en 3 ans, il apparaît que le mélange a une efficacité comparable à celle de la culture intermédiaire de graminée pure aux faibles doses d'engrais azoté mais pas aux fortes doses.

En conclusion, les résultats sur l'efficacité des repousses sont cohérents avec ceux obtenus sur les cultures intermédiaires ; cependant, une plus grande variabilité est à attendre, compte tenu de la moindre maîtrise de leurs conditions de levée. Dans la décision de ne compter que sur les repousses, il faut intégrer les aspects parasitaires. Les références sur l'abattement de la teneur du nitrate dans l'eau de percolation permis par le semis d'une culture intermédiaire sous couvert de maïs montre qu'il existe un réel enjeu à favoriser cette pratique. Son extension nécessite une optimisation de la conduite de l'association, afin de maximiser à la fois le rendement de la culture principale et le piégeage de l'azote, en fonction du contexte pédoclimatique. Les résultats sur les mélanges légumineuse / non-légumineuse sont cohérents avec ceux obtenus sur l'effet de réduction du stock de N minéral du sol (cf. section 4.1.3). Ce type de mélange combine les effets positifs de la non-légumineuse et des légumineuses. Cependant, l'introduction de ce mélange dans un contexte de forts excédents d'azote pose question au regard de certains résultats et aussi un plan systémique. Dans ce contexte, la complémentarité entre différentes espèces non-légumineuses maximisant le piégeage mériterait d'être étudiée.

Facteurs pédoclimatiques influençant le piégeage ou la vitesse de transfert du nitrate

Le contexte climatique est un élément essentiel pour déterminer tant l'efficacité moyenne que les aléas à l'échelle interannuelle. Après une expérimentation numérique conduite sur les pédoclimats des USA, Meisinger et al. (1991) concluent que les cultures intermédiaires ont un impact plus fort dans le Sud humide et dans les zones irriguées, mais ont un impact positif partout. Cela est confirmé par Hooker et al. (2008) pour les conditions irlandaises, qui sont humides et tempérées. La moyenne de la concentration de la solution du sol de NO_3 était réduite de 38 et 70% lorsqu'une culture de couverture a été utilisée, et les pertes totales de N pendant l'hiver étaient réduites de 18 et 83%. Cependant, les résultats de cette étude soulignent aussi l'importance du volume de drainage et des températures hivernales sur les concentrations de NO_3 dans la solution du sol et l'ensemble de pertes en azote. Le climat méditerranéen génère un drainage plus faible et plus variable. Dans l'étude menée pendant 3,5 ans en Espagne sur le remplacement de la jachère nue par une culture de couverture (vesce ou orge), les pertes sont estimées par défaut de bilan ^{15}N apporté sur maïs. L'introduction d'une culture intermédiaire réduit les pertes seulement une année, et seulement avec l'orge (Gabriel et al., 2011). Les aléas climatiques peuvent conduire à des résultats contradictoires entre années. La forte variabilité interannuelle des concentrations et de leur réduction par les cultures intermédiaires est soulignée par Feaga et al. (2009), déjà cités. La réduction voire l'annulation 5 fois sur 11 de l'effet CI est due à la précocité des pluies d'automne. La lixiviation d'azote dans les drains, l'absorption d'azote dans les cultures et l'azote minéral dans le sol ont été mesurés dans un limon sableux drainé artificiellement à 90 cm de profondeur (Aronsson et Torstensson, 1998). La lixiviation de l'azote a été réduite de 40-50% avec les cultures intermédiaires par rapport au témoin durant les deux années où leur implantation a réussi, tandis que la troisième année, elle a été plus élevée dans le traitement culture intermédiaire. Cette augmentation a été causée par une mauvaise implantation de la culture intermédiaire, coïncidant avec une minéralisation accrue des résidus de la culture intermédiaire précédente.

Un système de culture intermédiaire interagit avec le sol. Le type de sol joue sur les trois composantes de la "*timely competition*" ou compétition temporelle : transfert, enracinement, minéralisation. Des simulations de scénarios conduites par Dorsainvil (2002) ont croisé les facteurs site, profondeur du sol, état initial et date de destruction. L'effet de la profondeur du sol dépend de la quantité drainée (climat) et de la répartition initiale de l'azote dans le profil. La quantité lixiviée est d'autant plus faible que la destruction est tardive sous sol superficiel et en climat océanique. Le transfert est lié à la texture. Dans un sol sableux, à Junvedad ($\text{RU} = 76 \text{ mm}$), le retard de croissance des cultures intermédiaires par rapport au début de drainage les défavorise (Askeggard et al., 2005). Les auteurs soulignent un effet notoire de la réserve utile du sol sur la lixiviation. Cependant, le modèle impliquant le seul paramètre de capacité de rétention en eau considère que le transfert de l'eau ne se produit qu'au sein de la seule microporosité du sol. A l'opposé, dans les sols de texture argileuse, les résultats sont plus variables entre sites. Stenberg et al. (1999) nuancent l'intérêt des cultures intermédiaires en culture de printemps (avoine, orge, blé) : sur 4 saisons culturales en sol argilo-sableux, les auteurs ne mesurent qu'une différence (non significative) de 7% du flux lixivié (sur $31 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$). Cette piètre performance du ray-grass, pourtant semé sous couvert de l'orge, peut s'expliquer par l'occurrence précoce du drainage deux années sur 4 et par la présence d'adventices sur le témoin (voir section 4.1.3). Dans les sols argileux de l'Oxfordien (55-60% d'argile), les fissures influencent fortement le mouvement de l'eau dans le sol (Catt et al., 1998). Il est probable que des

contraintes physiques compliquent l'implantation des cultures intermédiaires dans ces sols ; mais la conclusion des auteurs sur l'avantage des rotations à culture d'hiver en termes de lixiviation s'appuie sur un dispositif insuffisant. L'étude d'Aronsson et al. (2011) a montré que la lixiviation y est moindre qu'en sol sableux, mais que les cultures intermédiaires y sont efficaces (Figure 4-18). Ces auteurs suggèrent : "les sols argileux ne sont pas prioritaires pour l'introduction de culture intermédiaire avec un traitement au glyphosate ou pour l'emploi du non-travail du sol en automne". Les raisons sont que le risque global de lixiviation d'azote est faible et les bénéfices attendus sur la lixiviation peuvent être contrecarrés par les risques de lixiviation du glyphosate. De plus, il n'y a pas de réduction des pertes de phosphore. Pour le sol sableux, couvrir le sol jusqu'en novembre ou en avril permet de réduire la forte lixiviation comparativement à une destruction de mi-septembre ou mi-octobre. Cela implique un difficile compromis entre la maîtrise de la lixiviation et celle des adventices. L'étude de Feaga et al. (2009) en sol limono-argileux gonflant dans un essai en système légumier, en Oregon (USA), donne des résultats bien étayés et cohérents. Le site est équipé de lysimètres à mèches dont la fiabilité est avérée. Pendant 7 ans, un triticale semé fin septembre et enfoui fin mars donne une amplitude de concentration de 16-50 vs 27-76 mgNO₃.l⁻¹ en sol nu puis pendant 3 ans, un mélange vesce-triticale donne une amplitude de concentration de 25-58 vs 42-71 mgNO₃.l⁻¹. L'examen des Figures 4-16 (marnes) et 4-18 (Lanna) montre que l'abattement relatif de lixiviation par rapport au témoin sans culture intermédiaire peut être conséquent. La variabilité des résultats entre sites peut être due à deux éléments : les difficultés d'implantation de la culture intermédiaire à cause des contraintes physiques ; la moindre sensibilité des sols à la lixiviation qui réduit l'amplitude de l'abattement en valeur absolue, sauf s'ils sont très superficiels ou avec des cracks (fissures profondes liées aux alternances humectation-dessiccation). Enfin, les contraintes de destruction de la culture intermédiaire, à cause de la faiblesse de la vitesse de ressuyage, sont un autre aspect à prendre en compte (cf. Chapitre 9).

La structure du sol elle-même peut conduire à modifier l'efficacité d'une culture intermédiaire. Les propriétés physiques du sol peuvent évoluer rapidement, en cas d'artificialisation du milieu (drainage) ou de changement de stratégie de travail du sol, ou à long terme avec la répétition des cultures intermédiaires elles-mêmes (cf. Chapitre 5). Les résultats de Hooker et al. (2008) montrent que la pratique des cultures intermédiaires interagit de façon significative avec l'option labour / non-labour permanent (Tableau 4.13a). Les raisons données sont les différences de type de percolation entre les deux systèmes. A l'opposé, les données obtenues sur le site de Boigneville (Tableau 4.13b) pour un système similaire mais dans un autre pédoclimat montre la similarité de l'efficacité des cultures intermédiaires dans les deux systèmes. Le drainage précis par modalité de travail du sol n'est pas connu dans ce dernier site. Il est donc probable que l'existence d'une interaction soit spécifique au site ou à la durée d'étude.

Site, rotation		a) Teagasc (Irlande), avoine-orge		b) Boigneville (France), blé-orge-pois	
		Travail réduit	Labour	Semis direct	Labour
Teneur mgNO ₃ .l ⁻¹	Sol nu	159	146	65	90
	CI	48	94	43	57
	Abattement % (SN)	-70%	-35%	-34%	-37%
Drainage moyen (mm/an)		278	223	142	142
Texture, profondeur		sable graveleux, 50 cm,		argilo-calcaïque, 90 cm	
CI (espèce, fréquence)		moutarde, 1/an pendant 2 ans		moutarde, 1/an pendant 17 ans	
Années		2003/2005		1992/2008	
Référence		Hooker et al., 2008		Constantin et al., 2011	

Tableau 4.13. Effets croisés du mode de travail du sol (à long terme) et de la présence/absence de CI sur deux sites en Europe

En conclusion, le caractère "*site specific*" de la lixiviation s'applique entièrement pour juger de l'efficacité des cultures intermédiaires. Il est toutefois probable que leur généralisation conduise à réduire, en valeur absolue, la variabilité spatio-temporelle de la concentration de l'eau de percolation. A l'échelle locale, une démarche à la fois déterministe et fréquentielle est nécessaire pour prendre en compte les propriétés physico-chimiques du milieu et la variabilité de son climatique, respectivement.

4.1.5.4. Conclusion

Les études des impacts des cultures intermédiaires en comparaison au témoin en sol nu montrent que la réduction des quantités lixiviées d'azote et de la concentration en azote des eaux de percolation est en moyenne de 55% pour des cultures intermédiaire non légumineuses tandis que la réduction du drainage maximale de l'ordre de 30 à 50 mm selon les conditions. Cette réduction (ou abattement) est significative dans 90% des cas dans les études annuelles et dans plus de 95% des situations pour la lixiviation et dans 99% des cas pour la concentration en nitrate de l'eau de percolation, dans les études pluriannuelles intégrant une culture intermédiaire par an. La variabilité de l'abattement diminue par effet de lissage à l'échelle interannuelle. Cette réduction est due, de façon très prédominante, à l'effet du piégeage par la culture intermédiaire, plutôt qu'à un moindre drainage, sauf en cas d'année climatique très atypique. L'efficacité du piégeage de l'azote est très sensible à la date de levée de la culture intermédiaire en interaction avec le climat et l'espèce botanique. En cas de fort excès d'azote dans le profil (notamment suite à une sur-fertilisation ou en cas de minéralisation accélérée de produits organiques), la culture intermédiaire ne permet de réduire que partiellement le surplus d'azote.

La réduction des quantités lixiviées d'azote et de la concentration en azote des eaux de percolation est, en moyenne, deux fois plus importante pour les cultures intermédiaires non-légumineuses que pour des cultures intermédiaires légumineuses pures. Cependant, l'efficacité de ces dernières reste en général significative. Les mélanges de cultures intermédiaires légumineuses et non-légumineuses apparaissent combiner les avantages des unes et des autres ; l'évolution de la composition spécifique des mélanges dépend des conditions pédoclimatiques et techniques locales ; cette plasticité semble favoriser une efficacité en terme de prévention de la lixiviation. L'efficacité de ces mélanges en situation de fort excédent d'azote n'est pas garantie. Les repousses peuvent avoir une efficacité certaine si elles sont bien gérées.

L'efficacité de la réduction des quantités lixiviées d'azote et de la concentration en azote des eaux de percolation dépend très fortement de la concurrence dynamique entre les processus de transfert d'azote en profondeur et son absorption par la culture intermédiaire (puis la minéralisation des résidus). Plusieurs facteurs influent sur l'équilibre entre ces phénomènes concurrents : du côté culture, en priorité la date de levée de la culture intermédiaire, sa profondeur d'enracinement puis sa date de destruction ; du côté pédoclimat, la profondeur de sol, la distribution de l'azote dans le profil du sol et l'intensité des précipitations. La complexité de ce système dynamique (en anglais : "*timely competition*") explique la grande variabilité des résultats obtenus en termes de quantités lixiviées.

L'utilité potentielle des cultures intermédiaires dépend donc du type de sol et du climat. Leur efficacité est manifeste sous climats très pluvieux, alors que dans des situations à drainage faible ou fort aléa climatique, les résultats sont très variables, parfois contradictoires. Les caractéristiques du sol influent sur la vitesse de transfert de l'azote, la profondeur d'enracinement de la culture intermédiaire, la minéralisation des résidus, qui influencent la lixiviation. Le risque de lixiviation est d'autant plus grand que les sols sont peu profonds et de texture grossière ; les durées de couverture doivent y être suffisantes pour coïncider avec la période de drainage ; une implantation tardive ou une destruction précoce peuvent en réduire l'efficacité. Dans le cas opposé des sols argileux lourds, si l'abattement de concentration est souvent comparable, en terme relatif, à celui des autres sols, il est inférieur en valeur absolue, du fait de leur moindre sensibilité à la lixiviation, et ce, d'autant plus s'ils sont profonds. Il s'y ajoute des contraintes d'implantation (et/ou de destruction) dues à leur forte cohésion à l'état sec et leur faible vitesse de ressuyage.

4.1.6. Conclusion

Les principaux modes de gestion de l'interculture en automne apparaissent potentiellement complémentaires à la fertilisation raisonnée car ils ne s'appliquent pas à la même période d'action ni au même processus. Réciproquement, la fertilisation raisonnée doit intégrer les éventuels effets dépressifs sur le stock d'azote minéral causés par la culture intermédiaire ou au contraire les éventuels effets positifs d'apport d'azote (cf. section 4.2.2). Cependant, l'effet de l'enfouissement des pailles peut être concurrentiel de celui de la culture intermédiaire en termes de piégeage dans l'horizon superficiel. Si le stock d'azote minéral de cet horizon est faible, cette concurrence peut compromettre la croissance initiale de la culture intermédiaire (cf. section 4.1.3). S'il est au

contraire très élevé, les effets de la culture intermédiaire et de l'enfouissement peuvent se conjuguer, à condition que les résidus du précédent soient pauvres en azote. Parallèlement, le mode de gestion des résidus (incorporation *versus* mulch) a un effet sur la dynamique de l'eau. La gestion des résidus et l'implantation des cultures intermédiaires peuvent être coordonnées pour gérer les stocks d'eau et d'azote dans le profil.

La quantité d'azote piégée dans la biomasse d'une culture intermédiaire dépend de la date, des conditions d'implantation et de sa durée de fonctionnement, ainsi que de l'azote disponible dans le sol et de l'espèce de la culture intermédiaire ; elle peut atteindre 100 kgN.ha⁻¹ avec des graminées, 200 kgN.ha⁻¹ pour les crucifères ou avec des légumineuses, mais en partie grâce à la fixation symbiotique. Elle est incomplètement mais positivement corrélée à la variation de stock d'azote minéral entre les traitements culture intermédiaire et sol nu en automne. Ces deux grandeurs sont des indicateurs de la réduction potentielle de la lixiviation, sauf pour les légumineuses. La réduction effective de la lixiviation dépend du climat et de l'antériorité de la phase d'absorption sur la phase de drainage et donc de transfert du nitrate.

A l'échelle annuelle, l'introduction d'une culture intermédiaire permet une réduction significative des pertes d'azote par lixiviation, dans la très grande majorité des essais, mais est variable en intensité suivant les sites, l'espèce et les conditions d'implantation et de destruction. Le caractère local dans le temps et l'espace, à la fois des conditions de la croissance de la culture intermédiaire et de la lixiviation, explique cette variabilité. L'introduction d'une culture intermédiaire est un "fait technique", et la réponse d'un milieu à tout fait technique n'est pas univoque (Gras et al., 1987). Les facteurs qui influencent l'efficacité à l'échelle annuelle des cultures intermédiaires sont multiples et interactifs : "L'impact des cultures intermédiaires sur la qualité de l'eau est site-spécifique et dépend de la pluviosité et des températures hivernales du site, de la capacité de rétention en eau et des propriétés hydrauliques du sol, de la teneur en MOS et des résidus de culture et des quantité et date d'application des apports précédents d'azote." (Meisinger et al., 1991).

A l'échelle d'une rotation culturale, la fréquence des cultures intermédiaires et la profondeur maximale d'enracinement des cultures jouent sur l'efficacité moyenne. Sur des essais pluriannuels avec une culture intermédiaire semée chaque année, l'effet de la culture intermédiaire sur la concentration en azote des eaux de percolation s'est avéré important et significatif dans la quasi-totalité des situations ; la réduction est en moyenne de 56% par rapport au témoin sol nu pour le groupe de cultures intermédiaires en graminées, le plus représenté. Dans des contextes autres, à cause d'exigences écologiques différentes, l'efficacité moyenne des crucifères est comparable à celles des graminées. Celle des légumineuses est en moyenne deux fois moindre mais non nulle, tandis que les mélanges de légumineuses et non-légumineuses réunissent le plus fréquemment les avantages des deux types. Cela demande d'établir un compromis entre les exigences écologiques des différentes espèces. Leur complémentarité sur le plan de la résistance au stress hydrique automnal mériterait aussi d'être investiguée.

L'impact d'une généralisation des cultures intermédiaires à l'échelle d'un territoire est dépendant de la structure de son assolement, en particulier la représentation des périodes d'interculture longues à l'échelle de la rotation, mais aussi des successions de cultures. Cependant, les cultures intermédiaires peuvent être également un levier d'une re-conception des systèmes de culture dans une démarche de prévention de la lixiviation, qui peut aboutir à changer l'assolement lui-même.

4.2. Conséquences des CIPAN sur la culture suivante

4.2.1. Effet sur le bilan hydrique de la culture suivante

Bien que fréquemment mentionné par les agriculteurs, l'effet des cultures intermédiaires sur l'alimentation hydrique de la culture suivante est rarement pris en compte dans les publications concernant les climats tempérés. De fait, cette perception est plausible en cas de destruction tardive au printemps d'une culture dérobée visant à en maximiser la production. Cependant, les publications n'ont pas permis d'investiguer ce mode de conduite qui sort du cadre de l'étude. Celle-ci concerne les cultures intermédiaires à des fins de prévention de la lixiviation ou de l'érosion. Nous n'avons identifié que 17 références mentionnant l'état du stock d'eau du sol au semis de la culture suivante, et seulement 9 évoquant l'effet des cultures intermédiaires sur l'alimentation hydrique de la culture suivante.

4.2.1.1. Effet des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur le stock d'eau du sol au semis de la culture suivante

En conditions de climat semi-aride

L'utilisation de l'eau par la culture intermédiaire est largement reconnue comme un problème pour la culture suivante sous les climats secs (Thorup-Kristensen et al., 2003). Unger and Vigil (1998) fixent la limite climatique à $P/ETP < 0,5$ car en dessous de ce seuil, l'utilisation de l'eau par les cultures intermédiaires réduit fortement les rendements des cultures suivantes et la recommandation est plutôt de mettre en place un mulch.

Par exemple, en Californie, Mitchell et al. (1999) rapportent une réduction du stock d'eau dans le sol de 70 mm en moyenne après une culture intermédiaire d'orge ou de vesce détruite tardivement (mi-mars), conduisant à une réduction significative de la croissance de la culture suivante. Corak et al. (1991), dans le Kentucky, observent lors de deux années sèches une réduction de 30 mm du stock d'eau dans le sol après une culture intermédiaire de vesce détruite au semis du maïs suivant. Cependant, l'effet sur le stock d'eau du sol de la transpiration des cultures intermédiaires peut être faible dans le cas de destructions précoces, et compensé par une amélioration des propriétés hydrologiques des sols (augmentation de la perméabilité, réduction du ruissellement), comme l'ont montré les études de modélisations en Californie de Joyce et al. (2002) et Islam et al. (2006).

En conditions de climat subhumide à humide

Dans les zones subhumides à humides, ($P/ETP > 0,5$, soit environ 750 mm de précipitations en Amérique du Nord d'après Unger et Vigil, 1998), l'effet des cultures intermédiaires sur la réserve hydrique à l'implantation de la culture suivante dépend essentiellement de la pluviométrie et de la date de destruction du couvert (Unger et Vigil, 1998 ; Thorup-Kristensen et al., 2003).

Lorsque la date de destruction de la culture intermédiaire est tardive, des diminutions significatives de la réserve hydrique du sol peuvent être observées. Ainsi Zhu et al. (2003) dans le Missouri montrent que des cultures intermédiaires de graminées détruites très tardivement (avril) conduisent à une réduction de 38% en moyenne de la réserve hydrique du sol. Ewing et al. (1991), en Caroline du Nord, montrent que la destruction très tardive d'un trèfle incarnat (1 semaine avant ou le jour du semis de maïs) réduit la réserve hydrique dans les 15 premiers centimètres du sol de 28 à 55% selon les années, et recommandent de détruire le trèfle au moins 7 à 10 jours avant le semis du maïs.

Sous climat tempéré intermédiaire

Dans tous les autres cas, aucun effet dépressif significatif sur la réserve hydrique au semis du suivant n'est observé, dans les contextes variés du Royaume-Uni (Allison et al., 1998 ; Garwood et al., 1999), de l'Amérique du Nord (Griffin et al., 2009 ; Isse et al., 1999 ; Logsdon et al., 2002 ; Strock et al., 2004) de l'Autriche (Rinnofner et al., 2008) et du nord de la France (Beaudoin et al., 2005 ; Justes et al., 1999). Au contraire, dans le Nord Dakota, Badarrudin et Meyer (1989) montrent que des légumineuses conduisent à une augmentation de 30 mm de la réserve en eau dans les 30 premiers centimètres du sol au printemps, par rapport à un sol nu.

Une compilation d'essais réalisés en France (Cohan et al., 2011) montre que les différences d'humidité du sol avec le témoin à la fin de l'interculture varient entre +3% et -6%, les diminutions les plus marquées apparaissant plutôt dans les horizons profonds. Cependant, ces différences sont gommées par les pluies survenant entre la destruction du couvert et le semis du suivant, et ne persistent jusqu'au semis de la culture suivante que pour les dates de destruction les plus tardives.

4.2.1.2. Effet des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur l'alimentation hydrique de la culture suivante

Dans les conditions de climat tempéré, toutes les études collectées évoquant l'effet de l'évapotranspiration des CI sur l'alimentation hydrique de la culture suivante concluent à un effet non significatif (Badaruddin et Meyer, 1989 ; Allison et al., 1998 ; Garwood et al., 1999 ; Griffin et al., 2009 ; Isse et al., 1999 ; Rinnofner et al., 2008 ; Strock et al., 2004).

Dans des cas extrêmes de destructions très tardives de ray-grass, une diminution de 10 à 25% du rendement du maïs a été observée dans le Nord de la France (Cohan et al., 2011), attribuée en partie au déficit hydrique.

Cependant, d'une manière générale, il est difficile de quantifier l'effet spécifique de l'évapotranspiration de la culture intermédiaire sur l'alimentation hydrique de la culture suivante, d'une part car, dans les expérimentations, la gestion des résidus de la culture intermédiaire (mulch, incorporation...) peut influencer le bilan hydrique du suivant, et d'autre part du fait des interactions entre les facteurs eau et azote.

4.2.1.3. Conclusion

La mise en place de cultures intermédiaires en climat tempéré n'induit pas de fortes modifications de la réserve en eau du sol au semis du suivant, sauf si sa destruction intervient très tardivement. Cette conclusion est cohérente avec celle établie sur l'impact des CI sur le drainage d'eau. Excepté dans des cas extrêmes, aucun effet significatif sur l'alimentation hydrique de la culture suivante n'a pu être démontré.

4.2.2. Effet azote sur la culture suivante

4.2.2.1. Introduction

Les expériences de terrain menées dans des sols et des conditions climatiques variés à l'échelle de la rotation ont montré que la libération de l'azote après incorporation d'une culture intermédiaire et son utilisation par les cultures suivantes peuvent être très variables (par exemple, Mitchel et Teel, 1977 ; Thorup-Kristensen, 1994 ; Vos et Van der Putten, 2001 ; Olesen et al., 2007). Outre la difficulté d'extrapoler les résultats à d'autres conditions expérimentales, le principal point soulevé par Thorup-Kristensen (1993) concerne la concurrence par préemption d'azote minéral du sol causée par les cultures intermédiaires. L'assimilation de l'azote par la culture suivante peut être réduite après une culture intermédiaire, parce l'azote minéralisé issu de la décomposition des résidus ne peut pas compenser l'épuisement en azote minéral dans le sol qui s'est produit pendant la croissance de la culture intermédiaire.

L'effet azote d'une culture intermédiaire sur la culture suivante a été explicité de la façon suivante par Thorup Kristensen et Nielsen (1998). L'absorption de l'azote (Nabs) issu du pool inorganique du sol (Nmin) vers un pool d'azote organique dans la culture intermédiaire, va protéger l'azote contre la lixiviation. Après l'incorporation, une fraction (m) de l'azote de la culture intermédiaire est minéralisée et devient à nouveau disponible. Cependant, tout le stock d'azote disponible dans le sol à l'automne n'est pas perdu par lixiviation pendant l'hiver. Une fraction (r) de l'azote absorbé par les cultures intermédiaires aurait été retenue au sein de la zone d'enracinement même sans culture intermédiaire. L'apport d'azote (Neff, kgN.ha⁻¹) d'une culture intermédiaire à la culture suivante est donc :

$$\text{Neff} = (m - r) \times \text{Nabs}$$

m = fraction minéralisée de la quantité d'azote absorbé (Nabs) accessible à la culture, où $0,1 < m < 0,5$; $m = f(C/N, \text{lignine})$
 r = fraction de Nabs qui serait restée dans le sol si le sol était resté nu

Le terme r peut être assimilé au terme $(1-f)$, où f est la fraction lixiviée du surplus de stock d'azote minéral du témoin en début de drainage du sol. Un indicateur de la valeur de f est le rapport drainage/capacité de rétention en eau sur la profondeur d'enracinement, qui représente le taux de renouvellement du stock d'eau total du profil (Mary et al., 1997). Cependant, non seulement le stock total d'azote minéral, mais aussi sa répartition dans le profil, sont fortement affectés par la culture intermédiaire (Thorup-Kristensen et al, 2003). Cela justifie donc d'utiliser un modèle prenant en compte la distribution spatiale de l'azote minéral.

Le modèle sol-plante de simulation DAISY (Hansen et al, 2001) a été évalué pour sa capacité à simuler les effets de cultures intermédiaires sur les valeurs de Nmin et Neff au printemps (Thorup Kristensen et Nielsen, 1998). Ce modèle a été en mesure de prédire une grande partie de la variation de Nmin mesurée au printemps ($r^2 = 0,48$). Des scénarios, faisant varier le sol, les conditions climatiques, et la profondeur d'enracinement de la culture suivante ont été simulés (Tableau 4-14). Des simulations de r (fraction de Nabs qui serait restée dans le sol nu) avec le modèle sol-culture Daisy ont donné :

Prof. init. N min (m)	Profondeur enracinement (m)	D = 175 mm CR = 375 mm D/CR = 0.46	D = 375 mm CR = 150 mm D/CR = 2.50
0,00 – 0,25	0,25	0,06	0,01
0,00 – 0,25	0,50	0,19	0,00
0,00 – 0,25	1,00	0,71	0,01
0,50 – 0,75	1,00	0,24	0,00

Tableau 4-14. Simulations de la fraction "r" du stock d'azote minéral présent à l'initialisation du modèle le 1^{er} octobre encore retenue par le sol le 20 avril, en fonction de la position initiale de l'azote dans le profil, de la profondeur d'enracinement de la culture suivante et des conditions pédoclimatiques (D = drainage ; CR = capacité totale de rétention en eau). Simulation avec le modèle Daisy d'après Thorup Kristensen et Nielsen (1998) et calcul de D/CR d'après Mary et al. (1997).

Le terme Neff croît avec le rapport C/N des résidus de la culture intermédiaire et la fraction lixiviée du stock d'azote minéral de début de drainage (cf. section 4.2.2.3). Le risque d'effet préemptif s'accroît aussi avec la date d'incorporation (Thorup-Kristensen et al., 2003) : une incorporation tardive au printemps changera les paramètres qualitatifs des résidus tel le rapport C/N, et conduira à ralentir leur minéralisation tout en contribuant à en concentrer le produit dans la couche supérieure. Neff dépend aussi de la profondeur d'enracinement et donc d'absorption de la culture suivante (Thorup-Kristensen et al., 2003). Si celle-ci est profondément enracinée, l'intensité de la lixiviation sous sol nu sera plus faible et le risque d'effet dépressif de la culture intermédiaire sera plus élevé. Il existe donc une corrélation négative entre risque d'effet dépressif et la profondeur d'enracinement, en interaction avec le drainage d'eau et le stock d'azote nitrique initial. Nombre de ces facteurs sont influencés par le climat : Meisinger et al. (1991) ont simulé l'impact des cultures intermédiaires sur l'ensemble des USA à l'aide du modèle EPIC (Erosion-Productivity-Impact-Calculator ; Williams et al., 1984 cités par Meisinger et al., 1991) ; ils concluent que les cultures intermédiaires présentent un grand potentiel d'amélioration de la teneur en azote dans le Sud-Ouest des USA et dans les zones arides irriguées, tandis que les effets sont moindres mais non nuls dans les zones du Nord des USA.

Ces simulations montrent donc que la stratégie pour la croissance des cultures intermédiaires doit être adaptée à la situation réelle, en particulier en fonction de l'intensité du lessivage prévu et de la profondeur d'enracinement de la culture suivante. D'autre part, la mesure du stock d'azote minéral de fin de drainage (appelée communément "reliquat") doit être pratiquée sur la profondeur d'enracinement de la culture suivante.

4.2.2.2. Effet des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur le stock d'azote minéral de fin de drainage

Le formalisme de calcul de Neff (correspondant à $(m - r) \times N_{abs}$; cf. section 4.2.2.1) peut s'appliquer à la prédiction de la quantité d'azote minéral présente en fin de drainage en minorant le terme "m", car la minéralisation des résidus est alors inachevée tandis que le terme "r" est inchangé, car le drainage est alors terminé. Cela a deux conséquences :

- Le stock total d'azote minéral de fin de drainage après culture intermédiaire présente une forte probabilité d'être plus faible qu'après un sol nu en interculture, sauf quand la fraction lixiviée (f) est très proche ou égale à 1.0 et lorsque la minéralisation (m) des résidus est forte et précoce. Cependant, l'azote disponible après culture intermédiaire est normalement plus fortement concentré dans les couches supérieures du sol et moins dans les couches profondes qu'après un sol nu (Thorup-Kristensen et al., 2003).
- La variabilité spatio-temporelle du stock d'azote minéral en sortie hiver a une forte probabilité d'être moindre après culture intermédiaire qu'après sol nu, sauf cas extrêmes d'enfouissement précoce d'une culture intermédiaire riche en azote. Cela est dû à la variabilité de la quantité initialement présente avant drainage et de l'intensité de la lixiviation sous sol nu. En présence d'une culture intermédiaire, cette variabilité est diminuée à cause de l'effet de piégeage. Cette différence de variabilité est à prendre en compte dans la stratégie de mesure des "reliques de sortie d'hiver" au sein d'une exploitation.

Plusieurs exemples l'illustrent en montrant comment interagissent des phénomènes contradictoires.

Dans l'expérimentation sur un sol sableux au Danemark déjà citée (section 4.1.3), 10 espèces de plantes très différentes ont été comparées pour leur capacité à réduire le stock d'N minéral du sol à l'automne et leur capacité à fournir de l'azote à la culture suivante (Thorup-Kristensen, 1994). Leur capacité à réduire la teneur en azote minéral dans le sol a été dépendante à la fois de la profondeur des racines et de la persistance des cultures à l'automne. Pour les cultures intermédiaires non persistantes, la minéralisation est survenue pendant l'hiver, et pour certaines assez tôt pour qu'une partie de la quantité minéralisée soit lixiviée. Pour les cultures les plus persistantes, la minéralisation s'est produite peu après l'incorporation au printemps. Cela conduit à des valeurs variables de reliquat au printemps (kgN.ha⁻¹) : 35-50 sous non-légumineuses persistantes, 55 après sol nu, 55-85 après légumineuses et 60-105 après non-légumineuses gélives. Le contexte pédoclimatique conduit à ce que le reliquat sous sol nu soit moindre que sous culture intermédiaire, sauf pour les cultures intermédiaires non-légumineuses persistantes.

L'étude de Moller et al., (2009), déjà citée, n'intègre pas de témoin en sol nu mais montre l'impact de dates extrêmes d'incorporation, croisées avec la nature de la culture intermédiaire, dans un contexte d'agriculture biologique. Contrairement aux légumineuses en culture principale, des cultures intermédiaires légumineuses peuvent systématiquement fournir de l'azote à la culture suivante. Pour le quantifier, deux séries d'essais ont été conduites avec des cultures intermédiaires, les unes détruites en octobre avant une culture de blé (Figure 4-19a), les autres en février, avant une culture de pomme de terre (Figure 4-19b). Les cultures intermédiaires ont accumulé de 56 à 108 kgN.ha⁻¹ dans la biomasse aérienne, dont 30-70 kgN.ha⁻¹ issus de la fixation symbiotique pour les cultures intermédiaires légumineuses, selon l'offre du sol en azote et la longueur de la période de croissance de la culture intermédiaire. La concentration en azote de la biomasse aérienne des cultures intermédiaires de légumineuses était beaucoup plus élevée, et le ratio C/N beaucoup plus faible, que pour le radis. Lorsque les cultures intermédiaires ont été incorporées début octobre, la lixiviation du nitrate à plus de 120 cm de profondeur a augmenté après cultures intermédiaires légumineuses. Cependant, la plupart de cet azote n'est pas descendu au-delà de 1,5 m de profondeur et a été récupérée plus ou moins par le blé d'hiver suivant. Au printemps, la disponibilité de l'azote pour le blé d'hiver ou la pomme de terre était beaucoup plus grande après des légumineuses pures ou en mélange, ce qui a permis une absorption d'azote et des rendements significativement plus élevés pour les deux cultures principales. On peut ajouter que les profils d'azote ne se sont différenciés entre traitements qu'après incorporation de la culture intermédiaire (a versus b). Ceux mesurés en mars sont fortement différenciés sur les deux essais, avec une gamme de variation similaire, mais un positionnement de l'azote dans le profil très différent (Figure 4-19a,b).

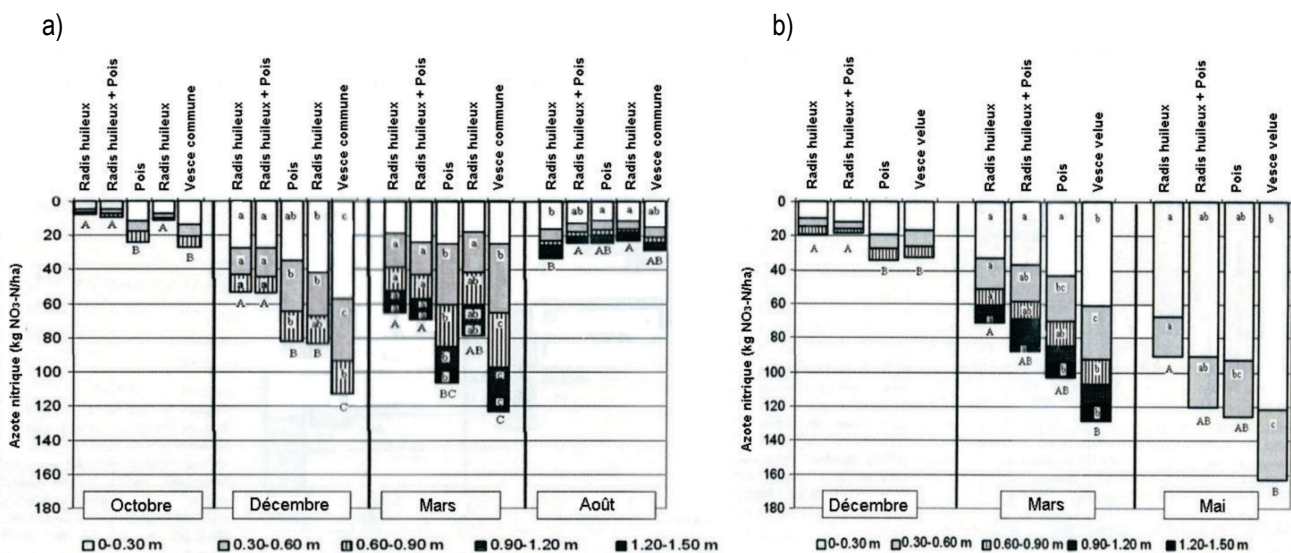


Figure 4-19. Suivi du stock d'azote minéral après culture et incorporation des résidus de culture intermédiaire dans un contexte d'agriculture biologique (Moller et al., 2009) : CI incorporée en octobre avant blé d'hiver (a) ou en février avant pomme de terre (b).

Les lettres capitales positionnées en bas des bâtonnets indiquent les groupes dont les cumuls d'azote sur le profil sont significativement différents.

4.2.2.3. Les facteurs expliquant la minéralisation des résidus de culture intermédiaire piège à nitrate

La culture intermédiaire est décomposée après sa destruction (cf. Chapitre 3) mais surtout après son incorporation dans le sol. La décomposition des résidus immobilise ou libère de l'azote minéral suivant son rapport C/N, selon un processus similaire à celui des résidus de cultures principales (cf. section "enfouissement de résidus de culture"); cet azote appartiendra transitoirement au pool d'azote organique microbien du sol. A moyen terme, l'azote issu des cultures intermédiaires va alimenter deux compartiments du sol, minéral et organique. Seul l'apport au pool minéral est traité dans ce chapitre. L'apport au pool organique est présenté dans le Chapitre 5 qui montre que la répétition des cultures intermédiaires a un impact notable à long terme sur le stockage de matière organique. La conséquence de ces effets cumulatifs est que la minéralisation basale du sol s'accroît à terme au prorata des entrées cumulées d'azote sous forme de culture intermédiaire (cf. section 4.3).

Méthodes : Différentes approches ont été utilisées pour quantifier la minéralisation de l'azote des résidus des cultures intermédiaires à l'échelle annuelle. La minéralisation de l'azote provenant des résidus de culture intermédiaire peut également être étudiée en utilisant le traçage avec l'isotope ^{15}N des résidus de la culture intermédiaire en expérimentation en micro-parcelles (Jensen, 1992 ; Thomsen et Jensen, 1994) ou en lysimètres après incorporation de résidus marqués au ^{15}N durant leur croissance (Chapot, 1995). Cependant, l'interprétation de ces expériences est compliquée par les effets de substitution résultant du fait que la minéralisation et l'immobilisation de l'azote du sol se produisent simultanément (Hart et al., 1996). Une autre méthode a été proposée par Justes et al. (1999), qui ont étudié l'effet de la destruction des résidus de culture intermédiaire sur la lixiviation des ions nitrate et la minéralisation nette de l'azote des cultures intermédiaires en utilisant le modèle de calcul LIXIM (Mary et al., 1999). La minéralisation de l'azote a également été étudiée en conditions expérimentales contrôlées en utilisant des expériences en pots : Thorup-Kristensen (1994) ont constaté que la libération de l'azote est relativement rapide et influencée par la qualité des résidus. Cette minéralisation peut aussi être évaluée en incubations de sol dans des conditions contrôlées, comme cela a déjà été réalisé par divers auteurs pour un large éventail de résidus de culture intermédiaire (Elers et Hartmann, 1988 ; Quemada et Cabrera, 1995 ; Breland, 1996 ; Vos et Van der Putten, 2001 ; Jensen et al, 2005).

Résultats : Ces études indiquent que la minéralisation en azote des résidus de culture intermédiaire est très variable. L'indicateur le plus robuste est incontestablement le ratio C/N, qui représente globalement la qualité biochimique des résidus. Ainsi, Nicolardot et al. (1995) ont étudié la décomposition de résidus de culture intermédiaire marqués par du ^{15}N au cours d'incubations de sol. D'autres études (Wivstad, 1997 ; Vanlauwe et al., 1997 ; Magid et al., 2004 ; Trinsoutrot et al., 2000a ; Jensen et al., 2005) ont montré que la qualité des résidus de culture intermédiaire peut différer largement de celle de résidus de végétaux matures, y compris les teneurs en azote des tissus végétaux. Ces différences sont susceptibles d'affecter les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote lors de la décomposition des résidus végétaux dans le sol. Néanmoins, seules quelques études ont, d'une part, quantifié conjointement la minéralisation du carbone et de l'azote à partir de résidus de culture intermédiaire et, d'autre part, évalué la performance de modèles de simulation en conditions réelles.

Comme indiqué par les divers auteurs ayant travaillé sur le sujet, les résidus de culture intermédiaire varient significativement dans leur composition (Thorup-Kristensen et al., 2003 ; Justes et al., 2009). Les teneurs en azote minéral (principalement sous forme de nitrate) peuvent aussi être notables pour certains résidus issus de cultures intermédiaires ayant été implantées en situation de forte disponibilité en azote (Justes et al., 2009). La teneur en azote total contenu dans les résidus végétaux peut varier fortement, par exemple (Justes et al., 2009) de 1,36 à 4,10% de la matière sèche, celle du carbone organique en C est plus stable ($41,6 \pm 1,6\%$ matières sèches). Le ratio C/N varie donc fortement, avec des valeurs s'étageant de 9 à 40 (par exemple, Bagg et al., 2000 ; Thorup-Kristensen et al., 2003 ; Justes et al., 2009 ; Gabriel et Quemada, 2011). Cette variabilité a des conséquences sur les bio-transformations de l'azote. Ainsi, Justes et al. (2009) ont montré que pour une gamme de résidus de cultures intermédiaires dont le ratio C/N variait de 9,5 à 34, étudiés au cours d'incubations de sol en conditions contrôlées, les taux de minéralisation en C étaient assez similaires, allant de 59% à 68% du carbone présent dans les résidus en 168 jours d'incubation à 15°C. Par contre, la minéralisation en azote des résidus s'est avérée beaucoup plus variable. Ainsi, pour un fort C/N, de l'ordre de 34, de l'organisation nette se produit de l'ordre de -20% de l'azote incorporé ($-4,9 \text{ mgN.g}^{-1}$ de C des résidus), indiquant que la décomposition des résidus induit une diminution de la disponibilité en azote minéral du sol. Toutefois, pour des valeurs de C/N

basses de l'ordre de 9,5, de la minéralisation nette se produit à hauteur d'environ 42% de l'azote organique contenu dans les résidus incorporés (38,0 mgN.g⁻¹ de C des résidus). Cet effet s'est avéré directement corrélé à la teneur en azote organique dans les résidus ou à leur ratio C/N (Justes et al., 2009).

L'effet de la disponibilité en azote du sol sur la concentration en azote total des résidus de récolte des cultures principales a été montré par de nombreux auteurs (par exemple Justes et al., 1999 ; Trinsoutrot et al., 2000b ; Thorup-Kristensen et al., 2003 ; Magid et al., 2004). Cet effet est également vrai pour les cultures intermédiaires, comme rapporté par Wallgren et Linden (1994). L'azote disponible influe également sur le contenu en N minéral des cultures intermédiaires comme l'ont indiqué Thorup-Kristensen et al. (2003) et Justes et al. (2009), qui ont observé que l'azote nitrique peut représenter jusqu'à 25% du total en azote des résidus de culture intermédiaire. La composition biochimique des résidus de culture intermédiaire est également affectée par la disponibilité en azote. Trinsoutrot et al. (2000b) ont constaté des changements dans le contenu en hémicellulose, la cellulose et la lignine des résidus de colza avec des taux d'azote peu variables. Handayanto et al. (1995) ont rapporté que la fertilisation azotée affectait leur contenu en polyphénols mais pas en lignine. Les caractéristiques des cultures intermédiaires sont assez différentes de celles des résidus de culture échantillonnés au stade de maturité (Trinsoutrot et al., 2000a). Wivstad (1997) a montré que le contenu en azote diminue généralement avec l'âge de la plante, tout comme la composition biochimique est également affectée par l'âge des plantes (Vanlauwe et al., 1997). La paroi cellulaire et la teneur en lignine augmentent généralement avec l'âge de la plante (Wivstad, 1997). Magid et al. (2004) ont observé que le contenu en carbone soluble dans l'eau était plus élevé dans les cultures intermédiaires que dans les résidus de culture matures (pailles à la récolte). Thorup-Kristensen et al. (2003) ont constaté que la décomposition des résidus de culture intermédiaire dans le sol est en partie liée à leur composition biochimique. La cinétique de minéralisation en carbone des résidus de culture intermédiaire est plutôt homogène et varie beaucoup moins que celles observées pour les résidus matures (Trinsoutrot et al., 2000a ; Jensen et al., 2005). En effet, la variabilité de la composition biochimique des résidus de cultures intermédiaires est plus faible que celle observée pour les résidus matures. Dans ces études, la teneur en lignine peut représenter jusqu'à 20-23% du carbone total dans les résidus de récolte mûre, alors qu'elle ne représente que 10 à 15% des résidus de culture intermédiaire (Justes et al., 2009). La teneur en carbone soluble varie très fortement, de 2 à 47-57% du carbone total dans les résidus matures (Trinsoutrot et al., 2000a ; Jensen et al., 2005), tout comme pour les résidus de culture intermédiaire, de 13 à 39% (Justes et al., 2009).

Les facteurs intrinsèques de la qualité des résidus qui jouent un rôle dans la décomposition sont comparables pour les résidus de cultures intermédiaires jeunes et de récoltes matures (Trinsoutrot et al., 2000a). En revanche, la minéralisation de l'azote de la culture intermédiaire varie considérablement entre cultures intermédiaires, comme cela a été observé pour les résidus de récolte à maturité (Trinsoutrot et al., 2000a). Le principal facteur expliquant la minéralisation nette de l'azote est la teneur en azote du résidu végétal et le ratio C/N. De nombreux auteurs ont trouvé des relations significatives entre minéralisation de l'azote des cultures intermédiaires ou des résidus d'engrais verts et leurs teneurs en azote (Franzluebbers et al, 1994 ; Thorup-Kristensen, 1994 ; Wivstad, 1999). La même conclusion a été retrouvée avec le ratio C/N (Franzluebbers et al., 1994 ; Quemada et Cabrera, 1995 ; Clément et al., 1998 ; Jensen et al., 2005). La relation entre la minéralisation de l'azote et les caractéristiques biochimiques (teneurs en composés pariétaux et en polyphénols) n'a pas été mise en évidence de façon stable et pour une large gamme de résidus, comme indiqué par Thorup-Kristensen (1994) et Clément et al. (1998). Cependant, des relations significatives ont été établies avec des facteurs de qualité composites, plus complexes à mesurer que le ratio C/N ; on peut citer les ratios suivants : i) ratio C/N des fractions biochimiques (après extraction de type Van Soest, cité par Trinsoutrot et al., 2000a), ii) ratio polyphénols/N, iii) ratio (lignine + polyphénols)/N, ou encore iv) ratio lignine/N (Vanlauwe et al., 1997 ; Wivstad, 1999 ; Trinsoutrot et al., 2000a).

Ces résultats sont en accord avec la synthèse réalisée par Thorup-Kristensen et al. (2003) qui indique que l'effet de l'incorporation des résidus de culture intermédiaire sur la culture suivante est difficile à prédire sans modélisation. Le ratio C/N des résidus végétaux a été largement utilisé pour paramétrer les modèles afin de prédire la minéralisation de l'azote des résidus de récolte à maturité (par exemple, Whitmore et Handayanto, 1997 ; Hasegawa et al, 1999 ; Bruun et al, 2006) ou de culture intermédiaire (Torstensson et Aronsson, 2000 ; Blombäck et al, 2003 ; Müller et al, 2006). La relation étroite entre minéralisation de l'azote des résidus de culture intermédiaire de leur ratio C/N justifie son utilisation pour formaliser la minéralisation dans les modèles. Ainsi, le ratio C/N est utilisé pour formaliser et paramétrer le module de décomposition des résidus du modèle STICS (Brisson et al, 1998 ; Nicolardot et al., 2001). Ce travail a été également réalisé spécifiquement pour simuler les cinétiques de décomposition et de minéralisation en C et N des cultures intermédiaires pièges à nitrate (Justes et al., 2009) dans le modèle STICS (Nicolardot et al., 2001).

4.2.2.4. Conséquences pour la disponibilité en azote de la culture principale suivante

Au-delà de la connaissance de la dynamique de minéralisation de l'azote des résidus, il est nécessaire d'analyser la disponibilité de cet azote pour la culture suivante. Les quantités d'azote contenues dans la culture intermédiaire, les conditions climatiques et la nature de la culture suivante vont déterminer la proportion et la quantité d'azote qui seront utilisables pour la culture principale suivante. Ainsi dans l'expérimentation de Thorup-Kristensen (1994), sur 10 espèces différentes en sol sableux au Danemark, l'effet culture intermédiaire sur l'absorption de l'azote d'une culture d'orge suivante variait de 13 à 66 kgN.ha⁻¹; la variabilité entre cultures intermédiaires n'était pas due à un caractère unique, mais à une combinaison entre la profondeur des racines, la persistance, l'accumulation d'azote de la culture intermédiaire et aussi à l'état d'épuisement du stock d'azote minéral du sol au printemps. De nombreux travaux traitent de cette question, mais sans qu'un large consensus puisse être mis en évidence, comme on pouvait s'y attendre, compte tenu de la sensibilité de la lixiviation et du piégeage d'azote aux conditions de milieu, se croisant de plus avec la dépendance de l'effet N à la capacité d'absorption de la culture suivante. La variabilité des conditions de chaque expérimentation explique celle des résultats retrouvés dans la littérature.

Un seul point semble consensuel concernant la valeur maximum de l'effet de substitution d'intrant en azote, c'est-à-dire la réduction de fertilisation de la culture suivante permise par l'introduction d'une culture intermédiaire à la place du sol nu en interculture. On peut considérer qu'il sera au maximum de 60%, mais plus généralement inférieur à 50% (Thorup-Kristensen et al., 2003); ce fort niveau de libération d'azote est systématiquement observé en cas de cultures intermédiaires de légumineuses. Globalement la variabilité de la réponse est très large, indiquant des effets négatifs, nuls ou positifs (exemple, méta-analyse de Miguez et Bollero, 2005). Concernant les effets nuls ou légèrement négatifs, on peut citer les travaux de Baggs et al. (2000) qui ont montré que l'incorporation de résidus de culture intermédiaire (ratio C/N variant de 16 à 33) induit généralement de l'organisation nette avec peu ou pas d'effet sur une culture principale suivante d'avoine de printemps en Ecosse, sans doute parce que les quantités d'azote en jeu étaient faibles et que les conditions climatiques trop pluvieuses après incorporation n'ont pas permis que l'azote minéralisé de la décomposition des résidus de culture intermédiaire soit utilisé efficacement par la culture suivante.

Une méta-analyse a été réalisée par Miguez et Bollero (2005) à partir de 36 études réalisées aux USA et au Canada pour évaluer l'effet de cultures intermédiaires sur la culture du maïs suivante (Figure 4-20). Le ratio du rendement du

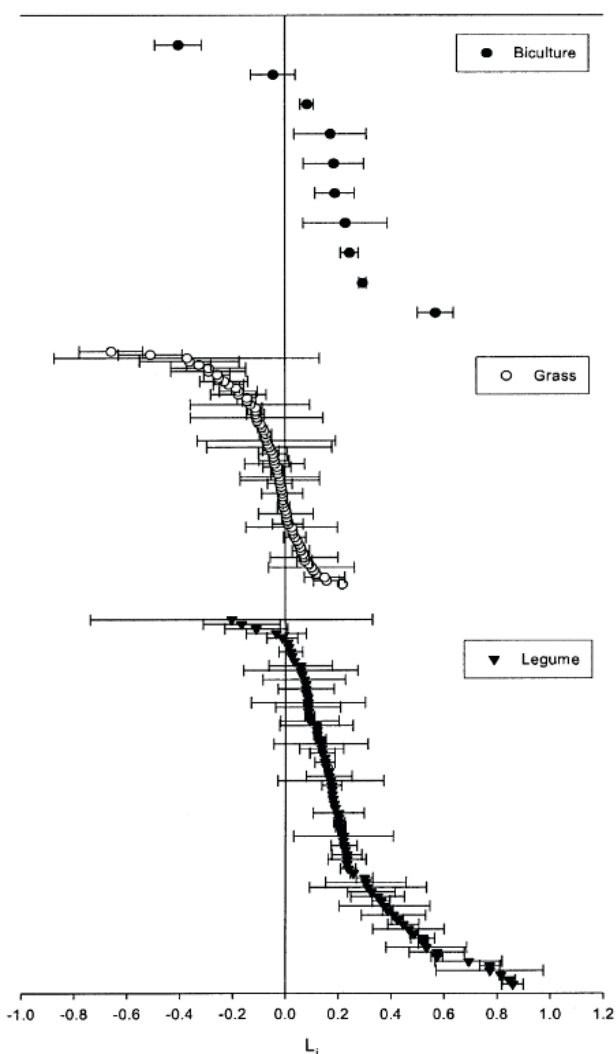


Figure 4-20. Equivalence en rendement de la culture suivante (maïs) de la culture intermédiaire, pour 3 classes de CI exprimé en ratio : $L_i = \text{Log} (\text{Rdt traitement} / \text{Rdt témoin})$. Méta-analyse de données d'Amérique du Nord (Miguez et al., 2005). L_i prend les valeurs -0.4, -0.2, 0.0, 0.2 et 0.4 quand le ratio des rendements est égal à 0.67, 0.82, 1.00, 1.22 et 1.49, respectivement. Pour chaque classe, l'effectif et le gain de rendement moyen (%) sont respectivement :

- Mélange Légumineuse + Graminée : (10), +21%,
- Graminée : (68), +0%,
- Légumineuse : (82), +24% (+37% si fertilisation du maïs < 100 kgN.ha⁻¹)

traitement avec culture intermédiaire / rendement du témoin est transformé avec la fonction Logarithme pour en normaliser la variabilité. Au-delà de la variabilité des résultats induite par les dates et conditions de semis et de destruction des cultures intermédiaires et les conditions climatiques, le type d'espèce utilisé comme culture intermédiaire détermine fortement l'effet sur la culture suivante. Cette synthèse indique que les cultures intermédiaires de graminées n'induisent pas d'effet positif pour le maïs suivant, qu'il soit fertilisé ou non, comme montré également par Schröder et al. (1996) avec du ray-grass. Une partie des études analysées indique même des effets négatifs, bien que ceux-ci soient faibles. Toutefois, Schröder et al. (1996) ont montré qu'un ray-grass recevant du lisier pouvait restituer de l'azote à la culture principale, illustrant l'effet de la quantité et de la teneur en azote des résidus de culture intermédiaire sur la disponibilité pour la culture suivante. Allison et al. (1998) ont montré que pour une large gamme de cultures intermédiaires non-légumineuses (phacélie, moutarde, radis ou repousses de céréales), l'effet sur la culture suivante était faible, voire nul, en système de culture en Angleterre car la quantité d'azote minéral au semis de la culture principale suivante (betterave sucrière) était peu modifiée. Ce résultat est interprété par les auteurs par un ratio C/N des résidus de culture intermédiaire de l'ordre de 20, induisant une faible libération d'azote par décomposition.

Par contre, l'usage de cultures intermédiaires de légumineuses induit en moyenne une augmentation moyenne de 37% du rendement du maïs non fertilisé (Miguez et Bollero, 2005), effet qui s'estompe pour le maïs fertilisé, et ce d'autant plus que la dose d'engrais est élevée : ceci peut s'expliquer par la loi des accroissements moins que proportionnels de l'efficacité des intrants tels que l'azote. Par ailleurs, l'utilisation en culture intermédiaire de mélange d'espèces de graminée-légumineuse (nommée bi-culture), de type vesce fourragère-seigle, permet en moyenne une augmentation de 21% du rendement du maïs, marquée toutefois par une large variabilité de réponse (Miguez et Bollero, 2005), sans doute en fonction du développement de la culture intermédiaire en mélange, de la proportion des deux espèces et des conditions climatiques. Bien que ces auteurs n'aient pas utilisé les valeurs du ratio C/N ou de la teneur en azote des résidus pour analyser ces différents effets, ils émettent l'hypothèse que ces effets sont dus aux quantités d'azote incorporées par les résidus de culture intermédiaire (en faisant référence à Thorup-Kristensen et al., 2003). En effet, les légumineuses permettant d'incorporer des quantités d'azote supérieures à 100 kg N.ha⁻¹ dans certaines études, comme indiqué par Sainju et al. (2006) pour de la vesce qui induit un effet positif pour la culture de sorgho suivante correspondant à environ la moitié de l'azote acquis par la légumineuse.

Une autre méta-analyse a été réalisée par Tonitto et al. (2006) pour analyser les effets des cultures intermédiaires sur la réduction des fuites de nitrate et sur la culture suivante dans divers systèmes de culture. Ces auteurs ont utilisé 31 études évaluant l'impact des cultures intermédiaires, légumineuses ou non sur maïs et sorgho fertilisés ou non. En moyenne, les rendements de la culture suivant une culture intermédiaire non-légumineuse se sont avérés non significativement différents de ceux sans culture intermédiaire, tandis que la lixiviation de nitrate a été fortement réduite, de 70% en moyenne. Ces auteurs ont aussi montré qu'une légumineuse n'induit pas nécessairement d'effet suffisant pour pallier l'absence de fertilisation azotée (minérale ou organique) en comparaison avec la même culture fertilisée comme trouvé par Gabriel et Quemada (2011) pour des expérimentations réalisées en Espagne. Toutefois, Tonitto et al. (2006) ont trouvé que lorsque la légumineuse fournit au moins 110 kgN.ha⁻¹ à la culture suivante, celle-ci atteint des rendements équivalents aux rendements des mêmes cultures fertilisées, dans 55% des observations. Les auteurs considèrent cette conclusion de leur méta-analyse sur le rendement de la culture suivante comme robuste, car ils n'ont pas pu mettre en évidence d'effet de la texture du sol, de la gestion du système, du potentiel de productivité des systèmes diversifiés dans une large gamme de facteurs environnementaux, climatiques et de gestion des cultures intermédiaires. Néanmoins, cette méta-analyse ne permet pas de quantifier et donc de prévoir précisément l'effet des cultures intermédiaires sur la fourniture en azote à la culture suivante, car les auteurs n'ont pas toujours pu comparer les effets pour des traitements non fertilisés, ni considérer le rendement relativement à la quantité d'azote absorbé de la culture suivante dans leur analyse. Ainsi, si la fertilisation en azote de la culture suivante est optimale sans culture intermédiaire, il paraît impossible de mettre en évidence un effet sur la culture suivante, sans que des effets autres que l'azote se produisent, ce qui ne semble pas être le cas dans les résultats rapportés dans ces travaux.

Au final, les ordres de grandeur indiqués par Thorup-Kristensen et al. (2003) sur le supplément d'azote disponible pour la culture suivante sont de l'ordre de 20 à 40 kgN.ha⁻¹ pour des espèces non-légumineuses (graminées, crucifères) en climat scandinave ou tempéré, hors situation de fort excédent d'azote minéral du sol et de 50 à 100 kgN.ha⁻¹, en cas de culture intermédiaire de type légumineuse bien développée durant l'automne. Par ailleurs, Garwood et al. (1999) ou encore Thorup-Kristensen et Dresboll (2010) ont montré que la date

d'incorporation de la culture intermédiaire influence fortement l'effet pour la culture suivante ; cette date de destruction constitue donc un levier important à considérer. Ainsi, une date d'incorporation trop tardive au printemps peut induire un effet négatif pour la culture suivante (blé ou orge de printemps, ou betterave sucrière) en réduisant la disponibilité en azote, alors que l'effet peut être positif en cas de destruction plus précoce (Garwood et al., 1999). L'optimum de la date d'incorporation dépend de nombreux paramètres liés à la culture intermédiaire elle-même (quantité d'azote, ratio C/N notamment) mais aussi du niveau de drainage hivernal et du type de sol (Thorup-Kristensen et Dresboll, 2010).

4.2.2.5. Conclusion

L'effet de "fourniture d'azote" d'une culture intermédiaire à la culture suivante, à l'échelle annuelle, peut être quantifié en comparaison avec la situation témoin (au sol nu). Il résulte de la double interaction de la fonction piégeage de l'azote avec l'intensité de la lixiviation et avec les propriétés biochimiques des résidus de la culture intermédiaire qui déterminent l'intensité et la dynamique des flux de décomposition et de minéralisation-organisation. Ces deux interactions sont fortement conditionnées par le pédoclimat et les pratiques culturales, comme cela a été montré dans les sections précédentes. L'effet de substitution en azote d'une culture intermédiaire (ou effet "engrais vert"), c'est-à-dire la réduction en terme d'engrais azoté qu'elle permet, est donc spécifique au site-année. A la variabilité de la disponibilité de l'azote issu de la minéralisation des résidus de culture intermédiaire s'ajoute la variabilité des conditions de son utilisation par la culture suivante. Les facteurs prépondérants de la culture suivante sont l'espèce, le calendrier d'implantation, la fertilisation minérale, qui jouent sur la dynamique et la profondeur finale de l'enracinement et de des capacités d'absorption d'azote de cette culture.

L'indicateur le plus robuste de la quantité d'azote libérée est le rapport C/N, associé à la quantité d'azote contenue dans la culture intermédiaire (racines et parties aériennes). Mais ce rapport C/N est très variable selon le type de résidu, et dépend fortement de la teneur en azote total et la fraction minérale (qui augmente quand les CI ont été implantées en situation de forte disponibilité en azote dans le sol) ; la teneur en carbone étant peu variable (entre 38 et 44%). Pour des C/N élevés (>30), la décomposition des résidus peut s'accompagner d'une diminution de la disponibilité en azote minéral dans le sol dû à une organisation nette et donc il ne se produit pas de libération d'azote (effet "engrais vert") à court terme pour la culture suivante. A l'inverse, pour des C/N <12, environ la moitié de l'azote contenu dans les résidus est minéralisé et disponible pour la culture principale suivante. L'effet de substitution d'intrant en azote est au maximum de 50-60%, mais plus généralement de l'ordre de 10 à 40% car le C/N des cultures intermédiaires est souvent compris entre 12 et 20. L'espèce en culture intermédiaire détermine fortement l'effet sur la culture suivante : l'utilisation de légumineuses, pures ou en mélange, conduisent souvent à une augmentation du rendement de la culture suivante due à des teneurs en azote élevée grâce à la fixation symbiotique. Toutefois, cette augmentation ne se produit pas en cas de fertilisation élevée de la culture suivante. Enfin, les espèces de non-légumineuses n'induisent généralement pas d'effet positif sur la culture suivante.

Du fait des effets conjoints des quantités d'azote absorbées ou acquises par la culture intermédiaire, du ratio C/N des résidus, des conditions pédoclimatiques après incorporation et de la nature de la culture suivante, notamment sa dynamique d'installation et de croissance du système racinaire, la prédiction de l'effet "engrais vert" des cultures intermédiaires sur la culture suivante est difficile, et l'une des solutions pour l'améliorer est de réaliser des simulations au moyen d'un modèle sol-plante adapté, qui prenne en compte les différents processus en dynamique (Thorup-Kristensen et al., 2003). Cela nous a conduits à réaliser des simulations pour évaluer l'effet de différents itinéraires techniques des cultures intermédiaires sur la culture principale suivante, pour divers contextes pédoclimatiques français. Nous pouvons postuler que les effets vont varier en fonction des itinéraires techniques, de l'espèce de culture intermédiaire, des situations pédoclimatiques, en particulier de la variabilité climatique interannuelle. Ce travail (cf. Chapitre 10) devrait permettre de caractériser l'effet des différents facteurs et l'ordre de grandeur des effets des cultures intermédiaires sur la culture principale suivante.

4.3. Effets à long terme des cultures intermédiaires pièges à nitrate d'espèces non légumineuses

Les articles cités dans ce chapitre ne sont pas tous issus du corpus bibliographique extrait du WOS. La majorité des références a été identifiée à partir de la bibliographie mais aussi et surtout du travail de thèse de J. Constantin (2010), dont il reprend les principales conclusions, pour des cultures intermédiaires non légumineuses.

4.3.1. Impact des cultures intermédiaires pièges à nitrate successives sur la minéralisation d'azote

Après la destruction d'une culture intermédiaire, selon l'espèce, 26 à 40% de l'azote de ses résidus est rapidement minéralisée dans l'année suivant leur incorporation (Chapot et al., 1990 ; Thomsen et al., 2001). Sauf pertes, l'azote restant entre dans la matière organique du sol sous forme plus ou moins stable sera minéralisé après plusieurs mois ou années. Ainsi, des cultures intermédiaires implantées régulièrement en interculture dans les rotations de grande culture peuvent significativement augmenter le stockage d'azote organique dans le sol (Sainju et al., 2002 ; Blombäck et al., 2003 ; Thomsen and Christensen, 2004 ; Berntsen et al., 2006). Ces changements de stock de la matière organique du sol étant très lents (Kuo et Jellum, 2000), les effets des CIPAN ne sont donc évaluables qu'à l'échelle de la dizaine d'années au minimum bien que le rendement en matière organique des résidus de culture intermédiaire soit supérieur à celui de résidus pauvres en azote comme la paille (cf. Chapitre 5). Cette échelle de temps permet de détecter les impacts de cultures intermédiaires successives, notamment ceux liés à l'évolution de la matière organique du sol, et de prendre en compte l'émergence d'éventuels effets à long terme qui pourraient différer de ceux observés après une seule implantation de cultures intermédiaires.

En considérant les expérimentations sur l'impact des cultures intermédiaires d'une durée dépassant 5 ans, peu d'essais ont conduit à conclure à un surcroît de minéralisation, dû à la répétition des cultures intermédiaires. Il apparaît néanmoins qu'à long terme, les cultures intermédiaires successives entraînent une augmentation marquée de la minéralisation d'azote (Schröder et al., 1996 ; Torstensson and Aronsson, 2000) partiellement due à un accroissement de la part d'azote organique labile après 3 à 7 ans (Thorup-Kristensen et al., 2003). Ainsi, la minéralisation augmenterait annuellement par la minéralisation des résidus de la culture intermédiaire détruite dans l'année, mais aussi, progressivement, par le biais de l'augmentation de l'azote organique du sol, dû à l'enfouissement des cultures intermédiaires précédentes. L'existence de cet effet cumulatif sur la minéralisation de l'azote du sol a été mise en évidence expérimentalement par Constantin et al. (2011a) ; son intensité dépend à la fois de la nature des résidus de CIPAN et des caractéristiques du sol. En effet, les processus de biotransformation de l'azote dans le sol, et notamment la dynamique de minéralisation-immobilisation, sont fortement dépendants de la dynamique du carbone qui pilote l'activité de la faune et des microorganismes hétérotrophes. En conséquence, ces processus varient avec l'espèce de culture intermédiaire, son rapport C/N et la disponibilité en azote minéral du sol.

Lors de la destruction d'une CIPAN, une partie de l'azote issu des résidus est rapidement minéralisée au cours de leur décomposition dans le sol ou en surface du sol. Cette fraction est d'autant plus faible que le C/N des résidus est fort (Trinsoutrot et al., 2000a ; Nicolardot et al., 2001 ; Jensen et al., 2005), contribuant donc plus ou moins à la minéralisation annuelle d'azote (à court terme). La fraction d'azote restant issu des résidus de CIPAN entre dans le pool de biomasse microbienne, puis dans la matière organique stabilisée ("humus") ; cela a pour effet d'accroître à long terme le potentiel de minéralisation du sol. Par ailleurs, la décomposition rapide des résidus de CIPAN génère des besoins en azote importants pour les organismes décomposeurs, de sorte qu'elle est très souvent accompagnée d'une organisation de l'azote minéral du sol. Celle-ci permet d'assurer à la fois la croissance de la biomasse microbienne et la néoformation d'humus. Ces entrées d'azote (et de carbone) dans le pool des matières organiques humifiées du sol peuvent conduire à des effets cumulatifs importants lorsque les CIPAN sont implantées de façon répétée en interculture dans les systèmes de grande culture.

L'importance de l'effet cumulatif dépend de la quantité de carbone apportée par les CIPAN ainsi que de leur taux d'humification, défini par le rapport entre la quantité de carbone humifiée et la quantité de carbone apportée au terme de l'année. Plusieurs travaux ont montré que, contrairement à ce qui était couramment supposé, le taux d'humification des résidus de CIPAN n'est pas plus faible que celui des résidus matures de type paille de céréales, et qu'il peut même être plus élevé : ceci a été montré au laboratoire (Nicolardot et al., 2001 ; Justes et al., 2009) et au champ (Constantin et al., 2010), confirmant la majeure partie des résultats de la littérature (voir la discussion de ce point au Chapitre 5). Les résultats suggèrent que le taux d'humification varie modérément entre espèces et en fonction de la composition du végétal (souvent exprimée par le rapport C/N). La quantité de carbone séquestrée et l'effet cumulatif associé dépendront donc davantage de la quantité totale de carbone restituée. Enfin, les caractéristiques du sol (teneur en argile et en calcaire notamment) modulent la vitesse de minéralisation de l'humus. Cette vitesse est ralentie en sol argileux ou très calcaire, de sorte que la MO humifiée néoformée sera aussi plus stable et les effets cumulatifs moins importants dans ces types de sol.

La conséquence de l'effet cumulatif est d'augmenter au cours du temps le taux de minéralisation annuelle (apparent) des cultures intermédiaires, lorsque celles-ci sont répétées chaque année. Ainsi après 13 ans de CIPAN successives, le taux de minéralisation apparent atteint 72-77% à Boigneville avec la moutarde, alors que le taux annuel réel (d'une incorporation unique de CIPAN) est inférieur à 40% (Constantin et al., 2011). Les simulations indiquent que le taux de minéralisation apparent est proche de 100% au bout d'une vingtaine d'années (Constantin et al., 2012) et que le supplément de minéralisation attendu est alors approximativement égal à la quantité d'azote apportée chaque année par la CIPAN. Ces taux sont donc bien supérieurs à ceux observés pour une implantation ponctuelle de CIPAN. Par simulation avec le modèle STICS, avec une même rotation et des CIPAN implantées tous les ans, le stockage d'azote organique atteint un palier au bout de 30 à 40 ans (Figure 4-21). Parallèlement, la minéralisation annuelle augmente progressivement jusqu'à atteindre un plateau, qui, après 23-45 ans, peut dépasser 100% de l'azote apporté par la culture intermédiaire de l'année considérée (Constantin et al., 2011b). Ce taux apparent de minéralisation s'explique par le fait que la quantité d'azote minéralisé depuis le supplément d'azote organique dans le sol, dû aux CIPAN implantées successivement, à laquelle s'ajoute la quantité d'azote minéralisé depuis les résidus de la CIPAN de l'année considérée, dépasse la quantité d'azote contenu dans cette culture intermédiaire.

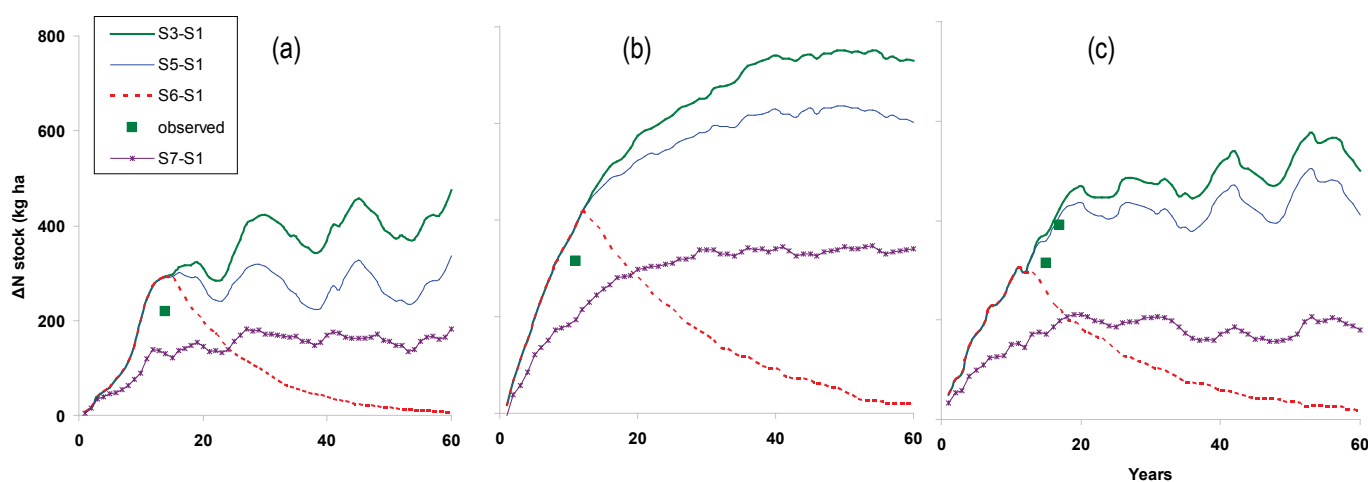


Figure 4-21. Simulation et observation de la masse d'azote séquestrée ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) grâce aux CI par scénario en différence avec le témoin (S1) : S3 = poursuite de l'expérimentation ; S5 = S3 avec réduction de fertilisation ; S6 = arrêt des CI en fin d'expérimentation ; S7 = S3 avec CI deux fois moins fréquentes. Valeurs observées en motif carré. Valeurs simulées en ligne continue ou discontinue.

Application aux sites de (a) Boigneville dans l'Essonne, (b) Kerlavic dans le Finistère et (c) Thibie dans la Marne. Les matériaux-sols sont respectivement du limon-argileux sur calcaire profond, du limon sableux sur granit et du limon calcaire sur craie à poche. Les espèces utilisées comme cultures intermédiaires sont de la moutarde blanche, du ray-grass d'Italie ou du radis à Boigneville, Kerlavic et Thibie respectivement. Dans le scénario (S1), elles sont implantées tous les ans à Boigneville et Thibie, et tous les deux ans à Kerlavic, selon le site considéré (Constantin et al., 2010 ; Beudoin et al., 2011).

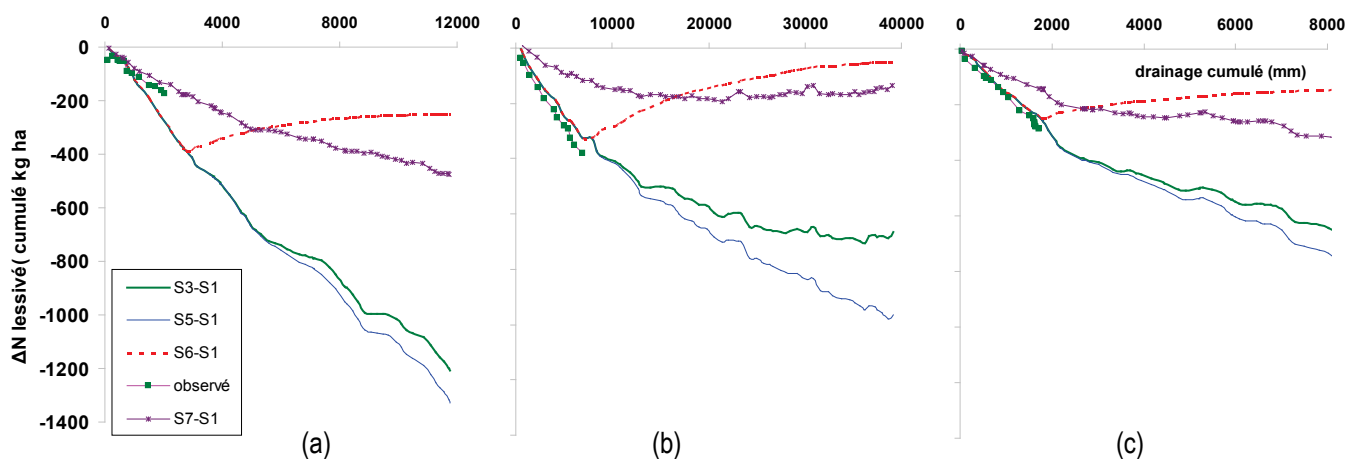


Figure 4-22. Simulation et observation de l'abatement du lessivage d'azote (kgN ha⁻¹) en fonction du cumul de drainage (mm) par scénario en différence avec le témoin.

Légende identique à celle de la Figure 4-21 (Constantin et al., 2010 ; Beaudoin et al., 2011).

4.3.2. Conséquences sur la lixiviation

Il apparaît que l'accroissement de la matière organique du sol lié aux cultures intermédiaires est principalement dû à la réduction de la lixiviation, l'azote ainsi "sauvé" par les cultures intermédiaires se retrouve majoritairement dans la matière organique du sol et est donc fortement recyclé (Constantin et al., 2010 ; Poudel et al., 2001). Ce surcroît de minéralisation est absorbé en grande partie par les cultures principales et intermédiaires de la rotation (cf. section 4.1.2.2). Cependant, la hausse de minéralisation associée à ce phénomène peut aussi diminuer l'efficacité des cultures intermédiaires pour réduire la lixiviation d'azote après plusieurs années, voire augmenter le risque de lixiviation, par rapport à une parcelle n'ayant jamais eu de culture intermédiaire, dès l'interruption de cette pratique de couverture du sol en interculture. En effet, l'augmentation de la minéralisation sur le long terme expliquerait qu'après plusieurs années de cultures intermédiaires successives, leur arrêt provoque un accroissement de la lixiviation, comparé au témoin sans culture intermédiaire. Ainsi, Hansen et al. (2000) ont montré qu'après 19 ans d'implantations annuelles de culture intermédiaire, la lixiviation sur les 4 années suivant leur abandon était plus forte, de 29%, que pour des parcelles n'en ayant jamais eu. De même, dans le cas de l'interruption des CIPAN après 5 années, 30% de l'azote non lixivié grâce aux cultures intermédiaires l'a été dans les 4 années suivant leur abandon (Thomsen et Christensen, 1999). D'après des résultats de simulations, cet effet peut perdurer pendant plusieurs dizaines d'années après 13 à 17 ans de CIPAN successives, avec une diminution progressive de cet effet négatif au cours du temps ; cependant, malgré ces pertes plus élevées après abandon des CIPAN, la quantité d'azote lixivié reste moins importante sur 60 ans quand des cultures intermédiaires ont été implantées les 13-17 premières années (Constantin et al., 2011b, Figure 4-22).

Dans le cas d'une l'implantation systématique de CIPAN, et sans ajustement de la fertilisation azotée, les cultures intermédiaires ont conservé une forte efficacité pour réduire les fuites de nitrate pendant 13 à 17 ans, malgré une minéralisation accrue avec des réductions de 36 à 62% en moyenne selon les sites, par rapport au témoin en sol nu, permettant d'atteindre des concentrations nitriques des eaux de drainage inférieures au seuil de potabilité de 50 mgNO₃.l⁻¹ (Constantin et al., 2011a-b). Cependant, une prolongation de l'étude par simulation sur 60 ans a révélé que le non-ajustement de la fertilisation des cultures principales pouvait, à long terme, entraîner une réduction non significative de l'efficacité des cultures intermédiaires à limiter la lixiviation du nitrate (Figure 4-21 ; scénario S5-S1). Ce résultat confirme la nécessité d'ajuster la fertilisation, comme avancé par Berntsen et al. (2006), bien qu'il existe des divergences sur l'échelle de temps à partir de laquelle cet ajustement serait nécessaire pour maintenir l'efficacité des cultures intermédiaires vis-à-vis de la lixiviation, de 10 à 17 ans selon les cas. L'adaptation de la fertilisation azotée pourrait se traduire par une réduction de 15 à 27 kg.ha⁻¹.an⁻¹ des apports tout en maintenant la production au niveau du témoin avec interculture en sol nu (scénario S3-S1). Ce résultat est cohérent avec ceux de Hansen et al. (2000) et de Berntsen et al. (2006). Dans le cas d'une fréquence plus faible d'implantation de culture intermédiaire dans la rotation, celle-ci reste efficace pour réduire les fuites de nitrate comparée à une implantation systématique annuelle. Même avec cette moindre fréquence

d'implantation, la réduction de fertilisation semble nécessaire au bout de plusieurs années pour maintenir l'efficacité de piégeage de nitrate, en contradiction avec l'hypothèse de MacDonald et al. (2005) qui suggérait que l'ajustement de la fertilisation azotée n'était pas nécessaire dans le cas de cultures intermédiaires peu développées, implantées tous les 3 à 4 ans (scénario S7-S1). Ainsi, la fertilisation azotée, qui doit être ajustée à l'échelle annuelle afin de prendre en compte des phénomènes de compétition préemptive pour l'azote minéral du sol, doit également être ajustée à long terme afin de prendre en compte l'augmentation de la minéralisation de la matière organique du sol.

4.3.3. Conséquences sur la culture suivante

Il existe trop peu de résultats publiés sur des effets à long terme sur la production et la fertilisation pour en tirer des conclusions générales. Cependant, les études réalisées montrent que malgré des effets parfois négatifs sur le rendement et l'absorption d'azote de la culture suivante les premières années, liés à des phénomènes de compétition préemptive pour l'azote minéral du sol (Thorup-Kristensen et Nielsen 1998), les cultures intermédiaires ont eu tendance à long terme à accroître l'absorption d'azote, l'efficacité d'utilisation de l'azote et le rendement, même si cet effet d'accroissement n'est pas systématiquement observé.

Ainsi, l'évolution de la minéralisation, partiellement due à l'augmentation de la matière organique du sol, peut permettre un accroissement du prélèvement d'azote par la culture suivante après une ou deux décennies (Hansen et al., 2000 ; Constantin et al., 2011a), ce qui pourrait expliquer une légère augmentation des rendements par rapport à ceux d'une culture identique précédée d'un sol nu au lieu d'une culture intermédiaire, jusqu'à 15% dans certains cas (Hansen & Djurhuus, 1997b). Ainsi, l'implantation quasi-systématique de culture intermédiaire pourrait permettre de limiter la fertilisation azotée pour l'obtention d'un rendement similaire à celui d'un témoin fertilisé sans culture intermédiaire (Hansen et al., 2000). Cet effet est peu ou pas visible sur des cultures de légumineuses (pois) ce qui nous suggère un effet azote des cultures intermédiaires, lié à l'évolution de la minéralisation, comme suggéré par Schröder et al. (1996). Ces auteurs ont trouvé que l'effet du ray-grass sur l'absorption d'azote par le maïs suivant augmentait au cours des 6 années d'expérimentation, et ont attribué ce phénomène aux effets cumulatifs des cultures intermédiaires successives sur la minéralisation d'azote. Le supplément d'absorption d'azote serait donc principalement dû à la minéralisation accrue de l'azote du sol due aux cultures intermédiaires successives, qui dépasse la compensation d'éventuels effets de compétition préemptive sur l'azote minéral du sol observés à la destruction des cultures intermédiaires.

Thomsen et Christensen (2004) ont mis en évidence cet effet sur une expérimentation de 10 ans (1989-1998) avec du ray-grass implanté annuellement. En mesurant les quantités d'azote absorbé par le blé, 2 et 3 ans après l'arrêt des cultures intermédiaires, ces auteurs ont trouvé une augmentation du prélèvement d'azote de 8 et 5 kgN.ha⁻¹ respectivement, comparé à une parcelle n'ayant jamais eu de culture intermédiaire. Thomsen et Christensen (1999) et Hansen et al. (2000) ont rapporté des effets positifs similaires sur l'orge de printemps après l'arrêt du ray-grass en interculture, toujours visible 4 ans après l'interruption de l'implantation de culture intermédiaire.

Ainsi, les effets cumulatifs apparaissant sur l'absorption d'azote et le rendement de la culture suivante résultent probablement de ceux sur la minéralisation nette de l'azote, bien que d'autres effets d'amélioration de la structure du sol ou de son fonctionnement biologique puissent également intervenir (Breland, 1995 ; Mendes et al., 1999).

Conclusion

La répétition de l'incorporation de résidus de culture intermédiaire peut entraîner des effets cumulatifs sur le stockage de matières organiques dans le sol et sur leur potentiel de minéralisation. Ce dernier s'accroît au prorata des entrées cumulées d'azote sous forme de culture intermédiaire pour atteindre un palier au bout de 20 à 40 ans, qui dépend de la nature et du rapport C/N des résidus de culture intermédiaire. Ce surcroît de minéralisation permet généralement d'augmenter l'absorption des cultures principales. Malgré la minéralisation accrue provoquée par l'enfouissement successif de cultures intermédiaires, celles-ci restent efficaces pour réduire la lixiviation d'azote nitrique à long terme. Il est cependant nécessaire, au bout de plusieurs années (plus de 10 ans), d'ajuster la fertilisation azotée afin de prendre en compte cette minéralisation supplémentaire et d'ainsi maintenir un fort niveau d'efficacité des cultures intermédiaires.

4.4. Conclusion générale

Un bilan concernant les "ressources" bibliographiques disponibles et valorisées

La ressource documentaire internationale concernant l'effet "piégeage de nitrate" et l'effet "engrais vert" des cultures intermédiaires est importante. Elle intègre une forte diversité de problématiques mais est généralement centrée sur une application locale, manquant souvent de généralité dans l'analyse des processus ou pour l'extrapolation des résultats obtenus sur un site spécifique. Cette diversité a néanmoins été partiellement explorée dans 4 revues bibliographiques et 3 méta-analyses. Les méta-analyses réunissaient peu de données du continent européen. Celles concernant les flux d'eau et de nitrate étaient trop partielles et/ou trop dépendantes de données régionales ; cela a conduit à réaliser de nouvelles méta-analyses dans le cadre de cette étude. L'enjeu était d'obtenir des informations les plus générales possibles sur la nature des effets et les sens de variation, sans recourir à l'utilisation de méthodes statistiques *ad hoc*. Celles concernant l'effet de fourniture d'azote pour la culture suivante mobilisaient, d'une façon très cohérente, des données d'Amérique du Nord. La confrontation de leurs conclusions à celles des études européennes a permis de juger de leur pertinence, à défaut de pouvoir transposer directement les données chiffrées aux conditions françaises.

Aucune méta-analyse publiée ne répondait directement aux questions posées concernant : 1) l'efficacité des mélanges d'espèces, 2) les limites des cultures intermédiaires en sol argileux, 3) l'efficacité de légumineuses, 4) l'efficacité des cultures intermédiaires avec les apports d'effluents, 5) les impacts sur le bilan hydrique, 6) l'efficacité des repousses, 7) l'effet de la gestion résidus de récolte, 8) les cultures sous couverts de maïs grain. Pour y répondre, les résultats d'une centaine de références du corpus ont été mobilisés, auxquelles se sont ajoutées une trentaine d'autres, utiles dans l'introduction et les questions sur l'interculture. La consultation des articles jugés les plus pertinents (entre 4 et 8) sur chaque question a permis de conclure de façon qualitative sur les sens de variation des effets mais pas de façon quantitative, mise à part la quantification de l'impact de la gestion des pailles sur le cycle de l'azote. En conséquence, cette analyse bibliographique a montré le besoin d'engager des simulations pour avoir une réponse quantitative dans la mesure où le domaine de définition du modèle utilisé le permet. Il serait aussi utile d'effectuer une revue bibliographique ciblée sur chacune des questions de la maîtrise de l'efficacité des mélanges d'espèces ou des cultures intermédiaires semées sous couvert de maïs, dont les références consultées sont insuffisantes en nombre pour pouvoir généraliser, et des limites possibles de la pratique des cultures intermédiaires en sol argileux, dont les références consultées montrent une certaine variabilité sans avoir suffisamment d'information sur les conditions locales d'expérimentation.

Un bilan des connaissances acquises sur le sujet

La quantité d'azote piégée dans la biomasse d'une culture intermédiaire peut atteindre 100 kgN.ha⁻¹ avec des graminées, 200 kgN.ha⁻¹ pour les crucifères ou avec des légumineuses, en partie grâce à la fixation symbiotique pour ces dernières. Elle dépend de la date, des conditions d'implantation et de la durée de croissance ainsi que de la quantité d'azote minéral disponible dans le sol et de l'espèce de la culture intermédiaire. La quantité d'azote absorbée et la variation du stock d'azote minéral entre les traitements de culture intermédiaire et sol nu en automne sont des indicateurs de la réduction potentielle de la lixiviation, sauf en cas de légumineuses. La réduction effective de la lixiviation dépend de la concurrence dynamique (en anglais : "*timely competition*") entre les processus de transfert d'azote nitrique en profondeur et son absorption par la culture intermédiaire, puis de la vitesse de minéralisation des résidus après leur incorporation dans le sol.

Les caractéristiques du pédoclimat influent fortement sur la vitesse de transfert de l'azote nitrique, mais aussi sur la profondeur d'enracinement de la culture intermédiaire ou la minéralisation des résidus. Le risque de lixiviation est d'autant plus grand que les sols sont peu profonds et de texture grossière, et que le climat est pluvieux. La phase d'absorption de la culture intermédiaire doit y être adaptée à celle de la dynamique du drainage. Il est donc impératif que la culture intermédiaire piège de l'azote minéral du sol avant que le drainage ne devienne intense. Cela pose la question de la gestion de l'interculture après récolte d'automne ; la gestion des résidus n'est pas suffisante pour limiter la lixiviation. La pratique de semis de culture intermédiaire sous couvert d'une culture récoltée à l'automne devrait faire l'objet d'une recherche spécifique tant sur les contraintes (compétition avec la culture principale, gestion des adventices, gestion de la fertilisation) que sur l'enjeu en terme de maîtrise des pertes d'azote nitrique hivernales. Dans les cas de sols argileux lourds, les contraintes d'implantation, souvent associées à une moindre efficacité de l'abattement en valeur absolue (et non en relatif), demandent une

adaptation spécifique de la conduite des cultures intermédiaires, mais la revue bibliographique n'a pas permis de traiter complètement cette question. Des simulations avec différentes dates de semis et de destruction précoces seront utiles pour mieux analyser cette problématique spécifique.

L'efficacité des cultures intermédiaires pour la réduction de la teneur en nitrate de l'eau de percolation (ou de drainage) est significative dans 90% des cas, mais avec une très forte variabilité. Elle est avérée à l'échelle interannuelle dans presque toutes les situations, en comparaison au témoin en sol nu. Cette réduction est due, de façon très prédominante, à l'effet du piégeage par la culture intermédiaire de l'azote minéral du profil de sol, et non à une réduction du volume de drainage. Si l'efficacité des cultures intermédiaires dépend du niveau de drainage, leur impact sur le drainage ou sur le stock d'eau en sortie d'hiver est faible, avec une réduction du drainage est de l'ordre de 30 à 50 mm, soit à 6 à 10% du volume annuel dans les expérimentations rapportées dans la bibliographie. En climat tempéré, cette réduction n'induit pas de fortes modifications de la réserve en eau du sol au semis du suivant, sauf si la destruction intervient très tardivement et à une date très proche du semis de la culture principale suivante, mais elle peut avoir un impact sur la ressource en eau à l'échelle plus globale du bassin versant. Ce dernier point n'est pas traité spécifiquement dans la bibliographie.

Le facteur "espèce" est déterminant dans la gestion de la concurrence dynamique et dans la restitution d'azote à la culture suivante. La réduction des quantités lixiviées d'azote et de la concentration en nitrate des eaux de drainage est en moyenne deux fois plus élevée pour les cultures intermédiaires non-légumineuses que pour des cultures intermédiaires de légumineuses, l'efficacité de ces dernières restant en général significative bien que nettement inférieure à celle des cultures intermédiaires non-légumineuses. Compte tenu de leur capacité à fixer l'azote atmosphérique et à en restituer une plus grande partie à la culture suivante du fait de leur teneur plus élevée en azote, les mélanges de cultures intermédiaires légumineuses et non-légumineuses apparaissent combiner les avantages des unes et des autres en termes de production de biomasse et de réduction du stock d'azote minéral avant drainage. Cependant, les références, moins nombreuses sur la réduction de la lixiviation, montrent qu'elle n'est pas toujours aussi importante qu'avec des cultures intermédiaires non-légumineuses. Cette revue bibliographique, qu'il conviendrait certainement de compléter en particulier sur ce dernier point, permet de faire une première synthèse des ordres de grandeur de ces effets selon les types d'espèces utilisées comme culture intermédiaire (Tableau 4-15).

Effets	Facteurs	Non légumineuse Graminées	Non légumineuse Crucifères	Légumineuse	Mélanges Légum. & non-légum
Exigences		Semis assez précoce Non ou peu gélives	Semis précoce gélive = f(espèce)	Semis très précoce Gélives	Adapter le mélange
Abattement de lixiviation (taux / témoin)		0,3 à 0,8	0,3 à 0,9	0,0 à 0,4	0,2 à 0,6 (à confirmer*)
Effet azote à court terme (N libéré en % N absorbé)		-0,2 à +0,1	-0,1 à +0,3	+0,1 à +0,5	+0,1 à +0,4 (à confirmer*)
Atouts		Efficacité à haut niveau d'intrant en azote ou dans climat océanique	Large efficacité & Efficacité à haut niveau d'intrant en azote ou climat continental	Efficacité à bas niveaux d'intrant en azote	Efficacité intermédiaire & plasticité / à disponibilité en N Moindre compétition en semis sous couvert
Systèmes déconseillés ou à proscrire		Sol argileux (/ destruction tardive).	Sol argileux si non gélive (/ destruction tardive).	Systèmes intensifs en azote & apports d'effluents	Systèmes intensifs en azote
Suggestions d'étude ou de recherche		Efficacité de mélanges de non-légumineuses pour résister à la sécheresse et/ou maximiser le piégeage Optimisation du semis d'une culture intermédiaire sous couvert de maïs grain		Capacités au piégeage et tolérance de la fixation à l'azote minéral par espèce	Composition spécifique et maîtrise du mélange en fonction du milieu

*à confirmer par une étude bibliographique ciblée et des simulations incluant une association d'espèces.

Tableau 4-15. Récapitulatif des effets, atouts et limites des différents types de culture intermédiaire en fonction du contexte par catégories (moyenne et amplitude).

En plus de la quantité d'azote acquise immobilisée par la culture intermédiaire, l'indicateur le plus robuste de la quantité d'azote minéralisé et disponible pour la culture suivante est le rapport C/N. Ce rapport varie avec les espèces et les conditions de croissance des cultures intermédiaires, il augmente quand les cultures intermédiaires ont été implantées en situation de forte disponibilité en azote dans le sol ou pour les légumineuses. Le rapport C/N ainsi que l'espèce de la culture intermédiaire jouent sur l'occurrence d'effets cumulatifs à long terme (> 20 ans) sur la minéralisation de l'azote issu du stock d'azote organique du sol. Cet effet cumulatif doit conduire à une adaptation de la fertilisation azotée, une fois les cultures intermédiaires intégrées dans la rotation et donc utilisées de façon systématique en interculture chaque fois que la durée le permet. La libération d'azote issue des résidus de CIPAN est au maximum de 60% de l'azote contenu dans la plante pour des C/N de l'ordre de 10, mais est généralement inférieur à 50%, allant jusqu'à des effets d'organisation nette pour des résidus à forts C/N (>30). L'utilisation de légumineuses, pures ou en mélange, conduit souvent à une augmentation du rendement de la culture suivante par effet de substitution d'intrant azoté, sauf en cas de fertilisation élevée de cette culture (effet d'accroissement moins que proportionnel et de situations qui deviennent non limitantes en azote), alors que les espèces non légumineuses ne conduisent pas, en moyenne, à une augmentation du rendement. La fertilisation raisonnée doit aussi bien intégrer les éventuels effets dépressifs sur le stock d'azote minéral causés par la culture intermédiaire que les éventuels effets positifs de restitution d'azote par la minéralisation des résidus de culture intermédiaire.

Les principaux modes de gestion de l'interculture en automne (par exemple, gestion des résidus et semis de culture intermédiaire) apparaissent potentiellement complémentaires pour réduire la lixiviation car ils ne s'appliquent pas à la même période d'action ni aux mêmes processus du cycle de l'azote. En particulier, le mode de gestion des résidus (incorporation *versus* mulch) a un effet sur la dynamique de l'azote minéral et de l'eau dans la profondeur d'incorporation des résidus (quelques centimètres avec un déchaumage), alors que la culture intermédiaire va absorber de l'azote minéral en profondeur dans le profil du sol (plusieurs dizaines de centimètres). La gestion des résidus et l'implantation des cultures intermédiaires peuvent être coordonnées pour conjuguer ces effets. Plus globalement, cette gestion de l'eau et de l'azote est à concilier avec les autres finalités de l'interculture, c'est-à-dire la gestion des résidus de récolte, la maîtrise des adventices et des ravageurs, la protection du sol et l'implantation de la culture suivante. Cela indique la nécessité de mener des travaux pour optimiser la gestion de l'interculture en fonction des objectifs prioritaires visés.

L'impact d'une généralisation des cultures intermédiaires à l'échelle d'un territoire dépend de la structure de son assolement, en particulier de la représentation des intercultures longues à l'échelle de la rotation, sans sous-estimer l'efficacité dans certaines successions culturales avec une interculture plus courte. Cependant, les cultures intermédiaires peuvent être également un levier d'une re-conception des systèmes de culture dans une démarche stratégique de prévention de la lixiviation, qui peut aboutir à changer l'assolement lui-même en fonction de l'objectif recherché ; cette problématique n'est toutefois pas traitée dans la présente étude.

Les conséquences et les enseignements pour les simulations

L'ensemble des composantes associées à l'introduction d'une culture intermédiaire en font un "système de culture intermédiaire" (Meisinger et al., 1991). Plusieurs facteurs influent sur la concurrence dynamique entre les processus de transfert d'azote en profondeur et son absorption par la culture intermédiaire, puis la minéralisation des résidus. Concernant la culture, c'est en priorité la date de levée de la culture intermédiaire, sa capacité d'enracinement (vitesse, densité et profondeur), puis la date de destruction de la culture intermédiaire qui doivent être analysées. Concernant le pédoclimat, ce sont les facteurs suivants qui doivent être évalués : la profondeur de sol, la quantité et la distribution de l'azote minéral dans le profil du sol et l'intensité des précipitations. La complexité de ce système dynamique ("*timely competition*") explique la grande variabilité des résultats obtenus en termes de quantités lixiviées et de taux d'abattement de la concentration en nitrate de l'eau de drainage par la culture intermédiaire. En conséquence, il est difficile de prévoir précisément l'effet des cultures intermédiaires, en termes de concurrence dynamique ou d'effet pour la culture suivante, du fait des effets conjoints des quantités d'azote absorbées ou acquises par la culture intermédiaire, du ratio C/N des résidus, des conditions pédoclimatiques après incorporation et de la nature de la culture suivante, notamment sa dynamique d'installation et de croissance du système racinaire. Une des solutions pour mieux prévoir les conséquences des cultures intermédiaires pour la culture suivante est donc de réaliser des simulations au moyen d'un modèle sol-plante adapté, qui prenne en compte les différents processus en dynamique (Thorup-Kristensen et al., 2003).

La quantification des impacts des cultures intermédiaires, tant sur la qualité de l'eau que sur la culture suivante, mais surtout sa mise en relation avec les principaux déterminants pédoclimatiques et techniques, peuvent éclairer la prise de décision sur l'itinéraire technique "optimal" des cultures intermédiaires en fonction du contexte dans lequel elles seront utilisées. Cependant, compte tenu de la variabilité climatique, l'efficacité des cultures intermédiaires, tant pour la réduction de la lixiviation que pour la restitution d'azote, n'est prédictible qu'en termes probabilistes. La modélisation est un outil pertinent pour prendre en compte les interactions entre de nombreux facteurs qui conduisent à ce que la lixiviation soit "*site specific*". Elle donne aussi la possibilité de conduire une étude fréquentielle sur le climat.

Il est cependant difficile de la généraliser à tous les contextes en renseignant correctement ses entrées. Le modèle peut être mieux utilisé dans ce cas pour une étude de sensibilité, c'est-à-dire pour quantifier la réponse d'une variable d'intérêt à la variation d'un ou plusieurs paramètres d'entrée. Une connaissance du contexte local pourra aider ensuite à en valoriser les sorties à bon escient, mais cela requiert un travail spécifique. Les travaux de modélisation ne peuvent pas non plus prendre en compte toutes les propriétés des sols, en particulier le transfert par cheminement préférentiel dans certains sols (argileux par exemple), ni tous les couverts, en particulier les associations d'espèces. Un travail préalable sur des données expérimentales et la prise en compte du domaine de validité du modèle vis-à-vis des processus simulés est nécessaire pour connaître le niveau de performance du modèle et sa robustesse pour une large gamme de conditions pédoclimatiques.

Références bibliographiques citées

- Abrahamson D.A., Radcliffe D.E., Steiner J.L., Cabrera M.L., Hanson J.D., Rojas K.W., Schomberg H.H., Fisher D.S., Schwartz L., Hoogenboom G. (2005). Calibration of the root zone water quality model for simulating tile drainage and leached nitrate in the Georgia Piedmont. *Agronomy Journal* 97:1584-1602.
- Acutis M., Ducco G., Grignani C. (2000). Stochastic use of the LEACHN model to forecast nitrate leaching in different maize cropping systems". *European Journal of Agronomy* 13(2-3): 191-206.
- Addiscott T.M., Whitmore A.P. (1991). Simulation of solute leaching in soils of differing permeabilities, *Soil Use and Management.*, vol.7, Number2, June 1991.
- Addiscott T.M., Whitmore A.P., Powelson D.S. (1991). *Farming, Fertilizers and the Nitrate problem*. CAB International, 170 p.
- Addiscott T.M., Wagenet R.J. (1985). Concept of solute leaching in soils : a review of modelling approaches : *Journal of Soil Science*, 36, 411-424.
- Allison M.F., Armstrong M.J., Jaggard K.W., Todd A.D. (1998). Integration of nitrate cover crops into sugarbeet (*Beta vulgaris*) rotations. I. Management and effectiveness of nitrate cover crops. *Journal of Agricultural Science* 130:53-60.
- Andren O., Paustian K. (1990). Barley straw decomposition in the field. a comparison of models, *Ecology*, Vol 68, N°5 1190-1200.
- Arlot M.P. (1999). Nitrates dans les eaux, Drainage acteur, drainage témoin ?, Thèse de l'Université Paris VI, Géologie appliquée, spécialité "Hydrologie, hydrogéologie, géostatistiques et géochimie des eaux", 374 pp.
- Aronsson H. (2000). Nitrogen turnover and leaching in cropping systems with ryegrass catch crops, *Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala*. pp. 32.
- Aronsson H., Torstensson G. (1998). Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops". *Soil Use and Management* 14(1): 6-13.
- Aronsson H., Stenberg M., Ulen B. (2011). Leaching of N, P and glyphosate from two soils after herbicide treatment and incorporation of a ryegrass catch crop". *Soil Use and Management* 27(1): 54-68.
- ARVALIS (2011). Cultures intermédiaires - impacts et conduite. Arvalis-Institut du Végétal, Août 2011. 236 p.
- Askegaard M., (2008). Residual effect and leaching of N and K in cropping systems with clover and ryegrass catch crops on a coarse sand. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123(1/3): 99-108.
- Askegaard M., Eriksen J. (2007). Growth of legume and nonlegume catch crops and residual-N effects in spring barley on coarse sand. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 170(6): 773-780.
- Askegaard M., Olesen J.E., Kristensen K. (2005). Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management* 21(2): 181-188.
- Badaruddin M., Meyer D.W. (1989). Water use by legumes and its effect on soil water status. *Crop Science* 29:1212-1216.
- Baggs E.M., Watson C.A., et al. (2000). The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure residues". *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56(2): 153-163.
- Baker J.M., Griffis T.J. (2009). Evaluating the potential use of winter cover crops in corn-soybean systems for sustainable co-production of food and fuel. *Agricultural and Forest Meteorology* 149:2120-2132. DOI: 10.1016/j.agrformet.2009.05.017.
- BallCoelho B.R., Roy R.C. (1997). Overseeding rye into corn reduces NO₃ leaching and increases yields". *Canadian Journal of Soil Science* 77(3): 443-451.
- BallCoelho B.R., Roy R.C., et al. (2005). Long-term effects of late-summer overseeding of winter rye on corn grain yield and nitrogen balance. *Canadian Journal of Soil Science* 85: 543-554.
- Ballif J.L. (1996). Les lysimètres en sol de craie de Châlons-sur-Marne. In: Trente ans de lysimétrie en France 1960-1990, JC Muller (ed.) COMIFER-INRA Editions, pp. 115-149.
- Beaudoin N. (2006). Caractérisation expérimentale et modélisation des effets des pratiques culturales sur la pollution nitrrique d'un aquifère en zone de grande culture. Ph.D. thesis, INA-PG, Paris. 177 pp + annexes.
- 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., Denys D., Muller J.C., Monbrun M.D., Ledain C. (1992). Influence d'une culture de luzerne sur le lessivage du nitrate dans les sols de Champagne crayeuse, *Fourrages* 129, 45-58.
- Beaudoin N., Mary B., Durand P., Machet J.M., Nicolardot B. (2005). Nitrate concentration in soils and subsoils as affected by farming practices in intensive agricultural areas., keynote paper, 14th Nitrogen Workshop, Maastricht, October, keynote paper, 3 p.
- Beaudoin N., Saad J.K., Van Laethem C., Machet J.M., Maucorps J., Mary B. (2005). Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture Ecosystems & Environment* 111:292-310. DOI: 10.1016/j.agee.2005.06.006.
- Beaudoin N., Constantin J., Barataud F., Burel E., Foissy D., Aubrion G., Mary B. (2011). Impacts à long terme de changements de pratiques culturales sur le lessivage du nitrate. Colloque du PIREN Seine- Paris. 6-8 fév. 2011. 20 p.
- 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.

- Beckie H.J., Brandt S.A., Schoenau J.J., Campbell C.A., Henry J.L., Janzen H.H. (1997). Nitrogen contribution of field pea in annual cropping systems. 2. Total nitrogen benefit. *Can. J. Plant Sci.* 77: 323-331.
- Bergkvist G., Stenberg M., Wetterlind J., Bath B., Elfstrand S. (2011). Clover cover crops under-sown in winter wheat increase yield of subsequent spring barley-Effect of N dose and companion grass. *Field Crops Research* 120(2): 292-298.
- Bernsten J., Petersen B.M., Jacobsen B.H., Olesen J.E., Hutchings J. (2003). Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agr. Syst.* 76: 817-839.
- Bergstrom L., Kirchmann H. (2004). Leaching and crop uptake of nitrogen from nitrogen-15-labeled green manures and ammonium nitrate". *Journal of Environmental Quality* 33(5): 1786-1792.
- Berntsen J., Olesen J. E., Petersen B.M., Hansen E.M. (2006). Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *European Journal of Agronomy* 25(4): 383-390.
- Billen G., Thieu V., Garnier J., Silvestre M. (2009). Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Sheldt rivers. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133: 234-246.
- Blombäck K., Eckersten H., et al. (2003). Simulations of soil carbon and nitrogen dynamics during seven years in a catch crop experiment. *Agricultural Systems* (76): 95-114.
- Borin M., Giupponi C., Morari F. (1997). Effects of four cultivation systems for maize on nitrogen leaching 1. Field experiment. *European Journal of Agronomy* 6:101-112.
- Brandi-Dohrn F.M., Dick R.P., et al. (1997). Nitrate leaching under a cereal Rye Cover Crop". *Journal of Environmental Quality* 26 181-188.
- Breland T.A. (1995). Green manuring with clover and ryegrass catch crops undersown in spring wheat: Effects on soil structure. *Soil Use Manag.* 11, 163-167.
- Breland T.A. (1996). Green manuring with clover and ryegrass catch crops undersown in small grains: effects on soil mineral nitrogen in field and laboratory experiments. *Acta Agric. Scand. Sect. B* 46, 178-185.
- Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N. Eds. (2008.). Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. *INRA Science Update*, 297 p.
- Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.-H., Ruget F., Gate P., Devienne F., Antonioletti R., Dürr C., Nicoulaud B., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J.M., Meynard J.M., Delécolle R. (1998). STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I- Theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311-346.
- Bruckler L., de Cockborne A.M., Renault P., Claudot B. (1997). Spatial and temporal variability of nitrate in irrigated salad crops. *Irrig. Sci.* 17: 53-61.
- Bruun S., Luxhoi J., Magid J., de Neegaard A., Jensen L.S. (2006). A nitrogen mineralization model based on relationships for gross mineralization and immobilization. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2712-2721.
- Burel E., Billen G., Barataud F., Foissy D., Fiorelli J.L., Beaudoin N. (2011.). Evaluer la capacité de l'agriculture biologique à préserver ou à restaurer la qualité de l'eau en termes de lixiviation nitriques. Programme PIREN-Seine : Evaluation de la lixiviation nitrique en agriculture biologique. Rapport d'étude, 39 p.
- Burns I.G. (1976). Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science* 86: 305-313.
- Campbell C.A., Selles F., Zentner R.P., Jong R.d., Lemke R., Hamel C. (2006). Nitrate leaching in the semiarid prairie: effect of cropping frequency, crop type, and fertilizer after 37 years. *Canadian Journal of Soil Science* 86(4): 701-710.
- Catt J.A., Howse K.R., et al. (1998). Strategies to reduce nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-1993: the effect of winter cover crops and unfertilized grass leys. *Plant and Soil* 203: 57-69.
- Chapot J.Y. (1990). Labeled nitrogen recovery from an intermediate cover crop study on lysimeters during 7 years. *C R Acad Agric Fr* 81: 145-162.
- Chapot J.Y. (1992). Contribution à l'étude des effets eau et azote de cultures piège à nitrate, entre blé et maïs. Séminaire "Altération et restauration de la qualité des eaux continentales", Port Leucate, Germon J.C, Legrad P., Moletta R. Eds.
- Chapot J.Y. (1995). Fate of nitrogen from an intermediate cover crop of mustard by labelled nitrogen-15. Study on lysimeters during seven years. *Comptes Rendus de l'Academie d'Agriculture de France* 81(4): 145-162.
- Chaussod R., Nicolardot N., Catroux G., Chrétien J. (1986.). Relations entre les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques de quelques sols cultivés. *Science du Sol* 2, 213-226.
- Clement A., Ladha J.K., Chalifour F.P. (1998). Nitrogen dynamics of various manure species and the relationship to lowland rice production. *Agron. J.* 90, 149-154.
- Coelho B.R.B., Roy R.C., et al. (2005). Long-term effects of late-summer overseeding of winter rye on corn grain yield and nitrogen balance. *Canadian Journal of Plant Science* 85(3): 543-554.
- Cohan J.P. et al. (2011). Diagnostic du risque de lixiviation du nitrate et leviers d'action. In *Cultures intermédiaires - impacts et conduite*. Arvalis-Institut du Végétal. 236 p
- Cohan J.P. et al. (2011). Ecophysiologie des couverts intermédiaires. In *Cultures intermédiaires - impacts et conduite*. Arvalis-Institut du Végétal. 236 p, 27-43
- Cohan J.P., Laurent F., et al. (2011). Diagnostic du risque de lixiviation du nitrate et leviers d'action.". 128-126.
- Cohan J.P., Labreuche J., et al. (2011). Ecophysiologie des couverts intermédiaires.". 27-43.
- Conijn J.G. (2005). Simulated short and long term effects of grassland reseeding on N leaching. 14th N workshop Abstracts. 24-26 october 2005, Maastricht.

- Conrad Y., Fohrer N. (2009). Modelling of nitrogen leaching under a complex winter wheat and red clover crop rotation in a drained agricultural field. *Physics and Chemistry of the Earth* 34:530-540.
- Constantin J. (2010). Quantification et modélisation du bilan d'azote à long terme: impact des cultures intermédiaires, du semis direct et de la fertilisation réduite. Ph.D. thesis, AgroParisTec, Paris
- Constantin J., Beaudoin N., Laurent F., Cohan J.P., Duyme F., Mary B. (2011a). Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil*. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0630-9>.
- Constantin J., Beaudoin N., Launay M., Duval J., Mary B. (2011b). Long-term nitrogen dynamic in various catch crop scenarios: test and simulations with STICS model in temperate country. *Agricult. Ecosys. Envir.*, 10.1016/j.agee.2011.06.006.
- 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>
- Coppens P., Garnier P., De Gryze S., Merckx R., Recous S., (2006). Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labelled crop residues in soil columns; *European Journal of Soil Science*, 57, 894–905
- Corak S.J., Frye W.W., Smith M.S. (1991). Legume mulch and nitrogen-fertilizer effects on soil-water and corn production. *Soil Science Society of America Journal* 55:1395-1400.
- CORPEN (2006). Des indicateurs azote pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire. Projet de brochure. Sous-groupe "indicateurs".
- Corwin D.L., Wagenet R.J. (1996). Applications of GIS to the modelling of non point source pollutants in the vadose zone: a conference overview. *J. Environ. Qual.* 25: 403-411
- 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.
- Dabney S.M. (1998). Cover crop impacts on watershed hydrology. *Journal of Soil and Water Conservation* 53:207-213.
- Dabney S.M., Delgado J.A., et al. (2001). Using winter cover crops to improve soil and water quality". *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32 (7&8): 1221-1250.
- Darwis D., Machet J.M., Mary B., Recous S. (1994). Effect of straw management on nitrogen soil dynamics and nitrate leaching. 201-206.
- Davies D.B., Garwood T.W.D., et al. (1996). Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia". *Journal of Agricultural Science* 126: 75-86.
- Decrem M., Spiess E., et al. (2007). Impact of Swiss agricultural policies on nitrate leaching from arable land.". *Agronomy for Sustainable Development* 27(3): 243-253.
- Delphin J.E. (1986). Evaluation du pouvoir minéralisateur de sols agricoles en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. *Agronomie* 6, 453-458.
- Destain et al. (2010).
- Denys D., Mary B. (1994). Effet des cultures intermédiaires sur les pertes en nitrate en région de grande culture. *CR Action AGIR.*, 10 p+ annexe.
- Destain J.P., Reuter V., Goffart J.P. (2010). Autumn cover crops and green manures: environment protection and agronomic interest". *Biotechnologie Agronomie Societe Et Environnement* 14: 73-78.
- Di H.J., Cameron K.C. (2005). Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109: 202–212.
- Di H.J., Cameron K.C. (2002). Nitrate leaching in temperate agrosystems: source, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46:237-256.
- Dinnes D.L., Karlen D.L., Jaynes D.B., Kaspar T.C., Hatfield J.L., Colvin T.S., Cambardella C.A. (2002). Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained midwestern soils. *Agronomy Journal* 94:153-171.
- Dorsainvil F. (2002). Evaluation, par modélisation, de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote dans les systèmes de culture.
- Ducharne A., Baubion C., et al. (2007). Long term prospective of the Seine River system: Confronting climatic and direct anthropogenic changes". *Science of the Total Environment* 375(1-3): 292-311.
- Elers B., Hartmann H.D. (1988). Modellversuche zur mineralisation von Gründungsplanzen. *Landwirtsch. Forsch.* 41, 246-252.
- Eltun R., Korsaeath A., Nordheim O. (2002). A comparison of environmental, soil fertility, yield, economical effects in six cropping systems based on an 8-year experiment in Norway, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90: 155-168
- Endale D.M., Schomberg H.H., Jenkins M.B., Franklin D.H., Fisher D.S. (2010). Management implications of conservation tillage and poultry litter use for Southern Piedmont USA cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 88:299-313. DOI: 10.1007/s10705-009-9318-z.
- Eriksen J., Askegaard M., Kristensen K. (1999b). Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. *Soil Use and Management*, 15: 176-182.
- Eriksen J., Askegaard M., Soegaard K. (2008). Productivity and N-leaching in organic dairy grass-arable crop rotations. *Grassland Science in Europe*, Vol 13. Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, Uppsala, Pages: 556-558
- Ewing R.P., Waggoner M.G., Denton H.P. (1991). Tillage and crop cover management effects on soil water and corn yield. *Soil Science Society of America Journal* 55:1081-1085.

- Faget M., Liedgens M., Feil B., Stamp P., Herrera J.M. (2012). Root growth of maize in an Italian ryegrass living mulch studied with a non-destructive method. *European Journal of Agronomy*, 36, 1-8.
- Feaga J. B., Selker J. S., et al. (2010). Long-Term Nitrate Leaching Under Vegetable Production with Cover Crops in the Pacific Northwest. *Soil Science Society of America Journal* 74(1): 186-195.
- Ferchaud F., Ballu S., Leterme P. (2006). Pratiques agricoles, fuites de nitrates et qualité de l'eau dans les bassins versants : synthèse des références applicables au contexte breton. Programme Prolittoral. CEVA et Agrocampus Rennes. 126 p.
- Ferguson R.B., Nienaber J.A. Eigenberg R.A., Woodbury B.L. (2005). Long-term effects of sustained beef feedlot manure application on soil nutrients, corn silage yield, and nutrient uptake. *Journal of Environmental Quality* 34(5): 1672-1681.
- Feyereisen G.W., Sands G.R., Strock J.S., Wilson B.N., Porter P.M. (2007). Hydrology and nitrogen components of a simple rye growth model. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 133:90-99.
- Fontaine S., Barot S., Barré S., Bdioui N., Mary B., Rumpel C. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450, 7167, 277-280.
- Fowler C.J.E., Condon L.M., et al. (2004). Effects of green manures on nitrogen loss and availability in an organic cropping system. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47(1): 95-100.
- Franzluubbers K., Weaver R.W., Juo A.S.R. (1994). Mineralization of labeled N from cowpea [*Vigna unguiculata* (L.) Walp.] plant parts at two growth stages in sandy soil. *Plant Soil* 160, 259-266.
- Gabriel J.L., Quemada M. (2011). Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: yield, N uptake and fertiliser fate. *European Journal of Agronomy* 34(3): 133-143.
- Garnier P., Néel C., Mary B., Lafolie F. (2001). Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. *European Journal of Soil Science* 52: 253-268.
- Garnier P., Néel C., Aïta C., Recous S., Lafolie F., Mary B., (2003). Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation, *European Journal of Soil Science*, 54, 555-568.
- Garwood T.W.D., Davies D.B., Hartley A.R. (1999). The effect of winter cover crops on yield of the following spring crops and nitrogen balance in a calcareous loam. *Journal of Agricultural Science* 132:1-11.
- Gaury F. (1992). Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines. Thèse de Docteur-Ingénieur, ENSA Rennes, 229 p. + annexes.
- Gras R., Benoit M., Deffontaines J.P., Duru M., Lafarge M., Langlet A., Osry P.L. (1989). Le fait technique en agronomie. Collection alternatives rurales. INRA - L'harmattan.
- Greenwood D.J., Gastal F., Lemaire G., Draycott A., Millard P., Neeteson J.J. (1991). Growth rate and % N of field grown crops: theory and experiment. *Annals of Botany* 67, 181-190.
- Griffin T.S., Larkin R.P., Honeycutt C.W. (2009). Delayed Tillage and Cover Crop Effects in Potato Systems. *American Journal of Potato Research* 86:79-87. DOI: 10.1007/s12230-008-9050-2.
- Handayanto E., Cadish G., Giller K.E. (1995). Manipulation of quality and mineralization of tropical legume tree prunings by varying nitrogen supply. *Plant Soil* 176, 149-160.
- Hansen S., Thirup C., Refsgaard J.C., Jensen L.S. (2001). Modeling nitrate leaching at different scales. Application of Daisy model. Shaffer-Liwang-Hansen Eds, Lewis Publishers. §16, 511-548.
- Hansen E.M., Djurhuus J. (1996). Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. *Soil Use and Management* 12(4): 199-204.
- Hansen E.M., Kristensen K., Djurhuus J. (2000). Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use. *Agron J* 92: 909-914.
- Hart P.B.S., Rayner J.H., Jenkinson D.S. (1986). Influence of pool substitution on the interpretation of fertilizer experiment with N15. *Journal of Soil Science*, 37, 3, 389-403
- Hasegawa H., Labavitch J.M., McGuire A.M., Bryant D.C., Denison R.F. (1999). Testing CERES model predictions of N release from legume cover crop residue. *Field Crop Res.* 63, 255-267.
- Haugaard-Nielsen H., Mundus S. Jensen E.S. (2009). Nitrogen dynamics following grain legumes and subsequent catch crops and the effects on succeeding cereal crops; *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84, 3, 281-291.
- Henke J., Bottcher U., et al. (2008). Evaluation of different agronomic strategies to reduce nitrate leaching after winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) using a simulation model. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82(3): 299-314.
- Herrera J.M., Feil B., Stamp P., Liedgens M. (2010). Root Growth and Nitrate-Nitrogen Leaching of Catch Crops following Spring Wheat. *Journal of Environmental Quality* 39(3): 845-854.
- Hoffmann M., Johnsson H. (1999). A method for assessing generalised nitrogen leaching estimates for agricultural land. *Environmental Modeling And Assessment*, 4: 35-44.
- Hooker K.V., Coxon C.E., et al. (2008). Evaluation of cover crop and reduced cultivation for reducing nitrate leaching in Ireland. *Journal of Environmental Quality* 37(1): 138-145.
- Islam N., Wallender W.W., Mitchell J., Wicks S., Howitt R.E. (2006). A comprehensive experimental study with mathematical modeling to investigate the effects of cropping practices on water balance variables. *Agricultural Water Management* 82:129-147.
- Isse A.A., MacKenzie A.F., Stewart K., Cloutier D.C., Smith D.L. (1999). Cover crops and nutrient retention for subsequent sweet corn production. *Agronomy Journal* 91:934-939.
- Jensen E.S. (1992). The release and fate of nitrogen from catch-crop materials decomposing under field conditions. *J. Soil Sci.* 43, 335-345.

- Jensen L.S., Salo T., Palmason F., Breland T.A., Henriksen T.M., Stenberg B., Pedersen A., Lundström C., Esala M. (2005). Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soils. *Plant Soil* 273, 307-326.
- Johnson P.A., Shepherd M.A., Hatley D.J., Smith P.N. (2002). Nitrate leaching from a shallow limestone soil growing a five course combinable crop rotation: the effects of crop husbandry and nitrogen fertilizer rate on losses from the second complete rotation. *Soil Use and Management*, 18, 68-76.
- Joyce B.A., Wallender W.W., Mitchell J.P., Huyck L.M., Temple S.R., Brostrom P.N., Hsiao T.C. (2002). Infiltration and soil water storage under winter cover cropping in California's Sacramento Valley. *Transactions of the Asae* 45:315-326.
- Justes E., Mary B., Meynard J.M., Mchet J.M., Thelier-Huché L. (1994). Determination of a critical nitrogen dilution curve for winter wheat crops. *Annals of Botany*, 74, 397-407.
- Justes E., Mary B., Nicolardot B. (1999). Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55:207-220.
- Justes E., Mary B., Nicolardot B. (2009). Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. *Plant and Soil*, 325:171-185.
- Kaspar T.C., Jaynes D.B., Parkin T.B., Moorman T.B. (2007). Rye cover crop and garragrass strip effects on NO₃ concentration and load in tile drainage. *Journal of Environmental Quality* 36:1503-1511. DOI: 10.2134/jeq2006.0468.
- Kladivko E.J., Frankenberger J.R., Jaynes D.B., Meek D.W., Jenkinson B.J., Fausey N.R. (2004). Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *Journal of Environmental Quality* 33:1803-1813.
- Kovács G.J., Neméth T., Ritchie J.T. (1995). Testing simulation models for the assessment of crop production and nitrate leaching in Hungary. *Agricultural Systems* 49: 385-397.
- Kuo S., Jellum E.J. (2000). Long-term winter cover cropping effects on corn (*Zea mays* L.) production and soil nitrogen availability. *Biol. Fertil. Soils* 31: 470-47.
- Lacroix A., Beaudoin N., Makowski D. (2004). Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics* 53: 115-127.
- Lafolie F., Neel C. (1997). Migration du nitrate dans la zone non saturée et impacts sur la qualité des eaux souterraines. In : "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes", (G. Lemaire et B. Nicolardot, eds.) Les Colloques de l'INRA 83, 55-67.
- Larsson M.H., Johnsson H. (2003). Simulation of nitrate leaching using a modelling system with automatic parameterization routines. *Soil Use and Management* 19:172-181. DOI: 10.1079/sum2003189.
- Larsson M.H., Kyllmar K., Jonasson L., Johnsson H. (2005). Estimating reduction of nitrogen leaching from arable land and the related costs. *Ambio* 34:538-543.
- Laurent F., Mary B. (1992). Management of nitrogen in farming systems and the prevention of nitrate leaching. *Aspects Appl. Biol.* 30, 45-62.
- Laurent F., Mchet J.M., Pellot P., Trochard R. (1995). Cultures intermédiaires pièges à nitrate-Comparaison des espèces. *Perspectives Agricoles*, 206, XXXVII-XLIX.
- Lemaire G., Salette J., (1984). Relation entre dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères .I. Etude de l'effet du milieu. *Agronomie* 4 :423-430.
- Lemaire G., Gastal F. (1997). N uptake and distribution in plant canopies. In *Diagnosis of the nitrogen status in crops*, Lemaire G. (ed.), Springer-Verlag, 3-44.
- Li H., Liang X., Chen Y., Lian Y., Tian G., Ni W. (2008). Effect of nitrification inhibitor DMPP on nitrogen leaching, nitrifying organisms, and enzyme activities in a rice-oilseed rape cropping system. *Journal of Environmental Sciences* 20: 149-155.
- Logsdon S.D., Kaspar T.C., Meek D.W., Prueger J.H. (2002). Nitrate leaching as influenced by cover crops in large soil monoliths. *Agronomy Journal* 94:807-814.
- Lord E.I., Shepherd M.A. (1993). Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *J. Soil Sci.* 44, 435-449.
- MacDonald A.J., Poulton P.R., Howe M.T., Goulding K.W.T., Powlson D.S. (2005). The use of cover crops in cereal-based cropping systems to control nitrate leaching in SE England. *Plant and Soil* 273: 355-373.
- Mchet J.M., Laurent F., Chapot, J.Y., Doré, T., Dulout, A. (1997). Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In: Lemaire, G., Nicolardot, B. (Eds.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. INRA Editions, Paris, pp. 271-288.
- Magid J., Luxhoi J., Lyshede O.B. (2004). Decomposition of plant residues at low temperatures separates turnover of nitrogen and energy rich tissue components in time. *Plant Soil* 258, 351-365.
- Makowski D., Wallach D., Meynard J.M. (1999). Models of yield, grain protein and residual mineral N responses to applied N for winter wheat. *Agronomy Journal* 91: 377-385.
- Malone R.W., Ma L., Heilman P., Karlen D.L., Kanwar R.S., Hatfield J.L. (2007). Simulated N management effects on corn yield and tile-drainage nitrate loss. *Geoderma* 140:272-283.
- Mariotti A. (1998). Nitrate : un polluant de longue durée. *Pour la science* 249:60-65.
- Mariotti A. (1997). Introduction: quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In: *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Lemaire & Nicolardot Ed., INRA Editions, pp 9-24.
- Martinez J., Guiraud G. (1990). A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *Journal of Soil Science* 41(1): 5-16.

- Mary B., Beaudoin N., Benoit M. (1997). Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. In : "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes" (G. Lemaire et B. Nicolardot, eds.) Les Colloques de l'INRA 83, 289-312.
- Mary B., Laurent F., Beaudoin N. (2002). La gestion durable de la fertilisation azotée; proceedings of the 65th IIRB Congress, 13-14 February 2002; Brussels (B).
- Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M. (1999). Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50: 549-566.
- Mary B., Recous S., Darwis S., Robin D. (1996). Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil* 181: 71-82.
- Mary B., Recous S., Robin D. (1998). A model for calculating nitrogen fluxes in soil using ¹⁵N tracing. *Soil Biology and Biochemistry* 30 1963-1979.
- Meisinger J.J., Hargrove W.L., Mikkelsen R.L., William J.R., Benson V.W. (1991). Effects of cover crops on groundwater quality. In: *Cover crops for clean water*, eds. W.L. Hargrove, Jackson, Tennessee. Soil and Water Conservation Society, 57-68.
- Mendes I.C., Bandick A.K., Dick R.P., Bottomley P.J. (1999). Microbial biomass and activities in soil aggregates affected by winter cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 873-881.
- Merbach W., Holzel D., Schalitz G., Pickert J., Jacob H.J., Latus C. (1997). Lysimeter investigations on the effect of winter catch crops and weeded fallow on the N-dynamics in a sandy treposol soil of northeast Germany. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 33(1-2): 53-59.
- Meynard J.M., Doré T., Habib R. (2001). L'évaluation et la conception de systèmes de culture pour une agriculture durable. *Compte rendu Acad. Agric. Fr.*
- Meynard J.M., Justes E., Machet J.M., Recous S. (1997). Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ. In: Lemaire, G., Nicolardot, B. (Eds.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. INRA Editions, Paris, pp. 183-200.
- Michelin J., Mariotti A. (2001). Dénitrification naturelle en zone humide d'un petit bassin versant en Champagne crayeuse. In: *Colloque ESRA'2000*. S2-35. Poitiers 13-15 septembre 2000.
- Miguez F.E., Bollero G.A. (2005). Review of corn yield response under winter cover cropping systems using meta-analytic methods. *Crop Science* 45(6): 2318-2329.
- Mitchell J.P., Peters D.W., Shennan C. (1999). Changes in soil water storage in winter fallowed and cover cropped soils. *Journal of Sustainable Agriculture* 15:19-31.
- Mohammadi G.R., Ghobadi M.E. (2010). The effects of different autumn-seeded cover crops on subsequent irrigated corn response to nitrogen fertilizer. *Agricultural Sciences* 1:148-153.
- Moller K., Reents H.J. (2009). Effects of various cover crops after peas on nitrate leaching and nitrogen supply to succeeding winter wheat or potato crops. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 172(2): 277-287.
- Moller K., Stinner W., et al. (2008). Growth, composition, biological N₂ fixation and nutrient uptake of a leguminous cover crop mixture and the effect of their removal on field nitrogen balances and nitrate leaching risk". *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82(3): 233-249.
- Morari F., Lugato E., Polese R., Berti R., Giardini L. (2012). Nitrate concentrations in groundwater under contrasting agricultural management practices in the low plains of Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 47-56.
- Morlon P., Trouche G., Soulard C., Maigrot J.L., Guyard P.O. (1998). Diagnostic de la pollution azotée de l'eau par approche historique multi-échelles. *Cahiers Agricultures*, 7: 15-27.
- Muller J.C. (1996). Etude lysimétrique et agronomie. Intérêt et limites de la méthode. Situation en France. In: *Trente ans de lysimétrie en France 1960-1990*, JC Muller (ed.) COMIFER-INRA Editions, pp. 9-43.
- Muller T., von Fragstein P., Niemsdorff. (2006). Organic fertilizers derived from plant materials Part II: Turnover in field trials. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 169(2): 265-273.
- Munoz-Carpena R., Ritter A., Bosch D.D., Schaffer B., Potter T.L. (2008). Summer cover crop impacts on soil percolation and nitrogen leaching from a winter corn field. *Agricultural Water Management* 95:633-644. DOI: 10.1016/j.agwat.2008.01.005.
- Nangia V., Gowda R.H., Mulla D.J., Sands G.R. (2008). Water quality modeling of fertilizer management impacts on nitrate losses in tile drains at the field scale. *Journal of Environmental Quality* 37:296-307.
- Nicholson F.A., Chambers B.J., Mills A.R., Strachan P.J. (1997). Effects of repeated straw addition on crop fertiliser requirements, soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses. *Soil Use Management* 13: 136-142.
- Nicolardot B., Denys D., Lagacherie B., Chêneby D., Mariotti M. (1995). Decomposition of ¹⁵N-labelled catch-crop residues in soil: evaluation of N mineralization and plant-N uptake potentials under controlled conditions. *Eur. J. Soil Sci.* 46, 115-123.
- 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.
- Normand B., Mary B., Czernichowski I., Beaudoin N., Mouvet C., Bazerque M.F., Groell F. (2004). Programme expérimental de suivi de la qualité de l'eau sur trois bassins versants de Picardie faisant l'objet de mesures agri-environnementales. *Rapport de synthèse*. 66 p.
- Nykänen A., Salo T., Granstedt A. (2009). Simulated cereal nitrogen uptake and soil mineral nitrogen after clover-grass leys. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 85:1-15.

- Nylinder J., Stenberg M., Jansson P.E., Klemmedtsson A.K., Weslien P., Klemmedtsson L. (2011). Modelling uncertainty for nitrate leaching and nitrous oxide emissions based on a Swedish experiment with organic crop rotation. *Agriculture Ecosystems & Environment* 141:167-183.
- Olesen J.E., Hansen E.M., Askegaard M., Rasmussen I.A. (2007). The value of catch crops and organic manures for spring barley in organic arable farming. *Field Crops Res.* 100, 168-178.
- Olesen J.E., Askegaard M., Bernsten J. (2004). Nitrate leaching from arable crop rotations in organic farming. In: D.J. Hatch et al. eds., Wageningen Acad. Publishers, 389-396.
- Olesen J.E., Askegaard M., et al. (2009). Winter cereal yields as affected by animal manure and green manure in organic arable farming. *European Journal of Agronomy* 30(2): 119-128.
- Oorts K., Laurent F., Mary B. (2007). Experimental and simulated soil mineral N dynamics for long-term tillage systems in northern France. *Soil & Tillage Research* 94, 441-456.
- Pedersen A., Thorup-Kristensen K., Jensen L.S. (2009). Simulating nitrate retention in soils and the effect of catch crop use and rooting pattern under the climatic conditions of Northern Europe. *Soil Use and Management* 25:243-254. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2009.00220.x.
- Perego A., Basile A., Bonfante A., De Mascellis R., Terribile F., Brenna S., Acutis M. (2012). Nitrate leaching under maize cropping systems in Po Valley (Italy). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 57-65.
- Peyraud J.L., Cellier P., Donnars C., Réchauchère O. (éditeurs) (2012). Les flux d'azote liés aux élevages : Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 68 p.
- Pierce F.J., Nowak P., Roberts P.C. (1999). Aspects of Precision Agriculture. *Advances in Agronomy* 67: 1-85.
- Poudel D.D., Horwath W.R., Mitchell J.P., Temple S.R. (2001). Impacts of cropping systems on soil nitrogen storage and loss. *Agric. Syst.* 68: 253-268.
- Qi Z.M., Halmers M.J. (2010). Soil Water Dynamics under Winter Rye Cover Crop in Central Iowa. *Vadose Zone Journal* 9:53-60. DOI: 10.2136/vzj2008.0163.
- Quemada M., Cabrera M.L. (1995). Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 471-477.
- Recous S., Aita C., Mary B. (1999). In situ changes in gross N transformations in bare soil after addition of straw. *Soil Biology & Biochemistry* 31 119-133.
- Recous S., Fresneau C., Faurie G., Mary B. (1988). The fate of labelled 15N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. I - Nitrogen transformations in the soil. *Plant and Soil* 112: 205-214.
- Recous S., Machet J.M. (1999). Short-term immobilisation and crop uptake of fertiliser nitrogen applied to winter-wheat: effect of date of application in spring. *Plant and Soil* 206, 137-149.
- Rinnofner T., Friedel J.K., Kruijff R.D., Pietsch G., Freyer B. (2008). Effect of catch crops on N dynamics and following crops in organic farming. *Agronomy for Sustainable Development* 28:551-558. DOI: 10.1051/agro:2008028.
- Ritter W.F., Scarborough R.W., Chirnside A.E.M. (1998). Winter cover crops as a best management practice for reducing nitrogen leaching. *Journal of Contaminant Hydrology* 34(1-2): 1-15.
- Robert P. (1997). "Precision Farming" aux USA déjà une réalité ! *Perspectives Agricoles* N°222, pp 43-47.
- Rochester I.J., Peoples M.B., et al. (2001). Using legumes to enhance nitrogen fertility and improve soil condition in cotton cropping systems. *Field Crops Research* 70(1): 27-41.
- Ross S.M., Izaurrealde 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, 3-4: 241-250
- Rousselle V. (1913). Le mouvement des nitrates dans le sol. *Annales sciences agron.*, 4eme série, I, 97-115.
- Saffih-Hdadi K., Mary B. (2008). Modelling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 594-607.
- Sainju U.M., Singh B.P., Whitehead W.F. (2002). Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy soils in Georgia, USA. *Soil Till. Res.* 63: 167-179.
- Sainju U.M., Whitehead W.F., Singh B.P., Wang S. (2006). Tillage, cover crops, and nitrogen fertilization effects on soil nitrogen and cotton and sorghum yields. *European Journal of Agronomy* 25(4): 372-382.
- Schnebelen N., Nicoulaud B., Bourennane H., Couturier A., Verbeque B., Revalier C., Bruand A., Ledoux E. (2004). The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agronomie* 24: 423-435.
- Schnebelen N., Nicoulaud B., Bourennane H., Couturier A., Verbeque B., Revalier C., Bruand A., Ledoux E. (2004). The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agronomie* 24: 423-435.
- Schomberg H.H., Cabrera M.L. (2001). Modeling in situ N mineralization in conservation tillage fields: comparison of two versions of the CERES nitrogen submodel. *Ecological Modelling* 145:1-15.
- Schröder J.J., VanDijk W., DeGroot W.J.M. (1996). Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. *Neth J Agr Sci* 44: 293-315
- Sébilio M., Billen G., Grably M., Mariotti A. (2003). Isotopic composition of nitrate-nitrogen as marker of riparian and benthic denitrification at the scale of whole Seine river system. *Biogeochemistry*, 53: 35-51.
- Shepherd M.A., Webb J. (1999). Effects of overwinter cover on nitrate loss and drainage from a sandy soil: consequences for water management? *Soil Use and Management* 15:109-116. DOI: 10.1111/j.1475-2743.1999.tb00073.x.
- Simmelsgaard S.E. (1998). The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use and Management* 14:30-36.

- Simon J.C. (1992). Systèmes de culture prairiaux à rotation rapide : nature des contraintes, effets cumulatifs. "Un point sur... les systèmes de culture", INRA.
- Simon J.C., Lecorre L. (1988). Lessivage d'azote en monoculture de maïs, en sol granitique du Finistère, Fourrages, 114, 193-207.
- Singer J.W., Malone R.W., Jaynes D.B., Ma L. (2011). Cover crop effects on nitrogen load in tile drainage from Walnut Creek Iowa using root zone water quality (RZWQ) model. *Agricultural Water Management*: 1622-1628.
- Stenberg M., Aronsson H., Linden B., Rydberg T., Gustafson A. (1999). Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil & Tillage Research* 50:115-125.
- Stenberg M., Aronsson H., Linden B., Rydberg T., Gustafson A. (1999). Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil & Tillage Research* 50(2): 115-125.
- Strock J.S., Porter P.M., Russelle M.P. (2004). Cover cropping to reduce nitrate loss through subsurface drainage in the northern US Corn Belt. *Journal of Environmental Quality* 33:1010-1016.
- Thomsen I.K. (2005). Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111:21-29.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (2004). Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use Manag* 20: 432-438.
- Thomsen I.K., Olesen J.E., Schjonning P., Jensen B., Christensen B.T. (2001). Net mineralization of soil N and ¹⁵N-ryegrass residues in differently textured soils of similar mineralogical composition. *Soil Biol Biochem* 33: 277-285.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (1998). Cropping system and residue management effects on nitrate leaching and crops yields. *Agric. Ecosys. and Environ.* 68: 73-84.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (1999). Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. *Soil Use Manag* 15: 195-200.
- Thomsen I.K., Jensen E.S. (1994). Recovery of nitrogen by spring barley following incorporation of ¹⁵N-labelled straw and catch crop material. *Agric. Ecosyst. Environ.* 49, 115-122.
- Thorup-alkristensen K. (2001). Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured? *Plant and Soil* 230, 185-195
- Thorup-Kristensen K. (1993). The effect of nitrogen catch crops on the nitrogen nutrition of a succeeding crop. I. Effects through mineralization and pre-emptive competition. *Acta Agric. Scand. Sect. B* 43, 74-81.
- Thorup-Kristensen K., Magid J., Jensen L.S. (2003). Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79:227-302.
- Thorup-Kristensen K. (1994). The effect of nitrogen catch crop species on the nitrogen nutrition of succeeding crops. *Fertilizer Research* 37(3): 227-234.
- Thorup-Kristensen K., Dresboll D.B. (2010). Incorporation time of nitrogen catch crops influences the N effect for the succeeding crop. *Soil Use and Management* 26(1): 27-35.
- Thorup-Kristensen K., Nielsen N.E. (1998). Modelling and measuring the effect of nitrogen catch crops on the nitrogen supply for succeeding crops. *Plant and Soil* 203(1): 79-89.
- Thorup-Kristensen K., Magid J., Jensen L.S. (2003). Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79: 227-302.
- Tonitto C., David M.B., Drinkwater L.E. (2006). Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: a meta-analysis of crop yield and N dynamics *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112:58-72.
- Tonitto C., David M.B., Li C.S., Drinkwater L.E. (2007). Application of the DNDC model to tile-drained Illinois agroecosystems: model comparison of conventional and diversified rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78:65-81. DOI: 10.1007/s10705-006-9074-2.
- Tonitto C., David M.B., et al. (2006). Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: a meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112(1): 58-72.
- Torstensson G., Aronsson H. (2000). Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems in Sweden. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56(2): 139-152.
- Torstensson G., Aronsson H., Bergstrom L. (2006). Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal* 98(3): 603-615.
- Tournebize J., Arlot M.P., Billy C., Birgand F., Gillet J.P., Dutertre A. (2008). Quantification et maîtrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant. *Ingénierie EAT*: 5-25.
- Trinsoutrot I., Recous S., Bentz B., Linères M., Chêneby D., Nicolardot B. (2000a). Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under non limiting nitrogen conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 918-926.
- Trinsoutrot I., Recous S., Mary B., Nicolardot B. (2000b). C and N fluxes of decomposing ¹³C and ¹⁵N Brassica napus L.: effects of residue composition and N content. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1717-1730.
- Turpin N., Vernier F., Joncour F. (1997). Transferts de nutriments des sols vers les eaux - Influence des pratiques agricoles. Synthèse bibliographique. *Ingénieries - EAT* 11:3-16.
- Unger P.W., Vigil M.F. (1998). Cover crop effects on soil water relationships. *Journal of Soil and Water Conservation* 53:200-207.
- Vachaud G., Dancette C., Sonko M., Thony L.L. (1978). Méthode de caractérisation hydrodynamique in situ d'un sol non saturé. Application à deux types de sol du sébégal en vue de la détermination des termes du bilan hydrique. *Ann. Agron.* 29(1), 131-144.

- Vachier P., Dever L., Fontes J.ChC. (1987). Mouvements de l'eau dans la zone non saturée et alimentation de la nappe de la craie de Champagne (France) : Approches isotopique et chimique. In International symposium on the use of isotope techniques in water resources development. IAEA-SM-299/053. Vienne (Autriche).
- Valé M. (2006). Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français. Thèse INPL Toulouse, France, pp 182.
- Van der Ploeg R.R., Ringe H., Machulla G. (1995). Late fall site-specific soil nitrate upper limits for groundwater protection purposes. *Journal of Environmental Quality*, 24, 725-733.
- Van Dijk W., Dekker P., Van der Schoot J.R. (2003). In: Controlling nitrogen flows and losses. D.J. Hatch et al. eds., Wageningen Acad. Publishers, 459-460.
- Vandenbergh C. (2010)). Mise en relation de l'évolution de l'agriculture et de la qualité de l'eau entre 1950 et 2000. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 14:9-16.
- Vanlauwe B., Diels J., Sanginga N., Merckx R. (1997). Residue quality and decomposition. An unsteady relationship? In *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. Eds Cadish G and Giller K E. pp. 157-166. CAB International, Wallingford.
- Vauclin M (1994). Revue et état de l'art. Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. *Revue des sciences de l'eau*, 7(1): 55-76.
- Vertès F., Laurent F., Recous S., Leterme P., Mary B. (2001). Nitrogen mineralization under bare soils after the destruction of grazed pastures. In: *Sustainable management of soil organic matter*, Rees, R.M., Ball, B.C., Campbell, C.D., Watson, C.A. (Eds.). CAB International, ISBN 085199 465-2, 239-246.
- Vertès F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S. (2007). Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. *Grassland Science in Europe*, 12, 227-246.
- Voisin A.S., Salon C., Munier-Jolain N.G., Ney B. (2002). Quantitative effects of soil nitrate, growth potential and phenology on symbiotic nitrogen fixation of pea (*Pisum sativum* L.). *Plant Soil* 243, 31-42.
- Vos J., Van der Putten P.E.L. (2001). Field observations on nitrogen catch crops. III. Transfer of nitrogen to the succeeding main crop. *Plant Soil* 236, 263-273.
- Wallgren B., Linden B. (1994). Effects of catch crops and ploughing times on soil mineral nitrogen. *Swedish J. Agric. Res.* 24, 67-75.
- Weihermüller L., Siemens J., Deurer M., Knoblauch S., Rupp H., Göttlein A., Pütz T. (2007). In situ soil water extraction: A review. *J. Environ. Qual.*; 36:1735-1748.
- 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
- Whisler F.D., Acock B., Baker D.N., Fye R.E., Hodges H.F., Lambert J.R., Lemmon H.E., McKinion J.M., Reddy V.R. (1986.). Crop simulation models in agronomic systems. *Advances in agronomy*, vol 40, 141-208.
- Whitmore A.P., Handayanto E. (1997). Simulating the mineralization of N from crop residues in relation to residue quality. In *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. Eds Cadish G and Giller K E. pp. 337-348. CAB International, Wallingford.
- Whitmore A.P., Schroder J.J. (2007). Intercropping reduces nitrate leaching from under field crops without loss of yield: A modelling study. *European Journal of Agronomy*, 27, 81-88.
- Wivstad M. (1997). Plant morphology and content of nitrogen, cell wall and lignin at different phenological stages of red clover and yellow sweetclover. *Swedish J. Agric. Res.* 27, 3-14.
- Yridoe E.K., Voroney R.P., et al. (1997). Impact of Alternative Farm Management Practices on Nitrogen Pollution of Grounwater : Evaluation and application of CENTURY Model." *J. Environ. Qual.* 26 1255-1263.
- Yu Q., Chen Y., Ye X., Zhang Q., Zhang Z., Tian P. (2007.). Evaluation of nitrification inhibitor 3,4-dimethyl pyrazole phosphate on nitrogen leaching in undisturbed soil columns. *Chemosphere*, 67: 872-878.
- Zavattaro, L, Monaco, S., Saco, D., Grignani, C., 2012. Options to reduce N loss maize in intensive cropping systems in Northern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 24-35.
- Zhou X.M., Madramootoo C.A., Mackenzie A.F., Kaluli J.W., Smith D.L. (2000). Corn yield and fertilizer N recovery in water-table-controlled corn-rye-grass systems. *European Journal of Agronomy*, 12, 83-92
- Zhu J.C., Gantzer C.J., Anderson S.H., Beuselinck P.R., Alberts E.E. (1991). Water use evaluation of winter cover crops for no-till soybeans. *Journal of Soil and Water Conservation* 46:446-449.
- Zhu Y., Fox R. H., Toth J.D. (2003). Tillage Effects on Nitrate Leaching Measured by Pan and Wick Lysimeters. *Soil science Society of America Journal* 67: 1517-1523.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

5. Effets des cultures intermédiaires sur l'érosion, les propriétés physiques du sol et le bilan carbone

Auteurs :

Patrick Bertuzzi

Eric Justes

Christine Le Bas

Bruno Mary

Véronique Souchère

Juin 2012

Sommaire

5.1. Effet des cultures intermédiaires sur l'érosion et les propriétés physiques du sol	167
5.1.1. Culture intermédiaire et protection contre l'érosion	168
5.1.2. Culture intermédiaire et propriétés physiques des sols	173
5.1.3. Conclusions	176
5.2. Effet des cultures intermédiaires sur la séquestration du carbone et le bilan gaz à effet de serre	177
5.2.1. Séquestration de carbone et d'azote dans le sol	177
5.2.2. Emissions de N ₂ O	183
5.3. Conclusions	186
Références bibliographiques citées	188

Relecteurs externes du chapitre : Dominique Arrouays et Guy Richard.

5.1. Effet des cultures intermédiaires sur l'érosion et les propriétés physiques du sol

Véronique Souchère, Christine Le Bas et Patrick Bertuzzi

Analyse du corpus de références

L'utilisation du champ TOPICS dans les bases de données CAB Abstracts et Web of Science, puis l'application d'équations de sélection de références uniquement sur les champs TITLE et ABSTRACT, ont permis d'extraire un corpus d'un peu plus de 1600 références.

Pour cette analyse bibliographique, les résultats présentés doivent être relativisés en fonction du contexte de mise en œuvre de la culture intermédiaire en France métropolitaine. En effet, par rapport à un contexte opérationnel de culture courte sur une période de quelques mois, en condition hivernale et de début de printemps, et avec une production de biomasse globalement réduite, il n'est pas toujours aisé de pouvoir calibrer et quantifier les résultats expérimentaux de la littérature disponible. Ceux-ci dépendent étroitement du contexte spécifique de l'expérimentation. Ils peuvent être aussi obtenus sur des périodes de culture plus longues permettant la mise en évidence d'effets notables et bien établis. Enfin, dans cette analyse, les références acquises dans des contextes pédoclimatiques très différents de ceux rencontrés en France métropolitaine, notamment tropicaux, sont aussi à relativiser. A titre d'exemple, un nombre non négligeable de références concernaient des pédoclimats (pays tropicaux) et des systèmes de culture (systèmes de cultures pérennes, de cultures légumières, de cultures fourragères incluant des prairies temporaires, des luzernes et/ou des jachères ; etc.) dont les résultats sont difficilement extrapolables aux régions tempérées.

L'élimination de ces références suite à la lecture des titres et des résumés a conduit à une réduction drastique du nombre d'articles, puisqu'au final 166 seulement ont été identifiés comme potentiellement intéressants. 39 articles supplémentaires, hors corpus initial, ont été ajoutés suite à la lecture des premiers articles disponibles ou pour mieux expliciter les processus et les conséquences des objets d'étude. Nous n'avons cependant pas mobilisé dans cette rédaction les 205 articles. En effet, un certain nombre d'articles (33) pourtant intéressants d'après le résumé n'étaient rédigés ni en français ni en anglais et étaient donc difficilement mobilisables. Par ailleurs, la lecture des articles récupérés a également conduit de nouveau à une restriction des références intéressantes.

L'analyse bibliographique a néanmoins permis d'identifier quelques articles clés dont la lecture a permis de trouver d'autres publications très intéressantes.

Introduction

D'une manière générale, l'analyse de la littérature, notamment des principaux articles de synthèse (Dabney, 1998 ; Thorup-Kristensen et al., 2003) montre qu'il y a consensus pour considérer que l'intérêt des cultures intermédiaires ne se limite pas au seul piégeage de l'azote, et que les cultures intermédiaires contribuent aussi à : (1) l'amélioration de l'état structural et des propriétés physiques des horizons de surface du sol explorés par les racines, (2) la protection des sols contre l'érosion.

La mise en place d'une couverture végétale peut être particulièrement intéressante à la fois en termes :

- (1) de protection du sol notamment au cours de l'hiver et de facilitation de la préparation du sol nécessaire au semis de la culture suivante. L'amélioration de l'état structural et des propriétés physiques des horizons de surface du sol est la résultante des effets mécaniques de protection de surface du couvert vis-à-vis de la pluie hivernale et d'agrégation du sol lors du développement du système racinaire de la culture intermédiaire, et de l'action de la macrofaune du sol sur l'espace poral du sol, et du fonctionnement hydrodynamique qui en résulte ;
- (2) d'amélioration du statut organique des sols et des propriétés physico-chimiques qui en dépendent après principalement l'enfouissement de la culture.

5.1.1. Culture intermédiaire et protection contre l'érosion

Les cultures intermédiaires sont traditionnellement définies comme des plantes cultivées pour éviter que les sols restent nus pendant l'hiver. Elles sont souvent cultivées dans le but de prévenir, entre autres, l'érosion des sols (Reeves, 1994) qui reste un problème d'actualité (GIS Sol, 2011). En effet, la présence d'un couvert végétal est la seule protection naturelle du sol contre l'érosion hydrique d'origine pluviale, qui est la forme d'érosion la plus fréquente en France.

5.1.1.1. Quelques éléments sur l'érosion hydrique

L'érosion est un processus géomorphologique naturel survenant à la surface du sol. Elle suit un processus en trois étapes (Boardman et Poesen, 2006) : le détachement du sol, le transport puis le dépôt des particules érodées. Dans le cas de l'érosion hydrique, c'est l'impact des gouttes de pluie qui, en brisant les agrégats, disperse les particules de sol et conduit à l'apparition d'une croûte de battance par dégradation de la structure des sols (Figure 5-1).

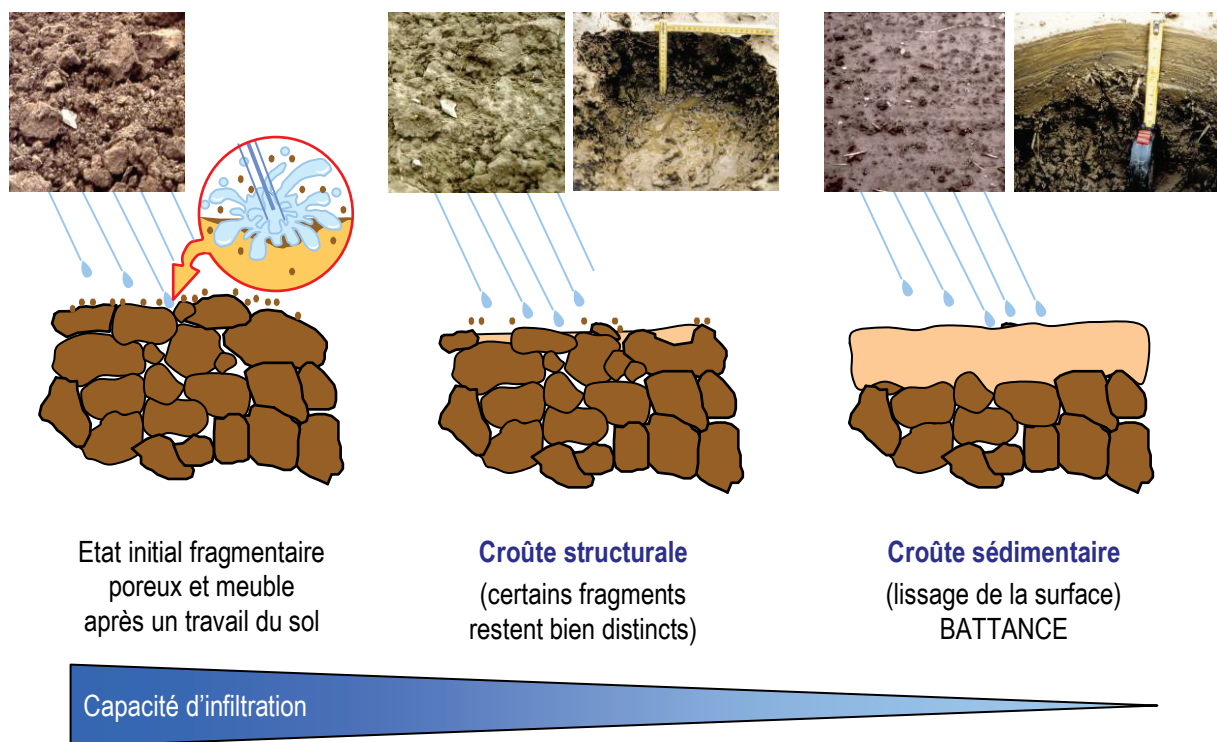


Figure 5-1. Dégradation de la surface du sol par effet splash
(photos : Le Bissonnais, Souchère)

Une fois détachées, les particules sont transportées par l'eau puis déposées lorsque la vitesse de l'eau s'atténue sous l'effet d'un affaiblissement de la pente ou d'un changement de couverture des sols. Elle provoque des dégâts aux terres agricoles (Figure 5-1), mais aussi des conséquences au-delà du sol lui-même, puisqu'elle entraîne une dégradation de la qualité des nappes d'eaux souterraines ou des rivières. Le ruissellement chargé de matières en suspension peut générer l'envasement des routes et un mauvais fonctionnement des ouvrages hydrauliques. Dans certains cas, les habitations sont elles aussi envahies par des coulées boueuses (Figure 5-2). Ces effets néfastes ont évidemment des impacts économiques et environnementaux, non seulement pour les agriculteurs mais aussi pour les collectivités (Lal, 1988 ; Pimentel et al., 1995 ; den Biggelaar et al., 2004 ; Boardman et Poesen, 2006 ; Ande et al., 2009).



Figure 5-2. Exemples de dégâts liés à l'érosion des sols en Haute-Normandie (photos : Souchère)

5.1.1.2. Culture intermédiaire et protection mécanique de la surface du sol

Les parties aériennes des cultures intermédiaires (feuilles, tiges, etc.) peuvent intercepter les gouttes de pluie avant qu'elles n'atteignent le sol. Par cette action, les cultures intermédiaires permettent de limiter l'érosivité¹ des pluies (Romkens et al., 1990 ; Sojka et al., 1991 ; Dabney, 1998 ; Malik et al., 2000 ; Kaspar et al., 2001 ; Ryder and Fares, 2008). L'énergie cinétique en partie interceptée par le couvert végétal permet de prévenir la destruction des agrégats par effet splash et l'apparition d'une croûte de battance² surtout sur les sols limoneux.

Le taux de couverture du sol est ainsi un élément majeur de l'efficacité des cultures intermédiaires pour protéger les agrégats. Quinton et al. (1997) ont étudié l'impact d'une augmentation du taux de couverture végétale sur les pertes en sol. Ils ont montré que la réduction des pertes de sol est importante dès que le couvert végétal recouvre plus de 30% de la surface du sol, jusqu'à un seuil de 70% au-delà duquel l'efficacité est maximale. Leurs expérimentations ont été conduites sur des espèces caractéristiques de leurs sites d'étude localisés dans le sud-est espagnol (Armoise herbe blanche, Anthyllide faux cytise, Genêt cendré, Immortelle commune, Plantain blanchissant et Alfa) mais qui sont sensiblement différentes des espèces actuellement utilisées comme culture intermédiaire, notamment en termes de protection contre l'érosion. Pourtant de nombreux auteurs se réfèrent à cette publication dans leurs travaux. Par exemple, Creamer et al. (1997) ont testé l'efficacité de 13 mélanges de cultures intermédiaires composées à partir de 23 espèces différentes (un pois, un blé, une orge, des trèfles, des vesces, des luzernes, un seigle, une fétuque, un dactyle, des ray-grass, un sarrasin et des sorghos) dans des systèmes légumiers afin de prendre en considération non seulement un effet sur l'érosion, mais aussi des effets sur la disponibilité en azote pour la culture suivante, la maîtrise des adventices et la facilité de destruction mécanique de ces couverts. Comme beaucoup de références, leurs travaux du point de vue de l'érosion se limitent à regarder si les différents mélanges dépassent le seuil de 30% de couverture du sol, ici au bout d'un mois après le semis. Ils notent que ce sont surtout les conditions d'implantation (humidité des sols, compétition avec les adventices) qui expliquent que les 30% de taux de couvert ne sont pas atteints avec la plupart des mélanges sur l'un de leurs deux sites de test. A partir de ces travaux, il est difficile de dire si une espèce est plus

¹ **Erosivité** : Aptitude des pluies à provoquer des phénomènes érosifs qui dépend surtout de l'intensité des pluies et de l'énergie cinétique qui en résulte.

² **Battance** : Dégradation superficielle de la structure du sol sous l'influence des précipitations. Le résultat est une usure des mottes et la formation d'une "croûte de battance" qui rend difficile l'infiltration de l'eau dans le sol. Un sol est d'autant plus sensible à la battance que sa teneur en limons est importante.

efficace que les autres, car les mélanges testés sont plus ou moins complexes. Les auteurs discutent surtout de la compétitivité des différentes espèces dans les mélanges, plutôt que de leur efficacité individuelle à couvrir les sols.

Bodner et al. (2010) ont conduit une étude plus récente en comparant quatre types d'interculture : moutarde, seigle, vesce et phacélie. Leurs résultats montrent que même si la vesce a mis plus de temps que les autres à atteindre son taux de croissance maximal, les quatre espèces ont finalement eu une dynamique de croissance très semblable en condition climatique automnale normale du point de vue des précipitations reçues. Cependant, la rapidité d'atteinte du seuil de 30% de couverture du sol varie d'une espèce à l'autre. Ainsi, la moutarde a atteint ce seuil en 28 jours seulement alors que pour la phacélie, le seigle, et la vesce, il a fallu respectivement attendre 35, 37 et 52 jours. Leurs résultats montrent aussi qu'en conditions climatiques plus sèches, ce sont la vesce et la moutarde qui sont les plus tolérantes au stress hydrique. Les travaux de De Baets et al. (2011) montrent que la biomasse aérienne de la phacélie et de la moutarde blanche atteint 90% environ de son développement potentiel un mois et demi après le semis. Celle de l'avoine, du seigle et du ray-grass se développe plus lentement, mais offre une couverture plus dense pendant la saison d'hiver ($\approx 80\%$), alors que celles de la phacélie et de la moutarde blanche meurent à cause du gel. Les différences entre espèces, voire entre cultivars d'une même espèce, sont donc importantes à prendre en considération en fonction de la période de destruction des cultures intermédiaires (Dabney et al., 2001). En effet, il est nécessaire d'avoir une production de biomasse suffisante pour protéger le sol bien avant la date de destruction envisagée ou effective *via* le gel. Dabney et al. (2001) remarquent que cet objectif est parfois difficile à atteindre avec des espèces à maturité tardive.

En résumé, on peut dire que la protection mécanique de la surface du sol vis-à-vis de l'impact des gouttes de pluie dépend de la dynamique de mise en place du couvert végétal qui varie en fonction de l'espèce, de la date de semis et des conditions de semis. Il est cependant difficile de dire si certaines espèces sont plus efficaces que d'autres, notamment car les expérimentations concernent souvent des mélanges d'espèces. Néanmoins, les espèces à développement rapide, surtout si elles sont semées assez tôt et dans de bonnes conditions, peuvent conduire à une protection rapide et efficace du sol.

5.1.1.3. Culture intermédiaire et biomasse racinaire

Le tissu racinaire des cultures intermédiaires peut contribuer à accroître la résistance du sol à l'arrachement, alors même que le gel en début de période hivernale, en détruisant la biomasse aérienne des espèces gélives, réduit son efficacité à protéger le sol de l'érosion (Duran Zuazo et Rodriguez Pleguezuelo, 2008). Cet effet a été étudié sur des espèces présentes dans les prairies (Comino et al., 2010), mais De Baets et al. (2011) notent que les informations sur les caractéristiques des racines de cultures intermédiaires sont très rares. Les études disponibles s'attachent plus à décrire les types de racines que leur densité dans le sol, alors que ce paramètre et la distribution verticale des racines en profondeur sont des paramètres importants pour quantifier leur effet sur la résistance des sols à l'érosion (De Baets et al., 2007).

De Baets et al. (2011) ont conduit une expérimentation pour estimer la densité racinaire de six cultures intermédiaires (moutarde blanche, phacélie, ray-grass, avoine, seigle et radis fourrager) très couramment utilisées. Leurs résultats montrent que la morphologie des racines et leur distribution verticale sont très variables selon les espèces. Le ray-grass et le seigle possèdent les plus fortes densités racinaires, alors que celles de la phacélie et de la moutarde blanche ont les plus faibles (Figure 5-3). Les espèces ayant des racines épaisses et pivotantes comme la moutarde blanche et le radis fourrager sont moins efficaces que les espèces ayant une armature racinaire finement ramifiée comme le ray-grass et le seigle pour prévenir les pertes de sol par érosion concentrée (Figure 5-4). Avec les racines épaisses, des phénomènes de turbulence au niveau du collet peuvent accélérer le taux de détachement des particules de sol. Par ailleurs, après le gel, leurs résultats montrent également que le potentiel anti-érosif des racines de la phacélie, de la moutarde blanche, du radis fourrager et de l'avoine a diminué.

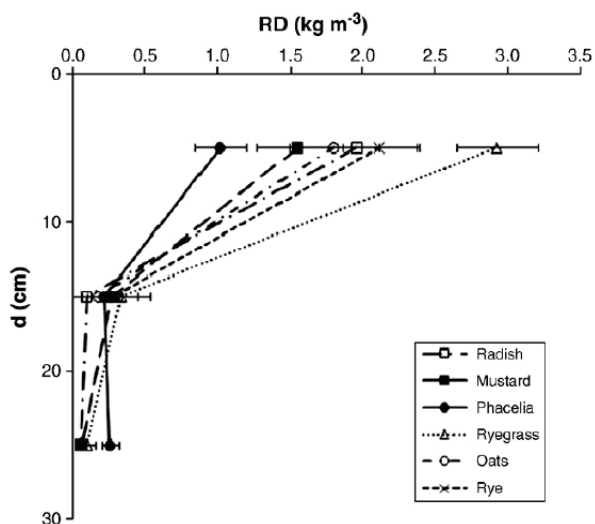


Figure 5-3. Distribution de la densité racinaire (RD, kg.m⁻³) selon la profondeur de sol (d, cm) d'après De Baets et al., 2011

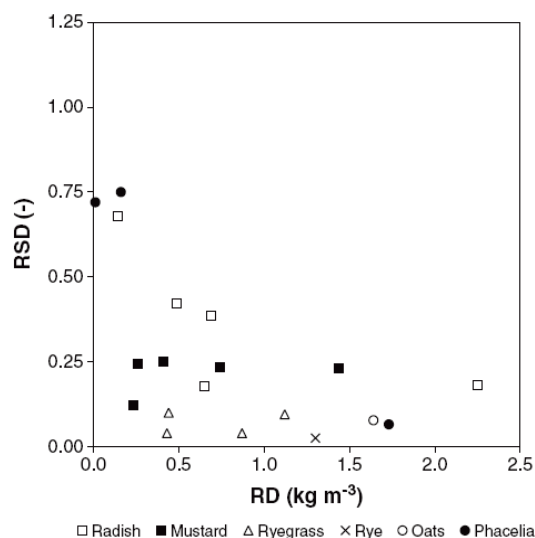


Figure 5-4. Distribution de la densité racinaire (RD, kg.m⁻³) selon le potentiel des racines pour réduire l'érosion (RSD) d'après De Baets et al., 2011

A partir de trois paramètres (nombre de pieds par unité de surface mesuré selon la méthode décrite par De Baets et al. (2009), % de couvert végétal et potentiel des racines pour réduire l'érosion estimé par prélèvements d'échantillons de sol testés au laboratoire dans un canal hydraulique), De Baets et al. (2011) ont construit des diagrammes radars (Figure 5-5) pour une représentation visuelle de l'adéquation des différentes cultures intermédiaires testées pour le contrôle de l'érosion par ruissellement concentré. Ces diagrammes montrent que le ray-grass, le seigle, l'avoine et la moutarde blanche semblent être les espèces les plus adaptées. L'avoine et la moutarde blanche étant des espèces gélives, elles ne peuvent pas être efficaces tout au long de la saison hivernale. En contrepartie, leur destruction est facilitée avant l'implantation de la culture suivante. La moutarde, ayant de plus un bon potentiel pour absorber les excès d'azote et éviter ainsi les pertes vers les eaux souterraines durant la saison hivernale, représente pour ces auteurs un bon compromis.

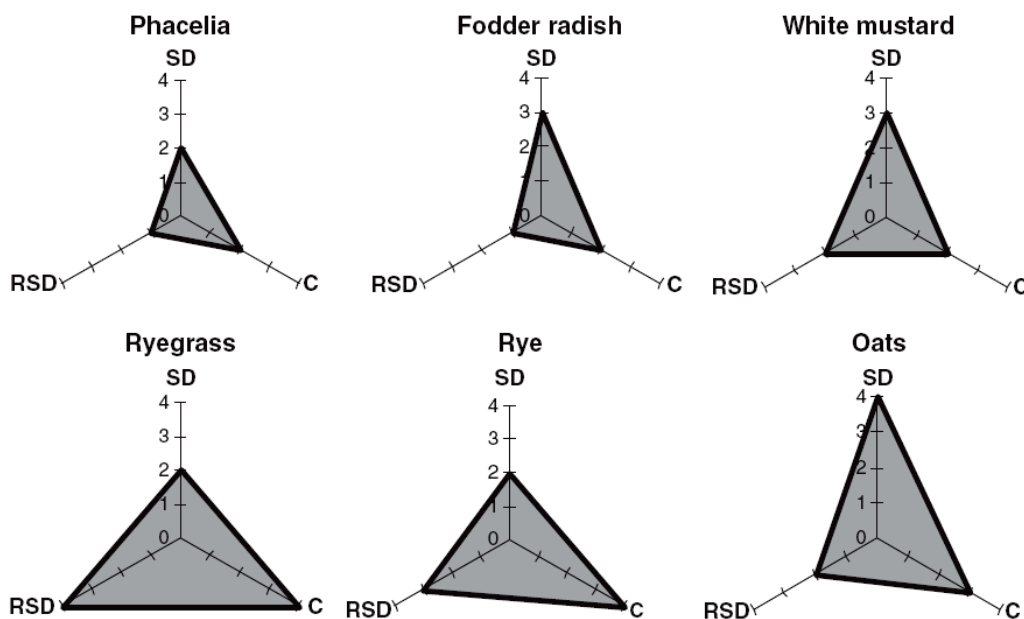


Figure 5-5. Diagrammes radars indiquant la pertinence de 6 cultures intermédiaires pour contrôler l'érosion par ruissellement concentré selon 3 paramètres (SD - nombre de pieds par unité de surface ; C - % de couvert végétal et RSD - potentiel des racines pour réduire l'érosion). D'après De Baets et al., 2011

5.1.1.4. Culture intermédiaire, ruissellement et érosion

Les cultures intermédiaires modifient de nombreux aspects du cycle hydrologique, notamment l'infiltration de l'eau dans le sol (Dabney, 1998) via l'état structural du sol qui sera évoqué dans la section 5.1.2. Elles ralentissent également le ruissellement en étant des obstacles physiques à son écoulement. Par leur simple présence, elles créent une rugosité de la surface du sol qui laisse plus de temps à l'eau pour s'infiltrer avant de ruisseler. La réduction de la vitesse d'écoulement en lien avec le nombre d'éléments de rugosité par unité de surface conduit à une moindre érosivité des flux (Kouwen et al., 1981).

Dans un certain nombre de travaux, des parcelles expérimentales ont été équipées de dispositifs permettant de mesurer les pluies, le ruissellement et l'érosion en temps réel afin d'obtenir, sous conditions naturelles ou avec l'aide de simulateurs de pluie, des résultats plus quantitatifs vis-à-vis du ruissellement et de l'érosion. Wall et al. (1991) ont testé par exemple l'efficacité de l'introduction du trèfle rouge comme culture intermédiaire dans une monoculture de maïs ensilage. Les deux situations expérimentales (maïs vs maïs-trèfle) ont été suivies pendant six années. Leurs résultats ont montré que le trèfle intercalé avec le maïs réduisait significativement, au cours de chaque campagne culturale, le ruissellement (40-87%) et les pertes en terre (46-78%). Martin (1999), sous conditions naturelles en Haute Normandie, a comparé les effets de différents modes de gestion de l'interculture sur le ruissellement et l'érosion : semis de moutarde (MUSTA) comparé à travail du sol avec différents outils utilisés à différentes dates (déchaumage à soc PLOUG, déchaumage à dents précoce ECULT ou tardif LCULT) ; et témoin sans aucune intervention (NT). Le semis de moutarde (Figure 5-6) est le traitement qui réduit le plus à la fois le ruissellement et l'érosion. Cependant, l'auteur signale que le recours à une interculture peut conduire à une réduction du risque de ruissellement mais aussi à une augmentation de l'érosion des sols. En effet, les opérations de semis de la moutarde peuvent conduire à un affinement de la surface du sol et donc à une perte de cohésion du sol. Si un événement pluvieux assez intense survient avant que le développement de la culture intermédiaire soit suffisant pour exercer ses effets bénéfiques, les pertes en terre peuvent être importantes et considérablement aggravées si en amont du champ de moutarde, les parcelles cultivées sont productrices de ruissellement. Il faut donc être attentif aux techniques d'implantation des cultures intermédiaires pour éviter de générer trop de terre fine au moment du semis. Par ailleurs, la date d'implantation doit aussi être raisonnée pour favoriser un développement rapide de la culture tout en évitant une implantation juste avant une période de pluie récurrente.

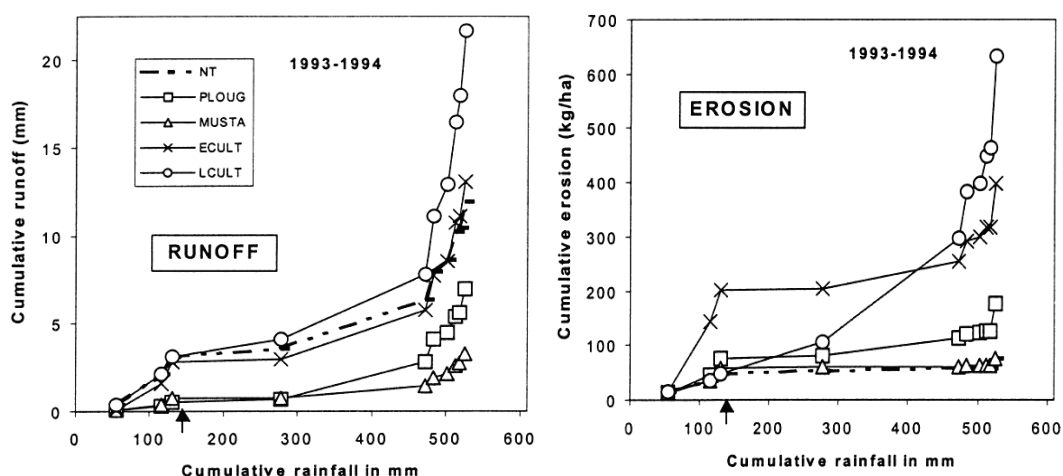


Figure 5-6. Cumul de ruissellement et d'érosion pour différents modes de gestion de l'interculture (MUSTA : semis de moutarde ; PLOUG : déchaumage à soc ; ECULT : déchaumage à dents précoce ; LCULT : déchaumage à dents tardif ; NT : témoin sans aucune intervention). D'après Martin, 1999

5.1.2. Culture intermédiaire et propriétés physiques des sols

Les cultures intermédiaires peuvent aussi contribuer à l'amélioration de l'état structural et des propriétés physiques des horizons de surface du sol explorés par les racines (Dabney, 1998 ; Thorup-Kristensen et al., 2003).

Dans la couche de sol explorée par les racines, l'amélioration de la structure du sol peut être liée à la fois :

- à une modification de la porosité totale, et de la distribution et la répartition de la porosité inter- et intra-agrégats ;
- à une augmentation de la matière organique présente sous différentes formes. Deux effets sont à distinguer : (i) un effet fugace au moment de l'enfouissement de la culture intermédiaire, avec augmentation de la stabilité structurale (Monnier ;1965), cet effet serait lié aux composés solubles présents à la surface des agrégats et jouant un rôle protecteur contre l'effet des impacts de gouttes de pluie (Aiguo et al., 2005 ; Abiven et al., 2009) ; (ii) un effet à plus long terme lié à l'augmentation du stock de matières organiques stables dans le sol (dû à la biomasse racinaire des cultures intermédiaires et à l'enfouissement de leur biomasse aérienne). Ces matières organiques sont susceptibles de se minéraliser au cours du temps sur plusieurs années, et d'améliorer l'ensemble des propriétés physiques qui dépendent de la teneur en matières organiques et de la qualité de l'humus (Destain et al., 2010).

5.1.2.1. Culture intermédiaire et état structural du sol

De nombreux travaux montrent l'effet positif des cultures intermédiaires sur la structure du sol ; parmi ceux-ci, citons les articles de Folorunso et al. (1992), Latif et al. (1992), Chan et Heenan (1996), Hermawan et Bomke (1997), Watts et Dexter (1997). Cet effet positif est montré dans le cadre d'expérimentations pluriannuelles en comparaison à une parcelle témoin de sol nu, par la mesure *in situ* de masse volumique et de résistance à la pénétration, et par la mise en œuvre au laboratoire de tests de stabilité structurale sur différentes classes d'agrégats de sol. Ce type d'expérimentation vise aussi à comparer les performances de différentes espèces de cultures intermédiaires, notamment en matière d'effet de l'enracinement sur la structure du sol. Chan et Heenan (1996), après quatre années d'expérimentation, ont obtenu des résultats contrastés selon le type de cultures intermédiaires.

Vis-à-vis de la stabilité structurale, les auteurs s'accordent sur le fait que, par rapport à un témoin sol nu, les cultures intermédiaires modifient la distribution de la taille d'agrégats résultant du test, avec un pourcentage plus élevé d'agrégats de grande taille révélateur d'une plus grande stabilité structurale (Chan et Heenan, 1996 ; Hermawan et Bomke, 1997). La Figure 5-7 montre une baisse de la stabilité structurale durant la période hivernale et jusqu'au printemps pour le sol nu par rapport à la situation initiale ; et un effet protecteur de la stabilité structurale par la culture intermédiaire, dont l'intensité dépend de l'espèce utilisée.

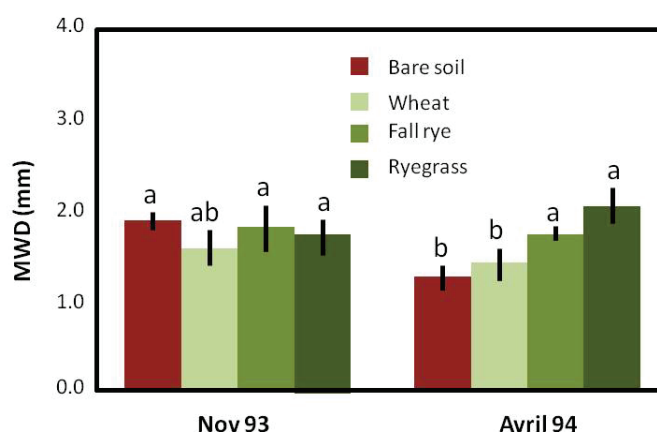


Figure 5-7. Effet de la culture intermédiaire hivernale à deux dates distinctes sur l'indicateur MWD de stabilité structurale pour l'horizon de surface du sol (couche 0-5 cm). (Hermawan et Bomke, 1997)

Les barres d'erreurs représentent l'écart-type des mesures (4 répétitions). Les CI avec une même lettre ont des valeurs moyennes qui ne sont pas significativement différentes.

Dans les conditions du test, l'indicateur MWD doit varier entre 0,125 (très faible : stabilité structurale correspondant à un passage de tous les agrégats dans un tamis de maille 0,25 mm) et 4 (correspondant à une retenue de tous les agrégats par un tamis de maille 2 mm).

5.1.2.2. Culture intermédiaire et propriétés hydrodynamiques du sol

Les modifications du cycle hydrologique induites par les cultures intermédiaires sont la conséquence de leur effet protecteur vis-à-vis de l'état structural du sol et d'un effet direct lié à l'amélioration de la structure et de la porosité du sol. La décroissance du ruissellement observée en présence de cultures intermédiaires est liée à une augmentation de la capacité d'infiltration du sol (Dabney, 1998). S'agissant des propriétés hydrodynamiques du sol, les auteurs ont montré un effet favorable des cultures intermédiaires à la fois sur la capacité d'infiltration du sol et sur sa capacité de rétention (Folorunso et al., 1992 ; Martens et Frankenberger, 1992 ; Keisling et al., 1994 ; Joyce et al., 2002).

La démonstration directe repose par exemple sur des mesures d'infiltration. *In situ*, Folorunso et al. (1992), comparativement à un témoin sol nu, ont pu mesurer sur deux sites expérimentaux, par une technique d'infiltrométrie, un accroissement significatif de la quantité d'eau infiltrée sur une période de 240 minutes. Keisling et al. (1994), au terme d'un essai de longue durée de 17 années, ont constaté aussi une augmentation significative de la conductivité hydraulique à saturation mesurée au laboratoire sur cylindre de sol non remanié prélevé dans l'horizon de surface. Joyce et al. (2002) ont abouti aux mêmes conclusions sur l'effet positif des cultures intermédiaires. Ils ont de plus démontré, par le calage et la validation d'un modèle mécaniste de transfert hydrique, que la cinétique d'évolution de la décroissance de la conductivité hydraulique de surface était plus faible dans le cas des cultures intermédiaires que pour un témoin sol nu.

En matière de capacité de rétention, la démonstration directe repose principalement sur l'établissement au laboratoire de la relation potentiel-teneur en eau sur des agrégats de sol. Comparativement à un témoin sol nu, à même potentiel, la teneur volumique en eau mesurée pour des agrégats augmente. Il s'agit là d'un effet direct lié plus à l'augmentation de la structure et de la porosité du sol qu'à la modification des caractéristiques intrinsèques de la texture du sol (Chan and Heenan, 1996).

Néanmoins, des travaux réalisés sur des expérimentations de longue durée montrent que même si l'effet bénéfique des cultures intermédiaires sur les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol a pu être démontré, la traduction fonctionnelle de cet effet dépend au premier ordre de la variabilité des conditions climatiques rencontrées, de la texture et du travail initial du sol (Borresen, 1993 ; Siri-Prieto et al., 2007 ; Carof et al., 2007 ; Bodner et al., 2008). Ce constat relativise l'importance des effets potentiels attendus des cultures intermédiaires pour les propriétés hydrodynamiques. Ainsi, les résultats décrits dans l'article de Bodner et al. (2008) montrent que l'effet couverture du sol explique moins de 10% de la dynamique temporelle de l'infiltrabilité observée, parce qu'il existe une forte interaction entre le mode de couverture et les conditions environnementales rencontrées lors de l'expérimentation.

La Figure 5-8 décrit par exemple l'évolution au cours du temps de la conductivité hydraulique à saturation sur sol nu ou couvert, obtenue par la mise en œuvre d'un modèle déterministe et mécaniste de transfert d'eau. Elle montre :

- 1) des écarts importants entre les conductivités hydrauliques estimées sur sol nu et sur sol couvert de CIPAN. Bien que les deux traitements aient été préparés de la même façon et aient subi les mêmes précipitations, le traitement CIPAN présente dès le départ une conductivité hydraulique plus élevée, imputable selon les auteurs à une meilleure stabilité structurale et donc à une meilleure porosité initiale du sol en surface ;
- 2) une décroissance de la conductivité hydraulique au cours du temps, mais avec un effet protecteur marqué sur le traitement CIPAN.

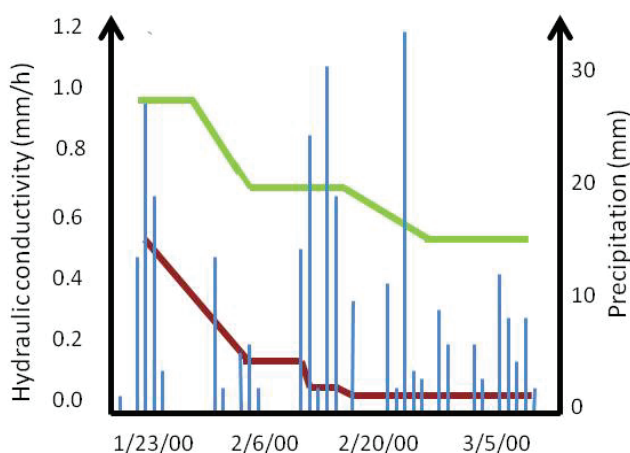


Figure 5-8. Variation en fonction du temps de la conductivité hydraulique à saturation suite à une série d'événements pluvieux (Joyce et al., 2002)

La courbe brune correspond à une situation de sol nu, la courbe verte à une situation de CIPAN.

5.1.2.3. Cultures intermédiaires et tassement du sol

Le tassement correspond à un réarrangement des particules de sol sous l'effet d'une pression exercée à la surface du sol. Ce réarrangement conduit à une diminution de la porosité intra- et inter-agrégats, qui se traduit par une augmentation de la masse volumique du sol. Cela engendre également une augmentation de la résistance à la pénétration et une diminution de la capacité d'infiltration du sol. Les mesures les plus couramment utilisées pour évaluer le tassement du sol sont par conséquent la masse volumique, la résistance à la pénétration ou la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol (Hamza et Anderson, 2005 ; Raper, 2005). Comme cette dernière a déjà été évoquée dans la section sur les propriétés hydrodynamiques, nous ne discuterons ici que de la masse volumique et de la résistance à la pénétration.

En systèmes de cultures annuelles, le tassement est dû à l'utilisation d'engins lors de la réalisation des opérations culturales. Le tassement a lieu alors essentiellement sous les roues des engins. Le degré de tassement est dépendant des caractéristiques des engins (charge des essieux, pression et taille des pneus) et du nombre de passages dans l'année, mais aussi des propriétés mécaniques du sol et de sa teneur en eau, et donc des conditions climatiques. En effet, plus le sol est humide et moins il est résistant à la pression que l'on peut exercer sur lui. De plus, les sols sont plus ou moins sensibles au tassement. Cette sensibilité varie en fonction de la texture du sol et de son taux de matières organiques (Hamza et Anderson, 2005 ; Lefebvre, 2010 ; Raper, 2005).

Les solutions mentionnées dans la littérature pour éviter ou limiter le tassement reposent sur l'amélioration de la structure du sol en augmentant le taux de matières organiques, ou la limitation des zones tassées dans les parcelles en passant toujours au même endroit (*controlled traffic*), ou le choix d'engins qui exercent une pression plus faible sur le sol, ou le raisonnement des rotations culturales en fonction des risques de tassement (Hamza et Anderson, 2005 ; Raper, 2005). Dans ce dernier cas, il s'agit d'éviter que les opérations culturales aient lieu à des moments où le sol est trop humide, avec des engins trop lourds. Certaines cultures ont également des systèmes racinaires qui peuvent pénétrer dans les zones tassées (systèmes racinaires des légumineuses, par exemple). En pénétrant dans les zones tassées, ces racines permettent de recréer une macroporosité qui avait été détruite suite au tassement et apportent de la matière organique au sol en profondeur.

Les cultures intermédiaires sont donc souvent citées comme pouvant améliorer la résistance du sol au tassement en raison de leur impact sur le taux de matières organiques du sol, ou comme pouvant remédier à un tassement par leur capacité à pénétrer les zones tassées (Dabney, 1998 ; Dabney et al., 2001 ; Raper, 2005 ; Reeves, 1994). En effet, certaines cultures intermédiaires pénètrent la couche tassée et permettent ainsi d'améliorer l'enracinement de la culture suivante dont les racines empruntent les conduits racinaires créés par la culture intermédiaire, comme l'ont montré Williams et Weil (2004) aux Etats-Unis dans une expérimentation impliquant 4 espèces de cultures intermédiaires précédant une culture de soja. Cependant, la capacité des cultures intermédiaires à pénétrer les zones tassées est variable selon les espèces. Ainsi, Chen et Weil (2010), en comparant radis fourrager, colza et seigle avec trois degrés de tassements différents (tassement élevé, moyen et sans tassement), montrent que le seigle développe proportionnellement moins de racines sous la zone tassée que le radis ou le colza.

L'augmentation des matières organiques dans le sol a pour conséquence une amélioration de la structure du sol et donc une diminution de la masse volumique et de la résistance à la pénétration. Certaines formes de carbone organique labile du sol, comme les polysaccharides, favorisent rapidement l'agglomération des agrégats mais cet effet est transitoire, alors que le carbone organique qui se décompose plus lentement a des effets plus complexes mais de plus longue durée. L'ampleur de cette amélioration est très dépendante des espèces végétales considérées et des systèmes de culture (Bronick et Lal, 2005).

Certains auteurs montrent que les cultures intermédiaires peuvent diminuer la masse volumique ou la résistance à la pénétration (Duiker et Curran, 2005 ; Keisling et al., 1994 ; Patrick et al., 1957 ; Terzoudi et al., 2007 ; Villamil et al., 2006 ; Villamil et al., 2008). Aux Etats-Unis, Patrick et al. (1957) montrent une diminution de 2% (non significatif) à 4% (significatif) de la masse volumique après 25 années dans une monoculture de coton avec utilisation de deux espèces de vesces en culture intermédiaire par rapport au témoin sol nu. De même, Keisling et al. (1994), dans une monoculture de coton de 17 années, montrent une diminution de la masse volumique pour la rotation avec culture intermédiaire de 2, 7 et 4% entre 0-5 cm, 5-10 cm et 10-15 cm respectivement, par rapport au témoin sol nu. Aux Etats-Unis, Villamil et al. (2006) montrent une diminution significative de 7% de la masse volumique mesurée entre 0 et 5 cm de profondeur pour une rotation maïs-soja en non-labour avec culture

intermédiaire (seigle après maïs, vesce, seigle ou mélange vesce-seigle après soja) comparée au témoin sol nu. Mais, entre 5 et 10 cm, seule la rotation avec vesce montre une diminution de la masse volumique. L'effet des cultures intermédiaires disparaît ensuite au-delà de 10 cm. De même, la résistance à la pénétration diminue entre 0 et 5 cm avec les cultures intermédiaires par rapport au sol nu de 19% avec le seigle, 16% avec le mélange vesce-seigle et 8% avec la vesce. Cependant, l'effet de la culture intermédiaire varie en profondeur : entre 10 et 15 cm, la rotation avec mélange vesce-seigle montre une augmentation significative de la résistance à la pénétration par rapport au sol nu (+15%), de même que les deux rotations avec vesce (+17 à 19%) entre 15 et 30 cm.

L'effet de la culture intermédiaire est variable selon les espèces. En Australie, Chan et Heenan (1996) comparent des rotations de blé en labour conventionnel avec quatre cultures intermédiaires différentes (colza, orge, lupin et pois). La masse volumique et la résistance à la pénétration, mesurées en fin de saison culturale, sont plus faibles avec le lupin et le colza, le pois a des valeurs intermédiaires tandis que l'orge présente les valeurs les plus élevées. Mais ces différences disparaissent dans les 18 premiers centimètres du sol après les opérations de labour et de semis.

La culture intermédiaire aura également un effet variable selon les pratiques culturales qui lui sont associées. Ainsi, aux Etats-Unis, Duiker et Curran (2005) comparent dans un système avec maïs en non-labour, une date tardive d'implantation du maïs avec une date précoce et deux modes de destruction du seigle : soit en fin d'automne ou début du printemps donc sans résidus à l'implantation du maïs (NT-R), soit 7 à 10 jours avant l'implantation du maïs (NT+R). Une diminution significative de la masse volumique n'est mesurée dans le système NT+R que lorsque l'implantation est tardive comparativement avec le système NT-R. Cette différence serait liée à une plus grande quantité de biomasse racinaire à l'implantation tardive.

En Grèce, sur un essai de 3 années comparant trois techniques de travail du sol différentes (soc, dent et disque), avec ou sans culture intermédiaire (vesce et blé dur), Terzoudi et al. (2007) ne montrent pas d'effet significatif de la culture intermédiaire sur la masse volumique. Seule la technique culturale avec disque, travaillant le moins profondément (60-80 mm), montre une diminution significative pour une mesure sur les huit effectuées durant l'essai. De même, aucune différence n'est rencontrée sur la résistance à la pénétration pour les mesures effectuées après le labour automnal. *A contrario*, une diminution significative (de 5 à 14%) de la résistance à la pénétration dans les 5 premiers centimètres du sol est constatée après un travail du sol au printemps en techniques culturales simplifiées. Cela est lié à la présence des résidus de cultures intermédiaires au printemps. Mais l'effet des techniques culturales simplifiées est 2 à 3 fois plus important que celui des cultures intermédiaires.

Dans un cas particulier, situé aux Etats-Unis, Jung et al. (2008, 2010) montrent un effet cumulé négatif au bout de 10 ans dans un système à techniques culturales simplifiées. La masse volumique et la résistance à la pénétration s'avèrent plus élevées avec les cultures intermédiaires dans un sol présentant un horizon induré, argileux et peu profond (taux d'argile de 45 à 53% à partir de 20-30 cm) avec un drainage assez pauvre. Cela est dû au maintien des résidus de culture en surface, qui induisent une teneur en eau du sol plus élevée au moment du semis de la culture suivante comparativement au système sans culture intermédiaire. D'autres études montrent des effets peu ou pas présents sur la masse volumique ou la résistance à la pénétration (Biederbeck et al., 1998 ; Brown et al., 1985 ; Busscher et Bauer, 2003). Au Canada, Biederbeck et al. (1998) dans un essai de 6 ans comparant diverses rotations de blé avec ou sans culture intermédiaire de légumineuses, ne montrent pas d'effet de celles-ci ni sur la masse volumique, ni sur la résistance à la pénétration. De même, aux Etats-Unis en culture de coton, Busscher et Bauer (2003) n'observent pas d'effet de la culture intermédiaire (seigle) sur la résistance à la pénétration quel que soit le type de labour.

5.1.3. Conclusions

Les cultures intermédiaires ont des effets positifs importants pour réduire l'érosion hydrique des sols. Elles protègent non seulement la surface du sol de l'impact des gouttes de pluie avec leur biomasse aérienne, mais leur tissu racinaire, lorsqu'il est dense et ramifié, contribue également à améliorer la résistance du sol à l'arrachement. Elles favorisent l'infiltration de l'eau dans le sol tout en ralentissant le ruissellement en étant des obstacles physiques à son écoulement. L'expression ou l'occurrence de ces effets positifs n'est cependant pas systématique. L'efficacité des cultures intermédiaires dépend des biomasses aérienne et racinaire obtenues en

lien avec les espèces cultivées, mais également de la précocité des semis, des conditions de leur implantation et de la date de leur destruction en lien avec le climat. On manque cependant d'expérimentations en contexte de climat tempéré qui permettraient de classer les espèces les unes par rapport aux autres en fonction des différents critères analysés. Le seuil souvent cité dans la littérature et communément admis d'efficacité minimale de 30% de couverture pour la lutte contre l'érosion mériterait par exemple d'être vérifié.

Les effets de protection sur les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols et sur le tassement sont dus principalement à l'effet structurant du système racinaire et à l'augmentation des matières organiques dans le sol. Sur une période d'interculture, les effets des cultures intermédiaires sur la porosité, la stabilité structurale du sol et l'infiltrabilité à la surface du sol sont généralement positifs, mais plus ou moins marqués selon les espèces. Ces effets sont néanmoins, en termes d'intensité, d'un effet de second ordre comparés aux effets liés à la variabilité climatique, au type de travail du sol effectué pour implanter la CI et plus globalement au système de culture dans lequel les cultures intermédiaires sont insérées. L'essentiel des publications analysées concerne des expérimentations le plus souvent réalisées dans des situations différentes des conditions françaises que ce soit en termes de climat, de sols, de systèmes de culture et d'espèces de cultures intermédiaires. De plus, beaucoup de travaux expérimentaux ont des approches plurifactorielles comparant différents systèmes de culture où la culture intermédiaire n'est pas le seul facteur de variation analysé. Il devient alors difficile de déterminer quel est l'effet de la culture intermédiaire seule. Pour les processus étudiés, cela rend donc difficile l'extrapolation quantitative des résultats analysés aux systèmes français.

5.2. Effet des cultures intermédiaires sur la séquestration du carbone et le bilan gaz à effet de serre

Bruno Mary et Eric Justes

L'intérêt premier des "cultures intermédiaires" (CI), qui a justifié leur insertion croissante dans les systèmes de culture européens, a été la réduction de la lixiviation du nitrate. Ce "service écosystémique" apparaît pleinement justifié. Cependant, la pratique répétée des CI peut également avoir un impact (positif ou négatif) sur le "bilan carbone", à savoir la séquestration de carbone dans le sol et l'émission de gaz à effet de serre (CO₂, N₂O, CH₄). Les hypothèses faites généralement sont les suivantes : les CI ont un faible rôle séquestrant sur le carbone (par ex. : Boiffin et al., 1986) et accroissent les émissions de N₂O (IPCC, 2006). Ces hypothèses sont passées ici au crible de la littérature scientifique récente.

5.2.1. Séquestration de carbone et d'azote dans le sol

La séquestration de carbone dans les sols associée à l'apport répété de CI représente le supplément de carbone stocké permis par cette pratique par rapport à la pratique conventionnelle (sans CI). Elle a été étudiée soit en conditions de champ dans des essais d'assez longue durée (au moins 5 ans) permettant de mesurer les variations de stocks de carbone organique du sol, soit au cours d'expérimentations au laboratoire relatives à la décomposition de résidus de CI en conditions contrôlées au cours desquelles on mesure les émissions de CO₂ issu des résidus.

5.2.1.1. Etudes *in situ*

Nous avons identifié 23 essais de longue durée (allant de 5 à 52 ans) comparant des systèmes de culture avec ou sans cultures intermédiaires quant à leur impact sur les stocks de carbone et d'azote dans les sols. Leurs caractéristiques sont données au Tableau 5-1. Pour la plupart, il s'agit de publications très récentes qui évaluent l'intérêt de systèmes de culture "innovants" dans lesquels les CI ont une large place. Une partie de ces essais concerne des régions tropicales ou subtropicales. A ce titre, elles pourraient être considérées comme non pertinentes pour les régions tempérées, mais nous pensons que les phénomènes observés dans ces conditions

doivent être transposables, avec une vitesse réduite, aux conditions tempérées. C'est pourquoi ces références ont été conservées dans cette analyse.

Nous donnons deux critères de séquestration de carbone : 1) la quantité moyenne de C séquestrée annuellement, qui correspond à la différence de stocks de carbone entre un traitement avec CI et un traitement sans CI, divisé par le nombre d'années de l'essai ; 2) le "facteur de conversion" qui est le ratio entre la quantité de C séquestrée et l'apport annuel moyen de carbone par les CI (majoritairement sous forme de résidus aériens). Le calcul de ces deux critères n'a pu être fait sur tous les essais, à cause soit d'une insuffisance de données publiées, soit d'une profondeur de mesure du sol insuffisante.

En région tropicale ou subtropicale

Plusieurs études conduites en zone tropicale ou subtropicale humide s'intéressent à des couverts végétaux introduits en complément de la culture principale. Ces couverts peuvent être maintenus pendant la culture principale et durent plus longtemps que les cultures intermédiaires *stricto sensu* qui sont détruites avant la culture principale. Il est cependant intéressant de voir quelle contribution ils peuvent apporter à la séquestration du carbone. Ainsi Barthès et al. (2004) ont étudié le stockage de carbone dans un limon sableux au Bénin, dans un essai de 12 ans en maïs continu avec 3 modalités : le zéro apport traditionnel (T), la fertilisation minérale seule (NPK) ou en association avec une légumineuse, *Mucuna pruriens* (M). Les apports de carbone au sol ont été de 3,5, 6,4 et 10,0 t C/ha/an respectivement. Les variations de stock de C sur 0-40 cm ont suivi ce classement : elles ont été de -0,2, +0,2 et +1,3 t C/ha/an. Dans le traitement avec *Mucuna*, plus de 50% du C présent dans le sol après 12 ans provient du *Mucuna*, suggérant une possible stimulation de la minéralisation du C natif ("*priming effect*"). Les auteurs concluent que le mulch de *Mucuna* est efficace pour séquestrer du C dans le sol.

En Inde, Chander et al. (1997) ont étudié l'intérêt d'introduire une CI légumineuse arbustive (*Sesbania bispinosa*) dans une rotation millet-blé. Dans un essai de 6 ans, l'apport supplémentaire de carbone dû à *Sesbania* a été estimé à 4,8 t/ha (3,4 pour la biomasse aérienne et 1,4 pour la partie racinaire). Ils observent une augmentation de la teneur en C du sol (0-15 cm) de 0,54 g/kg sol, soit une séquestration d'environ 1,2 t C/ha. La biomasse microbienne et la respiration du sol sont également accrues.

Dans les expérimentations faites en région tropicale ou subtropicale, les CI sont souvent associées au non-travail (ou travail minimum) du sol pour constituer des systèmes "de conservation". Il est alors difficile de séparer l'effet de la CI et celui du non-travail sur le stockage de C. Ainsi, de Rouw et al. (2010) comparent un système de conservation (NT+CI) avec un système conventionnel (CT) dans la vallée du Mékong au Laos. Après 5 ans de différenciation, en monoculture de maïs, ils observent que le premier système avec *Brachiaria* comme CI est plus favorable que le second pour stocker du carbone, malgré un apport de C total identique dans les 2 systèmes (dû aux mauvaises herbes favorisées par le travail du sol). L'effet de séquestration est donc surtout attribuable au non-travail du sol.

En Amérique du Sud

Au Brésil, quatre dispositifs d'étude de longue durée étudiant l'intérêt des CI dans des systèmes sans labour ont fait l'objet de publications.

A Santa Maria (Rio grande do Sul), au sud du Brésil, Bayer et al. (2009) ont analysé l'effet de deux CI d'hiver (mélanges vesce/avoine et vesce/ray-grass) semées en interculture, et d'une CI d'été (*Mucuna*) semée sous couvert, dans une monoculture de maïs en non-travail du sol. Au bout de 8 ans, ils observent une séquestration de carbone dans tous les systèmes par rapport au témoin, mais statistiquement significative seulement pour le *Mucuna* qui apporte le plus de carbone (2,0 t C/ha/an) avec une très forte séquestration : 0,68 t C/ha/an.

A Passo Fundo, toujours au sud du Brésil, Sisti et al. (2004) comparent l'effet du travail du sol et des CI sur les stocks de C sur 0-100 cm, en système blé-soja-maïs. Au bout de 13 ans, ils ne détectent pas d'effet du travail du sol dans le système conventionnel (sans CI), mais un effet de la vesce (*Vicia villosa*) associée au non-travail du sol, avec une augmentation de 10 t C/ha (maïs non significative), et un stockage important entre 30 et 85 cm. Ils attribuent cet effet à la fixation d'azote par la vesce et à son système racinaire.

Dans la Station expérimentale de l'Université de Rio grande do Sul, Bayer et al. (2001) comparent trois CI : avoine (A, *Avena strigosa*), pois d'Angole (P, *Cajanus cajan*), pois antaqué (L, *Lablab purpureus*) et 2 niveaux de fertilisation N (0 et 180 kg N/ha) dans une monoculture de maïs. Il n'y a pas de véritable témoin. Au bout de 17

ans, les stocks de C et N se classent dans l'ordre : P = L > A. Le stockage est accru avec l'apport d'engrais azoté. Les auteurs observent une très forte séquestration de carbone avec les CI – légumineuses : 0,48 t C/ha/an pour N=0 et 0,83 t C/ha/an pour N=180 (moyenne de P et L). La séquestration est quasi doublée si l'on considère une forte épaisseur de sol (0-107 cm). On notera cependant que ce stockage est obtenu avec de très fortes entrées de C-CI : 6,1 et 8,9 t C/ha/an pour N=0, contre 4,4 t C/ha/an pour le "témoin" avoine.

Vieira et al. (2009) ont repris les données de cet essai avec quelques années supplémentaires. Ils montrent que la séquestration de carbone est sensiblement proportionnelle à l'apport annuel de C, quelle que soit la CI. Utilisant le modèle Hénin-Dupuis, ils calculent un coefficient d'humification de 9,6% pour toutes cultures confondues (maïs et CI). Cependant, les simulations montrent que le modèle a tendance à exagérer les variations dans le temps. En conséquence, les taux d'humification et de minéralisation sont probablement sous-estimés et devraient être revus à la hausse.

Toujours au Brésil, dans l'état du Parana, dos Santos et al. (2011) étudient le stockage à long terme (17 ans) de rotations sans labour basées sur des CI. Le témoin est une rotation blé-soja. Le stockage de C est accru dans les systèmes qui incluent des CI (avoine, ray-grass, vesce). Il semble surtout en relation avec les apports de C racinaire.

En Argentine, Miglierina et al. (2000) ont comparé les stocks de C dans les systèmes de culture de la Pampa semi-aride. Les stocks de C et N organiques mesurés après 15 ans de différenciation (0-21 cm) sont 10 à 15% plus élevés dans un système blé-triticales/vesce que dans un système blé-blé. Cependant, on ne connaît pas le niveau de productivité et de restitution de ces 2 systèmes.

En Amérique du Nord

Aux Etats-Unis, plusieurs études ont cherché à caractériser l'intérêt d'introduire des CI dans les systèmes de culture classiques : monoculture de maïs ou maïs-soja. Cette pratique reste très peu répandue aux USA (Singer et al., 2007), bien que potentiellement intéressante (Fae et al., 2009; Coulter et al., 2011).

Villamil et al. (2006) ont introduit des CI d'hiver (seigle et vesce) chaque année dans une rotation classique du Corn Belt, maïs-soja en non-labour. Après 4 ou 5 ans de différenciation, ils trouvent un effet positif de la vesce ou du mélange seigle-vesce sur les teneurs en C du sol jusqu'à 30 cm, mais difficile à quantifier précisément. Par ailleurs, ils n'observent pas d'effet significatif sur la teneur en N total.

A Pullman, dans l'état de Washington, Kuo et Jellum (2000) ont testé les effets azote liés à l'introduction de CI (vesce, seigle et ray-grass) dans des monocultures de maïs fourrage. En 10 ans (1987-1996), ils observent une augmentation du stock de N organique avec les trois CI, proportionnelle au niveau de restitution de carbone par les CI. La pente (taux de séquestration) est de 0,016 mg N organique par kg sol et par kg C apporté/ha. On peut en déduire un facteur de conversion très élevé, allant de 30% à 54%.

A South Deerfield (Massachusetts), Ding et al. (2006) analysent un essai de 10 ans avec CI sur une monoculture de maïs fourrage. C'est un essai factoriel avec trois modalités de CI (témoin sans CI, seigle, seigle+vesce) et deux modalités N (0, 200 kg/ha) où les CI ont une très longue période de croissance (septembre-mai). Ils observent des effets significatifs des CI sur les stocks C et N : la quantité séquestrée va de 0,46 à 0,70 t C/ha/an. Ding et al (2005) montrent aussi que la MO des sols ayant eu des CI répétées présente des caractéristiques différentes, attestées par les spectres infra-rouges (DRIFT) et l'analyse RMN ¹³C. Les acides humiques formés à partir des résidus de seigle seul sont plus aromatiques. La MO formée à partir du mélange seigle+vesce serait plus active biologiquement que celle issue du seigle.

Grandy et al. (2002) ont analysé l'effet de CI (mélange pois, avoine et vesce) dans des rotations avec pomme de terre dans le Maine (USA). Ils n'observent pas d'effet significatif sur le stock de MO en 1996, mais un effet en 1997, après 5 ans de différenciation.

Dans le vignoble californien, Steenwerth et Belina (2008) ont étudié l'intérêt d'introduire une CI rapport à la pratique classique du sol nu travaillé. Après 5 ans, ils observent une nette augmentation de la teneur en carbone du sol sur 0-15 cm, de 2,3 à 3,8 mg C/kg selon la CI (seigle ou triticales). Il est difficile de calculer une quantité séquestrée. La biomasse microbienne et le flux de CO₂ (suivis pendant un an) sont accrus de 2 à 3 fois par l'effet des CI.

Essai	Référence	Site	Province/région	Pays	Début	Fin	Durée	Culture	Nature CI	Séquestration kg C/ha/an	Facteur de conversion	Note	
1	Barthès et al. (2004)	Agonkanmey	Cotonou	Bénin	1988	1999	12	Maïs	Mucuna**	S	1280	20%	(1)
2	Chander et al. (1997)	Haryana	Hisar	Inde	1987	1993	6	Millet-blé	Sesbania**		200	24%	
3	de Rouw et al. (2010)	Napok	Vientiane	Laos	2002	2006	5	Maïs	Brachiaria	S			
4	Bayer et al. (2009)	Santa Maria	Rio Grande do Sul	Brésil	1991	1999	8	Maïs	Avena+Vicia	NS	150		
									Lolium+Vicia	NS	90		
									Mucuna	S	680	39%	
5	Sisti et al. (2004)	Passo Fundo	Rio Grande do Sul	Brésil	1985	1999	13	Blé-Soja	Vicia	NS			
									Avena/Vicia	NS			
6	Bayer et al. (2001)	Exp. Station	Rio Grande do Sul	Brésil	1983	1995	12	Maïs	Avena+Vicia/Vigna	NS	860	17%	
									Cajanus	S	1150	20%	
	Vieira et al. (2009)	"	"	"	2002	19	Maïs	Avena			90	7%	
									Avena/Vicia		190	8%	
									Avena/Vicia/Vigna		360	12%	
									Cajanus		520	13%	
7	dos Santos et al. (2011)	Ponte Grossa	Parana	Brésil	1989	2006	17	Maïs-soja	Avena or Lolium	S		9%	(1)
									Vicia	S		14%	(1)
8	Miglierina et al (2000)	Bordenave	Buenos Aires	Argentine	1975	1990	15	Blé	Vicia+Avena/triticale	S	380		
9	Villamil et al. (2006)	Urbana	Illinois	Etats-Unis	1998	2003	5	Maïs-soja	Secale	NS			
									Secale/vicia	S			
10	Kuo and Jellum (2000)	Pullmann	Washington	Etats-Unis	1987	1996	10	Maïs fourr.	Secale	S	470	54%	
									Lolium	S	270	30%	
									Vicia	S	200	37%	
11	Ding et al. (2006)	South Deerfield	Massachussets	Etats-Unis	1990	1999	10	Maïs fourr.	Secale	S	700		
									Secale+Vicia	S	460		
12	Grandy et al. (2002)	Presque Isle	Massachussets	Etats-Unis	1992	1997	5	Rotation	Pisum/avena/vicia	S			
13	Steenwerth et Belina (2008)	Greenfield	Californie	Etats-Unis	2001	2006	5	Vigne	Secale	S			
									Triticale	S			
14	Campbell et al. (2000)	Swift Current	Saskatchewan	Canada	1967	1996	30	Blé	Secale	S	150	39%	(2)
15	Campbell et al. (2007)	Swift Current	Saskatchewan	Canada	1987	2003	17	Blé	Lens/Lathyrus	S	194	35%	
16	Mazzoncini et al. (2011)	Pisa	Toscane	Italie	1993	2008	15	Maïs-blé dur	Secale/Sinapis	NS	80	13%	
									Trifolium	S	320	36%	
									Trifolium/Vicia	S	340	32%	
17	Constantin et al. (2010)	Boigneville	Ile de France	France	1992	2008	16	Blé-orge-pois	Sinapis	S	110	28%	
18		Thibie	Champagne	France	1991	2008	17	Blé-bett-pois	Raphanus	S	190	28%	
19		Kerlavic	Bretagne	France	1994	2008	14	Maïs-blé	Lolium	S	260	28%	
20	Thomsen et Christensen (2004)	Askov		Danemark	1989	1999	10	Orge p	Lolium	S	330		(3)
21	Berntsen et al. (2006)	Jyndevad		Danemark	1968	1991	23	Blé p-Orge p	Lolium	S	150		
22	Gerzabek et al (1997)	Ultuna	Uppsala	Suède	1956	1993	37	Céréales-colza	Mélange	S	360		
	Jousseume (2011)						52					16%	(4)
23	Yang et al. (2004)	As		Norvège	1988	2001	13	Blé p-Orge p	Lolium	NS			
									Trifolium	NS			

Tableau 5-1. Descriptif des essais de longue durée testant l'effet des cultures intermédiaires sur le stockage de carbone dans le sol

(1) pas de véritable témoin

(2) facteur de conversion pour l'ensemble (culture principale + CI) = 15-17%

(3) séquestration équivalente à 4 t/ha paille

(4) k1 du modèle AMG = 0.25, équivalent à celui de la paille (0.24)

Au Canada, Campbell et al. (2000) ont étudié l'impact de différents systèmes de culture sur le stockage de carbone dans la "prairie" céréalière au Saskatchewan. Dans un essai de 28 ans, ils testent l'effet d'une CI graminée (seigle) implantée à l'automne avant le blé dur de printemps. Ils observent une séquestration de C due à la CI égale à 0,15 t C/ha/an. Compte tenu du fait que le système avec CI est également plus productif, les auteurs calculent un facteur de conversion de 12% pour la rotation classique et 17% pour la rotation avec CI. Par différence entre les systèmes, on en déduit un facteur de conversion de la CI égal à 39%.

Dans un deuxième essai de 17 ans, Campbell et al. (2007) comparent une rotation classique jachère – blé de printemps – blé de printemps avec une rotation CI – blé - blé où la CI est une légumineuse (lentille noire ou gesse). La cinétique de stock avec 4 dates de mesure (une mesure tous les 3 ans) montre que la CI entraîne une séquestration de C et N significative, avec une pente de 0,19 t C/ha/an.

En Europe

A Pise, en Italie, Mazzoncini et al. (2011) ont analysé un essai factoriel croisant le travail du sol, le niveau de fertilisation azotée et la présence de CI dans une rotation comportant du maïs, du blé dur et du tournesol. Ils observent une séquestration plus élevée avec des CI légumineuses qu'avec une CI non légumineuse : 0,32 - 0,34 t C/ha/an pour le trèfle et le trèfle-vesce, contre 0,08 t C/ha/an pour le seigle-moutarde.

Constantin et al. (2010) comparent l'effet des CI dans trois essais de longue durée (de 14 à 17 ans) en France. Les essais comportent des CI tous les ans (Thibie, Boigneville) ou tous les deux ans (Kerlavic). Les auteurs trouvent une augmentation significative des stocks d'azote total mais pas de carbone sur les 2 premiers sites, et une augmentation significative des stocks de C et N à Kerlavic. Le supplément de stock de C (et N) est bien corrélé au supplément d'entrée de carbone dû aux CI. La pente de cette relation, qui correspond au facteur de conversion, est élevée : 28% en moyenne. Les auteurs montrent que la séquestration correspond aux extrapolations que l'on peut faire à partir de mesures au laboratoire et du modèle STICS (Constantin et al., 2011). En utilisant ce modèle de simulation calé sur les 15 premières années d'observation, Constantin et al. (2012) simulent une séquestration maximale de 3,9 à 8,3 t C/ha, atteinte en 40 ans environ.

A Askov au Danemark, Thomsen et Christensen (2004) ont introduit des CI de ray-grass (semis sous-couvert) dans une monoculture d'orge de printemps, pendant 10 ans. Ils observent un effet positif sur les teneurs en C du sol (0-20 cm) dans tous les traitements, ce qui permet de calculer un taux de séquestration de 0,33 t C/ha/an. Ils indiquent que l'effet de séquestration du C du ray-grass est comparable à l'apport de 4 t/ha de paille, confirmant les résultats de Hansen et al. (2000).

Berntsen et al. (2006) analysent et modélisent le devenir de l'azote (mais pas du carbone) dans un essai de 23 ans à Jyndevad (Danemark) dans un sol sableux avec CI semée sous couvert dans l'orge ou le blé de printemps (*Lolium multiflorum* et *Lolium perenne*). Ils observent une séquestration d'azote organique de 15 kg N/ha/an (sur 0-20 cm). Compte tenu de l'apport d'azote par les CI (38 kg N/ha/an), on en déduit que le facteur de conversion de l'azote organique apporté par la CI est de 40%. Les auteurs observent de plus une séquestration en profondeur (20-80 cm) de 8 kg N/ha/an.

Un essai de très longue durée a été implanté à Ultuna en Norvège en 1956. Il comporte aussi une modalité "engrais vert". D'après les données publiées par Gerzabek et al (1997), on peut calculer qu'il a permis de séquestrer une forte quantité de carbone pendant les 37 premières années : 0,36 t C/ha/an. Les données ont été reprises par Jousseume (2011) qui a modélisé toute la cinétique d'évolution du stock pendant 52 ans. Sur cette période, le facteur de conversion a été de 16%. En appliquant le modèle AMG (Saffih et Mary, 2008), Jousseume (2011) a calculé que le coefficient isohumique k_1 de la CI était de 0,25, alors que celui de la paille était de 0,24.

Toujours en Norvège, Yang et al. (2004) ont mesuré l'impact d'une CI (ray-grass et trèfle blanc) pendant 11 ans en semis sous-couvert dans une rotation céréalière (blé, orge et avoine de printemps). Ils n'observent pas de variation significative de stock de carbone sur cette période, mais on ne connaît pas le niveau de production et de restitution des CI.

5.2.1.2. Etudes d'incubation au laboratoire

Il a souvent été considéré que les résidus de plantes jeunes et riches en N (type CI) se décomposent plus vite et complètement que des résidus de plantes mûres pauvres en N (type paille de céréales), et donc qu'elles contribuent beaucoup moins à la formation de C stable ("humus") dans le sol. En fait, ce postulat est remis en cause par les résultats obtenus lors des études de biodégradation au laboratoire avec suivi de la minéralisation du carbone et de l'azote. Parmi les nombreux travaux qui ont étudié au laboratoire le devenir du C et N des résidus végétaux en décomposition dans le sol, on peut surtout citer deux références qui ont compilé un grand nombre de données d'incubation : celle de Jensen et al. (2005) et celle de Nicolardot et al. (2001) reprise par Justes et al. (2009).

Dans le travail de Jensen et al. (2005), 76 échantillons de résidus végétaux ont été incubés à 15°C pendant 217 jours. Comme le montrent ces auteurs, le rapport C/N des résidus végétaux est peu corrélé à la minéralisation du carbone et ne peut donc pas être considéré comme un facteur causal de la vitesse de décomposition, ni du taux maximal (asymptotique) de minéralisation du carbone. En fait, les résidus de plantes jeunes (type CI) se décomposent d'abord plus rapidement, car ils sont en général plus riches en fraction soluble (soluble à l'eau ou au détergent neutre) que les résidus de végétaux mûrs tels que les pailles. Or il a été montré que la vitesse initiale de décomposition d'un résidu végétal est fortement corrélée à sa teneur en C soluble (e.g. Trinsoutrot et al., 2000). Cependant, la vitesse de minéralisation se ralentit plus vite ensuite, et le taux de minéralisation final n'est pas forcément plus élevé. Dans l'étude de Jensen et al. (2005), le taux de minéralisation du carbone apporté en fin d'incubation (217 jours) varie de 35 à 80%. Il est principalement corrélé (négativement) à la teneur en cellulose, et peu au rapport C/N ou à la teneur en lignine du résidu. Les teneurs en cellulose des CI étant peu différentes de celles des résidus végétaux mûrs, il n'est pas surprenant que leur taux de minéralisation soit peu différent de celui des résidus végétaux mûrs.

L'étude de Justes et al. (2009) considère un ensemble de 68 résidus végétaux, parmi lesquels 25 résidus de CI et 43 résidus de plantes à maturité. Le taux de minéralisation du carbone apporté en fin d'incubation (168 jours) est compris entre 58 et 70% pour les résidus de CI, et de 43 à 67% pour les résidus mûrs. Pour ces derniers, les faibles valeurs concernent surtout les racines qui ont un taux de stabilisation du C plus élevé que les parties aériennes. Ces études montrent, contrairement à l'hypothèse avancée en début de paragraphe, que la contribution des résidus de CI à la séquestration de carbone dans le sol peut être conséquente pour 2 raisons :

- la proportion de carbone issu des parties aériennes des résidus de CI qui "s'humifie" (se stabilise) dans le sol est comparable à celle de résidus de végétaux mûrs ;
- l'apport relatif de biomasse racinaire par rapport à la biomasse aérienne est plus important que pour des cultures plus âgées, et son taux d'humification est plus élevé (Balesdent et Balabane, 1996; Kätterer et al., 2011).

Jensen (1992) a étudié la décomposition de résidus de deux résidus de CI (moutarde et ray-grass) marqués au ¹⁵N dans un sol sableux du Danemark. Les quantités de ¹⁵N restant dans le sol au bout de 33 mois étaient de 23% et 34% respectivement. En tenant compte du C/N respectif de ces produits (15 et 25) et en supposant que l'azote marqué est humifié avec un ratio C/N=10, on peut calculer un taux d'humification du carbone apporté de 14% et 13% pour chaque résidu respectivement.

Kölbl et al. (2007) ont réalisé des incubations *in situ* de résidus de CI (moutarde blanche) marquée au ¹³C dans deux sols en Allemagne. Ils mesurent le ¹³C résiduel dans la matière organique du sol. Ils retrouvent 12,5 à 16,7% du ¹³C apporté dans le sol après un an d'incubation, et 19,4 à 8,5% après 19 mois. A ces dates, 80 à 91% du ¹³C a été incorporé dans des fractions fines de la MO (< 200 µm). Au final, le taux de stabilisation moyen du C à 16,5 mois est de 14,2 ± 4,8 %.

5.2.1.3. Conclusion

Deux grandes méthodes sont actuellement disponibles pour caractériser les variations de stocks de MO dans les sols et donc la séquestration de carbone liée à une pratique agricole telle que les cultures intermédiaires : la méthode d'inventaire de stock, et la technique micro-météorologique (ou "tour à flux"). A ce jour, aucune publication n'a quantifié la séquestration de carbone due aux CI avec la technique micro-météorologique, sans doute parce que c'est une technique assez récente. Malgré leur imprécision, les études d'inventaire faites sur des

essais de longue durée (au moins 10 ans) montrent très majoritairement que les CI conduisent à séquestrer du carbone et de l'azote organique dans les sols. L'appellation ancienne "engrais verts" est donc pleinement justifiée. Le Tableau 5-2 résume les résultats cités au Tableau 5-1.

Essais	Climat	Durée moyenne (ans)	Séquestration (kg C/ha/an)		Facteur de conversion (%)	
			moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
1-7	Tropical	12	506	431	17%	10%
8-23	Tempéré	15	292	156	33%	10%
1-23	Tous	14	376	308	25%	12%

Tableau 5-2. Taux de séquestration du carbone issu des CI et facteur de conversion associé : moyennes et écart-types des résultats obtenus en climat (sub)tropical, tempéré ou pour tous les climats.

On peut tirer cinq conclusions importantes :

- L'intensité de séquestration est forte : 376 kg C/ha/an en moyenne. C'est une valeur plus élevée que ce qui est permis par la réduction de travail du sol.
- La séquestration est beaucoup plus reliée à la biomasse de CI produite qu'à la nature des CI. Quelques résultats suggèrent cependant que les légumineuses puissent favoriser le stockage.
- La séquestration liée aux CI est au moins aussi élevée que celle liée aux résidus des cultures principales. Ce constat est sans doute à relier à la forte proportion de résidus racinaires.
- La séquestration est plus forte en climat tropical qu'en climat tempéré (506 vs 292 kg C/ha/an). Ceci résulte de la forte biomasse des CI permise par les conditions climatiques.
- Le facteur de conversion est plus élevé en climat tempéré. La plus forte stabilisation résulte sans doute d'un taux de minéralisation plus faible en climat tempéré.

5.2.2. Emissions de N₂O

Les études qui ont quantifié l'impact des cultures intermédiaires sur les émissions de gaz à effet de serre, et en particulier de N₂O, sont peu nombreuses et très récentes. Ceci s'explique par la lourdeur de mesure des flux de N₂O et l'amélioration en cours des techniques de mesure. La majorité des références a été acquise avec des prélèvements de gaz en chambres manuelles et une mesure différée au laboratoire. La durée de ces mesures représente une faible fraction de la période de suivi (typiquement 1/200 à 1/1000). La variabilité spatiale et temporelle des émissions est une limite forte à la précision des mesures. En outre, très peu d'études ont caractérisé les flux de CO₂ ou de CH₄. Le Tableau 5-3 récapitule les références publiées sur l'effet des CI mesuré *in situ*.

5.2.2.1. Mesures *in situ*

Au Japon

Zhaorigetu et al. (2008) ont étudié l'effet des CI (seigle et vesce) et du travail du sol dans une monoculture de riz pluvial. Après 2 ans de différenciation de l'essai, ils ont suivi les émissions de N₂O pendant 6 mois (à 12 dates), dans le riz après destruction de la CI. Les émissions sont un peu plus élevées avec les CI (2,40 g N/ha/jour avec la vesce et 2,05 g N/ha/jour avec le seigle) que dans le témoin (1,55 g N/ha/jour), l'effet étant plus marqué en non-travail du sol.

En Amérique du sud

Gomes et al. (2009) ont mesuré les émissions de N₂O dans une monoculture de maïs sans labour, à long terme (19-21 ans) en climat subtropical au Brésil, pour des CI variées : légumineuses (vesce (*Vicia sativa*), pois d'Angole (*Cajanus cajan*), cornille (*Vigna unguiculata*), pois antaques (*Lablab purpureus*)) ou graminées (*Avena*

strigosa). Un suivi pendant 1 an (13 dates) a été réalisé. Cependant, l'essai ne comportait pas de "témoin" sans culture intermédiaire. Les émissions étaient nulles dans le système maïs-avoine, de 0,8 kg N/ha/an pour la vesce et de 1,1-1,3 kg N/ha/an pour *Cajanus*, *Vigna* et *Lablab*. Les auteurs calculent un facteur d'émission allant de 0,39 à 0,75% de l'azote apporté par la CI.

En Amérique du nord

Rosecrance et al. (2000) ont réalisé des incubations en présence de résidus de CI (seigle, vesce et mélange seigle-vesce). Ils concluent que le potentiel de dénitrification et d'émission de N₂O est accru lors de la décomposition des couverts de vesce, parce que la minéralisation d'azote y est la plus forte. Par contre, le potentiel du seigle ou du mélange seigle-vesce n'est pas différent de celui du témoin.

En Californie, Steenwerth et Belina (2008) ont analysé l'effet de CI (triticale et seigle) installées entre les rangs de vigne, en comparaison avec un traitement sol nu travaillé. Après 5 ans de différenciation, ils ont suivi les émissions de N₂O pendant 1 an (17 dates) et observent des émissions légèrement supérieures avec les CI, mais qui sont assez faibles : la moyenne des émissions est de 0,76 pour les CI et de 0,58 kg N/ha/an pour le témoin.

En Arkansas, Sauer et al. (2009) ont mesuré les émissions sur pâture recevant ou non du fumier de dinde composté (FDC). La CI (seigle) est semée en interrang dans le bermudagrass dormant à l'automne. La présence de CI, seule ou avec le FDC, a diminué les émissions de N₂O sur les 2 années étudiées d'environ 25%, grâce à son rôle piège à nitrate.

Jarecki et al. (2009) ont étudié en conditions de laboratoire et de champ l'effet d'une CI (seigle) sur les émissions de N₂O, en interaction avec un apport de lisier de porc. Au laboratoire, les émissions ne sont pas significativement différentes en présence de CI, sauf lorsqu'on apporte une forte dose de lisier où la CI réduit les émissions. Au champ, un suivi a été fait sur un an dans une rotation maïs-soja de l'Iowa. La CI n'a pas eu d'effet significatif sur le flux cumulé de N₂O, ni pendant la période de CI ni après sa destruction.

A East Lansing (Michigan), Fronning et al. (2008) ont mesuré l'effet d'une CI (seigle) implantée pendant 3 années sur un système maïs-soja-maïs avec exportation totale des parties aériennes. Ils trouvent une légère réduction des émissions de N₂O (12 dates de mesure sur 1,5 an) et des émissions négligeables de CH₄.

Bavin et al. (2009) analysent l'impact d'une réduction du travail du sol associée à une implantation de CI (seigle) par rapport à un travail conventionnel sans CI au Minnesota, dans une rotation maïs-soja. Les flux de CH₄ sont très faibles dans les 2 traitements et donc négligeables dans le bilan GES (données issues de 10 à 15 dates par an, sur 120 jours). Les émissions de N₂O mesurées pendant 120 jours ont été beaucoup plus faibles pendant la culture du soja que pendant celle du maïs. Elles ont été significativement plus faibles dans la parcelle en travail réduit et CI : 2,06 au lieu de 3,06 kg N/ha/an.

Au Dakota, Liebig et al. (2010) ont étudié l'intérêt d'introduire une CI avant le blé de printemps dans les grandes plaines américaines où la jachère reste une pratique classique. Ils ont comparé 2 rotations de 2 ans : blé de printemps - jachère nue et blé de printemps - carthame - CI (seigle). L'étude est faite en 2004 sur un essai établi en 1993. Seul le blé reçoit une fertilisation (67 kg N/ha). Un suivi N₂O et CH₄ a été effectué d'octobre 2006 à mai 2008. Il confirme les très faibles émissions de méthane, ainsi que l'existence temporaire d'une faible consommation par le sol. Pour le N₂O, aucune différence d'émission n'est apparue, ni pendant la période de croissance de la CI (octobre 2006 - juin 2007), ni après. Le flux cumulé est de 1,2 kg N/ha/an dans les 2 traitements.

En Europe

Sarkodie-Addo et al. (2003) ont mesuré les émissions de N₂O au champ après destruction d'un « engrais vert » en Angleterre. Leur suivi a duré 55 jours et a été répété sur 2 années successives. L'engrais vert (secale puis triticum) a reçu ou non de l'engrais azoté. Les résultats montrent que les émissions de N₂O avec engrais vert ne sont pas significativement différentes de celles du témoin, que ce soit avec ou sans apport d'engrais.

Petersen et al. (2011) ont étudié à Foulum (Danemark) l'impact d'une CI (radis fourrager) en interaction avec le travail du sol, après 6 ans de différenciation. Les mesures étaient réalisées de septembre à mai (interculture et orge), à 13 dates. Les émissions se sont avérées non significativement différentes entre traitements, sauf avec la modalité CI et labour, où elles étaient accrues au printemps après apport de lisier.

Essai	Référence	Pays	Rotation	Traitement additionnel*	Nature des CI			Durée du suivi		Emissions de N ₂ O				
					CI1	CI2	CI3	mois	Nb dates	kg N/ha/an				
										Témoin	CI1	CI2	CI3	ΔCI1***
1	Zhaorigetu et al. (2008)	Japon	Riz	CT	vicia	secale		6	12	0.56	0.57	0.58		0.01
				TS						0.58	0.72	0.64		0.14
				NT						0.56	0.97	1.03		0.41
2	Gomes et al. (2011)	Brésil	Maïs		vicia	lablab	cajanus	12	13		0.80	1.11	1.32	
3	Steenwerth et Belina (2008)	Etats-Unis	Vigne		secale	triticale		11	17	0.58	0.84	0.71		0.26
4	Sauer et al. (2009)	Etats-Unis	Prairie	fumier composté	secale			21	27	1.52	1.15			-0.37
5	Jarecki et al. (2009)	Etats-Unis	Maïs-soja	Sans lisier	secale			12	38	7.50	5.30			-2.20
				Avec lisier porc	secale					8.00	8.80			0.80
6	Fronning et al. (2008)	Etats-Unis	Maïs-soja	fumier / compost	secale			16	12	1.80	1.28			-0.52
7	Bavin et al. (2009)	Etats-Unis	Maïs-soja		secale			15	25	2.62	1.89			-0.73
8	Liebig et al. (2010)	Etats-Unis	Jachère-blé		secale			18	48	1.20	1.20			0.00
9	Sarkodie-Addo et al. (2003)	Angleterre	Céréales		secale	triticum		2	16	8.03	6.99			-1.04
10	Petersen et al. (2011)	Danemark	Orge	CT	raphanus			9	13	2.12	5.22			3.10
				TS						2.65	4.10			1.45
				NT						2.16	2.93			0.77
11	Pappa et al. (2011)	Ecosse	Blé-pois**		pisum Z	pisum N	trifolium	27	65	1.44	0.95	2.93	5.95	-0.50
12	Loubet et al. (2011)	France	Orge-maïs-blé		sinapis			8	2880		1.37			
13	Roussel et al. (2011)	France	Orge-pois-blé	CT	sinapis			24	2880	1.24	1.37			0.13
				NT						2.16	2.30			0.13
									Moyenne	2.47	2.57			0.11
									Ecart-type					1.12

Tableau 5-3. Descriptif des essais ayant caractérisé l'effet des cultures intermédiaires sur les émissions de N₂O.

* CT = travail conventionnel (labour) ; TS = travail superficiel ; NT = travail minimum

** Cultures associées ; pisum Z = pois cv. Zero4 ; pisum N = pois cv. Nitouche

*** ΔCI1 = supplément d'émission dû à la CI n°1

Pappa et al. (2011) se sont intéressés aux émissions de N₂O en cultures associées. Ils ont suivi les émissions en Ecosse sur 2 sites pendant une longue période : 1 an à Aberdeen et 2 ans à Edinburgh. La légumineuse (pois de printemps ou trèfle blanc) associée à la céréale (orge de printemps) peut avoir des effets différents : ainsi le trèfle accroît beaucoup les émissions (flux moyen F = 5,9 kg N/ha/an) par rapport au témoin (F = 1,4 kg N/ha/an). Quant au pois, il donne des émissions plus faibles mais qui dépendent du cultivar : il peut soit réduire les émissions (cultivar Zero 4, F = 0,9 kg N/ha/an) soit les accroître (cv. Nitouche, F = 2,9 kg N/ha/an).

Enfin, quelques travaux très récents se sont concentrés sur des mesures de flux en quasi continu avec des chambres automatiques et des analyseurs de terrain. Ces méthodes permettent d'augmenter considérablement le nombre de mesures et donc la précision des estimations. Ainsi Loubet et al. (2011) ont mesuré les émissions de N₂O sur une parcelle de grande culture à Grignon pendant 3 ans. La succession (orge-mais-blé) incluait une CI (moutarde) avant le maïs. Cependant, l'essai ne comportait pas de témoin. Durant la période de croissance de la CI (octobre 2007 - avril 2008), les émissions de N₂O ont atteint 0,9 kg N/ha, soit autant que la moyenne des 3 cultures principales.

Avec la même méthode, Roussel et al. (2012) ont caractérisé l'effet à long terme de CI (moutarde) qui ont été répétées 2 années sur 3 pendant 15 ans, en essai factoriel avec le travail du sol (semis direct ou labour), sur le site de Boigneville. Les mesures ont été faites pendant 24 mois sur la durée d'une rotation orge de printemps - pois - blé. Les flux de N₂O sont un peu accrus (de façon significative) dans le traitement avec CI, de 0,14 kg N/ha/an. Le supplément est le même sur les 2 modalités de travail du sol. Il est surtout produit après la destruction de la moutarde qui a fait suite à la culture du pois, et qui était relativement riche en azote.

5.2.2.2. Conclusion

L'impact des CI sur les émissions de N₂O a été mesuré principalement à court terme et dans un nombre restreint d'essais. Malgré cette limitation, les résultats sont convergents pour affirmer que l'effet des CI est modeste. En moyenne sur tous les essais, le supplément d'émission est de $0,11 \pm 1,12$ kg N/ha/an dans l'année qui suit la CI. Ce supplément représente l'équivalent de 13 kg C/ha/an, donc très inférieur à la séquestration de carbone dans le sol. Il serait intéressant de rapporter ce supplément à la quantité d'azote contenue dans la culture intermédiaire, puisque c'est le facteur retenu dans la norme IPCC (IPCC, 2006) pour calculer les émissions. Cependant la quantité d'azote de la CI est rarement mentionnée dans les articles. Selon la norme IPCC, la contribution directe des résidus de culture aux émissions est de 1,0%, et la contribution indirecte de 0,22%. Cette estimation semble excessive pour les CI, puisqu'elle conduirait à estimer les émissions à 0,50 kg N/ha pour un prélèvement moyen de 50 kg N/ha (qui semble pouvoir être une valeur moyenne). Il y a sans doute lieu de revoir la norme IPCC pour les CI. Les données que nous avons synthétisées concernent surtout les CI non légumineuses, et on peut regretter un manque de références pour les CI légumineuses.

5.3. Conclusions

Les grandes fonctions attribuées aux cultures intermédiaires traitées dans ce chapitre ont bien été retrouvées dans la littérature consultée.

Les cultures intermédiaires ont des effets positifs sur la réduction de l'érosion hydrique des sols, mais leur plus ou moins grande efficacité dépend de la biomasse aérienne et racinaire obtenue en lien avec les espèces testées, mais également de la précocité des semis, des conditions de leur implantation et de la date de leur destruction en lien avec le climat.

Les effets de protection sur les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols et sur le tassement sont dus principalement à l'effet structurant du système racinaire et à l'augmentation des matières organiques dans le sol. Les effets des cultures intermédiaires sur la porosité, la stabilité structurale du sol et l'infiltrabilité à la surface du sol sont positifs, mais plus ou moins marqués selon les espèces. Ils sont par ailleurs, en termes d'intensité, d'un second ordre comparé aux effets induits par la variabilité climatique rencontrée, le type de travail du sol au moment de l'implantation de la CI et de la culture suivante et plus globalement du système de culture dans lequel les cultures intermédiaires sont insérées.

Les études d'inventaire faites pour caractériser les variations de stocks de MO dans les sols et donc la séquestration de carbone montrent très majoritairement que les CI conduisent à séquestrer du carbone et de l'azote organique dans les sols. L'intensité de séquestration est beaucoup plus déterminée par la biomasse de CI produite et incorporée dans le sol qu'à la nature des CI, bien que les légumineuses semblent favoriser la séquestration, au moins en milieu tropical. Enfin le taux d'humification du carbone dans le sol issu des résidus de CI (plantes non mures) semble être comparable, voire plus important que celui issu des résidus de culture principale (plantes mures), ce qui explique l'effet favorable de l'incorporation des CI pour accroître le taux de matière organique du sol.

Les essais, encore peu nombreux, mis en place pour mesurer à court terme l'impact des CI sur les émissions de N₂O montrent que les CI non légumineuses peuvent induire une légère augmentation des émissions de gaz à effet de serre après leur incorporation. Néanmoins, le niveau d'émission semble nettement plus faible que celui calculé avec les normes IPCC. Pour les CI légumineuses, le manque de référence ne permet pas d'estimer leur impact sur les émissions de N₂O. Au final, des mesures complémentaires seraient donc nécessaires pour quantifier avec plus de précision l'impact des CI sur les émissions de GES et évaluer leur variabilité pour la large gamme de conditions pédoclimatiques et des systèmes de culture français.

Au final, l'impact des cultures intermédiaires non-légumineuses sur le bilan de GES (Tableau 5-3) peut être déduit des tableaux précédents en additionnant la contribution du N₂O, le stockage de carbone en zone tempérée et les émissions de CO₂ liées aux interventions culturales (semis, destruction).

	Emission N ₂ O		Stockage C		Machinisme ¹ kg CO ₂ /ha/an	Total kg CO ₂ /ha/an
	kg N/ha/an	kg CO ₂ /ha/an	kg C/ha/an	kg CO ₂ /ha/an		
Moyenne	0.11	51	-292	-1071	27	-993
Ecart-type	1.12	521	-156	-572		
Limite sup ²	1.23	572	-136	-499	27	+100
Limite inf ³	-1.01	-470	-448	-1643	27	-2085

¹ En supposant une dépense supplémentaire de 10 l fuel/ha pour les interventions mécaniques

² Cas le plus défavorable : moyenne + écart-type pour N₂O et moyenne - écart-type pour le CO₂

³ Cas le plus favorable : moyenne - écart-type pour N₂O et moyenne + écart-type pour le CO₂

Tableau 5-3. Bilan GES des cultures intermédiaires, exprimées en supplément d'émission de CO₂.

Pour convertir les émissions de N₂O en CO₂, nous avons considéré que le pouvoir de réchauffement global du N₂O était 296 fois supérieur à celui du CO₂ (IPCC, 2006). En moyenne, les cultures intermédiaires ont un effet positif sur le bilan de GES, avec une réduction moyenne d'environ 1 tonne/ha d'équivalent CO₂ (-993 kgCO₂/ha/an). L'intervalle de confiance du bilan GES peut être approché par une limite supérieure correspondant au cas le plus défavorable (forte émission de N₂O et faible stockage de carbone) et une limite inférieure (faible émission de N₂O et fort stockage de carbone). Ce bilan serait compris entre +100 et -2085 kgCO₂/ha/an. Il est donc très majoritairement négatif, ce qui indique que la pratique des CI est bénéfique, car les CI constituent un puits de carbone. Il faut cependant considérer que le stockage de carbone, qui a été établi ici pour une durée moyenne de 15 ans, est un processus asymptotique (Constantin et al., 2012) et que le bilan annuel de GES sera de moins en moins négatif au cours du temps.

Références bibliographiques citées

Section 5.1.

- Abiven, S., Menasseri S., Chenu C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 1-12.
- Ande, O.T., Alaga, Y., Oluwatosin, G.A., 2009. Soil erosion prediction using MMF model on highly dissected hilly terrain of Ekiti environs in southwestern Nigeria. *International Journal of Physical Sciences*, 4, 053-057.
- Aiguo L., Ma B.L., Bomke A.A., 2005. Effects of cover crops on soil aggregate stability, Total organic carbon, and polysaccharides. *Soil Science Society of America Journal* 69, 2041-2048
- Biederbeck, V.O., Campbell, C.A., Rasiah, V., Zentner, R.P., Guang Wen, 1998. Soil quality attributes as influenced by annual legumes used as green manure. *Soil and Biol. Biochem.*, 30, 1177-1185.
- Boardman, J., Poesen, J., 2008. *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Inc.
- Bodner, G., Himmelsbauer, M., Loiskandl, W., Kaul, H.P., 2010. Improved evaluation of cover crop species by growth and root factors. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 455-464.
- Bodner, G., Loiskandl, W., Buchan, G., Kaul, H.P., 2008. Natural and management-induced dynamics of hydraulic conductivity along a cover-cropped field slope. *Geoderma*, 146, 317-325.
- Borresen, T., 1993. The effect on soil physical properties of undersown cover crops in cereal production in southeastern Norway. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, 7, 369-379.
- Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22.
- Brown, S.M., Whitwell, T., Touchton, J.T., Burmester, C.H., 1985. Conservation tillage systems for cotton production. *Soil Science Society of America Journal*, 49, 1256-1260.
- Busscher, W.J., Bauer, P.J., 2003. Soil strength, cotton root growth and lint yield in a southeastern USA coastal loamy sand. *Soil & Tillage Research*, 74, 151-159.
- Carof, M., de Tourdonnet, S., Coquet, Y., Hallaire, V., Roger-Estrade, J., 2007. Hydraulic conductivity and porosity under conventional and no-tillage and the effect of three species of cover crop in northern France. *Soil Use and Management*, 23, 230-237.
- Chan, K.Y., Heenan, D.P., 1996. The influence of crop rotation on soil structure and soil physical properties under conventional tillage. *Soil & Tillage Research*, 37, 113-125.
- Chen, G., Weil, R.R., 2010. Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant Soil*, 331, 31-43.
- Comino, E., Marengo, P., Rolli, V., 2010. Root reinforcement effect of different grass species: A comparison between experimental and models results. *Soil & Tillage Research*, 110, 60-68.
- Creamer, N.G., Bennett, M.A., Stinner, B.R., 1997. Evaluation of cover crop Mixtures for use in vegetable production systems. *HortScience*, 32, 866-870.
- Dabney, S.M., 1998. Cover crop impacts on watershed hydrology. *Journal of Soil and Water Conservation*, 53, 207-213.
- Dabney, S.M., Delgado, J.A., Reeves, D.W., 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32, 1221-1250.
- De Baets, S., Poesen, J., Knapen, A., Galindo Morales, P., 2007. Impact of root architecture, soil characteristics and flow shear stress on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. *Earth Surf. Process. Land.*, 32, 1323-1345.
- De Baets, S., Poesen, J., Reubens, B., Muys, B., De Baerdemaeker, J., 2009. Methodological framework to select plant species for controlling rill and gully erosion: application to a Mediterranean ecosystem. *Earth Surf. Process. Land.* 34, 1374-1392.
- De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J., Serlet, L., 2011. Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena*, 85, 237-244.
- den Biggelaar, C. et al., 2004. The Global Impact of Soil Erosion on Productivity. *Advances in Agronomy*, 81, 1-95.
- Destain, J.P., Reuter, V., Goffart, J.P., 2010. Les cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN) et engrais verts : protection de l'environnement et intérêt agronomique. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*, 14, 73-78.
- Duiker, S.W., Curran, W.S., 2005. Rye Cover Crop Management for Corn Production in the Northern Mid-Atlantic Region. *Agronomy Journal*, 97, 1413-1418.
- Duran Zuazo, V.H., Rodriguez Pleguezuelo, C.R., 2008. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 65-86.
- Folorunso, O.A., Rolston, D.E., Prichard, T.L., Louie, D.T., 1992. Soil surface strength and infiltration rate as affected by winter cover crops. *Soil Technology*, 3, 189-197.
- Gis Sol, 2011. L'état des sols en France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p.
- Hamza, M.A., Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research*, 82, 121-145.

- Hermawan, B., Bomke, A.A., 1997. Effects of winter cover crops and successive spring tillage on soil aggregation. *Soil & Tillage Research*, 44, 109-120.
- Joyce, B.A. et al., 2002. Infiltration and soil water storage under winter cover cropping in California's Sacramento Valley. *Transactions of the Asae*, 45, 315-326.
- Jung, K., Kitchen, N.R., Sudduth, K.A., Lee, K., Chung, S., 2010. Soil compaction varies by crop management system over a claypan soil landscape. *Soil & Tillage Research*, 107, 1-10.
- Jung, W., Kitchen, N.R., Sudduth, K.A., Kremer, R.J., 2008. Contrasting grain crop and grassland management effects on soil quality properties for a north-central Missouri claypan soil landscape. *Soil Science and Plant Nutrition*, 54, 960-971.
- Kaspar, T.C., Radke, J.K., Lafflen, J.M., 2001. Small grain cover crops and wheel traffic effects on infiltration, runoff and erosion. *J. Soil Water Conserv.*, 56, 160-164.
- Keisling, T.C., Scott, H.D., Waddle, B.A., Williams, W., Frans, R.E., 1994. Winter cover crops influence on cotton yield and selected soil properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25, 3087-3100.
- Kouwen, N., Li, R.M., Simons, D.B., 1981. Flow resistance in vegetated waterways. *Trans. ASAE*, 24, 684-698.
- Lal, R., 1988. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 17, 319-464.
- Langdale, G.W. et al., 1991. Cover crop effects on soil erosion by wind and water. in: Hargrove, W.L. (Ed.), *Cover crop for clean water*. SWCS. Ankeny, IA., pp. 15-21.
- Latif, M.A., Mehuys, G.R., Mackensie, A.F., Alli, I., Faris, M.A., 1992. Effects of legumes on physical quality i, a maize crop. *Plant and soil*, 140, 15-23.
- Lefebvre, M.-P., 2010. Spatialisation de modèles de fonctionnement hydromécanique des sols appliquée à la prévision des risques de tassement à l'échelle de la France., Thèse de l'Université d'Orléans, 294 pages pp.
- Malik, R.K., Green, T.H., Brown, G.F., Mays, D., 2000. Use of cover crops in short rotation hardwood plantations to control erosion. *Biomass & Bioenergy*, 18, 479-487.
- Martens, D.A., Frankenberger, W.T., 1992. Modification of infiltration rate in an organic-amended-irrigated soil. *Agron. J.*, 707-717.
- Martin, P., 1999. Reducing flood risk from sediment-laden agricultural runoff using intercrop management techniques in northern France. *Soil & Tillage Research*, 52, 233-245.
- Monnier, G., 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques*, 16, 327-400.
- Patrick, W.H., Haddon, C.B., Hendrix, J.A., 1957. The Effect of Longtime Use of Winter Cover Crops on Certain Physical Properties of Commerce Loam. *Soil Science Society Proceedings*, 21, 366-368.
- Pimentel, D. et al., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267: , 1117-1123.
- Quinton, J.N., Edwards, G.M., Morgan, R.P.C., 1997. The influence of vegetations species and plant: properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in south east: Spain. *Soil Use Manage*, 13, 143-148.
- Raper, R.L., 2005. Agricultural traffic impacts on soil. *Journal of Terramechanics*, 42, 259-280.
- Reeves, D.W., 1994. Cover crops and erosion. in: Hatfield, J.L., Stewart, B.A. (Eds.), *Crops Residue Management. Advances in Soil Science*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL., pp. 125-172
- Romkens, M.J.M., Prasad, S.N., Whisler, F.D., 1990. Surface sealing and infiltration. in: Anderson, M.G., Butt, T.P. (Eds.), *Process studies in hillslope hydrology*. John Wiley and Sons, Ltd., pp. 127-172.
- Ryder, M.H., Fares, A., 2008. Evaluating cover crops (sudex, sunn hemp, oats) for use as vegetative filters to control sediment and nutrient loading from agricultural runoff in a Hawaiian watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, 44, 640-653.
- Siri-Prieto, G., Reeves, W.D., Raper, R.L., 2007. Tillage systems for a cotton-peannu rotation with winter-annual grazing : Imapct on soil carbon, nitrogen and physical propoerties. *Soil & Tillage Research*,, 96, 260-268.
- Sojka, R.E., Karlen, D.L., Busscher, W.J., 1991. A conservation tillage research update from the Coastal Plain Soil and Water Conservation Research Center of South Carolina: a review of previous research. *Soil & Tillage Research*, 21, 361-376.
- Terzoudi, C.B., Gemtos, T.A., Danalatos, N.G., Argyrokastritis, I., 2007. Applicability of an empirical runoff estimation method in central Greece. *Soil & Tillage Research*, 92, 198-212.
- Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L.S., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy*, 79, 227-302.
- Villamil, M.B., Bollero, G.A., Darmody, R.G., Simmons, F.W., Bullock, D.G., 2006. No-Till Corn/Soybean Systems Including Winter Cover Crops :Effects on Soil Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1936-1944.
- Villamil, M.B., Miguez, F.E., Bollero, G.A., 2008. Multivariate Analysis and Visualization of Soil Quality Data for No-Till Systems. *Journal of Environmental Quality*, 37, 2063-2069.
- Wall, G.J., Pringle, E.A., Sheard, R.W., 1991. intercropping red clover with silage corn for soil erosion control. *Can. J. Soil Sci.*, 71, 137-145.
- Watts, C.W., Dexter, R., 1997. The influence of organic matter in reducing the destabilization of soil bu simulated tillage. *Soil & Tillage Research*, 42, 253-275.
- Wischmeier, W.H., 1976. Use and misuse oh the universal soil loss equation. *Journal of Soil & Water Conservation*, 31, 5-9.

Section 5.2.

- Baggs, E.M., M. Stevenson, et al. (2003) Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil* **254**: 361-370.
- Balesdent, J. and M. Balabane (1996) Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry* **28**: 1261-1263.
- Barthes, B., A. Azontonde, et al. (2004) Effect of a legume cover crop (*Mucuna pruriens* var. *utilis*) on soil carbon in an Ultisol under maize cultivation in southern Benin. *Soil Use and Management* **20**: 231-239.
- Bavin, T.K., T.J. Griffis, et al. (2009) Impact of reduced tillage and cover cropping on the greenhouse gas budget of a maize/soybean rotation ecosystem. *Agriculture Ecosystems & Environment* **134**: 234-242.
- Bayer, C., J. Mielniczuk, et al. (2000) Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research* **54**(1-2): 101-109.
- Bayer, C., L. Martin-Neto, et al. (2001) Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* **65**: 1473-1478.
- Bayer, C., Dieckow, J., Amado, T.J.C., Eltz, F.L.F., Vieira, F.C.B. (2009) Cover crop effects increase carbon storage in a subtropical no-till sandy acrisol. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **40**: 1-13.
- Berntsen, J., J.E. Olesen, et al. (2006) Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *European Journal of Agronomy* **25**: 383-390.
- Boiffin, J., Kéli, J., Sébillotte, M. (1986) Systèmes de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais : application du modèle de Hénin-Dupuis. *Agronomie* **6**: 437-446.
- Campbell, C.A., R.P. Zentner, et al. (2000) Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan - Effect of crop rotations and fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science* **80**: 179-192.
- Campbell, C.A., A.J. VandenBygaart, et al. (2007) Quantifying carbon sequestration in a minimum tillage crop rotation study in semiarid southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* **87**: 235-250.
- Chander, K., S. Goyal, et al. (1997) Organic matter, microbial biomass and enzyme activity of soils under different crop rotations in the tropics. *Biology and Fertility of Soils* **24**: 306-310.
- Constantin, J., B. Mary, et al. (2010) Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment* **135**: 268-278.
- Constantin, J., N. Beaudoin, et al. (2011) Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil* **341**: 137-154.
- Constantin, J., N. Beaudoin, et al. (2012) Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture Ecosystems & Environment* **147**: 36-46.
- Coulter, J.A., C.C. Sheaffer, et al. (2011) Agronomic Performance of Cropping Systems with Contrasting Crop Rotations and External Inputs. *Agronomy Journal* **103**: 182-192.
- De Rouw, A., S. Huon, et al. (2010) Possibilities of carbon and nitrogen sequestration under conventional tillage and no-till cover crop farming (Mekong valley, Laos) *Agriculture, Ecosystems and Environment* **136**: 148-161
- Dieckow, J., J. Mielniczuk, et al. (2005) Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil & Tillage Research* **81**: 87-95.
- Ding, G.W., X.B. Liu, et al. (2006) Effect of cover crop management on soil organic matter. *Geoderma* **130**: 229-239.
- Ding, G.W., J.D. Mao, et al. (2005) Spectroscopic characterization of fulvic acid under different cover crop systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **36**: 2101-2111.
- dos Santos, N. Z., J. Dieckow, et al. (2011) Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. *Soil & Tillage Research* **111**: 208-218.
- Fae, G.S., R.M. Sulc, et al. (2009) Integrating winter annual forages into a no-till corn silage system. *Agronomy Journal* **101**: 1286-1296.
- Fronning, B.E., K.D. Thelen and D.H. Min (2008) Use of Manure, Compost, and Cover Crops to Supplant Crop Residue Carbon in Corn Stover Removed Cropping Systems. *Agronomy Journal* **100**: 1703-1710.
- Gomes, J., C. Bayer, et al. (2009) Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil & Tillage Research* **106**: 36-44.
- Gerzabek, M.H., Pichlmayer, F., Kirchmann, H., Haberhauer, G. (1997) The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *European Journal of Soil Science*, **48**: 273-282.
- Grandy, A.S., G.A. Porter, et al. (2002) Organic amendment and rotation crop effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* **66**: 1311-1319.
- IPCC (2006) N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. In: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, pp. 11.1 - 11.58.
- Jarecki, M.K. and R. Lal (2005) Soil organic carbon sequestration rates in two long-term no-till experiments in Ohio. *Soil Science* **170**: 280-291.
- Jarecki, M.K., T.B. Parkin, et al. (2009) Cover crop effects on nitrous oxide emission from a manure-treated Mollisol. *Agriculture Ecosystems & Environment* **134**: 29-35.

- Jensen, E.S. (1992) The release and fate of nitrogen from catch-crop materials decomposing under field conditions. Journal of Soil Science **43**: 335-345.
- Jensen, E.S. (1996) Compared cycling in a soil-plant system of pea and barley residue nitrogen. Plant and Soil **182**: 13-23.
- Jensen, L.S., T. Salo, et al. (2005) Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. Plant and Soil **273**: 307-326.
- Jousseaume, D. (2011) Evolution des stocks de carbone dans des systèmes de cultures incluant le recyclage de produits résiduels organiques : paramétrage du modèle AMG. Mémoire ESA Angers, 49 pp.
- Justes, E., B. Mary and B. Nicolardot (2009) Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. Plant and Soil **325**: 171-185.
- Kätterer, T., M.A. Bolinder, et al. (2011) Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agriculture, Ecosystems and Environment **141**: 184-192.
- Kölbl, A., M. von Lütow, et al. (2007) Dynamics of (13)C-labeled mustard litter (*Sinapis alba*) in particle-size and aggregate fractions in an agricultural cropland with high- and low-yield areas. Journal of Plant Nutrition and Soil Science **170**: 123-133.
- Kuo, S., and E.J. Jellum (2000) Long-term winter cover cropping effects on corn (*Zea mays* L.) production and soil nitrogen availability. Biology and Fertility of Soils **31**: 470-477.
- Kuo, S., U.M. Sainju, et al. (1997) Winter cover crop effects on soil organic carbon and carbohydrate in soil. Soil Science Society of America Journal **61**: 145-152.
- Liebig, M.A., D.L. Tanaka, et al. (2010) Fallow effects on soil carbon and greenhouse gas flux in central North Dakota. Soil Science Society of America Journal **74**: 358-365.
- Loubet, B., P. Laville, et al. (2011) Carbon, nitrogen and greenhouse gases budgets over a four years crop rotation in northern France. Plant and Soil **343**: 109-137.
- Mazzoncini, M., Spakota, T.B., Barberi, P., Antichi, D., Risaliti, R. (2011) Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content. Soil and Tillage Research **114**: 165-174.
- Miglierina, A.M., J.O. Iglesias, et al. (2000) The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. Soil & Tillage Research **53**: 129-135.
- N'Dayegamiye, A. and T. S. Tran (2001) Effects of green manures on soil organic matter and wheat yields and N nutrition. Canadian Journal of Soil Science **81**: 371-382.
- Nicolardot, B., S. Recous and B. Mary (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.
- Olesen, J.E., E.M. Hansen, et al. (2007) The value of catch crops and organic manures for spring barley in organic arable farming. Field Crops Research **100**: 168-178.
- Pappa, V.A., R.M. Rees, et al. (2011) Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an arable rotation resulting from the presence of an intercrop. Agriculture Ecosystems & Environment **141**: 153-161.
- Petersen, S.O., J.K. Mutegei, et al. (2011) Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. Soil Biology & Biochemistry **43**: 1509-1517.
- Rosecrance, R.C., G.W. McCarty, et al. (2000) Denitrification and N mineralization from hairy vetch (*Vicia villosa* Roth) and rye (*Secale cereale* L.) cover crop monocultures and bicultures. Plant and Soil **227**: 283-290.
- Roussel, M., B. Mary, et al. (2012) Long-term effects of no-till and catch crops on N₂O emissions during a three year rotation. Agric. Forest Meteorol., submitted.
- Russell, A.E., C.A. Cambardella, et al. (2009) Nitrogen fertilizer effects on soil carbon balances in Midwestern US agricultural systems. Ecological Applications **19**: 1102-1113.
- Saffih-Hdadi, K. and B. Mary (2008) Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. Soil Biology & Biochemistry **40**: 594-607.
- Sarkodie-Addo, J., H.C. Lee, et al. (2003) Nitrous oxide emissions after application of inorganic fertilizer and incorporation of green manure residues. Soil Use and Management **19**: 331-339.
- Sauer, T.J., S.R. Compston, et al. (2009) Nitrous oxide emissions from a bermudagrass pasture: interseeded winter rye and poultry litter. Soil Biology & Biochemistry **41**: 1417-1424.
- Singer, J.W. and S.M. Nusser (2007) Are cover crops being used in the US corn belt? Journal of Soil and Water Conservation **62**: 353-358.
- Sisti, C.P.J., H.P. dos Santos, et al. (2004) Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. Soil & Tillage Research **76**: 39-58.
- Steenwerth, K. and K.M. Belina (2008) Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. Applied Soil Ecology **40**: 359-369.
- Thomsen, I.K. and B.T. Christensen (2004) Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. Soil Use and Management **20**: 432-438.
- Trinsoutrot, I., S. Recous, et al. (2000) C and N fluxes of decomposing ¹³C and ¹⁵N *Brassica napus* L.: effects of residue composition and N content. Soil Biology & Biochemistry **4**: 1-14.
- Vieira, F.C.B., C. Bayer, et al. (2009) Building up organic matter in a subtropical paleudult under legume cover-crop-based rotations. Soil Science Society of America Journal **73**: 1699-1706.

- Villamil, M.B., G.A. Bollero, et al. (2006) No-till corn/soybean systems including winter cover crops: Effects on soil properties. Soil Science Society of America Journal **70**: 1936-1944.
- Yang, Z., B.R. Singh and B.K. Sitaula (2004) Fractions of organic carbon in soils under different crop rotations, cover crops and fertilization practices. Nutrient Cycling in Agroecosystems **70**: 161–166.
- Zhaorigetu, M. Komatsuzaki, et al. (2008) Relationships between fungal biomass and nitrous oxide emission in upland rice soils under no tillage and cover cropping systems. Microbes and Environments **23**: 201-208.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

6. Effets biotiques des cultures intermédiaires sur les adventices, la microflore et la faune

Auteurs :

Raphaël Charles

Françoise Montfort

Jean-Pierre Sarthou

Juin 2012

Sommaire

Introduction	195
6.1. Effets des cultures intermédiaires sur les adventices	196
6.1.1. Effets attendus des cultures intermédiaires sur les adventices	197
6.1.2. Mécanismes de compétition, d'allélopathie et modifications du milieu.....	198
6.1.3. Gestion des cultures intermédiaires en interaction avec le système de culture	201
6.1.4. Conséquences sur la stratégie de gestion des adventices.....	208
6.2. Effets des cultures intermédiaires sur la microflore	212
Introduction	212
6.2.1. Effets des modes de gestion de l'interculture sur les maladies telluriques et leurs mécanismes de régulation biologique.....	212
6.2.2. Effets sur la microflore antagoniste des nématodes	218
6.2.3. Effets sur les mycorhizes	219
6.2.4. Effets sur l'activité microbiologique générale des sols	220
6.3. Effets des cultures intermédiaires sur la faune (invertébrés, vertébrés).....	223
Introduction	223
6.3.1. Effets des cultures intermédiaires sur les nématodes.....	223
6.3.2. Effets des cultures intermédiaires sur les vers de terre	226
6.3.3. Effets des cultures intermédiaires sur les gastéropodes.....	227
6.3.4. Effets des cultures intermédiaires sur les arthropodes du sol	228
6.3.5. Effets des cultures intermédiaires sur les arthropodes épigés et aériens.....	230
6.3.6. Effets des cultures intermédiaires sur les vertébrés.....	236
6.3.7. Bilan	237
6.4. Conclusion.....	240
Annexe	244
Références bibliographiques citées.....	248

Relecteurs externes du chapitre : Nathalie Colbach et Nicolas Munier-Jolain (section Adventices), Marie-Odile Bancal et Philippe Lucas (section Microflore), Yvan Capowiez et Serge Kreiter (section Faune).

Introduction

La mise en place de cultures intermédiaires (CI) dans le but de piéger les nitrates (CIPAN) ou de protéger le sol contre l'érosion, doit aujourd'hui s'accompagner d'une réflexion connectée aux objectifs de **développement durable** en agriculture, de celle de leurs impacts sur les **bioagresseurs** (adventices, maladies, ravageurs) et sur la **biodiversité fonctionnelle** (organismes à l'origine de services écosystémiques rendus à la production agricoles : auxiliaires zoophages, pollinisateurs, organismes du sol...) et **culturelle** (espèces emblématiques, gibier).

Ce chapitre a pour objectif de synthétiser et organiser les principales connaissances scientifiques concernant les effets aujourd'hui documentés des CI sur les **adventices**¹, la **microflore** et la **faune** d'intérêt agronomique (ou cynégétique pour ce dernier groupe). Il s'agit donc de traiter, certes essentiellement des **bioagresseurs** rencontrés dans ces trois groupes, mais aussi des **organismes utiles** appartenant aux deux derniers. Les effets des CI pris en compte sont donc ceux qui touchent directement à la dynamique des organismes ou qui modifient l'état physique ou biologique du sol, lui-même influençant ensuite la croissance ou la santé des plantes. L'analyse bibliographique et ensuite la rédaction se sont attachées à mettre en exergue les **mécanismes** en cause dans ces effets, de même que, et ils en sont le corolaire, les éléments de **gestion** à mobiliser pour parvenir à 'piloter' au mieux tant les effets bénéfiques recherchés que les effets néfastes à éviter. Certains résultats, concernant les trois principaux groupes et tant pour des espèces de bioagresseurs que pour des espèces bénéfiques, sont donnés sous une forme **qualitative** indiquant un sens de variation des populations d'organismes suite aux effets induits par les CI. Cette information purement qualitative est le résultat d'un choix délibéré de la part des rédacteurs, préférant donner les tendances générales de certains effets plutôt que des résultats chiffrés lorsque ces derniers sont trop variables. Néanmoins, des données **quantitatives**, essentiellement sous forme de pourcentages de hausse ou de baisse, sont parfois données afin d'avoir un ordre de grandeur des variations possibles. Il est important néanmoins de ne pas considérer ces derniers comme définitifs car ils ne sont que le reflet d'une situation donnée. Enfin, et dans le même ordre d'idées, il est important de garder présent à l'esprit que l'essentiel des effets des CI sur la microflore et la faune (bioagresseurs et auxiliaires au sens large) ne sont connus qu'au travers d'études n'ayant pas eu comme objectif de tester diverses modalités possibles de conduite des CI toutes choses égales par ailleurs. Cet état de fait, qui est surtout vrai pour la microflore et la faune, ne fait que renforcer la nécessité de ne pas accorder trop d'importance à des valeurs quantitatives d'effets qui ont de ce fait une forte probabilité de varier suite à des changements de conduite de CI.

L'**objectif finalisé** est de parvenir à une meilleure connaissance des paramètres de **gestion de l'interculture** et des **CI** en général, afin (i) de limiter leurs inconvénients potentiels en termes de favorisation de certains bioagresseurs, et (ii) si possible de maximiser les éventuels avantages qu'elles peuvent procurer, en plus de piéger les nitrates, en termes de contribution à la limitation des adventices, des maladies, notamment telluriques, et des ravageurs invertébrés essentiellement.

¹ Les adventices regroupent les mauvaises herbes et les repousses de la culture précédente, soit toutes les plantes non désirées par l'agriculteur dans une parcelle cultivée.

6.1. Effets des cultures intermédiaires sur les adventices

Raphaël Charles

avec la collaboration de Nicolas Munier-Jolain (INRA),
Nathalie Colbach (INRA) et Judith Wirth (ACW)

Introduction

L'utilisation des cultures intermédiaires fait partie intégrante des mesures de lutte contre les adventices depuis fort longtemps dans différentes civilisations (Caamal-Maldonado et al., 2001). L'objectif du recours aux CI pour la lutte contre les adventices est de **remplacer une flore adventice non contrôlable par une flore maîtrisable** (Teasdale, 1996). L'effet est obtenu par l'ajustement phénologique du couvert végétal² pour occuper la niche de la population d'adventices. Selon le système de culture et la rotation, les CI prennent différentes formes et quatre types peuvent être distingués : le **couvert d'interculture**, le **mulch mort**, le **couvert associé** et le **mulch vivant** (Teasdale, 1996; Hoffman and Regnier, 2006).

Les **couverts d'interculture** ou **cultures intermédiaires en végétation** visent à supplanter les adventices par compétition ou modification du milieu durant l'interculture. Au sens malherbologique, un couvert végétal est implanté dans ou après une culture principale et est généralement détruit avant ou lors de l'implantation de la culture suivante.

Le **mulch mort** vise à laisser une couche suffisante de litière durant une période de l'interculture, voire dans la culture suivante, de printemps généralement. Il s'agit de produire suffisamment de résidus par les couverts pour créer un environnement défavorable à la germination des adventices et à leur installation. Les CI sont semées en fin d'été ou en automne et produisent une part importante de leur biomasse avant ou à la sortie de l'hiver. La transformation de la biomasse en résidus est également un élément de gestion important. Elle peut reposer sur une destruction naturelle par le gel ou faire intervenir une destruction de la biomasse par voie mécanique ou chimique.

Le **couvert associé** présente un cycle de développement court, principalement pour couvrir le sol au début de la culture principale tout en évitant de la concurrencer.

Le **mulch vivant** est installé avant ou durant la culture principale et poursuit sa croissance durant la période de végétation de cette dernière.

Ces deux dernières formes de couverts peuvent être comparées à une flore adventice **choisie** pendant la culture, évitant de devoir constamment adapter les stratégies de désherbage en fonction des spectres changeants d'une flore adventice spontanée (Hartwig and Ammon, 2002).

Les couverts végétaux en interaction avec de **nombreux facteurs du système de culture**, influencent la présence des adventices pendant et après la période d'interculture : la rotation des cultures, l'espèce cultivée et la variété, leurs propriétés de compétitivité et d'allélopathie, le type d'implantation comprenant l'écart entre les rangs, la densité de semis et la date de semis exerçant une influence sur la dynamique et la régularité de la levée, les interventions de travail du sol, la gestion des résidus de récolte, l'état de fertilité du sol, la gestion de l'eau et des engrais et finalement les modalités de destruction des couverts (Galland et al., 1999; Kohli et al., 2006; Labrada, 2006; Blackshaw et al., 2007).

Le **présent chapitre** vise à présenter et à comprendre les effets attendus des CI sur les adventices. Il se concentre sur les relations directes et indirectes entre ces deux végétations. Davantage encore, il vise à démontrer l'usage qui peut être fait de l'intégration de couverts végétaux dans la gestion des adventices, mais également des limites à en attendre. Dans un premier temps, les effets de la CI et les mécanismes impliqués sont présentés. Puis il est montré en quoi ces mécanismes interagissent avec les facteurs du système de culture pour influencer la présence d'adventices durant l'interculture et durant la culture suivante. Finalement, un

² Afin de limiter l'effet répétition lors de la lecture, nous profitons du fait que la terminologie "couverts végétaux" soit d'usage courant au sein de la profession agricole, pour l'employer parfois sous forme générique en lieu et place de cultures intermédiaires (CI). Il faut alors noter que comme pour les CI, les couverts végétaux peuvent comprendre le mulch mort.

éclairage plus particulier est donné sur les conséquences de la présence de couverts végétaux sur la stratégie de gestion des adventices.

6.1.1. Effets attendus des cultures intermédiaires sur les adventices

6.1.1.1 Effets attendus

Les effets attendus des couverts visent d'abord une capacité de suppression de la flore adventice, mais incluent également une tolérance à la présence de celle-ci (Blackshaw *et al.*, 2007). La présence de couverts végétaux durant l'interculture modifie les conditions du milieu avec un effet sur le développement des adventices. D'autre part, les interactions entre les adventices et les couverts végétaux exercent un effet de synergie sur les deux végétations ou conduisent à une compétition. Dans les deux cas de figure, les principaux mécanismes impliqués reposent sur la disponibilité des ressources en nutriments, en eau et en lumière, mais également sur l'allélopathie. L'effet du couvert se mesure par une réduction de la biomasse des adventices et un frein à leur multiplication. La présence d'adventices peut être tolérée durant l'interculture tant que la multiplication générative ou la propagation végétative (vivace) restent limitées. La situation est différente après l'interculture, lorsque la présence d'adventices est moins bien tolérée pour limiter les effets de concurrence sur la culture suivante. L'évaluation des effets des couverts végétaux se doit donc de considérer les risques encourus, soit en termes de multiplication des adventices, soit en termes d'impact des adventices sur la production. Cette distinction n'est pas toujours établie dans la littérature étudiée ici, plus attachée à comprendre les interactions entre couverts et adventices, qu'à les évaluer selon le contexte du système cultural.

Il est principalement attendu qu'un couvert végétal possède une croissance rapide et une végétation fournie. La **capacité de production de biomasse** des couverts végétaux et la **biomasse sur pied**, vivante ou morte, sont des facteurs importants de l'effet sur les adventices. La quantité de biomasse en cours d'interculture ou sous forme de résidus en fin d'interculture ou durant la culture suivante, peut être reliée au niveau de contrôle des adventices (Teasdale, 1996). L'efficacité des CI contre les adventices est régulièrement élevée, dépassant les 90% dans de nombreuses publications. Des différences d'efficacité en termes d'ampleur et de durée sont observées selon les couverts et les systèmes de culture. Par rapport à un sol nu, la biomasse des adventices était réduite de 93%, sous un couvert de seigle au printemps par comparaison avec des parcelles sans seigle (Barnes and Putnam, 1983). Un couvert de seigle, de blé, de sorgho ou d'orge détruit par herbicide a permis une protection du sol efficace et une lutte contre la levée des adventices, avec une efficacité de l'ordre de 95% durant 30 à 60 jours (Putnam *et al.*, 1983). Sous un mulch mort de seigle, la relation entre la biomasse de mulch et l'inhibition de la levée d'adventices était exponentielle (Teasdale and Mohler, 2000). La couverture du sol par un mulch de sorgho de 10-15 tonnes de matière sèche/ha au moment du semis du maïs, a permis de réduire de 26-37% les adventices (Cheema *et al.*, 2004). Toutes ces études sont particulièrement démonstratives. Elles soulignent aussi la nécessité de mieux comprendre les relations entre la présence d'un couvert et le développement d'adventices pour une gestion optimale de l'interculture.

6.1.1.2. Spécificités des réponses

Les réponses apportées par les adventices à la présence de couverts vivants ou résiduels se manifestent de façons très spécifiques (Ercoli *et al.*, 2005). Ainsi, la croissance du chénopode blanc (*Chenopodium album*) était réduite par des couverts incorporés de seigle, de vesce velue (*Vicia vilosa*) ou de moutarde brune (*Brassica juncea*). Par contre, l'amarante (*Amaranthus retroflexus*) n'était contrainte que par la vesce velue. Enfin d'autres espèces (mis à part le liseron *Convolvulus arvensis*) étaient concurrencées par la vesce et la moutarde, alors que le seigle n'avait que peu d'effet. Cette spécificité des réponses rend une généralisation de l'effet des couverts incertaine, bien que des études montrent que le cycle de vie des adventices et la masse de leurs graines déterminent en partie leurs réactions à la présence de couverts.

Les **espèces bisannuelles et vivaces** sont plus difficiles à concurrencer par les couverts, de par leur meilleure compétitivité offerte par des réserves nutritionnelles dans les racines principalement, et leur rapidité d'installation (Teasdale *et al.*, 2007). Ces espèces sont concurrencées par des couverts disposant d'une capacité compétitive renforcée, par des propriétés allélopathiques notamment. Ainsi, le mélilot blanc (*Mellilotus albus*) réduit la

présence du laiteron des champs (*Sonchus arvensis*) et du pissenlit (*Taraxacum officinalis*), même si les résidus de couverts sont exportés (Blackshaw *et al.*, 2001).

Des essais en plein champ ont montré que les **graines d'adventices** ayant une taille importante toléraient mieux que les petites un stress produit par des couverts de colza et de luzerne incorporés au sol, alors que le seigle n'exerçait aucune influence (Kruidhof *et al.*, 2011). La réduction graduelle de l'effet inhibiteur d'une part, et l'augmentation subite de cet effet pour la luzerne suite à une pluie d'autre part, ont permis de souligner l'importance de la dynamique temporelle. La sensibilité des adventices dépendait à la fois de la grosseur de la graine et du moment de levée par rapport à l'incorporation du couvert, ces deux facteurs devant être considérés conjointement. La faible masse des graines d'adventices par rapport à celle des couverts végétaux ou des cultures est considérée comme un élément déterminant expliquant la sensibilité élevée des adventices aux effets phytotoxiques des couverts végétaux ou d'autres amendements organiques (Liebman and Davis, 2000). Cette sélectivité du contrôle des adventices par la masse de leur graine doit également considérer une sensibilité plus élevée des espèces à petites graines face à une disponibilité limitée en éléments nutritifs.

Synthèse

Les effets attendus des cultures intermédiaires sur les adventices concernent non seulement la réduction de leur biomasse, mais également de leur multiplication générative. L'efficacité des effets a été démontrée dans de nombreuses publications. Cet effet repose sur une capacité de production de biomasse et le maintien de celle-ci durant l'interculture, voire durant la culture suivante sous forme de mulch. Toutefois, la réaction des adventices est spécifique, variant notamment selon le cycle de vie des espèces (durée et période de dormance dans la saison de culture), mais également selon la masse de leurs graines. Ces démonstrations permettent d'envisager une utilisation des couverts dans la pratique en vue de la gestion des adventices. Toutefois, pour valoriser et gérer au mieux ces effets, il convient d'identifier les mécanismes impliqués, mais aussi de comprendre le fonctionnement des CI en interaction avec les nombreux facteurs du système de culture.

6.1.2. Mécanismes de compétition, d'allélopathie et modifications du milieu

Les effets des CI et de leurs résidus sur les adventices reposent sur différents mécanismes de compétition et de modifications du milieu, qu'il s'agit de comprendre pour mieux appréhender les conséquences de l'introduction de couverts végétaux sur la situation malherbologique des grandes cultures et sur l'utilisation des herbicides. Les couverts vivants concurrencent la flore adventice directement pour les **ressources**. La disponibilité de ces mêmes ressources est également influencée par des modifications du milieu sous les effets des couverts. Ce processus concerne la période de l'interculture, mais aussi la culture suivante. **L'allélopathie** est (potentiellement) un phénomène d'interaction différent, de nature chimique, faisant intervenir l'émission par certaines plantes (origine donc biotique) et/ou leurs résidus (origine donc abiotique) de molécules toxiques pour d'autres plantes. Les attentes particulières concernant les propriétés allélopathiques des couverts nécessitent un éclairage spécifique de ce mécanisme.

6.1.2.1. Disponibilités des ressources

La culture intermédiaire entre en concurrence pour les ressources avec les graines en germination ou les adventices installées. Par la suite, les CI installées ou résiduelles modifient les conditions physiques et chimiques du milieu avec un effet favorable ou défavorable sur l'installation de toute nouvelle plante. Les conditions de croissance modifiées par la présence de couverts concernent la quantité et la qualité de la lumière, le minimum, maximum et l'amplitude de température, l'humidité du sol, la résistance physique du sol et l'allélopathie (Teasdale, 1996).

L'amplitude circadienne et les valeurs maximales de la **température du sol** sont plus faibles en présence de couverts végétaux vivants pendant l'interculture, et dans une mesure moindre de mulch, par rapport à un sol nu (Teasdale and Daughtry, 1993). Ces réductions thermiques de même que celle de la lumière au sol sont suffisantes pour réduire la levée d'adventices, même par des résidus de biomasse (Teasdale and Mohler, 1993).

L'**humidité du sol** est accrue par la présence de résidus et son effet varie selon les conditions hydriques du sol (Teasdale and Daughtry, 1993). En sol saturé en eau durant une longue période, la présence d'adventices est réduite, du fait d'une absence d'alternance de phases sèches et de phases humides (d'où une moindre stimulation de la germination) et d'une possible induction de dormance.

La quantité de **lumière** parvenant au sol étant réduite de par la présence de couverts végétaux, la survie et la croissance post-levée des adventices est réduite à son tour (Teasdale and Daughtry, 1993). En effet, si la germination et la croissance pré-levée ne dépendent pas de la lumière perçue au niveau du sol (Benvenuti, 1995), il en va bien sûr autrement de ces survie et croissance post-levée. L'effet d'ombre des couverts est procuré par une croissance rapide ainsi qu'une végétation épaisse et dense, notamment pour des espèces comme la luzerne, le sarrasin, le moha, le seigle et le sorgho (Batish *et al.*, 2001). De même, la compétitivité automnale d'espèces comme le radis fourrager, le colza d'automne et le seigle d'automne est expliquée par leur capacité précoce d'intercepter la lumière (Kruidhof *et al.*, 2008). De nombreuses espèces dépendant d'une réponse du photochrome pour leur germination, l'effet de la réduction de lumière est plus particulièrement marqué pour un couvert d'interculture comme une vesce qui absorbe la lumière rouge et réduit (de 70%) le ratio rouge/rouge-lointain, inhibant la germination des graines situées à la surface du sol, alors que des résidus ont un effet minimum inférieur (réduction du ratio de 17%) sur ces dernières (Teasdale and Daughtry, 1993).

La protection du sol par un couvert exerce une contrainte physique sur la croissance des graines germées. La levée des adventices dépend de la capacité des plantules à franchir la **barrière mécanique des résidus** et pour cela à croître au travers de ces derniers dans des conditions de lumière réduite (Teasdale and Mohler, 2000). Ainsi, l'indice de surface du mulch, exprimé en unité de surface de mulch par unité de surface de sol, de même que la fraction du volume de mulch, qui considère la part du volume occupé par le matériau, sont des paramètres déterminants pour caractériser les propriétés de la couverture. Ces propriétés physiques du mulch sont en relation directe avec les levées des adventices.

La combinaison de plusieurs facteurs liés aux ressources est généralement nécessaire pour expliquer le pouvoir dépressif voire suppressif des couverts et de leurs résidus vis-à-vis des adventices, et leurs variations d'efficacité. **Des réductions de lumière, du rapport rouge/rouge lointain et d'amplitude circadienne de la température du sol expliquent la suppression supérieure des adventices par les couverts d'interculture par rapport à des résidus desséchés** (Teasdale and Daughtry, 1993). Ces conditions environnementales sont analogues à celles de la profondeur du sol et réduisent la levée d'adventices (Teasdale and Mohler, 1993). Les **espèces annuelles à petites graines** levant plus difficilement quand leurs graines sont en profondeur (Gardarin *et al.*, 2010, 2012), elles sont plus sensibles que les autres à la couverture du sol par un mulch (Teasdale, 1996). Toutefois, dans la mesure où une fraction de lumière durant une courte période suffit à induire la germination de certaines espèces, l'efficacité de protection du couvert dépend donc de sa qualité. Celle-ci est très variable en fonction de sa décomposition et peut être insuffisante en termes de protection. L'efficacité d'un mulch mort de seigle, de blé, de sorgho ou d'orge a pu être expliquée par une protection de la surface du sol comprenant des processus physiques mais aussi des processus chimiques comme l'**allélopathie** (Putnam *et al.*, 1983), régulièrement évoquée pour expliquer l'effet des couverts sur les adventices (voir ci-dessous). Enfin, en condition météorologique sèche, la conservation de l'humidité du sol par les couverts et surtout leurs mulchs, peut accroître la germination et la levée d'adventices (Teasdale and Mohler, 1993; Grimmer and Masiunas, 2004).

6.1.2.2. Mécanismes d'allélopathie

L'allélopathie constitue un facteur particulier des interactions directes ou indirectes entre CI et adventices. En effet les propriétés allélopathiques des CI sont potentiellement intéressantes pour être valorisées contre les adventices durant l'interculture, alors qu'elles constituent également un facteur d'explication possible pour des effets non désirables sur la culture suivante. La **définition de l'allélopathie la plus commune** et régulièrement citée dans la littérature (Weston, 1996; Singh *et al.*, 2003; Duke, 2010) fait référence aux interactions biochimiques entre plantes, micro-organismes inclus (Molisch, 1937). Ainsi, l'allélopathie a été définie comme étant un **effet positif ou négatif, direct ou indirect, d'un végétal - micro-organismes inclus - sur un autre, par le biais de composés chimiques libérés dans l'environnement** (Rice, 1984). D'autre part, sa **définition est parfois plus restrictive** et ne considère que les **propriétés concurrentielles dont la plante dispose et qui i) réduisent la croissance, la productivité et le rendement d'autres cultures, ii) s'expriment**

en situation de monoculture ou de succession, iii) causent une maladie du sol, un déséquilibre des nutriments et de la population microbienne, et iv) peuvent être exploitées pour supprimer de façon sélective les adventices à travers différentes manipulations (Batish *et al.*, 2001; Khanh *et al.*, 2005).

L'utilisation de couverts allélopathiques à effets négatifs sur les adventices vise la valorisation de plantes vivantes et une gestion ciblée de leurs résidus pour profiter des substances allélochimiques relâchées par **lessivage, décomposition des résidus, volatilisation, exsudats racinaires ou diffusion de pollen** (Khanh *et al.*, 2005). Elle se fonde en outre sur les intérêts suivants : i) il s'agit d'une méthode acceptée sur un plan environnemental dans la mesure où elle repose sur des substances naturelles sans effet résiduel, ii) les plantes sont la source d'une large diversité de substances chimiques, qui pourraient d'ailleurs être exploitées comme nouveaux herbicides, iii) les sites d'action étant nouveaux, ils permettent de résoudre des problèmes de résistance chimique, iv) les plantes allélopathiques peuvent constituer une approche de la lutte contre les adventices, à coût réduit et sur le long terme (Batish *et al.*, 2006).

6.1.2.3. Des mécanismes à la gestion de l'allélopathie

Bien que l'allélopathie à des fins de lutte contre les adventices durant l'interculture, soit étudiée de façon intensive depuis plus de 40 ans, afin d'en comprendre les processus autant que de développer son utilisation en production, **les producteurs ne voient pas pour l'instant en elle une efficacité suffisante pour l'adopter comme innovation** (Khanh *et al.*, 2007). Les praticiens demandent en effet que les perspectives d'applications réellement solides soient précisées (Bonin *et al.*, 2011). La gestion des processus liés à l'allélopathie des couverts végétaux se révèle délicate et mérite une attention particulière, tant par rapport à l'état des connaissances qu'en termes d'application dans la pratique.

De nombreux travaux montrent que la part entre l'effet allélopathique et d'autres processus de compétition ou de modification du milieu n'est pas évidente à établir (Weston, 1996; Haramoto and Gallandt, 2005a; Boydston and Al-Khatib, 2006). Les travaux relatifs à l'allélopathie apportent donc actuellement principalement une compréhension de ses processus, et démontrent qu'elle n'est généralement pas isolée mais **se trouvent en combinaison d'autres phénomènes pouvant amener à une diminution des adventices**. L'ampleur et la persistance de l'allélopathie sont fort variables durant l'interculture, mais également durant la culture suivante, ce qui nécessite une connaissance précise et un ajustement des techniques culturales. Ainsi, des couverts végétaux à allélopathie persistante peuvent exiger une modification des pratiques culturales de la culture suivante, comme un délai d'attente après l'incorporation de couverts frais ou un renforcement des doses de semis en cas de semis immédiat. Si la compréhension des phénomènes allélopathiques peut offrir des outils intéressants pour la gestion de la flore spontanée, l'identification des molécules impliquées peut permettre d'expliquer certains déboires observés sur les cultures suivant une espèce allélopathique (Delabays and Mermillod, 2002). La compréhension de ces phénomènes offre donc de **nouvelles perspectives agronomiques et technologiques**, comme de nouveaux types d'herbicides (Duke *et al.*, 2002; Bhowmik and Inderjit, 2003). Ces deux formes d'usage font d'ailleurs apparaître des questions similaires en termes de recherche et d'application : quelle est la concentration minimale pour une activité phytotoxique ? Le composé actif est-il proprement séparé et correctement identifié ? Quel est le temps de résidence de la substance et son devenir dans le sol ? Le composé influence-t-il l'écologie microbienne et les propriétés physico-chimiques du sol ? Le composé a-t-il un effet adverse sur la culture ? Le composé est-il sûr au niveau de la santé ? (Bhowmik and Inderjit, 2003).

L'identification des substances responsables de l'allélopathie constitue un préalable pour la compréhension du phénomène et sa gestion. Un large éventail de substances allélopathiques a été identifié : **terpénoïdes** (terpènes volatiles, huiles essentielles volatiles, lactones), **benzoxazinoïdes** chez les Poacées, **glucosinolates** chez les Brassicacées, **sorgoleone** et **glycosides cyanogéniques** chez le sorgho, **saponines** chez la luzerne et l'avoine, mais aussi des substances issues de plantes n'appartenant pas aux cultures annuelles, comme les juglones du noyer ou la caféine des caféiers (Singh *et al.*, 2003). Dans une approche pluridisciplinaire, les benzoxazinones du blé ont été étudiées sous l'angle de méthodes analytiques validées, d'identification des concentrations appropriées, de leur transformation dans le sol, de l'écotoxicologie des composés individuels ou en mélange, de leur toxicité humaine et animale, et des effets sur les adventices, les insectes et les maladies (Fomsgaard, 2006). Si les substances allélopathiques peuvent effectivement affecter la croissance d'adventices, leurs interactions dans le système de culture peuvent aussi modifier les **conditions de croissance de la culture**

suivante. Les substances allélochimiques issues des plantes vivantes ou de leurs résidus peuvent affecter la présence et la croissance d'autres organismes utiles comme des **bactéries, champignons et autres microorganismes**. Elles mériteraient au moins d'être étudiées lorsque du matériel végétal cultivé à cette fin est incorporé dans le sol (Khanh *et al.*, 2007).

Dans une analyse critique de l'allélopathie, Doré et al. (2004) relèvent la nécessité de reconsidérer l'étude de l'activité allélopathique d'une culture dans une optique de meilleure maîtrise agronomique pour aboutir à une application réaliste. En effet, bien souvent, les méthodes employées et les effets observés en conditions contrôlées, ne permettent pas une extrapolation aux conditions de la parcelle agricole. La durée des essais est souvent trop courte et la validité limitée. Enfin, le nombre de références est généralement insuffisant pour évaluer finement l'effet des conditions du milieu et des pratiques agricoles pour une maîtrise agronomique du phénomène. Par conséquent, les auteurs considèrent que l'étude agronomique doit permettre de comprendre les effets des techniques culturales sur la production de molécules allélopathiques, sur leur libération et leur devenir dans le milieu, et sur l'expression de leur potentiel. Cela revient à vérifier dans le système de culture, si les effets toxiques obtenus en conditions contrôlées s'expriment bien au champ, et à étudier **quels sont les facteurs de variation et de contrôle du potentiel allélopathique au champ**.

Synthèse

Les modes d'action des cultures intermédiaires sur les adventices ne peuvent pas être systématiquement distingués les uns des autres. Si la capacité de compétition des couverts pour les ressources se manifeste généralement par une production de biomasse élevée et une croissance rapide, leur efficacité par modification du milieu ou par allélopathie est plus difficile à identifier. D'autre part, ces processus sont généralement conjugués, offrant une concurrence potentiellement élevée face aux adventices. Les travaux de recherche relatifs aux mécanismes des couverts sur les adventices se concentrent principalement sur l'allélopathie et les substances responsables. Toutefois, les perspectives d'application directe butent régulièrement sur la complexité des processus en jeu. Finalement, il apparaît que seule la famille des Brassicacées montre une activité allélopathique suffisamment caractéristique pour pouvoir envisager une valorisation explicite de cette propriété. Toutefois, ceci ne saurait constituer le mécanisme unique et la solution simple en termes de lutte contre les adventices par les couverts végétaux, et les facteurs de variation et de contrôle du potentiel allélopathique au champ sont encore à déterminer.

6.1.3. Gestion des cultures intermédiaires en interaction avec le système de culture

L'implantation d'un couvert végétal nécessite des adaptations de l'itinéraire technique. Une compréhension des interactions entre les couverts végétaux et les facteurs du système de culture est nécessaire pour évaluer les conséquences de ces nouvelles conditions du milieu sur la flore adventice. Il s'agit aussi de davantage préciser dans quelle mesure il est possible de valoriser la pratique des CI pour la gestion des adventices. Les principaux facteurs étudiés concernent la rotation des cultures, les espèces de couvert, leur cycle de végétation, la fertilité du sol, le travail du sol et la gestion des résidus en fin de cycle.

6.1.3.1. Rotation et espèces de cultures intermédiaires

L'implantation d'un couvert végétal durant l'interculture accroît la diversité des espèces en rotation, ce qui permet de rompre le cycle des adventices fortement associées à un type de cultures (par exemple céréales) ou à un cycle de croissance récurrent (par exemple dominance de cultures d'hiver) (Blackshaw *et al.*, 2007). Toutefois, la flore adventice est davantage affectée par la phénologie **de la culture** ou d'une **séquence de rotation** que par la diversité de la rotation en soi, la présence de couverts végétaux étant tout de même l'un des facteurs déterminants (Smith and Gross, 2007). Fried *et al.* (2008) démontrent l'importance de la position du cycle des adventices par rapport à celui des cultures (la flore adventice présente est celle dont le cycle correspond au mieux à celui de la culture tout en ayant une reproduction plus précoce qu'elle), dans la dynamique des premières.

La compétitivité des CI dépend principalement de l'espèce à travers les caractères biologiques suivants : la **vigueur et la vitesse de levée**, l'**installation souterraine et aérienne** des plantes, la **hauteur et la densité de la végétation**, l'**indice de surface foliaire**, le **tallage** et les **ramifications** (Blackshaw *et al.*, 2007). La capacité concurrentielle des couverts peut être renforcée par leur **diversité spécifique**, en tirant profit des variations morphologiques et physiologiques des espèces. Batish *et al.* (2001) identifient plus de 50 espèces ayant des effets sur une autre culture ou sur les adventices sur la base de propriétés allélopathiques essentiellement, et dont la source peut être un extrait aqueux ou une substance volatile, provenant de graines en germination, d'exsudats racinaires, de feuilles fraîches, de résidus. Les espèces suivantes, cultivées en France, démontrent ce potentiel : l'avoine, la luzerne, de nombreuses Brassicacées dont la moutarde, le sarrasin, le riz, le tournesol, le seigle, le blé, l'orge, le sorgho, le trèfle incarnat, le trèfle souterrain, la vesce velue (Weston, 1996; Khanh *et al.*, 2005; Batish *et al.*, 2006). De plus, au sein de chaque espèce, il existe une **forte variabilité entre variétés** et des screenings conséquents sont nécessaires pour établir leur efficacité (Batish *et al.*, 2006). Ces propriétés allélopathiques ne suffisent pas la plupart du temps à expliquer à elles seules le pouvoir compétitif d'une espèce (mais voir (Hozayn *et al.*, 2011), (Khanh *et al.*, 2006)) et viennent davantage renforcer son pouvoir concurrentiel.

Certains groupes d'espèces sont considérés comme plus concurrentiels que d'autres. Les **Poacées** sont généralement plus compétitives que les **légumineuses** (ou Fabacées *lato sensu*), et les **Brassicacées** occupent une place intermédiaire (Blackshaw *et al.*, 2007). Par exemple, l'efficacité de réduction de la production de biomasse et de la production de graines d'adventices était supérieure pour la moutarde en comparaison avec l'avoine ou un mélange légumineuses/avoine (Brennan and Smith, 2005). Le choix de cultiver une légumineuse apparaît comme l'un des éléments cruciaux pour de nombreux systèmes de culture (Hoffman and Regnier, 2006). Toutefois, les effets de l'environnement déterminent finalement l'efficacité des espèces les plus compétitives pour chaque situation pédoclimatique et culturale. Enfin le nombre d'espèces pouvant être considérées comme particulièrement efficaces dans la lutte contre les adventices est relativement limité.

La diversité des espèces de **légumineuses (Fabacées lato sensu)**, des trèfles en particulier, est large, offrant de nombreuses caractéristiques susceptibles d'être utilisées contre les adventices. Toutefois, les recherches se concentrent généralement sur des CI en association (Burgos *et al.*, 2006; den Hollander *et al.*, 2007). Ainsi les **associations légumineuses - graminées**, bien souvent vesce velue et seigle, offrent les avantages suivants par rapport à la lutte contre les adventices : un gain de biomasse compétitif et une plus grande persistance des résidus par rapport à la légumineuse pure notamment. Un choix d'espèces particulièrement complémentaires peut également renforcer l'effet du mélange. Aucune règle d'association n'a été mise en évidence. Une part de 50% et plus de seigle en association à du pois offrait la meilleure réduction de la présence d'adventices (2% de couverture) alors que la couverture de pois pure n'était pas compétitive (73%) (Akemo *et al.*, 2000). La compétitivité des légumineuses est expliquée en particulier par la hauteur de la végétation, mais aussi par la capacité d'absorption de l'azote (den Hollander *et al.*, 2007). Au sein des légumineuses, la rapidité d'installation et la hauteur de la vesce velue ont expliqué une plus grande capacité de concurrence de cette légumineuse par comparaison avec le trèfle souterrain et le trèfle incarnat et davantage encore que le trèfle blanc (Brandsaeter and Netland, 1999). De plus, la résistance au froid de cette espèce maintient une concurrence contre les adventices au-delà de l'hiver. Les propriétés allélopathiques du trèfle violet ont été démontrées sur une moutarde sauvage (Ohno *et al.*, 2000). Dans le cas de légumineuses, la suppression d'herbicide peut être accompagnée d'une réduction de la fertilisation azotée. Ceci explique l'intérêt économique pour la vesce velue en particulier comme couvert dans les systèmes simplifiés de travail du sol (Lu *et al.*, 2000).

Les **Brassicacées** sont plus particulièrement reconnues pour leur efficacité de contrôle des adventices en relation avec leurs propriétés allélopathiques. La réduction des levées d'adventices dans des couverts de différentes espèces (moutarde, colza) a atteint 23 à 34% comparée à une jachère, la levée était décalée de 2 jours, et la biomasse réduite (Haramoto and Gallandt, 2005a, b). Toutefois, la magnitude du phénomène est faible, se concentrant davantage sur la phase d'installation des adventices et ne procurant pas d'avantage durable pour la culture suivante (Haramoto and Gallandt, 2005b). Si les couverts de Brassicacées sont reconnus pour être efficaces en début de cycle, il est généralement nécessaire de combiner leur utilisation à d'autres mesures de contrôle des adventices. De plus, il est nécessaire de bien comprendre les mécanismes pour une utilisation appropriée des Brassicacées en particulier, entre contrôle des adventices durant l'interculture et développement normal de la culture suivante (Boydston and Al-Khatib, 2006). Les tourteaux de Brassicacées ont également un effet herbicide, qui est variable selon le spectre de leurs glucosinolates : l'efficacité semble plus faible pour le colza que pour la moutarde blanche (plutôt efficace contre les dicotylédones telles que amarante et

laitue sauvage), et la moutarde brune semble efficace contre les monocotylédones telles que avoine et ray-grass d'Italie) (Handiseni *et al.*, 2011).

Les **Poacées** apparaissent régulièrement comme couverts efficaces contre les adventices sous la forme de mulch. Cette famille illustre particulièrement bien l'effet attendu permettant de réduire la concurrence des adventices dans la culture suivante, voire de diminuer l'utilisation d'herbicide, comme le montrent de nombreuses études. La réduction de biomasse des adventices par des résidus de seigle était de 63% supérieure à celle produite par un couvert de référence (peuplier), utilisé comme contrôle, suggérant des propriétés allélopathiques complémentaires aux effets physiques (Barnes and Putnam, 1983). Les résidus de seigle peuvent réduire la levée d'adventices annuelles jusqu'à 12 semaines dans la culture suivante, mais avec certaines précautions dans sa gestion pour ne pas affecter cette dernière, en particulier lorsque celle-ci est maraîchère (Masiunas, 2006). Plusieurs autres céréales montrent des propriétés allélopathiques et pourraient être sélectionnées dans ce sens. Le blé d'hiver est largement utilisé comme couvert en Amérique du Nord. Ses résidus produisent des phytotoxines efficaces contre les adventices, alors que sa régulation par les herbicides est aisée et l'effet sur la culture suivante moindre par rapport à d'autres espèces de monocotylédones (Weston 1996). Un extrait aqueux de sorgho broyé a montré un effet allélopathique contribuant à une réduction de 18-50% des adventices, ouvrant une perspective d'usage comparable à un herbicide (Cheema *et al.*, 2004). Des mulchs morts de seigle et d'orge avant betterave ont permis de réduire la présence d'adventices jusqu'à 78%, conduisant à de meilleurs rendements par comparaison avec du triticale ou l'absence de mulch (Dhima *et al.*, 2006a). Toutefois, l'application d'herbicide, quatre semaines après la levée, permettait de limiter la concurrence des adventices à ce stade sensible de la betterave, pour un rendement en sucre supérieur de 7-26%. Dans un essai similaire sur maïs (Dhima *et al.*, 2006b), l'effet de mulchs de céréales sur les adventices était similaire, en particulier pour l'orge, mais l'absence d'herbicide était mieux tolérée, soulignant par là des différences de sensibilité de la betterave et du maïs aux adventices. Ces résultats de plein champ ont été accompagnés par des bio-essais, démontrant non seulement des phénomènes allélopathiques sur les adventices, mais aussi des effets sur la croissance de la betterave et l'insensibilité du maïs. Le ray-grass est également un couvert largement utilisé pour son pouvoir concurrentiel tant à l'automne qu'au printemps. L'incorporation de ray-grass au printemps a réduit la germination de 45% de graines de moutarde suggérant des effets phytotoxiques par rapport aux témoins. La durée de dégradation des substances incriminées a été évaluée à 3-4 semaines durant une phase de décomposition des restes de culture (Breland, 1996).

Des espèces appartenant à d'autres familles sont étudiées en particulier pour leurs propriétés allélopathiques. L'étude d'exsudats racinaires du sarrasin (**Polygonacées**), en particulier des composés phénoliques, a montré non seulement des effets inhibiteurs sur d'autres plantes, mais a également permis d'identifier différents composants responsables et une efficacité variable (Kalinova *et al.*, 2007).

D'autre part, de nouvelles espèces sont continuellement testées pour leur contribution comme couvert à la lutte contre les adventices. Ainsi le radis chinois a été récemment testé pour évaluer la régularité, l'ampleur et la durée de la suppression d'adventices entre l'automne et l'installation d'une culture suivante de maïs (Lawley *et al.*, 2011). Si la suppression des adventices durant l'interculture a été observée, l'effet n'était pas persistant dans la culture suivante, nécessitant un herbicide dès la levée du maïs, offrant une perspective intéressante de nouveau couvert efficace en automne et au début du printemps.

6.1.3.2. Espèces cultivées et cycle de végétation

Le degré de suppression des adventices par les CI varie pour une espèce en fonction des régions du globe et de son cycle de végétation (Teasdale *et al.*, 2007). Ainsi, les espèces vigoureuses cultivées sous des climats chauds (sorgho, niébé) sont efficaces comme couvert étouffant dans des environnements saisonniers chauds. Les espèces annuelles cultivées des régions fraîches (seigle, vesce velue, divers trèfles) sont moins efficaces comme couvert estival étouffant, mais conviennent durant l'hiver. Sous un climat méditerranéen avec des hivers plus doux, la suppression d'adventices hivernantes semble plus difficile, notamment par des espèces qui ne couvrent que partiellement le sol. La culture d'espèces non-hivernantes est courante sous climat tempéré et montre une intéressante efficacité à partir du moment où la production de biomasse est suffisante en automne.

Un **ajustement phénologique** du couvert végétal est nécessaire pour répondre aux objectifs de contrôle des adventices, tant par rapport à la **durée de l'interculture** que par rapport à l'**implantation de la culture**

suivante. Selon les espèces de couvert, la pression sur les adventices s'exerce en automne ou au printemps. En fin d'été ou en automne, les couverts peuvent réduire la croissance et surtout la production de graines d'adventices par **compétition** principalement, alors qu'au printemps, les couverts ou leurs résidus exercent surtout un effet sur le milieu avec un impact sur la germination des adventices, par **allélopathie** notamment (Kruidhof *et al.*, 2008). Ainsi le radis fourrager, le colza d'hiver et le seigle d'hiver se sont montrés particulièrement efficaces en automne par comparaison avec le ray-grass italien, mais surtout par rapport au lupin blanc et à la luzerne, faiblement compétitifs à cette période de l'année. Ces différences de compétitivité ont pu être reliées à l'interception de lumière variable selon les couverts. Au printemps, la luzerne incorporée a eu un effet inhibiteur particulièrement efficace sur la germination des adventices, alors que le colza et le lupin blanc étaient moins efficaces. Le seigle d'hiver et le radis fourrager n'avaient en revanche aucun effet (Kruidhof *et al.*, 2008). Une efficacité allélopathique similaire a été relevée pour des couverts végétaux de cycle court comme l'avoine, le trèfle incarnat et le sarrasin en réduisant les levées d'adventices de 19 à 39% et en retardant les levées de 2 jours (Haramoto and Gallandt, 2005a). Au-delà de l'importance de la saison calendaire, c'est la saison de dormance des adventices de même que la vitesse de levée de la CI relativement aux adventices, qui importent. Ainsi, Colbach *et al.* (2012c) ont montré dans une étude par simulation et analyse de sensibilité de modèle, avec des pédoclimats dijonnais et pour des adventices graminées automnales de type vulpin (*Alopecurus myosuroides* Huds.), que les cultures qui réduisent le plus ces dernières sont celles dont le semis se fait pendant les saisons de dormance de l'adventice (fin automne et surtout printemps) et dont la vitesse de levée relativement aux adventices est supérieure. En revanche, la capacité de compétition n'avait que très peu d'effet. En ce qui concerne le cas particulier des CI, les mêmes auteurs ont démontré que leur présence avant cultures de printemps réduit l'infestation des cultures d'hiver (les plus à risque pour le type d'adventices analysées) plus tard dans la rotation, mais à condition qu'il y ait eu travail du sol avant l'implantation des CI. Les deux espèces de CI les plus efficaces, à savoir ray-grass et seigle, étaient aussi celles qui levaient le plus vite et à des températures plus faibles. La capacité de compétition là encore était peu importante. Le travail du sol après les CI augmentait le risque d'infestation des cultures dans la rotation (même après 2 années ou plus) parce qu'il stimulait des germinations post-CI, germinations qui présentaient un fort risque de ne pas être totalement détruites avant le semis de la culture suivante et donc de lever dans celle-ci (Colbach *et al.*, 2012c).

Le développement végétatif initial et la densité de plantes de couvert sont des facteurs essentiels. La distance entre les rangs exerce un effet sur la rapidité de couverture du sol et intervient dans l'efficacité des couverts végétaux par rapport à la lumière, à l'accessibilité à l'eau et aux éléments nutritifs du sol. La densité de semis renforce l'efficacité du couvert. L'installation rapide et uniforme exerce un effet compétitif sur les adventices, et explique notamment l'efficacité élevée des Brassicacées, et par exemple de la moutarde par comparaison avec l'avoine ou un mélange légumineuses/avoine (Brennan and Smith, 2005). Le **cycle de végétation, la date de semis et les modalités d'implantation** du couvert déterminent la dynamique de croissance du couvert. La date de semis est un élément déterminant la couverture du sol et la production de biomasse, et par conséquent la pression contre les adventices. Les températures de la fin de l'été et de l'automne sont déterminantes. Pour la vesce velue, 655 degrés jours (DJ, base 4°C) sont nécessaires pour atteindre 50% de couverture du sol, et 926 DJ pour une biomasse conséquente de 40 q/ha (Teasdale *et al.*, 2004). La vesce commune accumule 4 q/ha par 100 DJ. Selon les dates de semis et les conditions climatiques, ces valeurs sont atteintes avant ou après l'hiver. Dans une évaluation en milieu contrôlé et en plein champ de plantes utilisables pour leurs propriétés allélopathiques, les couverts d'automne (vesce velue, seigle, blé, avoine, gesse, moutarde) se sont révélés plus efficaces que des semis de printemps (Fujii, 2001). La densité de semis des CI peut procurer un effet d'ombrage chez les espèces telles que la luzerne, le sarrasin, le moha, le seigle, le sorgho (Khanh *et al.*, 2005). Toutefois, cet effet n'est pas systématique et le doublement de la densité de semis dans un autre essai n'a eu aucun effet sur l'effet d'espèces comme le radis fourrager, le colza d'hiver, le seigle d'hiver, le ray-grass d'Italie, le lupin blanc et la luzerne (Kruidhof *et al.*, 2008). La vesce velue et le seigle semés à de hautes densités produisent suffisamment de biomasse pour réduire la levée d'adventices. Toutefois cette efficacité varie selon les espèces d'adventices dans des relations très variables en fonction de l'augmentation de densité, pouvant même être suffisante à de basses densités (Mohler and Teasdale, 1993).

En raison d'une compétitivité persistante pour les ressources, l'efficacité de suppression des adventices est généralement plus élevée pour un couvert vivant d'interculture que pour un mulch mort, par exemple pour la vesce velue (Teasdale and Daughtry, 1993; Teasdale *et al.*, 2007). Cette évaluation se base sur le fait que les couverts d'interculture concurrencent les adventices sur plusieurs facteurs et durant plusieurs phases du cycle de vie des adventices. L'effet des résidus de couverts s'exerce principalement sur la levée précoce des

adventices (Teasdale *et al.*, 2007). La couverture du sol par des résidus issus de couverts non hivernants peut être insuffisante, permettant la levée d'adventices à la sortie de l'hiver, voire la favorisant par le maintien d'une humidité au sol (Grimmer and Masiunas, 2004). La persistance des résidus dépend des espèces. Ainsi les résidus de vesce par comparaison avec le seigle étaient de plus courte durée, en raison d'une décomposition accélérée. De ce fait, leur persistance sous forme de résidus peut s'avérer insuffisante. D'autre part, les légumineuses peuvent même favoriser, si elles ne sont pas suffisamment denses et par leur azote résiduel, la levée d'adventices (Mohler and Teasdale, 1993). Pour cette raison, l'installation d'un couvert doit viser le maintien d'une culture vivante le plus longtemps possible. La durée de vie d'un sarrasin est nettement inférieure à celle d'une moutarde gélive et plus encore qu'une culture de vesce velue hivernante. Toutefois, les CI peuvent avoir le même effet suppressif sur les adventices que sur la culture suivante, dans la mesure où certains mécanismes perdurent : modifications de la disponibilité des ressources, modifications de l'état physique et chimique du sol, processus biologiques et chimiques (Teasdale *et al.*, 2007).

Le cycle de végétation des CI et les modifications induites sur les conditions du milieu peuvent également agir indirectement sur la flore adventice *via* des facteurs biotiques. **L'activité des invertébrés prédateurs de graines d'adventices** sous les couverts végétaux et leur influence non négligeable sur le stock grainier de surface en fin de saison, indiquent que ce processus devrait être considéré dans la gestion des couverts végétaux et de la surface du sol en fin de saison (Gallandt *et al.*, 2005) (voir Faune, section 6.3.5.1.2.). Toutefois, l'efficacité de ces invertébrés granivores sur la dynamique à long terme des adventices et donc l'infestation des **cultures** n'est pas connue. **La levée d'adventices peut aussi être contrainte par des maladies fongiques du sol** (Kumar *et al.*, 2008). Les changements des conditions de croissance suite à l'enfouissement de résidus de sarrasin ont conduit à une réduction de la levée d'adventices. Cette réduction était en bonne partie imputable à une modification de la disponibilité en azote, mais un traitement fongicide des graines d'adventices (contre les champignons responsables de la fonte de semis : *Pythium*, *Phytophthora*, *Rhizoctonia*, *Fusarium*) a conduit à une meilleure levée de ces dernières.

6.1.3.3. Fertilité du sol

L'état de fertilité du sol et la fertilisation déterminent une partie du rapport de concurrence entre les CI et les adventices. D'autre part, les effets des couverts sur l'état de fertilité du sol influencent positivement ou négativement le développement des adventices durant l'interculture ou la culture suivante. Certaines espèces d'adventices voient leur compétitivité augmenter lorsque la disponibilité en phosphore et en azote est élevée. Notamment les couverts de légumineuses dont des résidus riches en azote peuvent contribuer à stimuler la germination d'adventices selon l'état de la couverture du sol et les conditions pédoclimatiques (Teasdale and Pillai, 2005). A l'inverse, la réduction de la disponibilité en nutriments peut réduire la croissance des adventices. Des résidus avec un haut rapport C/N, en particulier les céréales, peuvent affecter les petites graines d'adventices par une immobilisation de l'azote du sol (Samson *et al.*, 1992). Dans l'étude de couverts de courtes durées, en culture maraîchère de plein champ, l'incorporation d'avoine et de moutarde, ayant un rapport C/N élevé car supérieur à 20, et une décomposition lente, a pu expliquer la réduction de la vigueur et du poids des adventices, mais également de la culture suivante (Kumar *et al.*, 2009).

Les interactions entre les incidences de la légumineuse sur le cycle de l'azote et l'effet suppressif du couvert en termes de développement des adventices restent difficiles à appréhender : **l'effet des légumineuses sur les adventices est fonction du compromis entre impact physique négatif et mise à disposition d'azote.** Une moins bonne suppression des adventices par le trèfle souterrain et la vesce velue avant pomme de terre était en partie imputable à la mise à disposition d'azote par ces espèces par rapport à des couverts de colza et de ray-grass, qui étaient par ailleurs plus efficaces au niveau de la production de biomasse (Campiglia *et al.*, 2009). Les légumineuses peuvent toutefois contribuer à une réduction de la fumure minérale et des herbicides. En effet, suite à l'incorporation de biomasse fraîche de trèfle incarnat, la levée de chénopode dans du maïs est restée inférieure de 72% à la levée par rapport à des témoins recevant une fertilisation azotée équivalente et de 39% lors de la récolte du maïs. Par contre, la biomasse du maïs après résidus de trèfle était aussi réduite de 31% en début de cycle, mais rattrapait le niveau des modalités avec fertilisation minérale en cours de saison. En relation avec la croissance des chénopodes, la perte de biomasse atteignait 8% dans le traitement avec trèfle et 28% dans la modalité avec fertilisation minérale. Des résultats similaires ont été obtenus sur le chénopode en absence de maïs (Dyck and Liebman, 1995). Dans une seconde étude consistant à incorporer des résidus secs de trèfle (Dyck and Liebman, 1995), l'efficacité du trèfle incarnat était inférieure et n'exerçait pas une pression

suffisante sur les adventices, entraînant des pertes sur la production de maïs. La qualité du couvert incorporé a pu expliquer ce manque d'efficacité. Toutefois en conditions de forte pression malherbologique, le maïs était favorisé davantage par la légumineuse que par l'apport minéral.

Si la germination et la croissance pré-levée se font à partir des réserves de la semence et non pas à partir de l'azote du sol (phase hétérotrophe de la vie de la plante), la croissance post-levée des adventices est particulièrement influencée par la disponibilité en azote du sol (phase autotrophe de la vie de la plante). Ce facteur de disponibilité en azote intervient directement dans les relations de concurrence entre les adventices et les CI, de même que dans la réponse des adventices aux modifications du milieu entraînées par la présence de couvert. Il peut être influencé par l'incorporation de résidus de couvert et conduire à la suppression des adventices (Kumar *et al.*, 2008). Les changements de la dynamique de l'azote par des résidus enfouis de sarrasin ont conduit à une suppression de la croissance des adventices. Ainsi pour l'ensemble des espèces d'adventices testées, la levée était réduite de 40 à 70% et la production de biomasse sèche de 85% par rapport à un sol n'ayant pas porté de couvert. Les mécanismes de suppression de la levée variaient selon les espèces. Deux espèces de la flore adventice (camomille, capselle) ont vu l'apport d'azote minéral annuler les contraintes sur la levée. Par contre l'amarante n'a subi aucun effet de l'apport d'azote minéral (Kumar *et al.*, 2008). Colbach et Dürr (2003) démontrent que la quantité et la qualité des semences peut être affectée par l'azote disponible pendant le remplissage des grains : une augmentation de l'azote disponible augmente la production des semences du vulpin et aboutit à un plus grand nombre de ses graines germant en interculture (mais dont les pieds ne parviennent pas à se reproduire). Cela est conforté par l'étude par simulation et analyse de sensibilité de modèle évoquée ci-dessus (Colbach *et al.*, 2012c), qui montre qu'à long terme, c'est principalement le second effet (plus grand nombre de graines germant en interculture) qui importe. Ainsi, une augmentation de l'azote disponible, par engrais, fumier ou CI, peut réduire légèrement l'infestation de certaines adventices. Cependant, ces résultats sont très spécifiques du type d'adventices. Dès lors, le choix du couvert végétal doit être considéré avec attention, et en parallèle avec l'état de fertilité du sol lorsqu'il s'agit à la fois de lutter contre la perte de nitrate et de réduire le développement des adventices.

6.1.3.4. Travail du sol

Colbach et Mézière (2012) ont mis en évidence dans une étude par simulation et analyse de sensibilité de modèle sur graminées automnales, que (i) plus il y a de travail du sol durant l'interculture, moins il y a d'infestation d'adventices dans les cultures, (ii) un labour est particulièrement profitable avant une culture à risque, surtout si la culture précédente était infestée et davantage infestée que la culture pré-précédente, (iii) un travail du sol avant semis doit être d'une part le moins profond possible afin de ne pas remonter d'autres semences avant le semis, et d'autre part réalisé dans des conditions les plus sèches possibles pour ne pas stimuler de germinations qui lèveront en culture.

Tout travail du sol a donc un effet de régulation mécanique des adventices, mais constitue également une modification du milieu, qui peut être favorable à l'expression du stock grainier lorsque les semences ne sont pas enfouies trop profondément et lorsque des graines précédemment enfouies et encore vivantes sont remontées. Ainsi, le travail du sol lié au semis de CI, de même que le faux semis, favorisent la germination d'adventices. Cette germination peut contribuer à terme à réduire la présence d'adventices ou constituer une possibilité de maintien voire de multiplication de la population. Un effet spécifique des différents travaux du sol sur les espèces de la flore adventice et sur leur dynamique de levée n'est pas clairement établi, sinon une mobilisation réduite de certaines espèces en semis direct (Chauhan *et al.*, 2006). Des semis de couverts avant moisson, évitant tout travail du sol, peuvent être considérés pour réduire l'expression du stock grainier d'adventices, et notamment pour contrôler le vulpin en semis direct (Colbach *et al.*, 2009). D'un autre côté, un lit de semence bien émiétté est nécessaire pour enfouir la graine de certaines espèces de couverts.

Le **brassage du sol** influence le développement des adventices par des mécanismes tels que **l'exposition des graines à la lumière** (l'induction lumineuse ne lève les dormances et ne stimule les germinations que lorsque les graines ont été préalablement imbibées (Vertucci *et al.*, 1987; Gallager and Cardina, 1997)), **l'aération du sol**, **l'augmentation de la température du sol**, **la réduction de la couverture par des résidus**, **l'élimination de substances inhibitrices du sol**, **l'augmentation du contact sol-graine dans le sol** (Chauhan *et al.*, 2006). A l'inverse, il peut soustraire certaines semences adventices de la prédation par la macrofaune (Darmency *et al.*, 2011). La germination de la phacélie (*Phacelia tanacetifolia*), espèce de couvert très florifère, est inhibée par la lumière, ce qui maintient les contraintes de résistance exercées par les enveloppes de la graine et empêche une

croissance de l'embryon suffisante (Chen, 1970). D'autres espèces tolèrent des conditions plus contraignantes comme celles du semis direct. S'il est reconnu que le travail du sol de nuit réduit l'induction de la germination de nombreuses espèces de la flore adventice (Chauhan *et al.*, 2006), la perspective de considérer ce phénomène n'est pas réaliste pour les semis estivaux de couverts végétaux.

Les interactions entre le travail du sol et les couverts végétaux sont également à considérer sur le long terme (Moonen and Barberi, 2004). Si un travail du sol simplifié pouvait conduire à une augmentation de 500% du stock semencier, un couvert de seigle permettait d'atténuer cet effet sur le long terme de 25%. L'effet d'un labour (baisse de 22% du stock semencier) était quant à lui renforcé par la présence d'un couvert de trèfle souterrain durant l'interculture.

Toutefois, la mise en place de couverts végétaux contre les adventices et le maintien de résidus de récolte en surface vont (souvent encore actuellement) à l'encontre des pratiques agricoles de travail du sol et du désherbage mécanique qui veulent qu'une surface bien cultivée soit libre de tout résidu (Hoffman and Regnier, 2006). L'introduction des herbicides, à commencer par le 2,4 D puis le glyphosate, a permis le développement de systèmes de culture innovants introduisant des techniques de travail du sol simplifiées et une intégration spécifique, à plusieurs fins, des couverts végétaux dans les systèmes de culture. De très nombreuses publications décrivent l'intérêt des couverts végétaux dans le développement de ces systèmes de culture innovants. Toutefois leur contenu dépasse les limites de la présente étude.

6.1.3.5. Gestion des résidus

Une gestion ciblée des résidus de plantes permet de maintenir l'effet suppressif du couvert, valorisant la culture intermédiaire au-delà de la période de sa stricte période de végétation. Cette gestion vise à préserver des conditions défavorables aux adventices en régulant la température et l'humidité du sol en fonction des conditions pédoclimatiques, ainsi que la protection physique du sol et les processus allélopathiques. Le niveau d'allélopathie d'un mulch mort est influencé par son âge et par des facteurs environnementaux eux-mêmes régulés par la présence de couverts et interagissant avec les propriétés allélopathiques des couverts (Lehman and Blum, 1997). La comparaison de quatre types de couverts traités avec du glyphosate a montré que le trèfle souterrain et le seigle perdaient leurs propriétés inhibitrices (préalablement avérées) un mois après leur traitement, alors que le trèfle incarnat et le blé gardaient leur effet suppressif sur l'ipoméa et l'amarante. Le déclin du phénomène permettait de suggérer des processus allélopathiques, sans pouvoir exclure d'autres facteurs, dont des interactions avec le glyphosate ou des propriétés du sol (pH). D'autre part, les conditions du milieu modifiées par la présence du couvert ont également interagi avec les propriétés des résidus. L'humidité du sol s'est avérée un élément prépondérant, soit en se révélant suffisamment basse pour créer des conditions favorables à l'amarante, même en présence de résidus toxiques de blé, soit en étant insuffisante pour lever l'expression de l'allélopathie du trèfle incarnat. La disponibilité en azote réduisait la toxicité des débris de blé à basse température sur l'ipoméa seulement, suggérant un rôle de microorganismes.

D'autres travaux ont montré que l'incorporation de résidus de colza d'hiver et de seigle d'hiver dans la couche superficielle du sol avait un effet inhibiteur élevé sur l'établissement d'espèces précoces comme la laitue ou l'épinard, alors que l'effet inhibiteur était variable sur la levée plus tardive de la stellaire, et produisait même un effet stimulateur sur les levées tardives du chénopode blanc (Kruidhof *et al.*, 2009). Ces travaux ont aussi montré que le placement des résidus en surface était important, afin de limiter la levée des adventices, pour le seigle en particulier. Les résidus de colza étaient efficaces les deux à trois premières semaines, alors que l'effet des résidus coupés en tronçons de 3 cm demeure plus persistant.

Synthèse

L'implantation d'un couvert modifie principalement la rotation des cultures et la chronologie des travaux du sol et constitue de fait un moyen effectif de concurrencer directement les adventices ou de rendre les conditions du milieu peu favorables à leur développement. L'offre en espèces pouvant servir de cultures intermédiaires est potentiellement suffisamment élevée pour répondre à la diversité des conditions pédoclimatiques et culturelles de la France. Ce choix d'espèces permet de diversifier la rotation et de rompre le cycle de végétation de certaines adventices. L'effet compétitif du couvert sur les adventices dépend largement de la capacité de maîtriser la dynamique temporelle de son développement. La rapidité d'installation, la durée de la végétation, la persistance de sa biomasse sous forme vivante ou morte sont des facteurs clés. Les effets de la culture intermédiaire sur les

adventices dépendent également de modifications plus ou moins prolongées de l'état de fertilité du sol en particulier de la disponibilité des ressources nutritives, l'utilisation de légumineuses constituant un cas particulier. L'introduction de couverts végétaux dans l'interculture conduit principalement à des modifications des travaux du sol, lors de l'implantation du couvert et pour sa gestion avant la culture suivante. Les enjeux principaux consistent en une gestion ciblée des résidus de couvert végétaux, pour permettre de maintenir l'effet de contrôle aussi longtemps que possible, voire la réduction d'utilisation d'herbicide en fin d'interculture ou au début de la culture suivante.

6.1.4. Conséquences sur la stratégie de gestion des adventices

La situation malherbologique de la parcelle et les pratiques usuelles de désherbage constituent des facteurs préalables déterminant l'importance du stock grainier et les risques de présence d'adventices durant l'interculture. Comme il a été démontré préalablement, l'effet des CI sur les espèces de la flore adventice varie en intensité et en temps, et **la stratégie de désherbage doit être adaptée selon l'efficacité démontrée**. D'une part, la lutte contre les adventices doit être adaptée dès la récolte de la culture précédente, pour l'implantation du couvert végétal durant l'interculture, mais également pour la culture suivante en fonction des modifications de la situation malherbologique. La gestion des repousses de la culture ou des adventices de la culture précédente, en particulier pérennes, doit être aussi considérée. La régulation du couvert, y compris des adventices associées, peut être aussi nécessaire en cours de cycle de végétation ou peu avant la culture suivante. Les interventions de désherbage peuvent être de type mécanique (déchaumage, broyage) ou chimique (total) selon la situation malherbologique, la période d'intervention ou les possibilités techniques. **Des gains en termes de temps de travail lié au désherbage, de la traction et de l'usage d'herbicides peuvent apporter la rentabilité économique nécessaire aux CI pour faciliter leur adoption par les producteurs**. La suppression d'herbicides avant semis ou en prélevée constitue l'un des gains attendus.

La littérature technique comprend de riches références concernant différentes stratégies de désherbage durant l'interculture et en particulier liées aux cultures intermédiaires. Ces références prennent en considération tant des notions de conditions pédoclimatiques, que de systèmes de culture. Elles concernent non seulement la lutte mécanique et chimique contre les adventices (Bonin *et al.*, 2011), mais également la destruction des couverts (Labreuche and Brun, 2011) et leurs spécificités en termes de sensibilités aux herbicides, de facilité de destruction naturelle (gel), mécanique (différents types de rouleaux) et chimique en cours de végétation ou dans la culture suivante (Besnard *et al.*, 2011). Des considérations complémentaires de la littérature scientifique sont apportées ici plus particulièrement sur les conséquences de la présence de couverts végétaux sur l'usage des herbicides, à leur efficacité et aux modalités de destruction des couverts.

6.1.4.1. Usage des herbicides

La présence de CI empêche la pratique de certaines techniques culturales durant l'interculture, notamment les déchaumages qui servent à favoriser la germination puis la destruction de repousses ou d'adventices issues du stock semencier de surface, en particulier lors de techniques culturales simplifiées (Chauhan *et al.*, 2006). La lutte chimique contre les adventices vivaces est généralement pratiquée dans l'interculture. Celle-ci s'avère non praticable en présence de couverts, alors que ceux-ci offrent une concurrence limitée contre ce type d'adventices (Teasdale *et al.*, 2007).

L'adaptation de l'usage d'herbicides dans la culture avant l'installation du couvert n'est pas l'objet de recherches spécifiques aux couverts. Toutefois, une attention doit être portée sur la rémanence de certaines substances, de la famille des sulfonilurées en particulier, pouvant porter atteinte à l'installation de la culture suivante, dont les CI. Les indications sont disponibles dans des documents techniques pour éviter les situations à risque pour chaque espèce de couvert (Besnard *et al.*, 2011).

Le contrôle des adventices par les CI ou leurs résidus est partiel, variant selon les espèces en interaction, la situation agronomique et l'époque de végétation considérée. Les objectifs et les impératifs de ce contrôle ne sont pas non plus identiques entre l'interculture et la culture suivante. Les mulchs morts permettent généralement de réduire les levées précoces d'adventices. **La protection par les résidus de couverts en début de saison ne garantit généralement pas de se passer d'herbicide** (Teasdale, 1996).

Cela peut conduire à appliquer des herbicides non sélectifs en fin de période d'interculture ou à une modification des interventions sur la culture suivante. Les cultures sarclées de printemps les plus tardives sont plus particulièrement concernées. Aucun engrais vert (vesce velue, trèfle d'Alexandrie, seigle, avoine, blé, trèfle souterrain, ou ray-grass d'Italie) n'a permis de se passer de traitements en post-levée pour un contrôle suffisant des adventices dans une culture de soja (Reddy, 2001). En absence d'herbicide, les résidus de seigle n'étaient plus suffisamment efficaces pour offrir une maîtrise suffisante des adventices dans une culture de soja, en raison d'une densité et d'une biomasse déjà élevées de la plupart des adventices (Koger *et al.*, 2002). Par contre, l'application d'herbicides spécifiques du soja permettait un contrôle des adventices tout autant efficace en présence de résidus de seigle qu'en leur absence.

Les couverts peuvent conduire à différer les applications d'herbicides en post-levée. Par la suite, ces derniers permettent de contrôler les adventices tardives dans la culture. Ces modifications permettent de réduire l'usage d'herbicides fréquemment retrouvés dans les eaux de nappe et de surface, en les remplaçant par des substances moins persistantes utilisées dans des quantités moindres (Gallagher *et al.*, 2003). Dans les systèmes de travail du sol simplifié, le contrôle des adventices est amélioré par la présence de couverts végétaux, mais l'usage d'herbicides ne peut pas être supprimé (Teasdale, 1996). Une réduction de moitié des doses d'herbicides était possible dans un soja semé directement après un couvert de blé, ainsi que dans un maïs après une vesce velue, montrant l'effet réducteur des résidus sur la levée précoce des adventices et l'efficacité suffisante de doses réduites d'herbicides en post-levée de la culture (Gallagher *et al.*, 2003). En revanche, deux traitements en split de ces doses se révélaient insuffisants, soulignant l'insuffisance de l'effet des résidus. Des essais avec un radis chinois ont montré qu'un développement suffisant du couvert permettait non seulement de lutter contre les adventices en automne, mais également au printemps pour ne devoir appliquer un herbicide qu'au stade post-levée du maïs suivant considérant quelques levées non concurrentielles d'adventices (Lawley *et al.*, 2011).

6.1.4.2. Efficacité des herbicides

La culture de CI influence l'efficacité des herbicides, efficacité qui dépend notamment de l'état du sol, de la présence en surface de résidus du couvert, du degré d'incorporation de la substance, de la position des graines d'adventices dans le sol (Chauhan *et al.*, 2006). L'analyse de nombreux travaux de recherche montre que **la lutte contre les adventices est généralement plus difficile dans les systèmes de travaux réduits du sol laissant un mulch mort en surface** (Chauhan *et al.*, 2006). Des mesures culturales particulières peuvent donc être nécessaires pour prévenir des situations malherbologiques indésirables. Dans le cas d'une destruction d'un seigle 7 à 10 jours avant le semis du maïs, les différents programmes de désherbage en pré- et en post-levée ont montré une efficacité similaire à condition d'une pression d'adventices modérée et en présence de suffisamment d'azote dans le sol (Duiker and Curran, 2005). Des **synergies entre moyens de lutte** ont été démontrées en conditions contrôlées, notamment par une réduction de 13% des levées grâce à des résidus de vesce velue, de 16% grâce à l'herbicide seul (metolachlor), mais de 86% en combinaison des deux facteurs (Teasdale *et al.*, 2005). Ces démonstrations soulignent les nombreux processus biologiques et chimiques régulant l'activité des herbicides et l'effet des résidus dans le système sol-adventices.

La présence de mulch mort en surface du sol modifie le comportement des herbicides, en particulier les processus d'interception et de sorption, de mobilité par ruissèlement ou lixiviation, d'absorption au niveau de la rhizosphère, de volatilisation et de dégradation (activité microbienne, photo-décomposition) (Locke and Bryson, 1997; Chauhan *et al.*, 2006). La présence de résidus en surface du sol conduit à une augmentation de la teneur en carbone organique, à une acidification, à une humidité supérieure du sol et à une population microbienne plus active. Cela peut conduire à une modification tant de l'efficacité des herbicides que du moment de leur effet. L'usage d'herbicides pour la destruction des couverts nécessite également de prendre en compte ces processus.

Les résidus de plantes peuvent intercepter de 15 à 80% de l'herbicide appliqué, pouvant induire des pertes et réduire l'efficacité. La matière organique est considérée comme le principal paramètre du sol influençant l'efficacité des herbicides racinaires peu solubles notamment (Chauhan *et al.*, 2006). Si les couverts d'interculture ou leurs résidus réduisent l'efficacité des herbicides par interception ou par adsorption, certaines de ces substances peuvent par la même occasion être co-métabolisées lors de la dégradation des résidus (Locke *et al.*, 2006). Dès son application, l'herbicide entre rapidement en interaction avec les résidus de plantes à la surface du sol par une sorption qui varie selon le type de résidus et augmente avec la décomposition des

résidus. L'affinité du chlorimuron ethyl (utilisé dans le soja aux USA), exprimée par la constante de Freundlich Kf, est plus importante pour les résidus de vesce velue (6,33), que pour le seigle (3,95) ou encore le sol nu (0,81-1,03), le processus se déroulant en moins d'une heure (Reddy *et al.*, 1995). Après 11 semaines, les résidus présentent une augmentation de Kf de 54% pour le seigle et de 49% pour la vesce velue. Cette rétention de substance par les résidus réduit non seulement l'efficacité de l'herbicide, mais prolonge également la persistance de l'herbicide pendant la saison, avec des effets incertains sur la culture. La demi-vie du diflufenican sur du blé après une moutarde blanche atteignait 116 jours, soit 15 jours de plus que le contrôle sans engrais vert, montrant l'effet de l'enrichissement en matière organique du sol sur la persistance des substances. Cette prolongation atteignait de même 75 à 114 jours après des engrais de ferme (Rouchaud *et al.*, 1994).

6.1.4.3. Cultures intermédiaires et faux-semis

Le faux-semis consiste à préparer un lit de semence aussi fin que pour le semis d'une culture à petites graines, à laisser germer une partie du stock semencier d'adventices et à détruire les semences germées et plantules levées par quel que moyen que ce soit (herbicides, travail du sol etc.). Le semis peut aussi être retardé afin de permettre la répétition de la même l'opération, c'est-à-dire de réaliser un second faux-semis (Bond and Baker, 1990). Plusieurs publications techniques font état de l'efficacité de la méthode pour lutter contre les adventices en systèmes de culture, biologiques ou conventionnels, de céréales et de légumes plein champ (Montemurro, 2000; Peruzzi *et al.*, 2003; Martelli *et al.*, 2004). Toutefois, aucune ne semble avoir été publiée à propos de la combinaison de cette technique avec la pratique des cultures intermédiaires. Seuls quelques résultats de simulation existent (Colbach *et al.*, 2012a; Colbach *et al.*, 2012b; Colbach *et al.*, 2012c) et font apparaître que le faux semis doit être le plus superficiel possible (pour ne pas enfouir les semences à une profondeur où elles ne pourraient plus germer tout en survivant (Pekrun and Lutman, 1998; Colbach *et al.*, 2008), ce qui annulerait son effet) et effectué après suffisamment de pluie depuis la moisson pour imbiber les semences et les rendre sensibles au faux-semis. Les simulations avec une flore plurispécifique plutôt automnale montrent que l'effet des CI dépend fortement du système de culture initial et du travail du sol accompagnant ces CI. Dans des systèmes où le travail du sol était initialement réalisé uniquement au printemps, l'introduction de CI réduit l'infestation des cultures par les adventices, essentiellement parce que cette introduction nécessite des opérations de travail du sol en été/automne où elles jouent le rôle de faux-semis. Ces conditions sélectionnent des espèces dont les semences sont peu sensibles à l'enfouissement par le travail du sol (ex. folle-avoine, *Avena fatua*). Dans des systèmes où une partie du travail du sol était initialement déjà réalisée en été/automne, l'infestation des cultures peut, au contraire, augmenter si ce travail du sol n'est pas réalisé au moment où les semences adventices sont sensibles au faux-semis.

L'association de la pratique des CI et du faux-semis reste donc à étudier afin de vérifier leur compatibilité, mais il semble au moins que cela ne pose pas de problème pour les adventices annuelles et les adventices pérennes à régénération par graines, qui auront levé en même temps que la CI et seront détruites en même temps qu'elle. Dans ce cas, la phase de préparation du sol de la technique du faux-semis existe bien mais elle est suivie du semis de la CI, et la phase de destruction n'aura lieu que bien plus tard lors de la destruction de la CI. Cela peut cependant poser des problèmes pour des espèces qui sont encore trop dormantes au moment de l'implantation de la CI et dont les semences ne pourront pas germer suite au travail du sol. Le stock semencier peut également rester intact si le travail du sol est réalisé précocement après la moisson et que la pluie post-moisson était insuffisante pour imbiber les semences récemment produites et tombées à terre. Or, des semences sèches ne sont pas sensibles à l'effet faux-semis.

Le cas des adventices pérennes à régénération végétative (par rhizomes et stolons), tels les chardons (*Cirsium* spp.), peut s'avérer plus problématique. Néanmoins, Cuomo *et al.* (1999) ont démontré (en système d'élevage laitier) d'une part que des pratiques d'exploitation intensive de cultures fourragères et d'autre part que la présence de légumineuses fourragères dans ces dernières, sont suivies d'un effet dépressif sur les chardons *Carduus* spp. et *Cirsium* spp. Il pourrait être envisagé des adaptations dans la pratique des CI afin de bénéficier des mêmes effets pour contenir le développement d'adventices pérennes à régénération végétative. Il faut surtout mentionner la nécessité de conduire des recherches sur le sujet, en incluant d'autres adventices de ce groupe comme les *Rumex* spp., le liseron des champs *Convolvulus arvensis* et bien sûr le chien-dent rampant *Elymus repens*.

Synthèse

Les modifications apportées par les CI à la rotation des cultures et aux travaux du sol sont susceptibles de modifier les éléments suivants de la stratégie de désherbage : réduction du faux-semis (destiné à vider le stock semencier d'adventices et éliminer les repousses de la culture précédente), usage d'herbicide pour détruire le couvert végétal en particulier le glyphosate, modification des herbicides utilisés pour la culture suivante. L'effet de l'introduction de CI sur la flore adventice dépend de la communauté adventice présente, du système de culture dans lequel la CI a été introduite et du travail du sol accompagnant cette dernière. Néanmoins, une gestion des couverts végétaux dans une perspective de lutte contre les adventices peut se traduire par une réduction des applications d'herbicides, mais nécessite pour cela une approche raisonnée de l'ensemble du système de culture. Ainsi, il semblerait que le semis de CI n'induit pas un accroissement de la flore d'adventices annuelles ou pérennes à régénération par graines, à condition que le travail du sol accompagnant la CI soit adapté, car certaines espèces d'adventices auront levé en même temps que la CI et seront détruites en même temps qu'elle. La phase de préparation du sol de la CI doit alors être raisonnée comme une technique de faux-semis pour les adventices, rendant compatibles CI et faux-semis, même si la réalisation d'un vrai faux-semis avant le semis de la CI et/ou l'optimisation de la date de semis de la CI par rapport aux cycles de dormance des adventices peut retarder la date de semis, et que la phase de destruction des adventices n'aura lieu que plus tard par rapport à la vraie technique de faux-semis, puisqu'elle interviendra lors de la destruction de la CI. Il convient de veiller à ne pas détruire trop tard la CI afin de détruire les adventices avant leur montée à graines.

Synthèse finale

Ces travaux de recherche identifient des possibilités pour **utiliser les cultures intermédiaires dans la lutte contre les adventices, surtout d'interculture mais aussi parfois de culture, et ce à condition que le positionnement des CI soit bien réfléchi par rapport au cycle biologique des adventices et que le travail du sol accompagnant ces couverts soit bien raisonné**. Ces travaux montrent qu'il est ainsi possible d'apporter une valeur additionnelle à des cultures intermédiaires servant tout d'abord de piège à nitrate (CIPAN) ou de protection du sol contre l'érosion. De nouvelles solutions sont à réfléchir pour accompagner le développement de méthodes culturales innovantes comme les techniques de conservation du sol ou l'agriculture biologique. **Les principaux défis concernent le choix d'espèces de couverts adaptées aux conditions locales et le développement de techniques de gestion adaptées** (travail du sol, période et technique d'implantation et de destruction). L'utilisation de cultures intermédiaires pour leurs seules propriétés allélopathiques offre déjà quelques perspectives réalistes, mais n'est pas encore suffisamment aboutie pour une mise en pratique à large échelle. Si la démonstration de ce processus soutient l'intérêt des couverts dans la gestion des adventices, **une recherche plus systémique est encore nécessaire. La destruction des couverts sans herbicide et une réduction des interventions de désherbage dans la culture suivante constituent finalement les seuls indicateurs de succès**.

6.2. Effets des cultures intermédiaires sur la microflore

Françoise Montfort

Introduction

Les effets de la gestion de la période d'interculture sur la microflore sont presque exclusivement documentés par rapport à la microflore tellurique ou associée au sol. Or ce compartiment de l'agro-écosystème demeure une 'boîte noire', pourtant riche de biodiversité et siège de multiples interactions. Les processus microbiens qui s'y déroulent sont donc, de par la taille des microorganismes et l'opacité de leur biotope, difficilement accessibles. Mais ils se traduisent en termes de croissance et de santé des plantes, et c'est dans la plupart des cas par cette entrée que leur étude est abordée. La partie la plus conséquente de ce chapitre traitera des effets sur les maladies telluriques et leurs mécanismes de régulation biologique, en déclinant les différents mécanismes en cause par complexité croissante. Nous aborderons ensuite les effets de la gestion de l'interculture successivement sur les communautés fongiques antagonistes des nématodes phytoparasites, puis sur les mycorhizes, et enfin, plus généralement sur l'activité biologique du sol.

6.2.1. Effets des modes de gestion de l'interculture sur les maladies telluriques et leurs mécanismes de régulation biologique

6.2.1.1. Effets hôtes / non hôtes

La période d'interculture est précieuse pour rompre le cycle de certains parasites qui ne peuvent se maintenir longtemps en l'absence de leurs hôtes, à condition évidemment de bien gérer les repousses : ainsi, les risques liés au piétin-échaudage des céréales seront beaucoup plus élevés si le blé est implanté après une jachère non travaillée, sur laquelle l'agent pathogène (*Gaeumannomyces graminis* var. *tritici*) s'est maintenu en phase parasitaire (Ennaifar *et al.*, 2005). La destruction des repousses présente d'autant plus d'intérêt que l'agent pathogène ne produit pas d'organes de résistance, est relativement spécifique et a de faibles capacités saprophytiques (cas peu fréquents).

Les couverts végétaux implantés pendant la période d'interculture sont eux-mêmes sensibles à de nombreuses maladies et peuvent héberger l'inoculum, voire le multiplier si les conditions sont favorables. Les exemples sont nombreux, particulièrement en cultures légumières : les Brassicacées, notamment, sont sensibles à de nombreux bioagresseurs et il est démontré par exemple que les risques de fusarioses vasculaires (*Fusarium oxysporum* f.sp. *raphani* et f.sp. *conglutinans*) vont être accrus lors de cycles successifs de biofumigation (voir Encadré 6-1), malgré les composés toxiques libérés (Lu *et al.*, 2010).

6.2.1.2. Travail du sol et survie de l'inoculum

D'une manière générale, le travail du sol est un moyen de diminuer la viabilité des formes de maintien de l'inoculum des agents pathogènes (organes de résistance et résidus de culture porteurs d'inoculum). Il n'est néanmoins pas facile de conclure, car les conséquences des différents types et périodes de travail du sol sur le microclimat autour de l'inoculum varient beaucoup selon les conditions climatiques et culturelles des régions étudiées.

Toutes les pratiques de travail du sol qui accélèrent la dégradation microbienne des résidus de culture sont favorables au déclin des agents pathogènes. Ainsi, un essai de longue durée en Norvège compare quatre modalités de travail du sol (labour, travail profond avec outils à dents, superficiel avec outils à dents, travail du sol simplifié) et montre que l'incidence de la hernie des Brassicacées (*Plasmodiophora brassicae*) sur chou et sur radis fourrager, après 17 ans, est d'autant plus faible que le travail du sol a été simplifié (Ekeberg and Riley, 1997). Les études effectuées en Amérique du Nord, dans des conditions climatiques et édaphiques très

Encadré 6-1. La biofumigation, un cas d'école pour illustrer cette complexité d'effets

Définition : la biofumigation est une application agronomique du phénomène d'allélopathie, et se réfère aux effets suppressifs d'espèces de Brassicacées sur des bioagresseurs telluriques, liés à la libération d'isothiocyanates (ITC) issus de l'hydrolyse enzymatique des glucosinolates (GSL) par la myrosinase (Matthiessen and Kirkegaard, 2006). Mais les nombreuses recherches effectuées sur le sujet ces 2 dernières décennies démontrent que les mécanismes en jeu vont bien au-delà de l'allélopathie, puisqu'ils ne relèvent pas seulement de simples effets directs de toxicité sur les microorganismes pathogènes.

Principe allélopathique associé aux Brassicacées : les Brassicacées contiennent dans leurs tissus aériens et racinaires différents types de composés soufrés, les glucosinolates (GSL), aux fonctions de défense contre leurs agresseurs. L'enzyme d'hydrolyse, la myrosinase, entre en action quand, par rupture de l'intégrité cellulaire, elle se trouve en contact avec les GSL. Les molécules de GSL sont aliphatiques, aromatiques ou indoles, selon leur radical R, et les deux premiers types se transforment en ITC, variables par leurs propriétés et leur activité biologique, mais considérés comme les plus actifs sur les bioagresseurs des plantes. Selon les genres, espèces, et même les variétés de Brassicacées, ainsi que selon les organes (racines vs. parties aériennes), le profil et les concentrations de GSL sont différents.

Mise en œuvre de la technique : on peut mettre à profit les propriétés du "système GSL-myrosinase" par l'insertion de Brassicacées de production dans les rotations culturales, ou, pendant la période d'interculture, de Brassicacées en cultures intermédiaires, culture de couverture ou tourteaux déshydratés. En engrais verts (forme d'utilisation des cultures intermédiaires), le principe consiste à semer en interculture une Brassicacée choisie pour sa forte teneur en glucosinolates, à une densité très élevée de façon à produire beaucoup de biomasse. Au stade début floraison, la quantité de GSL dans les tissus, tant racinaires qu'aériens, est élevée, la biomasse maximale et les cellules encore faciles à détruire. Le couvert végétal est alors broyé finement puis aussitôt enfoui dans le sol. Un épisode pluvieux qui succède immédiatement, ou sinon une irrigation, amplifient la réaction d'hydrolyse, donc permettent de libérer le maximum d'ITC. Les résidus verts se dégradent alors dans le sol, avant d'implanter la culture de production suivante.

Complexité des mécanismes et variabilité des effets : plus encore qu'un simple engrais vert, la biofumigation fait appel à différents mécanismes dont l'expression varie selon de nombreux paramètres biologiques, physico-chimiques et climatiques, en interaction, et qui sont sous la dépendance de facteurs maîtrisables ou non, agissant au cours des phases successives de la technique.

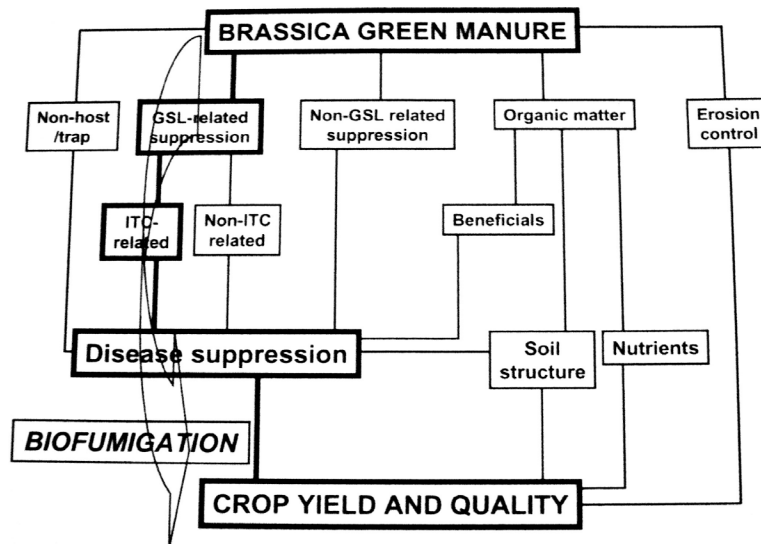


Figure 6-1. Mécanismes d'action de la biofumigation sur les maladies et la culture suivante (Kirkegaard and Matthiessen, 2004)

différentes, concluent au contraire plutôt globalement à une amplification des risques, sur blé, et à une montée en puissance de certains problèmes parasitaires (*Pyrenophora tritici-repentis*, *Cephalosporium gramineum*) par les techniques culturales simplifiées (TCS), qui ne permettraient pas à l'inoculum sur résidus de culture de se dégrader comme cela se produit par le labour (Bockus and Shroyer, 1998). Il existe néanmoins des exemples, difficilement explicables, comme celui du flétrissement du melon, dû à *Monosporascus cannonballus* : la

destruction chimique ou mécanique des restes de pieds de melon malades non seulement ne diminue pas, mais curieusement, augmente le nombre de périthèces sur les pieds malades, puis d'ascospores produites (Stanghellini *et al.*, 2004).

En ce qui concerne les effets du labour directement sur les organes de résistance (indépendamment de résidus de culture), on relève dans la plupart des cas que la viabilité des formes de survie diminue avec la profondeur d'enfouissement. Ainsi, *Macrophomina phaseolina*, sur racines de soja, disparaît plus vite si les résidus de culture sont enfouis : les conditions sont alors défavorables pour les microsclérotés du pathogène, alors que les populations de *Trichoderma*, espèce régulatrice antagoniste, sont moins affectées (Baird *et al.*, 2003). La même tendance est observée pour *Sclerotinia sclerotiorum*, dont seulement 2,5% des sclérotés demeurent viables après 12 mois à une profondeur de 10 cm, contre 57,5% en surface. Cette réduction de la viabilité est corrélée avec une plus grande diversité bactérienne (Duncan *et al.*, 2006). Mais pour cet aspect aussi, il existe des contre-exemples, sans doute plus explicables par les différences induites au niveau du microclimat que par des sensibilités intrinsèques des organes de résistance des différents champignons étudiés : les microsclérotés de *Colletotrichum truncatum*, agent de l'antracnose de la lentille, survivent 48 mois si les débris de culture sont enfouis en profondeur, alors qu'ils ne sont plus viables après 12 mois en surface du sol (Buchwaldt *et al.*, 1996). D'autre part, on ignore tout de phénomènes éventuels de prédation par des insectes polyphages sur des organes comme les sclérotés, quand ils restent en surface du sol, mais cette hypothèse est plausible et mériterait d'être testée.

6.2.1.3. Effets physiques de la couverture du sol

Dans le cas de pathogènes se disséminant par effet splash (projections des spores par les éclaboussures des gouttes de pluie), comme l'antracnose du fraisier (*Colletotrichum acutatum*), il est démontré que des couverts végétaux, en inter-rangs, permettent de réduire la projection de spores (Ntahimpera *et al.*, 1998). De même, d'autres auteurs mettent en évidence une importante réduction du mildiou du poivron (*Phytophthora capsici*) quand les poivrons sont cultivés dans des chaumes de blé, ce qui limite drastiquement la dispersion de l'inoculum (Ristaino *et al.*, 1997).

L'incidence du *Sclerotinia sclerotiorum* sur haricot est diminuée par l'implantation, entre rangs, de couverts type seigle ou mélange seigle-trèfle rouge, qui, entretenus en mulch vivants par tonte, perturbent l'épidémie sans que les mécanismes en cause ne soient analysés (germination des sclérotés, formation des apothécies, dispersion des ascospores...) (Bottenberg *et al.*, 1997).

6.2.1.4. Les mécanismes complexes de régulation biologique induits par les cultures intermédiaires

L'insertion d'une culture intermédiaire dans un système de culture a de multiples conséquences physico-chimiques et biologiques, et la résultante mesurée en termes de maladies sur la culture suivante ne permet pas d'appréhender la diversité et la complexité des effets. Ainsi, nombreux sont les travaux concluant à une réduction des maladies telluriques ou associées au sol après insertion pendant l'interculture de couverts vivants sans que, pour autant, les causes précises de cette réduction ne soient clairement explicitées. L'exemple de la biofumigation est en ce sens très illustratif, puisque, plus encore qu'un seul engrais vert, cette technique met en œuvre différents mécanismes sous la dépendance de nombreux facteurs biotiques et abiotiques, et qui s'expriment au cours des phases successives (culture du couvert végétal, puis enfouissement et dégradation de résidus végétaux).

6.2.1.4.1. Effets allélopathiques proprement dits

L'allélopathie a été définie par Rice (1984) comme "un effet positif ou négatif, direct ou indirect, d'un végétal – micro-organismes inclus - sur un autre, par le biais de composés chimiques libérés dans l'environnement". Dans les pays tempérés, les principales familles botaniques d'intérêt agronomique à potentiel allélopathique sont majoritairement les Alliacées et Brassicacées (du fait de composés soufrés) et les Poacées (de par les benzoxazinones pour le blé, le maïs, le sorgho, le seigle, et l'avénacine pour l'avoine). Les substances allélopathiques sont libérées par exsudation racinaire ou lors du broyage et de la dégradation des tissus aériens ou racinaires.

Alors que les composés soufrés et les benzoxazinones présentent de nombreuses cibles biologiques, l'avénacine agit de façon relativement spécifique sur les Oomycètes : un semis d'avoine en fin d'été permet de diminuer l'incidence d'une grave maladie du pois, due à *Aphanomyces euteiches*, ainsi que la quantité d'inoculum dans le sol. Les tissus d'avoine contiennent une saponine, l'avénacine, qui stimule la libération des zoospores. Il s'agit d'une germination-suicide puisque, l'avoine n'étant pas hôte du champignon, les zoospores germent mais meurent rapidement par faute de pouvoir coloniser un hôte (Chandler *et al.*, 2004). Les effets sont variables selon les variétés d'avoine, vraisemblablement selon la teneur des tissus en avénacine (WilliamsWoodward *et al.*, 1997). Le même type d'effet est observé sur d'autres Oomycètes, à savoir les *Pythium* spp. pathogènes du concombre : un engrais vert d'avoine permet davantage de réduire la pourriture du fruit qu'un seigle (Wang and Ngouajio, 2008).

Nombreuses sont les publications portant sur les effets *in vitro* d'extraits aqueux de cultures sur des pathogènes. Ainsi, Huang *et al.* (2007) obtiennent *in vitro* une moindre germination des sclérotés de *Sclerotinia sclerotiorum* en présence d'extraits aqueux à 4% de blé, orge, avoine, seigle, colza, lentille ou mélilot, mais seules l'orge et l'avoine aboutissent à des résultats analogues en ce qui concerne la germination des ascospores, et elles sont également les seules avec le mélilot à provoquer une diminution significative de l'indice de sévérité de la maladie suite à la contamination de feuilles détachées de haricot par des ascospores. De nombreuses publications concernent également les effets *in vitro* de composés soufrés de Brassicacées et d'Alliacées, soit à partir de broyats de tissus, soit à partir de composés de synthèse (Sarwar *et al.*, 1998), et s'intéressent à des composés volatiles (aliphatiques) ou peu volatiles (aromatiques) (Kurt *et al.*, 2011). Mais les résultats varient selon la nature des organes fongiques étudiés. Ainsi, il apparaît par exemple d'importantes différences de sensibilité du *Rhizoctonia solani*, selon qu'il est sous forme de sclérotés ou de mycélium (Yulianti *et al.*, 2006a). Les résultats rendent surtout malheureusement mal compte de l'efficacité réelle dans la matrice complexe qu'est le sol. Ainsi, les effets d'une culture intermédiaire à base d'un mélange *Brassica rapa* – *B. napus* ont été étudiés sur les maladies telluriques du fraisier : les composés volatiles libérés inhibent *in vitro* 6 espèces fongiques pathogènes préjudiciables sur fraisier, mais en conditions naturelles, cette biofumigation n'affecte pas la survie de l'inoculum pour les deux espèces étudiées (*Phytophthora cactorum* et *Cylindrocarpon destructans*). Les auteurs constatent néanmoins que l'inoculum de *P. cactorum* est ensuite moins vigoureux en boîtes de Petri (croissance radiale réduite) et concluent que les composés émis sont diversifiés et que d'autres mécanismes biologiques sont probables (Mattner *et al.*, 2008). Les réponses en termes de toxicité sont fonction bien sûr du potentiel toxique des composés soufrés émis, mais aussi *i*) de la nature et de la concentration des GSL (plus de 120 composés recensés au sein des Brassicacées) et donc des ITC produits, différant tant par leur toxicité intrinsèque que par leurs propriétés physiques (volatilité, solubilité, hydrophobicité) ; *ii*) de la très grande variabilité des quantités libérées et de la persistance d'effets, sous la dépendance des paramètres culturels, édaphiques et biologiques, ainsi que des techniques mises en œuvre lors du broyage et de l'enfouissement. La littérature à ce sujet est très abondante et plusieurs auteurs font le point sur les déterminants de la toxicité proprement dite de la technique (Kirkegaard and Sarwar, 1998; Reau *et al.*, 2005a; Kirkegaard, 2009).

La biofumigation est encore trop souvent perçue *a priori* comme une simple technique alternative aux fumigants chimiques de sol comme le métam-sodium (dont le principe actif est d'ailleurs un ITC de synthèse, le méthyl-ITC). En effet, plusieurs équipes font état de résultats qu'il n'est pas possible de comprendre sur la simple base de l'allélopathie directe : *(i)* une efficacité persiste alors que les substances toxiques ont disparu (Motisi *et al.*, 2009a) ; *(ii)* des réductions de maladie inattendues sont mises en évidence avec des variétés de Brassicacées sélectionnées pour leurs faibles teneurs en GSL (Mazzola *et al.*, 2001; Montfort *et al.*, in press.). De nombreux travaux démontrent l'importance de mécanismes de compétition trophique et d'antagonismes, en action dès lors que l'on met en culture une espèce végétale, puis que l'on incorpore au sol des biomasses organiques importantes. Cette complexité d'effets est certainement à l'origine de la variabilité des résultats observés en conditions naturelles : bien que cette technique ait fait l'objet de nombreux travaux ces deux dernières décennies pour élucider les mécanismes en jeu, son efficacité s'avère irrégulière, avec des résultats souvent contradictoires, allant d'effets partiels intéressants à des résultats très décevants (Njoroge *et al.*, 2008), voire à des effets néfastes pour la culture. Kirkegaard puis Motisi ont réalisé sur le sujet des revues de synthèse, l'un analysant les connaissances acquises et les limites relevées relativement à cette technique (Kirkegaard, 2009), l'autre mettant en avant l'approche épidémiologique des maladies pour analyser la variabilité des résultats (Motisi *et al.*, 2010).

6.2.1.4.2. Effets liés à la culture d'un couvert

Il est clair que la simple culture d'un couvert végétal induit indirectement de multiples perturbations sur la structure des communautés microbiennes telluriques, au travers notamment des changements physico-chimiques de son biotope. Par exemple, il est démontré que certains précédents culturaux, comme le maïs, ont un effet inattendu sur le piétin-échaudage du blé : en modifiant les équilibres microbiens dans la rhizosphère, ils rendent le sol très réceptif à la maladie, alors qu'ils ne sont pourtant pas hôtes de l'agent pathogène, *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici* (Lucas *et al.*, 1989). En systèmes de culture incluant de la pomme de terre, un couvert de trèfle rouge ou de ray-grass, semé sous couvert d'orge, permet de réduire les attaques de *Rhizoctonia solani* et de gale commune dans certaines rotations (Griffin *et al.*, 2009). Il en est de même pour un couvert de seigle, réduisant ces mêmes maladies dans toutes les rotations étudiées (Larkin *et al.*, 2010).

De nombreux travaux relatifs aux effets de la culture de Brassicacées sur l'expression des maladies telluriques des cultures suivantes ont été publiés : c'est en Australie que, dès les années 1990, a été mis en évidence l'effet réducteur d'un précédent colza sur le piétin-échaudage du blé, ce qui a initié les recherches ultérieures relatives à la biofumigation (Angus *et al.*, 1994). De même, dans une expérimentation, conduite en Bourgogne sur une rotation blé-betterave, il est démontré que la seule culture de moutarde brune a permis de réduire l'incidence de la maladie du rhizoctone brun (*Rhizoctonia solani*) trois années successives, même si l'incorporation ensuite des résidus augmente nettement l'efficacité (Motisi *et al.*, 2009b).

Les études des mécanismes rhizosphériques sont riches d'enseignements sur les interactions complexes en œuvre dans les micro-niches de la rhizosphère. Ainsi, des hypothèses explicatives de l'effet de la culture de Brassicacées ont récemment été avancées. Dans les racines, les cellules contenant des GSL sont tellement proches de l'épiderme de la racine que ces composés sont libérés en continu dans la rhizosphère, et leur hydrolyse en ITC doit faire appel à de la myrosinase exogène, par exemple celle de la microflore tellurique (McCully *et al.*, 2008). Mais les ITC produits sont en trop faibles quantités pour affecter les bioagresseurs telluriques. Ils modifient par contre la structure des communautés microbiennes, bactériennes notamment, de la rhizosphère (Rumberger and Marschner, 2004; Bressan *et al.*, 2009), et donc vraisemblablement l'expression des agents pathogènes. De même, les communautés les plus tolérantes aux ITC sont sélectionnées dans la rhizosphère des Brassicacées : c'est le cas des *Trichoderma* spp., champignons antagonistes, plus abondants dans la rhizosphère d'un blé suivant un colza que dans celle d'un blé suivant une autre céréale (Kirkegaard *et al.*, 2004).

6.2.1.4.3. Effets liés à l'apport de matières organiques

D'une façon générale, divers mécanismes sont proposés pour expliquer la régulation des maladies telluriques par les amendements organiques. La plupart des études mettent en avant les effets promoteurs de l'activité antagoniste de communautés microbiennes telluriques, suite à l'apport d'éléments nutritifs par divers types de matières organiques du sol. Un exemple intéressant est développé par l'équipe de Mazzola, sur les effets de tourteaux de graines de colza vis-à-vis du complexe d'agents pathogènes responsables de mortalités en pépinières de pommiers aux USA : complémentaires aux effets toxiques directs associés aux GSL se manifestent des effets indirects d'amplification de populations antagonistes (*Pythium* spp., *Streptomyces* spp.) par d'autres processus, à l'origine de l'efficacité de tourteaux dépourvus de GSL (Cohen *et al.*, 2005; Cohen and Mazzola, 2006; Mazzola *et al.*, 2007). Ces effets trophiques indirects des tourteaux contribuent même aux effets sur les adventices, en stimulant les populations de *Pythium* spp., eux-mêmes pathogènes d'adventices (Hoagland *et al.*, 2008b). De la même façon, l'apport de compost peu décomposé de débris végétaux urbains permet de fortement réduire la pourriture due à *Pythium* spp. et le mildiou sur poivron en Floride (Chellemi, 2006) ; sachant que ce compost est introduit dans le sol 10 semaines avant la transplantation des poivrons, les auteurs émettent l'hypothèse de sa colonisation par une microflore compétitrice, et donc d'un phénomène de microbiostase (inhibition du développement) touchant les microorganismes pathogènes, ce qui aboutit à la réduction de maladie. Les résultats de plusieurs équipes démontrent bien en effet qu'il s'agit de régulation biologique plus que de diminution des quantités d'inoculum : ainsi, dans une étude portant sur une centaine de champs de pomme de terre en Idaho, l'incidence du flétrissement sur pomme de terre, dû à *Verticillium dahliae*, diminue suite à l'enfouissement des résidus verts issus de la culture de maïs doux ou d'herbe du Soudan (*Sorgho sudanense*) sans diminution du niveau d'inoculum dans le sol ; une fois que la régulation naturelle est établie, il suffit d'un seul engrais vert pour maintenir ou, mieux, contrôler de nouveau l'agent pathogène (Davis *et al.*, 1996; Davis *et al.*, 2001; Davis *et al.*, 2010b). Plusieurs études aux USA permettent maintenant des

stratégies de protection intégrée, incluant toujours des engrais verts, vis-à-vis de la plupart des bioagresseurs telluriques sur pomme de terre : des rotations judicieuses à base de Brassicacées, avec insertion de couverts type seigle, conduisent à réduire la plupart des maladies, et s'accompagnent d'une augmentation de l'activité microbienne, des populations bactériennes notamment (Larkin *et al.*, 2010; Larkin *et al.*, 2011). Les travaux de Wiggins avec différentes cultures intermédiaires démontrent également que le sarrasin, ainsi qu'un hybride sorgho-herbe du Soudan, permettent de réduire l'incidence du complexe parasitaire de la luzerne, et celle de deux maladies de la pomme de terre (de la gale *Streptomyces scabies*, et du flétrissement *Verticillium dahliae*). Ces travaux sont d'autant plus intéressants qu'ils mettent clairement en évidence une corrélation de ces effets avec l'activité des populations antagonistes indigènes de *Streptomyces* spp., et permettent de conclure que la densité initiale de ces antagonistes dans le sol est un bon prédicteur de l'efficacité des cultures intermédiaires sur les maladies (Wiggins and Kinkel, 2005a; Wiggins and Kinkel, 2005b). Ces mêmes cultures intermédiaires (hybride sorgho-herbe du Soudan et sarrasin) ont permis de promouvoir les populations indigènes de *Streptomyces* spp. antagonistes limitant sur céréales la fusariose de l'épi *Fusarium graminearum* (Perez *et al.*, 2008). Un dernier exemple fourni, parmi les nombreux existants, est celui de l'insertion entre deux blés de couverts d'interculture qui diminuent l'incidence du piétin-échaudage (*Gaeumannomyces graminis* var. *tritici*) quand leurs résidus sont enfouis par labour. Les couverts qui permettent cette réduction sont l'avoine, la moutarde blanche et le ray-grass. Le colza n'a pas permis de réduire significativement la maladie. Il est intéressant de noter que ce type de pratique n'a pas altéré le déclin du piétin-échaudage, dû au développement d'antagonistes bactériens tels que les *Pseudomonas* spp. fluorescents, démontrant que ce type de régulation naturelle n'est pas pénalisé par la culture intermédiaire, comme il l'est quand la monoculture est rompue par une culture de production non-hôte (Ennaifar *et al.*, 2005).

Souvent, il est noté que le substrat est rapidement colonisé par certaines espèces ayant d'importantes capacités saprophytiques comme *Rhizoctonia solani* ou certains *Pythium* spp. pathogènes (Yulianti *et al.*, 2006b; Bonanomi *et al.*, 2007), avant que les phénomènes de régulation biologique naturelle ne s'expriment de nouveau. Ainsi, en présence de résidus riches en cellulose, tant le pathogène *Rhizoctonia solani* que le genre antagoniste *Trichoderma* colonisent rapidement le milieu, mais la synthèse des enzymes dégradant la chitine du pathogène par l'hyperparasite *Trichoderma* est bloquée. Quand la cellulose diminue dans le substrat et que la compétition entre *Rhizoctonia solani* et *Trichoderma* augmente de nouveau, alors ce dernier retrouve son activité d'antagoniste vis-à-vis du pathogène (Hoitink and Boehm, 1999). Si le mulch introduit provient de Brassicacées, les *Trichoderma* spp. seront favorisés car il est démontré, sur une gamme de 40 souches, que ce genre est beaucoup plus tolérant aux ITC que les agents pathogènes étudiés (*Pythium ultimum*, *Rhizoctonia solani* et *Fusarium oxysporum*) (Galletti *et al.*, 2008).

Par contre, plusieurs auteurs relatent qu'une amplification des risques phytosanitaires à la suite d'amendements organiques (mulchs de cultures intermédiaires, composts...) est également possible : dans un sol très déséquilibré par des pratiques intensives de désinfection de sols, un apport de matière organique fraîche ne réduit absolument pas les populations de *Pythium* spp. pathogènes du fraisier, alors que les populations microbiennes telluriques, fongiques et bactériennes, se multiplient pourtant (Manici *et al.*, 2004). De même, on a comparé aux USA l'effet de très nombreux couverts végétaux d'hiver, dont les résidus, détruits par glyphosate, sont laissés en surface (TCS), sur le rendement et les maladies des concombres et haricots qui suivent cette interculture : les auteurs concluent que toutes les Légumineuses, ainsi que les Brassicacées, augmentent les populations de pathogènes (*Pythium* spp., *Rhizoctonia solani*) et les risques de maladies, comparés à un sol nu ou à des couverts à base de Poacées. Néanmoins, la grande complexité du dispositif expérimental rend son analyse particulièrement délicate (Sumner *et al.*, 1995).

Synthèse

La gestion préventive des maladies, qui est l'approche à privilégier, consiste à gérer l'interculture de façon à rompre le cycle épidémique des agents pathogènes, c'est-à-dire en évitant les repousses de cultures et les couverts végétaux hôtes des principaux bioagresseurs présents dans la rotation pratiquée. Les pratiques de travail du sol qui contribuent à accélérer la dégradation des résidus de culture sont en général elles aussi favorables au déclin de l'inoculum primaire des agents pathogènes. Une couverture du sol, que ce soit par une culture intermédiaire, par une culture associée ou par un mulch, diminue l'effet splash de la pluie et donc la projection des spores, réduisant ainsi la dissémination des agents pathogènes et les foyers d'infection primaire.

Alliacées, Brassicacées et Poacées sont des familles d'intérêt agronomique à potentiel allélopathique, dont les effets peuvent s'exprimer par exsudation racinaire ou après broyage de leurs tissus. Mis à part l'avénacine qui présente une action spécifique sur les Oomycètes, les autres substances présentent de nombreuses cibles biologiques. La nature, les quantités et la persistance des composés émis lors de l'enfouissement de l'engrais vert allélopathique sont extrêmement variables selon les paramètres culturels, édaphiques et biologiques, ainsi que selon les techniques mises en œuvre lors du broyage et de l'incorporation au sol. Les études de toxicité effectuées *in vitro* reflètent malheureusement très mal l'efficacité réelle dans la matrice complexe qu'est le sol, et ce d'autant plus que la simple toxicité ne suffit pas à expliquer les effets observés. La biofumigation, application agronomique du phénomène d'allélopathie, est basée sur la présence, dans les tissus et dans les exsudats racinaires de Brassicacées, de divers glucosinolates transformés ensuite en isothiocyanates potentiellement toxiques vis-à-vis des bioagresseurs telluriques. Pour en maximiser les effets, on la pratique souvent (notamment en cultures légumières) sous la forme d'engrais verts : la technique consiste à cultiver en interculture puis broyer et enfouir, au stade floraison, certaines espèces de Brassicacées choisies pour leur forte teneur en certains glucosinolates. La multiplicité des mécanismes et la complexité des interactions en jeu dans la biofumigation conduisent à une variabilité d'effets en pratique, et suscitent de nombreux travaux. Les mécanismes en jeu vont bien au-delà de la toxicité des métabolites secondaires de certaines cultures intermédiaires, puisque des interactions microbiologiques complexes peuvent aussi expliquer les effets suppressifs sur des pathogènes.

En ce qui concerne l'enfouissement de biomasse fraîche dans le sol, la plupart des études mettent en avant les changements induits par cette matière organique au niveau des communautés microbiennes telluriques, à savoir une stimulation de l'activité des populations antagonistes indigènes dans le sol, stimulation inversement corrélée avec le niveau de maladies. Il s'agirait davantage de régulation biologique, i.e. atténuation de l'expression de l'inoculum que de diminution de sa quantité. Il semble que l'efficacité d'une culture intermédiaire soit d'autant plus importante que les antagonistes naturels sont déjà bien installés dans le sol (notion de "santé du sol"). Les espèces phytopathogènes ayant d'importantes capacités saprophytiques sont susceptibles de fortement se multiplier et de provoquer des dégâts, avant que les phénomènes de régulation biologique naturelle ne se manifestent. Néanmoins, la biofumigation peut à terme rétablir les équilibres naturels des sols, puisqu'il est démontré que, par exemple, les *Trichoderma* spp., champignons antagonistes d'importance dans les sols, sont plus tolérants aux ITC que certains des agents pathogènes majeurs.

6.2.2. Effets sur la microflore antagoniste des nématodes

Les champignons antagonistes sont des ennemis naturels très importants des nématodes à kystes. Il est montré qu'en rotation blé-betterave, le potentiel antagoniste est plus important qu'en monoculture de betterave, mais que des Brassicacées en cultures intermédiaires vont diminuer ce potentiel antagoniste dans le sol en rotation, alors qu'elles vont l'augmenter dans le sol de monoculture (Pyrowolakis *et al.*, 1999). Les auteurs expliquent ces effets contrastés par la diversité fongique différente selon les deux types de rotation. Une étude de l'effet de différents travaux simplifiés du sol, ainsi que celui d'un couvert, a été conduite pendant 7 ans sur une rotation soja-blé, sans qu'aucun effet net ne soit démontré sur le niveau de parasitisme fongique des femelles d'*Heterodera glycines* ni sur le nombre d'œufs (Bernard *et al.*, 1997). L'effet de plusieurs couverts végétaux sur les populations de *Rotylenchulus reniformis* dans une culture d'ananas, a été évalué sur deux cycles complets de cultures (Wang *et al.*, 2003). Ces populations diminuent davantage avec couverts de crotalaire ou de colza que de souci (*Tagetes* sp.) ou d'adventices. Le colza et certaines adventices, hôtes d'un autre nématode phytoparasite, *Meloidogyne javanica*, multiplient ce dernier. La densité de champignons parasites augmente dans tous les couverts à l'issue de la première année, mais, il n'est pas mis en évidence de différences de rendements selon les couverts implantés (hormis une augmentation avec l'insertion de la légumineuse).

La lutte biologique par *Bacillus megaterium* contre le nématode de la pomme de terre *Meloidogyne chitwoodi* est d'autant plus efficace pour réduire la densité de nématodes que les pots sont amendés par un engrais vert de radis oléagineux ou de colza (Al-Rehiyani *et al.*, 1999). Un apport de champignons nématophages permet de réduire la pénétration racinaire précoce sur colza par le nématode *Heterodera schachtii* respectivement de 30-35% et 29% selon que le sol a été amendé par un engrais vert de moutarde ou par de la paille d'orge, comparé au sol non inoculé (Hoffmannhergarten and Sikora, 1993). Par contre, un engrais vert de colza a inhibé l'action des champignons nématophages et la pénétration racinaire précoce par les nématodes n'a donc pas diminué.

Une étude de la suppression de *Meloidogyne hapla*, nématode phytoparasite sur laitue, met en évidence un effet positif de l'herbe du Soudan et du colza utilisés en engrais verts lorsque des champignons nématophages sont apportés, et une efficacité nulle de ces derniers en l'absence d'engrais verts (Chen *et al.*, 1999).

Synthèse

Les champignons antagonistes sont des ennemis naturels très importants des nématodes. Même si les travaux relatifs aux effets des couverts végétaux sur ces antagonistes sont relativement peu nombreux, il apparaît néanmoins que des cultures intermédiaires judicieusement choisis peuvent avoir un effet stimulant sur cette microflore, et ainsi permettre d'amplifier la régulation naturelle.

6.2.3. Effets sur les mycorhizes

Les adventices, si on les laisse se développer pendant la période d'interculture, peuvent contribuer à augmenter l'abondance et la diversité mycorhiziennes (Vatovec *et al.*, 2005). Dans le même ordre d'idées, grâce aux mycorhizes, un blé cultivé en présence de ray-grass verra son rendement augmenter après que ce dernier ait été tué par un herbicide (auquel résiste le blé). En effet, le ray-grass devient source de nutriments que les mycorhizes remobilisent et transfèrent au blé (Rejon *et al.*, 1998). Le labour et la monoculture de céréales réduisent la diversité mycorhizienne, mais une culture de trèfle rouge, pendant 3 ans, permet aux mycorhizes de recoloniser le sol, rétablissant ainsi la densité de mycorhizes dans ces sols perturbés (Menendez *et al.*, 2001).

Par ailleurs, les nutriments des mulchs sont rendus plus accessibles aux cultures suivantes par les mycorhizes à arbuscules qui jouent un très grand rôle pour capter et transporter vers les racines l'azote et le carbone de l'engrais vert en décomposition. Ainsi, il a été montré en vigne, par marquage d'un mulch de luzerne aux isotopes ¹⁵N et ¹³C, que les hyphes mycorhiziens explorent le sol et amplifient ce transfert de nutriments au profit de la plante en croissance (Cheng and Baumgartner, 2006). De façon analogue, un couvert de trèfle blanc, implanté un an avant une culture de maïs, puis broyé à l'implantation du maïs, va héberger pendant l'interculture les mycorhizes et ainsi contribuer, en captant le phosphore nécessaire à la culture, à maintenir le rendement du maïs sans apport de fertilisation phosphatée (Deguchi *et al.*, 2007). Un engrais vert de trèfle rouge induit une augmentation de la biomasse bactérienne et fongique jusqu'à la fin de la culture de poireau qui suit, ainsi qu'une augmentation des populations mycorhiziennes (Elfstrand *et al.*, 2007a). Un couvert hivernal de vesce velue suffit pour augmenter l'inoculum des mycorhizes du genre *Glomus* et le potentiel mycorhizogène du sol (Galvez *et al.*, 1995). Par contre, sur des essais avec une longue histoire de couverts végétaux [depuis 47 ans (Elfstrand *et al.*, 2007b) ou 15 ans (Franke-Snyder *et al.*, 2001)], il n'est pas démontré de différences de structures de communautés mycorhiziennes, ce qui tendrait à démontrer que ces dernières se stabilisent au bout d'un certain nombre d'années.

Une interculture de crotalaires (*Crotalaria* spp., légumineuses tropicales) pourrait présenter un double intérêt : celui d'augmenter le potentiel mycorhizogène du sol tout en diminuant les populations des nématodes phytoparasites *Meloidogyne javanica* et *M. hapla* et (Germani and Plenchette, 2004).

Les Brassicacées sont une des rares familles, avec les Chénopodiacées, à ne pas héberger de mycorhizes et les ITC exsudés par leurs racines vont pénaliser les populations de mycorhizes résidentes dans le sol : *Brassica nigra* et *Brassica kaber* inhibent la germination des spores de *Glomus intraradices* (Schreiner and Koide, 1993) et réduisent l'abondance des spores de mycorhizes en conservation dans le sol (Lankau *et al.*, 2011).

Synthèse

Les mycorhizes jouent un grand rôle pour capter et transférer les nutriments, et ainsi augmenter l'accessibilité des éléments nutritifs libérés par des mulchs en décomposition. Certains couverts végétaux peuvent rétablir la diversité et la densité mycorhiziennes perturbées, par exemple, par des monocultures. Par contre, les Brassicacées n'hébergeant pas de mycorhizes, les cultures intermédiaires à base de plantes de cette famille réduisent à terme les populations mycorhiziennes préexistantes par la libération d'ITC toxiques.

6.2.4. Effets sur l'activité microbiologique générale des sols

Françoise Montfort et Jean-Pierre Sarthou

Il est à noter que tant les cultures intermédiaires en végétation et les mulchs représentent un apport de matière organique au sol, et que les couverts végétaux aboutissent selon leur mode de destruction soit à du mulch en surface dans le cas d'un semis direct, soit à un engrais vert (i.e. plus ou moins enfoui) dans le cas d'un travail du sol destiné à incorporer les résidus au sol.

Il est démontré que les couverts végétaux augmentent l'activité enzymatique des sols (Mendes *et al.*, 1999; Schutter *et al.*, 2001; Reinecke *et al.*, 2002; Hamido and Kpombrekou, 2009) et que les engrais verts (Sekiguchi *et al.*, 2007) et les mulchs (Stirling and Eden, 2008) provoquent une augmentation significative de leur activité microbiologique. Elfstrand *et al.* (2007b) font un bilan en ce sens, sur un essai longue durée de 47 ans où des engrais verts ont été apportés tous les 2 ans. Au-delà des couverts végétaux, les amendements organiques permettent aussi d'augmenter fortement l'activité microbiologique des sols, et selon leur composition orienteront les communautés microbiennes vers la voie bactérienne ou fongique (Sekiguchi *et al.*, 2007; Treonis *et al.*, 2010). Sekiguchi *et al.* (2007) ont même observé que l'augmentation de l'activité microbiologique des sols suite à un engrais vert peut être plus forte que suite à un apport de fumier. Les rotations incluant des légumineuses, associées aux techniques sans labour, permettraient d'accroître la diversité spécifique et fonctionnelle des communautés bactériennes (Lupwayi *et al.*, 1998). Pourtant, Treonis *et al.* (2010) observent que les effets, sur les réseaux trophiques du sol, d'apports d'amendements organiques pendant 3 années successives sont renforcés par le labour (et s'accompagnent d'ailleurs d'une stimulation des communautés de nématodes bactériophages ou fongivores qui se développent aussi, au détriment des nématodes phytoparasites).

En grandes cultures, il a été démontré qu'en absence de couverts végétaux dans la rotation, c'est la nature même des espèces cultivées au cours de la rotation qui importe et influence la biomasse microbienne et l'activité enzymatique des sols, plus que le type de fertilisation, qu'elle soit organique ou minérale (Stark *et al.*, 2007).

A l'heure actuelle, les recherches sur les couverts végétaux sont plus importantes en maraîchage et en cultures légumières de plein champ, qu'en grandes cultures. En Chine, des chercheurs ont voulu expliquer pourquoi des augmentations de rendement en concombres étaient obtenues lorsque des couverts végétaux précédaient leur culture. Ils ont étudié l'activité microbienne du sol avant et après la mise en place de certains couverts et ont constaté que les rendements étaient fortement et positivement corrélés à la biomasse et diversité microbiennes, de même qu'à la présence de couverts végétaux non-hôtes de nématodes dans la rotation (Tian *et al.*, 2011). En culture de tomate, Buyer *et al.* (2010) ont observé que les diverses espèces de couverts végétaux favorisent, autant par leurs racines que par leurs tiges (une fois détruits), des groupes distincts de microorganismes du sol, comme les bactéries Gram- par les tiges de vesce, alors que les champignons et les mycorhizes à arbuscules le sont par la rhizosphère des tomates elles-mêmes. Ils concluent également, et contrairement à leur hypothèse de départ, que les mulchs ont de ce point de vue des effets bien plus importants que ceux des facteurs abiotiques de température, humidité, pH et texture du sol, car, même s'ils influent sur ces facteurs, ils sont surtout source de carbone, à l'origine des chaînes trophiques du sol.

Les effets des couverts végétaux ne sont pas évidemment indépendants de ceux de la rotation. Cela a très bien été démontré par Larkin *et al.* (2011) aux USA en culture de pomme de terre. Pendant trois ans, différents systèmes, tous à base d'une rotation de trois ans incluant un an de pomme de terre, ont été conduits : un pour limiter les maladies de la pomme de terre à conservation tellurique (avec un couvert de Brassicacée dans une interculture), un deuxième à base de cultures fourragères et de techniques culturales simplifiées pour limiter l'érosion du sol, un troisième avec la même rotation mais caractérisé par des apports annuels de compost, et enfin un quatrième en monoculture de pomme de terre. Au-delà des différences en termes de niveau d'expression des maladies, déjà évoquées précédemment, les systèmes ont montré des différences microbiologiques, avec une biomasse et une activité microbiennes maximales pour le système avec apports de compost, et minimales pour le système en culture continue de pomme de terre. Le système à base de Brassicacée pour limiter les maladies de la pomme de terre a abouti à des populations et activités microbiologiques moyennes mais à la plus forte diversité des profils d'utilisation des substrats. Il a également abouti aux plus fortes teneurs en FAME (fatty acid methyl-ester), marqueurs des activités de champignons,

mycorhizes et actinomycètes, les plus faibles ayant à nouveau été trouvées dans le système en monoculture de pomme de terre.

Les effets bénéfiques des couverts végétaux sont également valorisables en arboriculture biologique, grâce à des techniques précises de gestion de la couverture du sol à des périodes différentes de l'année. Ainsi aux USA, la mise en place d'un couvert de trèfle incarnat (*Trifolium incarnatum*) en verger de noyers de Pécan, entre les rangées d'arbres, a permis d'améliorer la qualité chimique et biologique des sols : augmentation du potentiel mycorhizien, du carbone de la biomasse microbienne et de l'activité des phosphatases, en plus des paramètres plus classiques que sont la teneur en azote et en matières organiques (Wells, 2011). Hoagland *et al.* (2008a) ont quant à eux démontré qu'il est possible d'améliorer la santé des arbres en favorisant l'activité microbiologique du sol par le biais des couverts végétaux, ce qui en outre permet un meilleur contrôle des adventices.

Les réponses microbiennes à une biofumigation sont plus prononcées, selon Friberg *et al.* (2009), pour les bactéries que pour les champignons : la densité bactérienne augmente fortement suite à l'enfouissement de la moutarde brune, et la structure des populations bactériennes est encore modifiée 8 mois après. Omirou *et al.* (2011) étudient une biofumigation à base de résidus de brocolis, et concluent que les effets de la biofumigation se manifestent par une augmentation de la biomasse bactérienne et fongique, mais que ces effets, quelque peu réduits par la libération d'ITC juste après l'enfouissement, sont davantage dus aux nutriments apportés par la matière organique fraîche des résidus de brocolis qu'aux ITC toxiques.

Synthèse

L'activité microbiologique des sols est fortement dépendante du type de rotation pratiqué, et la mise en place de cultures intermédiaires ou couverts végétaux, de même que les apports de matières organiques, permettent de fortement l'augmenter, au bénéfice de plusieurs paramètres influençant la santé des plantes.

Synthèse finale

La période d'interculture doit être gérée de façon à rompre le cycle épidémique des agents pathogènes présents dans la rotation pratiquée, c'est-à-dire en évitant les repousses de cultures et les couverts végétaux hôtes des principaux bioagresseurs. Les pratiques de travail du sol qui contribuent à accélérer la dégradation des résidus de culture permettent de diminuer l'inoculum primaire des agents pathogènes. La couverture du sol, en réduisant la projection des spores, va limiter la dissémination des bioagresseurs.

L'insertion de couverts d'interculture peut perturber activement le cycle épidémique de la microflore pathogène, en agissant à différents niveaux : par des mécanismes purement allélopathiques, mais aussi en modifiant la réceptivité du sol aux bioagresseurs, au travers des modifications induites par la culture du couvert, puis par son enfouissement et sa dégradation dans le sol. Alliées, Brassicacées et Poacées sont des familles à potentiel allélopathique, dont les effets peuvent s'exprimer par exsudation racinaire ou après broyage de leurs tissus. Mis à part l'avénacine qui présente une action spécifique sur les Oomycètes, les autres substances présentent de nombreuses cibles biologiques. La nature, les quantités et la persistance des composés toxiques émis sont extrêmement variables selon les paramètres culturaux, édaphiques et biologiques, ainsi que selon les techniques mises en œuvre lors du broyage et de l'incorporation au sol. Hormis ces phénomènes d'allélopathie, la simple culture d'un couvert végétal induit de multiples changements physico-chimiques et biologiques dans le sol, et a donc des effets parfois importants sur la réceptivité du sol aux maladies. En ce qui concerne l'enfouissement du couvert dans le sol, la plupart des études mettent en avant les changements induits au niveau des communautés microbiennes telluriques, à savoir une stimulation de l'activité des populations antagonistes indigènes dans le sol, stimulation inversement corrélée avec le niveau de maladies. Il semble que l'efficacité d'un engrais vert soit d'autant plus importante que les antagonistes naturels sont déjà bien installés dans le sol (notion de "santé du sol"). Les espèces phytopathogènes ayant d'importantes capacités saprophytiques sont susceptibles de fortement se multiplier et de provoquer des dégâts, avant que les phénomènes de régulation biologique naturelle ne se manifestent. La biofumigation est un exemple intéressant pour illustrer la complexité et la multiplicité des mécanismes en cause lors de l'insertion de cultures

intermédiaires : bien au-delà de simple toxicité des métabolites secondaires, des interactions microbiologiques complexes expliquent aussi les effets suppressifs sur des pathogènes.

Les couverts végétaux d'interculture influent également sur la microflore tellurique utile. Ainsi il apparaît que des cultures intermédiaires judicieusement choisis peuvent avoir un effet stimulant sur des ennemis naturels très importants des nématodes que sont les champignons antagonistes, amplifiant ainsi la régulation naturelle. De même, en ce qui concerne les mycorhizes, qui jouent un grand rôle pour capter et transférer les nutriments, les couverts végétaux peuvent rétablir la diversité et la densité mycorhiziennes perturbées, par exemple, par des monocultures. Par contre, les Brassicacées n'hébergeant pas de mycorhizes, les intercultures à base de plantes de cette famille réduisent à terme les populations mycorhiziennes préexistantes par la libération d'ITC toxiques. Enfin, plus globalement, l'activité microbiologique générale des sols est fortement dépendante du type de rotation pratiqué, et la mise en place de cultures intermédiaires ou couverts végétaux, de même que les apports de matières organiques, permettent de fortement l'augmenter, au bénéfice de plusieurs paramètres influençant la santé des plantes.

6.3. Effets des cultures intermédiaires sur la faune (invertébrés, vertébrés)

Jean-Pierre Sarthou

Introduction

L'introduction de cultures intermédiaires (CI) en période d'interculture a des effets sur la faune endogée bien sûr, mais aussi épigée et aérienne, de par les techniques employées pour l'implantation comme pour la destruction, mais aussi de par les caractéristiques biologiques et biochimiques des plantes introduites.

Pour certains organismes, ces effets sont connus et l'introduction d'une CI sera alors uniquement motivée par ces derniers, par exemple pour bénéficier d'une diminution des populations de nématodes phytoparasites. Pour d'autres, ils ne sont *a priori* pas connus mais il peut être important de les connaître. Des recherches sont alors menées pour cela et l'on peut citer par exemple les effets d'une CIPAN sur les carabes, les vers de terre ou bien à nouveau les nématodes du sol, non seulement les phytoparasites mais aussi les prédateurs.

Ce chapitre aborde donc dans une première partie les effets des cultures intermédiaires sur les populations de nématodes du sol, d'abord des phytoparasites pour lesquels ils sont les mieux connus, puis des autres groupes biologiques (bactérovores, fongivores...). Il traite dans les deux parties suivantes des effets des CI sur les vers de terre puis sur les gastéropodes, groupes biologiques répondant fortement à la présence de cultures intermédiaires. Les quatrième et cinquième parties traitent respectivement des effets des CI sur les arthropodes du sol (micro-, méso- et macro-arthropodes, ces derniers renfermant beaucoup de ravageurs du sol) et sur les arthropodes épigés et aériens, d'abord en cultures annuelles puis en cultures maraîchères de plein champ. La dernière partie avant le bilan expose les quelques éléments connus à propos des effets des cultures intermédiaires sur les vertébrés (gibier et autres vertébrés, oiseaux et micro-mammifères).

6.3.1. Effets des cultures intermédiaires sur les nématodes

6.3.1.1. Nématodes phytoparasites

Une bibliographie très abondante, totalisant près de 150 articles, traite de CI utilisées pour limiter les populations de nématodes phytoparasites, bibliographie dont les premiers travaux datent du début des années 1970 (e.g. (Dunn and Mai, 1973; Johnson and Burton, 1973; Marks and Townshend, 1973). La plupart de ces nombreux travaux ont consisté en des tests de sélection de CI au niveau spécifique (Dunn and Mai, 1973; Caswell *et al.*, 1991; McSorley, 1999), variétal (e.g. (Caubel and Chaubet, 1985; Santiago *et al.*, 2002; Rivoal and Bourdon, 2005) ou les deux (Wang *et al.*, 2007; Borges *et al.*, 2009), sur leur qualité de plantes résistantes ou non-hôtes de diverses espèces de nématodes phytoparasites, afin de ne pas favoriser ces derniers entre deux cultures de vente sensibles. Ces tests de sélection ont concerné des espèces destinées à servir soit exclusivement de couvert et notamment de CIPAN (e.g. (Caswell *et al.*, 1991; McSorley, 1999; Rivoal and Bourdon, 2005; Inomoto *et al.*, 2006; Machado *et al.*, 2007), soit la plupart du temps indifféremment de CI ou de cultures (e.g. (Wang *et al.*, 2007; Borges *et al.*, 2009; Inomoto and Asmus, 2010). De façon complémentaire, il est important de regarder également comment se comportent certaines cultures et leurs variétés vis-à-vis des nématodes phytoparasites, afin de concevoir une rotation incluant des CI en fonction de la plus ou moins grande susceptibilité des géotypes cultivés (Van Der Beek and Mugniery, 2008).

Certains auteurs mettent en avant le caractère **idiosyncrasique** des relations entre géotypes de plantes et nématodes phytoparasites, du fait de résultats contradictoires parfois entre espèces données de nématodes et de plantes (McSorley and Parrado, 1983; Inomoto and Asmus, 2010). Ceci semble pouvoir s'expliquer par les comportements parfois divergents des variétés d'une même espèce de CI (Caubel and Chaubet, 1985). Hormis cette **variabilité intraspécifique** parfois importante, il apparaît aussi des constantes pour certaines espèces. Ainsi, certaines **Brassicacées**, comme le radis oléifère (*Raphanus sativus* ssp. *oleifera*) et la moutarde blanche

(*Sinapis alba*), sont efficaces dans la lutte contre les nématodes de la betterave (nématode à kyste *Heterodera schachtii*), et sont aussi employées avec succès comme pièges à nitrates (Pandiangan *et al.*, 2007). Le radis fourrager se montre efficace contre plusieurs *Meloidogyne* spp. (Pattison *et al.*, 2006), la moutarde brune (*Brassica juncea*) et la moutarde blanche (*Sinapis alba*) contre des nématodes de cultures légumières (nématode à galles des racines *Meloidogyne incognita* et *M.* spp.) (Curto *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2007; Wang *et al.*, 2010). Mais toutes les Brassicacées ne sont pas d'égal intérêt contre les nématodes, et le navet (*Brassica rapa*) s'est par exemple avéré être un hôte important de trois espèces de *Meloidogyne* dont *M. incognita* race 1, alors que la roquette n'est hôte que pour deux d'entre elles (Liebanas and Castillo, 2004). D'autres espèces de CI, particulièrement chez les **Poacées**, montrent des propriétés intéressantes pour lutter contre des nématodes : plusieurs variétés d'avoine diploïde (ou avoine noire : *Avena strigosa*) ne sont pas hôtes du nématode endoparasite migrateur des racines (*Pratylenchus penetrans*) (Forge *et al.*, 2000), mais d'autres s'avèrent l'être pour le nématode à galles des racines *Meloidogyne incognita* race 4, alors que des variétés d'avoine blanche et d'avoine algérienne (respectivement *Avena sativa* et *A. byzantina*) ne le sont pas ou très peu (Borges *et al.*, 2009). Notons que les résultats sont également dépendants de la race des espèces de nématodes (Borges *et al.*, 2009). D'autres Poacées comme le seigle (*Secale cereale*) et les ray-grass italien (RGI, *Lolium multiflorum*) et anglais (RGA, *Lolium perenne*) sont souvent intéressantes pour limiter les infestations en certains nématodes (Korthals *et al.*, 2000), mais des cas opposés existent, comme avec le RGA qui provoque une **hausse des attaques** de nématodes sur variété de soja en principe résistante au nématode à kystes du soja *Heterodera glycines* (Mock *et al.*, 2009). Walter *et al.* (1993) observent de façon plus générale que les couverts semés au printemps sont plus favorables aux nématodes *Pratylenchus* spp. (espèces très répandues) que ceux semés en automne, mais qu'un effet site et espèce de couvert fait fortement varier les résultats. Quelques **espèces tropicales** de CI s'avèrent également intéressantes pour réduire les populations de nématodes, à l'instar des crotalaires (*Crotalaria patula* et *C.* spp.) qui, en tant que légumineuses, apportent qui plus est de l'azote au sol. Enfin, des plantes à fleurs ornementales peuvent aussi présenter le même intérêt, notamment en cultures horticoles : l'**œillet d'Inde** (*Tagetes patula*) s'avère en effet très efficace contre le nématode endoparasite des racines (*Pratylenchus penetrans*) en désinfection de sol, grâce à la sécrétion d'une molécule nématocide, le thiophène, dès pénétration des nématodes dans les racines (Wenneker *et al.*, 2009), en cultures de pommes de terre (Kimpinski *et al.*, 2000) ou de fraises (Evenhuis *et al.*, 2004), où il a même donné de meilleurs résultats qu'un traitement au métam-sodium. Il est également efficace contre le nématode parasite des racines de diverses Cucurbitacées (*Quinisulcius acutus*) (McSorley *et al.*, 2009) et le nématode à galles des racines *Meloidogyne incognita* en cultures ornementales (Wang *et al.*, 2007).

Les **mécanismes** impliqués dans la diminution des nématodes sont de divers ordres. Le plus évident, expliquant les effets dépressifs de certaines espèces ou variétés de CI, est celui de leur **caractère non-hôte**, à l'origine d'une suppression dite passive des nématodes (Halbrendt, 1996). Pour certains binômes d'espèce de nématodes et d'espèce ou variété de CI (les spectres de nématodes concernés pour une espèce/variété de plante donnée pouvant être très larges), une suppression active par **hétérotoxicité immédiate** entre en jeu, et des métabolites secondaires (comme les alcaloïdes pyrrolizidines), présents dans la plante et excrétés par les racines, ont des propriétés nématocides ou au moins inhibitrices de leur développement (Halbrendt, 1996; Thoden and Boppre, 2010). Les **Brassicacées** sont particulièrement bien représentées dans l'exploitation de ce phénomène toxique vis-à-vis des nématodes (e.g. Zasada *et al.*, 2009; Malik *et al.*, 2010) et les molécules en cause sont alors des isothiocyanates issus de la décomposition des glucosinolates : diméthyle disulfure et méthyl sulfure par exemple (Wang *et al.*, 2009). Parmi les **Poacées**, le seigle, qui est très étudié pour ses propriétés allélopathiques envers de nombreuses adventices, l'est un peu également pour ses propriétés toxiques envers certains nématodes. Celles-ci sont dues aux acides hydroxamiques DIBOA (2,4-dihydroxy-(2H)-1,4-benzoxazin-3(4H)-one) et MBOA (6-methoxy-benzoxazolin-2(3H)-one), en fait présents à plus faible concentration chez de nombreuses autres Poacées (Zasada *et al.*, 2005). Certains auteurs soulignent malgré tout l'insuffisance de la concentration même chez le seigle pour jouer un rôle significatif dans la lutte contre les nématodes (Meyer *et al.*, 2009). Néanmoins, cette espèce garderait un intérêt pour cet objectif puisque les pailles de seigle ont montré une action inhibitrice sur le développement du nématode *Meloidogyne incognita*, grâce notamment à des acides organiques à faible poids moléculaire comme les acides formique, acétique, propionique, butyrique et valérique, entre autres (McBride *et al.*, 2000). Un autre mécanisme peut également intervenir, l'**hétérotoxicité différée** : le nématode commence son cycle à l'intérieur des racines de la plante qui se met ensuite à produire des substances nématostatiques voire nématocides, comme cela est le cas chez les fleurs ornementales du genre *Tagetes* (œillets d'Inde) (Evenhuis *et al.*, 2004). Enfin, un mécanisme plus

inattendu a été mis en évidence : de nombreuses espèces de plantes non-hôtes, en particulier le ray-grass italien (*Lolium multiflorum*), provoquent de par leurs exsudats racinaires l'**éclosion en pure perte des œufs** du nématode à kystes du soja (*Heterodera glycines*) ou bien un rapide épuisement des réserves lipidiques des juvéniles de la même espèce, amenant dans tous les cas une forte diminution des populations (Riga *et al.*, 2001).

L'utilisation des couverts ayant une action toxique à l'encontre des nématodes donne le plus souvent lieu à de la **biofumigation**, qui consiste à incorporer la CI dans le sol immédiatement après sa destruction en pleine végétation, de façon à ce que les métabolites secondaires diffusent à partir des débris verts, qui sont beaucoup plus actifs que des débris secs (Reau *et al.*, 2005b; Meyer *et al.*, 2009). Il est également possible d'utiliser des couverts en intercalaire d'autres plantes, toujours en vue de limiter les populations de nématodes. Ainsi, en Inde, il a été montré que l'amaranthe verte peut être cultivée en couvert associé à l'okra afin de protéger cette dernière grâce à la caractéristique de plante piège de l'amaranthe, qui attire et héberge les nématodes mais que l'on détruit avant la fin du cycle de ces derniers (Datta, 2006). Plus proche de nos cultures, il a été montré que l'implantation de moutarde blanche (*Sinapis alba*, d'une variété non-hôte du nématode étudié) en couvert associé au maïs et venant interrompre une monoculture de betterave, réduit l'infestation en nématodes *Heterodera schachtii* de 89% quand le témoin (poursuite de la culture de betterave) provoque une augmentation de 600% du ravageur (Karimpourfard *et al.*, 2006).

Synthèse

Les premiers screenings d'espèces et variétés de CI mais aussi de cultures de vente, sur leur comportement vis-à-vis des nématodes phytoparasites, ont démarré dès les années 1970 et ont rapidement mis en évidence l'intérêt de certaines espèces pour limiter ces ravageurs (telles des Brassicacées comme le radis oléifère, la moutarde brune, la moutarde blanche, mais aussi des Poacées comme le seigle, certaines espèces d'avoine et le ray-grass italien), mais aussi une forte variabilité intraspécifique chez ces mêmes espèces parfois. Plus généralement, les couverts semés au printemps sembleraient davantage favoriser les nématodes (très répandus) du genre Pratylenchus que ceux semés en automne, mais on note une forte variabilité inter-site. Une forte variabilité de réponse existe aussi au niveau des espèces de nématodes, voire de leurs races. Les mécanismes impliqués dans la diminution des nématodes sont divers, et les principaux concernent le caractère non-hôte des plantes (suppression passive) ou leur caractère allélopathique par le biais de métabolites secondaires hétérotoxiques pour ces ravageurs (souvent des alcaloïdes, mais aussi des isothiocyanates chez les Brassicacées ou divers acides organiques chez les Poacées) excrétés par leurs racines. Plus rarement, le mécanisme est une incitation, provoquée par les exsudats racinaires, des œufs et jeunes larves à avancer dans leur développement mais en pure perte puisque il y a absence de ressources adaptées. Les applications pratiques les plus spécifiques de ces connaissances sont la biofumigation, l'installation de couverts d'interculture et de couverts associés à des plantes sensibles (comme la betterave).

6.3.1.2. Nématodes bactériovores, fongivores, prédateurs et omnivores

La mise en place de couverts d'interculture ou associés, qui sont ensuite détruits et laissés sur place, **augmente l'activité biologique des sols** et diversifie la microflore et la microfaune liées à la décomposition de la matière organique (e.g. (Gunapala *et al.*, 1998; Georgieva *et al.*, 2005; Treonis *et al.*, 2010). Selon les espèces, certaines voies de décomposition sont stimulées, par exemple la **voie bactérienne** par le radis fourrager et la **voie fongique** par le colza et le seigle (McSorley *et al.*, 2009; Gruver *et al.*, 2010). Ces augmentations de certains groupes taxonomiques de la microflore favorisent les communautés de nématodes s'en nourrissant, à savoir les nématodes libres bactériovores, fongivores ou bien encore prédateurs de protozoaires (Collins *et al.*, 2006; Takeda *et al.*, 2009; Gruver *et al.*, 2010). A ce titre, il est intéressant de noter que les nématodes, pris dans leur ensemble, sont considérés comme étant de bons **indicateurs des propriétés physico-chimiques des sols** et de leurs réseaux trophiques (Sanchez-Moreno *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2006a; DuPont *et al.*, 2009), mais à condition d'aller jusqu'au niveau spécifique dans leur identification (Porazinska *et al.*, 1999). Ainsi, certains auteurs ont montré que la structure de leurs communautés était corrélée à la dynamique de minéralisation de l'azote (Ferris *et al.*, 2004), du phosphore (Takeda *et al.*, 2009) et à la productivité des plantes (Ferris *et al.*, 2004; DuPont *et al.*, 2009).

L'enrichissement, suite à la mise en place de CI, des communautés de microflore puis de microfaune, dont les nématodes non phytoparasites, est régulièrement accompagné d'une **baisse des nématodes parasites** des plantes cultivées (e.g. (Wang *et al.*, 2006b; Stirling and Eden, 2008; Wang *et al.*, 2008b; Treonis *et al.*, 2010). Le même résultat peut être obtenu par l'apport d'amendements organiques (Ferris *et al.*, 2004; Treonis *et al.*, 2010), et ce d'autant plus vite en profondeur que le sol est travaillé (Takeda *et al.*, 2009), ou par l'apport de mulch de légumineuse dont l'augmentation de la quantité apportée améliore proportionnellement les résultats vers davantage de nématodes prédateurs, omnivores, fongivores et bactériophages et moins de nématodes phytoparasites (Wang *et al.*, 2006b). Le travail du sol nuit en revanche de façon importante au nématode entomophage *Heterorhabditis bacteriophora*, qui peut être introduit par lâcher pour lutter contre des larves de diverses espèces de coléoptères effectuant leur métamorphose dans le sol (Susurluk and Ehlers, 2008). Il est par ailleurs intéressant de constater qu'à quantités identiques d'azote apporté, l'apport d'**engrais azoté minéral** a provoqué au contraire une baisse des nématodes omnivores et une hausse des phytoparasites (Wang *et al.*, 2006b). Les mécanismes en cause lors d'un apport de matières organiques sont non seulement l'**augmentation de la prédation exercée par les nématodes prédateurs** sur les nématodes phytoparasites (e.g. (Wang *et al.*, 2006b; Stirling and Eden, 2008), mais aussi l'augmentation de l'**abondance de certaines bactéries antagonistes des nématodes phytoparasites** car parasites obligatoires, comme *Pasteuria penetrans* (Wang *et al.*, 2008a). Ces effets anti-nématodes sont mis en pratique dans certains systèmes de culture, comme celui de la canne à sucre (Rhodes *et al.*, 2010). La dimension trophique de "l'effet mulch", suite à la destruction d'une CI laissée en surface, est plus importante vis-à-vis de la complexification de la structure des communautés microbiennes des sols et de l'augmentation de leur activité, que les paramètres de température et d'humidité (partiellement maîtrisables à l'aide de films plastiques), mais aussi de pH et de texture (Buyer *et al.*, 2010).

Synthèse

Les diverses espèces et groupes trophiques de nématodes des sols sont considérés comme de bons indicateurs de leurs propriétés physico-chimiques et de leurs réseaux trophiques. En effet, les résidus de CI déterminent selon leur composition biochimique la voie microbienne dominante, bactérienne ou fongique, de leur dégradation, et donc favorisent indirectement les nématodes qui en dépendent, à savoir respectivement les bactérivores et les prédateurs de protozoaires, ou les fongivores. Cette diversification des communautés nématologiques non phytoparasites suite à la dégradation de matière organique des CI ou de tout apport de matière organique exogène, s'accompagne d'une baisse de l'abondance et de la richesse des espèces de nématodes phytoparasites. Le mécanisme tient à une prédation accrue de la part des espèces prédatrices nématophages mais aussi à une présence plus importante de bactéries parasites obligatoires des nématodes phytoparasites. Il apparaît enfin que les communautés nématologiques non phytoparasites répondent favorablement et plus fortement aux apports de matières organiques, provenant de CI ou non, qu'aux paramètres de température, d'humidité, de pH et de texture du sol.

6.3.2. Effets des cultures intermédiaires sur les vers de terre

L'essentiel des travaux portant sur les effets des CI sur la macrofaune, concerne les vers de terre. Il a été démontré à plusieurs reprises que la mise en place de CI et la présence de **mulch à la surface du sol**, favorisent l'abondance des vers de terre (Kinderiene, 2006; Ortiz-Ceballos *et al.*, 2007; Bautista-Zuniga *et al.*, 2008), de même que tout apport de matière organique (Mele and Carter, 1999) et la restitution des résidus de culture (Fonte *et al.*, 2009). Ces effets semblent d'autant plus marqués que les plantes sont des légumineuses (Schmidt *et al.*, 2003; Ortiz-Ceballos and Fragoso, 2004; Ortiz-Ceballos *et al.*, 2005; Ortiz-Ceballos *et al.*, 2007) et qu'**un allègement, voire un arrêt, du travail du sol** viennent accompagner la mise en place de couverts d'interculture (Bhadauria *et al.*, 1997; de la Cruz *et al.*, 1999; Schmidt *et al.*, 2003). En retour, la présence dans le sol de vers de terre en densité élevée, permet non seulement une **dégradation et une incorporation rapides des résidus** de CI et de culture (Mackay and Kladvko, 1985; Ramert *et al.*, 2001; Ortiz-Ceballos *et al.*, 2007), mais aussi une **bonne structure du sol** grâce à une meilleure cohésion des agrégats et entre agrégats (Mackay and Kladvko, 1985; Kinderiene, 2006; Reeleder *et al.*, 2006), et une bonne porosité verticale (Heisler *et al.*, 1998). Elle permet aussi une meilleure incorporation du carbone et de l'azote organiques du sol à l'intérieur des agrégats (Fonte *et al.*, 2007). Il a par ailleurs été montré que si les vers de terre sont trop peu nombreux, d'autres vers, les **enchytréides**, représentants non plus de la macro- mais de la mésofaune, permettent d'obtenir

dans des conditions analogues une bonne structure et une bonne porosité du sol (Topoliantz *et al.*, 2000). Notons qu'il a été démontré qu'une densité élevée de vers de terre, obtenue par apport de ces derniers, couplée à une activité biologique du sol importante grâce à un mulch vivant de lotier, induisent une amélioration de 92% du rendement en maïs (qui n'est que de 35% dans la modalité "maïs et vers de terre" et de 37% dans la modalité "maïs et couvert de lotier") et une diminution des populations de nématodes phytoparasites (diminution respectivement de 50%, de 27% et de 12%) (Boyer *et al.*, 1999). Des résultats voisins en ce qui concerne le rendement en maïs ont été obtenus dans une expérimentation du même type, mais avec un couvert d'interculture de *Mucuna pruriens* (Fabacée) et une autre espèce de ver de terre (Ortiz-Ceballos *et al.*, 2007).

Synthèse

Les vers de terre sont les représentants de la macrofaune ayant fait l'objet du plus grand nombre de travaux concernant les effets, en outre très favorables, des couverts d'interculture et de leurs résidus sur leurs populations, et ce d'autant plus qu'un allègement voire un arrêt du travail du sol accompagne cette gestion d'interculture. En retour, ils accélèrent l'incorporation des résidus dans le sol de même que du carbone et de l'azote organiques à l'intérieur des agrégats, et confèrent une meilleure stabilité structurale et une porosité biologique partiellement verticale au sol. Enfin, il a été montré qu'une densité élevée de vers de terre est corrélée à une augmentation de la productivité de certaines cultures et à une diminution de la pression des nématodes phytoparasites.

6.3.3. Effets des cultures intermédiaires sur les gastéropodes

Les **limaces**, et notamment la petite limace grise ou loche (*Deroceras reticulatum*), sont les premiers ravageurs auxquels on pense lorsque la pratique des CI est introduite dans une rotation. Toutefois, toutes les espèces de CI ne favorisent pas de la même façon ces mollusques, et il a été montré que les couverts semés en automne seraient globalement plus favorables aux limaces *Deroceras* spp. que ceux semés au printemps, avec de nouveau un fort effet site faisant varier les résultats (Walter *et al.*, 1993). Des essais réalisés par Arvalis (végétal, 2011) aboutissent au classement suivant : espèces à faible appétibilité pour la limace grise : avoine diploïde, féverole d'hiver, lentille noirâtre, moutarde blanche, moutarde brune, radis fourrager, radis chinois, vesce commune de printemps, phacélie, vesce du Bengale ; espèces à appétibilité moyenne : gesse, niger, orge d'hiver, pois fourrager, orge (repousses), trèfle incarnat, triticale, ray-grass italien ; espèces à forte appétibilité : colza, seigle, tournesol. Néanmoins, Vernava *et al.* (2004) trouvent des résultats opposés pour deux de ces espèces : un couvert d'interculture de vesce commune avant une culture de chou chinois, a provoqué une augmentation significative du nombre de loches, deux fois plus importante qu'un couvert de ray-grass italien. Ils ont par ailleurs montré que des lâchers de **nématodes mollusciphages** *Phasmarhabditis hermaphrodita* réduisent le nombre de loches et que les nématodes ne sont pas influencés par la nature du couvert. Au-delà de l'espèce semée en interculture et de sa saison de développement, la présence d'un **mulch** suite à la destruction d'un couvert est également un élément pouvant favoriser les limaces, comme l'ont montré Mangan *et al.* (1995). Enfin, en cas de semis d'une CI de trèfle violet sous couvert de blé, Brooks *et al.* (2005) mentionnent qu'il faut semer la légumineuse à 125% de la densité normale en cas de forte infestation (autour de 50 ind./m²) en loches (*D. reticulatum*), ce qui procure une protection de 99% (alors qu'elle n'est que de 55%, à 75% de la densité normale). Un seul article a été trouvé à propos des **escargots** pouvant être favorisés par la pratique des CI. Il mentionne que certaines espèces de plantes utilisées en couvert peuvent favoriser plus que d'autres ces mollusques (Bautista-Zuniga *et al.*, 2008), mais ces recherches concernent une zone tropicale du Mexique.

Synthèse

Les limaces font partie des ravageurs de la macrofaune du sol les plus susceptibles d'être favorisés par certains CI et leurs résidus. Il a été montré que les couverts semés en automne seraient globalement plus favorables aux loches (*Deroceras* spp.) que ceux semés au printemps. Toutefois, d'importantes différences existent entre espèces de couverts et entre sites.

6.3.4. Effets des cultures intermédiaires sur les arthropodes du sol

6.3.4.1. Micro-arthropodes

Les micro-arthropodes que sont les **rotifères** et les **tardigrades**, sont une composante importante des **premiers niveaux de la chaîne trophique**, en comptant des espèces bactérivores et alguivores, des espèces prédatrices (tardigrades prédateurs de rotifères), et inversement en étant toutes proies de divers prédateurs supérieurs en taille, comme des nématodes, acariens et petits insectes. Ces micro-arthropodes sont davantage favorisés par les CI et les résidus de cultures à l'origine d'**apports annuels de matières organiques fraîches** au sol, qui constituent leur nourriture, que par des apports massifs mais triennaux de fumier qui n'ont comme effets que d'augmenter la teneur en carbone et en azote du sol, dont les arthropodes profitent peu contrairement aux plantes (Kautz *et al.*, 2006).

6.3.4.2. Méso-arthropodes

Quelques travaux concernent les effets des CI sur la dynamique des méso-arthropodes, **collembolés** et **acariens** essentiellement. Axelsen *et al.* (2000) ont étudié les effets de diverses espèces de **CIPAN** (radis fourrager, seigle d'hiver, vesce velue, tous incorporés au sol avant une culture d'orge de printemps) sur les collembolés et les acariens. Ces derniers (essentiellement Prostigmatés et Mésostigmatés) ont montré une abondance significativement et fortement plus élevée (jusqu'à 90 000 individus/m²) derrière chaque CIPAN que derrière un simple mulch de paille (témoin). Les collembolés ont affiché la même tendance générale et une abondance maximale derrière le radis fourrager (jusqu'à 120 000 collembolés/m²). De façon similaire, McSorley *et al.* (2009) ont étudié les effets de la crotalaire (*Crotalaria juncea*) et de l'œillet d'Inde (*Tagetes patula*) sur les acariens. Ils n'ont été favorisés que par la crotalaire, et ce de façon très temporaire puisque les effets n'étaient plus visibles au moment de la culture suivante. Ainsi, plusieurs espèces de CI semblent avoir des **effets relativement spécifiques** sur la composition et la dynamique de la mésofaune, principalement en fonction des **voies, bactériennes ou fongiques**, qui sont favorisées lors de la décomposition du fait des caractéristiques biochimiques des diverses espèces de CI (Nakamoto and Tsukamoto, 2006). En effet, il a été montré par exemple que les racines mortes de vesce provoquent une plus forte production de bactéries, alors que celles de seigle sont à l'origine d'une voie de décomposition à base de champignons (Georgieva *et al.*, 2005). Les CI en cours de développement ont des effets également sur cette mésofaune de décomposition de la matière organique, simplement par le biais du microclimat qu'elles modifient. Ainsi, Nakamoto *et al.* (2006) ont observé une plus forte abondance et diversité de collembolés et d'acariens (liés à la voie fongique de dégradation de la matière organique) de même qu'une dégradation plus rapide du mulch de la culture précédente, sous un couvert de trèfle blanc et de ray-grass anglais semés sous couvert de maïs, que dans un maïs seul. Une forte présence de **mulch**, par son effet bénéfique sur la mésofaune liée à la décomposition, entraîne aussi une **augmentation de la densité d'acariens prédateurs de micro-invertébrés** de la litière (Badejo *et al.*, 2002; Peachey *et al.*, 2002). Une des conséquences de cette augmentation est une **moindre abondance des nématodes phytoparasites** *Pratylenchus* spp. dans les systèmes intégrés (caractérisés non seulement par la mise en place de couverts d'interculture mais aussi par un usage moindre de produits phytosanitaires, par un travail du sol simplifié voire annulé, et par des habitats semi-naturels plus abondants autour des parcelles) du fait d'une plus forte abondance des acariens prédateurs nématophages (Knuth and El-Titi, 1997). Ces fortes augmentations des populations de collembolés et d'acariens liés au cycle de décomposition peuvent faire craindre des dégâts à une jeune culture, sensible comme la betterave, implantée après des apports importants de matière organique. Toutefois, Sievers et Ulber (1990) n'ont pas observé de tels dégâts sur des semis de betteraves effectués dans de telles conditions. Au-delà de l'effet des différentes espèces de CI sur les collembolés et les acariens, **les types de sol et de travail du sol ont un fort impact sur la mésofaune du sol**. Ainsi, Reedeler *et al.* (2006) ont observé que les acariens Astigmatidés sont favorisés par le travail du sol mais uniquement en période suffisamment humide, alors que tous les autres taxons d'acariens étudiés ont été défavorisés. Les collembolés ont été relativement indifférents au travail du sol ou à son absence. Les auteurs concluent que leurs résultats ne corroborent pas ceux de nombreuses autres études car le facteur prépondérant, après la dynamique de la matière organique (liée en partie aux CI), dans la structure des communautés des collembolés et acariens du sol, est le type de sol, avant même le type de travail du sol. Une illustration de la complémentarité des effets du type de couvert végétal et du type de travail du sol, est donnée par Heisner et Brunotte (1998) qui montrent que

les collemboles et les acariens du sol sont plus abondants après des techniques culturales simplifiées qu'après labour, et dans les deux cas lorsque ces travaux du sol suivent un couvert d'interculture plutôt qu'un blé.

Hormis les collemboles et les acariens du sol, presque rien n'a été publié sur les autres groupes taxonomiques de la mésofaune du sol. En effet, une seule publication a été trouvée, montrant que les diverses espèces de CI ont des effets très marqués et plus importants que les modes de travail du sol pour **limiter les populations de scutigérelles** *Scutigera immaculata*, myriapode symphyle ravageur des racines de nombreuses cultures. Ainsi, les céréales et particulièrement l'avoine, ont des effets répressifs marqués à l'encontre de ce ravageur.

De façon globale, il est intéressant de noter que les méso-arthropodes (**hexapodes primitifs** que sont les protoures et les diploures, mais aussi **collemboles, acariens, et petits myriapodes** que sont les pauropodes et les symphyles), tout comme les microarthropodes, sont davantage favorisés par les CI et résidus de cultures à l'origine d'**apports annuels de matières organiques fraîches** au sol, qui constituent leur nourriture, que par des apports massifs mais triennaux de fumier qui n'ont comme effets que d'augmenter la teneur en carbone et en azote du sol, dont les arthropodes profitent peu contrairement aux plantes (Kautz *et al.*, 2006).

6.3.4.3. Macro-arthropodes

6.3.4.3.1. Coléoptères

Les **ravageurs du sol** de l'ordre des Coléoptères, en lien avec les CI, ont fait l'objet d'un peu plus de travaux. A l'instar des limaces, plusieurs espèces peuvent voir leurs stades larvaires, qui sont les stades ravageurs dans le sol, favorisés par la mise en place de CI. Ainsi, House et Del Rosario Alugaray (1989) ont observé que les couverts d'interculture à base de légumineuses, particulièrement la vesce velue, avant une culture de maïs, semblent favoriser la chrysomèle *Diabrotica undecimpunctata*, présente aux USA. (Jansson and Lecrone, 1991). Inversement, Lundgren et Fergen (2010) observent que la mise en place d'un couvert d'interculture de graminée (*Elymus trachycaulus*) avant une culture de maïs permet une réduction significative (allant de 18 à 39%) des dégâts d'une autre chrysomèle des racines du maïs (*Diabrotica virgifera virgifera*, espèce présente désormais en Europe) dont les larves de 3^e et dernier stade sont significativement moins nombreuses (de 58 à 74% selon les modalités) que sur témoin sol nu et négativement corrélées à l'abondance des prédateurs généralistes. Il est parfois possible de réduire l'effet favorisant de certaines espèces de CI en modifiant leur date d'implantation. Ainsi, il a été montré qu'une mise en place différée des couverts d'interculture d'été après la récolte des cultures d'hiver, réduit fortement la multiplication des **taupins et l'abondance de leurs larves** (dites "fil-de-fer") sur les pommes de terre qui suivent dans la rotation. D'autres pratiques culturales, visant à favoriser l'**activité biologique des sols** grâce au mulch des couverts d'interculture et à un usage le plus faible possible des produits phytosanitaires, permettent elles aussi de limiter l'effet favorisant des CI sur certains ravageurs du sol. Allsopp *et al.* (2003) ont en effet montré que le **champignon entomopathogène** *Metarhizium anisopliae* (groupe des muscardines) et le protozoaire *Adelina* sp., ainsi favorisés, permettent de limiter significativement les niveaux de population des larves du hanneton *Antitrogon parvulus* en culture de canne à sucre. Il est probable que des processus analogues mais impliquant une moindre activité biologique des sols, soient à l'origine d'une aggravation des attaques de **larves de hannetons** (*Schyzonycha* spp.) en culture de maïs, lorsque les résidus de culture sont enlevés du champ et qu'un couvert d'interculture à base de légumineuse (*Lablab purpureus*), éventuellement favorable aux hannetons (voir House et Del Rosario Alugaray (1989) et Szendrei et Isaacs (2006)) l'a précédée (Medvecky *et al.*, 2007). Ceci semble corroboré par les observations de Jackson et Harrison (2008), qui notent que leurs modalités avec couvert d'interculture et mulch en semis direct (d'une culture de patate douce) n'a pas hébergé davantage de ravageurs du sol (larves de taupins et de chrysomèles) que les modalités labour sans couvert végétal ni mulch.

6.3.4.3.2. Diptères et Lépidoptères

Les larves endogées de Diptères et de Lépidoptères peuvent également être favorisées ou défavorisées par la mise en place de couverts végétaux. En culture de chou, Mangan *et al.* (1995) ont observé une baisse des populations de **mouche du chou** (*Delia radicum*) et de teigne des crucifères (*Plutella xylostella*) grâce au mulch d'un couvert associé de seigle et de vesce velue. De la même façon, la mise en place d'un couvert d'interculture d'avoine d'hiver a permis de limiter par la suite les dégâts de la **mouche des racines de la betterave** (*Tetanops myopaeformis*) sur cette dernière (Dregseth *et al.*, 2003). Toutefois, le sens de ces effets semble très **dépendant**

des espèces de CI car une autre graminée, le brome des toits (*Bromus tectorum*), en interculture précédant un maïs, n'a pas montré un tel effet sur le même ravageur mais au contraire une légère augmentation (Davis *et al.*, 2010a). Des larves de **tipules** (*Tipula paludosa*) ont été trouvées en plus grande abondance sous un couvert de trèfle blanc et d'agrostide (*Agrostis capillaris*), car elles se nourrissent des racines de ces plantes (Dawson *et al.*, 2004). En revanche, cette phytophagie provoque l'exsudation par les racines d'importantes quantités de sucres divers, d'acides aminés et d'acides carboxyliques, exsudation à l'origine d'un changement dans la structure microbienne du sol avec une densité 10 fois plus importante de bactéries *Pseudomonas* spp. (non *P. syringae*) (Dawson *et al.*, 2004), bactéries potentiellement bénéfiques pour le contrôle biologique de pathogènes du sol. Un autre exemple de diptère ravageur favorisé par les CI est celui de la **mouche des semis** *Delia platura*, qui pullule lorsque des couverts d'interculture de seigle et de luzerne (et à un degré moindre les résidus de culture de maïs et de soja) sont incorporés dans le sol. Par contre, aucun effet particulier sur cette mouche n'est observé en cas de semis direct de la culture suivante, car les résidus sont alors laissés en surface, la mouche ne pondant que lorsque de la **matière végétale fraîche est enfouie** dans le sol (Hammond, 1990). Ainsi, le dessèchement du couvert (par désherbage) avant enfouissement permet-il selon Hammond (1984) d'éviter aussi ce problème.

Synthèse

Les micro-arthropodes (rotifères et tardigrades, maillons des premiers niveaux trophiques dans le sol) sont davantage favorisés par les CI et leurs résidus dont ils se nourrissent et à occurrence annuelle, que par des apports massifs mais espacés de fumier. Les méso-arthropodes (collemboles et acariens essentiellement, mais aussi hexapodes primitifs et petits myriapodes) sont fortement favorisés par les CI et leurs résidus (notamment quand le mulch est suffisant pour modifier le microclimat à la surface du sol), les espèces détritivores et fongivores l'étant directement (ces derniers par les champignons, eux-mêmes favorisés par les tissus lignifiés en décomposition), et les prédateurs de nématodes l'étant par l'augmentation de ces derniers (eux-mêmes étant favorisés par l'augmentation des bactéries dont se nourrissent les protozoaires, proies des nématodes prédateurs, et par l'augmentation des nématodes omnivores). Il est également constaté une diminution des nématodes phytoparasites grâce aux acariens nématophages. Au-delà des CI et de leurs résidus, ce sont le type de sol (humidité, texture...) et de travail du sol, qui déterminent aussi fortement la structure des communautés des collemboles et acariens du sol. Parmi les myriapodes, seule la scutigérelle a fait l'objet de travaux qui ont montré qu'elle est plus efficacement limitée par diverses espèces de CI (particulièrement par l'avoine) que par divers modes de travail du sol. Comme pour les micro-arthropodes, les méso-arthropodes sont davantage favorisés par les CI et leurs résidus dont ils se nourrissent et à occurrence annuelle, que par des apports massifs mais espacés de fumier. A l'instar des limaces, plusieurs espèces de Coléoptères, Diptères et Lépidoptères peuvent voir leurs stades larvaires, qui sont les stades ravageurs dans le sol, favorisés par la mise en place de certaines CI. Au contraire, d'autres CI, comme l'avoine, permettent de limiter certains ravageurs. Les larves de tipules et de mouche des semis sont favorisées par plusieurs espèces de CI, mais uniquement lorsque ces dernières sont incorporées dans le sol pour la mouche des semis. Cependant, des pratiques ciblées, telles une implantation différée de la CI ou un usage réduit voire nul de produits phytosanitaires associé à un mulch important (et donc à un travail simplifié du sol voire à un semis direct) permettant une bonne activité biologique du sol, réduisent significativement les niveaux de présence des larves de ces ravageurs (par le biais notamment du développement de bactéries antagonistes, telles des Pseudomonas).

6.3.5. Effets des cultures intermédiaires sur les arthropodes épigés et aériens

De nombreux travaux ont été conduits sur les effets des couverts végétaux en cultures pérennes (arboriculture et viticulture) sur les auxiliaires zoophages, démontrent d'une part un effet favorable sur la diversité des prédateurs généralistes tels les carabes, les staphylins et les araignées essentiellement, et d'autre part un effet défavorable sur les populations de phytophages. Les mécanismes sont respectivement une voie descendante (ou "top-down") quand l'action passe par une plus forte action des prédateurs, et une voie ascendante (ou "bottom-up") quand l'action passe par une baisse de l'attractivité de la plante pour les phytophages.

En cultures annuelles et maraîchage de plein champ, les travaux sont moins avancés mais commencent néanmoins à fournir des données qu'il est utile de prendre en compte dans le choix des cultures intermédiaires.

6.3.5.1. En grandes cultures

6.3.5.1.1. Ravageurs et auxiliaires zoophages

De façon surprenante, peu de travaux concernent spécifiquement les effets des CI sur des arthropodes ravageurs épigés et aériens des grandes cultures. Quelques références traitent de couverts Poacées susceptibles de favoriser, en **zone tropicale**, des Lépidoptères foreurs de tige du maïs (Setamou *et al.*, 1999; Meagher *et al.*, 2004), ou bien de couverts également Poacées utilisés en **cultures-pièges**, toujours en zone tropicale, sur le pourtour de parcelles de maïs ou de sorgho, afin d'attirer pour la ponte là aussi des Lépidoptères foreurs de tiges, ravageurs dont les chenilles sont ensuite tuées naturellement par cette plante-hôte ou occises mécaniquement (Berg and Ebenebe, 2001). En **zone tempérée**, quelques travaux ont été menés aux USA sur les effets de certains CI sur des arthropodes ravageurs aériens de cultures annuelles. Le **puceron du pois** *Acyrtosiphon pisum* s'avère ainsi favorisé par le trèfle incarnat et la vesce velue, mais pas par des légumineuses tropicales comme *Sesbania exaltata* ou le niébé *Vigna unguiculata* (Kaakeh and Dutcher, 1993). De façon analogue, aux USA et au Canada, des screenings de nombreuses espèces et variétés de CI ont été effectués sur la base de leurs effets vis-à-vis de **sauterelles et criquets**, afin d'utiliser les génotypes leur étant les moins favorables. Les légumineuses sont en moyenne moins favorables que les couverts Poacées, et parmi elles, la lentille et le pois le sont moins que la gesse cultivée et le pois de Tanger (Olfert *et al.*, 1995; Milbrath *et al.*, 1998). Ainsi, les effets des espèces de CI sur les ravageurs semblent être de **nature spécifique voire idiosyncrasique** quand les caractéristiques variétales sont impliquées, et il apparaît assez clairement qu'il y a intérêt à procéder à un screening des espèces et variétés en vue d'utiliser les meilleurs génotypes par rapport à des situations agronomiques et phytosanitaires données. Cela permettrait par exemple d'éviter de favoriser des ravageurs lors de la mise en place de CI visant un autre objectif, comme cela a été noté aux USA avec de la vesce velue utilisée pour limiter l'érosion hivernale, mais ayant favorisé une chrysomèle du maïs (*Diabrotica undecimpunctata howardi*) (Buntin *et al.*, 1994). L'importance des screenings s'avère vraie aussi pour les auxiliaires comme nous allons le voir.

La plupart des travaux concerne donc les effets des CI sur des **auxiliaires**, effets qui peuvent avoir leur importance dans la dynamique des ravageurs comme cela est parfois démontré. En effet, Davis et al. (2009) ont observé que la présence d'un couvert d'interculture d'hiver avait favorisé, au sein de la seule famille des **Carabidés** qui sont essentiellement des prédateurs généralistes, certains genres mais en avait défavorisé d'autres. Certaines espèces de CI ont également été testées en **couverts associés** (entre les rangs de la culture de vente, à l'instar de la luzerne (*Medicago sativa*) et du trèfle du Caucase (*Trifolium ambiguum*) dans du maïs et du soja (Prasifka *et al.*, 2006). Il a alors été constaté une augmentation des Carabidés, prédateurs épigés, et concomitamment une augmentation du niveau de prédation, par rapport au témoin (maïs sur sol nu), exercée par eux sur des chrysalides de pyrale du maïs utilisées en proies sentinelles. Ce niveau de prédation s'est même avéré supérieur à celui observé dans les couverts seuls utilisés en interculture (Prasifka *et al.*, 2006). Carcamo et Spence (1994) observent une différence allant dans le même sens, en termes d'abondance de carabes et de niveau de prédation exercée par ces derniers, entre des cultures annuelles pures d'orge ou de féverole, ou des cultures associées d'orge et pois (prédations maximales), et un couvert d'interculture pur de fétuque (prédation minimale). Il est très probable que dans ces cas précis, la diminution de prédation dans les couverts purs soit le résultat d'une moindre **activité-densité** des prédateurs (Thomas *et al.*, 1998) du fait d'une densité trop élevée des plantes, entravant par là leurs déplacements. Cette attractivité des couverts associés, dans les inter-rangs de cultures annuelles, peut être mise à profit pour attirer des prédateurs également communs mais moins connus, les **Cantharidés** (Traugott, 2002). Des résultats analogues ont été obtenus dans des cultures tropicales telles la canne à sucre vis-à-vis de fourmis prédatrices (Woolwine and Reagan, 2001). Par ailleurs, Beck et Toft (2000) préconisent de mettre régulièrement en place des couverts d'interculture hébergeant des pucerons non ravageurs des cultures, afin d'inciter et d'habituer en une ou deux générations les prédateurs généralistes à s'alimenter de proies non essentielles pour eux et de les rendre ainsi plus efficaces contre les pucerons ravageurs. Toutefois, il apparaît que les effets favorisants des CI sur les prédateurs sont parfois transitoires et disparaissent lors de la mise en place et du développement de la culture suivante (Carmona and Landis, 1999). Néanmoins, lorsque la CI est détruite sans incorporation au sol, la présence de **mulch** à la surface du sol entre les rangs de la culture qui succède, permet en général aux prédateurs généralistes d'être toujours abondants et efficaces contre des ravageurs de la culture. Laub et Luna (1992) observent ainsi aux USA que **carabes et araignées** exercent une prédation effective contre la noctuelle d'automne *Spodoptera frugiperda* dans un maïs semé en direct et dont les inter-rangs sont couverts du mulch du

seigle utilisé en couvert de l'interculture précédente. Pour Davis et al. (2009), les **araignées Lycosidés** (dites araignées-loups) sont plus constantes dans leur réponse positive à la présence de mulch que les carabes. Kendall et al. (1991) montrent même, en culture d'orge d'hiver, que la quantité de paille (issue de la culture précédente) présente à la surface selon les types de travail du sol ou les niveaux d'enlèvement volontaire, est positivement corrélée à la diversité de prédateurs polyphages, et négativement corrélée au taux d'infection en virus de la **jaunisse nanisante de l'orge**. Cet exemple illustre bien l'importance de favoriser la présence de mulch en surface même après implantation de la nouvelle culture.

En ce qui concerne les effets des **repousses de culture** sur les organismes potentiellement ravageurs ou auxiliaires des cultures suivantes ou voisines, la littérature scientifique livre très peu d'informations. Krespi et al. (1997) mentionnent que si les repousses de blé (étude réalisée en France) favorisent bien le maintien des pucerons des céréales dans un paysage, elles permettent par la même occasion celui de leurs ennemis naturels parasitoïdes. Ainsi les auteurs mentionnent que les repousses peuvent représenter tant une menace qu'une opportunité de régulation biologique pour les parcelles devant être emblavées en céréales à paille. Aux USA, Buntin et al. (1991) ont démontré que les repousses de blé dans un soja semé immédiatement après la récolte de ce dernier (soja dit en "double culture"), hébergeaient beaucoup de larves de la mouche de Hesse (*Mayetiola destructor*) qui est une cécidomyie, mais que cette infestation restait presque sans effet sur le blé de nouveau venant après le soja. Ils expliquent cela par la destruction mécanique des larves lors du travail du sol en prévision du semis du second blé. Goosey et al. (2005) quant à eux font part d'une méthode s'avérant très efficace et remise au goût du jour, de destruction des repousses de blé et des larves de cèphes *Cephus cinctus* (Hyménoptères, Céphidés) qu'elles hébergent (de même que des adventices) dans un chaume de blé : par pâturage et piétinement par des moutons et des oies. Enfin, en Californie, les repousses de maïs se révèlent elles aussi très peu propices à l'hivernation de la cicadelle *Dalbulus maidis* et donc à l'infestation du maïs de l'année suivante (Summers *et al.*, 2004). En somme, l'essentiel des connaissances repose sur des observations voire des connaissances empiriques, et, à l'éclairage des certes très rares publications scientifiques sur ce sujet, dont le bien fondé peut objectivement être questionné.

6.3.5.1.2. Auxiliaires granivores

Les CI ont également un effet positif sur l'abondance des organismes prédateurs de graines d'adventices présentes à la surface du sol, et particulièrement sur l'**activité-densité des Carabidés granivores** (Gallandt *et al.*, 2005; Ward *et al.*, 2011). Ceux-ci recherchent les sols sous couvert végétal interceptant la lumière (Heggenstaller *et al.*, 2006; Shearin *et al.*, 2008), ce qui peut amener à une prédation accrue sur les graines d'adventices, comme l'ont clairement démontré Heggenstaller et al. (2006) aux USA, sous plusieurs espèces cultivées. Puricelli et al. (2005) ont observé des résultats analogues en Argentine en culture de soja semé en direct après un maïs, et l'attribuent dans leur cas à la présence du mulch de maïs sous le soja. Plusieurs auteurs (e.g. (Harrison *et al.*, 2003; Gallandt *et al.*, 2005) ayant étudié les rôles respectifs joués dans la prédation des graines d'adventices par les divers organismes granivores, concluent que les Carabidés assurent l'essentiel de ce service et qu'il est important de les favoriser par l'installation de couvert d'interculture. Gallandt et al. (2005) mais aussi Davis et Liebman (2003) observent aux USA que le trèfle violet leur est particulièrement bénéfique de même que le non travail du sol afin de laisser mulch et graines à la surface. C'est ainsi que Harrison et al. (2003) observent aux USA des taux de disparition des graines d'ambrosie trifide (*Ambrosia trifida*) de 88% sur 12 mois, dont 57 à 78% par les invertébrés et 39 à 43% par les rongeurs. Ils notent aussi une complémentarité d'action entre eux puisque ces derniers se nourrissent préférentiellement d'involucres de grandes tailles non recouverts de débris, alors que les invertébrés se tournent vers des involucres de petite taille indifféremment recouverts ou non de mulch. Ang et al. (1995) ont observé quant à eux aux USA un effet synergique entre la compétition imprimée par deux espèces de couverts associées (*Festuca arundinacea* et *Coronilla varia*) et la phytophagie exercée par une chrysomèle casside (*Cassida rubiginosa*) lorsque présente en densité suffisante (20 individus/pied), amenant à la disparition des deux tiers des pieds du chardon des champs (*Cirsium arvense*), adventice majeure des cultures y compris en Europe.

6.3.5.1.3. A propos des effets des cultures intermédiaires sur les abeilles et autres pollinisateurs

Lorsque les CI ont le temps de fleurir, leur rôle vis-à-vis des pollinisateurs est à envisager, pour peu que leur composition floristique et leur phénologie soient adaptées aux besoins de ces derniers. Cependant, l'intérêt de couverts fleuris a essentiellement été étudié dans le cas des jachères fleuries, dont l'objectif majeur était

justement de favoriser les pollinisateurs. En effet, face au **déclin des pollinisateurs** dans les pays industrialisés (dont les causes possibles sont multiples ; Kearns *et al.*, 1998), déclin tant de l'abeille domestique (vanEngelsdorp *et al.*, 2009) que des autres Hyménoptères apiformes (abeilles et bourdons sauvages) et des diptères Syrphidés (Biesmeijer *et al.*, 2006), ces études visent à offrir aux insectes floricoles les **ressources florales** dont ils ont besoin (essentiellement pollen et nectar) et dont la disponibilité dans les agroécosystèmes semble de plus en plus limitée (Biesmeijer *et al.*, 2006). Ainsi, il a été montré que ces jachères fleuries ont des effets positifs sur la diversité des pollinisateurs tels que hyménoptères apiformes, papillons, syrphes et autres diptères (Lagerlöf *et al.*, 1992; Decourtye *et al.*, 2007), mais que leur attractivité était fortement liée aux espèces florales présentes (Carreck and Williams, 2002). Ainsi, la **phacélie**, la **bourrache officinale** et le **mélilot blanc** font partie des plantes préférées des abeilles (Teittinen, 1980), la phacélie, plante originaire d'Amérique du Nord, étant très nectarifère et possédant jusqu'à 4000 fleurs/m² (Williams and Christian, 1991). Les bourdons, dont la longueur de la langue est variable selon les espèces, manifestent de ce fait des préférences marquées pour certaines espèces de fleur : *Bombus pascuorum* et *B. hortorum* exploitent facilement le trèfle violet *Trifolium pratense* grâce à leur langue longue, alors que *B. terrestris* et *B. pratorum*, tout comme l'abeille domestique, se tournent plutôt vers les fleurs à corolle peu profonde comme la bourrache (Carvell *et al.*, 2004). De ce fait, les couverts mono- ou paucispécifiques ne seraient pas les plus visités car ne convenant pas forcément à de nombreuses espèces. Ainsi, Pywell *et al.* (2005) ont montré que les couverts renfermant une forte diversité de plantes sauvages et pérennes sont plus attractifs que les couverts moins diversifiés. Des travaux réalisés par la Chambre d'Agriculture de Picardie sur des "Jachères environnement et faune sauvage" ont confirmé que, bien que moins attractives que les jachères fleuries, leur richesse entomologique dépend de leur complexité botanique (Wartelle, 2002).

Bien qu'*a priori* intéressantes, ces jachères fleuries font aussi l'objet de plus en plus de critiques de la part de certains spécialistes des insectes pollinisateurs et des naturalistes qui soulignent le caractère artificiel de certaines variétés (ornementales) et espèces de fleurs semées (cosmos, zinnias...), dont ne profiteraient pas toutes les espèces de pollinisateurs (Gadom *et al.*, 2007). Il est donc à craindre que de telles réticences s'expriment à nouveau si des espèces de CI à fleurs mais exotiques (cas de nombreuses Astéracées et légumineuses tropicales) sont mises en place dans un tel objectif, même secondaire. De même, le **risque d'invasion** représenté par ces génotypes allochtones est dénoncé par ces mêmes acteurs. La phacélie a déjà été largement étudiée et utilisée pour son potentiel entomophile et mellifère (e.g. (Williams and Christian, 1991) mais de récents travaux en Suisse tendraient à démontrer que l'offre en automne d'un très abondant nectar aux abeilles domestiques aurait finalement des conséquences néfastes sur leur survie hivernale, du fait de **déséquilibres nutritionnels** importants à l'origine de troubles métaboliques ou d'atteintes parasitaires ainsi favorisés (Raphaël Charles – Agroscope Changins, Suisse - com. pers.). Quant aux **légumineuses fourragères**, de nombreux travaux démontrent aussi leur intérêt pour les Hyménoptères apiformes (e.g. (Lagerlöf *et al.*, 1992; Carvell *et al.*, 2004) même s'il semble manquer des observations spécifiquement réalisées en parcelles de CI pour connaître leur intérêt pour des groupes non dominants de pollinisateurs (familles autres que celle des Apidae) ou celui de légumineuses moins connues telles le lupin blanc, le trèfle d'Alexandrie, le trèfle de Perse, la vesce de Cerdagne, la vesce velue, le fénugrec...

Les **CI angiospermes entomophiles** pourraient donc représenter une opportunité intéressante pour favoriser les pollinisateurs et reconstituer des réseaux efficaces de pollinisation dans le paysage (Forup and Memmott, 2005), réseaux qu'il est important de reconstituer à grandes échelles via notamment des communautés gérées (Kremen *et al.*, 2007), dont font partie les CI. Ces communautés doivent être **plurispécifiques** et bien sûr attractives, si possible couvrir une **longue période de floraison** complémentaire à plusieurs points de vue (nutritionnel, phénologique) de la flore sauvage et enfin être **gérées de façon adaptée** aux pollinisateurs (stade floraison atteint, non broyage au moment de la floraison) (Bernard *et al.*, 2006).

Synthèse

Les quelques effets connus d'espèces et variétés de CI sur des arthropodes ravageurs aériens, montrent des relations précises, favorables ou défavorables, et concernent surtout des systèmes tropicaux. Au-delà des réponses spécifiques des ravageurs, ce sont celles, tout aussi spécifiques, des diverses espèces d'auxiliaires zoophages aux diverses espèces de CI, qui peuvent avoir leur importance dans la dynamique des premiers. Au sein de la seule famille des Carabidés par exemple, toutes les espèces n'affichent pas une réponse allant dans le même sens à la même espèce de CI. Le screening des espèces et variétés permet alors de préciser les types

de relation entre CI et ravageurs ou auxiliaires, et d'orienter le choix des génotypes tant des CI que des cultures leur succédant. Ainsi, la mise en place de CI en interculture, ou en culture-piège en périphérie de parcelle à protéger, ou bien encore en couverture entre des rangées de cultures d'été, se fera avec une probabilité plus grande de succès en ce qui concerne la gestion des ravageurs. Les travaux sur les effets des repousses de cultures sur les ravageurs et auxiliaires sont quasi inexistantes, et les effets mentionnés, souvent favorables pour les ravageurs mais parfois aussi pour les auxiliaires, s'avèrent tous finalement sans réels risques pour la même culture suivante. En somme, il est remarquable de noter que l'essentiel des connaissances repose sur des observations voire des connaissances empiriques, et, à l'éclairage des (certes) très rares publications scientifiques sur ce sujet, dont le bien fondé peut objectivement être questionné. Il en est de même pour la gestion des adventices puisque les auxiliaires granivores répondent eux aussi de façon variable aux diverses espèces de CI, mais sont par contre de manière apparemment constante favorisés par la présence de mulch à la surface du sol et par un travail réduit du sol et a fortiori par le semis direct. La mise en place de cultures florifères permet d'offrir aux pollinisateurs en déclin pollen et nectar dont ils manquent dans les agroécosystèmes intensifs. Selon les espèces installées, certains insectes, aux pièces buccales adaptées, seront favorisés, et les couverts plurispécifiques sont de ce fait préférables pour favoriser une diversité de pollinisateurs. Les risques d'invasion représentés par des plantes allochtones, de déséquilibres alimentaires causés par des ressources abondantes et éventuellement inadaptées, ne sont pas à sous-estimer. Ainsi, un choix pertinent d'espèces de CI et leur gestion adaptée, pourraient revêtir un potentiel intéressant de reconstitution des réseaux efficaces de pollinisation dans les paysages.

6.3.5.2. En maraîchage de plein champ

6.3.5.2.1. Répulsion ou attraction des ravageurs ?

En maraîchage de plein champ, les plantes de couverture sont essentiellement employées en couvert d'interculture afin de réaliser un **mulch** qui sert ensuite en intercalaire des cultures légumières pour tenter d'influencer, outre la dynamique des adventices et l'évaporation en eau du sol, la dynamique de certains ravageurs épigés et aériens. Des travaux ont montré que les mulchs de **seigle**, de **triticale** ou de **vesce**, sont intéressants pour repousser certains ravageurs tels que les **pucerons** et les **thrips**, à l'instar des mulchs de plastique (Summers *et al.*, 2010). En culture de pomme de terre, la présence d'un mulch de seigle et de vesce dans les inter-rangs a permis de **diminuer l'installation de doryphores** de même que de **gêner leurs déplacements** entre les rangs de la culture (Szendrei *et al.*, 2009). En culture de chou, la présence de **paille d'orge** ou de **foin** a permis d'obtenir les plus faibles populations de **thrips** (comparativement à un mulch de plastique et à un sol nu), et ce sans qu'il n'y ait intervention de phénomène allélopathique (Trdan *et al.*, 2008). Kotlinski (2007) a quant à lui observé un contrôle du **puceron cendré du chou** *Brevicoryne brassicae* sur chou grâce aux mulchs issus de couverts d'interculture de seigle ou de vesce ou encore des deux mélangés. Le recours à un couvert végétal peut même parfois donner des résultats meilleurs que des cultures associées en termes de baisse des ravageurs. Un mulch issu d'un couvert d'interculture de seigle a en effet permis une meilleure protection par voie ascendante (bottom-up, i.e. gêne de la localisation visuelle et olfactive) de la culture de chou brocoli contre la teigne des crucifères (*Plutella xylostella*) que la modalité des cultures associées, "chou brocoli-pommes de terre", mais n'a pas permis de mieux contrôler les attaques de piéride de la rave *Pieris rapae* (Broad *et al.*, 2008). D'autres travaux ont également montré des **effets nuls voire des effets favorisants de certains mulchs sur certains ravageurs**. Ainsi, des mulchs de seigle ou de vesce ou encore de leur mélange, n'ont pas permis de diminuer l'incidence de la mouche du chou *Delia radicum* (Kotlinski, 2008). Manrique *et al.* (2010) ont même observé une augmentation de l'abondance d'une chrysomèle en culture de navets sur mulch de paille suivie d'une augmentation de leurs dégâts (mais sans incidence aucune sur les rendements), mais également une augmentation des prédateurs polyphages rampants qui ont pu limiter les chrysomèles. Tous les ravageurs ne réagissent donc pas de la même façon à la présence d'un mulch et toutes les espèces de CI n'ont pas les mêmes effets sur les ravageurs, ne serait-ce que par leur couleur comme cela a été montré avec des mulchs de plastique vis-à-vis de pucerons (Zanic *et al.*, 2009).

6.3.5.2.2. Attraction des auxiliaires

Au-delà de cette répulsion des ravageurs, les **mulchs** biologiques permettent aussi d'attirer autour et sur les plantes cultivées des **prédateurs polyphages** tels que les araignées, les staphylins ou les carabes (O'Neal *et*

al., 2005; Jackson and Harrison, 2008; Summers *et al.*, 2010). Cline *et al.* (2008) ont montré que certaines plantes comme le sarrasin *Fagopyrum esculentum*, le niébé *Vigna unguiculata*, le mélilot *Melilotus officinalis*, sont attractives d'insectes auxiliaires au point de permettre un contrôle des ravageurs (dont l'abondance décroît de 43 à 69% selon les modalités) et une augmentation (de 29 à 66% selon les modalités) du rendement des cultures. Toutefois, Hummel *et al.* (2010) ont observé en culture de **chou**, que la présence antérieure d'un couvert d'interculture de blé, et donc de son mulch mort par la suite, n'a pas amélioré le parasitisme des larves de la mouche du chou *Delia radicum* par des coléoptères Staphylinidés du genre *Aleochara*. Enfin, il a été montré aux USA en culture plein champ de **poivrons**, que la présence d'un mulch pouvait aussi permettre d'accroître la présence de fourmis prédatrices de graines d'adventices (Pullaro *et al.*, 2006).

6.3.5.2.3. Effets des mulchs vivants sur ravageurs et auxiliaires

Afin d'augmenter l'attractivité des cultures légumières vis-à-vis des auxiliaires ou la répulsivité vis-à-vis des ravageurs, il est aussi possible de recourir à du mulch vivant dans les inter-rangs. Ainsi, Altieri *et al.* (1985) ont été parmi les premiers à démontrer que la présence d'un mulch vivant de trèfle en culture de **tomate et chou-fleur** de plein champ, permettait d'**attirer des auxiliaires prédateurs** et de **limiter les infestations en pucerons et punaises phytophages** (mais les rendements des cultures sont également moindres). A la même époque, Andow *et al.* (1986) observaient qu'en culture de **chou** sur couvert permanent d'agrostide, fétuque et trèfle **rampant**, les attaques de **l'altise des crucifères** *Phyllotreta cruciferae* (espèce présente en Europe mais non ravageur en France) étaient réduites (mais rendement de la culture également moindre). En culture de **pastèque** et de **melon**, Cline *et al.* (2008) ont pu réduire l'abondance de **chrysomèles** phytophages par l'installation de plantes compagnes connues pour être répulsives d'insectes ravageurs (radis *Raphanus sativus*, tanaïs *Tanacetum vulgare*, capucine *Tropaeolum* spp.). Nyoike et Liburd (2010) ont quant à eux observé qu'un mulch vivant de sarrasin attirait davantage d'auxiliaires, notamment les floricoles (Syrphidés, Hyménoptères parasitoïdes), antagonistes des pucerons des courgettes. En cultures de tomates de plein champ, Hummel *et al.* (2002) ont observé que le couvert d'interculture de trèfle rampant entre les rangs de la culture favorisait l'abondance des **carabes et araignées**. De façon similaire au Costa-Rica, Hilje et Stansly (2008) ont observé une moindre infestation en **aleurodes** *Bemisia tabaci* sur tomates, suivie d'une moindre incidence du virus de la mosaïque jaune de la tomate (par arrivée tardive des aleurodes vectrices sur des plants qui ne sont sensibles que durant leurs 5 premières semaines), grâce à du mulch vivant à base d'arachide pérenne, de coriandre et d'une caryophyllacée dans les inter-rangs de la culture, qui ont temporairement joué le rôle d'écran. Toujours en zone tropicale et en culture de piments, le couvert d'interculture de niébé *Vigna unguiculata* s'est avéré le plus efficace pour diminuer les populations de **pucerons** et les **nématodes** mais pas de thrips ni d'aleurodes (Karungi *et al.*, 2010). En zone tempérée aux USA, les modalités avec moutarde ou sarrasin en couvert associé en intercalaire de chou brocoli, ont eu les plus fortes diversités en ennemis naturels de pucerons *Brevicoryne brassicae* et les plus faibles infestations en ces derniers sur la culture de chou (Ponti *et al.*, 2007). Toutefois, Schellhorn et Sork (1997) ont observé en culture de chou davantage de ravageurs spécifiques des Brassicacées lorsque le couvert, spontané et vivant, était composé essentiellement de plantes de la **même famille**, mais aussi davantage de coccinelles, de carabes (qui sont favorisés par une végétation légèrement ouverte et structurellement diversifiée ; (Armstrong and McKinlay, 1997) et de staphylins quelle que soit la composition botanique du couvert. Ceux-ci ont permis un certain contrôle des ravageurs, contrôle qui n'a toutefois pas compensé la moindre biomasse de chou dans les modalités avec couvert associé du fait d'une trop forte **compétition pour l'eau et les nutriments** entre celui-ci et la culture. Certains auxiliaires sont quant à eux inhibés par la présence d'un couvert associé en intercalaire. Ainsi, Costello et Altieri (1995) ont observé une incidence significativement moindre du parasitoïde Braconidé *Diaretiella rapae* sur les pucerons *Myzus persicae* et *Brevicoryne brassicae*, dans les modalités avec des couverts d'interculture (trèfle rampant, trèfle fraise, trèfle des prés, lotier corniculé) dans les inter-rangs de chou brocoli.

Synthèse

En maraîchage de plein champ, les plantes de couverture sont essentiellement employées en couverts d'interculture afin de réaliser un mulch qui sert ensuite en intercalaire des cultures légumières pour tenter d'influencer la dynamique de certains arthropodes épigés et hypergés, ravageurs comme auxiliaires. Tous les ravageurs ne réagissent pas de la même façon à la présence d'un mulch (certains pouvant être favorisés même si la plupart sont défavorisés) et toutes les espèces de CI n'ont pas les mêmes effets sur les ravageurs, ne

serait-ce que par leur couleur. Les prédateurs zoophages généralistes, tels que les araignées, les staphylins ou les carabes, sont par contre beaucoup plus systématiquement favorisés par la présence de mulch. De nombreux travaux se sont aussi intéressés à l'effet sur les ravageurs et auxiliaires, non plus des mulchs morts mais des mulchs vivants. La grande majorité d'entre eux a abouti à des résultats démontrant un effet favorable de ceux-ci sur les auxiliaires, notamment floricoles, et à une moindre infestation en ravageurs, parfois suite à l'action des premiers. Il faut néanmoins retenir, des quelques cas d'échec, qu'un couvert de même famille botanique que la culture est à déconseiller, car il attire alors des ravageurs communs avec cette dernière, et que certains auxiliaires, notamment parasitoïdes, sont moins efficaces en situations structurellement plus complexes qu'une simple monoculture. Enfin, dans la majorité des cas, on note également une baisse de rendement de la culture suite à la compétition imposée par le couvert.

6.3.6. Effets des cultures intermédiaires sur les vertébrés

De rares travaux de recherche rendent compte des effets des CI sur les oiseaux et les micro-mammifères.

Concernant les **oiseaux**, plusieurs auteurs font mention d'un effet bénéfique des couverts "faune sauvage" pour les oiseaux, couverts dans lesquels la présence de graines (particulièrement de lin, de colza, de quinoa) est un élément déterminant (Stoate *et al.*, 2003), amenant à des rassemblement d'oiseaux plus riches en espèces et de densité jusqu'à 100 fois plus importante à l'hectare que dans des jachères simples et des chaumes de blé alentour (Parish and Sotherton, 2004). Ces couverts spécialisés, qui sont donc implantés dans le but de parvenir à grenaison ce que les CIPAN n'assureront *a priori* jamais, sont d'ailleurs nettement plus attractifs en régions agricoles pauvres en ressources trophiques pour les oiseaux (Parish and Sotherton, 2008), et, sur un plan temporel, c'est donc en hiver que la présence de couverts végétaux en général a le plus d'effets bénéfiques pour eux (Geiger *et al.*, 2010). De façon peut-être inattendue, il a été observé au Canada que les oiseaux côtiers, tels le bécasseau variable, le pluvier argenté et le pluvier kildir, utilisent eux aussi les parcelles agricoles et particulièrement les parcelles avec couvert végétal en hiver (Evans-Ogden *et al.*, 2008). Il a également été noté que les peuplements végétaux denses, n'offrant que peu d'accès au sol tels les céréales à paille *versus* le maïs (Neumann *et al.*, 2009) et plus largement les régions de prairies temporaires très dominantes *versus* celles où dominent les cultures annuelles (Parish and Sotherton, 2008), sont peu favorables aux oiseaux inféodés aux paysages agricoles. Structurellement, les couverts les plus bénéfiques aux oiseaux apparaissent donc être ceux offrant une structure hétérogène et une composition botanique variée (Vickery *et al.*, 2009).

Encore moins de travaux ont porté sur les **micro-mammifères**, ce qui peut sembler surprenant vu le risque de pullulation de ces derniers dès lors que le sol est plus longuement couvert (Albers *et al.*, 1990). C'est donc en vergers et en vigne, où les couverts sont permanents, que les risques sont particulièrement élevés (Merwin *et al.*, 1999). Ainsi aux USA, des travaux sur les effets de plusieurs plantes de couverture dans les inter-rangs de vigne sur les performances agronomiques de la culture, l'activité microbiologique des sols et l'abondance des spermophiles (Ingels *et al.*, 2005) ont montré que cette dernière n'a crû significativement que dans les couverts de trèfles. On peut se demander si les campagnols des champs et campagnols terrestres (respectivement *Microtus arvalis* et *Arvicola terrestris*) ne seraient pas eux aussi favorisés par des couverts d'interculture, mais la durée de présence de ces derniers, relativement courte en systèmes de grandes cultures, semble *a priori* leur être défavorable. En cultures annuelles, des recherches sont justement menées pour essayer de trouver des espèces de couverts ne leur étant pas favorables, et Wiman *et al.* (2009) ont ainsi trouvé, parmi les nombreuses espèces testées (lotier, luzerne, trèfle souterrain, agrostis, lobulaire maritime...) que l'aspérule odorante *Gallium odoratum* montrait les meilleurs résultats en termes de non-installation des campagnols.

Synthèse

De rares travaux de recherche rendent compte des effets des CI sur les oiseaux et les micro-mammifères. Concernant les oiseaux, plusieurs auteurs font mention d'un effet bénéfique des couverts "faune sauvage", de par les graines qu'ils offrent, amenant à des rassemblement plus riches en espèces et de densité jusqu'à 100 fois plus importante à l'hectare que dans des jachères simples et des chaumes de blé alentour (phénomène particulièrement visible en régions agricoles pauvres en ressources trophiques pour les oiseaux et en hiver). Les formations végétales denses, offrant peu d'accès facile au sol (e.g. céréales à paille vs. maïs, ou zones de prairies exclusives vs. zones de cultures annuelles), sont peu favorables aux oiseaux inféodés aux paysages

agricoles. C'est en vergers et en vigne, où les couverts sont permanents, que les risques sont particulièrement élevés, et les couverts de légumineuses semblent être plus favorables aux micro-mammifères. En systèmes de grandes cultures, la durée de présence des CI, relativement courte, semble a priori leur être défavorable. Des screenings d'espèces de CI visent là aussi à éviter leur installation par le biais d'espèces répulsives, et il semble que l'aspérule odorante soit un bon candidat.

6.3.7. Bilan

Des phénomènes complexes et des connaissances qui mettent en exergue des lacunes et des besoins en matière de recherche

Les quelques connaissances que nous avons des interactions entre cultures intermédiaires et faune d'invertébrés et vertébrés, qu'ils soient ravageurs, auxiliaires, neutres ou 'culturels', montrent bien la complexité du sujet puisque nombre d'entre elles apparaissent non seulement spécifiques des espèces tant de CI que de celles d'invertébrés notamment, mais parfois même spécifiques de variétés de CI et de races d'invertébrés (cf. les exemples avec les nématodes). Ainsi, un champ d'investigation très large s'offre toujours aux scientifiques, d'autant plus que de nombreuses interactions, potentiellement très importantes pour l'agriculture puisque concernant des ravageurs majeurs mais aussi des auxiliaires amenés à jouer un rôle de plus en plus important dans les systèmes de culture, restent a priori toujours non documentées sur un plan scientifique. Il s'agit des effets des CI par exemple sur :

- les altises du colza (*Psylliodes chrysocephala* et *Phyllotreta nemorum*),
- les méligèthes du colza (*Meligethes aeneus* et *M. viridescens*),
- les tenthrèdes : de la rave (*Athalia rosae*, qui peut occasionner des dégâts sur colza), du blé (*Cephus cinctus*, appelé plus communément cèphe du blé – nous avons vu que les repousses du blé au moins les favorisent),
- les charançons des familles Curculionidés et Apionidés, renfermant des ravageurs des Brassicacées (charançon de la tige du chou *Ceuthorrhynchus quadridens*, des siliques du colza *Ceuthorrhynchus assimilis*...) et des Légumineuses (sitone *Sitona lineatus*, apion du pois *Apion pisi*),
- le zabre (*Zabrus tenebrioides*) sur les céréales à paille et graminées fourragères.

Sans être totalement vierge d'investigations scientifiques, la question des interactions entre CI et mollusques reste encore très peu explorée eu égard à son extrême importance. Il faudrait connaître les conditions précises d'espèces voire de variétés de couverts mais aussi de leurs conditions d'implantation (dates, densité, état du sol...) et de destruction (moyen, date...) qui les favorisent, afin d'être particulièrement vigilants lorsqu'une culture sensible comme le tournesol ou le triticales leur succède.

Mais des connaissances qui montrent des potentialités intéressantes pour une meilleure utilisation des cultures intermédiaires dans la régulation des ravageurs des cultures.

Toutes ces connaissances sont importantes à acquérir car même si l'on peut penser qu'à l'instar des bandes d'adventices spontanées (mises en place afin de favoriser des auxiliaires en cultures annuelles), qui ne favorisent pas en règle générale les ravageurs sauf temporairement les méligèthes en cultures de colza (Lethmayer *et al.*, 1997), il ne fait aucun doute qu'il reste à révéler de nombreux cas d'interaction entre espèces de CI et de ravageurs amenant potentiellement à une multiplication de ces derniers, donc à des dommages potentiels dans les cultures jouxtant ou succédant à la CI. Il ne fait aucun doute non plus que de réelles potentialités existent en matière de lutte biologique par conservation (pratiques culturales et aménagements paysagers, à diverses échelles d'espace et de temps, favorables au maintien et à l'activité régulatrice des auxiliaires indigènes) : comme nous l'avons vu, de nombreux exemples de CI et de leur mulch prouvent qu'il est possible d'améliorer l'activité des auxiliaires par ce biais, et de nombreux autres exemples sont certainement encore à découvrir et à étudier pour une utilisation la plus maîtrisée possible de ce potentiel régulateur naturel.

Synthèse

Le bilan des connaissances sur les relations entre cultures intermédiaires et invertébrés/vertébrés met en exergue d'une part des lacunes et des besoins en matière de recherche pour une meilleure utilisation des cultures intermédiaires dans la régulation des ravageurs des cultures (en effet, de nombreux ravageurs et

auxiliaires importants restent non étudiés sur ce plan), et d'autre part le fait que les interactions connues révèlent des relations de type largement idiosyncrasique tant au niveau générique que spécifique. L'amélioration de ces connaissances permettra d'une part non seulement d'éviter de favoriser des ravageurs par certains couverts, mais aussi de chercher plutôt à favoriser des espèces auxiliaires des cultures.

Synthèse finale

Cette section fait la synthèse des principales connaissances scientifiques sur les effets des cultures intermédiaires sur la faune (micro-, méso-, macro-) du sol mais aussi épigée et aérienne, qu'il s'agisse de ravageurs des cultures, d'auxiliaires ou bien d'organismes neutres vis-à-vis des cultures.

Les premiers travaux, démarrés dès les années 1970 sur les nématodes phytoparasites, ont mis en évidence de fortes variabilités spécifiques et intraspécifiques tant en ce qui concerne les effets des CI sur ces ravageurs que les réponses de ces derniers aux divers génotypes testés. De façon générale, les couverts semés au printemps favoriseraient davantage les nématodes (très répandus) du genre *Pratylenchus* que les couverts d'automne, mais avec une forte variabilité inter-site. Les principaux mécanismes impliqués dans la diminution des nématodes concernent le caractère non-hôte des plantes (suppression passive) ou leur caractère allélopathique (suppression active). Les applications pratiques les plus spécifiques de ces connaissances sont la biofumigation et l'installation des couverts en intercalaire ou en interculture de plantes sensibles. Les diverses espèces et groupes trophiques de nématodes du sol sont considérés comme de bons indicateurs de ses propriétés physico-chimiques et réseaux trophiques. En effet, les résidus de CI déterminent selon leur composition biochimique la voie microbienne dominante de leur dégradation, dont les effets sur les communautés nématologiques semblent supérieurs à ceux des paramètres de température, d'humidité, de pH et de texture du sol. Ainsi, ils favorisent les groupes trophiques qui en dépendent, et cette diversification s'accompagne d'une baisse de dominance des espèces de nématodes phytoparasites.

Les micro- et méso-arthropodes sont davantage favorisés par les CI et leurs résidus, notamment quand le mulch est suffisant pour modifier le microclimat à la surface du sol, que par des apports massifs mais espacés de fumier. Parmi ces derniers, les acariens prédateurs de nématodes permettent la diminution des nématodes phytoparasites. Les caractéristiques physico-chimiques et les types de travail du sol ont une influence variable selon les groupes de micro- et méso-arthropodes, les scutigérelles étant par exemple très peu limitées par le mode de travail du sol mais beaucoup plus par diverses espèces de CI.

Concernant la macrofaune, les CI et leurs résidus ont des effets très favorables sur les populations de vers de terre, et ce d'autant plus qu'un allègement voire un arrêt du travail du sol accompagne cette gestion d'interculture. En retour, ils accélèrent l'incorporation des résidus dans le sol et en améliorent les propriétés physico-chimiques. Il a par ailleurs été montré qu'une densité élevée de vers de terre est corrélée à une diminution de la pression de certains ravageurs, notamment des nématodes phytoparasites. Les limaces font partie des ravageurs de la macrofaune du sol les plus susceptibles d'être favorisés par certains CI et leurs résidus. Il a notamment été montré que les couverts semés en automne seraient globalement plus favorables aux loches (*Deroceras* spp.) que ceux semés au printemps, mais d'importantes différences existent entre espèces de couverts et entre sites. A l'instar des limaces, plusieurs espèces de Coléoptères, Diptères et Lépidoptères peuvent voir leurs stades larvaires, qui sont les stades ravageurs dans le sol, favorisés par la mise en place de CI. Toutefois, il semble qu'une activité biologique du sol importante permette d'en réduire les populations grâce à des régulations par divers antagonistes.

Les invertébrés épigés et aériens voient également leur dynamique influencée par la mise en place de CI. En cultures pérennes, les couverts ont démontré leurs effets globalement favorables sur la diversité des prédateurs généralistes, et, par voie de conséquence ou directement, défavorables sur la dynamique de nombreux ravageurs. En cultures annuelles, les effets des espèces voire des variétés de CI sur les ravageurs et auxiliaires semblent très spécifiques des divers génotypes, et le screening de ces derniers vis-à-vis des arthropodes d'importance permet ainsi d'orienter le choix tant des CI que des cultures leur étant associées ou leur succédant, afin de minimiser les risques de dommages aux cultures. Ce résultat est parfois conditionné par une augmentation des auxiliaires qui sont eux-aussi potentiellement favorisés par les CI et leur mulch (notamment les prédateurs de graines d'adventices). A l'instar des jachères fleuries, qui ont montré leur intérêt potentiel pour

les pollinisateurs en déclin dans les pays industrialisés (mais qui sont par ailleurs critiquées du fait de leurs espèces allochtones parfois inadaptées), les CI angiospermes entomophiles, à condition d'être plurispécifiques et attractives, pourraient représenter une opportunité intéressante pour favoriser les insectes floricoles et reconstituer des réseaux efficaces de pollinisation dans les agroécosystèmes. En maraîchage de plein champ, les CI servent entre autres à constituer un mulch d'inter-rang lors de la culture, mulch favorisant nombre d'auxiliaires, essentiellement les prédateurs généralistes. Les mulchs vivants, ou couverts permanents, ont également démontré un effet favorable sur les auxiliaires, notamment floricoles, et une moindre infestation en ravageurs, parfois suite à l'action des premiers, à condition qu'ils soient d'une famille botanique autre que celle de la culture.

Concernant les vertébrés, les couverts "Faune sauvage" sont très attractifs pour les oiseaux granivores. Plus généralement, la plupart des oiseaux des paysages agricoles ont besoin de pouvoir accéder à des zones de sol nues de plantes, et seront défavorisés par les parcelles de CI à couverture végétale dense. Les micro-mammifères quant à eux sont particulièrement favorisés par les couverts permanents en arboriculture, surtout s'ils sont à base de légumineuses, et des recherches sur des génotypes répulsifs sont en cours. L'essentiel des connaissances sur les effets des repousses de cultures sur les ravageurs et auxiliaires repose sur des observations voire des connaissances empiriques, et les très rares travaux scientifiques mentionnent l'absence de risques réels pour la même culture suivante.

Finalement, le bilan des connaissances sur les relations entre cultures intermédiaires et invertébrés/vertébrés met en exergue d'une part des lacunes et des besoins en matière de recherche pour une meilleure utilisation des cultures intermédiaires dans la régulation des ravageurs (en effet, de nombreux ravageurs et auxiliaires importants restent non étudiés sur ce plan), et d'autre part le fait que les interactions connues révèlent des relations de type largement idiosyncrasique tant au niveau générique que spécifique. L'amélioration de ces connaissances permettra d'une part non seulement d'éviter de favoriser des ravageurs par certains couverts, mais aussi de chercher plutôt à favoriser des espèces auxiliaires des cultures.

6.4. Conclusion

Les principaux effets des cultures intermédiaires sur les trois principaux groupes biologiques étudiés sont résumés dans les tableaux ci-après ; un tableau beaucoup plus détaillé se trouve en Annexe.

Il apparaît globalement que pour les trois groupes biologiques étudiés, l'utilisation des CI doit être encore largement précisée dans ses **diverses modalités possibles de gestion** (choix des espèces et des variétés, type de CI à savoir contemporaine à la culture pour les couverts associés et le mulch vivant ou bien pendant l'interculture pour le couvert d'interculture et le mulch mort, techniques d'implantation et de destruction, devenir et localisation des résidus...), modalités devant être compatibles avec leur fonction première de CIPAN, avant qu'elle ne constitue finalement un moyen efficace de pilotage de l'interculture à des fins annexes de nature phytosanitaire. Un défi majeur restera par exemple celui de la connaissance des interactions entre génotypes de CI et de bioagresseur(s). En effet, nous avons vu que même pour des groupes jugés *a priori* homogènes de CI et de bioagresseurs, comme respectivement les Brassicacées et les nématodes, les effets sont très variables (positifs, négatifs ou nuls) selon les génotypes intraspécifiques (variétés et races). On ne peut de plus pas exclure que des facteurs de milieu au sens large (conditions pédoclimatiques, pratiques culturales...) viennent à leur tour modifier la résultante des interactions. Néanmoins, quelques **processus biologiques bénéfiques**, plus constants ou déjà mieux connus, tels l'augmentation de l'activité biologique des sols qui favorise la diversité des ennemis des nématodes et donc la régulation de ces derniers, mais aussi les effets allélopathiques de plusieurs espèces et variétés de CI Brassicacées ou Poacées à l'encontre de certains bioagresseurs (biofumigation contre des maladies telluriques et certains nématodes), pourraient déboucher plus rapidement que d'autres sur des (parfois d'autres) applications intéressantes dans le pilotage de systèmes de cultures.

A côté de ces aspects positifs qu'il est important de souligner et surtout d'approfondir pour rendre leurs diverses applications plus larges et plus réalistes à large échelle, il est également important d'intégrer les **aspects négatifs des CI** dans la conception et la conduite des systèmes de production. Il est ainsi important de mettre en exergue les effets favorables quasi systématiques des CI en général sur les populations de limaces, ceux de certaines CI sur des agents phytopathogènes à propriétés partiellement saprophytiques, ou la très forte dépendance de l'efficacité des CI à l'encontre des adventices mais aussi des autres bioagresseurs, vis-à-vis des paramètres agronomiques déterminant leur croissance.

Ainsi, il est notable que selon la **position professionnelle des acteurs**, la question des effets réels ou potentiels des CI sur la santé des cultures reçoit des réponses différentes. L'analyse de la bibliographie scientifique internationale montre clairement comme nous l'avons vu des potentialités comme des risques d'échec voire d'amplification de problèmes phytosanitaires. Nous avons vu également que ces effets variables sont essentiellement dus à des particularités spécifiques et intraspécifiques des organismes en jeu. L'analyse que le scientifique fera de cette diversité d'informations, sera certainement empreinte de prudence et rendra compte des effets très variables qu'il convient de prendre en compte et pour cela de connaître. D'un autre côté, il apparaît que la littérature technique française, à destination directe des conseillers agricoles et des agriculteurs, est plus négative vis-à-vis des effets phytosanitaires des CI. Ces avis, très certainement fondés pour l'essentiel sur des observations de terrain, mériteraient d'être nuancés et éclairés par les aspects évoqués ci-dessus afin de progressivement sensibiliser les divers acteurs professionnels aux potentialités également que nous avons entrevues tout au long de ce chapitre. Cela ne fait que renforcer la nécessité de poursuivre voire d'intensifier les recherches dans ce domaine afin de parvenir à une utilisation la plus maîtrisée possible des CIPAN sur un plan phytosanitaire, en fonction de leurs risques réels mais aussi de leurs réelles opportunités.

Effets biotiques des Cultures Intermédiaires et de leur gestion : tableau récapitulatif par type de CI

	Couvert d'interculture (CI)	Couvert associé (CA)	Mulch vivant (MV)	Mulch mort (MM)
Adventices	<p><u>Action par</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> • compétition pour ressources (eau, MM) • allélopathie • modification des conditions de croissance abiotiques (T°, L°) <p style="text-align: center;"><u>Efficacité modulée</u> par plusieurs paramètres de gestion :</p> <ul style="list-style-type: none"> - diversité et identité des espèces en rotation - fertilité du sol (légumineuses) - travail du sol (type, calendrier) - gestion ciblée des résidus de CI 			<p><u>Action par</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> • barrière physique (épaisseur mulch) • interruption de la lumière • diminution amplitude circadienne et moyenne T° • allélopathie • faible rémanence mulch légumineuses <p><u>Efficacité modulée</u> par plusieurs paramètres de gestion</p> <ul style="list-style-type: none"> - → quantité de biomasse du CI - devenir et localisation résidus
Microflore	<ul style="list-style-type: none"> • Effet positif en général, sur l'activité microbiologique des sols → régulations biologiques systématiques mais pas toujours suffisantes des pathogènes • peuvent : - interrompre le cycle des pathogènes par effet non-hôte <ul style="list-style-type: none"> - interrompre le cycle des pathogènes par effet allélopathique (biofumigation) - être hôtes si même famille que culture 			<ul style="list-style-type: none"> • Interruption cycle pathogènes par effet non hôte • Interruption cycle pathogènes par effet allélopathique (biofumigation) ou développement d'une microflore antagoniste • Augmentation des pathogènes en étant porteurs d'organes de conservation • MM de Brassicacées : action positive sur la microflore tellurique antagoniste (<i>Trichoderma</i> spp.)
	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la propagation des pathogènes par effet anti-splash 			
Faune	<p style="text-align: center;"><u>Forte variabilité spécifique & intrasp.</u> des couvert et des ravageurs, MAIS :</p> <ul style="list-style-type: none"> • très nombreux couverts ont un effet favorable sur : les micro- & méso-arthr. sol et par conséquent défavorable sur nématodes • couverts crucifères ont un effet défavorable sur les nématodes par effet non hôte ou allélopathique (biofumigation) • couverts légumineuses ont un effet favorable sur : qq Coléoptères ravageurs du sol, des micro-mammifères rongeurs, et un effet défavorable sur Orthoptères • repousses de cultures ont un effet (peu) favorable sur certains ravageurs et sur les ennemis naturels • couverts à fleurs peuvent avoir un effet favorable sur les pollinisateurs. • couverture dense du sol défavorise les oiseaux des paysages agricoles 			<ul style="list-style-type: none"> • Très nombreux MM ont un effet favorable sur : les limaces, certains ravageurs (mais peuvent avoir un effet négatif sur d'autres) les micro- et méso-arthropodes du sol (→ ↘ nématodes), les vers de terre, des prédateurs polyphages, des carabes granivores, des champignons entomopathogènes, des nématodes bactérivores ou fongivores, • Enfouissement de matière végétale fraîche peut favoriser des ravageurs.
	<ul style="list-style-type: none"> • très nombreux CI ont un effet favorable sur : les limaces • CI légumineuses ont un effet favorable sur : des prédateurs polyphages, des carabes granivores, les vers de terre 	<ul style="list-style-type: none"> • très nombreux CA & MV ont un effet favorable sur des prédateurs polyphages, des carabes granivores, les vers de terre et un effet défavorable sur Orthoptères 		

En vert : effets favorables ; en rouge : effets défavorables.

Effets biotiques des Cultures Intermédiaires et de leur gestion : tableau récapitulatif par famille de CI

	Brassicacées (Crucifères)	Poacées (Graminées)	Fabacées (Légumineuses)	Autres
Adventice	Allélopathie (<i>via</i> composés soufrés par exsudats racinaires et/ou décomposition mulch) : e.g. moutardes blanche et brune.	Allélopathie (<i>via</i> benzoxazinones ou avénacine (avoine) par exsudats racinaires et/ou décomposition mulch) : certaines variétés de seigle, avoine, blé.	Allélopathie : mélilot, certaines variétés de luzerne, trèfle violet.	Allélopathie : Alliacées (par composés soufrés), sarrasin.
	Compétition moyenne à forte par la vigueur à la levée Compétition par la biomasse produite : certaines espèces et variétés.	Forte compétition par la vigueur à la levée Compétition par la biomasse produite : certaines espèces et variétés	Compétition faible à forte par la biomasse produite : mélilot, certaines autres espèces et variétés ; compétition améliorée pour pois ou quand association avec graminée.	Compétition très variable selon les espèces
	Mulch de pérennité variable selon richesse en sucres et cellulose (pér. faible : radis fourrager) ou hémi-cellulose et lignine (pér. forte : colza).	Mulch de pérennité variable selon richesse en sucres et cellulose (pér. faible : couverts jeunes et esp. fourragères) ou hémi-cellulose et lignine (pér. forte : triticale, seigle).	Mulch de pérennité variable selon richesse en sucres et cellulose (pér. faible : couverts jeunes et esp. fourragères) ou hémi-cellulose et lignine (pér. moyenne : couverts âgés).	Mulch de pérennité variable selon richesse en sucres et cellulose (pér. faible : couverts jeunes et esp. fourragères) ou hémi-cellulose et lignine (pér. forte : couverts âgés)
Microflore	Plantes non mycorhiziennes . Allélopathie : sélection flore antagoniste (e.g. <i>Trichoderma</i> spp.) de pathogènes, résistante aux composés soufrés.	Plantes mycorhiziennes . Mulch : potentiellement porteur d'inoculum pathogène pour céréales → ! culture suivante.	Plantes mycorhiziennes .	Plantes mycorhiziennes (sauf Chénopodiacées).
	Augmentation activité pédo-microbienne antagoniste de pathogènes car meilleure disponibilité éléments nutritifs.			
	Effet splash (dispersion inoculum pathogènes par éclaboussures pluie) diminué par biomasse et mulch.			
Faune	Allélopathie : action nématostatique ou nématicide : certaines var. de radis fourrager (oléifère), moutardes brune et noire.	Allélopathie : action nématostatique ou nématicide : certaines var. de ray-grass anglais (mais favorise nématode à kyste du soja).		
	Augmentation activité pédo-biologique (bactéries, acariens & nématodes prédateurs) antagoniste de nématodes phytoparasites.			
	Vers de terre : augmentation populations → amélioration physico-chimique du sol.			

	Brassicacées (Crucifères)	Poacées (Graminées)	Légumineuses	Autres
Faune (suite)	Prédateurs généralistes zoophages et granivores (rampants) : favorisés par mulch mort. Auxiliaires zoophages floricoles et pollinisateurs : favorisés si floraison.	Prédateurs généralistes zoophages et granivores (rampants): favorisés par les CI en interculture et en inter-rangs ; favorisés par mulch mort.	Prédateurs généralistes zoophages et granivores (rampants) : fortement favorisés par les CI en interculture et en inter-rangs ; favorisés par mulch mort. Auxiliaires zoophages floricoles et pollinisateurs : favorisés si floraison.	Prédateurs généralistes zoophages et granivores (rampants) : favorisés par mulch mort. Auxiliaires zoophages floricoles et pollinisateurs : favorisés si floraison.
	Ravageurs du sol (hannetons, taupins, tipules...) : favorisés par certaines espèces, mais limités par activité micro-biologique accrue (champignons entomopathogènes).			
	Appétibilité pour limaces : forte pour les espèces cultivées (surtout colza), faible pour les espèces de CI ou cultures secondaires (moutarde blanche et brune, radis fourrager).	Appétibilité pour limaces : forte (seigle) ou moyenne (orge d'hiver, triticales, ray-grass italien) pour espèces cultivées ; faible pour CI ou cultures secondaires (avoine diploïde). Ravageurs aériens : certains défavorisés par mulch en maraîchage plein champ. Appétibilité pour orthoptères : moyenne à forte selon espèces.	Appétibilité pour limaces : moyenne pour espèces cultivées (pois fourrager, trèfle incarnat) ; faible pour CI ou cultures secondaires (féverole d'hiver, vesce commune). Ravageurs aériens : certains défavorisés par mulch en maraîchage plein champ. Appétibilité pour orthoptères : faible à moyenne selon espèces.	Appétibilité pour limaces : forte pour espèces cultivées (surtout tournesol) ; faible pour espèces de CI ou cultures secondaires (phacélie, sarrasin...).
	Micro-mammifères : peu favorisés.	Micro-mammifères : peu favorisés.	Micro-mammifères : favorisés.	Micro-mammifères : peu favorisés.
	Mulch vivant et repousses : potentiellement hôtes de ravageurs pour culture contemporaine ou suivante (si appartient à la même famille).			

NB : seules sont indiquées les actions caractéristiques d'une ou deux familles ou celles faisant intervenir des processus biotiques particuliers (e.g. allélopathie). Les actions communes à toutes les familles, telles que la détérioration des conditions abiotiques de croissance des adventices (réduction de la température et de la lumière au sol...), ne sont donc pas indiquées.

Annexe

	Couvert d'interculture (CI)	Mulch mort (MM)	Couvert associé (CA)	Mulch vivant (MV)
Exemples	Ex. type : moutarde brune pendant la période d'interculture d'hiver. Autres ex. : seigle, féverole, radis fourrager, sorgho fourrager (été)...	Ex. type : paille de céréales pendant la période d'interculture d'été ou d'hiver, ou résidus de CI gélifs ou détruits. Autres ex. : résidus de maïs (hiver), mélanges céréaliers (post récolte ou destruction hivernale), phacélie, moutarde...	Ex. type : légumineuse ou sarrasin semé dans les inter-rangs du colza.	Ex. type : luzerne (pour blé et autres cultures annuelles). Autres ex. : lotier, trèfle violet...
Mauvaises herbes	(1), (2), (6), (7), (8), (9), (10), (11), (12), (14), (15), (16), (17), (18), (19), (21), (22), (23)	(1), (2), (3), (4), (6), (7), (8), (9), (11), (12), (14), (17), (20), (21), (22), (23), (24)	(1), (2), (6), (7), (8), (9), (10), (14), (15), (17), (18), (19), (21), (22)	(1), (2), (6), (7), (8), (9), (10), (14), (17), (21), (22)
Microflore	(25), (26), (27), (29), (30), (31), (32), (33), (34), (35)	(25), (26), (27), (28), (30), (31), (32), (35)	(25), (26), (27), (28), (30), (31), (32), (34), (35)	(25), (28), (29), (30), (31), (32), (34), (35)
Faune	(36), (37), (40), (41), (42), (44), (45), (46), (47), (50), (53), (54), (56), (62), (63)	(38), (39), (40), (43), (44), (45), (48), (49), (52), (55), (57), (58)	(36), (37), (40), (41), (42), (44), (45), (46), (47), (50), (51), (53), (54), (62), (63)	(40), (44), (45), (53), (54), (56), (59), (60), (61), (62), (63)

- (1) CI MM CA MV - Modification des conditions de croissance abiotiques (réduction de la lumière et de la température au sol).
- (2) CI MM CA MV – Réduction de la lumière au sol qui provoque une baisse de la levée des adventices (e.g. certaines céréales, légumineuses fourragères, Brassicacées, sarrasin).
- (3) MM - En sol humide : baisse des levées. En sol sec : augmentation des levées.
- (4) MM - Barrière physique à la levée.
- (5) CI MM CA MV – Les CI vivants sont plus efficaces dans l'élimination des adventices que les résidus secs (car plus forte modification des ressources : T°, H°, L° → analogie avec la profondeur du sol).
- (6) CI MM CA MV - (1) + (2) : surtout pour les adventices annuelles à petites graines.
- (7) CI MM CA MV - Allélopathie (e.g. espèces les plus allélopathiques : moutardes blanche et brune, seigle, blé, avoine, luzerne, trèfle violet, sarrasin).
- (8) CI MM CA MV - Compétition : plus de biomasse implique un contrôle important (e.g. certaines céréales, légumineuses et Brassicacées). Plus efficace pour les annuelles que pour les bisannuelles et les pérennes, sauf si la compétition est renforcée par l'allélopathie (e.g. méliot).
- (9) CI MM CA MV - L'effet compétitif des couverts est d'autant plus important que la taille des graines des adventices est petite.
- (10) CI CA MV - La compétitivité des couverts est fonction de la vigueur à la levée, de l'installation souterraine et aérienne des plantes, de la hauteur et de la densité de végétation, de l'indice de surface foliaire, du tallage, de la ramification des plantes et de l'allélopathie. Tout cela pouvant être occulté par les mélanges d'espèces dans les couverts. De ce point de vue, les Poacées sont supérieures aux Brassicacées, elles-mêmes supérieures aux légumineuses.
- (11) CI MM - L'association graminées-légumineuses (en particulier seigle - vesce velue) produit plus de biomasse et a une plus grande persistance d'action par le mulch que la légumineuse seule.
- (12) MM - Association de la barrière physique et de l'allélopathie (e.g. seigle, ray-grass).
- (13) CI - Les espèces cultivées des régions chaudes sont efficaces comme couvert estival (e.g. sorgho, niébé) ; les espèces cultivées de régions fraîches (e.g. seigle, vesce velue, trèfles) sont plus efficaces comme couverts hivernaux. Cela est plus difficile dans les zones à hivers doux comme la Méditerranée.

- (14) CI MM CA MV - En fin d'été ou en automne, il s'agit plutôt d'un effet compétitif ; au printemps, il s'agit plutôt d'un effet allélopathique.
- (15) CI CA - Le développement végétatif initial et la densité des couverts d'interculture et des couverts associés sont des facteurs essentiels de l'efficacité en général.
- (16) CI - En automne, les dates précoces de semis de CI présentent une meilleure efficacité.
- (17) CI MM CA MV - La réduction de la disponibilité en éléments nutritifs réduit la croissance des adventices. Un fort rapport C/N des résidus de couverts mobilise l'azote au détriment des adventices. L'effet des légumineuses sur les adventices est fonction du compromis entre impact physique négatif et mise à disposition d'azote.
- (18) CI CA- Le travail du sol est connu pour favoriser la germination des adventices, donc si un couvert est implanté après travail du sol, il provoque une augmentation de celles-ci. En semis direct, on a une mobilisation réduite de certaines adventices.
- (19) CI CA - Les techniques culturales simplifiées conduisent à une augmentation du stock semencier sauf en association avec des semis de couverts.
- (20) MM - La gestion ciblée des résidus permet de maintenir l'effet compétitif du couvert, variable selon les espèces de cultures intermédiaires et selon la localisation des résidus (en surface ou enfouis).
- (21) CI MM CA MV - La stratégie de désherbage (époque, phénologie de la CI, mode) doit être adaptée selon l'efficacité démontrée. Des gains en termes de temps de travail et de moindre usage d'herbicides sont possibles.
- (22) CI MM CA MV - La présence de couverts végétaux et de leurs résidus ne garantit généralement pas une absence de concurrence par les adventices, quel que soit le type de travail ou de non travail du sol.
- (23) CI MM - Des synergies entre action d'herbicides et présence de résidus de CI peuvent être obtenues si ces derniers ne gênent pas l'action des premiers (dans certains cas, ils la prolongent).
- (24) MM - Développement de maladies sur les graines d'adventices par enfouissement des couverts
- (25) CI MM CA MV - Les couverts végétaux d'interculture et leurs résidus peuvent héberger de l'inoculum pathogène pour les cultures suivantes voire le multiplier (e.g. Brassicacées avant cultures légumières ou Poacées avant céréales).
- (26) CI MM CA – Toute gestion du sol qui accélère la dégradation microbienne des résidus de culture est favorable au déclin des agents pathogènes.
- (27) CI MM CA - Le labour a un effet sur la survie des organes de conservation des pathogènes : en général, il limite la survie (e.g. *Sclerotinia sclerotiorum*) mais parfois l'augmente (e.g. *Colletotrichum truncatum*).
- (28) MM CA MV - La couverture du sol par des végétaux vivants ou morts limite la dispersion des pathogènes par effet splash.
- (29) CI MV - L'insertion d'un couvert d'interculture en interculture a souvent un effet positif sur la réduction des maladies telluriques.
- (30) CI MM CA MV - La libération de composés toxiques par exsudats racinaires ou suite à décomposition des plantes (allélopathie), peut fortement limiter les maladies telluriques (e.g. composés soufrés des Brassicacées et des Alliées, benzoxazinones de certaines Poacées, avénacine de l'avoine). Les effets sont variables en fonction des pathogènes et de leur stade (organes de conservation, spores, mycélium).
- (31) CI MM CA MV - La culture d'un couvert végétal induit des changements physico-chimiques dans le biotope de la microflore tellurique, avec ou sans incorporation des résidus (e.g. sélection d'une flore antagoniste tolérante aux exsudats racinaires, comme les *Trichoderma* aux composés soufrés des Brassicacées).
- (32) CI MM CA MV - On observe une augmentation de l'activité antagoniste de communautés microbiennes telluriques suite à l'augmentation de la disponibilité en éléments nutritifs (e.g. *Streptomyces* spp., actinomycètes antagonistes de *Fusarium graminearum* sur épi favorisés par un couvert hybride sorgho-herbe du Soudan et sarrasin) ou rotation avec CI favorables (e.g. *Pseudomonas* spp., bactéries antagonistes du piétin échaudage *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici*). En cas de sols déséquilibrés par des pratiques intensives de désinfection des sols, il n'y a pas d'effets bénéfiques, voire des risques d'amplification des problèmes sanitaires.
- (33) CI - Les couverts végétaux judicieusement choisis, peuvent avoir un effet bénéfique sur la microflore antagoniste des nématodes. Le colza peut avoir un impact négatif.
- (34) CI CA MV - Excepté les espèces de Brassicacées et de Chénopodiacées, toute espèce se développant en période d'interculture (y compris les adventices) contribue à augmenter l'abondance et la diversité mycorhiziennes.
- (35) CI MM CA MV - L'activité microbiologique des sols est fortement favorisée par les CI en général et leurs résidus, au bénéfice de la santé des plantes.
- (36) CI CA - Forte variabilité des effets des CI, selon les espèces et parfois selon leurs variétés ; ex. de Brassicacées efficaces à l'encontre des nématodes : radis fourrager variété oléifère, moutarde brune, moutarde blanche (notamment en interculture avant betterave). Plusieurs espèces de Poacées ont également des propriétés intéressantes, mais là encore, forte variabilité des effets selon les espèces et variétés ; ex : le ray-grass anglais permet de limiter plusieurs espèces de nématodes mais favorise le nématode à kystes du soja au point de rendre

- sensible des variétés de soja normalement résistantes à ce ravageur. De façon générale, les CI d'automne sont plus défavorables aux nématodes du genre *Pratylenchus* que les CI de printemps.
- (37) CI CA - Forte variabilité de réponse selon les espèces mais aussi les races de nématodes (les races d'une même espèce ne réagissent pas de manière identique à une espèce de CI donnée).
- (38) MM - Les résidus riches en sucres solubles et cellulose (ex : ceux de radis fourrager) et ceux riches en hémicellulose et lignine (ex : ceux de seigle et de colza), favorisent les voies de dégradation respectivement bactérienne et fongique, donc favorisent les nématodes bactériovores et prédateurs de protozoaires (car eux-mêmes pour partie prédateurs de bactéries), et les nématodes fongivores.
- (39) MM - La diversification des communautés nématologiques non phytoparasites, suite à la dégradation de matière organique des CI ou de tout apport de matière organique exogène, s'accompagne d'une baisse de l'abondance et de la richesse des espèces de nématodes phytoparasites (par prédation accrue de la part des espèces prédatrices nématophages et par présence accrue de bactéries parasites obligatoires des nématodes phytoparasites).
- (40) CI MM CA MV - Les CI en général et leurs résidus ont des effets très favorables sur les populations de vers de terre (qui améliorent (i) l'incorporation des résidus dans le sol, (ii) celle du C et N organiques dans les agrégats, (iii) la stabilité structurale et (iv) la porosité biologique), et ce d'autant plus qu'un allègement voire un arrêt du travail du sol accompagne cette gestion de l'interculture.
- (41) CI CA - Les CI d'automne-hiver sont globalement plus favorables aux limaces que les CI de printemps-été.
- (42) CI CA - Les CI à base d'espèces cultivées présentent généralement une appétence forte pour la limace grise (notamment colza, tournesol, seigle) ou moyenne (notamment triticale, orge d'hiver, pois fourrager, trèfle incarnat, RGI...). Les espèces à appétence faible sont en général celles plus classiquement utilisées en couvert d'interculture ou en cultures secondaires (notamment féverole d'hiver, avoine diploïde, moutarde blanche, moutarde brune, radis fourrager, vesce commune, phacélie...).
- (43) MM - Les mulchs morts et les résidus de CI favorisent les limaces.
- (44) CI MM CA MV - Les micro-arthropodes (rotifères et tardigrades, parmi les premiers maillons de la chaîne trophique du sol) et les mésoarthropodes (hexapodes primitifs, collemboles, acariens, petits myriapodes) sont davantage favorisés par les CI et leurs résidus dont ils se nourrissent et à occurrence annuelle, que par des apports massifs mais espacés de fumier.
- (45) CI MM CA MV - Les méso-arthropodes (collemboles, acariens, hexapodes primitifs, petits myriapodes, acteurs des chaînes trophiques du sol) sont fortement favorisés par les CI et leurs résidus, notamment quand le mulch est suffisant pour modifier le microclimat à la surface du sol. Les espèces détritivores et fongivores le sont directement (ces dernières par les champignons, eux-mêmes favorisés par les tissus lignifiés en décomposition), et les prédateurs de nématodes le sont par l'augmentation de ces derniers (eux-mêmes étant favorisés par l'augmentation des bactéries dont se nourrissent les protozoaires, proies des nématodes prédateurs, et par l'augmentation des nématodes omnivores). Il est également constaté une diminution des nématodes phytoparasites grâce aux acariens nématophages.
- (46) CI CA - Les scutigérelles sont plus efficacement limitées par diverses espèces de CI, notamment d'avoine, que par le travail du sol.
- (47) CI CA - Plusieurs espèces de CI, notamment des légumineuses mais aussi des graminées, favorisent des ravageurs du sol Coléoptères (hannetons, taupins...) et Diptères (tipules...), mais une implantation différée des CI d'été après la moisson des CI d'hiver, ou le choix de CI défavorables à certains ravageurs, peut permettre de limiter ces problèmes.
- (48) MM - Une importante activité biologique des sols, grâce notamment au mulch des CI, permet de limiter certaines populations de ravageurs du sol Coléoptères grâce notamment à une abondance accrue de champignons entomopathogènes.
- (49) MM - L'enfouissement de matière végétale fraîche favorise la mouche des semis, et au contraire le fait de laisser les résidus en surface la limite.
- (50) CI CA - Les légumineuses sont en moyenne moins favorables aux sauterelles et criquets que les couverts Poacées, et parmi elles, la lentille et le pois le sont moins que la gesse cultivée et le pois de Tanger.
- (51) CA - Des légumineuses installées en couvert associé entre les rangs d'une culture d'été (maïs, soja), peuvent permettre une abondance accrue des prédateurs généralistes Carabidés et Cantharidés, et de ce fait une meilleure régulation des ravageurs au sol (comme les chrysalides de pyrales du maïs, démontré avec de la luzerne et du trèfle du Caucase).
- (52) MM - La présence de mulch à la surface du sol, entre les rangs de la culture qui succède, permet en général aux prédateurs généralistes (araignées, carabes...) d'être toujours abondants (quand ils avaient été attirés par la CI) et efficaces contre des ravageurs de la culture, au point de permettre parfois une moindre infection des céréales d'automne par le virus de la JNO, véhiculé par des pucerons.
- (53) CI CA MV - De nombreuses repousses peuvent héberger temporairement des ravageurs de la culture en question, ce qui reste la plupart du temps sans effet sur la culture lorsqu'elle revient sur la parcelle (grâce à une meilleure régulation biologique puisque les auxiliaires sont eux aussi favorisés, ou grâce à une limitation mécanique en cours ou en fin d'interculture).

- (54) CI CA MV - Les CI en général, en interceptant la lumière, favorisent la présence des invertébrés (essentiellement Carabidés) prédateurs de graines d'adventices, ce qui peut amener à une disparition accrue de ces dernières si elles sont laissées en surface. Certains phytophages d'adventices peuvent aussi parfois être favorisés, agissant alors en synergie avec la concurrence exercée par la CI.
- (55) MM - La présence de mulch, constitué soit de résidus de culture soit de résidus de CI, favorise la présence des invertébrés (essentiellement Carabidés) prédateurs de graines d'adventices, ce qui peut amener à une disparition accrue de ces dernières si elles sont laissées en surface.
- (56) CI MV - Les CI angiospermes entomophiles permettent d'offrir aux pollinisateurs en déclin pollen et nectar dont ils manquent dans les agroécosystèmes intensifs. Selon les espèces installées, certains insectes, aux pièces buccales adaptées, seront favorisés, et les couverts plurispécifiques sont de ce fait préférables pour favoriser une diversité de pollinisateurs.
- (57) MM - Les mulchs de seigle, de vesce ou des deux, peuvent permettre de diminuer l'infestation de cultures légumières (pomme de terre, chou) en divers ravageurs (doryphores, thrips, pucerons) ou de gêner leurs déplacements. Certains ravageurs y sont néanmoins insensibles, voire sont favorisés par ces mulchs, mais des prédateurs polyphages (carabes, araignées...) peuvent être dans le même temps favorisés et parfois limiter les premiers.
- (58) MM - Les prédateurs zoophages généralistes, tels que les araignées, les staphylins ou les carabes, sont presque systématiquement favorisés par la présence de mulch, mais les effets en termes de régulation des ravageurs sont variables.
- (59) MV - Dans la grande majorité des cas, la présence d'un mulch vivant en maraîchage de plein champ favorise les auxiliaires, notamment floricoles, et aboutit à une moindre infestation en ravageurs, parfois suite à l'action des premiers.
- (60) MV - Les quelques cas d'échec (ravageurs et dommages à la culture augmentés du fait du mulch vivant) sont expliqués par l'appartenance à la même famille botanique du mulch vivant et de la culture.
- (61) MV - Dans la grande majorité des cas, la présence d'un mulch vivant en maraîchage de plein champ aboutit à des rendements moindres de la culture du fait de la compétition entre cette dernière et l'espèce de CI faisant le mulch vivant.
- (62) CI CA MV - Les CI légumineuses semblent plus favorables aux micro-mammifères que les CI de Poacées ou de Brassicacées.
- (63) CI CA MV - Toutes les CI assurant une couverture très dense du sol semblent moins favorables (que les cultures d'été par exemple) aux oiseaux de paysages typiquement agricoles qui ont besoin d'un accès facile au sol pour leurs besoins alimentaires ou de reproduction.

Références bibliographiques citées

- Akemo, M.C., Regnier, E.E., Bennett, M.A., 2000. Weed suppression in spring-sown Rye (*Secale cereale*)-Pea (*Pisum sativum*) cover crop mixes. *Weed Technology* 14, 545-549.
- Al-Rehiayani, S., Hafez, S.L., Thornton, M., Sundararaj, P., 1999. Effects of *Pratylenchus neglectus*, *Bacillus megaterium*, and oil radish or rapeseed green manure on reproductive potential of *Meloidogyne chitwoodi* on potato. *Nematropica* 29, 37-49.
- Albers, P.H., Linder, G., Nichols, J.D., 1990. Effects of tillage practices and carbofuran exposure on small mammals. *Journal of Wildlife Management* 54, 135-142.
- Allsopp, P.G., Fischer, T.W.A., Bade, G.S., Dall, D.J., 2003. Do farming practices influence the incidence of Childers canegrubs, *Antitrogus parvulus* Britton (Coleoptera : Scarabaeidae)? *Australian Journal of Agricultural Research* 54, 259-271.
- Altieri, M.A., Wilson, R.C., Schmidt, L.L., 1985. The effects of living mulches and weed cover on the dynamics of foliage- and soil-arthropod communities in three crop systems. *Crop Protection* 4, 201-213.
- Andow, D.A., Nicholson, A.G., Wien, H.C., Willson, H.R., 1986. Insect populations on cabbage grown with living mulches. *Environmental Entomology* 15, 293-299.
- Ang, B.N., Kok, L.T., Holtzman, G.I., Wolf, D.D., 1995. Canada thistle (*Cirsium arvense* (L.) Scop.) response to density of *Cassida rubiginosa* Muller (Coleoptera: Chrysomelidae) and plant competition. *Biological Control* 5, 31-38.
- Angus, J.F., Gardner, P.A., Kirkegaard, J.A., Desmarchelier, J.M., 1994. Biofumigation - Isothiocyanates released from *Brassica* roots inhibit growth of the take-all fungus. *Plant Soil* 162, 107-112.
- Armstrong, G., McKinlay, R.G., 1997. Vegetation management in organic cabbages and pitfall catches of carabid beetles. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 64, 267-276.
- Axelsen, J.A., Kristensen, K.T., 2000. Collembola and mites in plots fertilised with different types of green manure. *Pedobiologia* 44, 556-566.
- Badejo, M.A., Espindola, J.A.A., Guerra, J.G.M., de Aquino, A.M., Correa, M.E.F., 2002. Soil oribatid mite communities under three species of legumes in an ultisol in Brazil. *Experimental and Applied Acarology* 27, 283-296.
- Baird, R.E., Watson, C.E., Scruggs, M., 2003. Relative longevity of *Macrophomina phaseolina* and associated mycobiota on residual soybean roots in soil. *Plant Disease* 87, 563-566.
- Barnes, J.P., Putnam, A.R., 1983. Rye residues contribute weed suppression in no-tillage cropping systems. *Journal of Chemical Ecology* 9, 1045-1057.
- Batish, D.R., Singh, H.P., Kohli, R.K., Dawra, G.P., 2006. Potential of allelopathy and allelochemicals for weed management. Food Products Press, Binghamton.
- Batish, D.R., Singh, H.P., Kohli, R.K., Shalinder, K., 2001. Crop allelopathy and its role in ecological agriculture. *Journal of Crop Production* 4, 121-161.
- Bautista-Zuniga, F., Delgado-Carranza, C., Estrada-Medina, H., 2008. Effect of legume mulches and cover crops on earthworms and snails. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 8, 45-60.
- Beck, J.B., Toft, S., 2000. Artificial selection for aphid tolerance in the polyphagous predator *Lepthyphantes tenuis*. *Journal of Applied Ecology* 37, 547-556.
- Benvenuti, S., 1995. Soil light penetration and dormancy of Jimsonweed (*Datura stramonium*) seeds. *Weed Science* 43, 389-393.
- Berg, J.v.d., Ebenebe, A.A., 2001. Integrated management of stemborers in Lesotho. *Insect Science and its Application* 21, 389-394.
- Bernard, E.C., Self, L.H., Tyler, D.D., 1997. Fungal parasitism of soybean cyst nematode, *Heterodera glycines* (Nemata: Heteroderidae), in differing cropping-tillage regimes. *Applied Soil Ecology* 5, 57-70.
- Bernard, J.L., Gratadou, P., Pindon, G., Rodriguez, A., Tisseur, M., Decourtye, A., 2006. Set-aside and agri-environmental measures: how to be favourable for pollinators. *Phytoma*, 10-12, 14-16.
- Besnard, A., Duval, R., Hopquin, B., Lieven, J., Morin, P., Sträbler, M., 2011. Un choix d'espèces de plus en plus large. *Cultures intermédiaires : impacts et conduite*. Arvalis - Institut du végétal, Paris, pp. 137-161.
- Bhadauria, T., Ramakrishnan, P.S., Srivastava, K.N., 1997. Population dynamics of earthworms during crop rotation under rainfed Himalayas, India. *Applied Soil Ecology* 6, 205-215.
- Bhowmik, P.C., Inderjit, 2003. Challenges and opportunities in implementing allelopathy for natural weed management. *Crop Protection* 22, 661-671.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., Settele, J., Kunin, W.E., 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313, 351-354.
- Blackshaw, R.E., Anderson, R.L., Lemerle, D., 2007. Cultural weed management. *Non-chemical weed management: principles, concepts and technology*, Cabi, Wallingford UK.
- Blackshaw, R.E., Moyer, J.R., Doram, R.C., Boswell, A.L., 2001. Yellow sweetclover, green manure, and its residues effectively suppress weeds during fallow. *Weed Science* 49, 406-413.

- Bockus, W.W., Shroyer, J.P., 1998. The impact of reduced tillage on soilborne plant pathogens. *Annual Review of Phytopathology* 36, 485-500.
- Bonanomi, G., Antignani, V., Pane, C., Scala, E., 2007. Suppression of soilborne fungal diseases with organic amendments. *Journal of Plant Pathology* 89, 311-324.
- Bond, W., Baker, P.J., 1990. Patterns of weed emergence following soil cultivation and its implications for weed control in vegetable crops. In: Unwin, R. (Ed.), *Organic and low input agriculture*. BCPC Mono., pp. 63-68.
- Bonin, L., Vacher, C., Citron, G., Pottier, M., Lieven, J., 2011. Impact des couverts végétaux sur les adventices. *Cultures intermédiaires : impacts et conduite*. Arvalis - Institut du végétal, Paris, pp. 78-84.
- Borges, D.C., Antedomenico, S.R., Santos, V.P., Inomoto, M.M., 2009. Host suitability of *Avena* spp. genotypes to *Meloidogyne incognita* race 4. *Tropical Plant Pathology* 34, 24-28.
- Bottenberg, H., Masiunas, J., Eastman, C., Eastburn, D.M., 1997. The impact of rye cover crops on weeds, insects, and diseases in snap bean cropping systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 9, 131-155.
- Boydston, R.A., Al-Khatib, K., 2006. Utilizing Brassica cover crops for weed suppression in annual cropping systems. Food Products Press, Binghamton.
- Boyer, J., Michellon, R., Chabanne, A., Reversat, G., Tibere, R., 1999. Effects of trefoil cover crop and earthworm inoculation on maize crop and soil organisms in Reunion Island. *Biology and Fertility of Soils* 28, 364-370.
- Brandsaeter, L.O., Netland, J., 1999. Winter annual legumes for use as cover crops in row crops in northern regions: I. Field experiments. *Crop Science* 39, 1369-1379.
- Breland, T.A., 1996. Phytotoxic effects of fresh and decomposing cover crop residues. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10, 355-362.
- Brennan, E.B., Smith, R.F., 2005. Winter cover crop growth and weed suppression on the Central Coast of California. *Weed Technology* 19, 1017-1024.
- Bressan, M., Roncato, M.-A., Bellvert, F., Comte, G., Haichar, F., Achouak, W., Berge, O., 2009. Exogenous glucosinolate produced by *Arabidopsis thaliana* has an impact on microbes in the rhizosphere and plant roots. *Isme Journal* 3, 1243-1257.
- Broad, S.T., Schellhorn, N.A., Lisson, S.N., Mendham, N.J., 2008. Host location and oviposition of lepidopteran herbivores in diversified broccoli cropping systems. *Agricultural and Forest Entomology* 10, 157-165.
- Brooks, A.S., Wilcox, A., Cook, R.T., Crook, M.J., 2005. A laboratory-based comparison of a molluscicide and an alternative food source (red clover) as means of reducing slug damage to winter wheat. *Pest Management Science* 61, 715-720.
- Buchwaldt, L., Morrall, R.A.A., Chongo, G., Bernier, C.C., 1996. Windborne dispersal of *Colletotrichum truncatum* and survival in infested lentil debris. *Phytopathology* 86, 1193-1198.
- Buntin, G.D., All, J.N., McCracken, D.V., Hargrove, W.L., 1994. Cover crop and nitrogen fertility effects on southern corn-rootworm (Coleoptera, Chrysomelidae) damage in corn. *J. Econ. Entomol.* 87, 1683-1688.
- Buntin, G.D., Cunfer, B.M., Bridges, D.C., 1991. Impact of volunteer wheat on wheat insects in a wheat-soybean double-crop system. *J. Entomol. Sci.* 26, 401-407.
- Burgos, N.R., Talbert, R.E., In Kuk, Y., 2006. Grass-legume mixed cover crops for weed management. Food Products Press, Binghamton.
- Buyer, J.S., Teasdale, J.R., Roberts, D.P., Zasada, I.A., Maul, J.E., 2010. Factors affecting soil microbial community structure in tomato cropping systems. *Soil Biology & Biochemistry* 42, 831-841.
- Caamal-Maldonado, J.A., Jiménez-Osornio, J.J., Torres-Barragán, A., Anaya, A.L., 2001. True use of allelopathic legume cover and mulch species for weed control in cropping systems. *Agronomy Journal* 93, 27-36.
- Campiglia, E., Paolini, R., Colla, G., Mancinelli, R., 2009. The effects of cover cropping on yield and weed control of potato in a transitional system. *Field Crops Research* 112, 16-23.
- Carcamo, H.A., Spence, J.R., 1994. Crop type effects on the activity and distribution of ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Environmental Entomology* 23, 684-692.
- Carmona, D.M., Landis, D.A., 1999. Influence of refuge habitats and cover crops on seasonal activity-density of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) in field crops. *Environmental Entomology* 28, 1145-1153.
- Carreck, N.L., Williams, I.H., 2002. Food for insect pollinators on farmland: insect visits to flowers of annual seed mixtures. *Journal of Insect Conservation* 6, 13-23.
- Carvell, C., Meek, W.R., Pywell, R.F., Nowakowski, M., 2004. The response of foraging bumblebees to successional change in newly created arable field margins. *Biological Conservation* 118, 327-339.
- Caswell, E.P., DeFrank, J., Apt, W.J., Tang, C.S., 1991. Influence of nonhost plants on population decline of *Rotylenchulus reniformis*. *Journal of Nematology* 23, 91-98.
- Caubel, G., Chaubet, B., 1985. Hatching and multiplication of *Heterodera schachtii* in the presence of rape or radishes. *Agronomie* 5, 463-466.
- Chandler, M.A., Fritz, V.A., Allmaras, R.R., 2004. Response of *Aphanomyces euteiches* mycelia, zoospore, and oospore to oat extract. *Can. J. Plant Sci.* 84, 687-690.
- Chauhan, B.S., Gill, G.S., Preston, C., 2006. Tillage system effects on weed ecology, herbicide activity and persistence: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 46, 1557-1570.

- Cheema, Z.A., Khaliq, A., Saeed, S., 2004. Weed control in maize (*Zea mays* L.) through sorghum allelopathy. *Journal of Sustainable Agriculture* 23, 73-86.
- Chellemi, D.O., 2006. Effect of urban plant debris and soil management practices on plant parasitic nematodes, *Phytophthora* blight and *Pythium* root rot of bell pepper. *Crop Protection* 25, 1109-1116.
- Chen, J., Abawi, G.S., Zuckerman, B.M., 1999. Suppression of *Meloidogyne hapla* and its damage to lettuce grown in a mineral soil amended with chitin and biocontrol organisms. *Journal of Nematology* 31, 719-725.
- Chen, S., 1970. Influence of factors affecting germination on respiration of *Phacelia tanacetifolia* seeds. *Planta*, pp. 330-335.
- Cheng, X.M., Baumgartner, K., 2006. Effects of mycorrhizal roots and extraradical hyphae on N-15 uptake from vineyard cover crop litter and the soil microbial community. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 2665-2675.
- Cline, G.R., Sedlacek, J.D., Hillman, S.L., Parker, S.K., Silvernail, A.F., 2008. Organic management of cucumber beetles in watermelon and muskmelon production. *HortTechnology* 18, 436-444.
- Cohen, M.F., Mazzola, M., 2006. Resident bacteria, nitric oxide emission and particle size modulate the effect of *Brassica napus* seed meal on disease incited by *Rhizoctonia solani* and *Pythium* spp. *Plant Soil* 286, 75-86.
- Cohen, M.F., Yamasaki, H., Mazzola, M., 2005. *Brassica napus* seed meal soil amendment modifies microbial community structure, nitric oxide production and incidence of *Rhizoctonia* root rot. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 1215-1227.
- Colbach, N., Dürr, C., 2003. Effects of seed production and storage conditions on blackgrass (*Alopecurus myosuroides* Huds.) germination and shoot elongation. *Weed Science* 51, 708-717.
- Colbach, N., Dürr, C., Gruber, S., Pekrun, C., 2008. Modelling the seed bank evolution and emergence of oilseed rape volunteers for managing co-existence of GM and non-GM varieties. *Eur. J. Agron.* 28, 19-32.
- Colbach, N., Granger, S., Guyot, S.H.M., Mézière, D., 2012a. Changing agricultural practices modifies the species and trait composition of the weed flora. A simulation study using a model of cropping system effects on weed dynamics. 12th Congress of the European Society for Agronomy, Helsinki, Finland.
- Colbach, N., Granger, S., Guyot, S.H.M., Mézière, D., Darmency, H., 2012b. Changing agricultural practices modifies the species and trait composition of the weed flora. A simulation study using a model of cropping system effects on weed dynamics. 6th International Weed Science Congress, Hangzhou, China.
- Colbach, N., Granger, S., Mézière, D., 2012c. Using a sensitivity analysis of a weed dynamics model to develop sustainable cropping systems. II. Long-term effect of past crops and management techniques on weed infestation. *Journal of Agricultural Science* (in press).
- Colbach, N., Granger, S., Munier-Jolain, N.M., 2009. Using weed dynamics models for evaluating and developing integrated cropping systems. XIII^{ème} Colloque international sur la biologie des mauvaises herbes, Dijon, France, pp. 195-205.
- Colbach, N., Mézière, D., 2012. Using a sensitivity analysis of a weed dynamics model to develop sustainable cropping systems. I Annual interactions between crop management techniques and biophysical field state variables. *Journal of Agricultural Science* (in press).
- Collins, H.P., Alva, A., Boydston, R.A., Cochran, R.L., Hamm, P.B., McGuire, A., Riga, E., 2006. Soil microbial, fungal, and nematode responses to soil fumigation and cover crops under potato production. *Biology and Fertility of Soils* 42, 247-257.
- Costello, M.J., Altieri, M.A., 1995. Abundance, growth-rate and parasitism of *Brevicoryne brassicae* and *Myzus persicae* (Homoptera, Aphididae) on broccoli grown in living mulches. *Agriculture Ecosystems & Environment* 52, 187-196.
- Cuomo, G.J., Johnson, D.G., Forcella, F., Rudstrom, M.V., Lemme, G.D., Martin, N.P., 1999. Pasture renovation and grazing management impacts on cool-season grass pastures. *Journal of Production Agriculture* 12, 564-569.
- Curto, G., Dallavalle, E., Lazzeri, L., 2005. Life cycle duration of *Meloidogyne incognita* and host status of Brassicaceae and Capparaceae selected for glucosinolate content. *Nematology* 7, 203-212.
- Darmency, H., Arnold, G., Colbach, N., Dessaux, Y., Lecomte, J., Le Corre, V., 2011. Utilisation des VTH et ses effets sur l'agroécosystème. In: Beckert, M., Dessaux, Y., Charlier, C., Darmency, H., Richard, C., Savini, I., Tibi, A. (Eds.), Variétés végétales tolérantes aux herbicides. Effets agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective CNRS-INRA.
- Datta, S.C., 2006. Possible use of Amaranth as catch crop for root-knot nematodes intercropped with okra. *Phytomorphology* 56, 113-116.
- Davis, A.S., Liebman, M., 2003. Cropping system effects on giant foxtail (*Setaria faberi*) demography: I. Green manure and tillage timing. *Weed Science* 51, 919-929.
- Davis, H.N., Currie, R.S., French, B.W., Buschman, L.L., 2009. Impact of Land Management Practices on Carabids (Coleoptera: Carabidae) and Other Arthropods on the Western High Plains of North America. *Southwestern Entomologist* 34, 43-59.
- Davis, H.N., Currie, R.S., Klocke, N.L., Buschman, L.L., 2010a. Winter Annual Cover Crop Has Only Minor Effects on Major Corn Arthropod Pests. *J. Econ. Entomol.* 103, 348-355.
- Davis, J.R., Huisman, O.C., Everson, D.O., Nolte, P., Sorensen, L.H., Schneider, A.T., 2010b. Ecological Relationships of *Verticillium* Wilt Suppression of Potato by Green Manures. *American Journal of Potato Research* 87, 315-326.
- Davis, J.R., Huisman, O.C., Everson, D.O., Schneider, A.T., 2001. *Verticillium* wilt of potato: A model of key factors related to disease severity and tuber yield in southeastern Idaho. *American Journal of Potato Research* 78, 291-300.

- Davis, J.R., Huisman, O.C., Westermann, D.T., Hafez, S.L., Everson, D.O., Sorensen, L.H., Schneider, A.T., 1996. Effects of green manures on *Verticillium* wilt of potato. *Phytopathology* 86, 444-453.
- Dawson, L.A., Grayston, S.J., Murray, P.J., Ross, J.M., Reid, E.J., Treonis, A.M., 2004. Impact of *Tipula paludosa* larvae on plant growth and the soil microbial community. *Applied Soil Ecology* 25, 51-61.
- de la Cruz, M.G., Trinidad Santos, A., Garcia Calderon, N.E., Flores Roman, D., 1999. Conservation tillage and fertilization in relation to maize yield and effect on the soil. *Terra* 17, 325-335.
- Decourtye, A., Lecompte, P., Pierre, J., Chauzat, M.-P., Thiébeau, P., 2007. Introduction de jachères florales en zones de grandes cultures : comment mieux concilier agriculture, biodiversité et apiculture ? . *Le Courrier de l'environnement de l'INRA* 54, 33-56.
- Deguchi, S., Shimazaki, Y., Uozumi, S., Tawaraya, K., Kawamoto, H., Tanaka, O., 2007. White clover living mulch increases the yield of silage corn via arbuscular mycorrhizal fungus colonization. *Plant Soil* 291, 291-299.
- Delabays, N., Mermillod, G., 2002. The phenomenon of allelopathy: first field assessments. *Revue Suisse d'Agriculture* 34, 231-237.
- den Hollander, N.G., Bastiaans, L., Kropff, M.J., 2007. Clover as a cover crop for weed suppression in an intercropping design - II. Competitive ability of several clover species. *Eur. J. Agron.* 26, 104-112.
- Dhima, K.V., Vasilakoglou, I.B., Eleftherohorinos, I.G., Lithourgidis, A.S., 2006a. Allelopathic potential of winter cereal cover crop mulches on grass weed suppression and sugarbeet development. *Crop Science* 46, 1682-1691.
- Dhima, K.V., Vasilakoglou, I.B., Eleftherohorinos, I.G., Lithourgidis, A.S., 2006b. Allelopathic potential of winter cereals and their cover crop mulch effect on grass weed suppression and corn development. *Crop Science* 46, 345-352.
- Doré, T., Sène, M., Pellissier, F., Gallet, C., 2004. Approche agronomique de l'allelopathie. *Cahiers Agricultures* 13, 249-256.
- Dregseth, R.J., Boetel, M.A., Schroeder, A.J., Carlson, R.B., Armstrong, J.S., 2003. Oat cover cropping and soil insecticides in an integrated sugarbeet root maggot (Diptera : Otitidae) management program. *J. Econ. Entomol.* 96, 1426-1432.
- Duiker, S.W., Curran, W.S., 2005. Rye cover crop management for corn production in the northern Mid-Atlantic region. *Agronomy Journal* 97, 1413-1418.
- Duke, S.O., 2010. Allelopathy: Current status of research and future of the discipline: A Commentary. *Allelopathy Journal* 25, 17-29.
- Duke, S.O., Rimando, A.M., Baerson, S.R., Scheffler, B.E., Ota, E., Belz, R.G., 2002. Strategies for the use of natural products for weed management. *Journal of Pesticide Science* 27, 298-306.
- Duncan, R.W., Fernando, W.G.D., Rashid, K.Y., 2006. Time and burial depth influencing the viability and bacterial colonization of sclerotia of *Sclerotinia sclerotiorum*. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 275-284.
- Dunn, R.A., Mai, W.F., 1973. Reproduction of *Pratylenchus penetrans* in roots of seven cover crop species in greenhouse experiments. *Plant Disease Reporter* 57, 728-730.
- DuPont, S.T., Ferris, H., Van Horn, M., 2009. Effects of cover crop quality and quantity on nematode-based soil food webs and nutrient cycling. *Applied Soil Ecology* 41, 157-167.
- Dyck, E., Liebman, M., 1995. Crop-weed interference as influenced by a leguminous or synthetic fertilizer nitrogen source: II. Rotation experiments with crimson clover, field corn, and lambsquarters. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 56, 109-120.
- Ekeberg, E., Riley, H.C.F., 1997. Tillage intensity effects on soil properties and crop yields in a long-term trial on morainic loam soil in southeast Norway. *Soil & Tillage Research* 42, 277-293.
- Elfstrand, S., Bath, B., Martensson, A., 2007a. Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek. *Applied Soil Ecology* 36, 70-82.
- Elfstrand, S., Hedlund, K., Martensson, A., 2007b. Soil enzyme activities, microbial community composition and function after 47 years of continuous green manuring. *Applied Soil Ecology* 35, 610-621.
- Ennaifar, S., Lucas, P., Meynard, J.M., Makowski, D., 2005. Effects of summer fallow management on take-all of winter wheat caused by *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici*. *Eur. J. Plant Pathol.* 112, 167-181.
- Ercoli, L., Masoni, A., Pampana, S., 2005. Weed suppression by winter cover crops. *Allelopathy Journal* 16, 273-278.
- Evans-Ogden, L.J., Bittman, S., Lank, D.B., 2008. A review of agricultural land use by shorebirds with special reference to habitat conservation in the Fraser River Delta, British Columbia. *Can. J. Plant Sci.* 88, 71-83.
- Evenhuis, A., Korthals, G.W., Molendijk, L.P.G., 2004. *Tagetes patula* as an effective catch crop for long-term control of *Pratylenchus penetrans*. *Nematology* 6, 877-881.
- Ferris, H., Venette, R.C., Scow, K.M., 2004. Soil management to enhance bacterivore and fungivore nematode populations and their nitrogen mineralisation function. *Applied Soil Ecology* 25, 19-35.
- Fomsgaard, I.S., 2006. Chemical ecology in wheat plant-pest interactions. How the use of modern techniques and a multidisciplinary approach can throw new light on a well-known phenomenon: allelopathy. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 54, 987-990.
- Fonte, S.J., Kong, A.Y.Y., van Kessel, C., Hendrix, P.F., Six, J., 2007. Influence of earthworm activity on aggregate-associated carbon and nitrogen dynamics differs with agroecosystem management. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1014-1022.

- Fonte, S.J., Winsome, T., Six, J., 2009. Earthworm populations in relation to soil organic matter dynamics and management in California tomato cropping systems. *Applied Soil Ecology* 41, 206-214.
- Forge, T.A., Ingham, R.E., Kaufman, D., Pinkerton, J.N., 2000. Population growth of *Pratylenchus penetrans* on winter cover crops grown in the Pacific Northwest. *Journal of Nematology* 32, 42-51.
- Forup, M.L., Memmott, J., 2005. The relationship between the abundances of bumblebees and honeybees in a native habitat. *Ecological Entomology* 30, 47-57.
- Franke-Snyder, M., Douds, D.D., Galvez, L., Phillips, J.G., Wagoner, P., Drinkwater, L., Morton, J.B., 2001. Diversity of communities of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi present in conventional versus low-input agricultural sites in eastern Pennsylvania, USA. *Applied Soil Ecology* 16, 35-48.
- Friberg, H., Edel-Hermann, V., Faivre, C., Gautheron, N., Fayolle, L., Faloya, V., Montfort, F., Steinberg, C., 2009. Cause and duration of mustard incorporation effects on soil-borne plant pathogenic fungi. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 2075-2084.
- Fried, G., Norton, L.R., Reboud, X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 128, 68-76.
- Fujii, Y., 2001. Screening and future exploitation of allelopathic plants as alternative herbicides with special reference to hairy vetch. *Journal of Crop Production* 4, 257-275.
- Gadoum, S., Terzo, M., Rasmont, P., 2007. Jachères apicoles et jachères fleuries : la biodiversité au menu de quelles abeilles ? *Le Courrier de l'environnement de l'INRA* 54, 57-63.
- Gallager, R.S., Cardina, J., 1997. Soil water thresholds for photoinduction of redroot pigweed germination. *Weed Science* 45, 414-418.
- Gallagher, R.S., Cardina, J., Loux, M., 2003. Integration of cover crops with postemergence herbicides in no-till corn and soybean. *Weed Science* 51, 995-1001.
- Gallandt, E.R., Liebman, M., Huggins, D.R., 1999. Improving soil quality: implications for weed management. *Journal of Crop Production* 2, 95-121.
- Gallandt, E.R., Molloy, T., Lynch, R.P., Drummond, F.A., 2005. Effect of cover-cropping systems on invertebrate seed predation. *Weed Science* 53, 69-76.
- Galletti, S., Sala, E., Leoni, O., Burzi, P.L., Cerato, C., 2008. *Trichoderma* spp. tolerance to *Brassica carinata* seed meal for a combined use in biofumigation. *Biological Control* 45, 319-327.
- Galvez, L., Douds, D.D., Jr., Wagoner, P., Longnecker, L.R., Drinkwater, L.E., Janke, R.R., 1995. An overwintering cover crop increases inoculum of VAM fungi in agricultural soil. *American Journal of Alternative Agriculture* 10, 152-156.
- Gardarin, A., Dürr, C., Colbach, N., 2010. Effects of seed depth and soil structure on the emergence of weeds with contrasted seed traits. *Weed Res.* 50, 91-101.
- Gardarin, A., Dürr, C., Colbach, N., 2012. Modeling the dynamics and emergence of a multispecies weed seed bank with species traits. *Ecological Modelling* (in press).
- Geiger, F., de Snoo, G.R., Berendse, F., Guerrero, I., Morales, M.B., Onate, J.J., Eggers, S., Part, T., Bommarco, R., Bengtsson, J., Clement, L.W., Weisser, W.W., Olszewski, A., Ceryngier, P., Hawro, V., Inchausti, P., Fischer, C., Flohre, A., Thies, C., Tschamtker, T., 2010. Landscape composition influences farm management effects on farmland birds in winter: A pan-European approach. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139, 571-577.
- Georgieva, S., Christensen, S., Petersen, H., Gjelstrup, P., Thorup-Kristensen, K., 2005. Early decomposer assemblages of soil organisms in litterbags with vetch and rye roots. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 1145-1155.
- Germani, G., Plenchette, C., 2004. Potential of *Crotalaria* species as green manure crops for the management of pathogenic nematodes and beneficial mycorrhizal fungi. *Plant Soil* 266, 333-342.
- Goosey, H.B., Hatfield, P.G., Lenssen, A.W., Blodgett, S.L., Kott, R.W., 2005. The potential role of sheep in dryland grain production systems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 111, 349-353.
- Griffin, T.S., Larkin, R.P., Honeycutt, C.W., 2009. Delayed Tillage and Cover Crop Effects in Potato Systems. *American Journal of Potato Research* 86, 79-87.
- Grimmer, O.P., Masiunas, J.B., 2004. Evaluation of winter-killed cover crops preceding snap pea. *HortTechnology* 14, 349-355.
- Gruver, L.S., Weil, R.R., Zasada, I.A., Sardanelli, S., Momen, B., 2010. Brassicaceous and rye cover crops altered free-living soil nematode community composition. *Applied Soil Ecology* 45, 1-12.
- Gunapala, N., Venette, R.C., Ferris, H., Scow, K.M., 1998. Effects of soil management history on the rate of organic matter decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 1917-1927.
- Halbrendt, J.M., 1996. Allelopathy in the management of plant-parasitic nematodes. *Journal of Nematology* 28, 8-14.
- Hamido, S.A., Kpombekou, A.K., 2009. Cover crop and tillage effects on soil enzyme activities following tomato. *Soil & Tillage Research* 105, 269-274.
- Hammond, R.B., 1984. Effects of rye cover crop management of seedcorn maggot (Diptera: Anthomyiidae) populations in soybeans. *Environmental Entomology* 13, 1302-1305.
- Hammond, R.B., 1990. Influence of cover crops and tillage on seedcorn maggot (Diptera: Anthomyiidae) populations in soybeans. *Environmental Entomology* 19, 510-514.

- Handiseni, M., Brown, J., Zemetra, R., Mazzola, M., 2011. Herbicidal Activity of Brassicaceae Seed Meal on Wild Oat (*Avena fatua*), Italian Ryegrass (*Lolium multiflorum*), Redroot Pigweed (*Amaranthus retroflexus*), and Prickly Lettuce (*Lactuca serriola*). *Weed Technology* 25, 127-134.
- Haramoto, E.R., Gallandt, E.R., 2005a. *Brassica* cover cropping: I. Effects on weed and crop establishment. *Weed Science* 53, 695-701.
- Haramoto, E.R., Gallandt, E.R., 2005b. *Brassica* cover cropping: II. Effects on growth and interference of green bean (*Phaseolus vulgaris*) and redroot pigweed (*Amaranthus retroflexus*). *Weed Science* 53, 702-708.
- Harrison, S.K., Regnier, E.E., Schmoll, J.T., 2003. Postdispersal predation of giant ragweed (*Ambrosia trifida*) seed in no-tillage corn. *Weed Science* 51, 955-964.
- Hartwig, N.L., Ammon, H.U., 2002. Cover crops and living mulches. *Weed Science* 50, 688-699.
- Heggenstaller, A.H., Menalled, F.D., Liebman, M., Westerman, P.R., 2006. Seasonal patterns in post-dispersal seed predation of *Abutilon theophrasti* and *Setaria faberi* in three cropping systems. *Journal of Applied Ecology* 43, 999-1010.
- Heisler, C., Brunotte, J., 1998. Assessment of tillage with plough and conservation tillage with regard to the biological activity by means of the bait-lamina-test after von Torne as well as the population density of springtails and predatory mites. *Landbauforschung Volkenrode* 48, 78-85.
- Heisler, C., Rogasik, H., Brunotte, J., Joschko, M., 1998. Conservation tillage and biological activity. *Landbauforschung Volkenrode* 48, 199-212.
- Hilje, L., Stansly, P.A., 2008. Living ground covers for management of *Bemisia tabaci* (Gennadius) (Homoptera: Aleyrodidae) and tomato yellow mottle virus (ToYMoV) in Costa Rica. *Crop Protection* 27, 10-16.
- Hoagland, L., Carpenter-Boggs, L., Granatstein, D., Mazzola, M., Smith, J., Peryea, F., Reganold, J.P., 2008a. Orchard floor management effects on nitrogen fertility and soil biological activity in a newly established organic apple orchard. *Biology and Fertility of Soils* 45, 11-18.
- Hoagland, L., Carpenter-Boggs, L., Reganold, J.P., Mazzola, M., 2008b. Role of native soil biology in Brassicaceous seed meal-induced weed suppression. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 1689-1697.
- Hoffman, M.L., Regnier, E.E., 2006. Contributions to weed suppression from cover crops. Food Products Press, Binghamton.
- Hoffmannhergarten, S., Sikora, R.A., 1993. Enhancing the biological-control efficacy of nematode-trapping fungi towards *Heterodera schachtii* with green manure. *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection* 100, 170-175.
- Hoitink, H.A.J., Boehm, M.J., 1999. Biocontrol within the context of soil microbial communities: A substrate-dependent phenomenon. *Annual Review of Phytopathology* 37, 427-446.
- House, G.J., Del Rosario Alugaray, M., 1989. Influence of cover cropping no-tillage practices on community composition of soil arthropods in a North Carolina agroecosystem. *Environmental Entomology* 18, 302-307.
- Hozayn, M., El-Lateef, E.M.A., Sharar, F.M., El-Monem, A.A.A., 2011. Potential uses of sorghum and sunflower residues for weed control and to improve lentil yields. *Allelopathy Journal* 27, 15-22.
- Huang, H.C., Erickson, R.S., Moyer, J.R., 2007. Effect of crop extracts on carpogenic germination of sclerotia, germination of ascospores and lesion development of *Sclerotinia sclerotiorum*. *Allelopathy Journal* 20, 269-277.
- Hummel, J.D., Dossdall, L.M., Clayton, G.W., Harker, K.N., O'Donovan, J.T., 2010. Responses of the parasitoids of *Delia radicum* (Diptera: Anthomyiidae) to the vegetational diversity of intercrops. *Biological Control* 55, 151-158.
- Hummel, R.L., Walgenbach, J.F., Hoyt, G.D., Kennedy, G.G., 2002. Effects of vegetable production system on epigeal arthropod populations. *Agriculture Ecosystems & Environment* 93, 177-188.
- Ingels, C.A., Scow, K.M., Whisson, D.A., Drenovsky, R.E., 2005. Effects of cover crops on grapevines, yield, juice composition, soil microbial ecology, and gopher activity. *American Journal of Enology and Viticulture* 56, 19-29.
- Inomoto, M.M., Asmus, G.L., 2010. Host status of graminaceous cover crops for *Pratylenchus brachyurus*. *Plant Disease* 94, 1022-1025.
- Inomoto, M.M., Motta, L.C.C., Machado, A.C.Z., Sazaki, C.S.S., 2006. Host status of ten cover crops for *Pratylenchus brachyurus*. *Nematologia Brasileira* 30, 151-157.
- Jackson, D.M., Harrison, H.F., 2008. Effects of a Killed-Cover Crop Mulching System on Sweetpotato Production, Soil Pests, and Insect Predators in South Carolina. *J. Econ. Entomol.* 101, 1871-1880.
- Jansson, R.K., Lecrone, S.H., 1991. Effects of summer cover crop management on wireworm (Coleoptera, Elateridae) abundance and damage to potato. *J. Econ. Entomol.* 84, 581-586.
- Johnson, A.W., Burton, G.W., 1973. Comparison of millet and sorghum-sudangrass hybrids grown in untreated soil and soil treated with two nematicides. *Journal of Nematology* 5, 54-59.
- Kaakeh, W., Dutcher, J.D., 1993. Rates of increase and probing behavior of *Acyrtosiphon pisum* (Homoptera: Aphididae) on preferred and nonpreferred host cover crops. *Environmental Entomology* 22, 1016-1021.
- Kalinova, J., Vrchotova, N., Triska, J., 2007. Exudation of allelopathic substances in buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 55, 6453-6459.

- Karimpourfard, H., Jahadakbar, M.R., Damadzadeh, M., Ahmadi, A., 2006. Integrated application of resistant catch crops and rotation with non-host plants in infected fields to *Heterodera schachtii* on quantity and quality of sugar beet in Semirom-Esfahan. *Journal of Sugar Beet* 22, Pe59-Pe73, en55.
- Karungi, J., Agamire, P., Kovach, J., Kyamanywa, S., 2010. Cover cropping and novel pesticide usage in the management of pests of hot pepper (*Capsicum chinense*). *International Journal of Tropical Insect Science* 30, 84-92.
- Kautz, T., Lopez-Fando, C., Ellmer, F., 2006. Abundance and biodiversity of soil microarthropods as influenced by different types of organic manure in a long-term field experiment in Central Spain. *Applied Soil Ecology* 33, 278-285.
- Kearns, C.A., Inouye, D.W., Waser, N.M., 1998. Endangered mutualisms: The Conservation of Plant-Pollinator Interactions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, 83-112.
- Kendall, D.A., Chinn, N.E., Smith, B.D., Tidboald, C., Winstone, L., Western, N.M., 1991. Effects of straw disposal and tillage on spread of barley yellow dwarf virus in winter barley. *Annals of Applied Biology* 119, 359-364.
- Khanh, T.D., Chung, I.M., Tawata, S., Xuan, T.D., 2007. Allelopathy for weed management in sustainable agriculture. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2, 17 pp.
- Khanh, T.D., Chung, M.I., Xuan, T.D., Tawata, S., 2005. The exploitation of crop allelopathy in sustainable agricultural production. *Journal of Agronomy and Crop Science* 191, 172-184.
- Khanh, T.D., Hong, N.H., Nhan, D.Q., Kim, S.L., Chung, I.M., Xuan, T.D., 2006. Herbicidal activity of *Stylosanthes guianensis* and its phytotoxic components. *Journal of Agronomy and Crop Science* 192, 427-433.
- Kimpinski, J., Arsenault, W.J., Gallant, C.E., Sanderson, J.B., 2000. The effect of marigolds (*Tagetes* spp.) and other cover crops on *Pratylenchus penetrans* and on following potato crops. *Journal of Nematology* 32, 531-536.
- Kinderiene, I., 2006. The effect of conservation farming on the abundance of earthworms on eroded soils. *Zemdirbyste, Mokslo Darbai* 93, 96-105.
- Kirkegaard, J.A., 2009. Biofumigation for plant disease control - from the fundamentals to the farming system. In: Walters (Ed.), *Disease Control in Crops: Biological and Environmentally Friendly Approaches*. D. Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 172-195.
- Kirkegaard, J.A., Matthiessen, J., 2004. Developing and refining the biofumigation concept. *Agroindustria* 3, 233-239.
- Kirkegaard, J.A., Sarwar, M., 1998. Biofumigation potential of brassicas - I. Variation in glucosinolate profiles of diverse field-grown brassicas. *Plant Soil* 201, 71-89.
- Kirkegaard, J.A., Simpfendorfer, S., Holland, J., Bambach, R., Moore, K.J., Rebetzke, G.J., 2004. Effect of previous crops on crown rot and yield of durum and bread wheat in northern NSW. *Australian Journal of Agricultural Research* 55, 321-334.
- Knuth, P., El-Titi, A., 1997. Impacts of integrated farming on the plant parasitic nematode - *Pratylenchus* spp.: long term results of the Lautenbach project. *Gesunde Pflanzen* 49, 260-266.
- Koger, C.H., Reddy, K.N., Shaw, D.R., 2002. Effect of rye cover crop residue and herbicides on weed control in narrow and wide row soybean planting systems. *Weed Biol. Manag.* 2, 216-224.
- Kohli, R.K., Batish, D.R., Singh, H.P., 2006. *Weed and their management: rationale and approaches*. Food Products Press, Binghamton.
- Korthals, G.W., Nijboer, H., Molendijk, L.P.G., 2000. *Meloidogyne chitwoodi*: host plant suitability of field crops and cover crops. *PAV-Bulletin Akkerbouw*, 1-3.
- Kotlinski, S., 2007. Influence of selected cover crops on number of *Brevicoryne brassicae* L. on cabbage. *Progress in Plant Protection* 47, 162-166.
- Kotlinski, S., 2008. The influence of cover crops mulch on cabbage root fly (*Delia radicum* Bche.) attack on cabbage. *Progress in Plant Protection* 48, 352-356.
- Krespi, L., Dedryver, C.A., Creach, V., Rabasse, J.M., LeRalec, A., Nenon, J.P., 1997. Variability in the development of cereal aphid parasitoids and hyperparasitoids in oceanic regions as a response to climate and abundance of hosts. *Environmental Entomology* 26, 545-551.
- Kruidhof, H.M., Bastiaans, L., Kropff, M.J., 2008. Ecological weed management by cover cropping: effects on weed growth in autumn and weed establishment in spring. *Weed Res.* 48, 492-502.
- Kruidhof, H.M., Bastiaans, L., Kropff, M.J., 2009. Cover crop residue management for optimizing weed control. *Plant Soil* 318, 169-184.
- Kruidhof, H.M., Gallandt, E.R., Haramoto, E.R., Bastiaans, L., 2011. Selective weed suppression by cover crop residues: effects of seed mass and timing of species' sensitivity. *Weed Res.* 51, 177-186.
- Kumar, V., Brainard, D.C., Bellinder, R.R., 2008. Suppression of Powell amaranth (*Amaranthus powellii*), shepherd's-purse (*Capsella bursa-pastoris*), and corn chamomile (*Anthemis arvensis*) by buckwheat residues: role of nitrogen and fungal pathogens. *Weed Science* 56, 271-280.
- Kumar, V., Brainard, D.C., Bellinder, R.R., 2009. Effects of Spring-sown Cover Crops on Establishment and Growth of Hairy Galinsoga (*Galinsoga ciliata*) and Four Vegetable Crops. *Hortscience* 44, 730-736.
- Kurt, S., Gunes, U., Soylu, E.M., 2011. In vitro and in vivo antifungal activity of synthetic pure isothiocyanates against *Sclerotinia sclerotiorum*. *Pest Management Science* 67, 869-875.
- Labrada, R., 2006. *Weed management: a basic component of modern crop production*. Food Products Press, Binghamton.

- Labreuche, J., Brun, D., 2011. La destruction du couvert, une opération d'importance. Cultures intermédiaires : impacts et conduite. Arvalis - Institut du végétal, Paris, pp. 175-189.
- Lagerlöf, J., Stark, J., Svensson, B., 1992. Margins of agricultural fields as habitats for pollinating insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40, 117-124.
- Lankau, R.A., Wheeler, E., Bennett, A.E., Strauss, S.Y., 2011. Plant-soil feedbacks contribute to an intransitive competitive network that promotes both genetic and species diversity. *Journal of Ecology* 99, 176-185.
- Larkin, R.P., Griffin, T.S., Honeycutt, C.W., 2010. Rotation and Cover Crop Effects on Soilborne Potato Diseases, Tuber Yield, and Soil Microbial Communities. *Plant Disease* 94, 1491-1502.
- Larkin, R.P., Honeycutt, C.W., Griffin, T.S., Olanya, O.M., Halloran, J.M., He, Z.Q., 2011. Effects of Different Potato Cropping System Approaches and Water Management on Soilborne Diseases and Soil Microbial Communities. *Phytopathology* 101, 58-67.
- Laub, C.A., Luna, J.M., 1992. Winter cover crop suppression practices and natural enemies of arniworm (Lepidoptera, Noctuidae) in no-till corn. *Environmental Entomology* 21, 41-49.
- Lawley, Y.E., Weil, R.R., Teasdale, J.R., 2011. Forage Radish Cover Crop Suppresses Winter Annual Weeds in Fall and Before Corn Planting. *Agronomy Journal* 103, 137-144.
- Lehman, M.E., Blum, U., 1997. Cover crop debris effects on weed emergence as modified by environmental factors. *Allelopathy Journal* 4, 69-88.
- Lethmayer, C., Nentwig, W., Frank, T., 1997. Effects of weed strips on the occurrence of noxious coleopteran species (Nitidulidae, Chrysomelidae, Curculionidae). *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection* 104, 75-92.
- Liebanas, G., Castillo, P., 2004. Host suitability of some crucifers for root-knot nematodes in southern Spain. *Nematology* 6, 125-128.
- Liebman, M., Davis, A.S., 2000. Integration of soil, crop and weed management in low-external-input farming systems. *Weed Research (Oxford)* 40, 27-47.
- Locke, M.A., Bryson, C.T., 1997. Herbicide-soil interactions in reduced tillage and plant residue management systems. *Weed Science* 45, 307-320.
- Locke, M.A., Zablotowicz, R.M., Weaver, M.A., 2006. Herbicide fate under conservation tillage, cover crop, and edge-of-field management practices. Food Products Press, Binghamton.
- Lu, P., Gilardi, G., Gullino, M.L., Garibaldi, A., 2010. Biofumigation with *Brassica* plants and its effect on the inoculum potential of *Fusarium* yellows of *Brassica* crops. *Eur. J. Plant Pathol.* 126, 387-402.
- Lu, Y.C., Watkins, K.B., Teasdale, J.R., Abdul-Baki, A.A., 2000. Cover crops in sustainable food production. *Food Reviews International* 16, 121-157.
- Lucas, P., Samignuet, A., Collet, J.M., Lucas, M., 1989. Soil receptivity to take-all (*Gaeumannomyces graminis* var. *tritici*) - Effect of different cultural practices. *Soil Biology & Biochemistry* 21, 1073-1078.
- Lundgren, J.G., Fergen, J.K., 2010. The Effects of a Winter Cover Crop on *Diabrotica virgifera* (Coleoptera: Chrysomelidae) Populations and Beneficial Arthropod Communities in No-Till Maize. *Environmental Entomology* 39, 1816-1828.
- Lupwayi, N.Z., Rice, W.A., Clayton, G.W., 1998. Soil microbial diversity and community structure under wheat as influenced by tillage and crop rotation. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 1733-1741.
- Machado, A.C.Z., Motta, L.C.C., de Siqueira, K.M.S., Ferraz, L.C.C.B., Inamoto, M.M., 2007. Host status of green manures for two isolates of *Pratylenchus brachyurus* in Brazil. *Nematology* 9, 799-805.
- Mackay, A.D., Kladvik, E.J., 1985. Earthworms and rate of breakdown of soybean and maize residues in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 17, 851-857.
- Malik, M.S., Riley, M.B., Norsworthy, J.K., Bridges, W., 2010. Glucosinolate Profile Variation of Growth Stages of Wild Radish (*Raphanus raphanistrum*). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 58, 3309-3315.
- Mangan, F., Degregorio, R., Schonbeck, M., Herbert, S., Guillard, K., Hazzard, R., Sideman, E., Litchfield, G., 1995. Cover cropping systems for brassicas in the Northeastern United-States. 2. Weed, insect and slug incidence. *Journal of Sustainable Agriculture* 5, 15-36.
- Manici, L.M., Caputo, F., Babini, V., 2004. Effect of green manure of *Pythium* spp. population and microbial communities in intensive cropping systems. *Plant Soil* 263, 133-142.
- Manrique, V., Montemayor, C.O., Cave, R.D., Skvarch, E.A., Smith, B.W., 2010. Effect of straw mulch on populations of *Microtecha ochroloma* (Coleoptera: Chrysomelidae) and ground predators in turnip *Brassica rapa* in Florida. *Florida Entomologist* 93, 407-411.
- Marks, C.F., Townshend, J.L., 1973. Multiplication of the root lesion nematode *Pratylenchus penetrans* under orchard cover crops. *Can. J. Plant Sci.* 53, 187-188.
- Martelli, R., Baraldi, G., Caprara, C., 2004. Soluzioni integrate per il controllo fisico-meccanico delle infestanti del mais biologico. In: Atti (Ed.), Giornate Fitopatologiche 2004, Montesilvano (Pescara), pp. 291-298.
- Masiunas, J., 2006. Rye as a weed management tool in vegetable cropping systems. Food Products Press, Binghamton.
- Matthiessen, J.N., Kirkegaard, J.A., 2006. Biofumigation and enhanced biodegradation: Opportunity and challenge in soilborne pest and disease management. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25, 235-265.

- Mattner, S.W., Porter, I.J., Gounder, R.K., Shanks, A.L., Wren, D.J., Allen, D., 2008. Factors that impact on the ability of biofumigants to suppress fungal pathogens and weeds of strawberry. *Crop Protection* 27, 1165-1173.
- Mazzola, M., Brown, J., Izzo, A.D., Cohen, M.F., 2007. Mechanism of action and efficacy of seed meal-induced pathogen suppression differ in a Brassicaceae species and time-dependent manner. *Phytopathology* 97, 454-460.
- Mazzola, M., Granatstein, D.M., Elfving, D.C., Mullinix, K., 2001. Suppression of specific apple root pathogens by *Brassica napus* seed meal amendment regardless of glucosinolate content. *Phytopathology* 91, 673-679.
- McBride, R.G., Mikkelsen, R.L., Barker, K.R., 2000. The role of low molecular weight organic acids from decomposing rye in inhibiting root-knot nematode populations in soil. *Applied Soil Ecology* 15, 243-251.
- McCully, M.E., Miller, C., Sprague, S.J., Huang, C.X., Kirkegaard, J.A., 2008. Distribution of glucosinolates and sulphur-rich cells in roots of field-grown canola (*Brassica napus*). *New Phytologist* 180, 193-205.
- McSorley, R., 1999. Host suitability of potential cover crops for root-knot nematodes. *Journal of Nematology* 31, 619-623.
- McSorley, R., Parrado, J.L., 1983. Influence of summer management strategies on nematode populations in a subtropical agroecosystem. *Nematologica* 13, 1-8.
- McSorley, R., Seal, D.R., Klassen, W., Wang, K.H., Hooks, C.R.R., 2009. Non-target effects of sunn hemp and marigold cover crops on the soil invertebrate community. *Nematologica* 39, 235-245.
- Meagher, R.L., Nagoshi, R.N., Stuhl, C., Mitchell, E.R., 2004. Larval development of fall armyworm (Lepidoptera: Noctuidae) on different cover crop plants. *Florida Entomologist* 87, 454-460.
- Medvecky, B.A., Ketterings, Q.M., Nelson, E.B., 2007. Relationships among soilborne bean seedling diseases, *Lablab purpureus* L. and maize stover residue management, bean insect pests, and soil characteristics in Trans Nzoia district, Kenya. *Applied Soil Ecology* 35, 107-119.
- Mele, P.M., Carter, M.R., 1999. Impact of crop management factors in conservation tillage farming on earthworm density, age structure and species abundance in south-eastern Australia. *Soil & Tillage Research* 50, 1-10.
- Mendes, I.C., Bandick, A.K., Dick, R.P., Bottomley, P.J., 1999. Microbial biomass and activities in soil aggregates affected by winter cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 873-881.
- Menendez, A.B., Scervino, J.M., Godeas, A.M., 2001. Arbuscular mycorrhizal populations associated with natural and cultivated vegetation on a site of Buenos Aires province, Argentina. *Biology and Fertility of Soils* 33, 373-381.
- Merwin, I.A., Ray, J.A., Curtis, P.D., 1999. Orchard groundcover management systems affect meadow vole populations and damage to apple trees. *Hortscience* 34, 271-274.
- Meyer, S.L.F., Rice, C.P., Zasada, I.A., 2009. DIBOA: Fate in soil and effects on root-knot nematode egg numbers. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 1555-1560.
- Milbrath, L.R., Weiss, M.J., Anderson, P.L., Dipirro, M., 1998. Suitability of legume cover crops for grasshopper (Orthoptera: Acrididae) development and reproduction. *J. Econ. Entomol.* 91, 1186-1195.
- Mock, V.A., Creech, J.E., Davis, V.M., Johnson, W.G., 2009. Plant Growth and Soybean Cyst Nematode Response to Purple Deadnettle (*Lamium purpureum*), Annual Ryegrass, and Soybean Combinations. *Weed Science* 57, 489-493.
- Mohler, C.L., Teasdale, J.R., 1993. Response of weed emergence to rate of *Vicia villosa* Roth and *Secale cereale* L residue. *Weed Res.* 33, 487-499.
- Molisch, H., 1937. Der Einfluss einer Pflanze auf die andere - Allelopathie.
- Montemurro, P., 2000. Weed management in industrial tomatoes. La gestione del diserbo nel pomodoro da industria. *Informatore Agrario* 56, 93-96.
- Montfort, F., Poggi, S., Morlière, S., Collin, F., Lemarchand, E., Bailey, D.J., in press. Opportunities to reduce *Rhizoctonia solani* expression on carrots by biofumigation with Indian mustard. 28th International Horticultural Congress, Lisbon, 22-27 août 2010.
- Moonen, A.C., Barberi, P., 2004. Size and composition of the weed seedbank after 7 years of different cover-crop-maize management systems. *Weed Res.* 44, 163-177.
- Motisi, N., Doré, T., Lucas, P., Montfort, F., 2010. Dealing with the variability in biofumigation efficacy through an epidemiological framework. *Soil Biology & Biochemistry* 42, 2044-2057.
- Motisi, N., Montfort, F., Doré, T., Romillac, N., Lucas, P., 2009a. Duration of control of two soilborne pathogens following incorporation of above- and below-ground residues of *Brassica juncea* into soil. *Plant Pathol.* 58, 470-478.
- Motisi, N., Montfort, F., Faloya, V., Lucas, P., Doré, T., 2009b. Growing *Brassica juncea* as a cover crop, then incorporating its residues provide complementary control of *Rhizoctonia* root rot of sugar beet. *Field Crops Research* 113, 238-245.
- Nakamoto, T., Tsukamoto, M., 2006. Abundance and activity of soil organisms in fields of maize grown with a white clover living mulch. *Agriculture Ecosystems & Environment* 115, 34-42.
- Neumann, H., Loges, R., Taube, F., 2009. Increase of area under silage maize as a result of the "biogas-boom" - a risk for farmland birds? *Berichte Über Landwirtschaft* 87, 65-86.
- Njoroge, S.M.C., Riley, M.B., Keinath, A.P., 2008. Effect of incorporation of *Brassica* spp. residues on population densities of soilborne microorganisms and on damping-off and *Fusarium* wilt of watermelon. *Plant Disease* 92, 287-294.
- Ntahimpera, N., Ellis, M.A., Wilson, L.L., Madden, L.V., 1998. Effects of a cover crop on splash dispersal of *Colletotrichum acutatum* conidia. *Phytopathology* 88, 536-543.
- Nyoike, T.W., Liburd, O.E., 2010. Effect of living (buckwheat) and UV reflective mulches with and without imidacloprid on whiteflies, aphids and marketable yields of zucchini squash. *International Journal of Pest Management* 56, 31-39.

- O'Neal, M.E., Zontek, E.L., Szendrei, Z., Landis, D.A., Isaacs, R., 2005. Ground predator abundance affects prey removal in highbush blueberry (*Vaccinium corymbosum*) fields and can be altered by aisle ground covers. *Biocontrol* 50, 205-222.
- Ohno, T., Doolan, K., Zibilske, L.M., Liebman, M., Gallandt, E.R., Berube, C., 2000. Phytotoxic Effects of red clover amended soils on wild mustard seedling growth. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78, 187-192.
- Olfert, O., Hinks, C.F., Biederbeck, V.O., Slinkard, A.E., Weiss, R.M., 1995. Annual legume green manures and their acceptability to grasshoppers (Orthoptera, Acrididae). *Crop Protection* 14, 349-353.
- Omirou, M., Rousidou, C., Bekris, F., Papadopoulou, K.K., Menkissoglou-Spiroudi, U., Ehalotis, C., Karpouzas, D.G., 2011. The Impact of Biofumigation and Chemical Fumigation Methods on the Structure and Function of the Soil Microbial Community. *Microbial Ecology* 61, 201-213.
- Ortiz-Ceballos, A.I., Fragoso, C., 2004. Earthworm populations under tropical maize cultivation: the effect of mulching with velvetbean. *Biology and Fertility of Soils* 39, 438-445.
- Ortiz-Ceballos, A.I., Fragoso, C., Brown, G.G., 2007. Synergistic effect of a tropical earthworm *Balanteodrilus pearsei* and velvetbean *Mucuna pruriens* var. *utilis* on maize growth and crop production. *Applied Soil Ecology* 35, 356-362.
- Ortiz-Ceballos, A.I., Fragoso, C., Equihua, M., Brown, G.G., 2005. Influence of food quality, soil moisture and the earthworm *Pontoscolex corethrurus* on growth and reproduction of the tropical earthworm *Balanteodrilus pearsei*. *Pedobiologia* 49, 89-98.
- Pandiangan, S., Koch, D.W., Gray, F.A., Krall, J.M., 2007. Sugarbeet nematode-resistant trap crops for recovery of residual soil nitrates. *Journal of Sugar Beet Research* 44, 83-99.
- Parish, D.M.B., Sotherton, N.W., 2004. Game crops and threatened farmland songbirds in Scotland: a step towards halting population declines? *Bird Study* 51, 107-112.
- Parish, D.M.B., Sotherton, N.W., 2008. Landscape-dependent use of a seed-rich habitat by farmland passerines: relative importance of game cover crops in a grassland versus an arable region of Scotland. *Bird Study* 55, 118-123.
- Pattison, A.B., Versteeg, C., Akiew, S., Kirkegaard, J., 2006. Resistance of Brassicaceae plants to root-knot nematode (*Meloidogyne* spp.) in northern Australia. *International Journal of Pest Management* 52, 53-62.
- Peachey, R.E., Moldenke, A., William, R.D., Berry, R., Ingham, E., Groth, E., 2002. Effect of cover crops and tillage system on symphylan (*Symphyla* : *Scutigera immaculata*, Newport) and *Pergamasus quisquiliarum* Canestrini (Acari : Mesostigmata) populations, and other soil organisms in agricultural soils. *Applied Soil Ecology* 21, 59-70.
- Pekrun, C., Lutman, P.J.W., 1998. The influence of post-harvest cultivation on the persistence of volunteer oilseed rape. Weed seed banks: determination, dynamics and manipulation. *Aspects of Applied Biology* 51, 113-118.
- Perez, C., Dill-Macky, R., Kinkel, L.L., 2008. Management of soil microbial communities to enhance populations of *Fusarium graminearum*-antagonists in soil. *Plant Soil* 302, 53-69.
- Peruzzi, A., Ginanni, M., Raffaelli, M., Ciolo, S., Sarto, R., Borelli, M., Pannocchia, A., Gronchi, P., 2003. Controllo delle infestanti su spinacio in coltivazione biologica. *Informatore Agrario* 59, 40-44.
- Ponti, L., Altieri, M.A., Gutierrez, A.P., 2007. Effects of crop diversification levels and fertilization regimes on abundance of *Brevicoryne brassicae* (L.) and its parasitization by *Diaeretiella rapae* (M'Intosh) in broccoli. *Agricultural and Forest Entomology* 9, 209-214.
- Porazinska, D.L., Duncan, L.W., McSorley, R., Graham, J.H., 1999. Nematode communities as indicators of status and processes of a soil ecosystem influenced by agricultural management practices. *Applied Soil Ecology* 13, 69-86.
- Prasifka, J.R., Schmidt, N.P., Kohler, K.A., O'Neal, M.E., Hellmich, R.L., Singer, J.W., 2006. Effects of living mulches on predator abundance and sentinel prey in a corn-soybean-forage rotation. *Environmental Entomology* 35, 1423-1431.
- Pullaro, T.C., Marino, P.C., Jackson, D.M., Harrison, H.F., Keinath, A.P., 2006. Effects of killed cover crop mulch on weeds, weed seeds, and herbivores. *Agriculture Ecosystems & Environment* 115, 97-104.
- Puricelli, E., Faccini, D., Orioli, G., Sabbatini, M.R., 2005. Seed survival and predation of *Anoda cristata* in soyabean crops. *Weed Res.* 45, 477-482.
- Putnam, A.R., DeFrank, J., Barnes, J.P., 1983. Exploitation of allelopathy for weed control in annual and perennial cropping systems. *Journal of Chemical Ecology* 9, 1001-1010.
- Pyrowolakis, A., Schuster, R.P., Sikora, R.A., 1999. Effect of cropping pattern and green manure on the antagonistic potential and the diversity of egg pathogenic fungi in fields with *Heterodera schachtii* infection. *Nematology* 1, 165-171.
- Pywell, R.F., Warman, E.A., Carvell, C., Sparks, T.H., Dicks, L.V., Bennett, D., Wright, A., Critchley, C.N.R., Sherwood, A., 2005. Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 121, 479-494.
- Ramert, B., Bugg, R.L., Clark, M.S., Werner, M.R., McGuinn, R.P., Poudel, D.D., Berry, A.M., 2001. Influence of *Lumbricus terrestris* inoculation on green manure disappearance and the decomposer community in a walnut orchard. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1509-1516.
- Reau, R., Bodet, J.M., Bordes, J.P., Doré, T., Ennaifar, S., Moussart, A., Nicolardot, B., Pellerin, S., Planchette, C., Quinsac, A., Sausse, C., Seguin, B., Tivoli, B., 2005a. A review on brassicas allelopathic effects through their interaction with soil borne pathogens and mycorrhizas. - Part 1. OCL - Oleagineux, Corps Gras, Lipides 12, 261-271.
- Reau, R., Bodet, J.M., Bordes, J.P., Doré, T., Ennaifar, S., Moussart, A., Nicolardot, B., Pellerin, S., Planchette, C., Quinsac, A., Sausse, C., Seguin, B., Tivoli, B., 2005b. A review on brassicas allelopathic effects through their interaction with soil borne pathogens and mycorrhizas. - Part 2. OCL - Oleagineux, Corps Gras, Lipides 12, 314-319.

- Reddy, K.N., 2001. Effects of cereal and legume cover crop residues on weeds, yield, and net return in soybean (*Glycine max*). *Weed Technology* 15, 660-668.
- Reddy, K.N., Locke, M.A., Wagner, S.C., Zablotowicz, R.M., Gaston, L.A., Smeda, R.J., 1995. Chlorimuron ethyl sorption and desorption kinetics in soils and herbicide-desiccated cover crop residues. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 43, 2752-2757.
- Reeleder, R.D., Miller, J.J., Coelho, B.R.B., Roy, R.C., 2006. Impacts of tillage, cover crop, and nitrogen on populations of earthworms, microarthropods, and soil fungi in a cultivated fragile soil. *Applied Soil Ecology* 33, 243-257.
- Reinecke, A.J., Helling, B., Louw, K., Fourie, J., Reinecke, S.A., 2002. The impact of different herbicides and cover crops on soil biological activity in vineyards in the Western Cape, South Africa. *Pedobiologia* 46, 475-484.
- Rejon, A., Garcia-Romera, I., Ocampo, J.A., Bethlenfalvay, G.J., 1998. Mycorrhizal fungi influence competition in a wheat-ryegrass association treated with the herbicide diclofop. *Applied Soil Ecology* 7, 51-57.
- Rhodes, R., Antwerpen, R.v., Berry, S.D., 2010. Green manure fallow duration: does it matter? *Sugar Cane International* 28, 143-150.
- Rice, E.L. (Ed), 1984. Allelopathy. Academic Press Inc., Orlando, Florida.
- Riga, E., Welacky, T., Potter, J., Anderson, T., Topp, E., Tenuta, A., 2001. The impact of plant residues on the soybean cyst nematode, *Heterodera glycines*. *Canadian Journal of Plant Pathology-Revue Canadienne De Phytopathologie* 23, 168-173.
- Ristaino, J.B., Parra, G., Campbell, C.L., 1997. Suppression of *Phytophthora* blight in bell pepper by a no-till wheat cover crop. *Phytopathology* 87, 242-249.
- Rivoal, R., Bourdon, P., 2005. Breeding Italian Ryegrass for resistance to the cereal cyst nematode, *Heterodera avenae*. *Fourrages*, 557-566.
- Robin, N. et al., 2011. Impact des couverts végétaux sur les ravageurs. *Cultures intermédiaires - Impacts et conduite*, Arvalis - Institut du végétal, Paris, pp. 91-98.
- Rouchaud, J., Gustin, F., Callens, D., Himme, M.v., Bulcke, R., 1994. Effects of recent organic fertilizer treatment on herbicide diflufenican soil metabolism in winter wheat crops. *Toxicological and Environmental Chemistry* 42, 191-198.
- Rumberger, A., Marschner, P., 2004. 2-Phenylethylisothiocyanate concentration and bacterial community composition in the rhizosphere of field-grown canola. *Functional Plant Biology* 31, 623-631.
- Samson, R., Drury, C.F., Omielan, J., 1992. Effect of winter rye mulches and fertilizer amendments on nutrition and weed dynamics in no-till soybeans. In: Gallandt, E.R., Liebman, M., Huggins, D.R. (Eds.), *Improving soil quality: implications for weed management*. *Journal of Crop Production*, pp. 95-121.
- Sanchez-Moreno, S., Minoshima, H., Ferris, H., Jackson, L.E., 2006. Linking soil properties and nematode community composition: effects of soil management on soil food webs. *Nematology* 8, 703-715.
- Santiago, D.C., Homechin, M., Krzyzanowski, A.A., de Carvalho, S., de B. Fonseca, I.C., 2002. Antagonist effect of *Arachis pintoi* on *Meloidogyne paranaensis* and *M. incognita*. *Nematologia Mediterranea* 30, 147-152.
- Sarwar, M., Kirkegaard, J.A., Wong, P.T.W., Desmarchelier, J.M., 1998. Biofumigation potential of brassicas - III. In vitro toxicity of isothiocyanates to soil-borne fungal pathogens. *Plant Soil* 201, 103-112.
- Schellhorn, N.A., Sork, V.L., 1997. The impact of weed diversity on insect population dynamics and crop yield in collards, *Brassica oleraceae* (Brassicaceae). *Oecologia* 111, 233-240.
- Schmidt, O., Clements, R.O., Donaldson, G., 2003. Why do cereal-legume intercrops support large earthworm populations? *Applied Soil Ecology* 22, 181-190.
- Schreiner, R.P., Koide, R.T., 1993. Mustards, mustard oils and mycorrhizas. *New Phytologist* 123, 107-113.
- Schutter, M.E., Sandeno, J.M., Dick, R.P., 2001. Seasonal, soil type, and alternative management influences on microbial communities of vegetable cropping systems. *Biology and Fertility of Soils* 34, 397-410.
- Sekiguchi, H., Kushida, A., Takenaka, S., 2007. Effects of cattle manure and green manure on the microbial community structure in upland soil determined by denaturing gradient gel electrophoresis. *Microbes and Environments* 22, 327-335.
- Setamou, M., Schulthess, F., Bosque-Perez, N.A., Poehling, H.M., Borgemeister, C., 1999. Bionomics of *Mussidia nigrivenella* (Lepidoptera: Pyralidae) on three host plants. *Bulletin of Entomological Research* 89, 465-471.
- Shearin, A.F., Reberg-Horton, S.C., Gallandt, E.R., 2008. Cover crop effects on the activity-density of the weed seed predator *Harpalus rufipes* (Coleoptera : Carabidae). *Weed Science* 56, 442-450.
- Sievers, H., Ulber, B., 1990. The effects of organic manure applications on collembola and other small arthropods as seedling pests in sugar-beet. *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection* 97, 588-599.
- Singh, H.P., Batish, D.R., Kohli, R.K., 2003. Allelopathic interactions and allelochemicals: new possibilities for sustainable weed management. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22, 239-311.
- Smith, R.G., Gross, K.L., 2007. Assembly of weed communities along a crop diversity gradient. *Journal of Applied Ecology* 44, 1046-1056.
- Stanghellini, M.E., Waugh, M.M., Radewald, K.C., Kim, D.H., Ferrin, D.M., Turini, T., 2004. Crop residue destruction strategies that enhance rather than inhibit reproduction of *Monosporascus cannonballus*. *Plant Pathol.* 53, 50-53.

- Stark, C., Condrón, L.M., Stewart, A., Di, H.J., O'Callaghan, M., 2007. Effects of past and current crop management on soil microbial biomass and activity. *Biology and Fertility of Soils* 43, 531-540.
- Stirling, G.R., Eden, L.M., 2008. The impact of organic amendments, mulching and tillage on plant nutrition, pythium root rot, root-knot nematode and other pests and diseases of *Capsicum* in a subtropical environment, and implications for the development of more sustainable vegetable farming systems. *Austral. Plant Pathol.* 37, 123-131.
- Stoate, C., Szczyr, J., Aebische, N.J., 2003. Winter use of wild bird cover crops by passerines on farmland in northeast England: declining farmland species were more abundant in these crops which can be matched to the birds' requirements. *Bird Study* 50, 15-21.
- Summers, C.G., Newton, A.S., Mitchell, J.P., Stapleton, J.J., 2010. Population dynamics of arthropods associated with early-season tomato plants as influenced by soil surface microenvironment. *Crop Protection* 29, 249-254.
- Summers, C.G., Newton, A.S., Opgenorth, D.C., 2004. Overwintering of corn leafhopper, *Dalbulus maidis* (Homoptera : Cicadellidae), and *Spiroplasma kunkelii* (Mycoplasmatales : Spiroplasmataceae) in California's San Joaquin Valley. *Environmental Entomology* 33, 1644-1651.
- Sumner, D.R., Phatak, S.C., Gay, J.D., Chalfant, R.B., Brunson, K.E., Bugg, R.L., 1995. Soilborne pathogens in a vegetable double-crop with conservation tillage following winter cover crops. *Crop Protection* 14, 495-500.
- Susurluk, A., Ehlers, R.U., 2008. Field persistence of the entomopathogenic nematode *Heterorhabditis bacteriophora* in different crops. *Biocontrol* 53, 627-641.
- Szendrei, Z., Isaacs, R., 2006. Ground covers influence the abundance and behavior of Japanese beetles. *Environmental Entomology* 35, 789-796.
- Szendrei, Z., Kramer, M., Weber, D.C., 2009. Habitat manipulation in potato affects Colorado potato beetle dispersal. *Journal of Applied Entomology* 133, 711-719.
- Takeda, M., Nakamoto, T., Miyazawa, K., Murayama, T., Okada, H., 2009. Phosphorus availability and soil biological activity in an Andosol under compost application and winter cover cropping. *Applied Soil Ecology* 42, 86-95.
- Teasdale, J., Brandsaeter, L.O., Calegari, A., Skora Neto, F., 2007. Cover crops and weed management. In: Upadhyaya, M.K., Blackshaw, R.E. (Eds.), *Non-chemical weed management: principles, concepts and technology*. Non-chemical weed management: principles, concepts and technology, Cabi, Wallingford UK, pp. 49-64.
- Teasdale, J., Daughtry, C.S.T., 1993. Weed suppression by live and desiccated hairy vetch (*Vicia villosa*). *Weed Science* 41, 207-212.
- Teasdale, J., Mohler, C.L., 2000. The quantitative relationship between weed emergence and the physical properties of mulches. *Weed Science* 48, 385-392.
- Teasdale, J., Pillai, P., Collins, R.T., 2005. Synergism between cover crop residue and herbicide activity on emergence and early growth of weeds. *Weed Science* 53, 521-527.
- Teasdale, J.R., 1996. Contribution of cover crops to weed management in sustainable agricultural systems. *Journal of Production Agriculture* 9, 475-479.
- Teasdale, J.R., Devine, T.E., Mosjidis, J.A., Bellinder, R.R., Beste, C.E., 2004. Growth and development of hairy vetch cultivars in the Northeastern United States as influenced by planting and harvesting date. *Agronomy Journal* 96, 1266-1271.
- Teasdale, J.R., Mohler, C.L., 1993. Light transmittance, soil temperature, and soil moisture under residue of hairy vetch and rye. *Agronomy Journal* 85, 673-680.
- Teasdale, J.R., Pillai, P., 2005. Contribution of ammonium to stimulation of smooth pigweed (*Amaranthus hybridus* L.) germination by extracts of hairy vetch (*Vicia villosa* Roth) residue. *Weed Biol. Manag.* 5, 19-25.
- Teittinen, T., 1980. Observations on the food plants of the honeybee. *Annales Agriculturae Fenniae* 19, 156-163.
- Thoden, T.C., Boppre, M., 2010. Plants producing pyrrolizidine alkaloids: sustainable tools for nematode management? *Nematology* 12, 1-24.
- Thomas, C.F.G., Parkinson, L., Marshall, E.J.P., 1998. Isolating the components of activity-density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland. *Oecologia* 116, 103-112.
- Tian, Y.Q., Zhang, X.Y., Liu, J., Gao, L.H., 2011. Effects of summer cover crop and residue management on cucumber growth in intensive Chinese production systems: soil nutrients, microbial properties and nematodes. *Plant Soil* 339, 299-315.
- Topoliantz, S., Ponge, J.F., Viaux, P., 2000. Earthworm and enchytraeid activity under different arable farming systems, as exemplified by biogenic structures. *Plant Soil* 225, 39-51.
- Traugott, M., 2002. Dispersal power, home range and habitat preference of cantharid larvae (Coleoptera : Cantharidae) in arable land. *European Journal of Soil Biology* 38, 79-83.
- Trdan, S., Znidarcic, D., Kac, M., Vidrih, M., 2008. Yield of early white cabbage grown under mulch and non-mulch conditions with low populations of onion thrips (*Thrips tabaci* Lindeman). *International Journal of Pest Management* 54, 309-318.
- Treonis, A.M., Austin, E.E., Buyer, J.S., Maul, J.E., Spicer, L., Zasada, I.A., 2010. Effects of organic amendment and tillage on soil microorganisms and microfauna. *Applied Soil Ecology* 46, 103-110.
- Van Der Beek, J.G., Mugniery, D., 2008. Variation in host status of *Brassica* spp. for isolates of the Columbia root-knot nematode, *Meloidogyne chitwoodi*, and potential mechanisms. *Nematology* 10, 767-775.

- vanEngelsdorp, D., Evans, J.D., Saegerman, C., Mullin, C., Haubruge, E., Nguyen, B.K., Frazier, M., Frazier, J., Cox-Foster, D., Chen, Y., Underwood, R., Tarpy, D.R., Pettis, J.S., 2009. Colony Collapse Disorder: A Descriptive Study. *PLoS ONE* 4, e6481 doi:6410.1371/journal.pone.0006481.
- Vatovec, C., Jordan, N., Huerd, S., 2005. Responsiveness of certain agronomic weed species to arbuscular mycorrhizal fungi. *Renewable Agriculture and Food Systems* 20, 181-189.
- Vernava, M.N., Phillips-Aalten, P.M., Hughes, L.A., Rowcliffe, H., Wiltshire, C.W., Glen, D.M., 2004. Influences of preceding cover crops on slug damage and biological control using *Phasmarhabditis hermaphrodita*. *Annals of Applied Biology* 145, 279-284.
- Vertucci, C.W., Vertucci, F.A., Leopold, C.A., 1987. Water content and the conversion of phytochrome regulation of lettuce dormancy. *Plant Physiology* 84, 887-890.
- Vickery, J.A., Feber, R.E., Fuller, R.J., 2009. Arable field margins managed for biodiversity conservation: a review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, 1-13.
- Walter, U., Hermann, D., Hurle, K., 1993. Set-aside: effects of rotational fallow on slugs, nematodes and cereal foot rot diseases. *Gesunde Pflanzen* 45, 207-216.
- Wang, D., Rosen, C., Kinkel, L., Cao, A., Tharayil, N., Gerik, J., 2009. Production of methyl sulfide and dimethyl disulfide from soil-incorporated plant materials and implications for controlling soilborne pathogens. *Plant Soil* 324, 185-197.
- Wang, G.Y., Ngouajio, M., 2008. Integration of cover crop, conservation tillage, and low herbicide rate for machine-harvested pickling cucumbers. *Hortscience* 43, 1770-1774.
- Wang, G.Y., Ngouajio, M., Charles, K.S., 2010. Brassica Biofumigants Improve Onion (*Allium cepa* L.) and Celery (*Apium graveolens*) Production Systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 34, 2-14.
- Wang, K.H., McSorley, R., Gallaher, R.N., Kokalis-Burelle, N., 2008a. Cover crops and organic mulches for nematode, weed and plant health management. *Nematology* 10, 231-242.
- Wang, K.H., McSorley, R., Gallaher, R.N., Kokalis-Burelle, N., 2008b. Cover crops and organic mulches for nematode, weed and plant health management. *Nematology* 10, 231-242.
- Wang, K.H., McSorley, R., Kokalis-Burelle, N., 2006a. Effects of cover cropping, solarization, and soil fumigation on nematode communities. *Plant Soil* 286, 229-243.
- Wang, K.H., McSorley, R., Marshall, A., Gallaher, R.N., 2006b. Influence of organic *Crotalaria juncea* hay and ammonium nitrate fertilizers on soil nematode communities. *Applied Soil Ecology* 31, 186-198.
- Wang, K.H., Sipes, B.S., Schmitt, D.P., 2003. Intercropping cover crops with pineapple for the management of *Rotylenchulus reniformis*. *Journal of Nematology* 35, 39-47.
- Wang, Q., Li, Y., Handoo, Z., Klassen, W., 2007. Influence of cover crops on populations of soil nematodes. *Nematropica* 37, 79-92.
- Ward, M.J., Ryan, M.R., Curran, W.S., Barbercheck, M.E., Mortensen, D.A., 2011. Cover Crops and Disturbance Influence Activity-Density of Weed Seed Predators *Amara aenea* and *Harpalus pensylvanicus* (Coleoptera: Carabidae). *Weed Science* 59, 76-81.
- Wartelle, R., 2002. Impact de la Jachère Environnement Faune Sauvage sur la biodiversité : le volet arthropodes. *Faune Sauvage* 256, 74-77.
- Wells, M.L., 2011. Response of Pecan Orchard Soil Chemical and Biological Quality Indicators to Poultry Litter Application and Clover Cover Crops. *Hortscience* 46, 306-310.
- Wenneker, M., Visser, J., Korthals, G., 2009. Alternative methods for chemical soil disinfection. *Fruittelt (Den Haag)* 99, 12-13.
- Weston, L.A., 1996. Utilization of allelopathy for weed management in agroecosystems. *Agronomy Journal* 88, 860-866.
- Wiggins, B.E., Kinkel, L.L., 2005a. Green manures and crop sequences influence potato diseases and pathogen inhibitory activity of indigenous streptomycetes. *Phytopathology* 95, 178-185.
- Wiggins, E., Kinkel, L.L., 2005b. Green manures and crop sequences influence alfalfa root rot and pathogen inhibitory activity among soil-borne streptomycetes. *Plant Soil* 268, 271-283.
- Williams, I.H., Christian, D.G., 1991. Observations on *Phacelia tanacetifolia* Bentham (Hydrophyllaceae) as a food plant for honeybees and bumble bees. *J. Apic. Res.* 30, 3-12.
- WilliamsWoodward, J.L., Pflieger, F.L., Fritz, V.A., Allmaras, R.R., 1997. Green manures of oat, rape and sweet corn for reducing common root rot in pea (*Pisum sativum*) caused by *Aphanomyces euteiches*. *Plant Soil* 188, 43-48.
- Wiman, M.R., Kirby, E.M., Granatstein, D.M., Sullivan, T.P., 2009. Cover Crops Influence Meadow Vole Presence in Organic Orchards. *Horttechnology* 19, 558-562.
- Woolwine, A.E., Reagan, T.E., 2001. Potential of winter cover crops to increase abundance of *Solenopsis invicta* (Hymenoptera : Formicidae) and other arthropods in sugarcane. *Environmental Entomology* 30, 1017-1020.
- Yulianti, T., Sivasithamparam, K., Turner, D.W., 2006a. Response of different forms of propagules of *Rhizoctonia solani* AG2-1 (ZG5) exposed to the volatiles produced in soil amended with green manures. *Annals of Applied Biology* 148, 105-111.
- Yulianti, T., Sivasithamparam, K., Turner, D.W., 2006b. Saprophytic growth of *Rhizoctonia solani* Kuhn AG2-1 (ZG5) in soil amended with fresh green manures affects the severity of damping-off in canola. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 923-930.

- Zanic, K., Ban, D., Ban, S.G., Culjak, T.G., Dumicic, G., 2009. Response of alate aphid species to mulch colour in watermelon. *J. Food Agric. Environ.* 7, 496-502.
- Zasada, I.A., Masler, E.P., Rogers, S.T., Halbrendt, J.M., 2009. Behavioural response of *Meloidogyne incognita* to benzyl isothiocyanate. *Nematology* 11, 603-610.
- Zasada, I.A., Meyer, S.L.F., Halbrendt, J.M., Rice, C., 2005. Activity of hydroxamic acids from *Secale cereale* against the plant-parasitic nematodes *Meloidogyne incognita* and *Xiphinema americanum*. *Phytopathology* 95, 1116-1121.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

Partie II. Etude par simulations

7. Problématique, méthodes et plan de simulation
8. Simulation de la levée des cultures intermédiaires avec le modèle SIMPLE
9. Evaluation par simulation des jours potentiellement disponibles pour la destruction mécanique des cultures intermédiaires à l'automne
10. Impacts de la gestion de l'interculture sur les bilans d'azote et d'eau, et sur le rendement de la culture suivante, simulés avec le modèle de culture STICS
11. Conclusions

Introduction

La seconde partie de ce rapport concerne trois études par simulations au moyen de modèles dynamiques. Ces études ont pour but de pallier l'incomplétude des informations rassemblées dans l'analyse bibliographique présentée dans la première partie, notamment en vue de l'extrapolation à la diversité des conditions pédoclimatiques françaises. Cette partie concerne plus particulièrement l'analyse et la quantification de la fonction de "piège à nitrate" produite *via* divers modes de gestion de l'interculture, à savoir par i) les résidus de récolte, ii) les repousses de colza et de blé, et iii) les cultures intermédiaires.

Ces travaux de simulation sont basés sur les éléments suivants : i) les questions posées par les commanditaires, ii) les pratiques actuelles (en date de 2006) de gestion de l'interculture, et iii) l'incomplétude de références concernant l'efficacité des cultures intermédiaires et des repousses en fonction de leur conduite et des conditions pédoclimatiques très contrastées rencontrées en France.

Les commanditaires ont sollicité l'INRA afin de fournir des données quantitatives et un avis scientifique sur l'efficacité des cultures intermédiaires pour réduire la pollution nitrique par rapport à d'autres techniques de gestion de l'interculture. Les simulations réalisées permettent d'analyser la plupart des situations rencontrées en France, y compris celles qui posent le plus de problème (notamment les situations de sols argileux, de récolte tardive). En effet pour ces situations des dérogations ont été demandées par les agriculteurs ou leurs représentants auprès des préfets, suite à la circulaire de 2008 imposant la couverture des sols à l'automne en "zones vulnérables Nitrate" qui posent question vis-à-vis de la pollution nitrique des eaux souterraines.

L'analyse de l'état des lieux des pratiques de cultures intermédiaires a pour but de cadrer les gammes de variation et donc de s'assurer que les simulations sont réalistes vis-à-vis de la diversité des pratiques, des conditions et des systèmes de culture français.

Enfin cette étude par simulations a pour objectif de compléter les références et les connaissances sur l'efficacité de divers modes de gestion de l'interculture pour réduire la lixiviation d'azote nitrique dans les différentes situations de systèmes de type "grandes cultures" en France. En effet, compte tenu de la variabilité des effets identifiés dans la recherche bibliographique, il était difficile d'extrapoler de façon simple et robuste les résultats de cette analyse à la diversité des sols et climats et des systèmes de culture français. L'étude par simulation doit permettre d'identifier les conditions pour lesquelles les cultures intermédiaires et les repousses de colza et de blé sont efficaces pour réduire les pertes d'azote nitrique par lixiviation dans les conditions françaises, mais aussi les situations où elles ne le seraient pas. Ainsi, cette étude a pour but principal de quantifier les effets des cultures intermédiaires dans leur fonction "piège à nitrate", sans toutefois négliger l'évaluation des effets potentiellement indésirables sur les bilans d'eau et d'azote et sur la culture principale suivante. Les effets biotiques ou l'impact sur les conditions de l'implantation de la culture suivante en termes d'état structural du sol n'ont pas été analysés dans ce volet de l'étude.

L'évaluation de l'efficacité pour réduire la lixiviation d'azote nitrique s'appuie sur l'analyse i) du niveau de réussite de l'implantation des cultures intermédiaires durant la phase semis-levée, ii) de l'efficacité du piégeage du nitrate durant leur croissance, et iii) des difficultés possibles liées à leur destruction en fonction des types de sol (texture argileuse notamment) et de la date de travail du sol. Ces trois points ont été analysés au travers de 3 études complémentaires.

La première étude a eu pour objectif d'analyser les conditions de réussite de la levée des cultures intermédiaires en fonction de leur date de semis, du climat au sein du lit de semences (température et humidité), et des conditions physiques de celui-ci (état structural du lit de semences et profil de répartition des graines). Cette première étude réalisée avec le modèle SIMPLE (Dürr et al., 2001) doit permettre de quantifier les taux et la durée de la levée des cultures intermédiaires pour un échantillon de pédoclimats français décrivant une large variabilité climatique.

La deuxième étude a pour objectif d'évaluer les jours potentiellement disponibles pour la destruction des cultures intermédiaires à l'automne en fonction du type de sol (différentes textures allant de sol sableux à argileux). Cette étude s'appuie sur des simulations de l'humidité du sol avec le modèle de culture STICS (Brisson et al., 1998,

2002, 2003, 2008), et le calcul de jours potentiellement disponibles basés sur la portance du sol pour réaliser une opération mécanique, qui est fonction de l'humidité des premiers horizons du sol.

La dernière étude, qui est la plus conséquente en terme de nombre de simulations, a été réalisée avec le modèle de culture STICS afin d'analyser la dynamique des bilans d'eau et d'azote en période d'interculture pour divers modes de gestion (cultures intermédiaires, repousses, gestion des résidus). Au-delà de l'aide à la compréhension de la dynamique des processus en interaction avec les conditions pédoclimatiques, les simulations ont pour but de quantifier les effets de divers modes de gestion de l'interculture sur la lixiviation de nitrate et d'analyser leur variabilité, dans une large gamme de conditions pédoclimatiques françaises. L'étude doit permettre de quantifier et donc de comparer l'efficacité des cultures intermédiaires, des repousses et des modes de gestion des résidus pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage sous la parcelle agricole (c'est-à-dire sous la zone explorée par les racines des cultures principales). Elle doit permettre d'identifier les dates de levée et de destruction les plus favorables, ainsi que les conditions pédoclimatiques où l'efficacité serait forte ou au contraire faible. Enfin, cette étude a pour objectif d'analyser les éventuels effets indésirables de ces divers modes de gestion pour le bilan hydrique et pour le rendement de la culture principale suivante.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

7. Problématique, méthodes et plan de simulation

Auteurs :

Julie Constantin

Christine Le Bas

Catherine Mignolet

Eric Justes

Juin 2012

Sommaire

7.1. Contexte	269
7.2. Les justifications des dérogations à l'implantation de CIPAN.....	270
7.3. Objectifs de l'étude par simulation au moyen d'un modèle dynamique de culture	271
7.4. Le modèle de culture choisi : STICS	272
7.5. Echelle spatiale et représentativité des simulations.....	274
7.6. Echelle temporelle des simulations	274
7.7. Choix des situations climatiques, pédologiques et techniques.....	275
7.8. Choix des successions et itinéraires techniques des cultures principales	279
7.9. Modalités de gestion de l'interculture	279
7.10. Evaluation des performances du modèle STICS	285
7.11. Analyse des simulations et présentation des résultats.....	287
Références bibliographiques citées	289

Relecteurs du chapitre membres du groupe d'experts : Nicolas Beaudoin, Patrick Bertuzzi et Laurent Ruiz.

Relecteurs externes du chapitre : Bernard Itier, Marie Launay et Bernard Nicolardot.

Le plan de simulation et les résultats préliminaires ont été discutés par les membres du groupe technique composé de : Jean-Pierre Cohan (Arvalis - Institut du végétal), Rémy Duval (Institut Technique de la Betterave), Tanegmart Redjala-Ounnas (CETIOM - Centre technique interprofessionnel des oléagineux et du chanvre), Sébastien Minette (Chambre régionale d'agriculture de Poitou-Charentes), Alain Lecat (Chambre régionale d'agriculture du Nord Pas-de-Calais et Institut Technique de l'Agriculture Biologique), Nathael Leclech (Chambre régionale d'agriculture de Lorraine), Damien Ronget (Chambre d'agriculture de Côte d'Or), Frédérique Hupin (Nitrawal, Belgique).

7.1. Contexte

L'interculture est la période, dans la rotation culturale, qui se situe entre la récolte d'une culture principale de vente ou de rente et le semis de la suivante (Figure 7-1). Sa durée varie selon les dates de récolte et de semis des cultures principales, de quelques jours dans le cas d'une récolte tardive du précédent suivie d'une culture d'hiver, à plusieurs mois dans le cas d'une culture de printemps. Durant cette période, un sol laissé sans plante ou "nu", en particulier dans le cas d'interculture longue, peut fortement augmenter le risque de lixiviation d'ions nitrate vers les aquifères. L'implantation d'une culture intermédiaire dite "piège à nitrate" (CI ou CIPAN) permet de réduire ce phénomène, dans des proportions variées selon le contexte pédoclimatique et le système de culture, de 20 à 90% par rapport à un sol nu (par ex. Aksegaard et al., 2005 ; Beaudoin et al., 2006) ; cette large gamme d'efficacité doit être analysée en regard des facteurs déterminant le drainage et la lixiviation nitrrique.

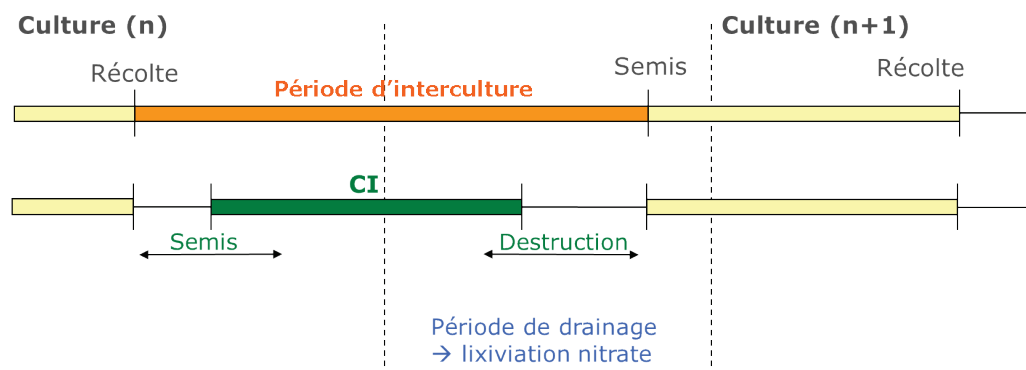


Figure 7-1. Représentation schématique de l'interculture dans une succession de cultures annuelles (en haut) et de l'implantation de culture intermédiaire durant cette période (en bas).

Ces cultures peuvent être semées sous couvert ou, plus communément, après la récolte de la culture principale. En post-récolte, les CI sont généralement semées en août ou début septembre, pour une destruction allant de novembre à février de l'année calendaire suivante. Leur durée d'implantation varie donc de 2 à 6 mois, selon les successions culturales et les régions. Leur destruction peut se faire mécaniquement (broyage, labour, déchaumage) ou, parfois, chimiquement par application d'un herbicide foliaire systémique (glyphosate par exemple), selon les espèces et la maturité du couvert végétal, mais aussi selon la réglementation en vigueur, qui interdit dans de nombreux cas le recours à une destruction chimique; en France ces CI sont donc principalement détruites par broyage et/ou enfouissement mécanique.

D'après l'enquête "Pratiques culturales" 2006, les cultures intermédiaires sont essentiellement implantées avant des cultures de printemps, et en particulier avant la betterave et la pomme de terre ; et dans une moindre mesure avant le pois, le maïs ou encore le tournesol (Figure 7-2). Ce sont majoritairement des crucifères, à 66% contre 25% de graminées ; l'usage de mélange d'espèces ou d'autres familles est peu répandu (4 à 5%).

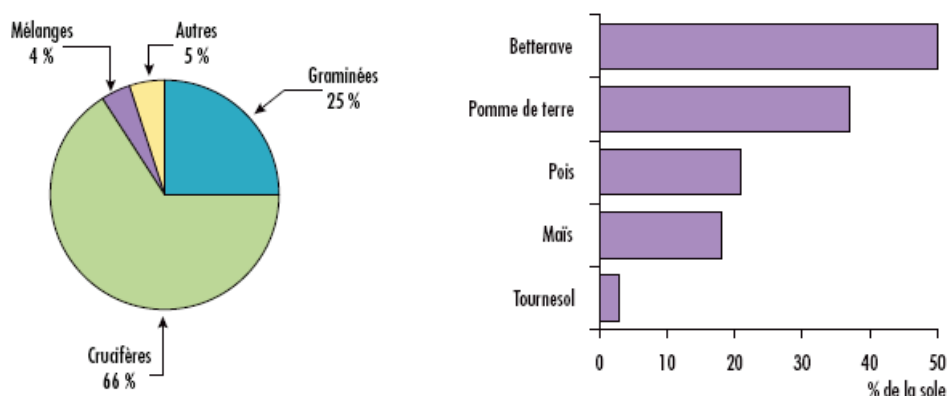


Figure 7-2. Proportion de la sole d'une culture donnée précédée d'une culture intermédiaire, à gauche, et proportion d'espèces semées comme culture intermédiaire (% des surfaces), à droite (Source : Agreste 2006).

L'étude bibliographique portant sur l'impact des cultures intermédiaires (CI) sur la lixiviation des ions nitrate, dans les systèmes de cultures annuelles, démontre un manque de références régionales en France. Il en va de même concernant leur impact sur d'autres variables telles que le bilan hydrique ou le rendement de la culture suivante. Or l'implantation des cultures intermédiaires devenant obligatoire sur la totalité des zones vulnérables à partir de 2012, il est nécessaire d'évaluer *a priori* leur degré d'efficacité pour réduire la concentration en nitrate des eaux de drainage selon le contexte pédoclimatique dans une large gamme de conditions françaises, afin de pouvoir adapter au mieux leur itinéraire technique, et identifier les situations où leur usage peut induire des conséquences négatives sur la culture suivante et potentiellement sur la recharge des nappes.

7.2. Les justifications des dérogations à l'implantation de CIPAN

Les arguments sous-jacents aux demandes de dérogations ont été analysés afin d'apporter autant que possible des éléments d'analyse pour comprendre et hiérarchiser les risques motivant ces demandes auprès des pouvoirs publics. En conséquence, les scénarios qui seront simulés auront pour objectif de couvrir les principaux cas "types" pour lesquels des dérogations à l'implantation des CI ont été demandées.

Un premier type de demande de dérogation concerne des situations de sol à fort taux d'argile. Toutefois, il convient de préciser que la texture des sols qualifiés d'argileux dans ces demandes de dérogation est très hétérogène, puisque les seuils indiqués par les demandeurs varient de 22 à 40% d'argile selon les départements. Si l'on se réfère à la qualification *ad hoc* des textures des sols français, un sol est considéré comme argileux lorsque sa teneur en argile (fraction < 2 µm) est supérieure à 37% selon le triangle de texture GEPPA largement utilisé en France (Richer de Forges et al., 2008). Un sol est considéré comme argilo-limoneux lorsque sa teneur en argile est comprise entre 27,5% et 37%. Les demandes de dérogation s'appuient sur l'argument selon lequel les sols argileux nécessitent un travail précoce à l'automne difficilement compatible avec l'implantation de CI.

D'autres demandes de dérogation sont argumentées par : i) de faibles reliquats d'azote minéral dans le sol à la récolte, ii) une récolte tardive de la culture principale (avec des dates de dérogations du 1^{er} septembre au 31 octobre selon les départements) ne permettant pas l'installation de CI, iii) une substitution des CI par des repousses de céréales, iv) la nécessité de réaliser de faux semis, notamment en Agriculture biologique, et enfin v) l'impact négatif des CI sur le bilan d'eau ou les facteurs biotiques (Figure 7-3).

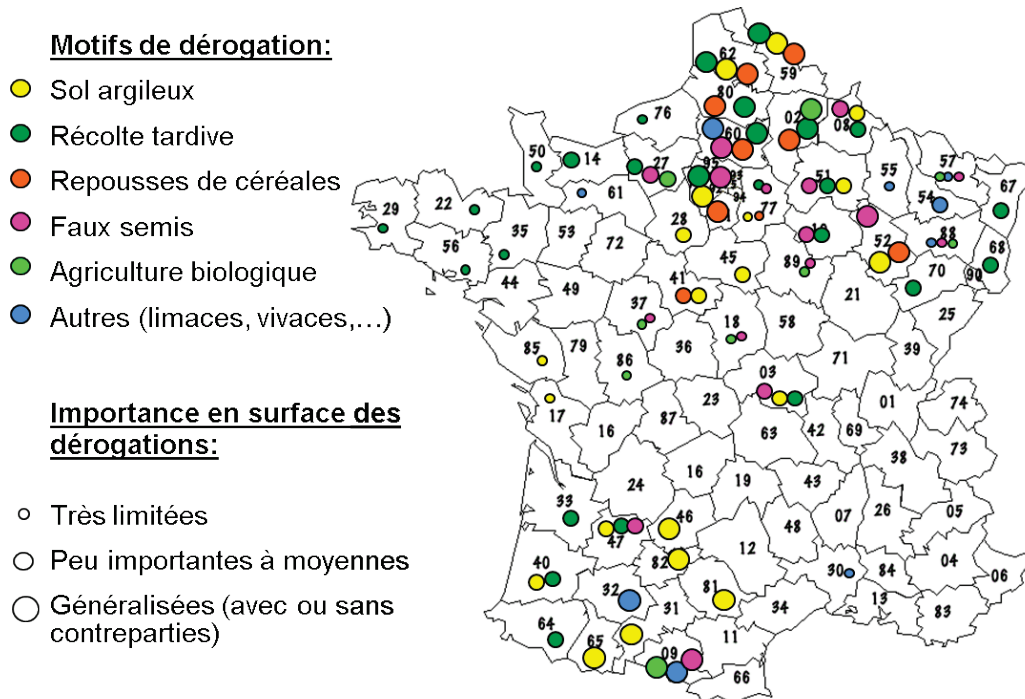


Figure 7-3. Localisation et importance (en surface) des différents motifs de dérogations à l'implantation des cultures intermédiaires par département (source: arrêtés préfectoraux régionaux et départementaux)

7.3. Objectifs de l'étude par simulation au moyen d'un modèle dynamique de culture

L'étude par simulation menée en complément de l'analyse bibliographique est réalisée dans des contextes pédoclimatiques français diversifiés et comporte 3 volets (Figure 7-4) :

- 1- Une étude centrale portant sur les impacts des modes de gestion de l'interculture sur l'azote (la lixiviation de l'azote nitrique en particulier), le bilan d'eau et les effets sur la culture suivante (Chapitre 10).
- 2- Une étude portant sur la phase de semis-levée des cultures intermédiaires, afin d'identifier d'éventuels problèmes pendant cette phase d'installation de la CI, dont dépend son efficacité de "piège à nitrate" par la suite (Chapitre 8).
- 3- Une étude spécifique sur la phase de destruction automnale des cultures intermédiaires et les risques de tassement du sol lié à cette destruction, selon les types de sol considérés (Chapitre 9).

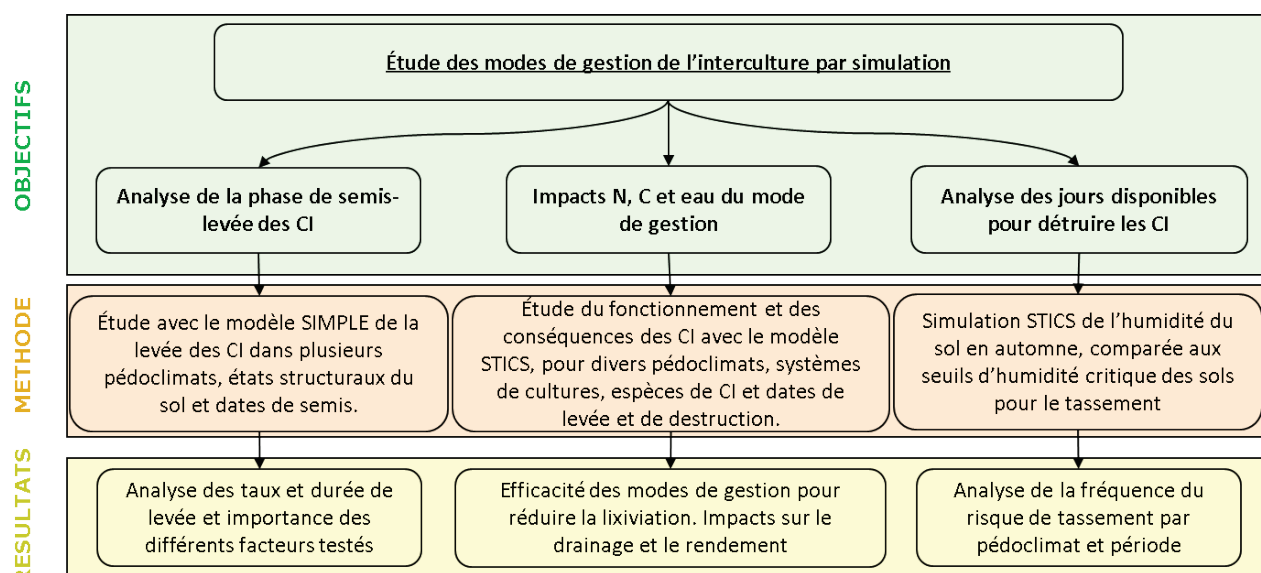


Figure 7-4. Récapitulatif des différents volets de l'étude par simulation, de leurs objectifs, méthodes générales et résultats attendus.

Un premier objectif de ce volet "modélisation" est d'obtenir des ordres de grandeur réalistes en termes d'efficacité des cultures intermédiaires pour réduire les fuites de nitrate dans différents pédoclimats et systèmes de culture. Cette efficacité nécessite d'être évaluée par rapport à une situation de référence qui est l'interculture laissée en sol nu, mais également comparée à des pratiques alternatives telles que les repousses de céréales ou de colza, ou l'enfouissement des résidus de culture. Différentes modalités de gestion de ces cultures intermédiaires sont également testées, et les grands déterminants de l'efficacité des CI sont mis en évidence et hiérarchisés par le biais d'analyses statistiques des résultats des simulations.

Ainsi, ce travail de simulation vise à évaluer l'impact de ces cultures intermédiaires en fonction des espèces utilisées, de leurs modalités de gestion (dates de semis et de destruction) et de leur durée d'implantation, dépendant notamment des précédents culturaux et des cultures suivantes, semées en hiver ou au printemps (Figure 7-5). En revanche, certaines pratiques ne sont pas abordées directement par le biais de la modélisation ; c'est le cas du semis sous couvert des CI et du mélange d'espèces dans la composition de ces CI. En effet, ces situations sont très difficiles à représenter d'un point de vue technique puisqu'il s'agit de simuler avec le modèle de culture choisi, le fonctionnement de plusieurs cultures en même temps et sur une même parcelle tout en considérant leur compétition. Cependant, ces techniques peuvent présenter des avantages qu'il serait intéressant d'analyser plus en détail par expérimentation de terrain et numérique. Un deuxième objectif est d'appréhender, conjointement au piégeage des nitrates par le couvert, l'effet des CI sur le bilan hydrique, en particulier dans des régions à faible pluviométrie, fréquemment soumises à des déficits hydriques, et sur la culture suivante. Les simulations permettront donc de déterminer les impacts sur les profils hydriques du sol et le drainage ainsi que

l'impact sur la culture suivante. Cette étude aidera à identifier des risques potentiels de stress hydrique pour la culture suivante, ou de recharge de nappe réduite. L'impact des CI sur la disponibilité en eau pour la culture suivante, sur l'absorption d'azote et le rendement sera également analysé. Cette étude sera menée sur la base des résultats des simulations de scénarios de gestion de l'interculture réalisées avec le modèle de culture STICS.

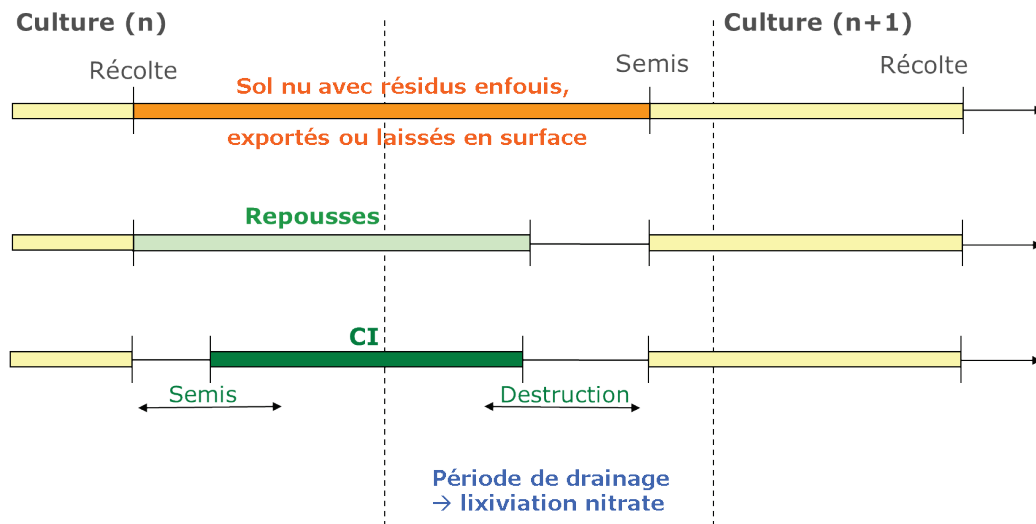


Figure 7-5. Représentation schématique des différentes modalités de gestion de l'interculture dans une succession de cultures annuelles ayant un impact sur les bilans d'azote, d'eau et de carbone.

L'étude de la phase de semis-levée permettra de déterminer les taux et les durées de levée des cultures intermédiaires dans différents contextes pédoclimatiques et pour différentes conditions de semis, en termes de date de semis et d'état structural du lit de semence. Il s'agira notamment d'identifier les causes potentielles de non-levée et leurs importances respectives. Cette étude sera réalisée avec le modèle SIMPLE qui simule la germination et la levée des cultures en fonction des conditions climatiques et pédologiques ainsi que des caractéristiques spécifiques de la culture considérée.

L'étude de la phase de destruction des cultures intermédiaires et du risque de tassement du sol sera abordée par le biais de simulations des profils hydriques journaliers sur les deux premiers horizons de sol (0-10 et 10-30 cm) par le modèle STICS. Ces simulations permettront de prévoir les jours potentiellement disponibles pour la destruction de la CI en place, en fonction de la portance du sol à l'automne. Des seuils de risque de tassement en fonction de l'état hydrique du sol seront donc déterminés pour chaque type de sol afin de décider quels jours sont disponibles pour ces opérations sans risque de tassement du sol.

7.4. Le modèle de culture choisi : STICS

L'étude est réalisée à l'échelle de la parcelle à l'aide du modèle de culture sol-plante-atmosphère STICS (Brisson et al., 1998, 2002, 2003, 2008) dans sa version 6.9. Le modèle STICS est un modèle monodimensionnel intégrant les variabilités et la diversité du climat, du sol et des modalités techniques. Il simule leurs effets sur le fonctionnement des cultures et l'évolution de caractéristiques environnementales à l'échelle de la parcelle. Il restitue les bilans d'eau, de carbone et d'azote à un pas de temps journalier (Figure 7-6). Il gère les effets simples ou combinés des stress hydrique et azoté sur la culture. Les stress biotiques ou abiotiques autres qu'hydrique et azoté ne sont pas pris en compte par le modèle.

STICS calcule principalement des variables caractérisant la production végétale, telles que le rendement de la culture, ainsi que des variables environnementales telles que la quantité de nitrate lixivié et la restitution d'eau au milieu (ruissellement et percolation) durant le cycle cultural et l'interculture, voire durant une rotation culturale.

La culture est appréhendée globalement par sa biomasse aérienne et sa teneur en azote, son indice foliaire ainsi que le nombre, la biomasse et la teneur en azote des organes récoltés ; les organes végétatifs ne sont donc pas individualisés. Le sol est assimilé à une succession de couches horizontales, chaque couche étant caractérisée

par sa réserve en eau, et ses teneurs en azote minéral et organique. Les interactions entre le sol et la culture sont assurées par les racines, définies par une distribution de densité racinaire dans le profil de sol. La croissance de la culture est pilotée par le bilan de carbone, où le rayonnement solaire intercepté par le feuillage (moteur énergétique) est transformé en biomasse aérienne *via* la photosynthèse (assimilation de carbone représentée par une efficacité de conversion de l'énergie en biomasse). Le bilan azoté de la culture est simulé parallèlement au bilan de carbone, dont il dépend en partie, la croissance en biomasse dépendant en partie du statut azoté de la plante et de la disponibilité en azote minéral du sol.

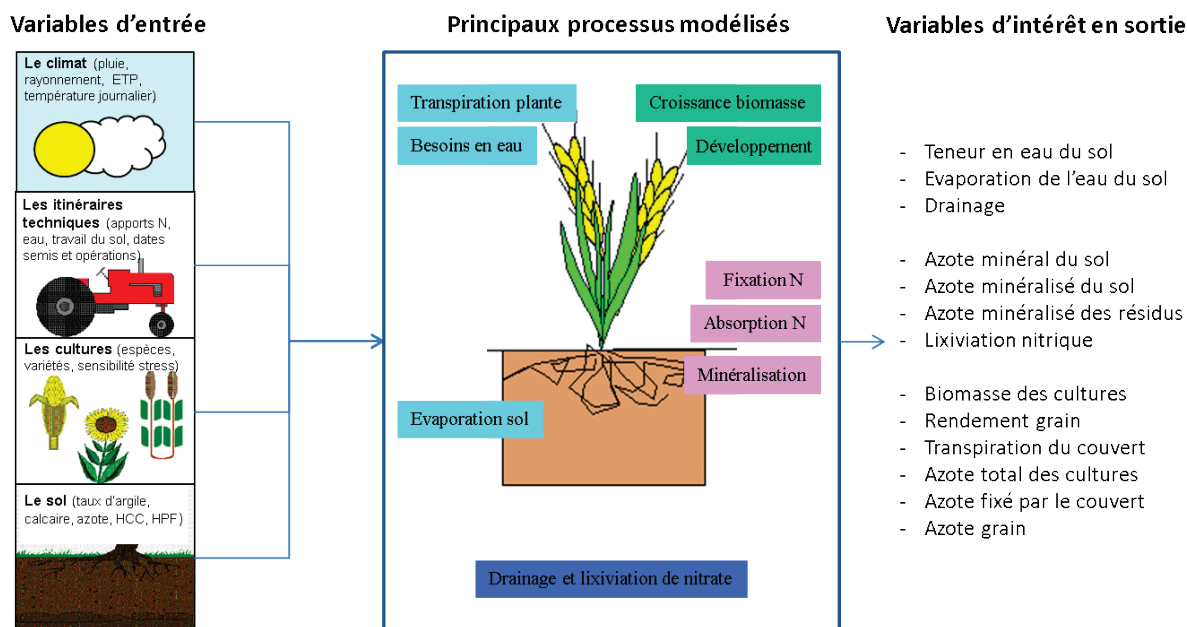


Figure 7-6. Représentation schématique des données d'entrée du modèle STICS (à gauche), des principaux processus simulés et des variables de sorties d'intérêt pour l'étude (à droite).

La minéralisation nette d'azote du sol est la somme de la minéralisation de la matière organique du sol, et de la minéralisation nette des résidus de culture ou des amendements organiques apportés au sol. La vitesse de minéralisation de l'azote de la matière organique du sol dépend de son stock, de la texture (taux d'argile et de calcaire), de l'humidité et de la température du sol. La vitesse de décomposition des résidus dépend de la nature des résidus organiques (caractérisés par leur rapport C/N), de leur profondeur d'incorporation dans le sol, de la température et de l'humidité du sol, ainsi que de la disponibilité en azote minéral dans la couche de sol où se situent les résidus.

Le modèle STICS présente l'avantage d'être déjà paramétré pour plusieurs cultures principales (blé tendre, blé dur, maïs, colza) et intermédiaires (moutarde, ray-grass) (Dorsainvil, 2002). La fonction de décomposition des résidus de cultures, matures ou non, a déjà été testée et améliorée à plusieurs reprises (Justes et al., 2009 ; Nicolardot et al., 2001). De plus, ce modèle a été paramétré dans des contextes pédoclimatiques français diversifiés ; l'étude se situe donc dans une gamme de situations proches de celles pour laquelle le modèle a été paramétré et validé. Enfin, le modèle simule des variables de sortie environnementales telles que la lixiviation d'azote nitrique et le drainage, qui sont indispensables dans l'évaluation de l'impact de la gestion de l'interculture.

Dans le cadre de l'étude de la phase semis-levée des cultures intermédiaires, le modèle SIMPLE, est spécifiquement utilisé. Il s'agit d'un modèle stochastique qui simule la germination et la levée de cultures en fonction des propriétés des graines, du sol et du climat. Il est présenté de manière plus détaillée dans la partie consacrée à cette étude (Chapitre 8).

7.5. Echelle spatiale et représentativité des simulations

La stratégie choisie afin d'évaluer l'impact des cultures intermédiaires, ou d'autres modes de gestion de l'interculture, en France est de réaliser une analyse de sensibilité dans une large gamme de conditions pédoclimatiques représentant la gamme observée en zones de grandes cultures, et notamment en "zones vulnérables Nitrate" du territoire. Notre ambition n'est pas d'avoir une représentation spatialement pondérée de la "ferme France", mais de couvrir une large gamme de situations pédoclimatiques et de systèmes de culture existants, pour une analyse multi-locale et sans chercher l'exhaustivité. Ainsi, les simulations réalisées ne prétendent pas représenter l'ensemble des pédoclimats de toutes les petites régions agricoles françaises, ou des cas très particuliers de sols, climats ou systèmes de culture mais permettent de simuler l'impact des différents modes de gestion de l'interculture sur les fuites de nitrate et les bilans d'eau et d'azote, en fonction de facteurs climatiques, pédologiques et de systèmes de culture contrastés, rencontrés en France.

Cette étude est donc fondée sur une sélection de points climatiques sur le territoire français, pour le climat actuel, représenté par les années 1988 à 2008 (données SAFRAN de Météo-France). Nous avons choisi de considérer différents types de sol en cohérence avec le positionnement géographique des points de grille de données climatiques, ces points de grille climatique correspondant à des climats ayant une bonne représentativité régionale, hormis des situations topographiques particulières.

Des systèmes communs de succession culturale sont testés sur chacun de ces points climatiques. Les itinéraires techniques des différentes cultures simulées (date de semis et de récolte, dose d'azote apportée...) sont adaptés régionalement afin de simuler des situations qui ont une certaine représentativité par rapport aux situations réelles, selon les enquêtes et informations des services statistiques français.

Les scénarios sélectionnés permettent donc de simuler une gamme variée de gestions de l'interculture dans des systèmes de culture, des climats et des sols cohérents régionalement, permettant ainsi de couvrir une large gamme des possibles, mais sans avoir l'ambition d'être exhaustif.

7.6. Echelle temporelle des simulations

Les simulations sont réalisées sur une période allant de la récolte d'une culture principale jusqu'au début de la période de drainage suivante, c'est-à-dire le 15 novembre de l'année suivante (Figure 7-7). Elles comprennent donc la simulation d'une interculture et de la culture suivante et sont sur deux années calendaires, allant de 1988-1989 à 2007-2008.

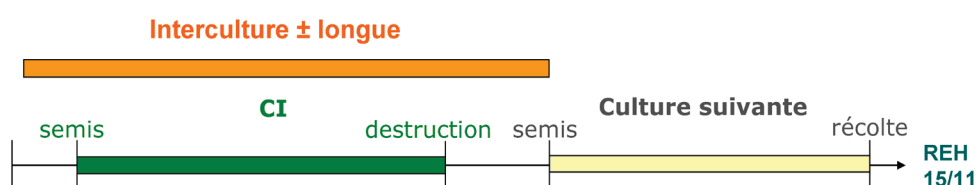


Figure 7-7. Echelle temporelle des simulations

La période de simulation s'étend jusqu'au 15 novembre afin de simuler le reliquat d'azote minéral dans le profil du sol au début de la période de drainage suivante (REH). L'intérêt est de vérifier si la minéralisation des résidus de CI n'entraîne pas une augmentation de ce reliquat et donc du risque de lixiviation d'azote pendant l'hiver suivant, si le sol est laissé nu, comme cela a déjà été observé dans d'autres études (Hansen et al., 2000 ; Thomsen et Christensen, 1999).

Les simulations ont aussi pour objectif de faire une analyse de sensibilité prenant en compte l'effet de la variabilité interannuelle du climat. Elles sont initialisées avec des teneurs en azote minéral et en eau du sol imposées chaque année ; 3 niveaux différents sont testés pour l'azote minéral et une initialisation par site, type de sol et précédent cultural est utilisée pour la teneur en eau, correspondant à la valeur moyenne post-récolte sur 20 ans. Ainsi, l'effet des modes de gestion de l'interculture sera analysé sur 20 campagnes climatiques avec des

simulations indépendantes, correspondant au même état initial de la simulation et non à une simulation en continu des successions de culture. Le choix de faire des simulations indépendantes chaque année plutôt qu'une simulation continue sur 20 ans permet de distinguer les effets annuels du mode de gestion étudié d'effet cumulatif lié en particulier à l'enfouissement successif de CI.

7.7. Choix des situations climatiques, pédologiques et techniques

Le choix des stations climatiques, des types de sols et des systèmes de culture à modéliser a été réalisé à partir de bases de données disponibles à l'échelle du territoire français en considérant les "zones vulnérables Nitrate". D'une part, des systèmes de culture représentatifs ont été identifiés sur la base d'une carte de France des régions agricoles, basée sur une typologie des systèmes de culture français réalisée lors du projet ANR Popsy (Marcuola et al., 2009). Cette répartition spatiale a été réalisée à partir des données de l'enquête Teruti-Lucas 2006-2009 ; elle a permis d'identifier des régions agricoles comportant des systèmes de culture homogènes selon des critères statistiques de représentativité significative (Figure 7-8). A partir de cette enquête, il est possible d'associer à chaque type d'assolement des successions culturales et donc des couples "précédent-suivant" représentatifs de la zone considérée. En croisant cette carte avec celle des zones vulnérables définies par la directive "Nitrate", nous avons constaté que les zones vulnérables couvrent l'essentiel des grandes régions agricoles françaises. Nous avons donc décidé de nous concentrer sur les grandes régions agricoles françaises concernées par les zones vulnérables, donc soumises aux obligations d'implantation de couverts végétaux pendant la période automne-hiver.

7.7.1. Etapes suivies

Les étapes suivies pour déterminer les sites pédoclimatiques et les systèmes de culture sont les suivantes :

- 1- Sélection des régions agricoles (RA) et zones vulnérables "Nitrate" (ZV) du territoire français ; identification des systèmes de culture majoritaires
- 2- Etablissement de cartes des différences entre pluie (P) et évapotranspiration (ETP), représentatives de la lame drainante, et de la température moyenne mensuelle sur 11 ans, par mailles de 12 km sur 12 km pour ces RA*ZV sur les périodes de :
 - i. août à novembre, correspondant à la période de croissance des CI,
 - ii. décembre à mars, correspondant à la période de drainage ;
- 3- Choix des points climatiques SAFRAN (Vidal et al., 2003) pour la récupération des données climatiques journalières sur la période de 1988-2008. Les points sont choisis de manière à être représentatifs des combinaisons de classes de température et P-ETP sur le territoire français, dans la limite des RA*ZV ;
- 4- Délimitation d'une zone autour de chaque point SAFRAN pour la sélection des sols, de manière à couvrir l'ensemble des zones en RA*ZV déterminées précédemment ;
- 5- Choix des sols représentatifs de la zone considérée basé sur 3 critères pédologiques : texture de surface, réserve utile et profondeur, selon leur représentativité en terme de surface, déterminée à partir de la base de données géographique des sols de France à 1/1 000 000^e (INRA, 1998).

7.7.2. Détails de certaines étapes

7.7.2.1. Les systèmes de culture majoritaires

Afin de déterminer les cultures majoritaires en France dans les zones de grandes cultures classées zones vulnérables "Nitrate", nous nous sommes basés sur une typologie de grandes régions agricoles déterminée dans le cadre du projet ANR Popsy (Marcuola et al., 2009). A partir de cette typologie basée sur les données de l'enquête Teruti-Lucas (Figure 7-8), il était possible de déterminer la proportion des cultures majoritaires ainsi que les successions de cultures de 2006 à 2009.

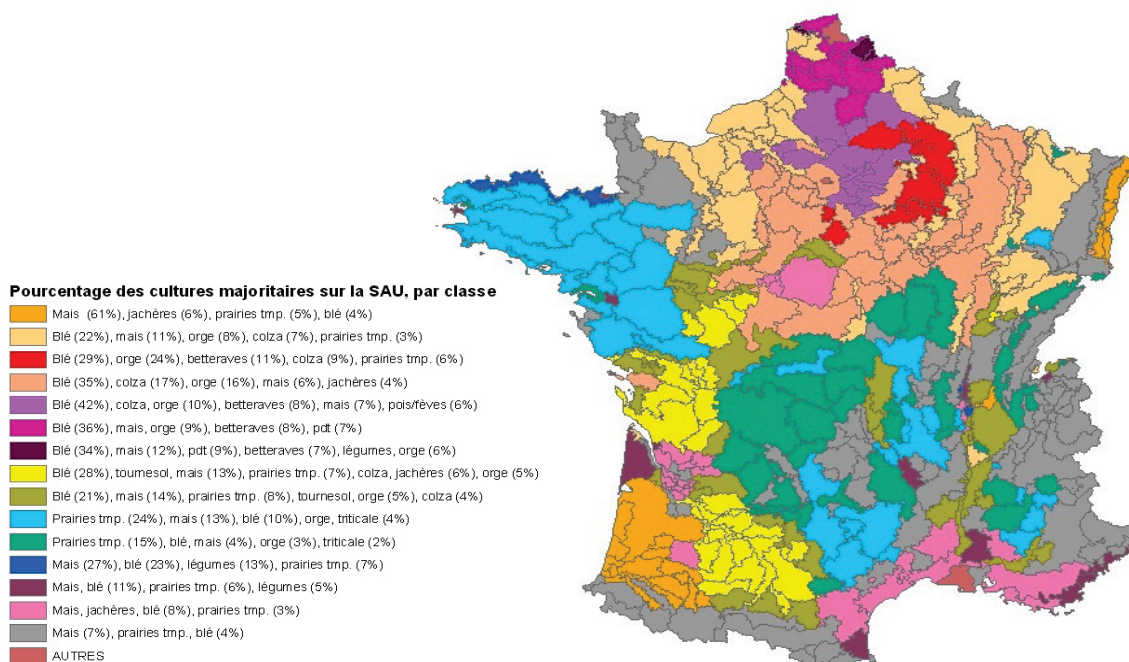


Figure 7-8. Typologie des cultures majoritaires sur la SAU en France 2006-2009.

7.7.2.2. La sélection des points climatiques

Un zonage climatique basé sur des données mensuelles (météo-France) sur la période 1993-2004 et sur des mailles de 12 km sur 12 km environ sur l'ensemble du territoire français a été réalisé afin de caractériser la variabilité climatique française et de déterminer des points climatiques contrastés qu'il serait intéressant de sélectionner pour avoir une large gamme de conditions climatiques en interculture.

Les variations de la température moyenne ayant un gradient Nord-Sud en été et Est-Ouest en hiver bien marqué, une représentativité de ces contrastes est assurée par la répartition des stations climatiques sur l'ensemble du territoire. Les variations de somme de (P-ETP) sur la période d'août à mars sont beaucoup plus variables régionalement (Figure 7-9).

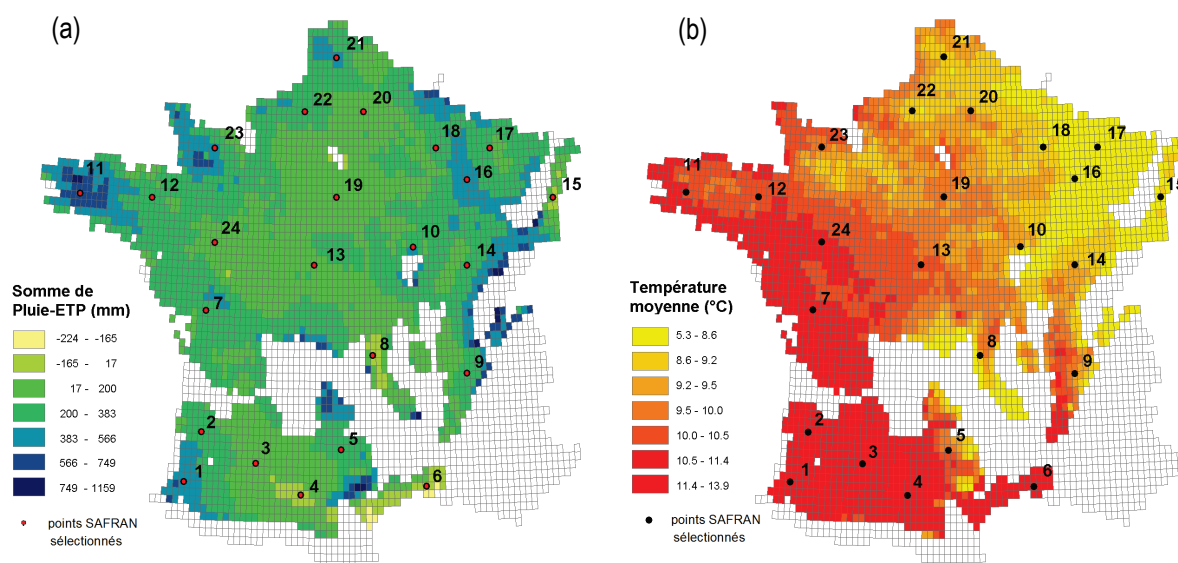


Figure 7-9. Zonage par (a) classes de somme (P-ETP) et (b) températures moyennes sur la période d'août à mars des mailles météorologiques situées dans les grandes régions agricoles concernées par les zones vulnérables "nitrate" et localisation des points climatiques sélectionnés.

L'indicateur P-ETP est analysé sur deux périodes, allant d'août à novembre et de décembre à mars, puis sur ces deux périodes réunies. Après avoir sélectionné suffisamment de points pour représenter la variabilité climatique du territoire français, les données climatiques SAFRAN (maille de 8 km sur 8 km) associées à chaque point ont été récupérées sur 20 ans (1988-2008) afin de représenter la variabilité des climats français.

Des classes équidistantes sont définies pour déterminer des zones climatiquement contrastées qu'il est souhaitable de prendre en compte pour les simulations. Le croisement des indicateurs climatiques utilisés, des grandes régions agricoles et des zones vulnérables, nous a amené à sélectionner 24 points climatiques SAFRAN, représentés en rouge sur la carte (Figure 7-9).

7.7.2.3. La sélection des sols

Pour chaque point climatique et sa région agricole environnante, 2 à 4 sols représentatifs en termes de réserve utile en eau, profondeur et texture de surface ont été choisis à partir de la base de données géographique des sols de France à 1/1 000 000^e (INRA, 1998) (Figure 7-10).

Premièrement, des classes de RU sont déterminées et les classes dominantes (> 10% de la surface de la zone) sont sélectionnées, de manière à couvrir 80% de la surface de la zone considérée. Pour chacune de ces classes, le ou les couple(s) profondeur - texture de surface dominants sont choisis, puis l'unité typologique de sol dominante correspondant à ces combinaisons de critères est sélectionnée.

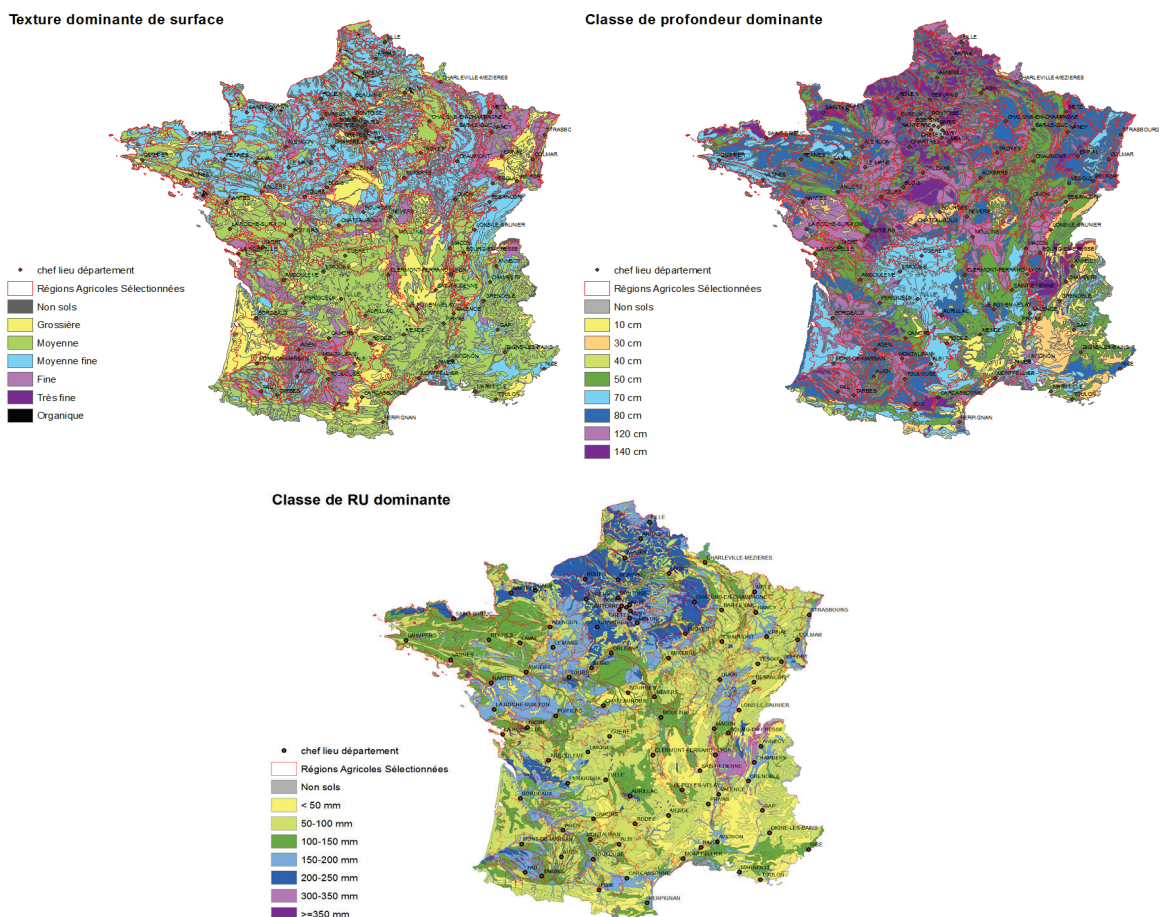


Figure 7-10. Zonage des classes de texture de surface, de profondeur de sol et de réserve utile (RU) dominante pour les sols français (INRA, 1998).

La représentativité de ce sol en termes de surface de la zone considérée est calculée. Ainsi, 2 à 4 sols, correspondant à différents niveaux de réserve utile, ont été sélectionnés (Figure 7-11). Cette sélection n'a pas visé l'exhaustivité des sols mais une gamme assez large de types de sol réels caractérisés par des profondeurs et des réserves utiles contrastées.

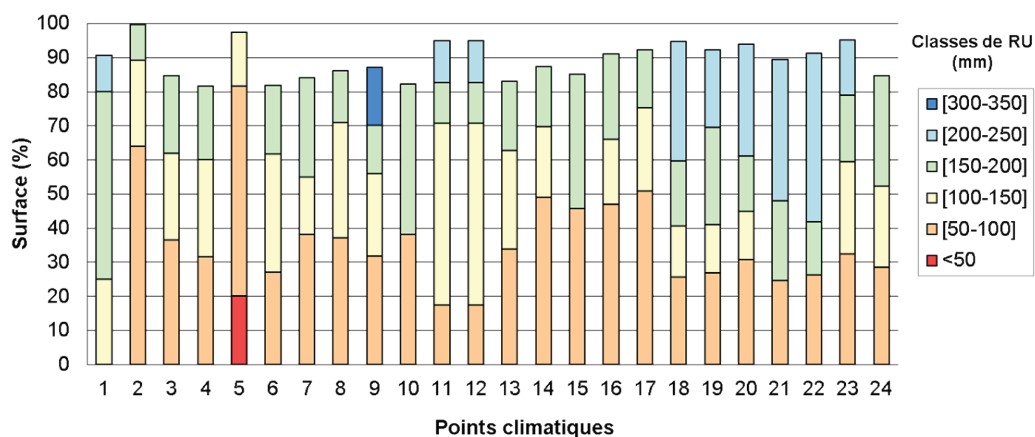


Figure 7-11. Surface cumulée des types de sols français, représentés par leur classe de RU (exprimée en mm), associés à chaque site climatique de la Figure 7-9.

La caractérisation complète des unités typologiques de sol retenues a ensuite été réalisée en vue d'assurer leur paramétrage dans le cadre de l'utilisation du modèle STICS. La méthode de paramétrage employée est celle développée par Le Bas et al. (2005) pour le modèle STICS.

Les sols pour chaque site climatique sont donc définis selon 3 caractéristiques : leur réserve utile, leur texture de surface et leur profondeur. Ainsi, différentes combinaisons de ces 3 critères sont présentes pour les 24 sites climatiques sélectionnés (Tableau 7-1).

Site	Texture de surface et classe de RU (mm)												
	Grossière		Moyenne					Moyenne fine				Fine	
	[50-100]	[100-150]	[50-100]	[100-150]	[150-200]	[200-250]	[300-350]	[50-100]	[100-150]	[150-200]	[200-250]	[50-100]	[100-150]
1			80	120	150				120				
2	70	120			120								
3			120	120								80	
4			120	120								80	
5	70		70	80									
6			50	80	120								
7			50	120									120
8			50	120	120								
9			50	120	120		150						
10				120				50					80
11			70	120	150			50	80				
12			70	120	150			50	80				
13		150											
14			120					50		120			
15				120									80
16				120				50				80	120
17			80	120				50					80
18		120	50	120	80								80
19		120		120						120	150		80
20		120	50	120							150		
21			50	120							150		
22				120							150		80
23								50	80	120	150		
24				120				50	80	120			

Tableau 7-1. Profondeur des sols (cm) par site climatique, en fonction de la texture et de la classe de réserve utile (RU) considérées.

7.8. Choix des successions et itinéraires techniques des cultures principales

Trois successions-types, présentes dans la grande majorité des régions agricoles françaises de la Figure 7-8, basées sur les données Teruti-Lucas 2006-2009, ont été sélectionnées pour représenter des caractéristiques d'interculture contrastées et qui pourront être déterminantes dans l'impact sur les fuites de nitrate :

- Une succession blé d'hiver - maïs avec une récolte estivale du blé suivie d'une longue période d'interculture et un semis du maïs au printemps. Le blé est du blé tendre ou blé dur selon les régions considérées ; de même pour le choix du maïs, grain ou fourrage (ensilage) en fonction des régions. Cette succession "type" permet aussi d'appréhender la dynamique des bilans d'eau et d'azote en interculture pour des cultures suivantes semées également au printemps, comme la betterave sucrière, la pomme de terre, l'orge de printemps ou encore le pois de printemps. Elle peut prétendre représenter de façon satisfaisante un précédent céréale à paille autre que le blé, comme l'escourgeon, l'orge de printemps, le triticale...
- Une succession colza – blé qui présente une interculture courte avec un semis du blé à l'automne. Comme pour la succession blé - maïs, le blé est, selon les cas, du blé dur ou du blé tendre d'hiver. Cette succession "type" permet aussi d'appréhender la dynamique des bilans d'eau et d'azote en interculture dans le cas d'une succession courte du type pois ou fêverole – blé en considérant une quantité d'azote minéral du sol résiduel supérieure à celle du colza à la récolte.
- Une succession maïs – maïs, en grain ou fourrage selon les régions, qui permet d'étudier des cas de récolte tardive, à l'automne (de fin septembre à fin octobre), suivie d'une longue période d'interculture jusqu'au printemps. Cette succession-type permet aussi d'appréhender la dynamique des bilans d'eau et d'azote en interculture des successions avec une récolte à l'automne suivie d'un semis au printemps, comme dans le cas de successions betterave - pois ou tournesol - orge de printemps.

Ces successions ne peuvent prétendre représenter de façon satisfaisante des successions avec des durées d'interculture très courtes comme la succession orge ou blé – colza, tournesol – blé, ou betterave – blé pour lesquelles les durées d'interculture sont trop courtes pour implanter une CI après récolte.

Les itinéraires techniques des cultures de vente (fertilisation azotée, irrigation, date de semis et de récolte, travail du sol) sont déterminés à partir des données régionales de l'enquête "Pratiques culturales" Agreste 2006.

Les apports d'azote sont fractionnés et quantifiés par culture et région française, selon l'enquête "Pratiques culturales" 2006. Les apports sont réalisés à stades phénologiques fixes, selon les cultures. Le type d'engrais utilisé (ammonitrate, solution azotée ou urée) est déterminé en fonction de la forme majoritairement employée régionalement selon les données de l'UNIFA sur les livraisons d'engrais azotés en 2009/2010.

L'irrigation est simulée sur maïs uniquement, en mode automatique dans le modèle STICS, de manière à satisfaire 95% des besoins en eau de la plante, dans les régions où l'irrigation est pratiquée sur au moins 50% des surfaces en maïs. Généralement, l'irrigation du maïs est un marqueur régional assez fort des stratégies de conduite de cette culture.

Le travail du sol, dans le cas du semis du blé à l'automne, est réalisé sur 10 cm, 3 jours avant le semis dans le cas d'une interculture en sol nu ou à la destruction de la CI ou des repousses. Dans le cas d'un semis au printemps, le labour est effectué sur 25 cm de profondeur, dans le cas où il est représentatif de la région considérée (surface en labour > 50%) ; dans le cas contraire, un travail superficiel sur 7 cm est réalisé. La période de ce travail du sol dépend du taux d'argile du sol : si celui-ci est inférieur à 30% dans l'horizon 0-30 cm, le travail du sol est réalisé 3 jours avant le semis ; dans le cas contraire, il est réalisé à l'automne, le 15 octobre en sol nu, ou à la destruction des repousses ou de la culture intermédiaire.

7.9. Modalités de gestion de l'interculture

Trois grandes modalités de gestion de l'interculture sont étudiées dans ce volet simulation :

- L'implantation de cultures intermédiaires,
- Des repousses de colza ou de blé,
- La gestion des résidus de la culture précédente.

Succession	Résidus du précédent	Détruite Levée	Moutarde blanche						Ray-grass italien						Vesce						Repousses				Sol nu			
			1/10	20/10	10/11	10/12	10/2	10/3	1/10	20/10	10/11	10/12	10/2	10/3	1/10	20/10	10/11	10/12	10/2	10/3	1/10	20/10	10/11	10/2				
Blé – Maïs	Enfouis	25/7	x	x	X	x			x	x	X	x	X	x			x	x	X	x	X	x						
		10/8	x	x	X	x			x	x	X	x	X	x			x	x	X	x	X	x						
		25/8	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x						
		10/9		x	x	x				x	x	x	x	x				x	x	x	x	x						
		25/9			x	x					x	x	x	x					x	x	x	x						
	-	Exportés																								X	X	T
-	Surface																										x	
-																											x	
Colza – Blé	Enfouis	25/7	X	X					X	X						X	X											
		10/8	X	X					X	X						X	X											
		-																							X		T	
Maïs – Maïs Grain	Surface	25/10					X					X						X									T	
	Enfouis	-																									x	
	Exportés	-																									x	
Maïs – Maïs Fourrage	Exportés	25/9					X					X						X									T	
		-																									T	
Blé - Maïs + Lisier	Enfouis	10/8			x	x					x	x	x															
		10/9			x	x					x	x	x															x

- X Simulations pour comparer les effets des CI et des repousses, pour les différentes successions.
- Simulations pour tester les effets des dates de levée et destruction dans la succession blé-maïs.
- Simulations avec 3 types de gestion de résidus de CI : laissés en surface, enfouis ou exportés.
- Simulations pour analyser les effets d'apports de lisier.
- T Situation de référence en sol nu

Tableau 7-2. Plan synoptique des conditions évaluées dans le protocole de simulations.

7.9.1. Gestion des cultures intermédiaires

Les paramètres des cultures intermédiaires (choix des espèces, dates de semis et de destruction) sont modulés afin de déterminer leur niveau d'efficacité, selon leurs itinéraires techniques et le type de succession dans laquelle elles sont implantées.

Trois types d'espèces de cultures intermédiaires sont simulés afin de prendre en compte des caractéristiques biologiques différentes :

- une crucifère, la moutarde blanche (*Sinapsis alba*) ;
- une graminée, le ray-grass italien (*Lolium multiflorum*) ;
- une légumineuse, la vesce (*Vicia sativa*).

Ces 3 espèces ne peuvent prétendre représenter l'ensemble des espèces potentiellement utilisables en CI. Le choix de ces espèces est en partie contraint par la nécessité de disposer des paramètres spécifiques de fonctionnement des plantes pour calibrer le modèle de simulation STICS.

Ces 3 espèces de culture intermédiaire (moutarde, ray-grass et vesce) sont testées sur l'ensemble des sites avec plusieurs combinaisons de dates de levée et de destruction (Tableau 7-2). Ces combinaisons de dates sont déterminées selon la succession dans laquelle la culture intermédiaire s'insère, de manière à ce que celle-ci soit maintenue en place pendant au minimum 45 jours.

Les résidus de cultures intermédiaires sont enfouis afin de libérer de l'azote pour la culture principale suivante. Toutefois, quelques simulations ont été réalisées pour évaluer, sur quelques combinaisons de dates, l'impact de la gestion des résidus de CI sur la culture suivante selon que leurs résidus sont enfouis, exportés ou laissés en surface.

Afin d'évaluer l'impact des différents modes de gestion de l'interculture (CI, repousses, résidus de récolte), une situation de référence pour chaque succession est définie. Cette situation dite "témoin" est une interculture en sol "nu" (ou plus précisément sans plante) avec des résidus de culture précédente enfouis pour le blé et le colza, exportés pour le maïs fourrage, et laissés en surface pour le maïs grain.

7.9.2. Gestion des repousses de blé et de colza

Dans le cas des repousses, deux types de répartition spatiale ont été sélectionnés, afin de représenter un effet de densité de plantes et de répartition spatiale qui peut être induit par le type de moissonneuse, son réglage et la présence ou pas d'éparpilleur de paille. Ainsi, dans un premier cas, les repousses sont considérées comme étant homogènes sur la parcelle, avec un taux de couverture optimal de 100%. Dans un second cas, pour prendre en compte des effets d'hétérogénéité des repousses, un taux de 50% de la couverture du sol est également calculé, en considérant la moitié de la zone couverte à 100% par les repousses et l'autre moitié en sol nu. Cette représentation de l'hétérogénéité des repousses permet de prendre en compte une répartition des repousses en bandes, notamment pour les céréales et donc de représenter une situation post-récolte où des bandes de repousses assez homogènes alternent avec des bandes de sol qui reste quasiment nu.

Contrairement aux cultures intermédiaires, les dates de levée des repousses ne sont pas imposées, mais on considère que leur "semis" se fait au lendemain de la récolte, suite à un déchaumage. Elles sont détruites en octobre, avant le semis du blé (1 ou 20/10) pour les repousses de colza, et le 10 décembre ou le 10 février pour les repousses de blé.

7.9.3. Gestion des résidus de culture

Dans le cas de la succession blé-maïs et de la monoculture de maïs grain, différentes gestions des résidus de récolte (exportés, enfouis ou laissés en mulch en surface) sont simulées, afin d'évaluer les impacts de cette gestion sur les fuites de nitrate, quand l'interculture est laissée en sol nu par la suite. *A contrario*, les résidus de maïs fourrage sont systématiquement exportés, considérant une récolte de type maïs ensilage, tandis que ceux de colza ne le sont jamais, afin de représenter les pratiques agricoles actuelles.

Les quantités et le rapport C/N des résidus considérés pour chaque situation de gestion des résidus de récolte sont indiqués dans le Tableau 7-3. Dans le cas de résidus de culture exportés, la biomasse racinaire et les chaumes sont cependant pris en compte et enfouis.

Culture précédente	Gestion des résidus	Profondeur de déchaumage (cm)	Quantité de résidus (t/ha)	Rapport C/N
Colza	enfouis	7	5	50
Blé	enfouis	7	7	80
	surface	1	7	80
	exportés	7	1	80
Maïs	enfouis	7	9	60
	surface	1	9	60
	exportés	7	1	60

Tableau 7-3. Quantités de résidus et rapport C/N considérés dans les simulations et profondeurs d'incorporation.

7.9.4. Cas spécifique de l'apport de lisier

Pour la succession blé - maïs, deux niveaux d'apport de lisier de porc sont simulés en situation de sol nu ou au semis de la moutarde et du ray-grass, avec un apport de 15 m³/ha équivalent d'azote total de à 75 kgN/ha (correspondant à environ 50 kgN sous forme ammoniacale), et un second apport double de 30 m³/ha correspondant à environ 150 kgN/ha. Ces apports sont testés pour une sélection de sites climatiques se trouvant dans des régions françaises où les apports de fertilisants organiques concernent une part importante de la sole en maïs. Ainsi, 11 sites ont été retenus pour simuler des apports de lisier avec ou sans cultures intermédiaires ; il s'agit des sites 5 et 7 pour le Sud-Ouest, des sites 11, 12, 23 et 24 pour l'Ouest, des sites 14, 17 et 18 pour le Nord-Est et des sites 21 et 22 pour le Nord. Des apports de lisier à deux doses différentes sont donc simulés sur ces sites, majoritairement en maïs fourrage (sites 5, 11, 12, 17 et 21 à 24), ou en maïs grain (7, 14 et 18).

7.9.5. Niveaux initiaux d'eau et d'azote minéral dans le sol

De nombreux auteurs ont montré que le reliquat d'azote minéral du sol à la récolte pouvait être un facteur significatif déterminant le niveau des fuites en nitrate (Fauvel et Morvan, 1998; Laurent, 1999 ; Zhu et al., 2003). Nous avons donc choisi de réaliser une analyse de sensibilité afin d'analyser l'effet de l'état initial (reliquat) en azote minéral du sol à la récolte du précédent sur la gestion de l'azote en interculture. Trois niveaux de reliquat d'azote minéral dans le sol à la récolte du précédent ont été simulés correspondant à des quantités croissantes d'azote nitrique dans le profil initial.

- Le niveau 1 est considéré comme le reliquat d'azote minimal à la récolte incompressible en situation de gestion adaptée de l'azote et de fertilisation azotée optimale ; selon la culture précédente, nous avons considéré une quantité de 20 à 35 kgN/ha sur 90 cm de profondeur ;
- Le niveau 2 correspond à une situation où la gestion de l'azote s'est avérée non optimale *a posteriori*, en raison de facteurs climatiques ou biotiques non contrôlés, malgré la mise en œuvre du bilan prévisionnel ; nous avons considéré une quantité de 60 kgN/ha sur 90 cm de profondeur après culture d'hiver. Elle peut aussi représenter un niveau de reliquat de culture autre que les céréales à paille ou le colza comme précédent qui n'aurait pas la capacité à épuiser le profil de sol (cas des légumineuses à graines par ex.) ;
- Le niveau 3 correspond à une gestion à moyen terme inadaptée de l'azote et à une fertilisation minérale excessive. Selon la culture précédente, nous avons considéré une quantité de 100 à 115 kgN/ha sur 90 cm de profondeur.

Ces 3 situations correspondent à une large gamme des possibles, observés dans les mesures *in situ* (Beaudoin et al., 2005 ; Constantin et al., 2010 ; Ferchaud et al., 2006) mais n'ont pas la vocation de représenter en proportion les situations réelles. L'objectif est d'analyser l'effet des modes de gestion et notamment l'utilité et l'efficacité des CI pour réduire les fuites de nitrate en fonction de la situation initiale du reliquat d'azote minéral. Pour le niveau 3, il s'agit d'évaluer la capacité des CI à "récupérer" une situation temporairement dégradée pour la gestion de l'azote.

Au final, les 3 niveaux d'azote minéral initial sont les suivants : 20, 60 et 100 kgN/ha sur 90 cm après blé et colza. Dans le cas des précédents en maïs, ces initialisations ont été ajustées à 25, 65, 105 kgN/ha pour le fourrage, et 35, 75 et 115 kgN/ha pour le grain, afin de prendre en compte la minéralisation du sol après la fin de la phase d'absorption du maïs. Nous avons choisi de répartir l'azote minéral sur la profondeur de sol de la façon suivante : 60% de l'azote minéral dans les 30 premiers centimètres du sol, et ensuite 20% sur 30-60 cm et 20% sur 60-90 cm. Les quantités d'azote minéral ont été ajustées en fonction de la profondeur de sol de façon à avoir la même quantité d'azote minéral et donc une concentration en nitrate proche par couche de 10 cm (Tableau 7-4).

N minéral initial	Horizons de sol (cm)	Quantité d'azote minéral (kgN/ha)		
		Colza-Blé ou Blé- Maïs	Maïs-Maïs fourrage	Maïs-Maïs grain
1	0-30	12	15	24
	30-60	4	5	6
	60-90	4	5	5
	90-120 (150)	3 (6)	5 (10)	5 (10)
2	0-30	39	39	48
	30-60	11	13	14
	60-90	10	13	13
	90-120 (150)	9 (18)	13 (26)	13 (26)
3	0-30	65	66	75
	30-60	18	20	20
	60-90	17	19	20
	90-120 (150)	15 (30)	19 (38)	20 (40)

Tableau 7-4. Etats initiaux d'azote minéral par horizon du sol en fonction du précédent cultural

La teneur en eau du sol qui a été utilisée pour initialiser les simulations a été déterminée par précédent cultural, site climatique et sol (Tableau 7-5). Un profil hydrique initial a été défini à partir de simulations réalisées avec le modèle STICS sur 20 ans, pour chaque précédent cultural (blé, maïs et colza). La moyenne des humidités simulées à la récolte a été retenue pour chaque horizon de sol et a été utilisée pour initialiser le profil hydrique.

		Site sec : 6		Site intermédiaire : 18		Site humide : 21	
		Sol 1	Sol 2	Sol 1	Sol 2	Sol 1	Sol 2
Profondeur du sol (cm)		90	120	90	120	120	150
Réserve utile (mm)		124	173	98	178	173	218
Taux d'argile (%)		18	20	40	23	20	25
Blé-Maïs	0-30 cm	12.0 (±4.2)	11.3 (±4.3)	24.3 (±3.0)	18.8 (±3.2)	19.9 (±2.6)	22.0 (±3.2)
	30-60 cm	12.0 (±2.8)	10.9 (±2.6)	25.9 (±2.6)	14.9 (±3.0)	20.2 (±2.9)	22.1 (±2.6)
	60-90 cm	14.3 (±0.7)	11.0 (±0.4)	27.4 (±2.4)	15.4 (±2.4)	18.9 (±2.3)	20.9 (±2.0)
	90-120(150) cm	-	12.2 (±0.3)	-	17.1 (±1.7)	18.9 (±1.7)	21.3 (±1.0)
	% de la RU	19%	6%	52%	56%	87%	91%
Colza-Blé	0-30 cm	12.6 (±4.0)	12.6 (±4.6)	25.0 (±2.9)	19.8 (±3.4)	19.5 (±2.6)	21.4 (±2.9)
	30-60 cm	14.7 (±3.6)	15.6 (±3.4)	29.1 (±2.3)	17.7 (±2.7)	20.4 (±1.9)	22.1 (±1.5)
	60-90 cm	14.6 (±1.1)	12.1 (±1.9)	27.7 (±2.0)	16.7 (±2.1)	20.4 (±1.7)	22.1 (±1.3)
	90-120(150) cm	-	11.5 (±1.5)	-	16.3 (±2.0)	20.1 (±1.9)	22.1 (±1.2)
	% de la RU	31%	22%	70%	67%	94%	95%
Maïs-Maïs	Type de maïs	Grain	Grain	Grain	Grain	Fourrage	Fourrage
	0-30 cm	19.7 (±2.0)	20.6 (±1.7)	25.5 (±2.4)	19.6 (±3.0)	21.6 (±1.8)	23.1 (±2.5)
	30-60 cm	20.4 (±1.6)	20.4 (±1.8)	25.0 (±2.9)	15.0 (±2.8)	20.0 (±2.1)	21.7 (±2.3)
	60-90 cm	20.4 (±0.0)	20.4 (±0.1)	30.7 (±0.2)	20.4 (±0.0)	20.4 (±0.0)	22.1 (±0.0)
	90-120(150) cm	-	20.4 (±0.0)	-	20.4 (±0.0)	20.4 (±0.0)	22.1 (±0.0)
	% de la RU	96%	97%	67%	79%	99%	98%

Tableau 7-5. Etats initiaux du profil hydrique du sol en fonction du précédent cultural (exemple des moyennes (écart-type entre parenthèses) de 3 sites climatiques contrastés).

La variabilité des humidités post-récolte du sol simulées avec STICS correspond à des coefficients de variation en moyenne de 13%. Ces coefficients de variation (ou les écart-types) sont très peu variables en profondeur mais sont plus variables entre années pour les horizons superficiels. L'impact de ces variations d'humidité a été testé sur quelques situations climatiques. Ainsi, l'effet du choix de considérer une humidité initiale du sol fixe chaque année (correspondant à la moyenne des 20 années) mais variable selon le site climatique, le précédent cultural et le type de sol plutôt que d'initialiser avec une humidité variable chaque année, a été testé sur 5 sites au climat contrasté (du plus sec au plus pluvieux : sites 6, 13, 3, 22). Ce test a été réalisé dans le cas de la succession blé-mais, avec plusieurs modes de gestion de l'interculture : i) en sol nu, ii) avec CI (moutarde, ray-grass et vesce) ou iii) repousses de blé pour plusieurs dates de levée (25/7, 10/8, 25/9) et de destruction (1/10, 10/12, 10/3).

Cette analyse montre que, quel que soit le type d'initialisation de l'humidité du sol (fixe ou variable chaque année), les quantités d'eau drainée et d'azote lixivié sont proches, bien qu'elles ne soient pas identiques (Figure 7-12). La régression linéaire est très proche de 1 pour ces deux variables, de 0.99 pour le drainage et de 0.98 pour la lixiviation, et des R^2 de 0.96 et 0.95 respectivement, ce qui indique qu'il n'y a pas de biais systématique.

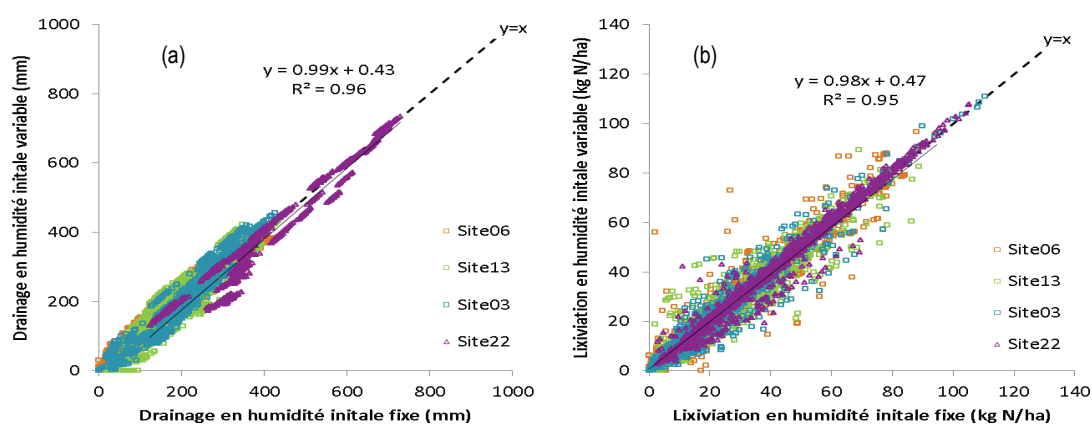


Figure 7-12. Drainage (a) et lixiviation (b) entre un profil hydrique initial du sol identique sur 20 ans (en abscisse) et un profil hydrique initial variable d'une année à l'autre (en ordonnée).

L'effet des CI ou des repousses par rapport au sol nu en interculture reste cependant très proche dans les deux cas, avec des écarts d'effets de quelques kilos d'azote en moyenne (Tableau 7-6). En effet, quel que soit le site considéré, il n'y a pas de différence significative de différentiel (ou delta) de lixiviation des CI par rapport au sol nu entre les simulations réalisées avec une humidité initiale unique ou une humidité différente pour chaque année. Le même constat est fait en ce qui concerne le taux d'abattement de la concentration nitrique de l'eau de drainage. Seules les repousses montrent des différences significatives selon le type d'initialisation hydrique du sol pour le différentiel d'azote lixivié par rapport au sol nu dans le cas du site 6 et pour les taux d'abattement de la concentration nitrique sur l'ensemble des sites testées.

		Site06		Site13		Site03		Site22	
		HR fixe	HR var	HR fixe	HR var	HR fixe	HR var	HR fixe	HR var
Delta de lixiviation (kgN/ha)	Moutarde	-14	-16	-24	-22	-34	-32	-38	-36
	Ray-grass	-12	-14	-24	-22	-34	-31	-31	-29
	Vesce	-7	-8	-15	-14	-22	-20	-14	-13
	Repousses	-7	-11*	-28	-24	-37	-31	-51	-48
Taux d'abattement de $[NO_3^-]$ (%)	Moutarde	46%	50%	50%	47%	63%	59%	58%	56%
	Ray-grass	40%	45%	49%	47%	63%	59%	47%	45%
	Vesce	23%	27%	30%	30%	40%	37%	20%	20%
	Repousses	21%	31%*	62%	54%*	72%	57%**	79%	75%*

Tableau 7-6. Différentiel (ou delta) de lixiviation et taux d'abattement de concentration moyen par rapport à une interculture laissée en sol nu par site et type de couvert selon l'initialisation en eau du sol (fixe ou variable sur 20 ans).

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$ = différence significative des comparaisons de moyennes avec les 2 types d'initialisation hydrique : HR fixe (identique sur 20 ans) et HR var (différente chaque année).

Cette analyse méthodologique indique que l'effet des cultures intermédiaires est sensiblement identique selon que l'on considère une initialisation identique en eau du sol sur 20 ans ou une initialisation variable chaque année en fonction du climat en interaction avec la culture précédente pour déterminer l'humidité initiale de la simulation. Dans le cas des repousses, les écarts sont significatifs mais très faibles en quantité d'eau et ne remettent pas en cause les résultats obtenus par la suite car les différences, bien que significatives, ne sont pas très importantes.

En conclusion les hypothèses faites pour l'initialisation de l'humidité du sol, afin de simplifier le travail déjà très lourd de simulation, ne devraient pas remettre en cause la pertinence des résultats. Cela indique que c'est le climat post-récolte du précédent cultural qui détermine en grande partie l'état hydrique du sol en interculture.

7.10. Evaluation des performances du modèle STICS

L'ensemble des simulations a été réalisé avec le modèle STICS dont le paramétrage pour les espèces moutarde et ray-grass a été préalablement évalué, sur la base de données expérimentale disponible (Dorsainvil F., 2002). En ce qui concerne la moutarde, nous avons également utilisé pour cette évaluation une base de données complémentaire pour le Sud de la France, réalisée à partir de 7 ans d'expérimentation à l'INRA de Toulouse. Cette évaluation a consisté à s'assurer que le modèle pouvait simuler correctement la biomasse des CI et l'azote absorbé, la minéralisation des résidus ainsi que les teneurs en azote nitrique et en eau sur le profil du sol. Une mise à jour du paramétrage des espèces moutarde et ray-grass avec la dernière version du modèle STICS s'est avérée nécessaire, car les paramètres pour ces 2 CI avaient été optimisés pour une version antérieure du modèle (version 6.95). Ce travail a été réalisé avec l'outil OptimiSTICS (Wallach et al., 2011). En ce qui concerne l'espèce vesce, un paramétrage a été réalisé sur la base de données disponibles dans le sud et le nord de la France (avec des données provenant d'ARVALIS, du CETIOM et de la Chambre Régionale d'Agriculture Poitou-Charentes) sur un ensemble de 9 sites expérimentaux. Les résultats obtenus sont globalement satisfaisants (Figure 7-13), ce qui permet d'envisager l'utilisation du modèle STICS pour simuler la croissance et l'absorption d'azote ainsi que les effets sur le bilan hydrique et en azote minéral du sol. Un paramétrage complémentaire a été réalisé pour simuler correctement les repousses de colza et de blé à partir du paramétrage initial de ces deux cultures principales.

Concernant une validation plus globale du modèle, une synthèse bibliographique ainsi que les résultats d'évaluation dans sa version 6.9 sont disponibles sur le site Internet http://www.avignon.inra.fr/agroclim_stics. Le niveau de précision des simulations est globalement de l'ordre de 15 à 20% d'erreur sur les variables d'azote absorbé, de biomasse et de rendement. La précision est généralement meilleure sur le bilan hydrique et le stock d'eau du sol (souvent moins de 10% d'erreur), mais elle est plus faible pour le stock d'azote minéral du sol (généralement entre 15 et 25%) car de nombreux processus (physiques, chimiques et biologiques) se produisent simultanément.

Pour les cultures principales simulées dans le cadre de l'expertise, une calibration avec l'outil OptimiSTICS a été effectuée pour améliorer la qualité de prédiction du modèle. Les résultats bien qu'imparfaits sont satisfaisants pour réaliser une analyse de sensibilité de la réponse des modes de gestion de l'azote sur le niveau de production de la culture principale suivante et en particulier pour identifier des effets positifs ou négatifs systématiques. De plus, il est important de bien définir et illustrer quelle est la gamme de variabilité des situations sur laquelle a été réalisée la validation du modèle STICS et ainsi définir son domaine de validité. Les scénarios de gestion de l'interculture explorés dans la simulation devront se situer dans ce domaine de validité. Une analyse des bases de données utilisées pour évaluer la qualité prédictive du modèle STICS a donc été réalisée. Cette qualification des situations de la base de données a permis, d'une part, de déterminer le domaine de validité du modèle STICS pour les CI (croissance et décomposition des résidus), et d'autre part, de vérifier la sensibilité du modèle aux itinéraires techniques pratiqués, grâce à la présence de situations contrastées en termes de gestion d'interculture pour un même site sur une même année. Nous avons ainsi vérifié que la gamme des situations simulées était bien représentée dans les données expérimentales qui ont servi à paramétrer et à évaluer le modèle STICS. Cela permet de s'assurer que le modèle n'est pas utilisé pour réaliser des simulations en dehors de la gamme dans laquelle il a été validé.

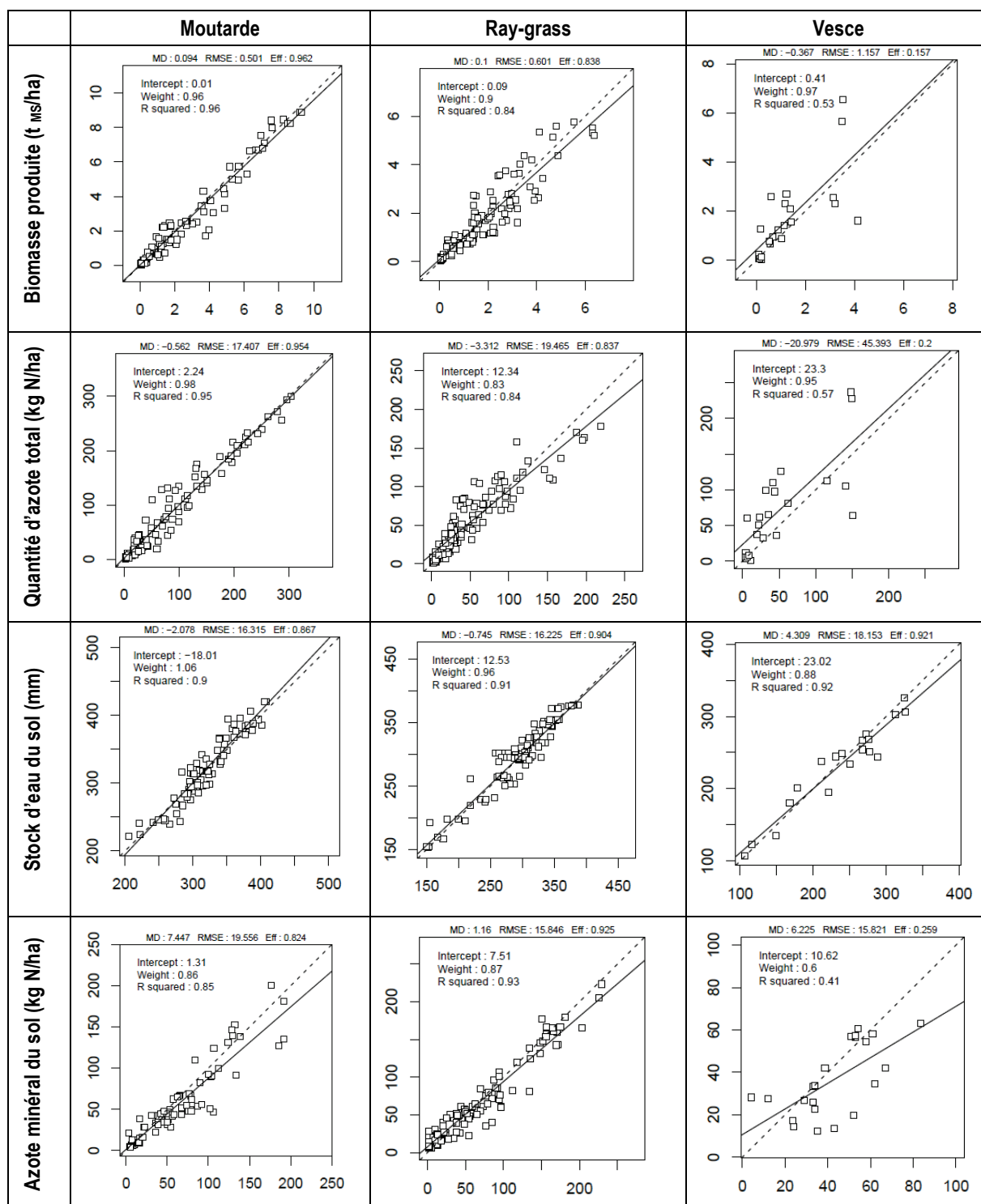


Figure 7-13. Comparaison des biomasses, quantités d'azote absorbé par les 3 espèces de CI et teneurs en eau et azote minéral du sol (valeurs simulées en ordonnée et mesurées en abscisse).

MD = Déviation moyenne, EF = Efficacité du modèle, RMSE = Erreur-type

Les performances étant satisfaisantes, le modèle a pu être utilisé avec confiance pour réaliser des "expérimentations numériques". Toutefois, la modélisation de certaines conditions étant insuffisamment validée, celles-ci n'ont pas fait l'objet de simulations : c'est le cas des semis de CIPAN sous couvert de la culture précédente, de mélanges d'espèces de CIPAN (légumineuse et non-légumineuse), ou encore des sols à argile lourde (> 45% d'argile).

7.11. Analyse des simulations et présentation des résultats

7.11.1. Analyse des simulations

Les simulations sont analysées dans une logique d'évaluation de la sensibilité d'une variable de sortie (simulée) aux variations d'un paramètre d'entrée (climat, type d'interculture, modalité de gestion...). L'objectif est d'identifier les facteurs prépondérants de l'effet de divers modes de gestion de l'interculture (dont les cultures intermédiaires) sur les bilans d'eau et d'azote depuis la récolte du précédent jusqu'à la récolte de la culture suivante. Les simulations ne prennent pas en compte les effets cumulatifs de l'insertion "systématique" des CIPAN à long terme ; ces effets ne sont traités que par l'analyse bibliographique.

Les nombreuses répétitions de simulation, notamment sur les 20 années climatiques, permettent de considérer la fréquence de survenue d'un résultat (un taux de levée des graines > 75%, une réduction de lixiviation < 25 kgN/ha, par exemple) comme une probabilité d'obtenir ce résultat, et donc de quantifier des risques de faible efficacité des CIPAN en fonction des conditions ou des pratiques.

Les situations simulées sont sélectionnées pour être représentatives de la diversité des conditions sur le territoire métropolitain et donc de la gamme des conditions françaises, mais non de leur fréquence d'occurrence. La moyenne des valeurs obtenues sur les 24 sites (9 sites pour les simulations de la phase semis-levée) n'est ainsi pas une moyenne "France", dont le calcul supposerait de connaître le "poids" de chaque situation (climatique, pédologique...); les résultats ne sont donc pas exprimés en moyenne sur les 24 sites, mais la variabilité entre sites est analysée afin d'évaluer la variabilité de réponse de l'effet des cultures intermédiaires. Les simulations ne permettent pas non plus de réaliser un zonage sur la seule base des 24 sites, qui impliquerait de tracer des "frontières" et de réaliser des apparentements d'un site climatique simulé à une région donnée.

7.11.2. Représentation de la variabilité

Etant donnée l'importance de la variabilité des phénomènes, liée notamment à celle du climat, des résultats des simulations font l'objet d'une représentation en "box plot" ou "boîte à moustaches", ce qui permet de représenter la majeure partie de la population des résultats obtenus, et est donc plus informatif que la moyenne associée à sa variance.

Les box plots représentent 99,3% de la distribution de la variable d'intérêt, entre les 2 tirets min et max. Les ronds ou points situés en dehors de la boîte et de ses "moustaches" représentent des valeurs extrêmes. La médiane (*i.e.*, la quantité telle que la moitié des valeurs étudiées sont inférieures à cette quantité et l'autre moitié supérieure) est identifiée par le trait en gras à l'intérieur du rectangle (Figure 7-14). La boîte rectangle représente 50% de la population, entre le premier et le troisième quartile. Ainsi, la quantité située entre la médiane et l'une des extrémités de la boîte correspond à 25% de la population. Les traits en pointillés qui prolongent la boîte en haut et en bas représentent donc un peu plus de 49,7% de la population, et les valeurs extrêmes, en dehors du box plot, figurées ici par des ronds, représentent moins de 0,7% des cas.

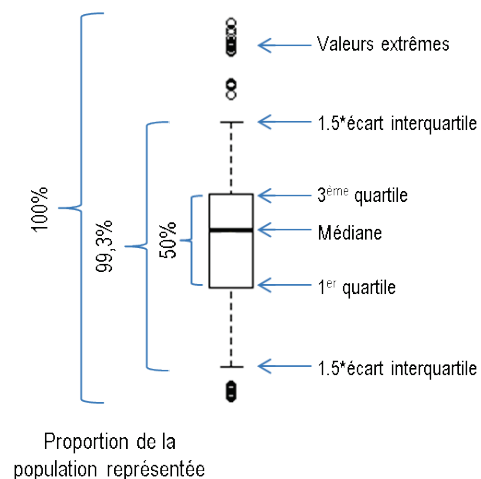


Figure 7-14. Répartition des valeurs dans une représentation en box plot

Cette représentation permet ainsi de visualiser la distribution et donc la variabilité de réponse de la variable, pour un ensemble de conditions données. Elle présente l'avantage de montrer la tendance centrale, mais aussi la variabilité et les dissymétries des valeurs extrêmes, en fonction des modalités étudiées. En revanche, elle ne permet pas de faire un test statistique rigoureux de comparaison des tendances centrales. Des tests de comparaisons de moyennes de type Student ont été effectués afin d'obtenir ces informations complémentaires

de significativité des différences obtenues. Le résultat de ces analyses a été ajouté dans le texte, quand cela s'avérait utile.

Contrôle de la qualité des simulations et précautions d'usage

La qualité prédictive et le domaine de validité des modèles utilisés ont été précisés avant la mise en œuvre des simulations proprement dites. Néanmoins, les simulations ne se substituent pas complètement à des données expérimentales, mais les complètent en précisant les ordres de grandeur et les sens de variation de l'effet des CIPAN avec une précision de l'ordre de 5 à 10% pour le bilan hydrique et de 15 à 20% pour le bilan en azote. Même si, par commodité de langage, les résultats des simulations sont présentés de façon affirmative, il faut garder à l'esprit que ces résultats correspondent à des estimations de la réalité, certes suffisamment précises et cohérentes pour être présentées dans ce rapport. Ces résultats numériques constituent des références nouvelles. La situation idéale aurait été de pouvoir confronter ces résultats de simulation à des situations réelles, ce qui nécessiterait un travail complémentaire extrêmement lourd mais utile.

Références bibliographiques citées

- Askegaard M., Olesen J.E., Kristensen K. (2005). Nitrate leaching in organic arable crop rotations: Effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management* 21: 181-188.
- Beaudoin N., Saad J.K., Van Laethem C., Machet J.M., Maucorps J., Mary B. (2005). Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture Ecosystem & Environment* 111: 292-310.
- Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M-H., Ruguey F., Nicoulaud B., Gate P., Devienne-Barret F., Antonioletti R, Dürr C, Richard G, Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J.M., Meynard J.M., Delécolle R. (1998). STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. Theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18: 311-346.
- Brisson N., Ruget F., Gate P., Lorgeau J., Nicoulaud B., Tayot X., Plenet D., Jeuffroy M. H., Bouthier A., Ripoche D., Mary B., Justes E. (2002). STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie* 22: 69-92.
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussiere F., Cabidoche Y. M., Cellier P., Debaeke P., Gaudillere J. P., Henault C., Maraux F., Seguin B., Sinoquet H. (2003). An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18: 309-332.
- Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N. (2008). Conceptual basis, formalisations and parameterisation of the STICS crop model. Editions QUAE, INRA, 78026 Versailles cedex.
- Constantin J., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Fontaine A., Kerveillant P., Beaudoin N. (2010). Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture Ecosystem & Environment* 135: 268-278.
- Dorsainvil F. (2002). Evaluation par modélisation de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote dans les systèmes de culture. Thèse Docteur Ingénieur INAPG. 124 p.
- Dürr C., Aubertot J.N., Richard G., Dubrulle P., Duval Y., Boiffin J. (2001). SIMPLE: a model for SIMulation of PLant Emergence predicting the effects of soil tillage and sowing operations. *Soil Science Society of America Journal* 65: 414-423.
- Fauvel Y., Morvan T. (1998). Management of pig slurry for nitrogen fertilization of corn. In Ramiran 1998, 8th international conference on management strategies for organic waste use in agriculture, 26-29 may 1998, Rennes, Martinez J et Maudet MN. (Eds.), Cemagref Editions, 97-105.
- Ferchaud F., Ballu S., Leterme P. (2006). Pratiques agricoles, fuites de nitrates et qualité de l'eau dans les bassins versants : synthèse des références applicables au contexte breton. Programme Prolittoral. CEVA et Agrocampus Rennes. 126 p.
- Hansen E.M., Kristensen K., Djurhuus J. (2000). Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use. *Agronomy Journal* 92: 909-914.
- INRA, 1998 - Base de données Géographique des Sols de France à l'échelle du 1/1.000.000, version 1 du 21/12/1998. INRA, US 1106 Infosol, Orléans, France.
- Justes E., Mary B., Nicolardot B. (2009). Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. *Plant Soil* 325 : 171-185.
- Laurent F. (1999). Fertilisation azotée : points de repère en matière d'environnement. *Perspectives Agricoles*, 244: 85-87.
- Le Bas C., King D., Daroussin J., Arrouays D. (2005). Estimation des paramètres sols pour STICS à partir d'une base de données spatialisée sur les sols à petite échelle. Séminaire STICS, Carry-le-Rouet, 17-18 mars 2005.
- Marcuola F., Mignolet C., Schott C., Mari J.F. (2010). Organisation spatiale des successions culturales en France entre 1992 et 2009. Livrable du projet ANR-08-STRA-12 POPY - 39 pages.
- 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 Soil* 228: 83-103.
- Richer de Forges A., Feller C., Jamagne M., Arrouays D. (2008). Perdus dans le triangle des textures. *Etude et Gestion des Sols* : 15, 97-111.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (1999). Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. *Soil Use Management* 15: 195-200.
- Wallach D., Buis S., Lecharpentier P., Bourges J., Clastre P., Launay M., Bergez J.-E., Guerif M., Soudais J., Justes E. (2011). A package of parameter estimation methods and implementation for the STICS crop-soil model. *Environmental Modelling & Software* 26: 386-394.
- Zhu Y., Fox R.H., Toth J.D. (2003). Tillage effects on nitrate leaching measured by pan and wick lysimeters. *Soil Science Society of America Journal* 67: 1517-1523.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

8. Simulation de la levée des cultures intermédiaires avec le modèle "SIMPLE"

Auteurs :

Eric Justes

Julie Constantin

Carolyne Dürr

avec la participation de Thomas Henry
(stagiaire Ecole Ingénieurs de Purpan)

Juin 2012

Sommaire

8.1. Introduction et objectifs	293
8.2. Principes généraux des simulations avec le modèle SIMPLE	293
8.2.1. Description du modèle SIMPLE	293
8.2.2. Les entrées	295
8.2.3. Les sorties	296
8.3. Plan de simulation	296
8.3.1. Les sites climatiques étudiés	296
8.3.2. Les espèces	297
8.3.3. Les dates de semis	298
8.3.4. L'état structural du sol et les profondeurs de semis	298
8.3.5. Résumé des simulations effectuées	300
8.4. Résultats	301
8.4.1. Caractéristiques climatiques des sites et du lit de semences	301
8.4.2. Variation des taux de germination	303
8.4.3. Variations des taux et de la durée de la levée simulés	304
8.4.4. Analyse des causes de non-levée	310
8.5. Synthèse et conclusion	312
Références bibliographiques citées	314

Relecteur externe du chapitre : Jean-Noël Aubertot.

8.1. Introduction et objectifs

L'implantation des cultures intermédiaires est une étape essentielle : elle doit être rapide, et efficace pour que le couvert se développe et assure son rôle au niveau de la limitation de l'érosion et du piégeage d'azote. Lors de l'implantation des CIPAN, la levée de mauvaises herbes peut aussi être favorisée, ce qui peut contribuer à leur destruction avant la culture suivante. Cependant, le couvert de la CIPAN doit se mettre en place très rapidement pour les étouffer et ne pas être concurrencé, ce qui nuirait à la réalisation de ses autres fonctions. Ainsi, une étude plus approfondie des variations des vitesses et taux de germination et levée de ces cultures est nécessaire, car le déroulement de ces premières étapes du développement peut induire des variations importantes de croissance ultérieure de la CIPAN.

Plusieurs facteurs et conditions influencent ce déroulement. Les caractéristiques physiques et chimiques du sol, le climat, les différences entre espèces cultivées, les dates et densités de semis ainsi que les techniques de semis influencent largement le développement de la culture.

Les simulations réalisées avec le modèle STICS ont pour variables d'entrée la densité de plantes levées et la date de réalisation de 80% de levée. Le modèle STICS permet de simuler la date et le taux de levée pour une seule profondeur moyenne de positionnement des graines. Il prend en compte l'effet de la température et de l'humidité du sol, mais pas de l'état structural. Compte tenu de l'importance de cette phase d'implantation pour la réussite du développement des couverts de CIPAN, nous avons choisi de réaliser une analyse de sensibilité des résultats de la levée aux variations de conditions climatiques et à l'état structural du sol, au moyen d'un modèle spécifiquement dédié à cette phase de développement, le modèle SIMPLE. Ce modèle permet la simulation des taux et des vitesses de germination et de levée en prenant en compte la répartition des graines dans le lit de semences, l'état structural de celui-ci au semis, et les variations journalières après semis de température et de teneur en eau du sol, et d'état structural de surface.

L'objectif de ce travail de simulation est d'estimer la fréquence de conditions favorables ou défavorables à l'implantation des CIPAN pour différentes espèces, modes de semis et conditions pédoclimatiques.

Les résultats de cette analyse de sensibilité avec le modèle SIMPLE permettent d'évaluer les chances de succès de cette phase de développement et les densités de plantes levées qui pourraient être utilisées pour initialiser le modèle de culture STICS. Le modèle STICS sera utilisé pour simuler la croissance de la CIPAN post-levée, ainsi que les bilans dynamiques en eau, azote et carbone.

8.2. Principes généraux des simulations avec le modèle SIMPLE

8.2.1. Description du modèle SIMPLE

SIMPLE (SIMulation of PLant Emergence, Dürr et al., 2001) est un modèle, se présentant sous la forme d'un logiciel, qui permet d'effectuer des simulations des germinations et des levées de différentes cultures. Le modèle permet de prévoir un taux ainsi qu'une vitesse de germination et de levée. Ses variables d'entrée (Figure 8-1) sont de trois types : celles qui caractérisent les espèces étudiées, celles définissant les conditions environnementales dans le lit de semences (température et teneur en eau) et celles définissant le résultat du travail du sol et du passage du semoir dans un sol donné (taille et organisation spatiale des agrégats, positionnement des semences). Les conditions de milieu prises en compte dans ces prévisions sont donc les variations de température (temps thermique) et de teneur en eau dans le lit de semences, l'état structural du sol et son évolution de surface sous l'effet des pluies (battance). Ce modèle permet l'analyse des effets du travail du sol et des techniques de semis sur la levée.

Processus simulés par SIMPLE

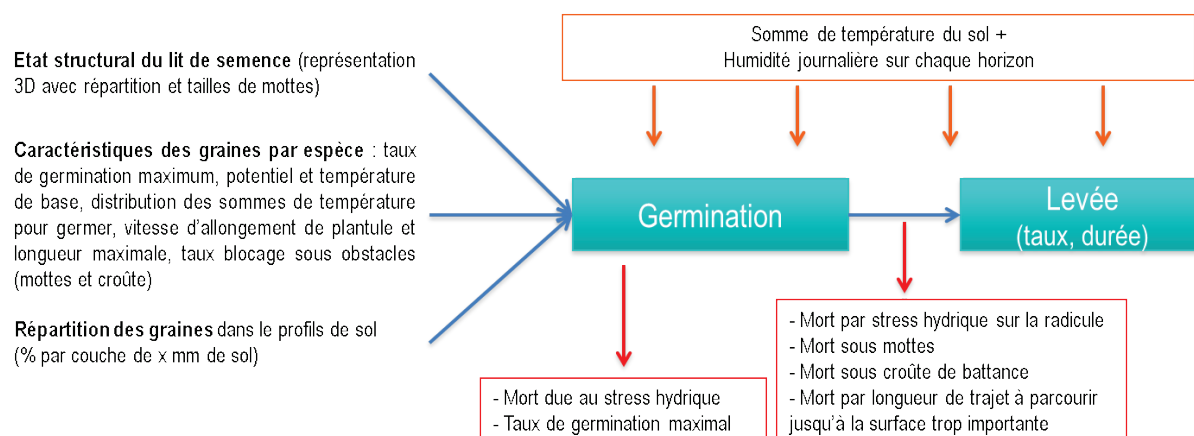


Figure 8-1. Représentation simplifiée du fonctionnement du modèle SIMPLE

La germination (percée de la racine hors de la graine) et la levée (émergence de la plantule hors du sol) sont calculées graine par graine, ce qui permet de simuler la dynamique de la levée pour l'ensemble des graines semées. Ce modèle est de type stochastique, certaines caractéristiques des graines, leur profondeur de semis et l'arrangement spatial des agrégats de différentes tailles étant tirées au sort dans des distributions caractérisant le lot de semences et l'état du lit de semences. Cela permet de prendre en compte le fait que toutes les graines ne germent pas à la même vitesse, ne sont pas placées à la même profondeur et donc dans les mêmes conditions de milieu, et les interactions entre ces différents effets. Chaque simulation est réalisée en simulant le devenir de 1000 graines semées et en procédant à ces différents tirages au sort. La réalisation d'une simulation ne prend que quelques secondes. C'est la préparation des jeux de données (maquette de lit de semences, températures et teneurs en eau du sol journalières sur plusieurs mois pour plusieurs années ; caractérisation au laboratoire des différentes espèces, variétés et lots de semences) qui peut prendre du temps. Mais cela permet de constituer une base de données "milieux et espèces" qui peut ensuite être valorisée pour différentes études.

La germination dépend des conditions hydriques et thermiques dans la couche de sol où se situe la graine. En deçà des valeurs seuils de potentiel hydrique et température propres à l'espèce, la germination de la graine est stoppée. Au terme d'un nombre donné de jours après semis (en général 30 jours), les semences non germées sont considérées comme "mortes" et leur probabilité de levée est donc nulle.

Les graines sont réparties dans les différentes couches par tirage au sort dans une distribution des profondeurs auxquelles se répartissent les semences. Cette distribution dépend du type de travail du sol et du semoir utilisés.

Si la germination se réalise, la plantule croît jusqu'à percer hors du sol. Plusieurs raisons peuvent cependant entraîner la non-levée (mort) au-delà de la non-germination : i) mort de la plantule en relation avec le stress hydrique éventuellement subi par la racine au début de son allongement après germination, ii) blocage sous motte, iii) blocage sous croûte de battance, iv) longueur de la plantule insuffisante pour effectuer le trajet à parcourir jusqu'à la surface.

L'état structural du lit de semences est représenté à partir de maquettes 3D de lits de semences, qui prennent en compte la taille et la répartition des agrégats dans l'épaisseur de sol considérée (en général une dizaine de centimètres) et à sa surface. La plantule s'allonge à partir de sa profondeur de semis. Une fonction prévoit la mort de la plantule par stress hydrique au début de l'allongement de la racine. Lors de sa croissance vers la surface, la plantule peut rencontrer des mottes. Cela augmente le trajet à parcourir par la plante, et par ailleurs, la plante peut rester bloquée sous ces mottes, avec une probabilité qui dépend de l'espèce. Un module prévoit les risques de formation de croûte à la surface du sol, en tenant compte de la pluviométrie depuis le semis. Si une croûte est formée au moment où les plantes arrivent à la surface, l'humidité de la croûte est estimée et cela détermine la proportion de plantules pouvant la franchir ($P=1$ si humide, $P < 1$ si sèche). Les autres plantules restent bloquées et l'état de surface est à nouveau scruté le jour suivant. Si une plantule n'a pas émergé au bout

d'un temps thermique de 175°Cj (cumulés en tenant compte de la température de base de l'espèce) après sa germination, elle est considérée comme morte.

Les résultats de germination et levée obtenus reposent sur la simulation du devenir d'un nombre donné de graines semées, dont les caractéristiques sont tirées au sort dans différentes distributions (profondeur de semis, vitesse de germination, probabilité de mort sous obstacles). Le nombre retenu est souvent de 1000 graines (c'est le cas dans cette étude), afin de réaliser une simulation de cinétique de levée représentative des diverses interactions intervenant dans chaque tirage au sort, et aboutissant au résultat de levée obtenu pour un lit de semences donné et pour des dynamiques de température et de teneur en eau données.

In fine, le modèle simule un taux de germination et un taux de levée, ainsi qu'une vitesse de germination et de levée, pour chacun des scénarios étudiés, et les différentes causes de mortalité ayant abouti au taux de levée simulé sont récapitulées.

Domaine de validité du modèle SIMPLE

Il est important de noter trois limites à ces simulations. Tout d'abord, les graines sont considérées comme suffisamment en contact avec le sol pour pouvoir germer lorsque l'humidité du sol est supérieure au potentiel hydrique de germination de la graine permettant l'imbibition de la graine ; les situations de mauvais contact terre-graine (sols "creux") ne sont pas simulées. De la même façon, l'impact de températures très élevées (> 25°C de température moyenne, ou encore de températures maximales supérieures à 38°C qui empêchent la germination) n'est pas pris en compte dans ces simulations réalisées avec le modèle SIMPLE. Enfin, il faut souligner que les effets de stress de type biotique (maladies et ravageurs) sur le taux de levée ne sont pas simulés par ce modèle. Ce point est d'une manière générale mal renseigné, y compris dans la littérature et les documents techniques. En conséquence, l'impact des facteurs limitants biotiques reste difficile à estimer.

8.2.2. Les entrées

Les différentes données nécessaires à une simulation sont placées dans différents dossiers où se trouvent les fichiers nécessaires (ces fichiers sont sous la forme de fichiers texte ASCII).

Les fichiers "Climats"

Les fichiers d'entrée (dossiers) représentent les conditions environnementales dans le lit de semences pour un site, un sol, une année et une date de semis. Ces fichiers regroupent la pluviométrie journalière, le potentiel hydrique et les températures du sol. Chacun des sites étudiés possède des enregistrements de données climatiques.

Les fichiers "Maquettes" (représentant l'état structural du lit de semences) et "Profondeurs de semis"

Pour réaliser une "maquette" du lit de semence, plusieurs données sont nécessaires : dimensions des lits de semences représentés, nombre d'agrégats par classe de taille, répartition spatiale (en particulier agrégats visibles en surface ou enfouis).

Les fichiers "Profondeurs de semis" donnent la répartition des semences dans différentes couches du lit de semences (le pas d'épaisseur des couches est à choisir, dans le cas présent : par centimètre de sol depuis la surface), après le travail du sol considéré. La distribution des profondeurs de semis dépend du type de travail du sol et d'outil utilisé pour semer les graines.

Les caractéristiques biologiques des semences des espèces

Chaque espèce est décrite par un fichier récapitulant ses propres valeurs de paramètres : température et potentiel hydrique de base de la germination et la levée des plantules, distribution en temps thermique des vitesses de germination, paramètres de la fonction d'allongement, probabilité de rester bloquée sous un obstacle (mottes ou croûte).

8.2.3. Les sorties

Le logiciel simule des taux de levée et germination pour chacun des scénarios testés. Les fichiers de sortie regroupent différentes variables définissant les caractéristiques tirées au sort et les variables calculées graine par graine (soit mille lignes par simulation). Pour chacune des simulations, les nombres de jours nécessaires pour atteindre différents pourcentages de taux de germination et de taux de levée sont calculés. Les taux de germination et de levée finaux sont donnés, ainsi que les pourcentages des différentes causes de mortalité pour chaque simulation.

8.3. Plan de simulation

Les valeurs des paramètres d'entrée pour chacune des espèces et des maquettes utilisées dans les simulations proviennent de travaux antérieurs réalisés sur les CIPAN (Dorsainvil ; 2002 ; Carrera et Dürr, 2004 ; Dorsainvil et al., 2005). Des adaptations ont été nécessaires dans certains cas. L'ensemble des choix a été réalisé avec le groupe d'experts réunis sur ce sujet.

8.3.1. Les sites climatiques étudiés

Parmi les 24 points retenus dans le Chapitre 7 (Figure 7-9), nous en avons sélectionné neuf, qui nous apportaient une première représentation de la variabilité des résultats de levée dans différents pédoclimats français contrastés, et aussi pour des régions où le nombre de dérogations à l'obligation d'implanter des CI était supérieur à la moyenne. Ainsi, ces 9 points climatiques (Figure 8-2) ont été choisis de manière à représenter la gamme des différentes classes de (pluie-ETP) et de température moyenne pendant la période de l'interculture (Août à Mars).

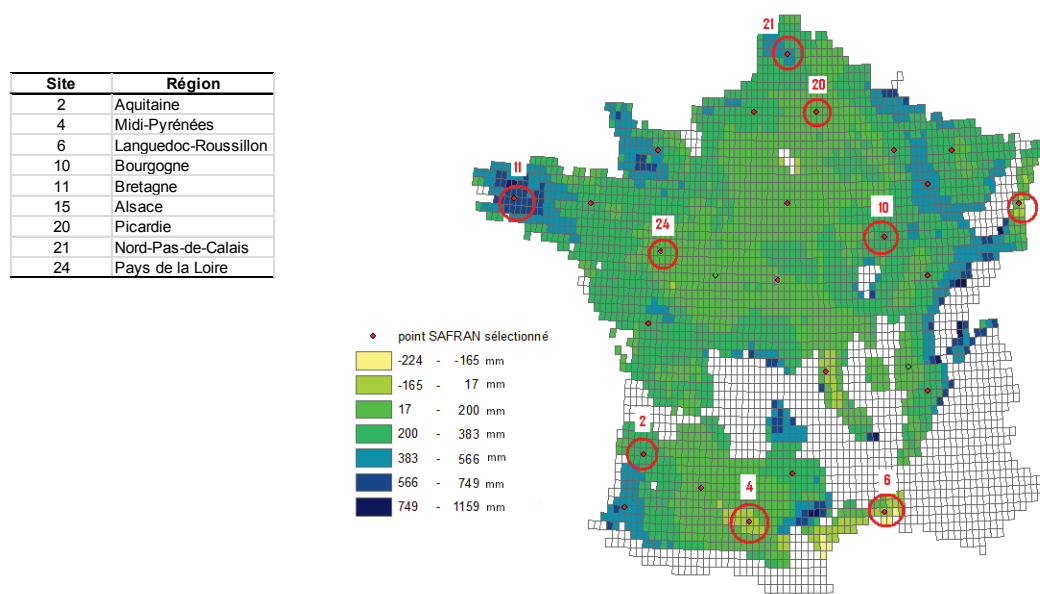


Figure 8-2. Localisation des points climatiques SAFRAN sélectionnés pour l'étude de la phase semis-levée, à partir d'une carte de France découpée en mailles de 12km x 12km identifiées par classe de (pluie – ETP) de août à mars, sur les zones vulnérables "Nitrate" croisées avec les grandes régions agricoles (Données Météo-France)

Cette sélection permet d'avoir un échantillon de climats contrastés afin de réaliser une étude de sensibilité de la levée des cultures intermédiaires. Les sites sélectionnés correspondent à deux points (20 et 21) situés au Nord, trois au Sud avec un gradient Ouest-Est (2, 4, 6) et quatre points avec un gradient également Ouest-Est de la pointe Bretagne à l'Alsace (11, 24, 14, 15). Ce choix nous permet de tester des climats secs et chauds au Sud, et plus humides et contrastés en températures au Nord sur 20 ans pour la période 1988-2008.

Ce choix de points permet aussi d'explorer des textures de sol contrastées, allant de textures grossières (sol sableux) à fines (sol argileux), avec chacune des quatre classes de texture présente pour au moins deux climats différents. Le Tableau 8-1 récapitule les classes de textures pour des différents sites sélectionnés.

Texture dominante de surface				
	Fine (Sol 4)	Moyennement Fine (Sol 3)	Moyenne (Sol 2)	Grossière (Sol 1)
Point 2			X	X
Point 4	X		X	
Point 6			X	
Point 10	X	X	X	
Point 11		X	X	
Point 15	X		X	
Point 20		X	X	X
Point 21		X	X	
Point 24		X	X	

Tableau 8-1. Texture des différents sols pour chacun des sites

8.3.2. Les espèces

Les simulations ont été réalisées pour trois espèces : la moutarde (Brassicacée), le ray-grass italien (RGI, Graminée) et la vesce (Légumineuse). Les données utilisées pour caractériser la moutarde et le ray-grass d'Italie sont issues d'expérimentations préalables publiées (Dorsainvil, 2002 ; Dorsainvil et al., 2005). Pour la vesce, nous avons utilisé les données d'une légumineuse ayant potentiellement des caractéristiques proches de la vesce, une luzerne annuelle (luzerne tronquée, *Medicago truncatula* ; Brunel et al, 2009). Le Tableau 8-2 récapitule les valeurs de ces caractéristiques par espèce. Les valeurs concernant la vesce sont vraisemblables mais seraient à établir spécifiquement, la valeur de la température de base a été d'ores et déjà très rapidement vérifiée. Ce travail serait d'ailleurs utile sur un plus grand nombre d'espèces pour mieux évaluer leur capacité d'implantation en différentes conditions limitantes de teneur en eau et température.

	Moutarde	RGI	Vesce
Température de base pour la germination et l'élongation de l'hypocotyle (Tb, °C)	3,2	4,6	5,6
Potentiel Hydrique (MPa)	1,04	2,5	0,8
Nombre de jours maximums au bout duquel les semences sont considérées non germées (j)	30	30	30
Taux germination maximum du lot (%)	100	95	100
Somme température nécessaire pour atteindre 80% germination (°Cj)	18	25	20
Probabilité d'émergence de toutes les plantules dans le cas d'une croûte sèche (%)	60	60	60
Age maximum des plantules (°Cj, calculé en utilisant la Tb mentionnée par espèce)	175	175	175

Tableau 8-2. Valeurs des paramètres "Semences et plantules" données au modèle SIMPLE

Ces trois espèces permettent de balayer une gamme de tolérance au stress hydrique. La légumineuse est la culture la plus exigeante en termes de seuils de température et teneur en eau (température et potentiel hydrique de base les plus élevés) pour germer. Le RGI apparaît *a priori* le plus résistant au stress hydrique. La moutarde a la température de base la plus faible et devrait donc germer et lever plus rapidement en absence de stress hydrique. Les taux de germination potentiels donnés comme paramètres d'entrée au modèle pour l'étude sont de 100% pour la moutarde et la vesce, et de 95% pour le RGI. Ce taux potentiel est le premier élément déterminant le taux de germination maximum possible et il influence le taux de levée obtenu. Cette différence entre le RGI et les deux autres espèces n'est certainement pas absolue. Le taux de germination peut être variable entre lots de semences pour les trois espèces. Nous avons considéré qu'affecter des taux potentiels de germination différents

pour les espèces contribuait à illustrer l'importance du taux potentiel de germination du lot de semences utilisé et de le connaître pour déterminer la densité de graines à semer au champ. Par ailleurs dans le cas de repousses de blé en particulier, la germination peut être ralentie, voire limitée, du fait de la dormance temporaire plus ou moins marquée selon les années et les variétés de blé. Là encore sur ce point précis, il y a un manque de données, qui seraient peut-être à acquérir si ce type de repousses était fréquemment utilisé.

8.3.3. Les dates de semis

Nous avons choisi trois dates de semis contrastées : le 15/07, le 15/08 et le 15/09, qui correspondent à la gamme des dates de semis les plus fréquemment pratiquées. Les simulations sont menées jusqu'au 10 novembre suivant. Les fichiers "climats" commencent le 14/07 et se terminent donc le 10/11. Les données des fichiers climatiques comportent la température moyenne journalière dans l'épaisseur du lit de semences sol, ainsi que l'humidité journalière par horizon de sol. Nous avons vérifié les performances de STICS pour générer l'évolution de l'humidité du sol sur des situations où des suivis expérimentaux ont été réalisés, avant de générer ces conditions de température et d'humidité du sol pour les situations à simuler avec le modèle SIMPLE. Les humidités générées ont été transformées en potentiel hydrique (exprimé en MPa) à l'aide de la relation entre humidité et potentiel hydrique selon la texture des quatre sols retenus dans l'étude (van Genuchten, 1980).

8.3.4. L'état structural du sol et les profondeurs de semis

8.3.4.1. Le travail du sol et les états structuraux du lit de semences

Les situations d'implantation considérées sont déterminées par le type de travail du sol et le mode de semis de la culture intermédiaire. La Figure 8-3 récapitule les choix réalisés qui conduisent à considérer 3 grands types d'implantation de ces cultures : 1) une situation sans travail du sol, 2) un travail du sol réalisé pour déchaumer et enfouir les graines en un seul passage, et 3) un travail du sol suivi d'une préparation du lit de semences et d'un semis au semoir pour positionner les graines dans le sol.

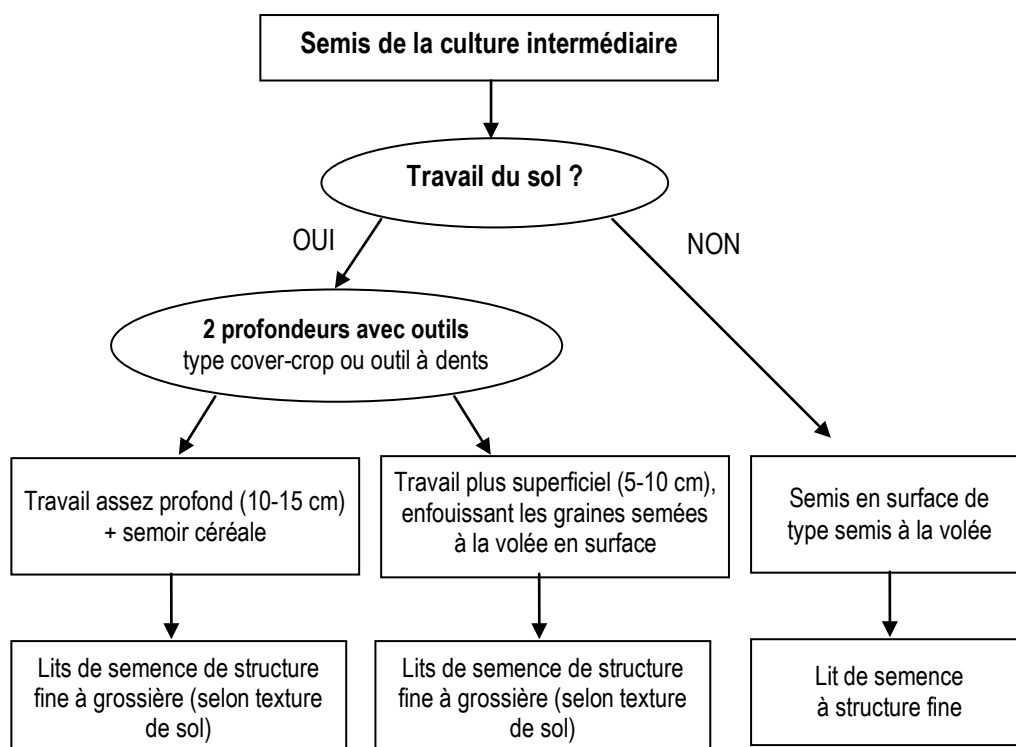


Figure 8-3. Types d'implantation simulés

L'état structural du sol dépend du travail du sol effectué et des conditions d'humidité lors de l'intervention. Par manque de temps pour coordonner les interactions possibles entre humidité du sol et résultats obtenus en terme de fragmentation du lit de semences, en relation avec le travail du sol, et pour simplifier le travail de simulation à réaliser, nous avons simulé différents états possibles du lit de semences sans tenir compte de l'humidité initiale au moment de la préparation du lit de semences. Toutefois, pour sa part, l'humidité du sol varie chaque année en fonction des conditions climatiques.

Taille des mottes (mm)		Etat structural du lit de semence		
		Fin	Intermédiaire	Grossier
< 10mm	Total	88%	65%	65%
	Surface	2%	9%	5%
[10-30 mm]	Total	12%	34%	33%
	Surface	14%	29%	22%
> 30mm	Total	-	1%	2%
	Surface	-	100%	100%

Tableau 8-3. Proportion de mottes de différentes tailles et localisation dans le lit de semences (Dorsainvil et al, 2005)

Nous avons retenu trois états-types : fin, intermédiaire et grossier. Ces états se distinguent par la proportion de mottes de différentes dimensions, et aussi par leur organisation spatiale dans le lit de semence (profondeur / surface).

8.3.4.2. Distributions des profondeurs de semis dans le lit de semences

Les données utilisées sont issues d'une étude réalisée sur la levée des cultures intermédiaires au champ en été (Dorsainvil, 2002 ; Dorsainvil et al., 2005).

La première technique de semis simulée est le semis à la volée, nommé profil "Surface", sans travail du sol. Les pailles de céréales sont broyées pour recouvrir les graines semées sous la barre de coupe à la récolte de la céréale. Le semis est réalisé en surface avec une répartition de 50% de graines à 2 mm de profondeur et 50% à 15 mm.

Le deuxième profil, appelé "Semoir", provient d'un travail du sol assez profond, repris ensuite avec une herse afin de briser les mottes ; les graines sont semées au semoir à céréale. Le positionnement des semences se situe autour d'une profondeur moyenne visée. La répartition des graines se fait jusqu'à 50 mm de profondeur avec près de 85% des graines situées entre 10 et 30 mm.

Le troisième profil, nommé "CC", représente un travail de sol simplifié, avec un semis en surface à la volée suivi d'un passage de déchaumage (de type cover-crop) réalisé pour enfouir les graines. Le profil "CC" correspond à une répartition plus hétérogène, et avec des semences plus en profondeur en moyenne (90% des graines se situent entre 5 et 45 mm, mais avec des graines enfouies jusqu'à 65 mm).

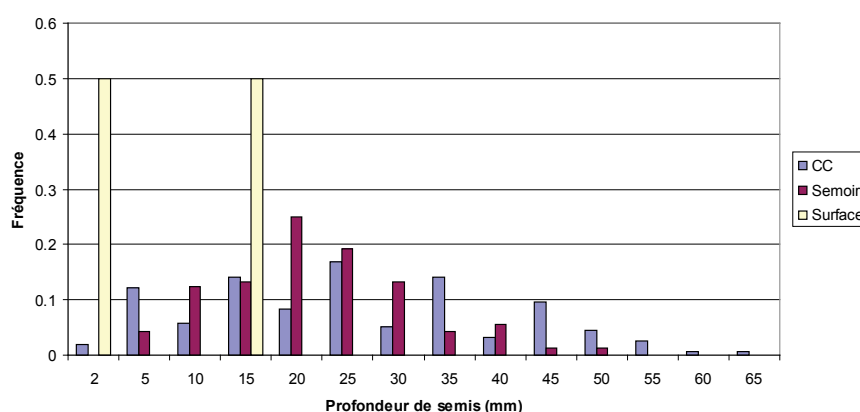


Figure 8-4. Distributions de profondeurs de semis simulées (en abscisse est indiquée la borne inférieure de la classe de profondeur)

Les simulations ont été réalisées en tenant compte de l'interaction entre l'état structural du sol et le profil de répartition des graines dans le lit de semences. Le Tableau 8-4 résume les conditions simulées. Nous n'avons pas fait varier l'état structural pour le semis à la volée en surface, car la levée des graines ne dépend pas de l'état structural du sol sous-jacent dans ces conditions de semis.

Profil graines/Etat structural		Travail sol		
		Surface	Semoir	CC
Etat structural	Fin	X	X	X
	Intermédiaire		X	X
	Grossier		X	X

Tableau 8-4. Combinaisons état structural x distribution des profondeurs de semis simulées

8.3.5. Résumé des simulations effectuées

Le Tableau 8-5 récapitule les situations simulées. Une croix indique que cette situation a été simulée pour chacune des 3 dates de semis et pour les 3 espèces sur les 20 années climatiques. Sachant que, sur l'ensemble des 9 points climatiques, il y a des sols de texture variable, à savoir 2 sols "grossiers", 9 sols "moyens", 5 sols "moyen-fins" et 3 sols "fins", ce sont au total 23 220 simulations qui ont été réalisées.

Etat structural du lit de semence	Distribution des profondeurs de semis	Texture des sols			
		Sol 1 (Grossier)	Sol 2 (Moyen)	Sol 3 (Moyen-Fin)	Sol 4 (Fin)
Fin	Surface	X	X	X	X
	Semoir	X	X	X	X
	CC	X	X	X	X
Intermédiaire	Surface	X	X	X	X
	Semoir	X	X	X	X
	CC	X	X	X	X
Grossier	Surface		X	X	X
	Semoir		X	X	X
	CC		X	X	X

Tableau 8-5. Récapitulatif des situations simulées pour les trois espèces, à trois dates de semis et pour 20 années climatiques

Le Tableau 8-6 récapitule les dénominations utilisées pour présenter les résultats.

Maquette	MaqF	Structure du lit de semence fin
	MaqI	Structure du lit de semence intermédiaire
	MaqG	Structure du lit de semences grossière
Espèce	Mou	Moutarde
	Rgi	Ray-grass
	Ves	Vesce
Distribution des profondeurs de semis	Surface	Type semis à la volée
	Semoir	Type labour
	CC	Type cover-crop
Sol-Texture	Sol1	Texture grossière
	Sol2	Texture moyenne
	Sol3	Texture moyenne-fine
	Sol4	Texture fine

Tableau 8-6. Dénominations utilisées pour les simulations

8.4. Résultats

Les résultats sont représentés par des boîtes à moustaches où sont matérialisés : i) la médiane (trait plein en gras dans la boîte rectangulaire), ii) le premier quartile et le troisième quartile définissant la boîte rectangulaire ; cette boîte contient donc 50% des valeurs simulées. Les bornes des moustaches délimitent les valeurs dans lesquelles se situent 99% des résultats. Les ronds correspondent aux situations extrêmes en dehors d'une répartition normale de la population. Les croix rouges représentent la moyenne de l'échantillon. Lorsque les résultats sont présentés par sites, ceux-ci sont classés du site ayant le cumul de (Pluie-ETP) sur les 3 mois (mi-juillet à mi-octobre) le plus faible (site 6) au site ayant ce critère le plus élevé (site 21).

Nous présentons dans un premier temps les caractéristiques climatiques des sites étudiés, conduisant en particulier aux humidités des lits de semences pour lesquelles les simulations ont été réalisées. Des exemples de ces variations de teneurs en eau simulées sont donnés.

Puis nous présentons les résultats des simulations, en analysant successivement : les variations des taux de germination ; les taux et les durées de levée simulés et enfin, les causes de mortalité à l'origine des variations de taux de levée.

8.4.1. Caractéristiques climatiques des sites et du lit de semences

8.4.1.1. Données climatiques des sites choisis

Pour chaque graphique présenté ci-dessous, chaque boîte à moustaches représente 20 années climatiques du site considéré. Le code de chaque boîte donne le numéro du site représenté et le mois.

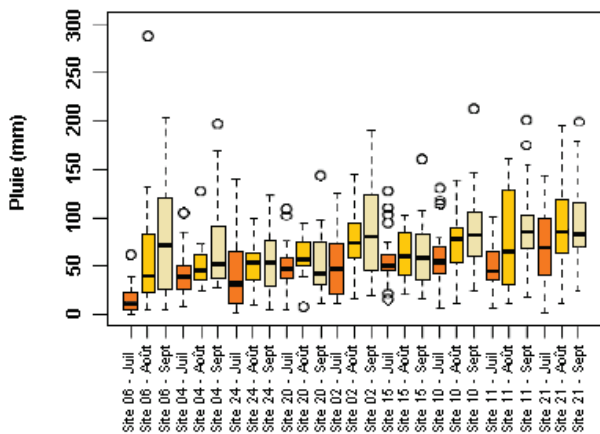


Figure 8-5. Précipitations mensuelles pour les trois mois de semis, sur les neuf sites

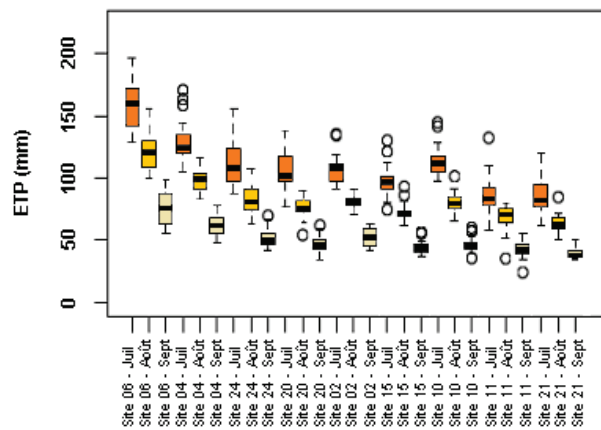


Figure 8-6. ETP mensuelles (mm) pour les trois mois de semis, sur les neuf sites

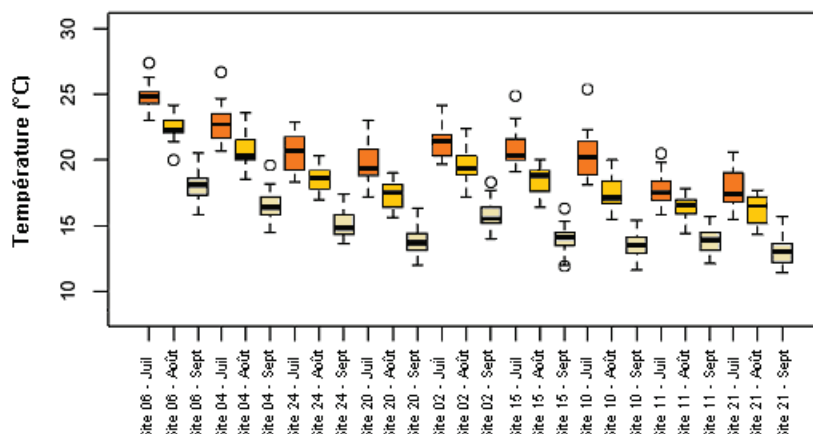


Figure 8-7. Températures moyennes mensuelles pour des mois correspondant aux dates de semis sur les neuf sites

Les précipitations sont très variables tout au long des mois de juillet à septembre, avec globalement un mois de juillet moins arrosé. Le site 6 (climat méditerranéen) présente une forte variabilité de précipitations, avec une pluviométrie très faible pour le mois de septembre ; il présente aussi les pluviométries maximales observées (près de 300 mm en août). Quels que soient les sites, les ETP de juillet sont les plus élevées, et diminuent jusqu'au mois de septembre. Les sites 4 et 6, situés dans le sud (Haute-Garonne et Gard), présentent les ETP les plus importantes, en cohérence avec leur situation géographique. De la même façon, les sites 4 et 6 ont des températures élevées, alors que le site 11 (Finistère) a les moyennes de températures les plus faibles. Le mois le plus chaud du site 11 (juillet) a une température moyenne égale au mois le plus froid du site 6 (septembre).

8.4.1.2. Exemples d'humidités du sol simulées avec STICS

Les données d'humidité et de température du sol par horizon du lit de semences (0-2 cm ; 2-6 cm ; 6-10 cm), à pas de temps journalier, ont été simulées à partir du modèle STICS pour les neuf sites, sur 20 années (1989 à 2008).

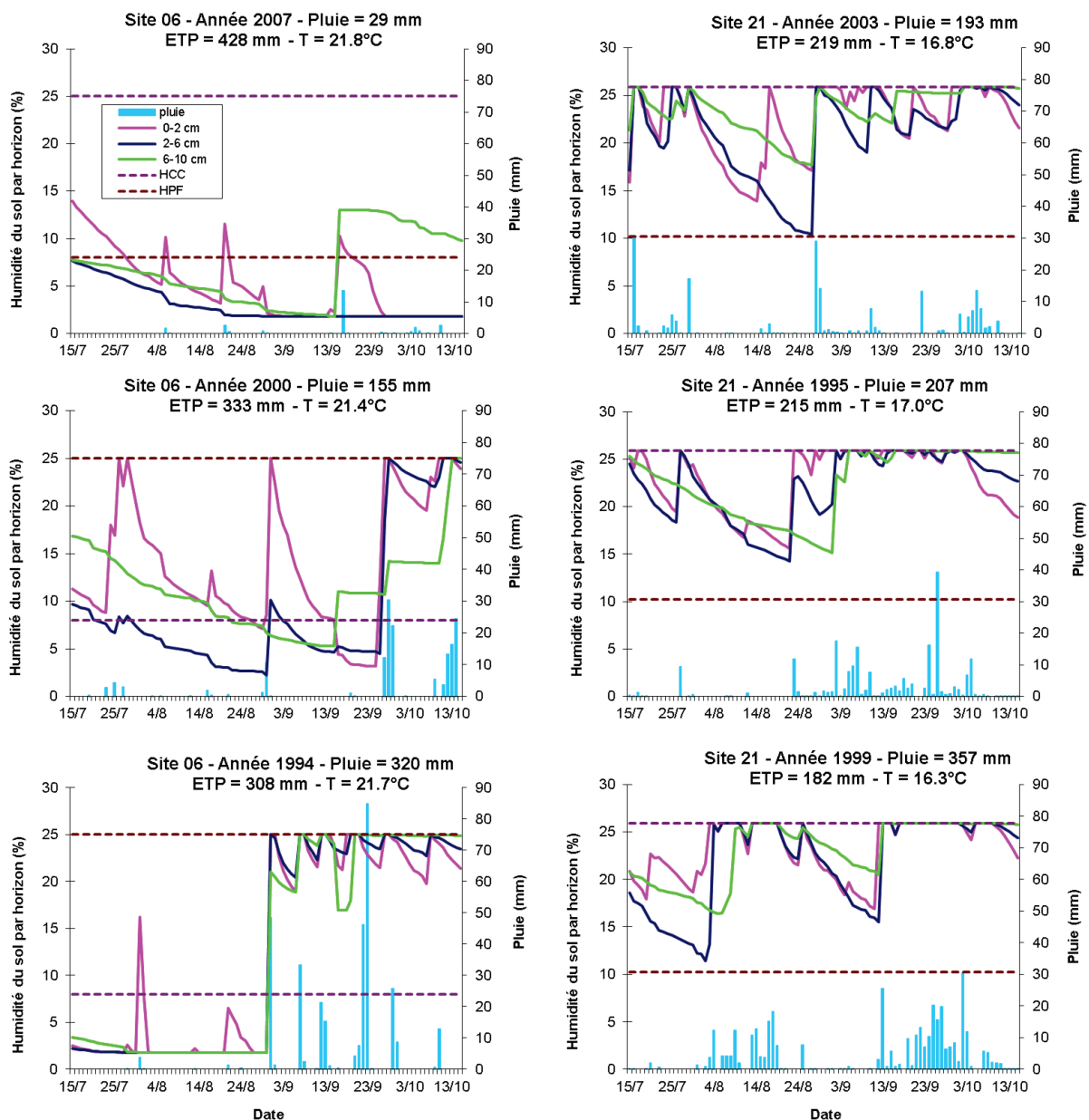


Figure 8-8. Graphiques mettant en relation les précipitations et humidités simulées par horizon de sol, pour deux sites (site 6 sec et site 21 humide) et trois années (1994, 200 et 2007) aux climats différents

Les six graphiques de la Figure 8-8 présentent les humidités journalières des différents horizons (0-10 cm) des sols étudiés ainsi que la pluviométrie, pour deux sites aux climats différents, soit le site 6 (région Languedoc-Roussillon) et le site 21 (région Nord Pas-de-Calais). Les variations d'humidité du sol dans les horizons du lit de semences sont illustrées pour trois années contrastées, sèche (2007), moyenne (2000) et humide (1994). Les capacités au champ ainsi que les points de flétrissement des sols de ces sites sont indiqués en pointillés sur chaque graphique.

La pluviométrie et l'ETP cumulées sur les 4 mois de mi-juillet à mi-octobre sont très différentes pour ces deux sites et pour les trois années, indiquant des conditions de climat du sol très contrastées. La température moyenne est d'environ 5°C inférieure dans le site 21 en comparaison du site 6, indiquant de fortes différences entre ces 2 sites.

La Figure 8-8 montre les différences fortes, entre les 3 années et les 2 sites, des teneurs en eau du sol pour 3 horizons superficiels correspondant au lit de semences des cultures intermédiaires. Les teneurs en eau du lit de semences sont fortement déterminées par la pluviométrie. Ainsi, le site 21 aux pluies plus fréquentes et aux ETP plus faibles, n'a aucune teneur en eau simulée avec STICS inférieure à l'humidité au point de flétrissement, contrairement au site 6. Le site 6 est généralement très peu pluvieux en été mais peut subir des pluies très abondantes, comme en 1994, où près de 85 mm de pluie sont tombés en une journée.

Globalement, la teneur en eau du lit de semences est très faible en juillet et août, et peut donc être très limitante pour la germination et la levée des cultures intermédiaires. Le mois de septembre est généralement plus humide.

8.4.2. Variation des taux de germination

La non-germination est la première cause pouvant expliquer une partie de non-levée des graines semées due en particulier à une humidité ou une température insuffisantes du sol sur une longue période (fixée à 1 mois pour les simulations : au-delà de cette durée les graines qui n'ont pas réussi à germer sont considérées comme ne germant plus).

La Figure 8-9 présente les taux de germination simulés pour les 9 sites climatiques et regroupe l'ensemble des combinaisons (date de semis, état structural et profil de graines dans le lit de semences) pour chacune des 3 espèces.

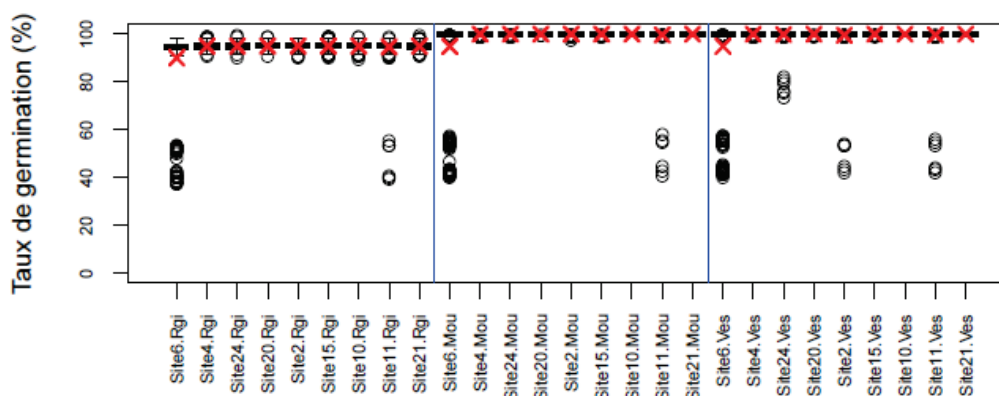


Figure 8-9 Taux de germination pour les trois espèces sur les neuf sites

Il apparaît que la moutarde et la vesce présentent des taux moyens de germination voisins de 100%, et le ray-grass des taux moyens de l'ordre de 95% pour tous les sites, excepté pour le site 6 où le taux est de l'ordre de 90%. Cette différence est liée aux valeurs de germination maximale avec lesquelles a été paramétré le modèle SIMPLE.

Il y a donc relativement peu de situations où le taux de germination est réduit par les conditions de température et teneur en eau du sol. La germination n'apparaît pas en moyenne comme étape limitant la levée des CI, hormis via la qualité initiale des semences utilisées. Cependant, des taux de germination faibles, de l'ordre de 40%, sont simulés dans certaines conditions de sécheresse se prolongeant sur des durées supérieures à 20-30 jours pour

les 3 espèces, pour les sites 6 (fréquence 7 années sur 20 avec certaines conditions de semis) et 11 (1 année sur 20). L'espèce au potentiel hydrique seuil le plus élevé (vesce) présente aussi des taux de germination altérés pour certaines simulations des sites 24 et 2.

8.4.3. Variations des taux et de la durée de la levée simulés

8.4.3.1. Effet de l'espèce semée

Les Figures 8-10 et 8-11 présentent les taux et durées de levées simulés pour les 9 sites. Elles regroupent l'ensemble des combinaisons (date de semis, état structural et profil de graines dans le lit de semences) pour chacune des 3 espèces.

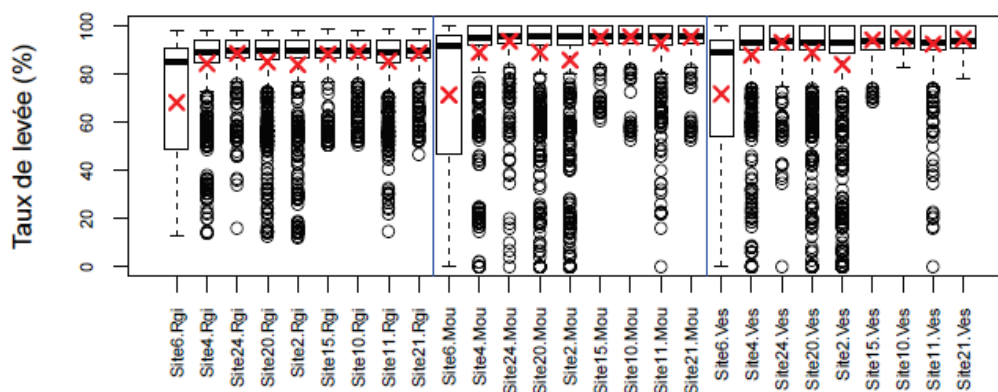


Figure 8-10. Taux de levée pour chaque espèce sur les neuf sites

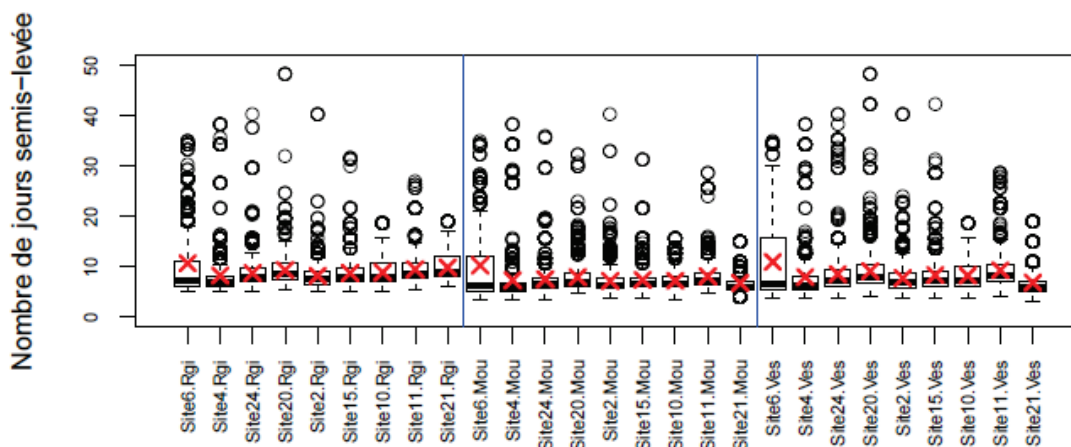


Figure 8-11. Durée nécessaire pour atteindre le taux maximum de levée pour chaque espèce sur les neuf sites

La vesce et la moutarde présentent des taux de levée médians voisins et élevés, de 92 et 96% respectivement. Le ray-grass présente un taux de levée moyen un peu plus faible, de l'ordre de 90%, s'expliquant par le taux de germination légèrement plus faible donné au lot de semences.

Mais, la variabilité des taux de levée est importante, et les taux simulés varient de 0 à 100%, pour six des neuf sites étudiés.

Le site 6 présente une grande variabilité de taux de levée, avec 25% des simulations aux taux de levée inférieurs à 50% pour les trois espèces. La médiane et surtout la moyenne pour le site 6 sont les plus faibles, quelle que soit l'espèce semée, avec une levée moyenne de l'ordre de 70% pour les 3 espèces.

A l'opposé, les sites 10, 15 et 21 obtiennent systématiquement des taux de levée supérieur à 50% quelle que soit l'espèce semée. Ils présentent les plus fortes valeurs moyennes et les écarts-types les plus faibles. La variabilité

des résultats sur ces sites est plus faible en raison de leur pluviométrie mieux répartie durant les mois d'été et de début d'automne.

Les simulations indiquent une durée moyenne de la phase semis-levée, variant de 7 à 11 jours. La moutarde et la vesce lèvent en moyenne 2 à 3 jours plus rapidement que le ray-grass. La variabilité de la durée de la phase semis-levée de la vesce est sensiblement plus forte que pour les deux autres espèces dans le cas du site 6, en relation avec la plus grande sensibilité de la vesce aux situations de stress hydrique. Toutefois, la variabilité des durées de levée apparaît importante pour les trois espèces. Elles ont parfois un nombre de jours nécessaires pour atteindre une levée maximale qui dépasse 30 jours pour les sites 4, 6, et 20 (environ 1 année sur 10, en fonction des conditions de semis simulées).

8.4.3.2. Effet de la date de semis

Les taux et la durée de la levée sont analysés pour chacune des 3 dates de semis mais en ne présentant les résultats que pour une seule situation de type de sol et d'état structural. Le sol pris en compte ici est de texture moyenne (limoneuse) et l'état structural est moyennement motteux (maquette intermédiaire).

Les Figures 8-12 et 8-13 présentent les taux et durées de levées simulés pour les 9 sites climatiques et agrègent les résultats obtenus pour les différentes distributions de profondeurs de semis et les 3 espèces. En effet, les simulations n'indiquent pas de différence notable d'effet de la date de semis sur la réponse de chacune des 3 espèces.

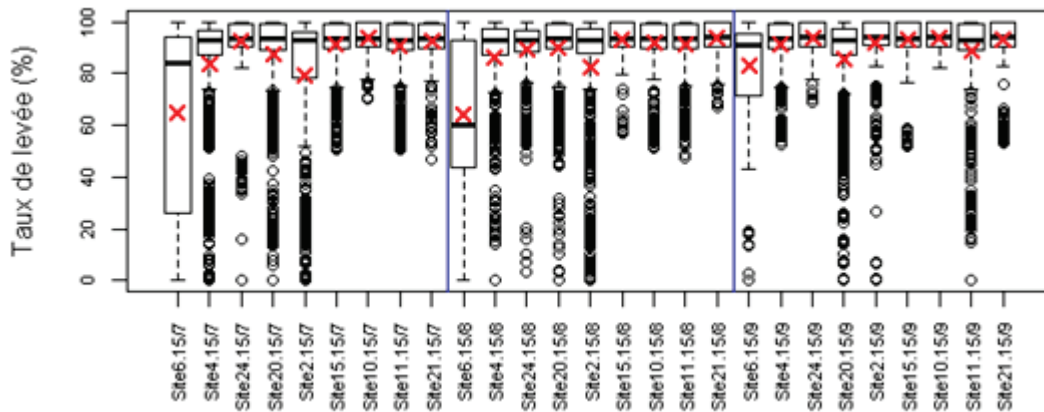


Figure 8-12. Taux de levée pour les trois dates de semis et pour les neuf sites

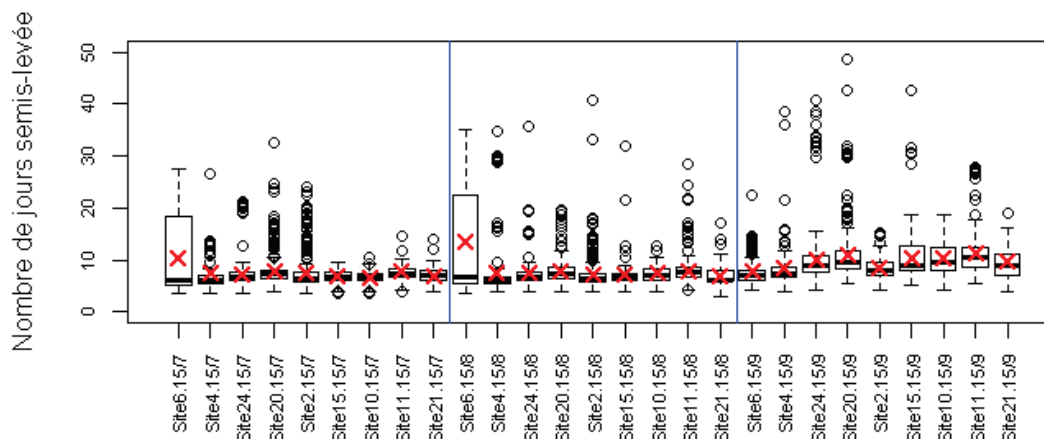


Figure 8-13. Nombre de jours nécessaires pour obtenir le taux maximal de levée, pour les trois espèces et les neuf sites

Les médianes et les moyennes (Figure 8-12) de taux de levée simulés sont plus élevées pour les semis du 15 septembre, pour 6 des 9 sites. Pour les sites du Sud de la France (sites 2, 4 et 6), le semis de septembre a un effet positif sur le taux de levée, avec plus de 15% d'écart avec un semis réalisé mi-juillet ou mi-août. Pour les sites localisés plus au Nord, les écarts des médianes et des moyennes sont faibles.

La variabilité des taux de levées est plus importante lors d'un semis en juillet, que pour un semis en août. Le semis de septembre permet d'obtenir les taux de levée les moins variables, pour la plupart des sites (sauf le site 11 qui présente des résultats un peu plus hétérogènes lors d'un semis de septembre que pour un semis de juillet ou d'août).

L'effet de la date de semis est modéré mais significatif sur la durée moyenne de la levée (Figure 8-13), qui est légèrement réduite pour les semis des mois de juillet et août (durées moyennes de l'ordre de 8 jours). La durée de la levée est allongée de quelques jours pour les semis de septembre, pour les sites plus au Nord. L'augmentation s'explique par des températures des sols plus faibles.

Toutefois, le site 6 (climat méditerranéen) se différencie très largement, avec une durée de levée maximale très variable en juillet et en août, pouvant être supérieure à 3 semaines, et une durée de levée réduite en septembre. Le semis de septembre apparaît mieux adapté pour ce site (conditions climatiques sèches).

Les durées de levées supérieures à 30 jours sur les différents sites pour l'ensemble des dates de semis sont dues à des épisodes sans pluie de longue durée après un semis dans un sol sec. Ces cas restent cependant peu fréquents sur l'ensemble des résultats des simulations.

Nous avons voulu illustrer plus précisément les fréquences des taux de levée obtenus selon la date de semis sur les différents sites.

La Figure 8-14 présente la fréquence répartie en 4 classes des taux de levées simulés pour les 9 sites climatiques en fonction de la date de semis et prenant en compte l'ensemble des profils de répartition des graines dans le lit de semences et les 3 espèces.

Ces quatre classes correspondent à différentes situations :

- un taux de levée d'au moins 75%, estimé suffisant pour avoir un couvert efficace de culture intermédiaire ;
- un taux compris entre 75 et 50% : la densité de plantes peut être suffisante mais une répartition spatiale des plantes hétérogène ne permet pas une croissance et une absorption d'azote minéral optimales ;
- un taux compris entre 25 et 50%, avec une densité de plantes insuffisante, et ce d'autant plus que la répartition des plantes levées est hétérogène ;
- un taux de levée inférieur à 25%, correspondant à un échec complet du semis.

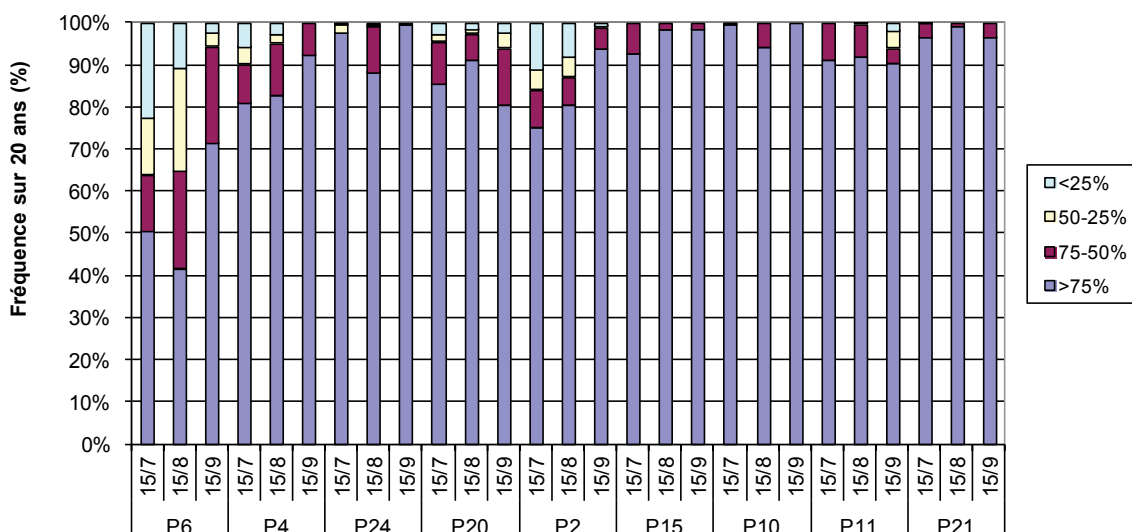


Figure 8-14. Fréquences sur 20 ans de taux de levée pour les trois dates de semis sur les neuf sites

Les simulations indiquent une fréquence élevée de taux de levée supérieurs à 75% sur les 20 années simulées pour la plupart des sites et des dates de semis. Sur quelques sites cependant, la fréquence d'un taux de levée inférieur à 75% est plus importante, le site 6 en particulier avec une fréquence de taux de levée < 75% d'environ une année sur 2. On retrouve ce résultat pour les sites 2, 4, 11 et 20, mais avec une fréquence nettement plus faible, de l'ordre d'une à deux années sur 10. La fréquence d'un faible taux de levée varie avec la date de semis. Pour les sites du Sud de la France (2, 4 et 6), le semis au mois de septembre permet d'accroître significativement la fréquence de taux de levée supérieurs à 75%.

Les fréquences simulées de taux de levée inférieurs à 50%, voire à 25%, restent faibles mais existent sur les 20 années climatiques explorées.

8.4.3.3. Effet du type de sol

Les taux et la durée de la levée sont analysés séparément pour chacun des sols représentés dans les 9 sites climatiques. Le sol 1 est de texture grossière (sol sableux) et le sol 4 de texture fine (argileux) ; les deux autres sols sont des textures intermédiaires limoneuses.

Les Figures 8-15 et 8-16 présentent les taux de levées simulées pour les 9 sites et agrègent les résultats obtenus pour l'ensemble des distributions de profondeurs de semis et les 3 espèces.

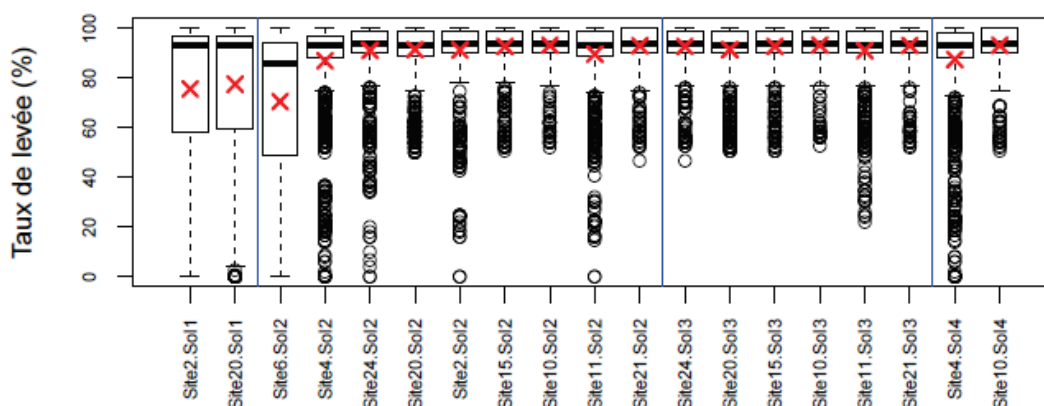


Figure 8-15. Taux de levée pour les différents sols présents sur les neuf sites

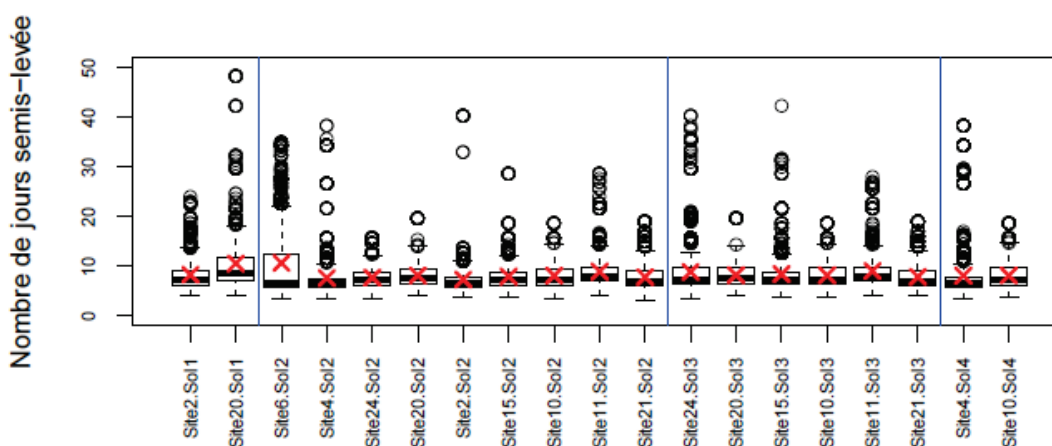


Figure 8-16. Nombres de jours nécessaires pour atteindre le taux maximal de levée pour les différents sols sur les neuf sites

Les taux de levée sont significativement plus faibles en texture grossière pour les 2 sites concernés, avec en moyenne moins de 80% de taux de levée, contrairement aux autres situations pédoclimatiques où ce taux est de l'ordre de 90%. Ce résultat s'explique par un dessèchement plus rapide des sols sableux induisant des pertes de

plantes aboutissant à des levées nulles dans certains cas. Les sites du Sud se distinguent par des taux de levée moyens plus faibles, aussi bien pour le sol à texture grossière (site 2), le sol limoneux (site 6) que pour la texture fine (site 4).

L'effet du type de texture du sol est limité sur la durée de la phase semis-levée, excepté pour le sol à texture sableuse où la durée moyenne peut être allongée de quelques jours, tout comme pour le site 6 avec la texture limoneuse.

8.4.3.4. Effet de l'état structural du lit de semences

Les résultats obtenus étant peu variables selon les espèces, les résultats ci-dessous illustrent les simulations réalisées dans le cas de la moutarde en sol limoneux pour les 3 dates de semis considérées.

Les Figures 8-17 et 8-18 présentent les taux et durée de levée de la moutarde simulés pour les 9 sites en fonction de l'état structural pour les deux distributions de profondeurs de semis où les graines sont enfouies (profils de graines "semoir" et "CC") et le sol 2 (moyen fin).

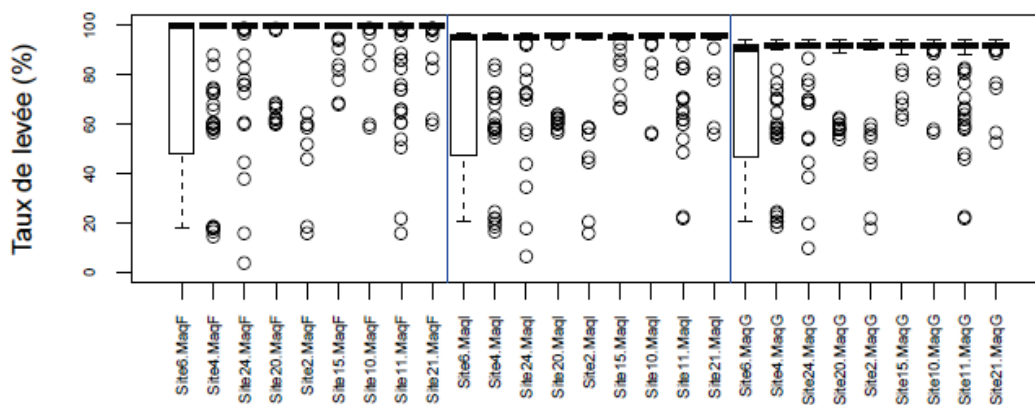


Figure 8-17. Taux de levée pour les différents états structuraux sur les neuf sites

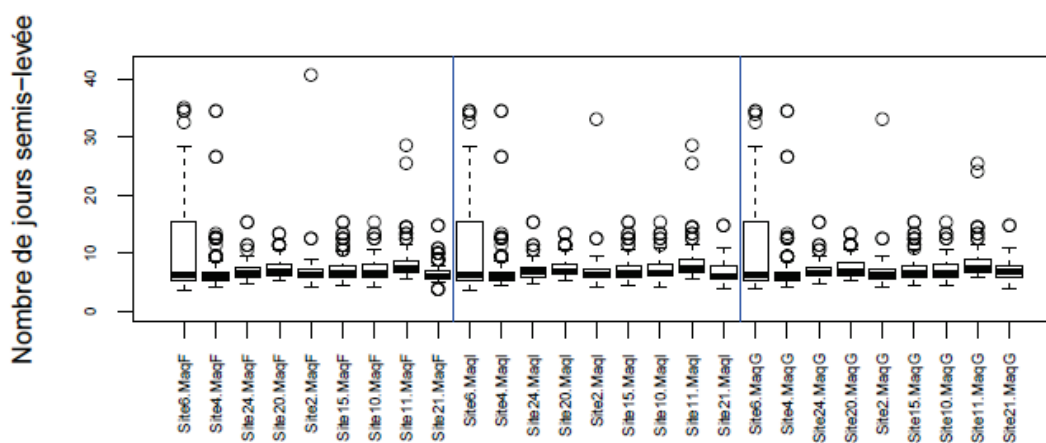


Figure 8-18. Nombres de jours nécessaires pour atteindre le taux maximal de levée par état structural sur les neuf sites

Les simulations mettent en évidence des différences de taux de levée selon l'état structural. L'état fin (MaqF) induit de meilleurs taux de levées que les deux autres états structuraux, avec environ 100% de levée pour 8 sites sur 9. L'état structural grossier (MaqG) réduit significativement le taux médian de levée de l'ordre de 10%.

Alors que les taux de levée sont significativement affectés par l'état structural du sol, la durée de la phase semis-levée n'est elle que peu affectée par l'état structural du lit de semences pour un même profil de répartition des graines dans le sol.

8.4.3.5. Effet de la distribution des profondeurs de semis

Les résultats obtenus étant peu variables entre les 3 espèces (pas d'interaction notable entre espèce et profil de répartition des graines), l'illustration ci-dessous correspond aux simulations réalisées avec les 3 espèces confondues et les 3 dates de semis considérées.

Les Figures 8-19 et 8-20 présentent les taux de levée simulés pour les 3 espèces pour les 9 sites en fonction du profil de répartition des graines semées dans le lit de semences (3 profils de graines : "semoir", "CC" et "surface") en considérant les 3 états structuraux du sol.

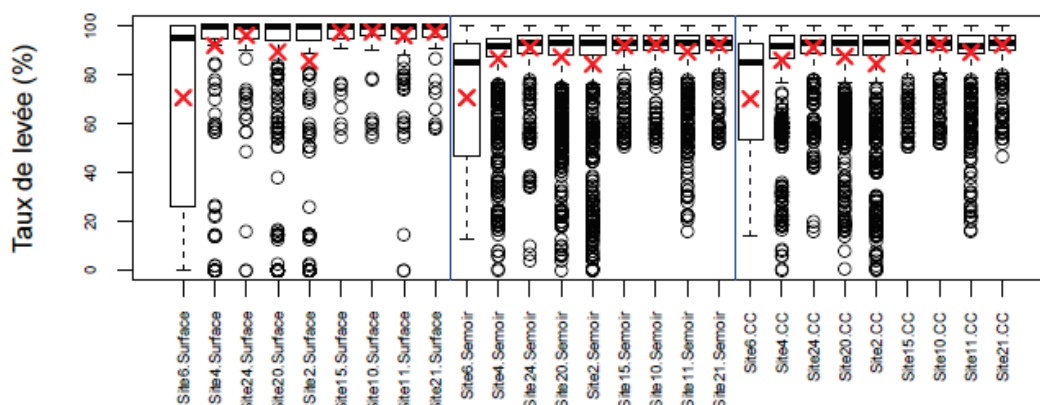


Figure 8-19. Taux de levée pour les différents profils de répartition sur les neuf sites

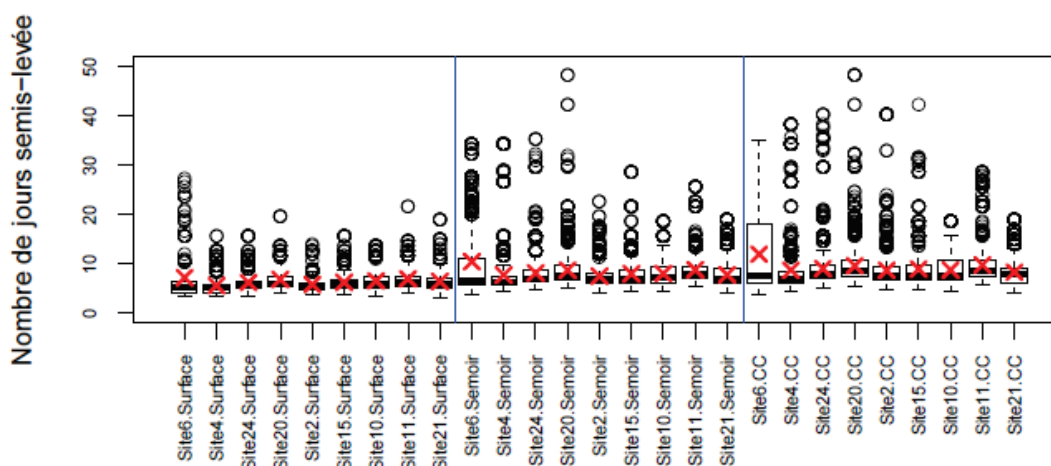


Figure 8-20. Nombres de jours nécessaires pour atteindre le taux maximal de levée pour les différents profils de répartition sur les neuf sites

Les taux de levées simulés avec les profils "CC" et "semoir" sont assez similaires, avec la majorité des simulations comprises entre 85 et 95% de levée, mais avec quelques cas où les taux de levée sont faibles.

Les résultats du site 6 diffèrent toujours de ceux des autres sites, avec des taux de levée nettement plus faibles.

Pour le profil de répartition en "surface", les taux de levée de 8 sites sur les 9 seraient proches de 100% car les plantules ne rencontrent pas d'obstacle mécanique à la levée. Mais sur le site 6, le taux de levée peut être très significativement affecté pour un semis en "surface". C'est un mode de semis qui peut induire des résultats de levée nuls sur 5 des 9 sites testés. Le semis en "surface" est nettement plus sensible aux conditions de forte dessiccation après une pluie, qui peut permettre la germination mais ensuite entraîner la mort des graines ayant germées suite à un rapide dessèchement du sol.

Les simulations indiquent que le profil "CC" (technique simplifiée avec graines semées en surface puis enfouies par déchaumage) présente des durées de la phase semis-levée légèrement plus longues que le profil "semoir" et

surtout "surface". De plus, bien que la majorité des résultats se situent entre 5 et 10 jours pour lever, plusieurs scénarios montrent qu'il faut plus de 2 semaines pour parvenir au taux de levée maximal. Plusieurs situations dépassent même 30 jours pour lever, en particulier pour le site 6 et marginalement pour les sites 2 et 4 (Sud de la France). *In fine*, en considérant un profil "CC", 99% des résultats sont compris entre 5 et 35 jours pour atteindre le taux de levée maximal, alors que pour le profil "semoir" 99% des taux de levée sont compris entre 5 et 20 jours.

Enfin, le profil de répartition "surface" permet une réduction moyenne de la durée de levée. Ainsi, malgré quelques cas où les cultures ont mis plus de temps que la normale (site 6), la durée de la phase semis-levée ne dépasserait pas 15 jours, à quelques exceptions près.

8.4.4. Analyse des causes de non-levée

Un des intérêts de l'utilisation du modèle est, au-delà de l'obtention de taux de levée, de pouvoir analyser les différentes causes de mortalité ayant entraîné ce taux de levée. Ce type d'analyse est très rarement réalisé sur le terrain car il nécessite des observations longues et fastidieuses, voire impossibles à réaliser.

Les résultats étant très peu différents entre espèces, nous avons choisi d'illustrer les résultats simulés obtenus dans le cas de la moutarde.

8.4.4.1. Taux de mortalité en fonction de la date de semis

Les taux de levée élevés pour un semis en septembre s'expliquent par des taux de mortalité par stress hydrique beaucoup plus faibles que pour les deux autres dates de semis, en particulier sur le site 6, qui est aussi pratiquement le seul où apparaissent des pertes par non-germination.

La mortalité sous motte est sensiblement identique quels que soient les sites et la date de semis, cette cause de non-levée ne dépendant que de l'état structural du lit de semences. La mortalité sous croûte reste relativement limitée.

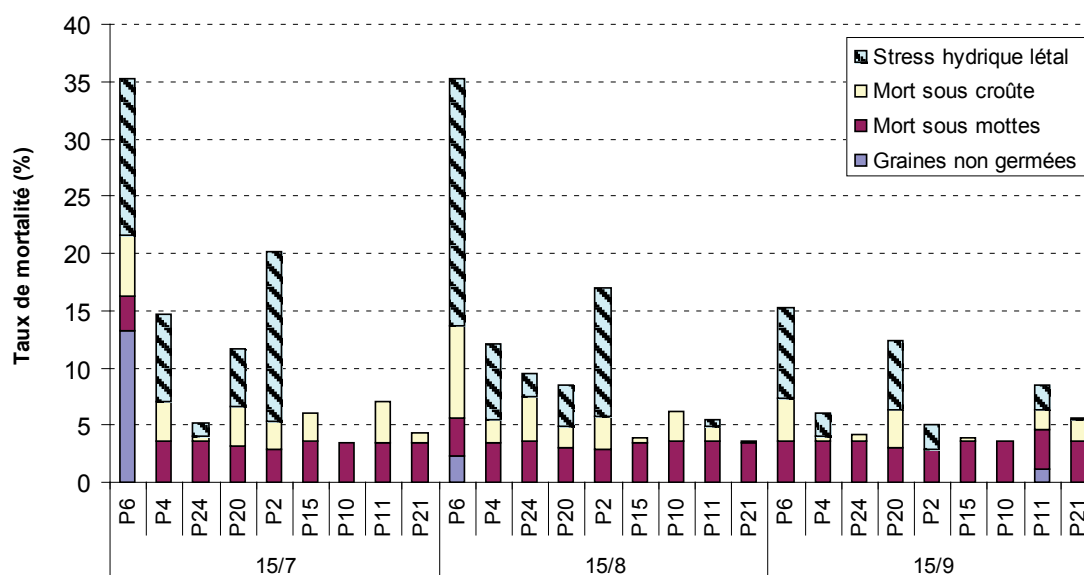


Figure 8-21. Taux moyens des différentes causes de mortalité pour la moutarde par site et date de semis

8.4.4.3. Taux de mortalité en fonction de l'état structural du lit de semences

La Figure 8-22 présente le taux de mortalité des graines simulé ainsi que la proportion de chaque cause de mortalité simulée par le modèle SIMPLE. Les résultats présentés concernent l'analyse de l'effet de l'état structural pour les profils de semis avec des graines enfouies ("semoir" et "CC").

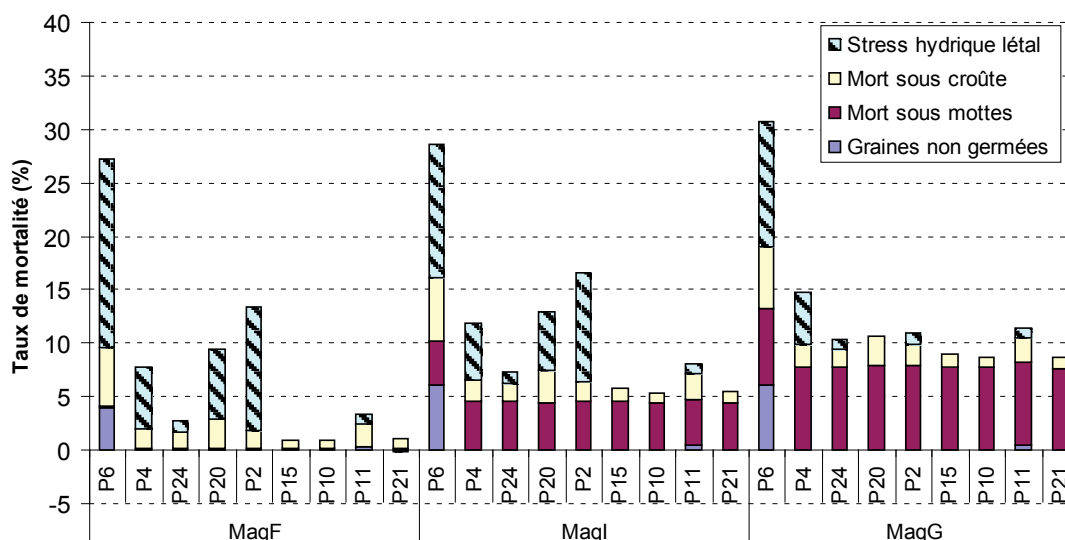


Figure 8-22. Taux moyens des différentes causes de non-levées de la moutarde pour les trois états structuraux du lit de semences simulés sur les neuf sites

Tous les sites ont un taux de mortalité inférieur avec l'état structural fin (MaqF). La mortalité sous mottes est la première cause de non-levée pour l'état structural grossier ; elle représente en moyenne 8% des cas de mortalité. En dehors des valeurs plus élevées au site 6, la mortalité sous croûte n'est pas très élevée en moyenne.

8.4.4.4. Récapitulatif des causes de mortalité et situations à risque

Le Tableau 8-7 résume les causes de mortalité conduisant à la non-levée des cultures intermédiaires et permettant d'identifier les scénarios à fort risque d'échec de l'implantation du couvert.

Mortalité	Non germées	Mort sous croûte	Mort sous mottes	Stress hydrique létal
Taux moyen	2,5%	1,8%	4,1%	2,9%
Taux maximum	63%	42%	14%	100%
Seuil de risque considéré	>50%	>40%	>10%	100%
Situation à risque	Site 6 CC Semis au 15/7	Tous les sites	Tous sites Etat structural grossier	Sites 2, 6 et 20 Semis en surface

Tableau 8-7. Taux moyen et maximal de mortalité par type de cause, et situations à fort risque d'échec de l'implantation de la culture intermédiaire

Les pourcentages des différentes causes de non-levée apparaissent faibles lorsque moyennés sur l'ensemble des simulations, mais l'analyse fréquentielle sur 20 années permet de révéler des situations où ces différents taux sont nettement supérieurs. Ainsi, les taux maximum simulés pour chacune des 4 causes de non-levée simulées par le modèle (Tableau 8-7), vont de 14% de perte pour des blocages sous mottes à 100% pour un stress hydrique post-germination.

Les cas de non-germination supérieure à 50% surviennent plus particulièrement dans le cas de semis précoces et pour des graines se trouvant placées en profondeur après la récolte de la culture ayant desséché le profil (cas de semis "CC"). Ce phénomène est accentué sur le site méditerranéen, et dû au manque d'humectation des graines pour que la germination puisse se produire.

Les stress hydriques post-germination peuvent entraîner 100% de mortalité, surtout pour des semis en surface. Ces forts stress hydriques concernent en majorité des sites climatiques ayant un déficit P-ETP de plus de 60 mm sur la période de juillet à septembre.

Les mortalités sous croûte de battance peuvent toucher jusqu'à 40% des graines semées, en particulier sous l'effet de pluies journalières isolées importantes (orage), suivies d'une période sèche entraînant dessiccation de la surface. Les taux de mortalité sous mottes restent modérés, avec un maximum de 14% pour les états structuraux grossiers testés.

8.5. Synthèse et conclusion

Les simulations réalisées ont eu pour objectif de balayer un ensemble de conditions de semis pouvant faire varier le résultat de l'implantation du peuplement des cultures intermédiaires et la mise en place du couvert, à la fois du point de vue des conditions climatiques, des types de sol, des états structuraux et des variations de profondeurs de semis.

Rappelons que ces simulations ne tiennent pas compte de causes de non-levée dues à des ravageurs et à des maladies fongiques. Ces pertes potentielles peuvent se produire aussi bien dans le sol avant levée qu'après la levée. Aucune étude sur cette question n'a été identifiée dans la bibliographie à ce sujet et il n'est pas possible d'indiquer quel serait l'impact de ces causes biotiques sur le taux de levée des cultures intermédiaires. Des travaux seraient nécessaires pour évaluer l'impact de ces facteurs biotiques sur la levée des cultures intermédiaires.

De la même façon, l'impact de températures très élevées (> 25°C de température moyenne, ou encore de températures maximales supérieures à 38°C qui empêchent la germination (Dorsainvil, 2002)) pendant la phase de levée n'est pas pris en compte dans ces simulations réalisées avec le modèle SIMPLE. Là encore, l'effet de ces conditions serait à évaluer, mais on peut supposer que de telles températures sont le plus souvent associées à des stress hydriques dont l'effet sur la réduction des taux de levée est pris en compte dans le modèle et les simulations réalisées.

Les résultats obtenus sont aussi très dépendants de la qualité des simulations des teneurs en eau dans les premiers centimètres du lit de semences. Nous avons toutefois vu que ces simulations, réalisées avec STICS, donnent une forte variabilité de ces teneurs en eau selon les années et les sites. Enfin, nous avons vérifié la qualité prédictive des simulations réalisées avec STICS de l'humidité du sol dans le lit de semences et pour les horizons sous-jacents STICS était tout à fait satisfaisante (efficacité du modèle > 0.5) pour reproduire les mesures d'humidité des expérimentations de Dorsainvil (2002), ce qui permet de supposer que les simulations d'humidité du lit de semences sont réalistes.

Il serait aussi possible en consacrant plus de temps au travail de simulations de tenir compte, date de semis par date de semis et année par année, de l'interaction entre humidité au moment du travail du sol et état structural obtenu pour le lit de semences. Cela augmenterait la réalité de représentation des variations des états au semis année par année. Cependant les années mises en évidence comme provoquant de faibles levées ont été repérées par les simulations réalisées, et la fréquence de leur nombre ne changerait sans doute que peu.

La réussite du semis doit être considérée en termes de taux et de durée des levées. Les principaux résultats des simulations réalisées avec le modèle SIMPLE sont les suivants :

- 1) Des taux de levée moyens supérieurs à 80% dans la très grande majorité des situations pédoclimatiques simulées, excepté en climat méditerranéen. Les différences de taux de levée entre espèces sont relativement faibles. Par contre, une source de variation importante pourrait être le taux de germination potentiel des semences utilisées.

Les simulations font cependant aussi apparaître des taux de levée très altérés par site et conditions de semis sur la base des données climatiques des vingt dernières années. Leur fréquence et donc le risque, peut être évalué par ces simulations : lorsque les taux de levée sont fortement altérés, les causes de non-levées importantes sont liées au stress hydrique pendant et après la germination et aussi à la formation d'une croûte de battance.

- 2) Des durées moyennes de la phase semis-levée comprises entre 6 et 11 jours, avec peu de différences entre espèces. Ces durées de levée sont allongées de quelques jours en cas de semis de septembre (pouvant aller jusqu'à 18 jours dans quelques sites du Nord de la France) du fait de températures moyennes plus faibles. Des cas de durée de levée beaucoup plus longues sont simulés (> 20 jours) sur tous les sites, mais plus rares et dus à des périodes sèches prolongées (1 année sur 10, levées durant plus de 30 jours pour les sites les plus exposés au stress hydrique, en plus du site méditerranéen)
- 3) Le site méditerranéen (site 6) a un comportement très différent des autres sites pédoclimatiques testés. Les simulations montrent une très forte variabilité des taux de levée, pouvant être nuls certaines années, notamment en cas de date de semis précoce en été. Pour cette situation, un semis de septembre permet de réduire significativement les risques de non-levée de la culture intermédiaire.
- 4) Les sols sableux (texture grossière) peuvent induire une forte variabilité des taux de levée et un niveau moyen inférieur de 15%, avec des non-levées dues à des stress hydriques post-germination létaux.
- 5) Un état structural du lit de semences très motteux peut réduire le taux de levée de l'ordre de 10% par rapport à un état plus fin.
- 6) Le semis de graines en surface sous mulch de paille peut être une technique efficace, sauf en situation climatique méditerranéenne où le risque engendré pour les levées est élevé.

Cette analyse par simulation indique donc que les cultures intermédiaires peuvent être semées en été avec souvent de bonnes chances de succès dans différents pédoclimats contrastés français. Les taux de levée moyens sont élevés (supérieurs à 80%), et les levées sont souvent obtenues en deux semaines après semis, ce qui correspond à une implantation de couverts potentiellement suffisants pour pouvoir piéger de l'azote minéral du sol ultérieurement. Les techniques simplifiées de semis analysées semblent donc suffisamment efficaces pour planter les cultures intermédiaires dans la plupart des pédoclimats français testés. Ce résultat est en accord avec les résultats expérimentaux observés par Dorsainvil (2002) et Dorsainvil et al. (2005) pour la levée des cultures intermédiaires.

Cette étude montre cependant aussi que selon les sites, et donc selon les types de conditions de milieu, des échecs importants de levée peuvent se produire. Leur fréquence peut être estimée : si ces échecs apparaissent bien dans les simulations, ils apparaissent relativement peu fréquents (sur la base des données explorées du climat passé). Toutefois, le site méditerranéen étudié paraît assez logiquement le plus fortement exposé, avec une année sur deux un taux de levée pouvant être inférieur à 75%. Dans ce cas, pour accroître les chances de succès de l'implantation, il est préférable de semer la culture intermédiaire au mois de septembre et d'utiliser des techniques de semis permettant d'enfouir les graines dans le sol, afin de réduire les stress hydriques létaux post-germination.

Pour ce qui est des simulations réalisées avec le modèle STICS, nous avons choisi d'initialiser les simulations pour analyser l'effet des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote, en utilisant une moyenne de 80% de plantes levées. Ce taux moyen élevé de plantes levées imposé n'empêche pas de forts stress hydriques réduisant très fortement la croissance post-levée et limitant le développement de la culture intermédiaire si l'eau et l'azote sont insuffisants. Une mortalité de la culture peut ainsi être simulée postérieurement à la levée en cas de stress hydrique très fort sur la plantule, par une sénescence prématurée des feuilles entraînant la mort de la plante.

Références bibliographiques citées

- Brunel B., Teulat-Merah M.H., Wagner T., Huguet J.M., Prosperi, Dürr C. (2009). Using a model-based framework for analysing genetic diversity during germination and heterotrophic growth of *Medicago truncatula*. *Annals of Botany* 103: 1103-1117.
- Carrera A., Dürr C. (2004). Utilisation du modèle SIMPLE (SIMulation of PLant Emergence) : analyse fréquentielle des cinétiques et taux de levée simulés de betterave, blé et CIPAN. *Compte-rendu des travaux réalisés dans le cadre de la Convention Inra-ITB-ITCF 2003*. 25 p.
- Dürr C., Aubertot J.N., Richard G., Dubrulle P., Duval Y., Boiffin J. (2001). SIMPLE: a model for SIMulation of PLant Emergence predicting the effects of soil tillage and sowing operations. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 414-42.
- Dorsainvil F. (2002). Evaluation par modélisation de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote dans les systèmes de culture. *Thèse Docteur Ingénieur INAPG*. 124 p.
- Dorsainvil F., Dürr C., Justes E., Carrera A. (2005). Characterisation and modelling of white mustard (*Sinapis alba* L.) emergence under several sowing conditions. *European Journal of Agronomy*, 23, 146-158.
- Van Genuchten M.T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44(5): 892-898.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

9. Evaluation par simulation des jours potentiellement disponibles pour la destruction mécanique des cultures intermédiaires à l'automne

Auteurs :

Julie Constantin

Eric Justes

Juin 2012

Sommaire

9.1. Contexte et objectifs.....	317
9.2. Méthodes.....	317
9.2.1. Détermination des humidités critiques du sol pour le tassement.....	317
9.2.2. Simulations avec le modèle de culture STICS.....	319
9.2.3. Caractéristiques climatiques de septembre à décembre des 24 sites.....	319
9.3. Résultats.....	320
9.3.1. Production des cultures intermédiaires et impact sur l'humidité du sol.....	320
9.3.2. Evaluation des jours potentiellement disponibles : effet de la texture du sol.....	321
9.4. Synthèse et conclusion.....	326
Références bibliographiques citées.....	327

Relecteurs membres du groupe d'experts : Christine Le Bas, Alexandre Joannon et Patrick Bertuzzi.

Relecteur externe du chapitre : André Chanzy.

9.1. Contexte et objectifs

Les cultures intermédiaires doivent être détruites afin d'arrêter leur croissance et de préparer le sol pour l'implantation de la culture principale suivante. Cette destruction peut être mécanique ou chimique, et elle peut intervenir à l'automne ou au début du printemps, en fonction de la culture suivante (semis d'automne, d'hiver ou de printemps) et du type de sol. Dans certaines régions septentrionales, l'utilisation d'espèces gélives peut permettre aussi une destruction par le froid hivernal. Selon l'enquête Agreste "Pratiques culturales" 2006, la destruction mécanique est largement majoritaire, pratiquée dans plus des trois quarts des parcelles enquêtées comportant une culture intermédiaire ; la destruction chimique et les autres modes de destruction, tels que le gel, ne représentant chacun que 10% des parcelles. Quelle que soit la méthode utilisée, la destruction intervient souvent dans une période de l'année pluvieuse avec de faibles niveaux d'évapotranspiration réelle ; elle est donc très souvent réalisée en condition de sol humide, plus sensible au tassement. Dans ce cas, le passage d'engins agricoles dans la parcelle peut entraîner une dégradation de la structure du sol et compromettre la bonne implantation de la culture principale suivante. Ces risques de tassement à la destruction des CI doivent donc être évalués en fonction des conditions pédoclimatiques considérées. En particulier, les sols argileux nécessitent un travail du sol, généralement un labour, précoce à l'automne afin que l'alternance gel-dégel qui suit crée une structure du sol favorable à la réalisation d'un lit de semences de bonne qualité pour la culture principale suivante. Nous avons donc cherché à évaluer le nombre de jours potentiellement disponibles pour la réalisation d'une destruction mécanique de la culture intermédiaire à l'automne sur la base de la caractérisation de l'état physique du sol. Nous avons choisi de traiter de la question de la destruction en période automnale en sols argileux car cette pratique peut être délicate pour la destruction des CI. Nous n'avons pas considéré ici la destruction en fin d'hiver ou au début du printemps, bien que d'éventuelles difficultés ne soient pas à exclure dans certaines situations (sols limoneux par exemple) où le sol est travaillé au printemps.

Nous nous attacherons à caractériser, sur cette période automnale, la portance des sols, propriété liée à la texture, l'humidité et la masse volumique du sol, pour déterminer des jours potentiellement disponibles pour réaliser un travail du sol sans risque de tassement qui pourrait être pénalisant pour la culture principale suivante. Ce travail ne prend donc pas en compte les aspects d'organisation du travail sur l'exploitation, mais s'intéresse uniquement à l'état du sol pour détruire les CI dans de bonnes conditions. Cette évaluation a été réalisée par des simulations journalières de l'humidité du sol durant l'automne avec le modèle de culture STICS sur les 24 points climatiques français sélectionnés et pour les différents types de sols présents sur chaque point (cf. Chapitre 7, section 7.7). Ainsi, une large gamme de sols, allant de sols argileux (37-43% d'argile) à sableux (>80% de sable), a été étudiée. Les simulations ont été réalisées pour une large gamme de conditions climatiques correspondant à 20 années, de 1988 à 2008 (données SAFRAN Météo-France). La simulation journalière de la teneur en eau des horizons superficiels du sol (couche de 0 à 30 cm de profondeur de sol), calculée par le modèle STICS est ensuite utilisée comme critère pour évaluer la portance du sol et en déduire le risque de tassement.

9.2. Méthodes

9.2.1. Détermination des humidités critiques du sol pour le tassement

La première étape de cette étude a été de déterminer, pour chaque type de sol, un seuil d'humidité critique, en fonction de la texture et de l'humidité à la capacité au champ du sol, ainsi que de la contrainte exercée par l'engin agricole lors de la destruction mécanique de la culture intermédiaire.

D'après Richard et al. (2008), la pression exercée pour des opérations de travail du sol correspondant à une destruction mécanique par broyage ou engins à disques ou à dents pour l'enfouissement est d'environ 40 kPa. Nous utiliserons donc cette valeur de contrainte pour déterminer les humidités critiques pour le tassement des sols. Les sols sélectionnés initialement pour réaliser les simulations avec le modèle STICS correspondent à 4 types de textures d'après le triangle de texture CEC, 1985 (Figure 9-1) : 1) texture grossière, 2) moyenne, 3)

moyennement fine et 4) fine. La texture très fine (sols à plus de 60% d'argile) n'est pas représentée dans notre échantillon de sols ; elle correspond à des sols en argile lourde très spécifiques ayant des propriétés physiques, hydrodynamiques et de plasticité du matériau dont le fonctionnement est difficile à représenter, notamment avec des modèles fonctionnels comme STICS. De plus, ces types de sol sont généralement peu cultivés en grandes cultures et doivent être travaillés dans des conditions d'humidité particulières, généralement incompatibles avec un travail du sol en automne.

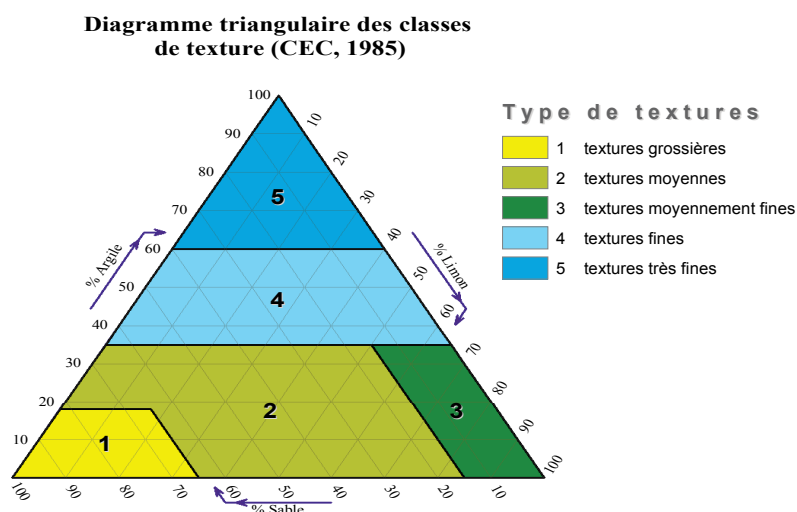


Figure 9-1. Triangle de texture (CEC, 1985)

Pour chaque type de texture de sol, les humidités critiques sont calculées en termes de pourcentage de l'humidité à la capacité au champ correspondant au seuil au-dessus duquel le sol subirait un tassement en cas de passage d'un engin agricole dans la parcelle. Les seuils d'humidité critique que nous avons utilisés sont issus de données obtenues par Lefebvre (2010) dans son travail de thèse avec le modèle de tassement Compoil.

Les humidités critiques ont été déterminées pour deux horizons superficiels (0-10 cm et 10-30 cm) afin d'évaluer la portance du sol et donc le risque d'induire un tassement réhibitoire pour l'implantation de la culture suivante. Ces seuils d'humidité, pour des contraintes d'engins agricoles de 40 kPa, varient de 100 à 139% de l'humidité à la capacité au champ (Tableau 9-1).

Texture du sol	Argile (%)	HCC ^a sur 0-30 cm(%)	HPF ^b sur 0-30 cm (%)	Humidité critique à 40 kPa (% HCC)	
				0-10 cm	10-30 cm
Grossière	7,5-14	13,6-18,7	5,9-12,2	139	139
Moyenne	16-23	19,8-26,6	7,6-12,6	115	113
Moyenne-Fine	24-28	23,2-27	10,8-11,1	103	103
Fine	37-43	26,7-28	18,3	100	100

^a Humidité à la capacité au champ

^b Humidité au point de flétrissement (exprimée en % massique : $\frac{g_{\text{eau}}}{100g_{\text{terre sèche}}}$)

Tableau 9-1. Caractéristiques des sols et seuils d'humidité critique retenus (Sources : INRA, 1998 ;INRA GISSOL, 2000-2004 ; Lefebvre, 2010)

Les seuils critiques sont d'autant plus proches de l'humidité à la capacité au champ que le sol a une teneur en argile élevée. Ainsi, pour un sol de texture moyenne avec une humidité à la capacité au champ de 26%, la teneur en eau du sol critique sera de 29,9% sur 0-10 cm et de 29,4% sur 10-30 cm, alors que dans le cas d'un sol argileux avec une humidité à la capacité au champ légèrement supérieure, 27%, la teneur en eau critique sera inférieure, 27%, sur les deux horizons superficiels considérés.

9.2.2. Simulations avec le modèle de culture STICS

Les simulations avec le modèle de culture STICS sont réalisées de la récolte du blé (date variable en fonction des sites climatiques) jusqu'au 10 décembre de la même année. Les simulations sont conduites sur la période de 1988 à 2008 pour chaque point climatique et sol considérés, soit 24 sites x 3 sols en moyenne.

Cinq gestions d'interculture sont simulées : i) un sol nu de référence, ii) de la moutarde ou du ray-grass, levés soit au 10 août soit au 10 septembre respectivement, correspondant à 4 modalités de semis de culture intermédiaire. Les simulations sont initialisées aux 3 niveaux d'azote minéral dans le sol, de 20, 60 et 90 kg/ha sur 90 cm.

Le modèle STICS fonctionnant à pas de temps journalier, les humidités dans les horizons 0-10 et 10-30 cm sont simulées jour par jour, du 10 septembre au 10 décembre. Ces humidités permettront, d'une part, d'analyser l'effet de la couverture du sol sur l'évolution de l'humidité des deux horizons de surface et, d'autre part, d'évaluer les jours potentiellement disponibles pour réaliser une destruction mécanique d'une CI pendant la période automnale, en ayant une portance du sol suffisante et sans risquer un tassement. A partir des évolutions de l'humidité journalière du sol et des seuils d'humidité critique pour le tassement, les jours sont considérés comme potentiellement disponibles pour la destruction si les deux horizons (0-10 et 10-30 cm) ont une humidité inférieure au seuil d'humidité critique. Dans le cas où l'humidité de l'un des 2 horizons de sol dépasse son seuil critique, le jour est considéré comme non disponible pour un passage d'engin agricole, avec un risque de tassement.

9.2.3. Caractéristiques climatiques de septembre à décembre des 24 sites

Parmi les 24 sites climatiques simulés, les précipitations et ETP de septembre à décembre sont contrastées (Figure 9-2). En moyenne, les précipitations vont de 230 à 501 mm sur cette période.

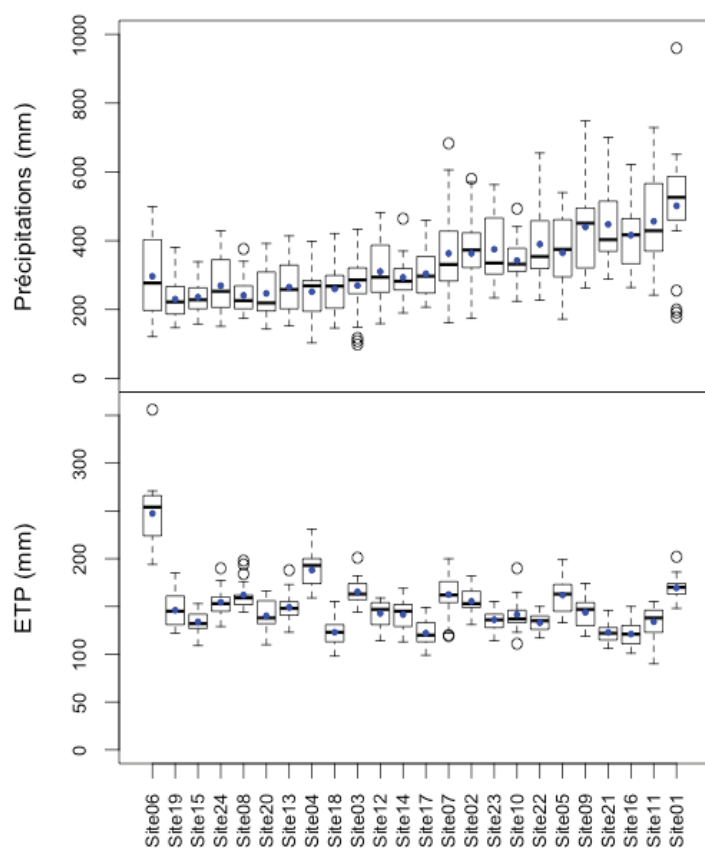


Figure 9-2. Précipitations et ETP cumulées de septembre à décembre pour les 24 sites climatiques

La variabilité interannuelle est plus ou moins importante selon les sites, allant de 181 mm pour le site 15 à 783 mm pour le site 1. Les sites, classés du plus sec au plus pluvieux en fonction de leur pluviométrie annuelle sur la période 1988-2008, sont ordonnés quasiment de la même façon pour leur pluviométrie automnale, excepté le site méditerranéen, qui a une pluviométrie moyenne automnale assez élevée par rapport à sa pluviométrie annuelle, ce qui caractérise typiquement ce climat. La répartition mensuelle de ces précipitations ne présente pas de profil particulier, avec des différences faibles et en moyenne 25% des pluies par mois sur les 4 mois étudiés.

L'ETP présente moins de variabilité interannuelle et inter-sites, avec des valeurs plus élevées pour les sites du Sud de la France (sites 1 à 6) que pour ceux du Nord (sites 15 à 23). L'ETP est très différenciée pour le site 6, unique site en climat méditerranéen.

La variabilité mensuelle de l'ETP est, contrairement à la pluviométrie, très marquée avec des valeurs d'ETP bien plus fortes en septembre, avec 63 mm/mois en

moyenne, et une diminution régulière au fil de l'automne pour n'atteindre que 22 mm/mois en décembre (résultats non présentés). Cette évolution de l'ETP est constatée sur tous les sites étudiés. Ainsi, de septembre à décembre, les conditions humides sont de plus en plus persistantes du fait de cette évolution de l'ETP.

9.3. Résultats

9.3.1. Production des cultures intermédiaires et impact sur l'humidité du sol

Les cultures intermédiaires simulées pour les 2 espèces et les 2 dates de levée sur la période étudiée (représentées en décades du 10 septembre au 10 décembre, nommées "sept2" à "dec1" dans les tableaux et figures ci-dessous) ont des niveaux de production de biomasse très contrastés entre les différents sites. Ces niveaux représentent les biomasses moyennes obtenues sur l'ensemble des années climatiques, pour les différents sols présents sur chaque site et pour les trois niveaux d'azote minéral initial. Elles varient de 0,8 tMS/ha pour de la moutarde levée au 10 août sur le site 6 (Languedoc) à presque 6,5 tMS/ha pour du ray-grass levé à la même date sur le site 1 (Pays Basque), chaud et très humide. Dans la majorité des cas, les biomasses produites sont plus fortes pour les cultures levées en août que pour celles levées début septembre, en particulier pour le ray-grass (Figure 9-3). Ces biomasses sont également d'autant plus fortes que le niveau d'azote minéral initial est élevé, avec en moyenne 0,53 tMS/ha d'écart entre chaque niveau d'azote, et des différences plus élevées pour la moutarde (0,64 t/ha) que pour le ray-grass (0,40 t/ha).

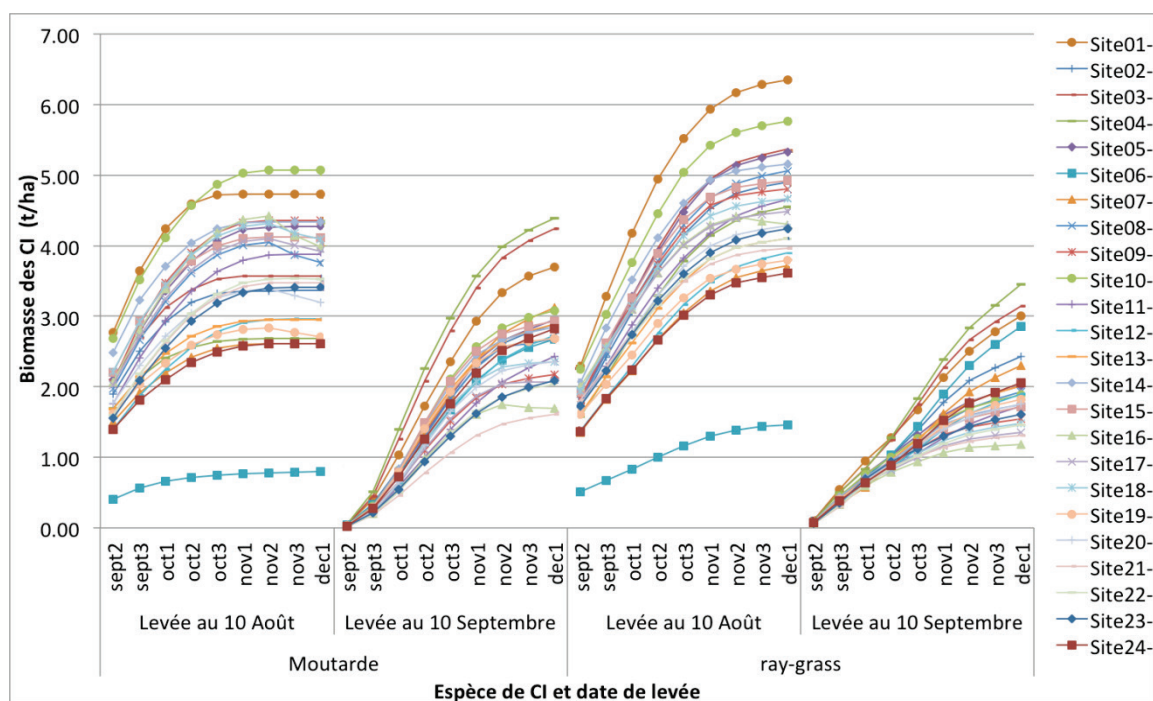
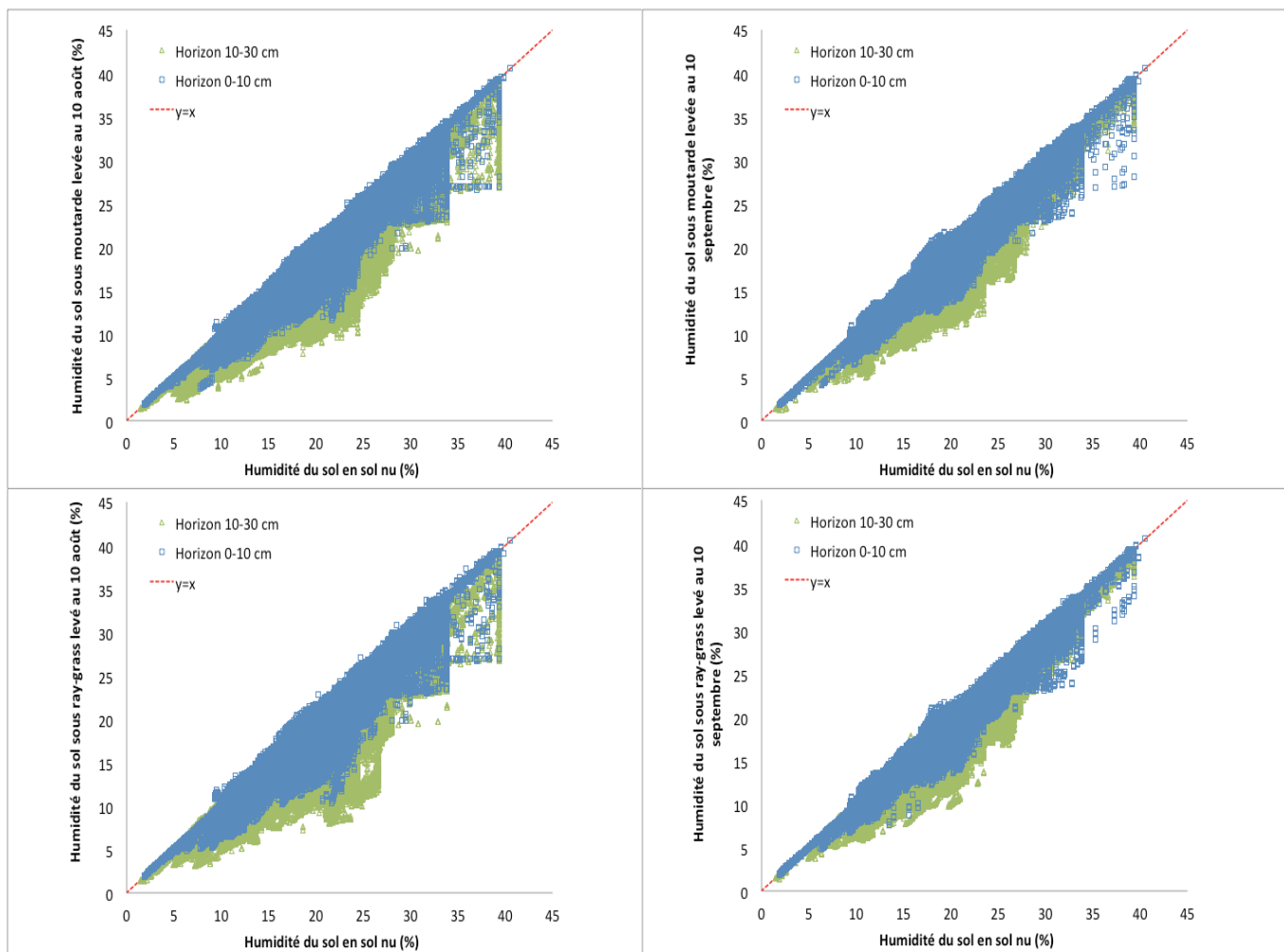


Figure 9-3. Biomasses moyennes de CI par décade, selon l'espèce et la date de levée, par site climatique

Les cultures intermédiaires simulées étant bien développées en moyenne, il est intéressant d'analyser l'impact de l'évapotranspiration du couvert sur l'humidité journalière du sol des horizons 0-10 cm (bleu) et 10-30 cm (vert), notamment en comparant l'humidité du sol nu après la récolte du blé sur la période du 10 septembre au 10 décembre (Figure 9-4).

La présence d'une culture intermédiaire a tendance à diminuer l'humidité du sol. L'effet est plus important pour des cultures qui ont levé tôt et qui sont bien développées, car leur niveau d'évapotranspiration est supérieur ; il est également plus marqué sur l'horizon 10-30 cm que sur 0-10 cm. La diminution de l'humidité du sol est

cependant d'autant plus importante que le sol est argileux, pouvant entraîner un accroissement des jours potentiellement disponibles pour un passage d'engin sans risque de tassement.



En bleu : horizon 0-10 cm ; en vert : horizon 10-30 cm

Figure 9-4. Comparaison de l'humidité journalière du sol (2 horizons superficiels) en sol nu et sous CI selon l'espèce et la date de levée

L'impact reste cependant faible, la très grande majorité des points se trouvant proches de la bissectrice du graphique (effet peu perceptible sur le graphique), comme en atteste les paramètres de la régression linéaire entre les deux traitements (sol nu et culture intermédiaire), avec des pentes comprises entre 0,93 et 0,99 ($r^2 > 0,98$).

9.3.2. Evaluation des jours potentiellement disponibles : effet de la texture du sol

9.3.2.1. Choix de présentation des résultats

Les jours potentiellement disponibles calculés à partir des simulations STICS et des seuils critiques d'humidité sont fortement dépendants du type de sol (texture), de la période et des conditions climatiques, lesquelles varient de façon importante selon le site et l'année. Ainsi, les jours potentiellement disponibles sont présentés par type de sol, et sont analysés de la façon suivante :

- En fréquence de survenue des jours potentiellement disponibles sous CI, pour chaque décade de la période automnale étudiée, représentant ainsi la proportion de jours potentiellement disponibles de

la décade sur 20 années climatiques. Ainsi, pour une décade donnée, la fréquence correspond au nombre de jours disponibles sur 20 ans divisé par le nombre de jours de la décade x 20 ans ;

- En cumul de jours sur la période d'étude depuis le 10 septembre, représentant le nombre moyen de jours potentiellement disponibles cumulés sur 3 mois, pour 20 années climatiques ;
- En termes de probabilité, pour une année donnée :
 - d'avoir moins de 5 jours potentiellement disponibles par décade (50% de jours) ;
 - de n'avoir aucun jour potentiellement disponible pour réaliser une destruction mécanique sans risque de tassement du sol.

Les analyses de probabilité ne sont présentées que pour les situations où les fréquences de jours potentiellement disponibles sont faibles.

9.3.2.3. Les sols sableux – Texture grossière

L'analyse montre que les fréquences de survenue des jours potentiellement disponibles par décade sont très élevées pour les sols sableux, avec des valeurs proches de 100% de jours disponibles pendant toute la période étudiée (Figure 9-5). Ces fréquences signifient que plus de 90% des jours de la décade sur les 20 années étudiées sont potentiellement disponibles, quelle que soit la décade considérée.

En terme de jours potentiellement disponibles cumulés, pour tous les sites qui comportent des sols sableux, les valeurs sont proches du nombre de jours de la période, soit 92 jours. Ces sols ne présentent donc qu'un risque faible de ne pas pouvoir détruire les CI à l'automne pour des raisons de trop faible portance du sol.

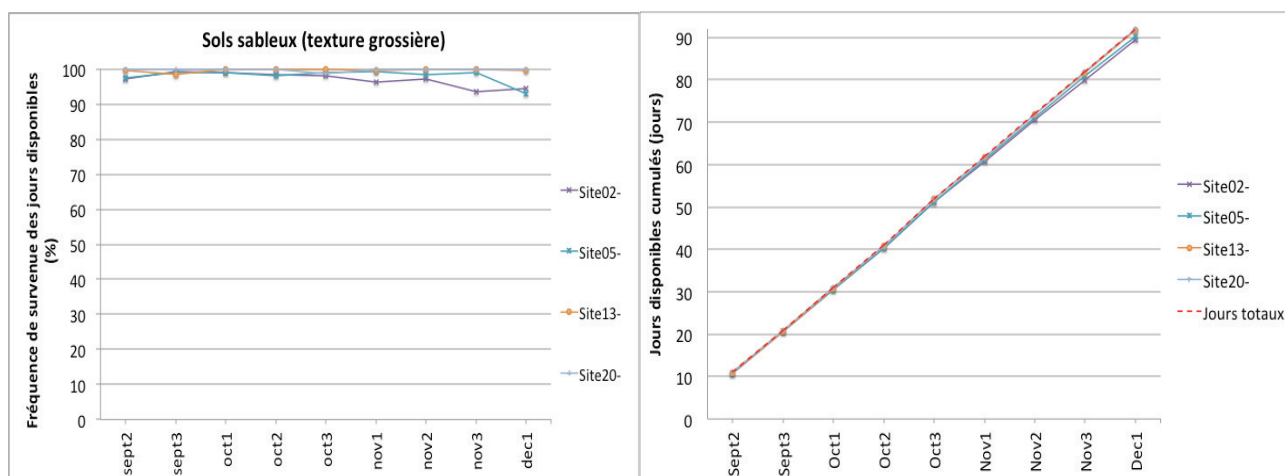


Figure 9-5. Fréquence des jours potentiellement disponibles sur 20 ans (à gauche) et cumul moyen durant l'automne (à droite) par site, pour les sols sableux

9.3.2.4. Les sols limoneux – Texture moyenne

Pour les sols limoneux, les fréquences de jours potentiellement disponibles sont supérieures à 75% jusqu'au 20 novembre, et plus faibles pour les deux décades tardives avec environ 65%. Pour ces sols, les plus faibles valeurs de jours potentiellement disponibles sont retrouvées sur des sites à forte pluviométrie (>1000 mm/an) comme le site 1. Les autres sites ont des fréquences simulées de jours potentiellement disponibles sur 20 ans plus proches de 80%, diminuant jusqu'à environ 70% au début du mois de décembre pour le site le plus humide ; les autres sites ayant des fréquences élevées de jours disponibles jusqu'en décembre (Figure 9-6).

Les fréquences de jours potentiellement disponibles restent donc élevées pour avoir des conditions satisfaisantes d'humidité du sol pour détruire mécaniquement les CI à l'automne, avec des cumuls de jours disponibles supérieurs à 75 jours sur 92 en moyenne pour le site le plus pluvieux (site 1), qui est également celui présentant la plus forte variabilité pluviométrique interannuelle sur la période d'étude.

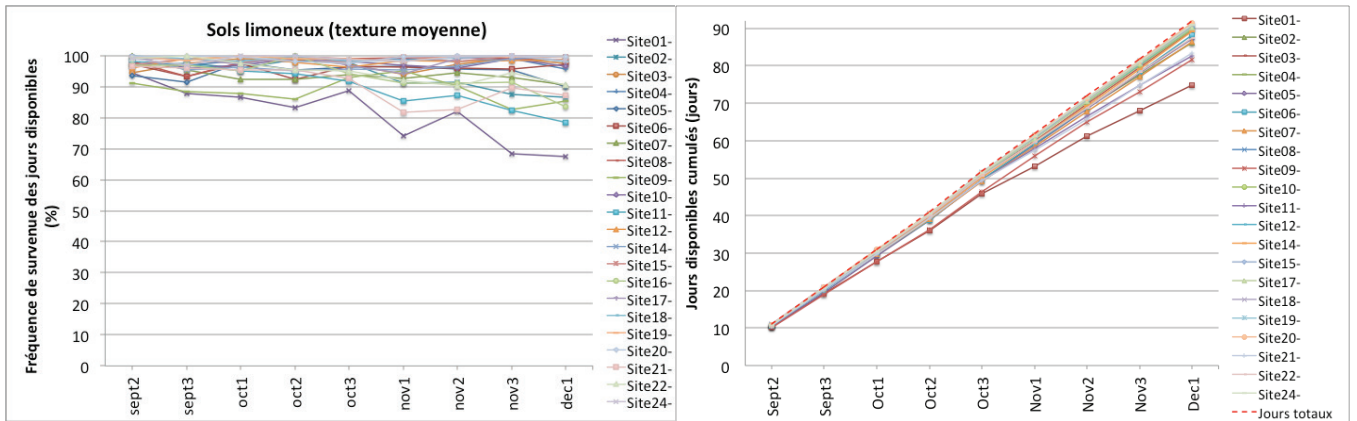


Figure 9-6. Fréquence des jours potentiellement disponibles sur 20 ans (à gauche) et cumul moyen durant l'automne (à droite) par site, pour les sols limoneux

9.3.2.5. Les sols limono-argileux – Texture moyenne-fine

Contrairement aux deux types de sol précédents, les fréquences de jours potentiellement disponibles simulées pour les sols limono-argileux sont beaucoup plus faibles, avec une diminution importante de cette fréquence au cours du temps durant l'automne (Figure 9-7). Les fréquences calculées de jours potentiellement disponibles pour ces sols sont supérieures à 70% début septembre, mais elles peuvent chuter en dessous de 40% en novembre, voire de seulement 30% en décembre pour les sites pluvieux (sites 1, 11 et 21). Dans le cas de sites plus secs (< 320 mm de pluie de septembre à décembre), les fréquences sont toujours supérieures à 55% quelle que soit la période, conduisant à avoir plus de 65 jours potentiellement disponibles en moyenne sur 92 jours (soit 70% de jours potentiellement disponibles).

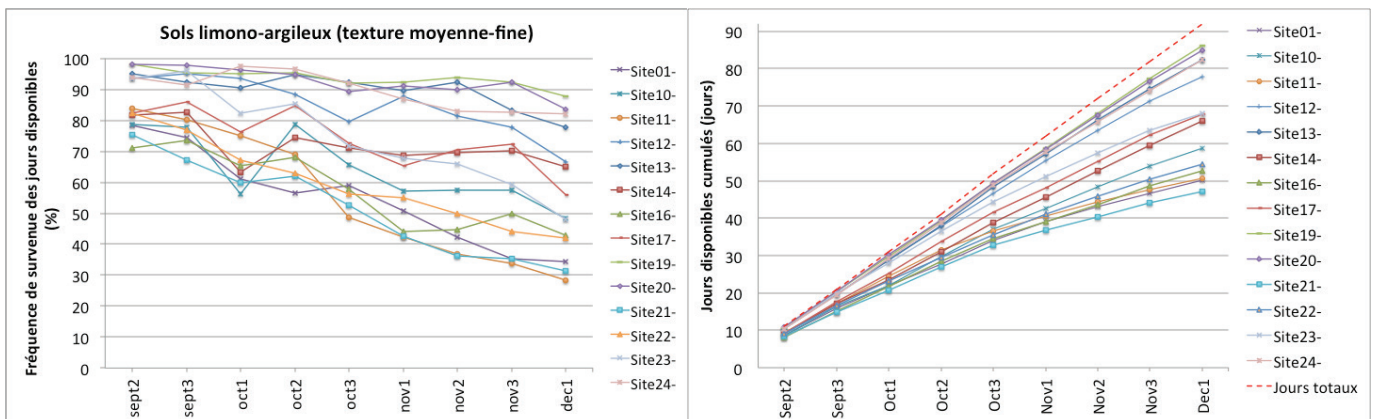


Figure 9-7. Fréquence des jours potentiellement disponibles sur 20 ans (à gauche) et cumul moyen à l'automne (à droite) par site, pour les sols limono-argileux

Les cumuls de jours potentiellement disponibles pouvant être réduits de manière importante au cours de l'automne, il est intéressant de calculer les risques de n'avoir aucun jour ou moins de 5 jours disponibles par décade pour chacun des sites (Tableau 9-2). Les résultats indiquent qu'il y aurait peu de risque de ne pas avoir de jours disponibles pour la destruction de CI sur les sites à faible pluviosité (< 300 mm dans la majorité des cas : sites 19, 24, 20, 13). De plus, la probabilité de ne pas avoir 5 jours potentiellement disponibles par décade jusqu'au 10 novembre serait inférieure à 40%. Par contre, ce risque s'accroît significativement par la suite.

Sur les sites qui présentent une pluviométrie plus élevée, bien que le risque de n'avoir aucun jour potentiellement disponible reste modéré (inférieur à 50% pour 0 jour disponible) jusqu'à la fin octobre (sauf pour le site 11), il s'accroît nettement à partir de la première décade de novembre. Le risque de ne pas avoir 5 jours disponibles par décade serait très élevé pour une grande partie des sites climatiques dès le mois d'octobre, réduisant donc significativement les jours potentiellement disponibles pour réaliser une destruction mécanique des CI.

Risque (%)		Sept2	Sept3	Oct1	Oct2	Oct3	Nov1	Nov2	Nov3	Dec1
0 jour disponible	Site19	3	3	4	8	3	16	23	24	28
	Site24	1	1	4	7	7	9	21	23	25
	Site20	0	0	0	0	2	4	6	4	6
	Site13	0	5	0	3	0	6	9	11	18
	Site12	3	4	13	18	25	28	38	41	44
	Site14	11	4	29	32	29	57	51	57	67
	Site17	20	5	37	29	32	61	65	73	83
	Site23	5	9	18	17	39	41	48	54	62
	Site10	13	12	49	23	32	53	63	53	72
	Site22	18	24	32	36	47	46	60	58	68
	Site21	15	25	32	30	38	54	61	58	65
	Site16	20	23	42	29	44	70	67	71	79
	Site11	12	15	26	39	58	60	65	75	74
	Site01	5	18	40	33	35	49	68	66	72
Moins de 5 jours disponibles	Site19	17	13	29	25	32	35	52	55	61
	Site24	9	15	16	24	25	37	38	51	53
	Site20	0	5	6	11	9	19	34	23	39
	Site13	8	15	28	11	14	28	33	25	43
	Site12	19	32	30	47	56	47	57	63	67
	Site14	28	52	71	60	70	75	90	89	90
	Site17	36	53	71	58	69	88	90	85	90
	Site23	26	37	43	48	60	67	61	72	82
	Site10	32	71	82	53	74	86	95	90	90
	Site22	36	50	53	62	69	75	86	83	81
	Site21	29	48	60	44	60	68	89	77	78
	Site16	52	64	79	68	80	94	90	88	87
	Site11	25	46	54	64	77	76	86	84	87
	Site01	41	65	64	74	66	75	88	86	90

En vert : probabilité <30% ; en noir : probabilité comprise entre 30 et 50% ; en rouge : probabilité >50%

Tableau 9-2. Calcul du risque (%) de n'avoir aucun jour ou moins de 5 jours potentiellement disponibles par décade pour les divers sites climatiques simulés en sols limono-argileux

9.3.2.6. Les sols argileux – Texture fine

Les jours potentiellement disponibles sont encore réduits en sols argileux par rapport aux autres types de sols. La fréquence de jours disponibles par décade est toujours inférieure à 70%, et ce, dès la première décade d'octobre (Figure 9-8). Cette fréquence diminue au cours de l'automne mais le niveau de réduction est différent entre les sites situés au Sud de la France (sites 3 et 4), qui ont une fréquence d'au moins 45%, et les sites plus septentrionaux, où la fréquence devient inférieure à 35% (site 15, Nord-Est). Cette fréquence de jours disponibles peut être fortement réduite (< 20%) dès la troisième décade d'octobre. Ainsi, le nombre de jours potentiellement disponibles peut être extrêmement faible pour certains sites de la moitié Nord de la France aux mois de novembre et décembre.

Ce faible nombre de jours potentiellement disponibles est illustré par la forte probabilité (supérieure à 50%) d'avoir moins de 5 de jours potentiellement disponibles par décade dès la troisième décade de septembre, accompagnée d'un risque élevé de n'avoir aucun jour disponible par décade dès la première décade d'octobre (Tableau 9-3).

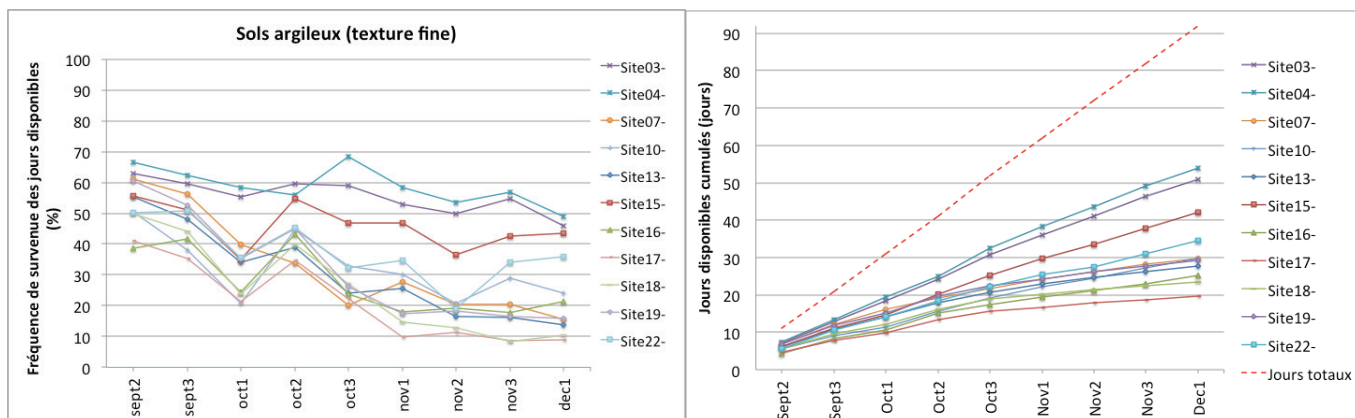


Figure 9-8. Fréquence des jours potentiellement disponibles sur 20 ans (à gauche) et cumul moyen à l'automne (à droite) par site, pour les sols argileux (> 37% d'argile)

Risque (%)		Sept2	Sept3	Oct1	Oct2	Oct3	Nov1	Nov2	Nov3	Dec1
0 jour disponible	Site19	28	35	56	62	67	90	91	93	91
	Site15	36	43	65	53	59	69	81	95	86
	Site13	30	37	56	66	72	81	84	92	93
	Site04	11	30	36	34	22	40	58	61	57
	Site18	46	47	71	62	73	93	94	95	94
	Site03	11	30	33	34	31	52	64	56	69
	Site17	55	54	78	70	74	96	97	96	95
	Site07	27	37	54	62	76	71	84	89	94
	Site10	38	59	79	56	75	78	90	89	92
	Site22	35	55	70	60	67	76	88	90	90
	Site16	55	53	75	55	70	89	91	94	92
	Moins de 5 jours disponibles	Site19	53	61	78	71	86	96	98	96
Site15		61	71	81	68	82	91	97	99	97
Site13		57	72	79	77	87	92	97	96	95
Site04		41	59	71	61	45	72	85	77	82
Site18		46	47	71	62	73	93	94	95	95
Site03		49	58	63	70	62	73	87	78	90
Site17		73	87	94	90	95	100	98	96	95
Site07		43	56	68	73	88	84	89	96	96
Site10		61	86	91	77	80	92	97	93	93
Site22		62	86	94	78	85	85	98	93	90
Site16		76	87	93	83	89	100	95	95	94

En vert : probabilité < 30% ; en noir : probabilité comprise entre 30 et 50% ; en rouge : probabilité > 50%

Tableau 9-3. Calcul du risque (%) de n'avoir aucun jour ou moins de 5 jours potentiellement disponibles par décade pour les divers sites climatiques simulés en sol argileux (> 35% d'argile)

Ces résultats indiquent qu'en sol argileux (> 35% d'argile), la destruction mécanique des CI peut s'avérer extrêmement difficile et même quasi impossible certaines années, tout au moins sans risque d'induire un impact négatif sur l'état physique du sol et d'avoir des conditions anoxiques pour la décomposition des résidus de cultures intermédiaires. Dans les sites septentrionaux, il est donc préférable de pouvoir détruire très précocement les cultures intermédiaires début octobre si un travail du sol doit être réalisée à l'automne, ou d'utiliser des espèces très facilement gélives (sensibles à des températures très faiblement négatives) en cas de travail superficiel ou en semis sans labour au printemps.

9.4. Synthèse et conclusion

Cette étude par simulation des jours potentiellement disponibles pour détruire mécaniquement les cultures intermédiaires permet de quantifier la probabilité de pouvoir réaliser cette opération technique dans des conditions de portance de sol acceptables. Les principales conclusions qui peuvent être tirées de cette étude sont les suivantes :

1. L'implantation de cultures intermédiaires permet de réduire l'humidité du sol avec un impact d'autant plus fort que le sol est argileux. Cependant, l'effet reste globalement faible par rapport à un sol nu. L'évapotranspiration supplémentaire du couvert a finalement un impact significatif mais limité sur le nombre de jours disponibles, et donc ne permet pas de changer radicalement de conditions. La consommation en eau supplémentaire des cultures intermédiaires a peu d'impact sur les couches superficielles du sol, qui peuvent être ré-humectées régulièrement par la pluviosité journalière qui est assez fréquente à l'automne, notamment dans certains sites climatiques. Ainsi, l'implantation de cultures intermédiaires permet de "gagner" quelques jours potentiellement disponibles mais sans permettre de repousser significativement la date de destruction des cultures intermédiaires en sol limono-argileux et argileux, sols pour lesquels le nombre de jours potentiellement disponibles peut être faible sous certains climats français.
2. Les **sols sableux et limoneux** ne posent manifestement pas de problèmes importants pour la destruction des CI à l'automne en termes de jours disponibles par rapport au risque de tassement lié à la portance du sol.
3. Les **sols limono-argileux** (> 24% d'argile), voire argilo-limoneux, peuvent poser des problèmes de jours potentiellement disponibles pour détruire la CI en fin d'automne, en particulier pour des sites pluvieux de la moitié Nord de la France. Compte tenu de la forte variabilité de réponse, due à la variation interannuelle du climat, le risque de jours disponibles insuffisants peut s'avérer réel certaines années très pluvieuses, en cas de destruction au-delà de la seconde décennie d'octobre (fréquence de jours disponibles < 50%). Dans les sites très pluvieux, une destruction précoce réduit significativement ce risque à l'automne.
4. Les **sols argileux** (au sens du triangle de texture > 37% d'argile) ont un nombre de jours potentiellement disponibles significativement réduit pour détruire la CI assez tôt à l'automne, et ce dès la première décennie d'octobre (< 50% pour les sites pluvieux). Le risque d'avoir peu de jours disponibles pour la destruction de CI est plus modéré pour les sites testés du Sud de la France. En conséquence, mieux vaut détruire très tôt les cultures intermédiaires en sol argileux, notamment en site pluvieux (début octobre) pour faciliter cette opération et éviter de dégrader l'état physique du sol. Si la CI est implantée précocement (fin juillet), elle pourra absorber très rapidement l'azote minéral du sol disponible et sera utile et généralement efficace pour réduire la lixiviation de nitrate, même avec une destruction précoce en octobre (cf. les résultats de l'étude de simulation sur l'effet des dates de destruction sur la réduction des fuites de nitrate, Chapitre 10).

Dans cette étude par simulation, les jours potentiellement disponibles calculés correspondent au maximum de jours disponibles réels. Ce travail permet donc essentiellement d'identifier les situations où des difficultés notables surviennent lorsqu'il s'agit de détruire les cultures intermédiaires à l'automne, et la probabilité d'occurrence de ces difficultés. Cependant, les jours potentiellement disponibles sont calculés sans tenir compte du jour de la semaine, du fait qu'il soit dominical ou férié. Aussi, les jours potentiellement disponibles pour réaliser une destruction mécanique des cultures intermédiaires ne correspondent pas forcément à des jours réellement disponibles pour l'exploitant agricole, pour réaliser cette opération technique. Une analyse complémentaire serait donc nécessaire pour déterminer des jours disponibles "réels" en fonction des contraintes des agriculteurs. Cette analyse serait à réaliser à l'échelle de l'exploitation agricole avec une prise en compte de l'organisation du travail et des chantiers qui peuvent être en concurrence. D'autre part, l'étude des risques liés à un report de destruction en sortie d'hiver ou début du printemps en sol limono-argileux ou limoneux avant les cultures de printemps, pourrait apporter des informations complémentaires sur les jours disponibles pour détruire les cultures intermédiaires à cette période.

Références bibliographiques citées

INRA GISSOL, 2000-2004. Base de données d'analyse de terre : <http://bdat.gissol.fr/>

INRA, 1998. Base de données Géographique des Sols de France à l'échelle du 1/1 000 000, version 1 du 21/12/1998. INRA, US 1106 Infosol, Orléans, France.

Lefebvre M.P., 2010. Spatialisation de modèles de fonctionnement hydromécanique des sols appliquée à la prévision des risques de tassement à l'échelle de la France. Thèse Université Orléans, 295p.

Richard G. (coord.), 2008. Projet DST : Dégradation physique des sols agricoles et forestiers liée au tassement. INRA, Unité Science du Sol d'Orléans.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

10. Impacts de la gestion de l'interculture sur les bilans d'azote et d'eau et sur le rendement de la culture suivante, simulés avec le modèle de culture STICS

Auteurs :

Julie Constantin

Eric Justes

avec la participation de :

Nicolas Beaudoin

Patrick Bertuzzi

Carolyne Dürr

Christine Le Bas

Bruno Mary

Laurent Ruiz

Julien Tournebize

Juin 2012

Sommaire

10.1. Objectifs.....	331
10.2. Variables d'intérêt et méthodes d'analyse.....	331
10.3. Caractérisation de la gamme des variables environnementales et de production simulées pour la situation de référence (sol nu en interculture).....	332
10.4. Croissance et acquisition d'azote des cultures intermédiaires et repousses de blé et colza.....	336
10.5. Impact des cultures intermédiaires et des repousses sur le bilan hydrique et le drainage.....	344
10.6. Efficacité des modes de gestion de l'interculture pour réduire la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage.....	356
10.7. Effet des cultures intermédiaires et des repousses sur le rendement de la culture suivante.....	374
10.8. Synthèse et conclusions.....	387

Relecteurs externes du chapitre : Bernard Itier, Marie Launay et Bernard Nicolardot.

Le plan de simulation et les résultats préliminaires ont été discutés par les membres du groupe technique composé de : Jean-Pierre Cohan (Arvalis - Institut du végétal), Rémy Duval (Institut Technique de la Betterave), Tanegmart Redjala-Ounnas (CETIOM - Centre technique interprofessionnel des oléagineux et du chanvre), Sébastien Minette (Chambre régionale d'agriculture de Poitou-Charentes), Alain Lecat (Chambre régionale d'agriculture du Nord Pas-de-Calais et Institut Technique de l'Agriculture Biologique), Nathael Leclech (Chambre régionale d'agriculture de Lorraine), Damien Ronget (Chambre d'agriculture de Côte d'Or), Frédérique Hupin (Nitrawal, Belgique).

10.1. Objectifs

Ce travail de simulation vise à évaluer l'impact des cultures intermédiaires sur les fuites de nitrate, le bilan d'eau et la culture suivante, en fonction des espèces utilisées, de leurs modalités de gestion et par rapport à des pratiques alternatives, dans une large gamme de pédoclimats et systèmes de culture français, représentant la variabilité des conditions rencontrées sur le territoire métropolitain.

Ainsi, ce travail a pour objectifs :

- de déterminer l'efficacité des cultures intermédiaires pour réduire les fuites de nitrate, par rapport à une interculture laissée en sol nu, selon leurs modalités de gestion (espèce, dates de semis et de destruction) dans divers pédoclimats, et d'identifier les principaux déterminants de cette efficacité ;
- d'appréhender, conjointement aux aspects de réduction des pertes de nitrate par lixiviation, l'effet des cultures intermédiaires sur le bilan hydrique, en particulier dans des régions à faible pluviométrie, fréquemment soumises à des déficits hydriques, pouvant entraîner potentiellement des conséquences non négligeables sur la recharge des nappes, et sur la culture suivante ;
- de comparer les effets des CI par rapport à des pratiques alternatives telles que les repousses, de céréales ou de colza, ou l'enfouissement des résidus de culture.

Cependant, le semis sous couvert des CI ainsi que les mélanges d'espèces ne seront pas abordés par le biais de la modélisation, car ces situations sont très difficiles à représenter d'un point de vue technique puisqu'il s'agit de simuler, avec le modèle de culture choisi, le fonctionnement de plusieurs cultures en même temps et sur une même parcelle tout en considérant leur compétition. Des travaux spécifiques seraient nécessaires pour traiter par simulation de façon satisfaisante de l'effet de ces types de couverts mixtes sur le bilan d'azote.

10.2. Variables d'intérêt et méthodes d'analyse

Les variables de sortie du modèle STICS analysées concernent les bilans azoté, hydrique et carboné (Figure 10-1). Les principales variables d'intérêt analysées sont : i) dans un premier temps, l'azote lixivié, en termes de quantité et de concentration nitrique des eaux de drainage à la base du profil de sol sous les racines ; ii) dans un deuxième temps, la quantité d'eau drainée à la base du profil du sol et le stock d'eau du sol en sortie d'hiver. Dans un troisième temps, le rendement de la culture suivante, et donc l'effet des différents modes de gestion de l'interculture sur ces rendements, est également étudié.

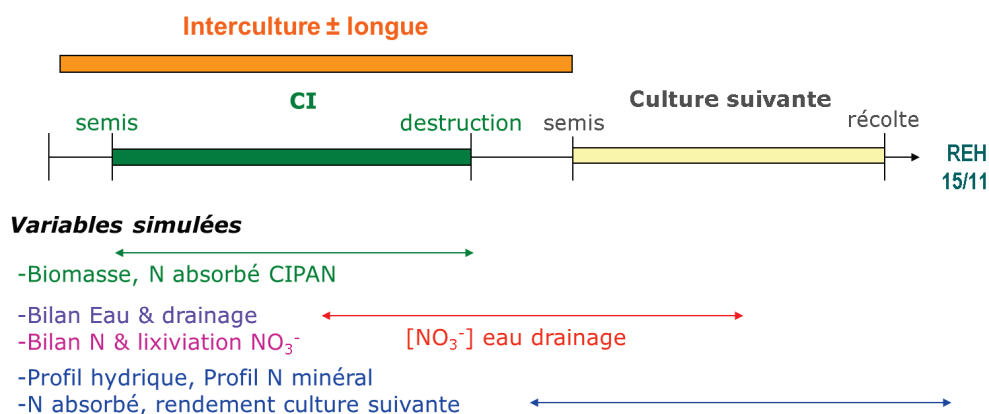


Figure 10-1. Variables d'intérêt en sortie de la simulation STICS (REH = Reliquat d'Entrée Hiver).

Des variables complémentaires, dites explicatives, sont aussi analysées. Ces variables concernent notamment les cultures intermédiaires ou les repousses, en termes de quantités d'azote acquis (absorbé du sol + fixé de

l'atmosphère) et de biomasses produites. Elles portent également sur le bilan d'eau (évapotranspiration réelle en interculture, composée de l'évaporation du sol et de la transpiration de la plante), et sur l'azote minéral du sol, en termes de stock (en début de drainage, sortie d'hiver et post-récolte) et de flux (quantité d'azote minéralisé ou immobilisé depuis la matière organique du sol ou les résidus de culture).

Il est important de noter que, la même gamme de dates de levée et de destruction n'ayant pas été testée pour les repousses et les 3 espèces de CI, la comparaison entre ces 5 modes d'interculture n'est réalisée qu'à des dates de levée et de destruction équivalentes, afin de réaliser une comparaison cohérente, liée à des facteurs "espèce" et non à des effets "date".

Dans un premier temps, la gamme de variabilité explorée par le modèle dans la situation dite "de référence" avec une interculture en "sol nu" (sans couvert végétal vivant) sera présentée, en termes de quantités d'eau drainée, d'azote lixivié et de concentration nitrique de l'eau de drainage, de production des cultures suivantes et de minéralisation de l'azote du sol.

Dans un second temps, l'effet de l'absorption d'azote et de la production de biomasse des cultures intermédiaires et des repousses sera analysé en termes d'efficacité pour réduire la lixiviation d'azote et la concentration nitrique des eaux de drainage. Cette analyse permettra de confirmer ou d'infirmer l'efficacité de ces couverts automnaux pour réduire les fuites de nitrate, dans des contextes pédoclimatiques et cultureux contrastés et selon les itinéraires techniques de ces couverts.

D'autres impacts connexes de l'implantation de ces couverts seront ensuite abordés, d'une part sur le bilan hydrique et le drainage et, d'autre part sur la production de la culture suivante.

Afin de quantifier et illustrer ces impacts, nous utiliserons la représentation en "boîte à moustaches" précédemment employée pour les études sur la phase de semis-levée et de destruction des cultures intermédiaires. Dans cette étude des résultats du modèle STICS, nous représenterons entre les 2 "moustaches" 95,7% de la distribution de la variable considérée, considérant une fois l'écart interquartile (au lieu de 1,5 fois dans la boîte à moustache "standard" présentée dans le Chapitre 7, section 7.11).

En complément de cette représentation, une analyse de variance, de type ANOVA, est réalisée de façon à permettre de hiérarchiser les différentes sources de variabilité des variables étudiées, en particulier pour le drainage et la lixiviation de nitrate. Cette analyse consiste à estimer les paramètres d'un modèle linéaire afin d'expliquer la variabilité observée pour la variable d'intérêt, par des facteurs explicatifs. Il s'agit, par exemple, de déterminer la part de la variabilité de la quantité d'azote lixivié, liée à la quantité d'eau drainée et à la quantité d'azote minéral initial dans le sol. Ainsi, il est possible d'expliquer la variable étudiée par la somme des effets de chacune des modalités des facteurs, seuls ou en interaction avec d'autres facteurs. A partir de cette analyse, il est alors possible d'attribuer une part de variance de la variable étudiée à chacun des facteurs testés dans l'analyse de variance, et donc de hiérarchiser l'importance de ces facteurs dans l'explication de la variabilité observée. Cette analyse permet ainsi d'identifier les paramètres et les variables d'entrée qui ont une forte ou faible influence sur la variable d'intérêt, et qu'il est donc important de prendre en compte ou pas dans l'analyse des résultats.

En parallèle à cette analyse de variance, une quantification des fréquences d'occurrence d'événements particuliers, permettant de déterminer les chances de réussite de la pratique considérée selon plusieurs facteurs, a été réalisée.

10.3. Caractérisation de la gamme des variables environnementales et de production simulées pour la situation de référence (sol nu en interculture)

10.3.1. Drainage annuel

Le classement des sites sélectionnés (voir Chapitre 7) est réalisé par valeur croissante de pluviométrie annuelle moyenne. Ce classement sera systématiquement respecté tout le long de ce rapport, lorsque les résultats seront illustrés en fonction du site.

Le drainage varie sur les 20 années et pour l'ensemble des 24 sites climatiques dans une très large gamme allant de 0 à 1370 mm par an (Figure 10-2). Le site le moins pluvieux (573 mm/an) a un drainage médian de 170 mm avec une variabilité interannuelle allant de 0 à moins de 650 mm, indiquant des années sans aucun drainage sous le sol cultivé. Les sites les plus pluvieux (plus de 900 mm/an) ont systématiquement du drainage chaque année, compris entre 200 et 1370 mm.

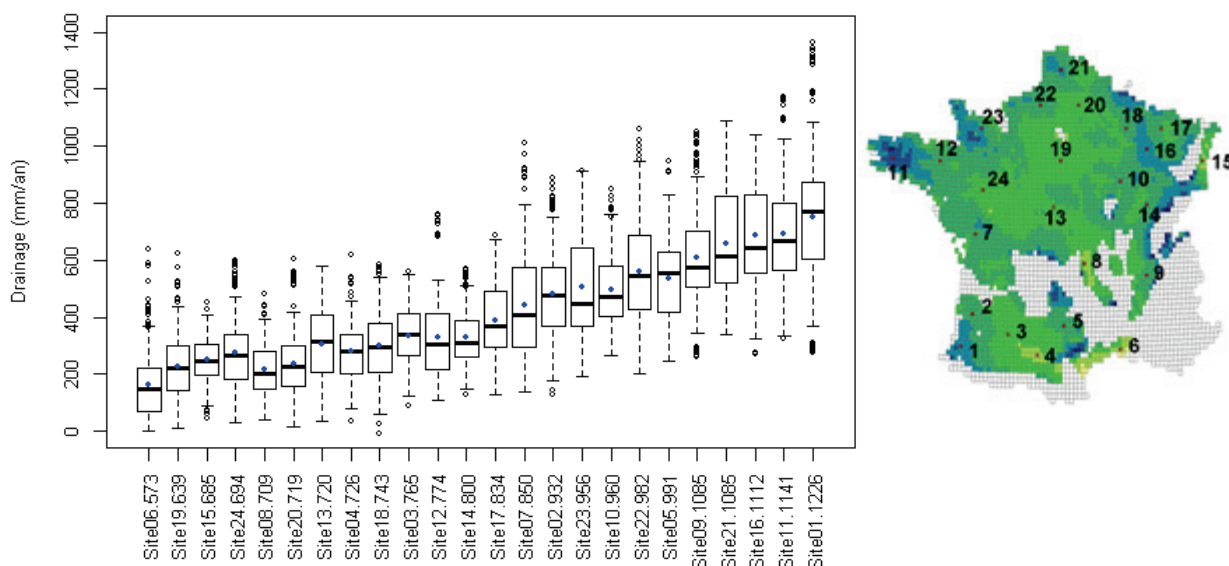


Figure 10-2. Variabilité du drainage annuel par site climatique simulé avec STICS pour la situation de référence (sol nu) pour tous les sols, les successions de culture et les trois états initiaux de reliquat d'azote minéral (point bleu = moyenne par site, la pluviométrie annuelle moyenne est indiquée en abscisse, après le numéro de site).

Cette gamme de variation ne doit pas être interprétée comme la représentation spatialement pondérée du drainage à l'échelle de la France ; ainsi la moyenne de ces 24 valeurs ne peut pas représenter le drainage moyen pondéré de la "ferme France" des grandes cultures, car tous les climats n'ont pas la même représentativité spatiale. Cette gamme de drainage permet toutefois d'analyser l'effet des modes de gestion de l'interculture pour une très large gamme de situations pédoclimatiques, et aussi d'identifier des situations climatiques ayant des réponses spécifiques. Enfin, les niveaux de drainage médian correspondent à une gamme de sols dont la profondeur et la réserve utile (RU) ne représentent pas de façon spatialement pondérée les sols français. Il existe des sols très profonds pour lesquels le niveau de drainage médian est certainement plus faible. Toutefois, la gamme de la variabilité interannuelle du drainage permet de s'assurer que des cas de drainage nul ou très faible, ou au contraire très intense, seront considérés dans l'analyse de l'effet des couverts sur les bilans d'eau, d'azote et sur la culture principale suivante.

La variabilité du drainage s'explique quasi exclusivement par la différence entre la pluviométrie et l'évapotranspiration potentielle (P-ETP) en cumul sur la période d'octobre à mars, comme en attestent les résultats de l'analyse de variance par ANOVA (Figure 10-3). Même si les caractéristiques du sol (profondeur et niveau de réserve utile) ont un effet significatif, celui-ci est très faible (< 2% de la variance expliquée). Cela s'explique en partie par le fait que nous n'avons pas considéré de sols ni très profonds (> 1,5 m) qui peuvent avoir une large RU, ni très superficiels (< 50 cm) avec de très faibles RU. Enfin, le choix des climats a été effectué de façon à couvrir une large gamme de climats sans chercher à avoir une représentation spatiale de la surface agricole des climats représentant les zones françaises des systèmes de grande culture.

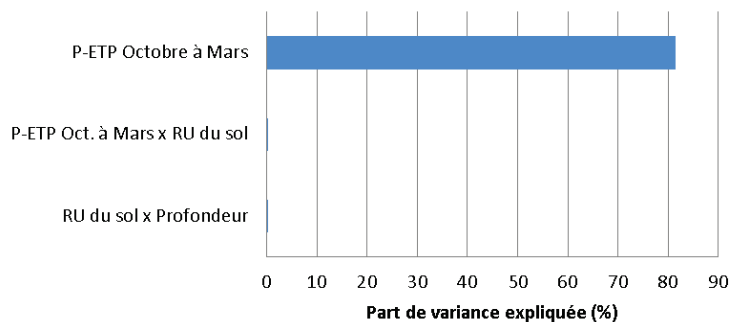


Figure 10-3. Part de variance expliquée par différentes variables pouvant expliquer le drainage et leurs interactions

Dans ce cas, le "poids" de la pluviométrie des climats pluvieux à très pluvieux est clairement prépondérant dans l'analyse des résultats. Il faut cependant noter que sous un climat donné, la profondeur et la texture du sol qui déterminent la réserve utile du sol peuvent avoir un effet important sur la dynamique de l'eau et de l'azote nitrique ; ainsi, des sols à faible RU auront des niveaux de drainage plus élevés que des sols à forte RU, avec un risque de lixiviation d'azote plus élevé.

10.3.2. Lixiviation et concentration nitrique annuelle

La gamme de lixiviation annuelle est très large, puisque les pertes simulées varient de 0 à près de 250 kgN/ha. Globalement et comme attendu, plus le site climatique a une pluviométrie et un drainage élevés, plus la lixiviation est élevée, comme l'illustre le classement croissant des sites climatiques en fonction de la pluviométrie (Figure 10-4). De même, plus le reliquat d'azote minéral initial est élevé, plus la quantité d'azote lixivié est élevée. Ainsi, pour les sites les moins pluvieux (les 10 premiers classés en fonction de l'état initial), la lixiviation annuelle peut être nulle ou quasi nulle certaines années avec l'état initial 1.

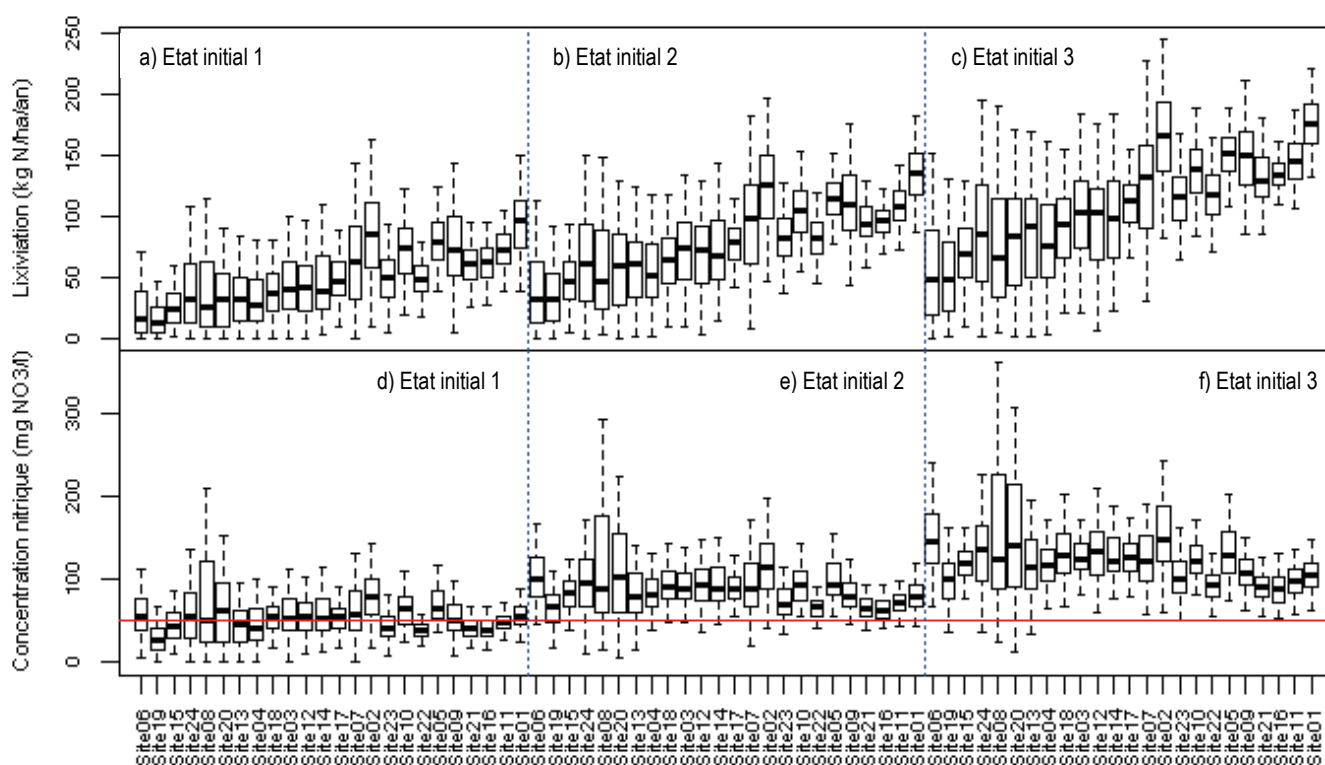


Figure 10-4. Variabilité de la lixiviation (a, b, c) et de la concentration en nitrate (d, e, f) par site climatique simulées avec STICS pour la situation de référence (sol nu) pour tous les sols et toutes les successions de culture, pour chacun des trois états initiaux de reliquat d'azote minéral (1 ≈ 20, 2 ≈ 60 et 3 ≈ 100 kgN/ha). La concentration nitrique à 50 mg/l est représentée par le trait rouge.

Cette grande variabilité de lixiviation se traduit par des concentrations nitriques des eaux de drainage de 55 mgNO₃/l en moyenne pour l'état initial 1, à 122 mgNO₃/l dans le cas de l'état initial 3. Contrairement aux quantités d'azote lixivié, la concentration nitrique est plus dépendante du niveau d'azote initial que du site, avec une absence de classement croissant avec l'augmentation de la pluviométrie annuelle moyenne des sites climatiques. On constate également une plus grande variabilité de cette concentration pour des cas de forts reliquats d'azote minéral et des sites peu pluvieux, en partie liée à la variabilité du drainage qui entraîne une dilution plus ou moins forte de l'azote lixivié et par conséquent des concentrations plus variables.

10.3.3. Relation entre drainage et lixiviation annuelle

Il existe une relation significative entre le drainage et la lixiviation annuelle. Cependant, on observe une assez grande variabilité qui s'explique par l'effet de différents facteurs, et en particulier de l'état initial d'azote minéral, comme illustré par la Figure 10-5. Ainsi, plus le profil de sol contient de l'azote minéral au début de la période de drainage et plus la lixiviation est élevée pour un même niveau de volume d'eau percolé dans et hors du sol exploré par les racines.

Cette variabilité de réponse est tout à fait cohérente avec les facteurs cités dans la bibliographie. Ces résultats illustrent le fait que le modèle de culture STICS fonctionne de façon dynamique, et que la prise en compte des divers processus du sol se déroulant de façon concomitante induit une gamme de variables de sortie très large et avec une réponse non linéaire et une forte variance. Cela illustre également tout l'intérêt d'utiliser un modèle dynamique pour analyser les effets des systèmes de culture sur les variables environnementales en prenant en compte une large gamme de sols, de climats, d'état initiaux et d'itinéraires techniques.

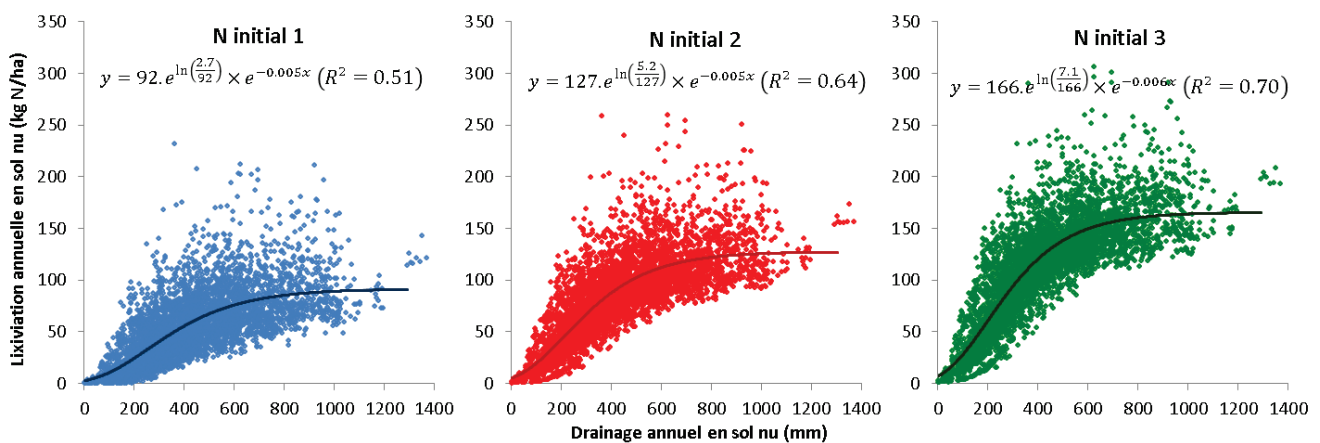


Figure 10-5. Relation entre drainage et lixiviation avec un sol nu en interculture, pour l'ensemble des situations pédoclimatiques et successions de culture, en fonction des 3 états initiaux de reliquat d'azote minéral (1, 2 et 3).

10.3.4. Production de la culture principale

La gamme des productions à la récolte (rendement en grains ou biomasse aérienne pour le maïs fourrage) est présentée pour les 3 successions en fonction du site climatique (Figure 10-6). Comme attendu, cette gamme est relativement large et doit permettre d'évaluer l'effet, aussi bien positif que négatif, des cultures intermédiaires sur la culture suivante, car les niveaux variables obtenus indiquent que l'on se situe généralement en dessous du potentiel de production et de rendement. La production du maïs est généralement plus élevée sur les sites irrigués (1 à 9, 13, 15, 19 et 24).

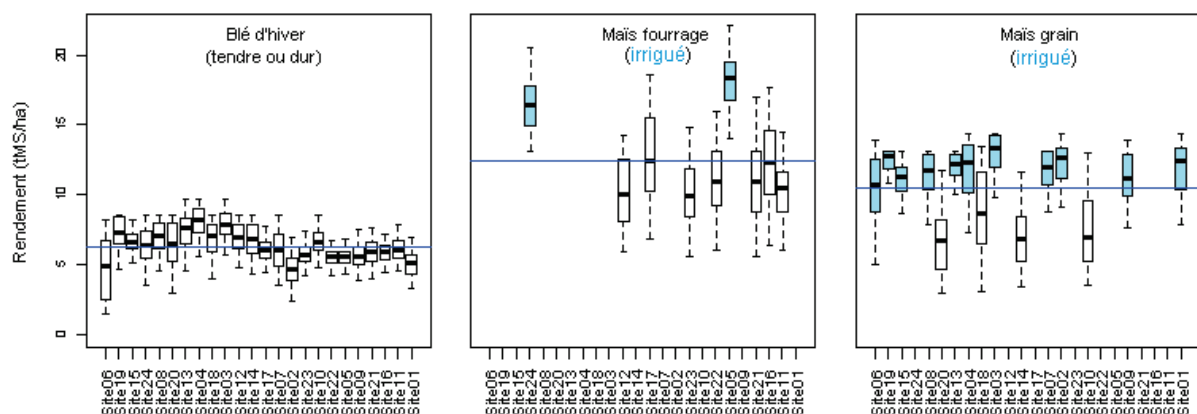


Figure 10-6. Gamme des productions à la récolte des cultures principales suivantes en fonction des sites climatiques (trait bleu = moyenne inter-sites)

10.3.5. Minéralisation nette annuelle en azote du sol : cas de la succession blé-maïs

La minéralisation nette annuelle, intégrant la minéralisation nette de l'azote issu de la matière organique du sol et des résidus de culture, se situe en médiane entre 110 et un peu plus de 200 kgN/ha/an, mais peut valoir, dans des cas moins fréquents, de 65 à 278 kgN/ha/an (Figure 10-7). Elle est en général plus élevée sur les sites du Sud de la France (sites 1, 3, 4, 7) que sur ceux du Nord, plus froids (17, 20, 21, 22, 23).

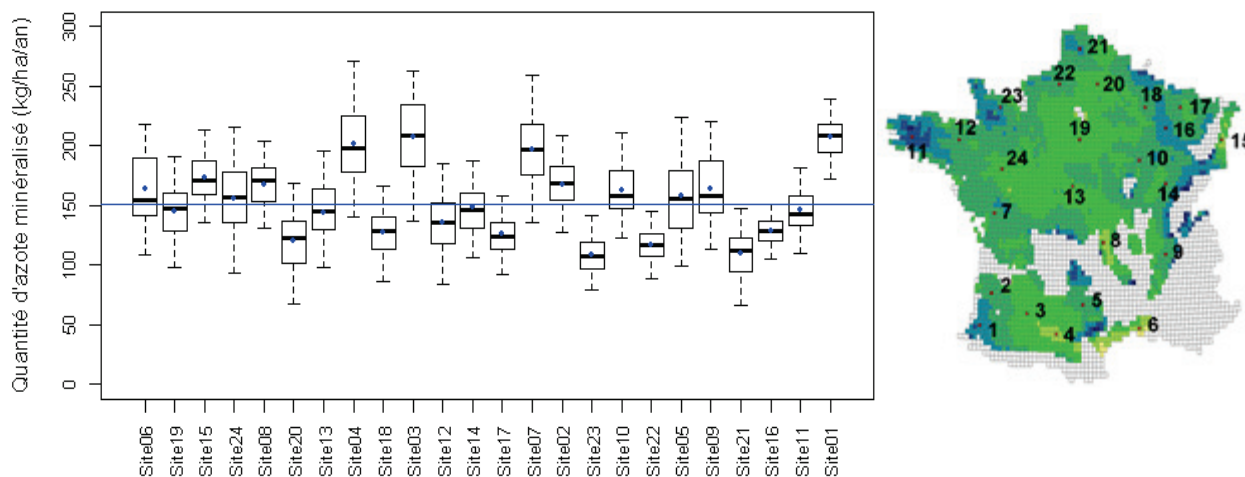


Figure 10-7. Gamme de minéralisation nette annuelle (matière organique du sol et résidus du précédent cultural) pour les différents sites climatiques dans la succession blé-maïs (trait bleu = moyenne inter-sites ; point bleu = moyenne par site).

Au sein d'un même site climatique, cette minéralisation dépend du type de sol considéré, en particulier de ses taux d'argile et de calcaire et de sa teneur en azote organique. Ainsi, des sols différents sur un site climatique donné peuvent présenter des écarts de 40 kg/ha/an entre niveaux de minéralisation annuelle (Tableau 10-1).

	Minéralisation nette annuelle moyenne (kgN/ha) par site climatique																							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Sol 1	206	157	176	173	140	194	196	166	175	186	167	162	123	157	184	134	141	144	155	111	127	131	105	173
Sol 2	202	179	221	208	195	151	215	171	146	153	142	129	153	133	163	124	114	108	135	142	88	119	113	147
Sol 3	212	167	225	224	141	147	180	164	189	150	144	134	156	155	-	129	123	125	145	99	114	103	115	159
Sol 4	213	-	-	-	-	-	-	-	148	-	131	120	-	-	-	128	126	133	146	131	-	116	103	144

Tableau 10-1. Exemple de minéralisation nette annuelle moyenne (humus plus résidus du précédent cultural) dans la succession blé-maïs, par site et sol (les sols 1 à 4 sont différents d'un site à l'autre).

10.4. Croissance et acquisition d'azote des cultures intermédiaires et repousses de blé et colza

Le terme "acquisition de l'azote" sera utilisé pour décrire l'accumulation de l'azote dans la plante issue de l'absorption d'azote minéral par les racines dans le sol (espèces non légumineuses) et de la fixation symbiotique dans les nodosités (vesce uniquement) ; les légumineuses pouvant acquérir de l'azote par les deux voies, absorption racinaire et fixation symbiotique. Ces deux sources d'azote sont simulées par le modèle STICS et peuvent être analysées conjointement pour les légumineuses.

10.4.1. Capacités globales d'acquisition de l'azote en interculture pour tous les sites climatiques et sols

Globalement pour l'ensemble des simulations, on observe les résultats marquants suivants (Figure 10-8) :

- 1) Une forte capacité de l'absorption racinaire de l'azote pour la moutarde, le ray-grass et les repousses de blé ou de colza avec un taux de couverture de 100% ("rp100"), de l'ordre de 55 kgN/ha en médiane pour toutes les situations et avec des maximums de l'ordre de 200 kgN/ha ;
- 2) Le niveau d'azote acquis dépend de l'état initial d'azote minéral du sol, indiquant que l'azote disponible dans le sol est un facteur limitant de la croissance des couverts. Ce résultat est différent pour la vesce car il y a complémentarité entre absorption et fixation symbiotique pour satisfaire les besoins en azote pour la croissance de la légumineuse ;
- 3) La moutarde est l'espèce la plus efficace pour absorber de l'azote minéral du sol à l'automne, en particulier en situation de semis tardif (cas de l'interculture maïs-maïs) ;
- 4) Les repousses de blé et de colza ont des capacités d'absorption d'azote aussi élevées que les deux CI, mais seulement si elles sont réparties de façon homogène, et avec une densité de plantes par m² suffisante. Sinon, elles absorbent nettement moins d'azote, comme l'indique la situation avec 50% de taux de couverture ("rp50") ;
- 5) Les quantités d'azote absorbé sont plus faibles après maïs fourrage, et sont particulièrement faibles après maïs grain, en raison d'une date de levée très tardive ;
- 6) La quantité d'azote acquise par la vesce après blé et colza est supérieure à celle des autres espèces de couvert pour les deux états initiaux d'azote minéral du sol 1 et 2, en raison de la fixation symbiotique. Cette fixation est moins efficace en cas de levée tardive (après maïs) ou avec l'état initial d'azote minéral 3, indiquant un potentiel de croissance et d'absorption de l'azote minéral du sol plus faible de la vesce par rapport aux autres espèces.

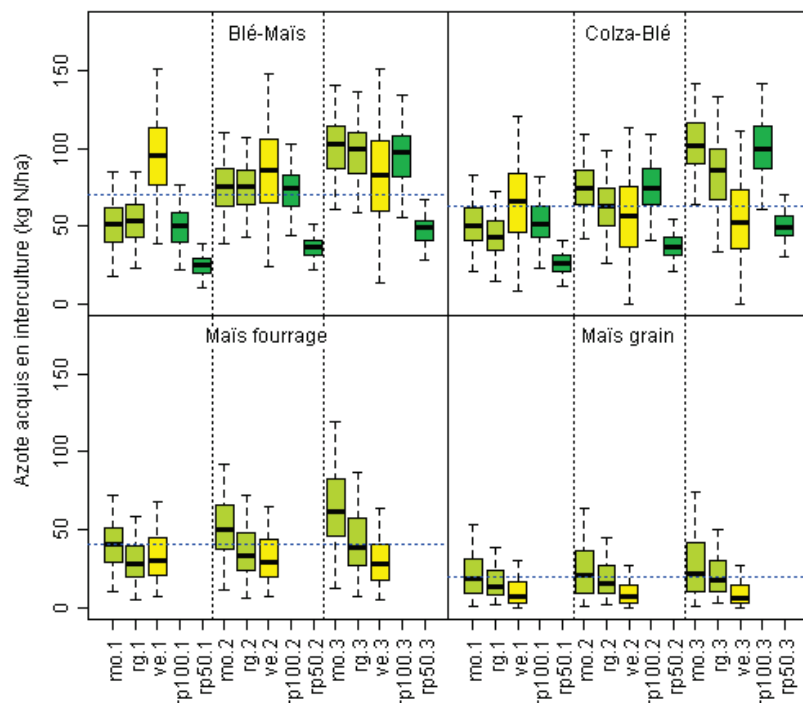


Figure 10-8. Gamme des quantités d'azote acquises par les différents types de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) selon l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et la succession de culture (trait bleu = moyenne par succession).

En résumé, les capacités de croissance des cultures intermédiaires et des repousses en couverts denses et homogènes sont globalement élevées et doivent permettre de réduire de façon très importante la quantité d'azote minéral du sol avant la période de drainage. Toutefois, il est nécessaire d'analyser la variabilité inter-sites climatiques car la gamme de valeurs simulées est très large ; en effet, elle indique aussi des valeurs très faibles qu'il convient de repérer et d'analyser pour savoir si des comportements spécifiques se produisent sous certaines conditions pédo-climatiques et pourquoi.

10.4.2. Biomasse produite pour tous les sites climatiques et sols

Les résultats marquants sur les biomasses produites en interculture sont les suivants (Figure 10-9) :

- 1) Comme pour les quantités d'azote acquis, les biomasses produites dépendent du niveau d'azote minéral initial dans le sol, avec des biomasses d'autant plus élevées que l'azote est disponible sous forme minérale dans le sol, excepté dans le cas de la vesce ;
- 2) Des biomasses généralement plus élevées pour le ray-grass que la moutarde, dans le cas des successions blé-maïs et colza-blé. Des biomasses faibles pour ces deux espèces après maïs fourrage et encore plus après maïs grain, avec une meilleure production pour la moutarde que pour le ray-grass ;
- 3) Des biomasses plus faibles pour la vesce, en particulier pour des niveaux d'azote initial élevés ou des levées tardives, après maïs ;
- 4) Des repousses de colza équivalentes, en termes de biomasse, à la moutarde, et des repousses de blé équivalentes au ray-grass, dans le cas où ces repousses atteignent un taux de couverture de 100% de la surface. Des niveaux de production des repousses beaucoup plus faibles lorsque seulement 50% de la surface est couverte, avec des biomasses inférieures à 3 t/ha en médiane.

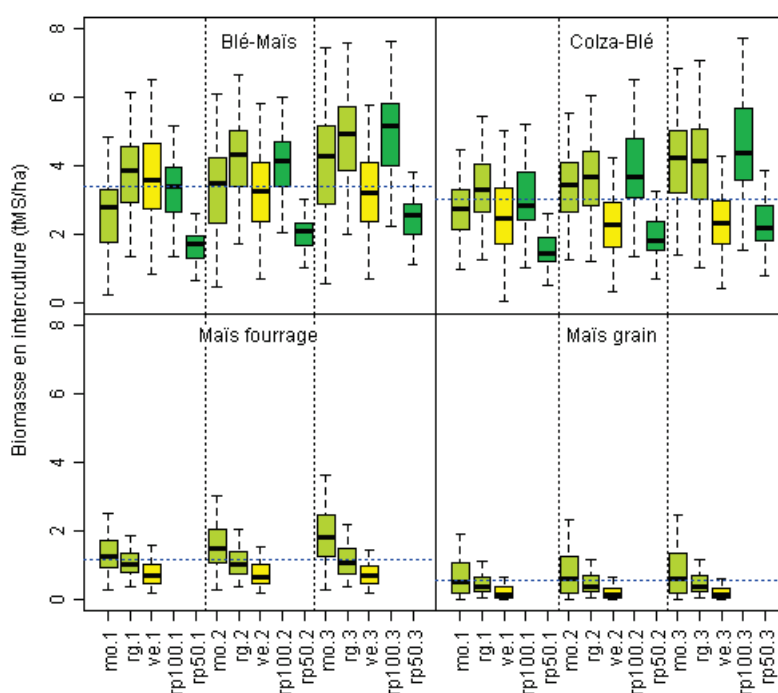


Figure 10-9. Gamme des biomasses produites par les différents types de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) selon l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et la succession de culture (trait bleu = moyenne par succession).

En résumé, les biomasses sont en accord avec les résultats sur l'azote acquis par le couvert par rapport aux types de successions, espèces de CI ou repousses considérées et niveaux d'azote initial. Des effets "espèce" ressortent avec des phénomènes de dilution d'azote, aboutissant, par exemple, à des biomasses produites pour le ray-grass italien supérieures à celles de la moutarde, malgré une absorption d'azote plus élevée pour cette dernière.

10.4.3. Relation globale entre production de biomasse et accumulation d'azote dans les cultures intermédiaires

Globalement, on observe une relation entre la biomasse produite et la quantité d'azote accumulée dans la plante. Toutefois la relation, bien que significative ($R^2 = 0,93$ à $0,96$), indique une assez forte variabilité de l'absorption d'azote pour un même niveau de biomasse produite (Figure 10-10). Cela induit une variabilité de la teneur en azote (ou du ratio C/N) des cultures intermédiaires, et donc de leur niveau de nutrition azotée, en fonction des conditions pédoclimatiques mais aussi, et surtout, de l'état initial d'azote minéral du sol.

En moyenne, la quantité d'azote acquise par unité de biomasse (et donc la teneur en azote) est plus faible pour le ray-grass que pour la moutarde. Comme attendu, la teneur en azote de la vesce est la plus élevée. Ainsi, le rapport C/N du ray-grass est de l'ordre de 23 en moyenne, contre 17 pour la moutarde et 15 pour la vesce.

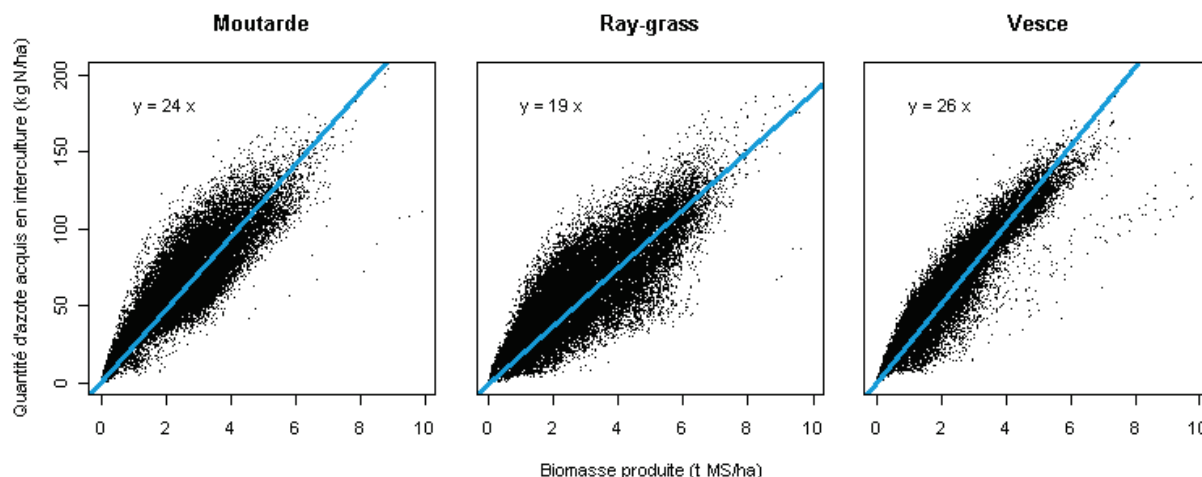


Figure 10-10. Relation entre production de biomasse et acquisition de l'azote pour les 3 cultures intermédiaires (droite de régression en bleu).

10.4.4. Variabilité de l'acquisition de l'azote en fonction du site climatique : l'exemple de l'interculture longue

Les capacités d'acquisition de l'azote par les CI sont globalement proches entre les sites, pour un état d'azote initial donné (exemple de l'état 2), variant en médiane de 70 à 90 kgN/ha, mais avec une très large gamme de variabilité (Figure 10-11).

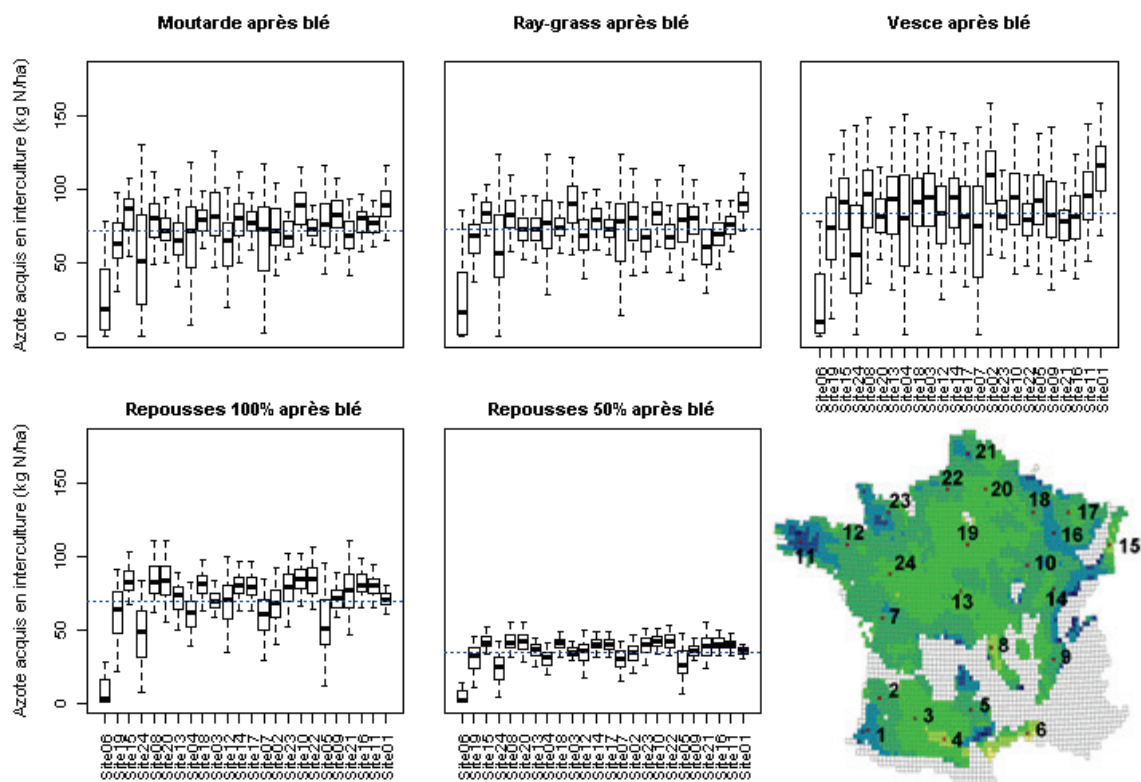


Figure 10-11. Variabilité inter-sites et climatique de l'acquisition de l'azote pour les 3 cultures intermédiaires et les repousses, pour tous les sols, dans la succession blé-mais avec un état initial 2 (trait bleu = moyenne inter-sites).

Quelques sites climatiques se distinguent, notamment le site 6 (climat méditerranéen) avec une médiane très faible, ainsi que le site 24 (climat du Pays de Loire), indiquant que les stress hydriques réduisent fortement la production de biomasse et l'acquisition de l'azote. *A contrario*, le site 1 (climat océanique du Sud, chaud et le plus pluvieux) est le plus favorable à la croissance et à l'acquisition de l'azote. Les repousses de blé, notamment celles avec un taux de couverture de 100%, ont une variabilité plus forte que les cultures intermédiaires, car elles lèvent un peu plus tôt et subissent davantage de stress hydriques d'été ; cela réduit leur potentiel de croissance et d'absorption de l'azote, phénomène particulièrement visible pour le climat le plus sec (site 6).

La variabilité interannuelle de la croissance et de l'acquisition de l'azote est globalement, pour les 24 sites climatiques, relativement forte, due à la variabilité de la pluviométrie et de la température moyenne, qui ont un effet direct sur la croissance des cultures intermédiaires. Cette variabilité est illustrée par le Tableau 10-2 qui présente les valeurs minimales et maximales obtenues par site, pour un ensemble de conditions données (1 sol, 1 CI, 1 date de levée et de destruction). L'écart entre les valeurs minimale et maximale est donc exclusivement dû à un effet climat, illustrant l'impact de la pluviométrie et de stress hydriques forts, certaines années, qui constitue un facteur fort de réduction de la croissance et de l'acquisition d'azote des cultures intermédiaires.

Niveau N initial	N acquis (kgN/ha)	Site climatique																							
		06	19	15	24	08	20	13	04	18	03	12	14	17	07	02	23	10	22	05	09	21	16	11	01
1	Min	1	12	54	2	8	33	39	13	41	8	3	46	42	4	19	35	54	40	40	53	46	49	40	60
	Max	65	70	94	90	96	71	76	94	76	100	67	80	85	95	79	61	83	61	78	82	68	81	66	93
2	Min	1	29	13	3	66	56	63	35	64	11	4	71	65	5	22	61	68	68	24	59	54	55	55	78
	Max	90	96	121	116	125	97	102	119	101	126	94	105	103	120	105	86	106	87	105	106	94	103	88	117
3	Min	1	39	105	3	89	83	91	45	82	44	6	98	83	7	42	74	83	85	81	66	60	63	64	90
	Max	117	125	148	144	155	126	132	148	133	156	123	132	128	149	135	115	133	116	134	134	122	131	117	146

Tableau 10-2. Acquisition d'azote minimale et maximale, par site et N minéral initial, dans le cas de la moutarde, levée au 10 août et détruite au 10 décembre, sur 20 années climatiques, pour un sol donné.

Cette variabilité interannuelle se manifeste pour les 3 niveaux d'azote minéral initial pour les 3 espèces de cultures intermédiaires. Cependant, dans les cas de la moutarde et du ray-grass, plus la disponibilité du sol en azote minéral est élevée, plus cette variabilité a tendance à être forte, contrairement à celui de la vesce, pour laquelle la variabilité est semblable et forte pour les 3 états initiaux d'azote minéral. Ces effets observés sur moutarde et ray-grass s'expliquent par le fait que les cas de faible acquisition d'azote ne sont pas dus à une limitation par l'azote, tandis que ceux d'acquisition maximale le sont. Ainsi, si la disponibilité en azote augmente, les acquisitions faibles restent faibles alors que les acquisitions élevées, qui étaient limitées par l'azote disponible, augmentent. La vesce étant capable de compenser un manque d'azote minéral dans le sol par de l'azote fixé depuis l'atmosphère, elle est moins sensible à ce phénomène.

10.4.5. Effet des dates de levée et de destruction sur l'acquisition de l'azote par les cultures intermédiaires

10.4.5.1. Quantités d'azote acquis tous sites, sols et états initiaux d'azote confondus

La Figure 10-12, qui présente les quantités d'azote acquis (absorption d'azote minéral et fixation pour la légumineuse) par dates de levée et de destruction des CI et pour l'ensemble des sites, des sols et les 3 états initiaux d'azote minéral, indique les points marquants suivants :

- 1) Une vitesse d'absorption et d'acquisition de l'azote très rapide pour la moutarde et le ray-grass pour les 4 premières dates de levée (fin juillet à mi-septembre) puisqu'en seulement 2 mois de croissance une grande partie de l'azote a été absorbée ;

- 2) Les semis tardifs, avec une levée au-delà de la mi-septembre, voient leur capacités d'absorption d'azote nettement réduites. Cette capacité est d'autant plus réduite que les sites climatiques sont situés au Nord de la France ;
- 3) Les semis les plus précoces (juillet) ne sont pas forcément ceux qui permettent la plus forte absorption, sauf pour la vesce ;
- 4) D'un point de vue de l'efficacité de l'absorption d'azote minéral du sol, il est possible de détruire assez tôt, voire dès octobre, une culture intermédiaire non légumineuse semée avant le mois de septembre, car la production de biomasse et l'accumulation d'azote augmentent peu à partir du début novembre.

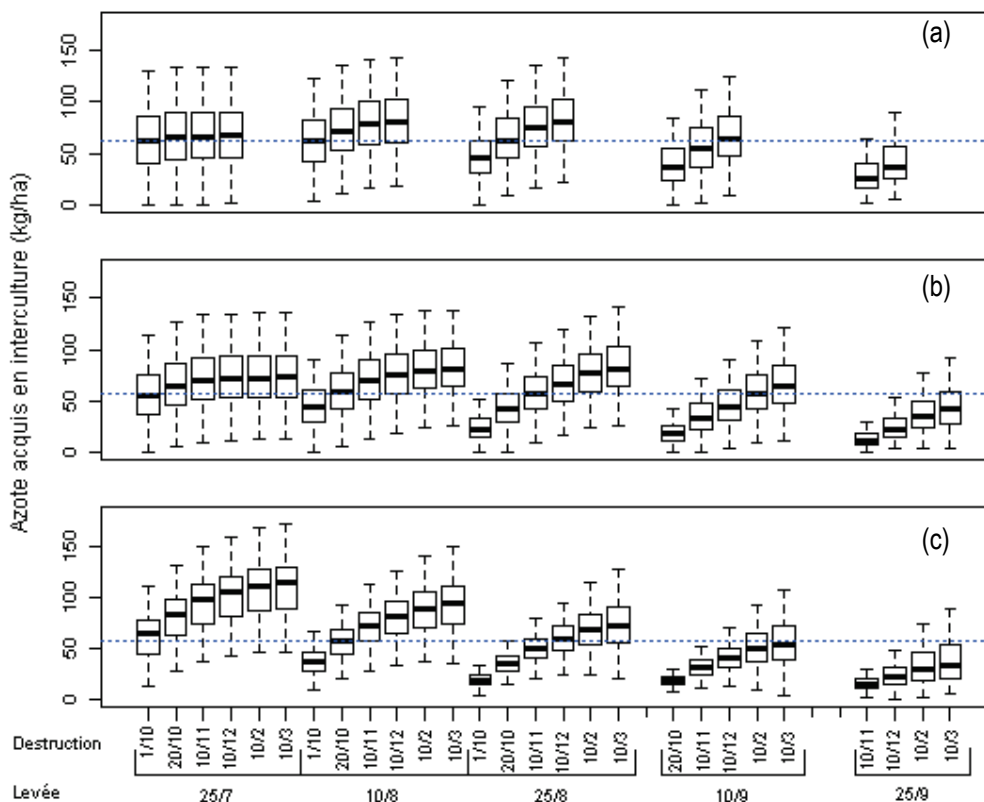


Figure 10-12. Gamme des quantités d'azote acquis par la moutarde (a), le ray-grass (b) et la vesce (c) en fonction des dates de levée et de destruction (trait bleu = moyenne toutes dates confondues).

10.4.5.2. Quantités d'azote acquis par les CI pour des sites ayant une réponse contrastée à la date de levée : exemple du ray-grass

Parmi les 24 sites, nous avons choisi de présenter les résultats spécifiques de 6 sites, illustrant des réponses différentes de l'acquisition de l'azote à la date de levée.

L'analyse pour des sites ayant des caractéristiques contrastées en termes de pluviométrie et de température montre, dans le cas du ray-grass, les résultats importants suivants (Figure 10-13) :

- Les sites situés au Sud, donc plus chauds (1, 4) ont des acquisitions d'azote par les CI plus élevées en moyenne et sont également plus sensibles aux dates de destruction, car le développement des CI en automne est probablement plus fort que pour des sites situés dans des contextes plus froids ;
- Dans les sites plus arides (6), un phénomène de stress hydrique pour les dates de levée précoces empêche le bon développement de CI ; dans ce cas, des dates de levée plus tardives sont préférables. Au contraire, pour des sites du Nord (16), dont les faibles températures ralentissent la croissance des couverts, les semis précoces sont préférables.

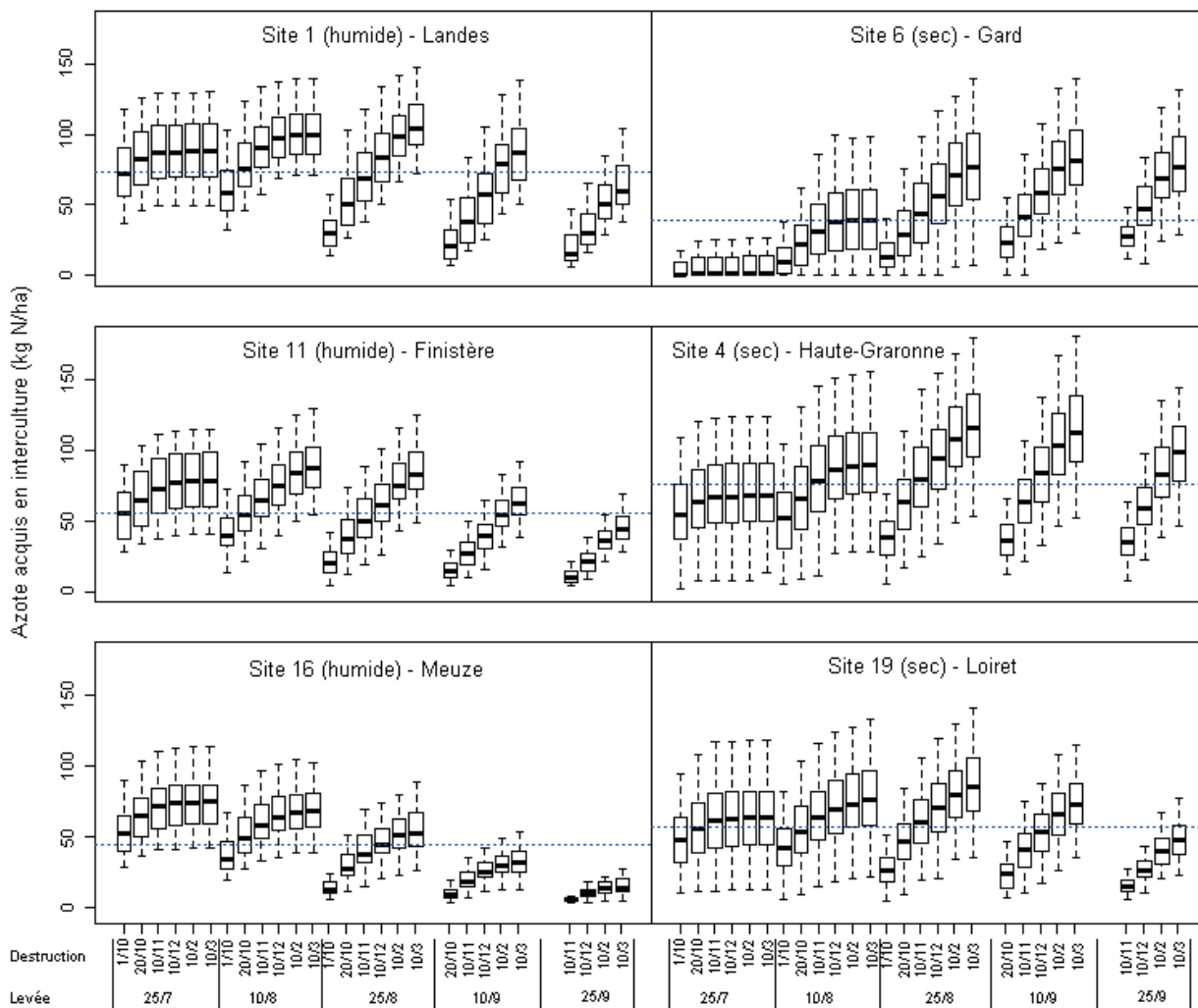


Figure 10-13. Gamme des quantités d'azote absorbé par le ray-grass en fonction des dates de levée et de destruction pour 6 sites ayant des réponses contrastées (trait bleu = moyenne toutes dates confondues).

10.4.6. Probabilité d'échec de la culture intermédiaire selon le site, l'espèce et sa date de levée

La probabilité est abordée en termes de fréquence d'occurrence, sur 20 ans, d'un évènement. Dans cette section, nous avons analysé la fréquence d'échec de la culture intermédiaire après sa levée ; le risque d'échec lié à la période semis-levée est étudié par ailleurs avec le modèle SIMPLE (Chapitre 8). La CI est considérée comme un échec, autrement dit inefficace, quand elle n'a prélevé que peu d'azote minéral dans le sol. Nous ne présentons que les résultats pour l'état initial en azote minéral intermédiaire (Figure 10-14), soit environ 60 kgN/ha disponibles dans le sol à la récolte du précédent (dans cette situation, il est peu probable que les prélèvements soient limités par la disponibilité de l'azote minéral dans le sol). Les résultats sont présentés par espèce (moutarde, ray-grass, vesce), date de levée (du 25/7 au 25/10) et site climatique.

Deux seuils "d'inefficacité" sont présentés : (1) prélèvement par la CI < 5 kgN/ha, donc CI probablement inefficace, et (2) prélèvement par la CI < 20 kgN/ha, donc CI ayant une efficacité réduite (cette seconde catégorie incluant donc la première). Ces seuils ne considèrent que l'azote absorbé par la culture et non l'azote fixé depuis l'atmosphère, qui ne contribue pas à réduire la lixiviation d'azote.

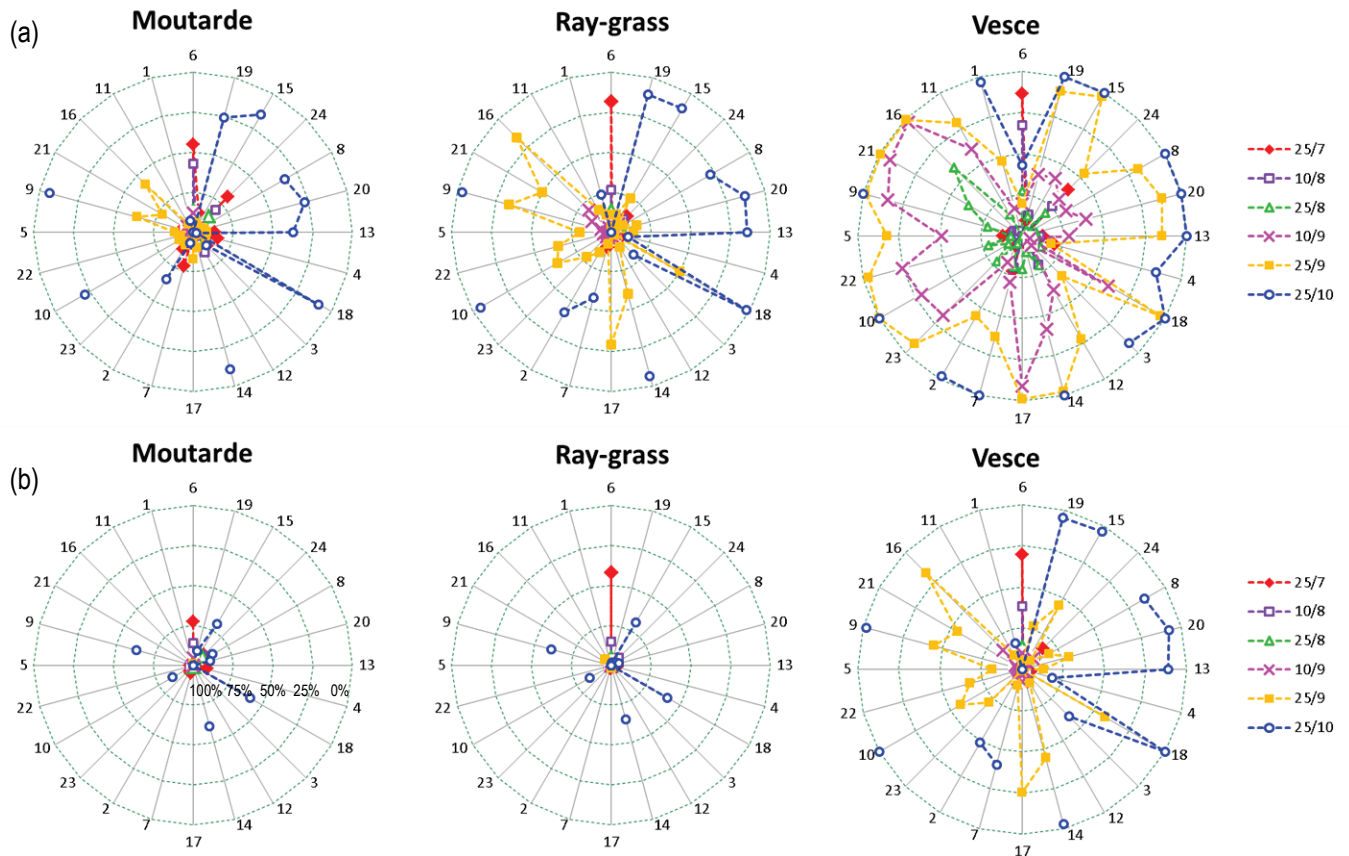


Figure 10-14. Fréquence sur 20 ans pour laquelle la CI a absorbé plus de 5 kgN/ha (a) et plus de 20 kgN/ha (b) de l'azote du sol, avec un niveau d'azote minéral initial d'environ 60 kgN/ha, et en la détruisant au plus tôt le 10/12, selon le site (1 à 24 en rayons) et la date de levée (25/7 au 25/10) pour la moutarde, le ray-grass et la vesce (centre du cercle = 100% et chaque cercle = 25% de fréquence en moins, jusqu'à 0% pour le cercle extérieur).

La fréquence à laquelle la CI n'est pas bien développée, et donc est probablement inefficace, dépend de l'espèce considérée, des contraintes climatiques et de la date de semis. L'effet de la quantité d'azote minéral initial dans le sol n'a que peu d'influence, avec une différence en moyenne de $\pm 3\%$. La fréquence d'échec est un peu plus élevée pour le niveau d'azote initial le plus faible et un peu plus faible quand la quantité d'azote initial est élevée, montrant que dans un petit nombre de cas c'est l'azote disponible dans le sol qui est limitant.

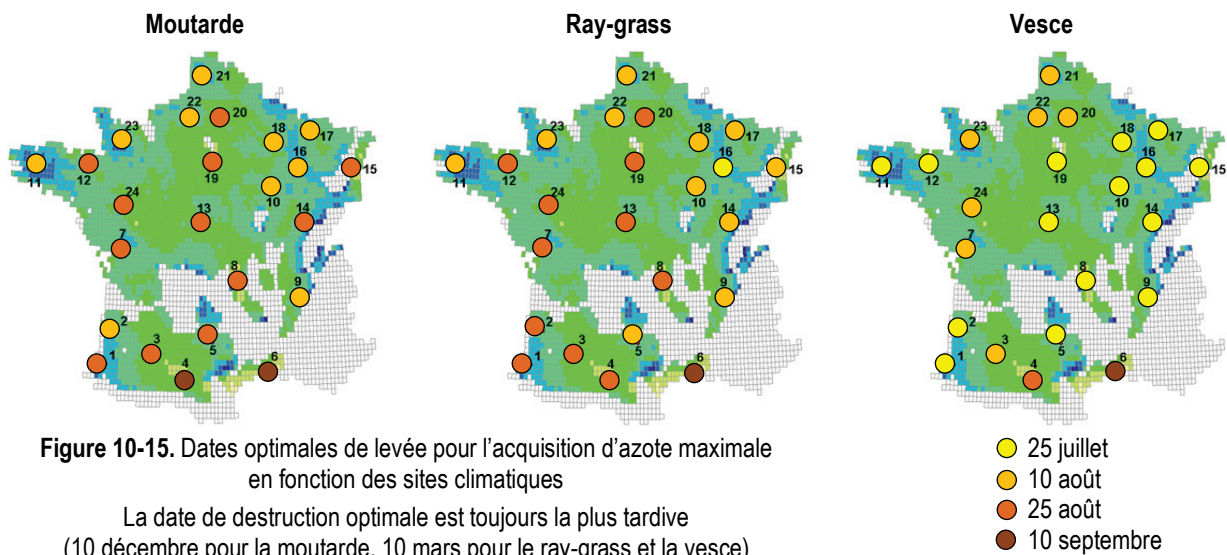
Concernant les effets "espèce", la vesce présente des fréquences d'échec plus élevées que le ray-grass et la moutarde, que le seuil considéré soit de 5 ou de 20 kgN/ha et quels que soient la date de levée et le site. Ceci est dû en partie au fait que la vesce est plus sensible à la sécheresse et au froid que les 2 autres espèces considérées, mais aussi au fait qu'elle tire une partie de sa fourniture en azote de la fixation symbiotique. La moutarde présente des fréquences d'échec un peu plus fortes que le ray-grass pour des dates de levée précoces et inversement pour les dates tardives.

Un effet "date de levée" apparaît aussi très clairement, avec des fréquences d'échec d'autant plus fortes que la date de levée (et donc de semis) sera tardive, en particulier pour la vesce et le ray-grass et dans les sites climatiques du Nord, à températures automnales faibles. La fréquence d'échec augmente aussi quand la levée est précoce (25/7), surtout pour des sites situés au Sud (6,4) ou secs (13, 24). Les dates de levée pour lesquelles la fréquence d'échec de la CI est la plus faible se situent, dans la grande majorité des cas, entre le 10/8 et le 25/9 pour la moutarde, entre le 25/7 et le 10/9 pour le ray-grass et entre le 25/7 et le 25/8 pour la vesce.

Il est cependant important de noter que si ces plages de dates de levée présentent généralement des fréquences d'échec faibles, cela n'est pas vrai dans certains cas, car les contraintes climatiques auront un impact important sur la survenue d'échecs des CI. En particulier, des sites très secs comme le site 6 peuvent avoir des dates de levée avec une fréquence d'échec minimale entre le 10/9 et le 25/10, alors que pour des sites pluvieux et froids, les dates de levée optimales se situent entre le 25/7 et le 25/8.

10.4.7. Dates de levée pour obtenir les quantités d'azote acquises les plus élevées par site et espèce de culture intermédiaire

La date de levée optimale permettant d'obtenir les quantités d'azote acquises les plus élevées est variable en fonction du site climatique (Figure 10-15). Contrairement à ce que l'on pourrait penser intuitivement, ce n'est pas forcément en semant le plus tôt possible après la récolte d'une culture d'hiver (exemple illustré ici après blé) que l'acquisition de l'azote par la culture intermédiaire sera la plus élevée. Il est intéressant de noter que cette date optimale de levée (et donc de semis) est d'autant plus tardive que l'espèce est la moutarde et que le site climatique est au Sud de la France. Ainsi, pour le site méditerranéen, c'est même lorsque la levée a lieu en septembre que la culture intermédiaire est la plus efficace pour prélever de l'azote. Une date de levée tardive sera d'autant plus pénalisante que l'on se situe au Nord de la France. Pour une grande partie des sites, notamment ceux de la moitié Sud de la France, un semis après le 15 août devrait permettre d'optimiser l'installation des cultures intermédiaires, aussi bien pour favoriser la levée (cf. les résultats des simulations semis-levée avec le modèle SIMPLE, Chapitre 8) que l'acquisition de l'azote.



Cela s'explique par des effets de stress hydrique en été, qui ont un impact sur la levée mais aussi sur la croissance et l'acquisition de l'azote. Ces résultats démontrent que la date de semis doit être adaptée en fonction du site climatique et d'une manière pratique également en fonction des prévisions météorologiques et de l'état hydrique du sol.

La date de destruction optimale, que ce soit pour la moutarde, le ray-grass ou la vesce, est toujours la date de destruction la plus tardive. Cependant, le gain par rapport à une date de destruction plus précoce peut ne représenter que quelques kilos d'azote et avoir un impact négligeable sur la réduction de la lixiviation.

10.5. Impact des cultures intermédiaires et des repousses sur le bilan hydrique et le drainage

Le drainage et le bilan hydrique ont été analysés au 25 avril, pour l'ensemble des sites climatiques, afin de simplifier et d'homogénéiser les résultats, et d'éviter des confusions d'effet avec la gestion de l'irrigation de la culture suivante. Cette date peut être assimilée à la fin de la période de drainage pour une grande majorité des sites, bien qu'il soit possible d'avoir quelques épisodes drainants après le 25 avril sous culture de printemps ou d'été en cas de forte pluviométrie au printemps, dans certains sites très pluvieux. Nous avons vérifié qu'à cette date du 25/04 la différence de drainage entre la situation avec culture intermédiaire et la situation de référence avec sol nu en interculture n'est pas ou peu modifiée par rapport à une évaluation faite strictement au bout d'un an de simulation. Cette date permet également d'analyser le stock d'eau du sol au semis de la culture de printemps suivante (maïs). L'éventuel effet sur l'alimentation hydrique de la culture suivante est simulé et ses conséquences sur la production (biomasse aérienne totale et rendement) sont prises en compte.

10.5.1. Effet des cultures intermédiaires sur les composantes du bilan hydrique

10.5.1.1. Analyse globale pour tous les sites

Afin de comprendre la variabilité de l'effet des cultures intermédiaires sur le drainage, exprimé sous forme de différentiel de drainage entre la situation avec CI et la situation en sol nu, nous avons tout d'abord analysé les variables clés du bilan hydrique pour l'ensemble des sites climatiques. Les résultats présentés ici considèrent uniquement les simulations en interculture longue (blé-maïs et maïs-maïs) qui permettent d'analyser sans confusion d'effet les composantes du bilan hydrique. Comme la croissance des cultures intermédiaires est le premier facteur d'explication de la variabilité de cet effet (Figure 10-16), nous avons cherché à quantifier les relations entre le niveau de biomasse produite par les cultures intermédiaires et les composantes principales du bilan hydrique. Ainsi, l'évapotranspiration réelle (ETR) a été analysée en situation de couvert et de sol nu, en décomposant la transpiration du couvert et l'évaporation du sol, pour estimer la "consommation supplémentaire d'eau" des cultures intermédiaires. L'effet des cultures intermédiaires sur l'ETR et sur l'évaporation d'eau du sol a été analysé en différentiel, correspondant, pour une simulation donnée, à la différence entre la valeur simulée en culture intermédiaire et celle en sol nu.

Bien que la relation entre la biomasse produite par les cultures intermédiaires et les différentes composantes du bilan hydrique apparaisse peu étroite, indiquant une forte variance lorsque l'on considère l'ensemble des pédoclimats et années climatiques, une relation linéaire hautement significative ($r > 0,9$) a été déterminée entre la biomasse et les composantes du bilan hydrique (Figure 10-16). Les points majeurs suivants peuvent être tirés :

- Le différentiel de drainage dépend significativement de la biomasse de la culture intermédiaire, avec en moyenne (pente de la régression linéaire), une réduction du drainage de 9,6 mm par tonne de biomasse produite (Figure 10-16.a) ;
- Cette différence de drainage s'explique en très grande partie par une différence d'ETR (évapotranspiration réelle) entre la situation avec culture intermédiaire et celle en sol nu (différentiel d'ETR). Ce différentiel correspond à une augmentation moyenne de l'ETR de 9,4 mm par tonne de biomasse (Figure 10-16.b).

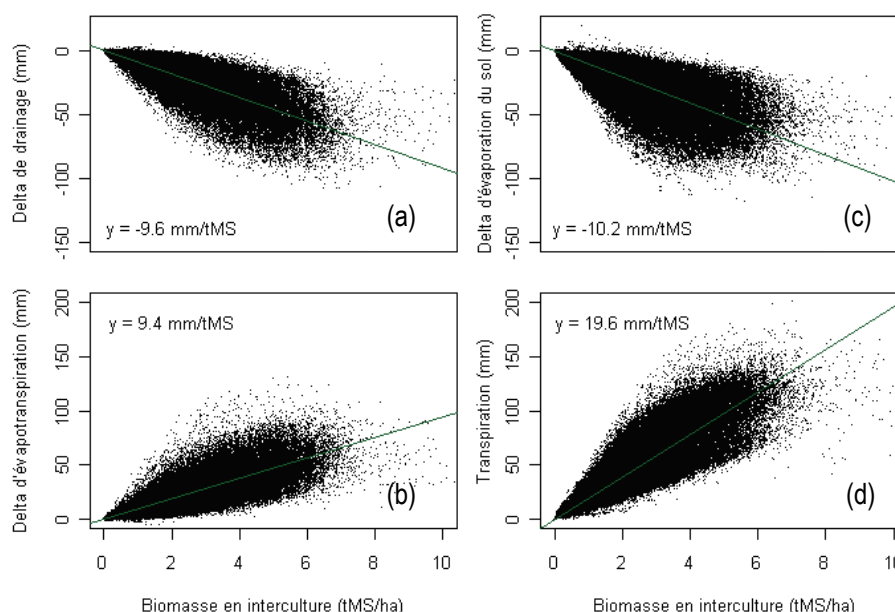


Figure 10-16. Relations entre, d'une part, la biomasse produite par la culture intermédiaire et, d'autre part, le différentiel (ou delta) de drainage (a), le différentiel d'ETR (b), le différentiel d'évaporation du sol (c) et la transpiration du couvert (d), en considérant tous les sites climatiques, les 3 espèces de cultures intermédiaires et les 3 états initiaux d'azote minéral du sol (droite de régression en vert)

Ce différentiel d'ETR peut être qualifié de "consommation supplémentaire" d'eau par les cultures intermédiaires. Ce différentiel d'ETR provient, d'une part de la transpiration des cultures intermédiaires, et d'autre part d'un effet

non négligeable de réduction de l'évaporation d'eau du sol sous couvert, permis par la couverture du sol par l'indice foliaire.

- La transpiration de la culture intermédiaire est en moyenne de 19,6 mm par tonne de biomasse produite (Figure 10-16.d) ;
- De façon concomitante, la réduction de l'évaporation de l'eau du sol par l'effet du couvert végétal est en moyenne de 10,2 mm par tonne de biomasse produite (Figure 10-16.c). Cet effet de réduction de l'évaporation d'eau du sol est ainsi conséquent, puisqu'il est du même ordre de grandeur que l'effet net sur l'ETR des cultures intermédiaires.

Un autre résultat marquant est que l'intensité de ces interactions simulées s'est avérée variable, notamment entre sites climatiques. Aussi avons-nous choisi d'illustrer cette variabilité de réponse pour deux sites contrastés en termes de pluviométrie et d'ETP (évapotranspiration potentielle du site climatique) durant l'interculture.

La variabilité du différentiel de drainage s'explique à 96% par les variations du différentiel d'évapotranspiration (ETR) qui correspond à la somme de transpiration d'eau de la CI et de la différence d'évaporation de l'eau du sol sous CI par rapport au sol nu :

$$\text{Delta de drainage} = -99\% * (\text{Delta d'évaporation du sol} + \text{Transpiration de la CI}) \quad (R^2 = 0.96)$$

OU

$$\text{Delta de drainage} = -91\% * \text{Delta d'évaporation du sol} - 82\% * \text{Transpiration de la CI} \quad (R^2 = 0.97)$$

Les relations obtenues entre différentiel de drainage et les composantes du bilan hydrique montrent clairement que les CI modifient les flux d'eau plutôt que le stock du sol, puisque la réduction de drainage est très fortement corrélée à l'augmentation de l'évapotranspiration. En fait, les CI transpirent deux fois plus d'eau qu'elles ne limitent l'évaporation du sol par leur effet de couvert, résultant donc en une augmentation de l'évapotranspiration, ce qui entraîne une réduction du drainage dans les mêmes proportions.

10.5.1.2. Analyse pour deux sites climatiques ayant des réponses contrastées

Les résultats présentés ci-dessous ont été déclinés pour chaque site climatique, dont deux ont été choisis pour illustrer la gamme de réponses des composantes du bilan hydrique, selon la même représentation que pour l'analyse sur l'ensemble des simulations en interculture longue (cf. 10.4.5.1). Les deux sites sont le site 4 (région toulousaine) et le site 11 (Bretagne Ouest), car la pluviométrie et l'ETP sont assez contrastées en période d'interculture.

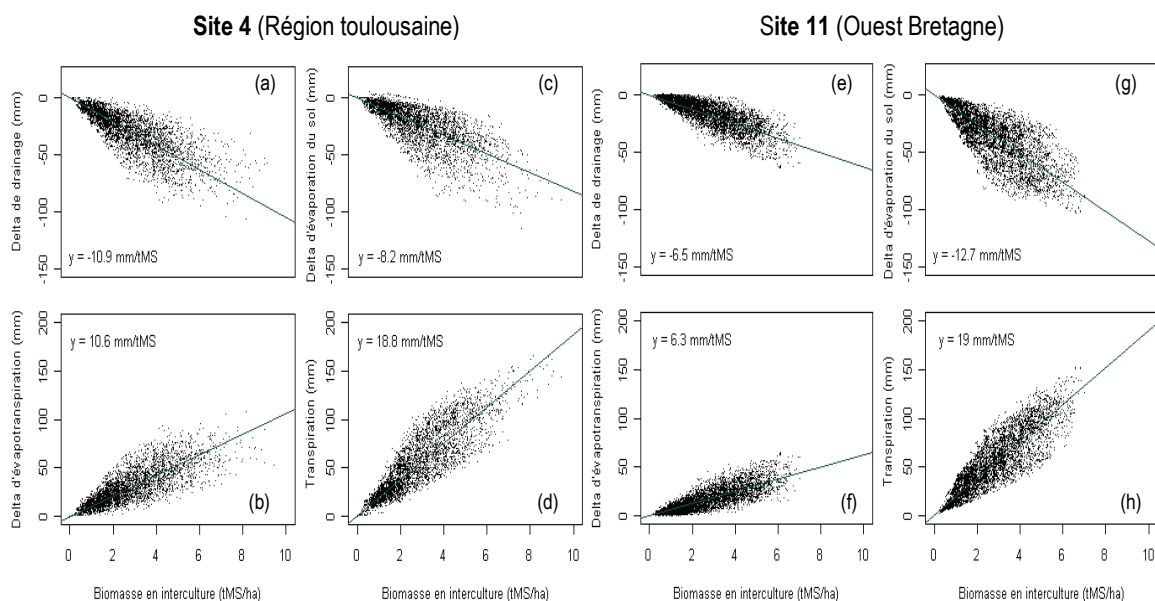


Figure 10-17. Relations entre, d'une part, la biomasse produite par la culture intermédiaire et, d'autre part, le différentiel de drainage (a, e), d'ETR (b, f), d'évaporation du sol (c, g) et la transpiration du couvert (d, h), en considérant les 3 espèces de cultures intermédiaires et les 3 états initiaux d'azote minéral du sol pour les sites climatiques 4 et 11. (droite de régression en vert).

Les résultats marquants sont les suivants (Figure 10-17) :

- L'effet moyen sur le différentiel de drainage par tonne de biomasse produite est nettement plus faible pour le site 11, plus pluvieux (-6,5 mm par tonne de biomasse) que pour le site 4, plus sec (-10,9 mm par tonne de biomasse) ;
- Comme déjà montré pour l'ensemble des sites, le différentiel d'ETR explique le différentiel de drainage, et donc la réduction du drainage est plus faible pour le site 11, plus pluvieux et moins chaud (-6,3 mm par tonne de biomasse) que pour le site 4, plus sec (-10,6 mm par tonne de biomasse) ;
- Le ratio de transpiration est par contre quasi-identique entre les deux sites, de l'ordre de 19 mm par tonne de biomasse, indiquant une alimentation hydrique globale peu différente ;
- La réduction de l'évaporation d'eau du sol est nettement plus élevée dans le site 4 (-8,2 mm par tonne de biomasse) que pour le site 11 (-12,7 mm par tonne de biomasse) où la pluviométrie est plus régulière et donc le sol plus souvent ré-humecté, ce qui favorise l'évaporation de l'eau (moins de résistance à l'évaporation).

Le différentiel de drainage par tonne de biomasse produite par la culture intermédiaire est donc différent entre les deux sites, de même que la variabilité interannuelle pédoclimatique pour une espèce et un état initial donnés (Figure 10-18).

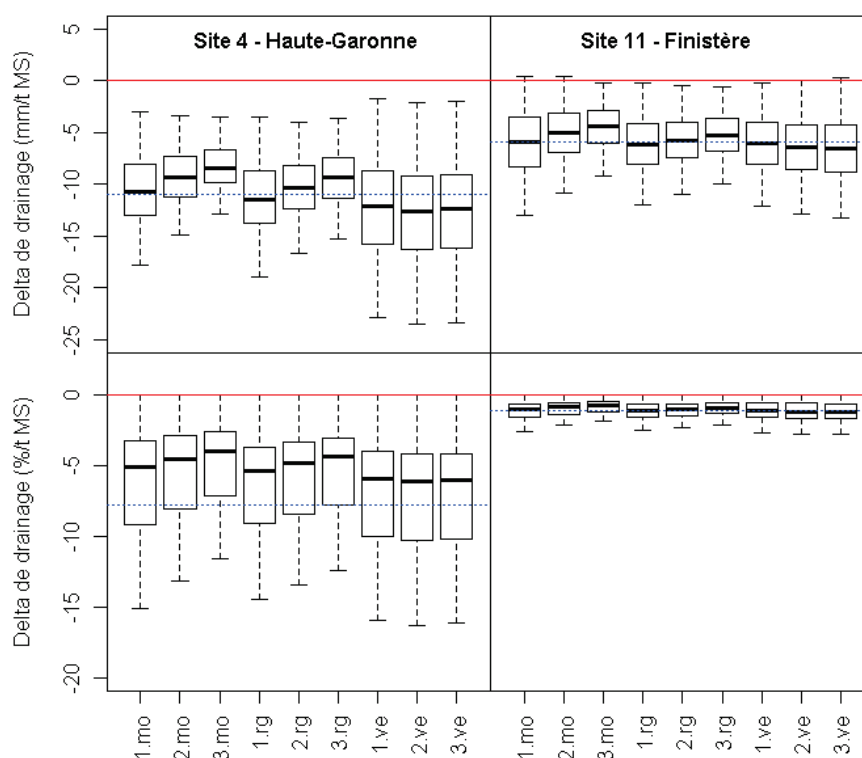


Figure 10-18. Différentiel (ou delta) de drainage par tonne de biomasse produite calculé pour chacune des 3 espèces de culture intermédiaire (mo = moutarde, rg = ray-grass, ve = vesce) et par niveau d'état initial d'azote minéral du sol (1, 2, 3) pour le **site 4** (Région toulousaine), et le **site 11** (Bretagne Ouest) (trait bleu = moyenne du site).

Le différentiel de drainage est plus variable en fonction de l'état initial et de l'espèce de culture intermédiaire dans le cas du site 4, et est d'un niveau médian plus élevé que pour le site 11 ; ce ratio est en médiane compris entre -9 et -13 pour le site 4, contre -5 à -7 mm/tonne de biomasse pour le site 11. La réduction du drainage par unité de biomasse est donc près de 2 fois plus élevée sur le site de Haute-Garonne que sur le site breton. En termes de proportion par rapport au volume d'eau drainée sous sol nu, cette différence est accrue avec, en médiane, une réduction de 5% par tonne de biomasse produite pour le site 4 alors qu'elle n'est que de 1% pour le site 11. Le différentiel de drainage médian ne dépend pas de l'état initial d'azote minéral pour la vesce, contrairement aux deux espèces non légumineuses, qui consomment proportionnellement moins d'eau par tonne de biomasse en situation de meilleure nutrition azotée (état initial 3) qu'en situation plus déficiente en azote (état initial 1).

Toutefois, la réduction de drainage peut s'avérer légèrement plus élevée par unité de surface de sol en situation de meilleure nutrition azotée (état initial 3) car la biomasse produite est significativement plus élevée, mais cette différence reste faible.

10.5.2. Comparaison globale du drainage annuel en sol nu et sous culture intermédiaire

Le drainage sous culture intermédiaire est en moyenne réduit de 20 mm (avec moutarde) à 26 mm (avec ray-grass) par rapport au sol nu lorsque toutes les situations sont comparées (Figure 10-19.a,b,c). Toutefois, certaines dates de levée ayant induit une faible production de biomasse, il est intéressant de comparer le drainage entre le sol nu et les cultures intermédiaires qui ont une croissance et une acquisition de l'azote parmi les plus élevées, correspondant pour cette illustration à une levée des cultures intermédiaires au 10 août et une destruction au 10 décembre. Pour ces dernières situations, la réduction du drainage est légèrement supérieure, allant de 27 à 35 mm (Figure 10-19.d,e,f). L'effet sur la réduction du drainage est donc logiquement plus élevé quand les cultures intermédiaires se sont bien développées.

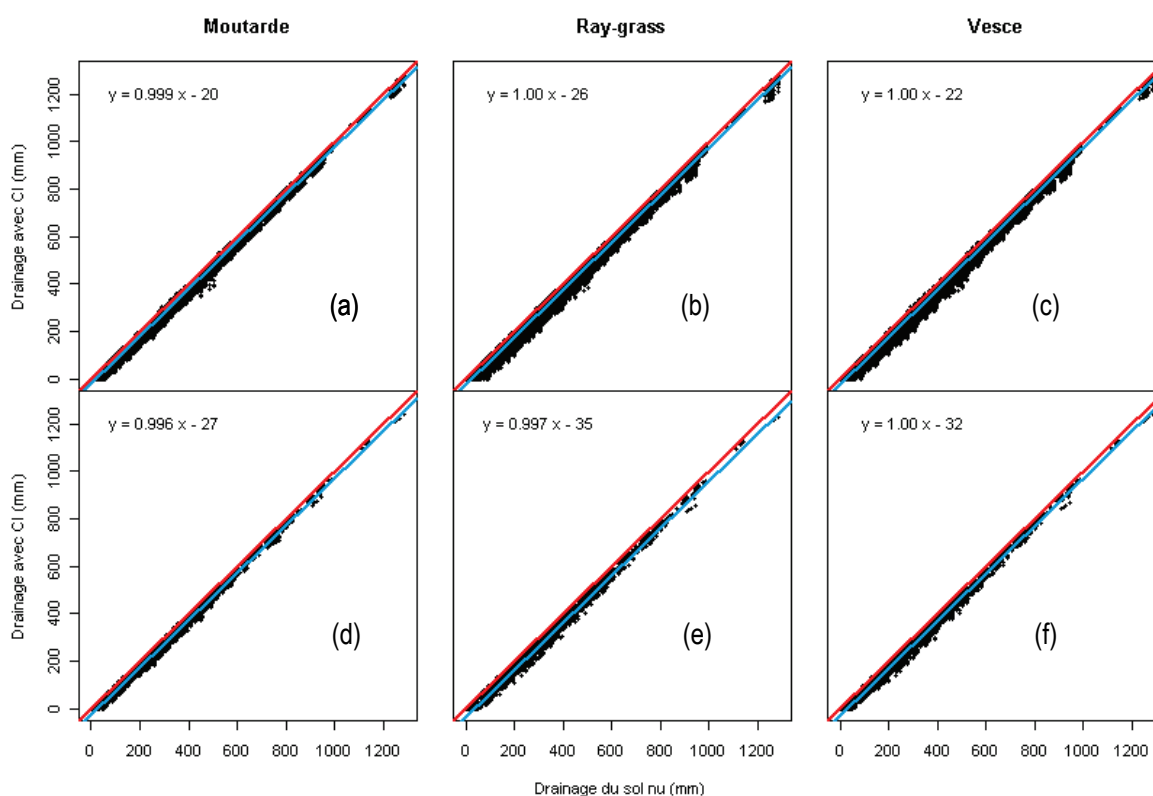


Figure 10-19. Relation entre drainage avec et sans culture intermédiaire pour les 3 espèces, avec toutes leurs dates de levée-destruction pour toutes les successions (en haut), et après blé, avec une levée des CI au 10 août et une destruction au 10 décembre (en bas). La bissectrice est en rouge et la droite de régression en bleu.

Globalement, l'effet des cultures intermédiaires n'est pas proportionnel au niveau du drainage en sol nu puisque la relation entre les deux situations ne diffère que par l'ordonnée à l'origine, alors que la pente est égale à 1 pour les 3 espèces. La différence de drainage entre culture intermédiaire et sol nu s'explique principalement par la transpiration supplémentaire liée à la production de biomasse du couvert combinée à l'effet de réduction de l'évaporation du sol. Ainsi, le ray-grass a un impact légèrement supérieur à la vesce et à la moutarde (comparaison des ordonnées à l'origine dans les régressions linéaires de la Figure 10-19).

10.5.3. Effet des couverts en fonction du type d'interculture et de l'état initial sur le différentiel de drainage

L'analyse de la différence de drainage entre culture intermédiaire et sol nu calculée par simulation a été réalisée en séparant les 3 types d'interculture et les 3 états initiaux d'azote minéral du sol afin d'illustrer les résultats (Figure 10-20).

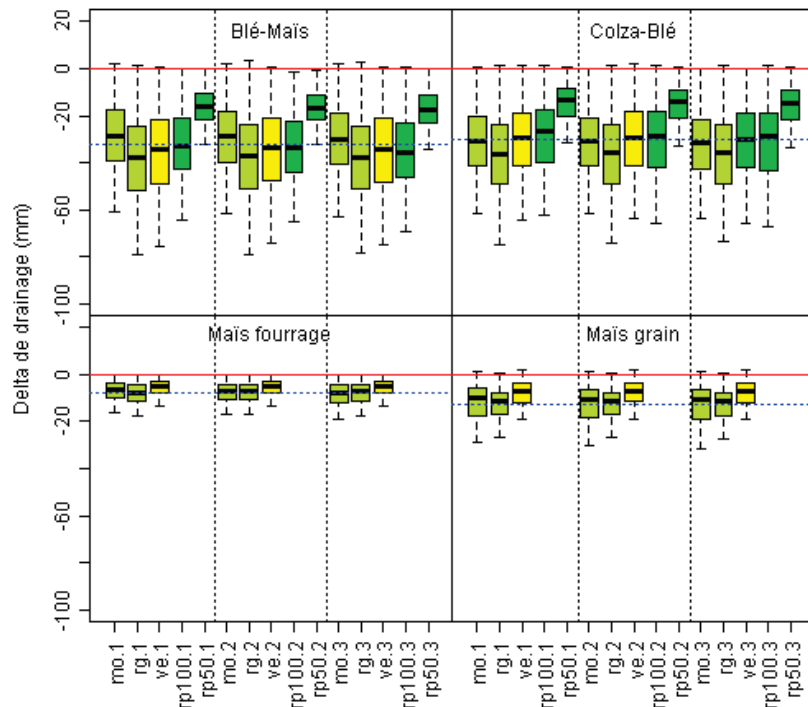


Figure 10-20. Différentiel (ou delta) de drainage entre culture intermédiaire et sol nu en fonction des différents modes de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) et de l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et de la succession de culture (trait bleu = moyenne par succession).

Les résultats marquants sont les suivants :

- L'implantation d'une culture intermédiaire ou des repousses réduisent le drainage dans la très grande majorité des cas de récolte précoce du précédent, aussi bien en situation d'interculture courte (type colza-blé) qu'en interculture longue (blé-maïs). Ainsi, la réduction médiane du drainage est de l'ordre de 30 mm pour ces deux types d'interculture. *A contrario*, la réduction médiane du drainage est très faible après maïs (interculture longue, récolte tardive) avec une médiane inférieure à 10 mm et une distribution de différentiel de drainage peu variable entre 0 et 20 mm, car les cultures intermédiaires se sont peu développées ;
- La réduction du drainage est très variable quel que soit le type d'interculture (courte et longue) puisqu'elle s'étage de 0 à 80 mm pour 95% des cas, et est comprise entre 20 et 50 mm pour la moitié centrale de la distribution des résultats des simulations ;
- La réduction ne dépend pas, ou très peu, de la quantité d'azote minéral initial, bien que le niveau de biomasse soit accru quand l'état initial est plus élevé ;
- Les différences médianes entre espèces sont relativement faibles, bien que la moutarde réduise légèrement moins le drainage. Les repousses 100%TC réduisent autant le drainage que les espèces de culture intermédiaire. Par contre, si les repousses sont moins bien réparties spatialement (repousses 50%TC), la réduction du drainage est environ deux fois plus faible. Ainsi, pour un niveau d'efficacité sur la réduction de la lixiviation d'azote nitrique similaire à celui de la vesce, les repousses 50%TC ont un impact moins fort sur la réduction du drainage que la vesce.

10.5.4. Effet des couverts sur le différentiel de drainage en fonction du site climatique

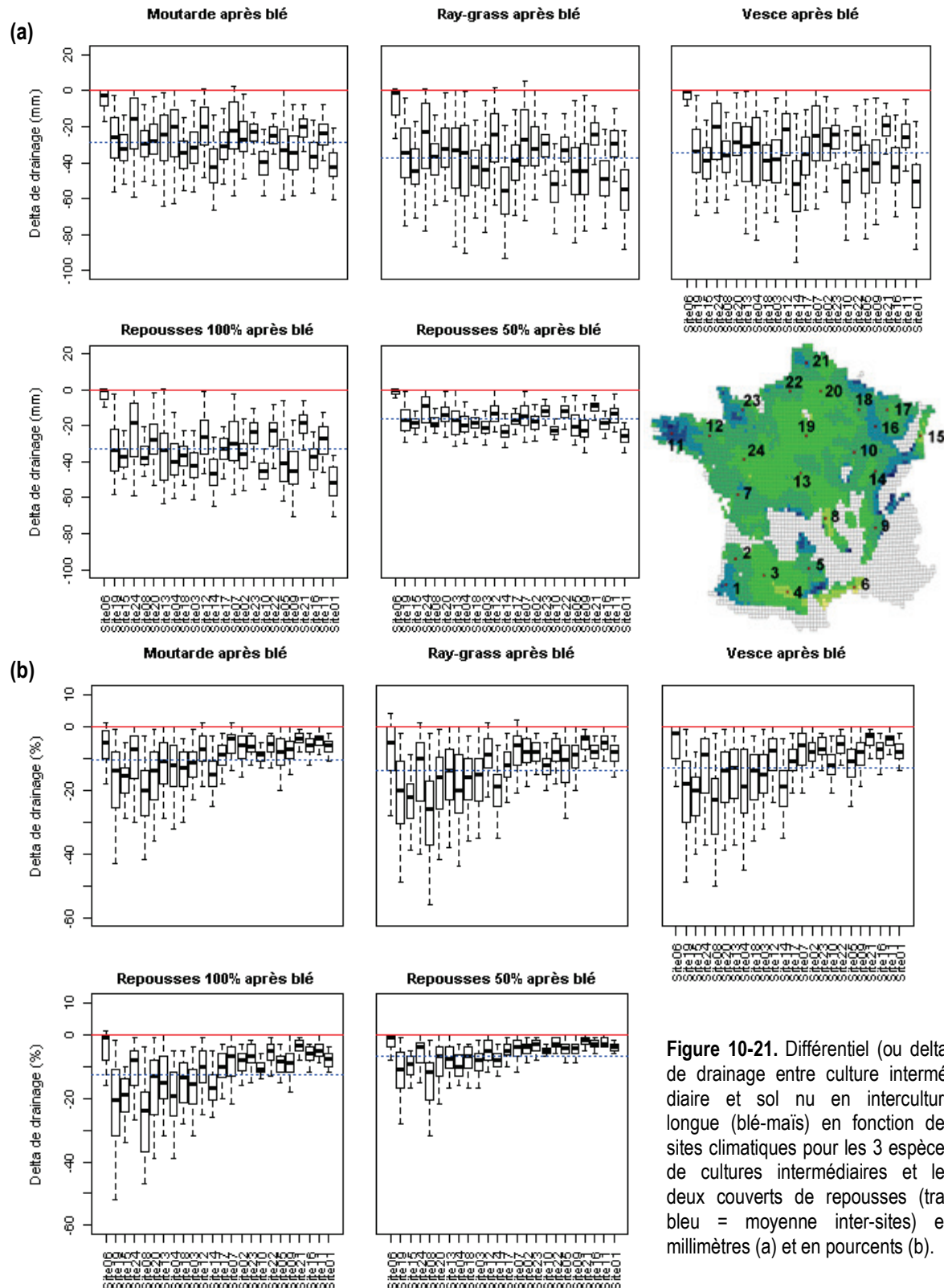


Figure 10-21. Différentiel (ou delta) de drainage entre culture intermédiaire et sol nu en interculture longue (blé-maïs) en fonction des sites climatiques pour les 3 espèces de cultures intermédiaires et les deux couverts de repousses (trait bleu = moyenne inter-sites) en millimètres (a) et en pourcents (b).

La variabilité des différentiels de drainage a été analysée selon le site climatique. Nous avons choisi de présenter les résultats concernant l'interculture longue pour mieux illustrer la variabilité inter-sites sans confusion d'effet

(Figure 10-21) et d'illustrer l'effet des CI et des repousses sur la réduction du drainage, d'une part, en quantité (mm) et, d'autre part, en proportion (%) du drainage sous sol nu. La médiane des valeurs de différentiels de drainage pour les 3 espèces de culture intermédiaire et les repousses de blé 100%TC varie de -20 à -45 mm selon le site, sauf pour le site 6 où elle est quasi-nulle car la croissance des couverts a été faible en médiane. La variabilité du différentiel de drainage est également forte pour chacun des sites, puisqu'elle s'étage de 0 à -70 mm pour la moutarde et les repousses de blé. Cette variabilité est accrue jusqu'à -95 mm pour le ray-grass et la vesce, car les dates de destruction vont jusqu'au 10/03. Le différentiel de drainage ainsi que la variabilité liée au climat et au sol (indiquée par la distribution de la boîte à moustaches pour chaque site) sont globalement deux fois plus faibles pour les repousses 50%TC, en cohérence avec la biomasse produite (Figure 10-9). Si en termes de quantité d'eau drainée en moins, aucun impact majeur de la pluviosité du site n'apparaît, c'est le contraire quand l'étude est réalisée en termes de proportions. En effet, la réduction de drainage est proportionnellement plus élevée pour les sites peu pluvieux, *a fortiori* s'ils se situent dans le sud de la France. Ainsi, l'impact sera très différent d'une région à l'autre avec des réductifs de près de 20% du drainage en médiane dans certains cas, contre des réductions de quelques pourcents dans d'autres.

Ces résultats indiquent que l'effet des cultures intermédiaires sur le niveau du drainage, et donc potentiellement sur la recharge des nappes, sera très variable en fonction des pédoclimats et des pluviométries annuelles.

10.5.5. Effet des dates de levée et de destruction des cultures intermédiaires sur le différentiel de drainage

10.5.5.1. Effet global pour tous les sites

L'analyse du différentiel de drainage a été réalisée par dates de levée et de destruction afin de tester l'hypothèse d'un effet de la durée de croissance de la CI sur la réduction du drainage. Les résultats ont d'abord été analysés en prenant en compte l'ensemble des situations pédoclimatiques et les 3 états initiaux d'azote minéral dans le cas de l'interculture longue (blé-maïs), où la gamme de dates de levée et de destruction testée a été la plus large (Figure 10-22).

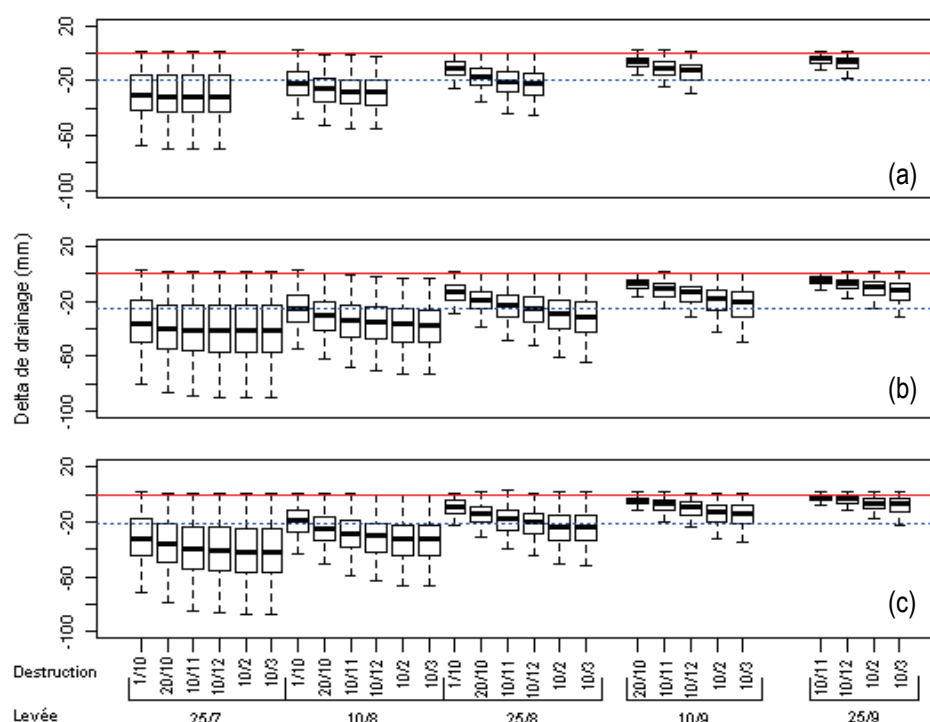


Figure 10-22. Différentiel (ou delta) de drainage entre culture intermédiaire et sol nu en fonction des dates de levée et de destruction de la moutarde (a), du ray-grass (b) et de la vesce (c), tous pédoclimats et états initiaux analysés. (trait bleu = moyenne toutes dates confondues).

L'analyse, tous sites confondus, indique les résultats marquants suivants :

- Plus la levée d'une culture intermédiaire est précoce, plus la réduction du drainage est importante, et ce quelle que soit l'espèce (effet évident de la forte demande évapotranspirante pendant la période estivale comparée à un sol nu). L'effet est relativement fort, puisqu'en médiane, la réduction du drainage va atteindre environ 50 mm pour les deux dates précoces de levée (25/09 et 10/8). La variabilité associée à cet effet sur le différentiel de drainage est toutefois très importante, suggérant une forte variabilité entre sites climatiques. Cette réduction est très faible pour la date de levée la plus tardive (25/09), avec moins de 10 mm et une plus faible variabilité d'effet, en lien avec les faibles biomasses produites à cette date de levée pour la plupart des sites ;
- L'effet de la date de destruction est également significatif, mais moins fort que celui de la date de levée. Pour une même date de levée, la réduction médiane du drainage va être supérieure de 10 à 20 mm entre la date de destruction la plus précoce et la plus tardive. C'est pour les deux dates de levée intermédiaires (25/08 et 10/09) que l'effet de la date de destruction est le plus important, car l'installation de la culture intermédiaire est moins rapide et impacte donc moins rapidement le bilan hydrique. La croissance en hiver n'étant pas nulle, la culture intermédiaire induit une réduction du drainage ;
- L'effet de la date de levée sur la réduction du drainage semble plus fort pour la vesce que pour le ray-grass, et est encore moindre pour la moutarde.

10.5.5.2. Effet pour différents sites ayant une réponse contrastée à la date de levée

L'analyse par site climatique indique clairement une discrimination des réponses entre les sites les moins pluvieux et les très pluvieux, en interaction avec la température moyenne en interculture. Nous avons choisi d'illustrer la variabilité du différentiel de drainage en fonction des dates de levée et de destruction d'une espèce de CI, en l'occurrence du ray-grass, pour 6 sites donnant des résultats contrastés (Figure 10-23) ; il s'agit des sites : 1 (Sud-Ouest, pluvieux), 4 (Sud-Ouest, sec), 6 (Sud-Est, sec), 11 (Nord-Ouest, très pluvieux), 16 (Nord-Est, pluvieux) et 19 (Nord, peu pluvieux).

Les résultats marquants sont les suivants :

- Dans le cas des sites les plus pluvieux (sites 1, 11 et 16), le différentiel de drainage est d'autant plus élevé que la date de levée est précoce. La culture intermédiaire induit une réduction du différentiel de drainage très bien corrélée avec la date de levée, classant systématiquement les dates par ordre décroissant d'impact sur la réduction du drainage, du à la culture intermédiaire. Par ailleurs, l'effet de la date de destruction sur la réduction du drainage est d'autant plus marqué que la date de levée est tardive. De plus, la distribution des différentiels de drainage est d'autant plus large (taille de la boîte à moustaches illustrant la variabilité des résultats de simulation) que le site est sous une latitude septentrionale ; cela s'explique par une faible variabilité climatique interannuelle dans les sites du Nord. Finalement, l'effet d'une CI de ray-grass sur le différentiel de drainage varie fortement entre dates de levée en valeur médiane, mais le type de réponse est similaire pour ces trois sites ;
- Concernant les sites les moins pluvieux (sites 4, 6 et 19), le différentiel de drainage est très variable (très large distribution des résultats sur les boîtes à moustaches), avec un effet contrasté des dates de levée. Cette forte variance de réponse s'explique par la variabilité interannuelle des pluviométries sur ces sites, en particulier le site 6, induisant en conséquence une forte variabilité interannuelle de la croissance des CI, en l'occurrence du ray-grass ;
- Dans le cas des sites 1, 4 et 19, la date la plus précoce de levée est celle pour laquelle la variabilité de réponse est la plus forte, et également celle pour laquelle les effets maximums sur le drainage sont observés ; ceci est dû à la survenue de forts stress hydriques, certaines années ;
- Dans le cas spécifique du site 6, plus la date de levée est tardive et plus le différentiel de drainage s'accroît, car le ray-grass a une très faible croissance lorsqu'il est semé tôt parce que soit le couvert ne pousse pas, soit le très fort stress hydrique initial a un effet délétère sur la croissance ultérieure de la CI. Ainsi, le différentiel de drainage est surtout impacté par le ray-grass pour les dates tardives de levée, avec un effet qui s'accroît de façon importante pour des dates de destruction tardives. On retrouve aussi un effet important de la date de destruction sur le site 4 pour les 3 dates de levée les plus tardives. Ce dernier effet (date de destruction) est dû à une croissance hivernale du couvert notable sous ces 2 climats.

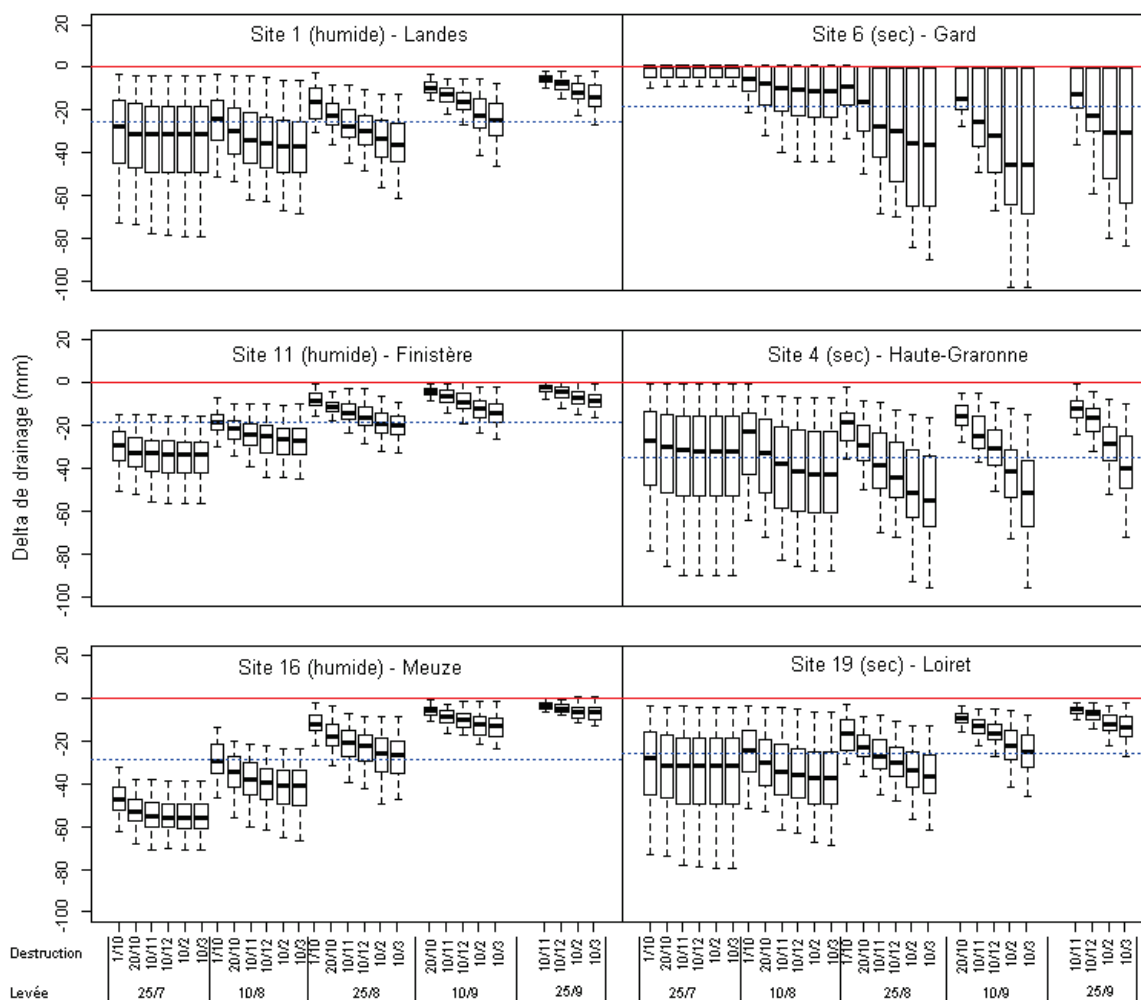


Figure 10-23. Différentiel (ou delta) de drainage entre culture intermédiaire et sol nu en fonction des dates de levée et de destruction du ray-grass, pour 6 sites climatiques contrastés (trait bleu = moyenne toutes dates confondues).

En conclusion, l'effet d'une culture intermédiaire, illustrée ici pour le ray-grass, sur le différentiel de drainage dépend fortement du site climatique, en interaction étroite avec les dates de levée. Ainsi, les effets moyens ou médians calculés pour l'ensemble des simulations doivent être utilisés à titre d'ordre de grandeur de l'effet des dates de levée et de destruction, mais ne peuvent représenter les effets pour des sites pédoclimatiques spécifiques.

10.5.5.3 .Probabilité de réduire significativement le drainage

La probabilité est abordée en termes de fréquence d'occurrence, sur les 20 ans (correspondant à des répétitions climatiques indépendantes), d'un événement. La fréquence analysée dans ce paragraphe est celle de réduire significativement le drainage. Deux valeurs seuils de réduction ont été choisies : réduction de plus de 10%, et de plus de 25% par rapport à la condition sans CI. Au dessus du seuil de 10%, tous les cas présentant un effet significatif sont identifiés, tandis qu'au dessus du seuil de 25%, seuls les effets les plus importants sont identifiés.

La Figure 10-24 indique que la fréquence de réduction du drainage de plus de 10% avec l'implantation de CI est forte pour les dates de semis précoces. Cette fréquence est légèrement plus élevée pour le ray-grass que pour la moutarde et la vesce, et plus élevée pour les sites peu pluvieux.

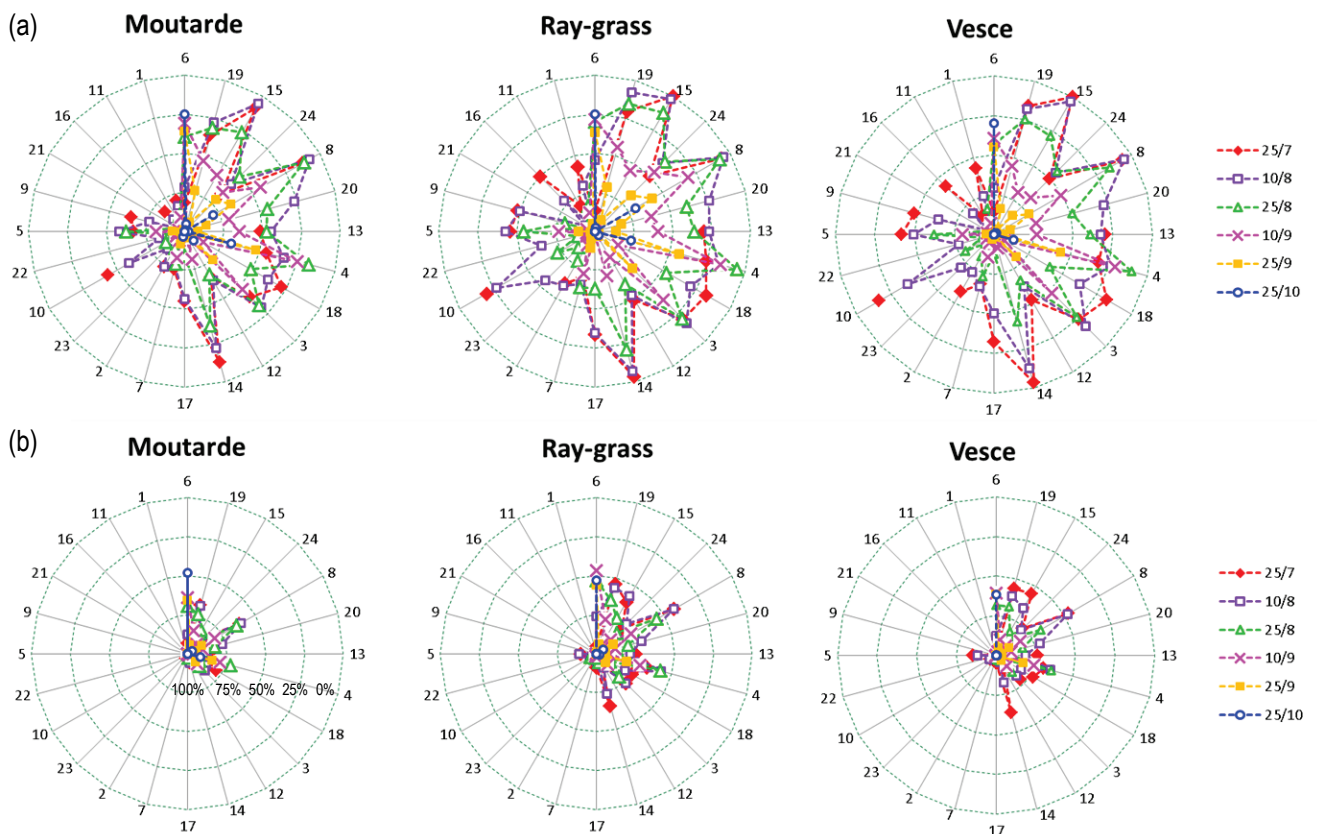


Figure 10-24. Fréquence sur 20 ans d'avoir une CI qui induit une diminution du drainage de moins de 10% (a) et de moins de 25% (b) par rapport au sol nu, en la détruisant au plus tôt le 10/12, par site (1 à 24, en rayons) et date de levée (25/7 au 25/10) pour la moutarde, le ray-grass et la vesce.
(centre du cercle = 100% et chaque cercle = 25% de fréquence en moins jusqu'à 0% pour le cercle extérieur).

La fréquence d'une réduction supérieure à 25% de drainage par rapport au sol nu est élevée, notamment pour les sites les moins pluvieux. Cela pourrait s'avérer être un problème pour la recharge des eaux souterraines dans des régions où les surfaces agricoles sont importantes et les CI généralisées. Ce résultat indique également la nécessité de réaliser des études hydrogéologiques spécifiques pour analyser l'impact de la réduction du drainage par les CI à l'échelle du bassin versant ou de la nappe alluviale. En conséquence, il est pertinent d'effectuer un compromis de "double efficacité", entre le niveau de réduction de la concentration nitrique visé et le niveau de consommation d'eau des CI acceptable : dans ce contexte, la gestion des CI pourra être optimisée en termes d'espèce, de dates de semis et de destruction, en fonction de la sensibilité du milieu à la lixiviation et de l'état initial d'azote minéral du sol à la récolte du précédent culturel.

10.5.6. Comparaison globale du niveau de la réserve hydrique en sortie d'hiver et au semis de la culture de printemps suivante

La variation du stock d'eau du sol est quasi nulle entre les situations en sol nu et en cultures intermédiaires à la date du 25 avril en situation d'interculture longue. Toutefois, plus la date de destruction de la culture intermédiaire est tardive, plus il est possible d'avoir quelques situations où le stock d'eau du sol est plus faible après culture intermédiaire (Figure 10-25).

Bien que la différence moyenne soit seulement de 2,3 mm de moins (ordonnée à l'origine) après culture intermédiaire, le stock d'eau du sol peut être réduit de plusieurs dizaines de mm dans certaines situations (Figure 10-26), notamment pour le site climatique 6 (climat méditerranéen) et lorsque la date de destruction est tardive (février et mars en particulier).

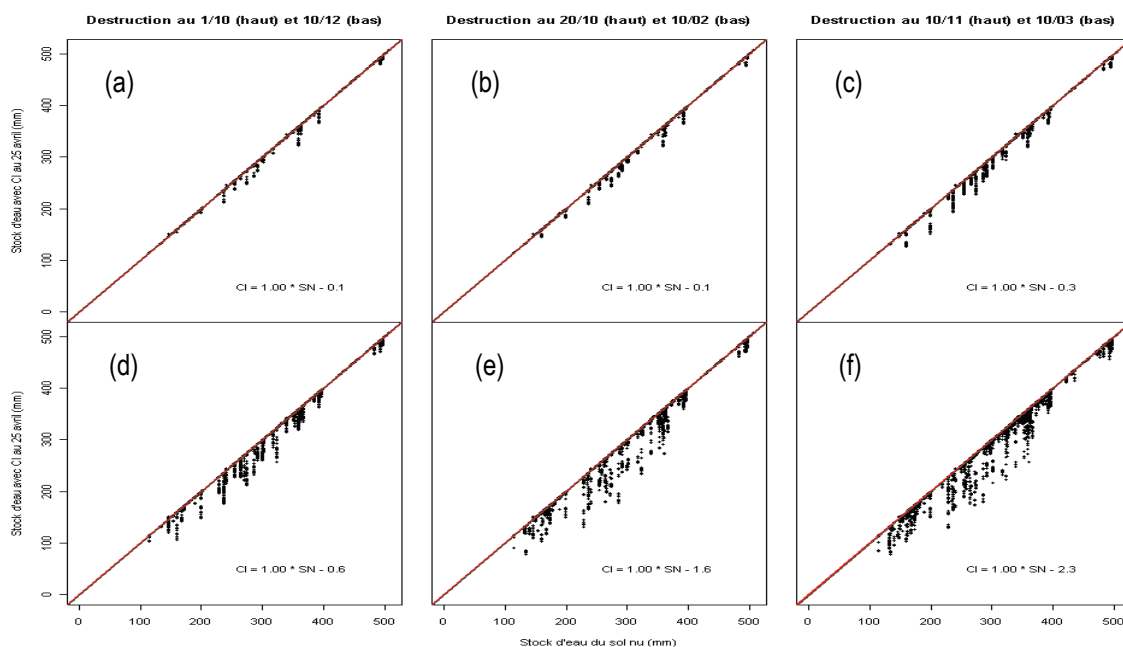


Figure 10-25. Comparaison du stock d'eau dans le sol au 25/04 entre sol nu et culture intermédiaire pour 6 dates de destruction correspondant au (a) 01/10, (b) 20/10, (c) 10/11, (d) 10/12, (e) 10/02 et (f) 10/03. (bissectrice en rouge et droite de régression en bleu, confondue ici avec la bissectrice).

Pour la très grande majorité des cas (> 95%, expliquant une pente de 1 dans la régression linéaire), le stock d'eau du sol est identique au moment du semis du maïs entre la culture intermédiaire et le sol nu (Figure 10-25). La médiane de cette différence de stock d'eau est généralement nulle, aussi bien en date de destruction du 10 février que du 25 avril. Toutefois, on observe d'autant plus de situations où le stock d'eau du sol est plus faible avec culture intermédiaire que le site est peu pluvieux et que la date considérée est précoce, par exemple le 10 février. Cela indique qu'en climat hivernal peu pluvieux, si la date de destruction est tardive, il existe un risque que la réserve en eau du sol ne se soit pas autant reconstituée après culture intermédiaire qu'en sol nu.

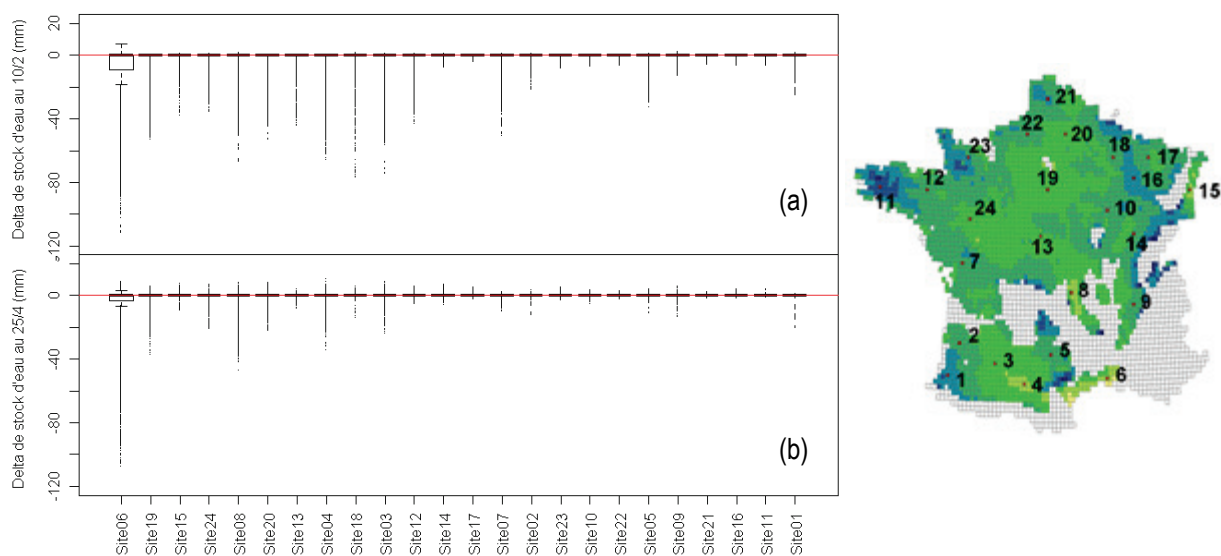


Figure 10-26. Différentiel (ou delta) de stock d'eau dans le sol au 10/02 (a, haut) et au 25/04 (b, bas) en fonction du site climatique.

Ces cas extrêmes sont plus importants sur les sites du Sud, avec des stocks d'eau du sol au 25 avril parfois beaucoup plus faibles (et avec un nombre significatif de cas jusqu'à -20 mm sur le site 6). La pluviométrie de mars et avril permet toutefois de combler une grande partie de ce déficit de stock d'eau dans le sol, puisque le

nombre de cas où le différentiel de stock d'eau est négatif après culture intermédiaire est nettement plus faible, et en particulier pour le site 6. Ce résultat indique que pour éviter d'avoir un effet de la culture intermédiaire sur le stock d'eau du sol, il faut la détruire avant l'hiver dans le cas de climats peu pluvieux au printemps.

Ces résultats sur les stocks d'eau dans le sol au 25 avril sont en accord avec la forte corrélation observée entre le différentiel d'ETR et le différentiel de drainage (section 10.5.1), indiquant que ce sont, à l'échelle de la période d'interculture, essentiellement les flux d'eau qui sont modifiés, alors que le stock d'eau du sol en sortie d'hiver n'est que peu ou pas réduit.

10.6. Efficacité des modes de gestion de l'interculture pour réduire la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage

Les simulations de lixiviation d'azote et de concentration nitrique des eaux de drainage, en dessous du profil de sol, ont été analysées à la date du 25 avril, pour l'ensemble des sites climatiques. Cette date peut être assimilée à la fin de la période de drainage pour une grande majorité des sites, bien qu'il soit possible d'avoir quelques épisodes drainants sous culture de printemps ou d'été en cas de forte pluviométrie au printemps, dans certains sites très pluvieux. Nous avons vérifié qu'à cette date du 25/04 les différences de lixiviation d'azote entre la situation avec culture intermédiaire et la situation de référence avec sol nu en interculture et la concentration nitrique moyenne des eaux de drainage ne sont que peu ou pas modifiées par rapport à une évaluation faite strictement au bout d'un an de simulation. Cette date permet également d'analyser le stock d'azote minéral du sol au semis de la culture de printemps suivante (maïs). Les stocks d'azote minéral du sol simulés après cette culture suivante ont été quantifiés à la date du 10 novembre afin d'évaluer si la minéralisation de l'azote des résidus de la CI peut augmenter les risques de lixiviation au cours de l'hiver suivant. Dans la suite du texte, les concentrations nitriques sont systématiquement exprimées en mg de NO_3^- par litre.

10.6.1. Efficacité des couverts de cultures intermédiaires et des repousses pour réduire la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage

10.6.1.1. Efficacité pour réduire la lixiviation d'azote

10.6.1.1.1. Efficacité globale des 3 espèces de CI par rapport au sol nu

La lixiviation d'azote sous culture intermédiaire est en moyenne réduite de 23% (avec la vesce) à 51% (avec la moutarde) par rapport au sol nu, lorsque toutes les situations sont considérées (Figure 10-27.a,b,c).

La variabilité des réponses est cependant très large, avec des cas où l'effet des CI est faible ou nul (points sur ou proches de la bissectrice) et des cas où la lixiviation sous CI est proche ou égale à 0, alors que la lixiviation en sol nu peut atteindre plus de 100 kgN/ha (points sur ou proches de l'axe des abscisses).

Il est également intéressant de constater que, pour des quantités d'azote lixivié très élevées en sol nu, la réduction par l'implantation d'une CI est limitée, comme si on atteignait une efficacité maximale des CI, qui semble tout de même être de l'ordre de 120-150 kgN/ha de réduction pour la moutarde et le ray-grass.

Certaines dates de levée ayant induit une faible production de biomasse, la réduction de la lixiviation simulée est faible, voire très faible à nulle, dans ces situations (date tardive de levée ou très précoce en climat peu pluvieux et "sec" en été). Lorsque les cultures intermédiaires se sont correctement développées et que l'absorption d'azote a été supérieure à 30 kgN/ha (dates de levée intermédiaires), la réduction de la lixiviation est systématiquement significative par rapport au sol nu, comme cela est illustré pour les cultures intermédiaires avec une levée au 10 août et une destruction au 10 décembre (Figure 10-27.d,e,f). Pour ces situations, la réduction de la lixiviation est bien plus importante. Pour la moutarde et le ray-grass, les réductions sont en moyenne de 73 et 70% respectivement, et les cas où l'effet est nul sont extrêmement rares. Par contre, l'efficacité de réduction est bien plus faible pour la vesce (34%). L'effet sur la réduction de la lixiviation est donc logiquement plus élevé quand les cultures intermédiaires se sont bien développées, en particulier s'il ne s'agit pas de légumineuses.

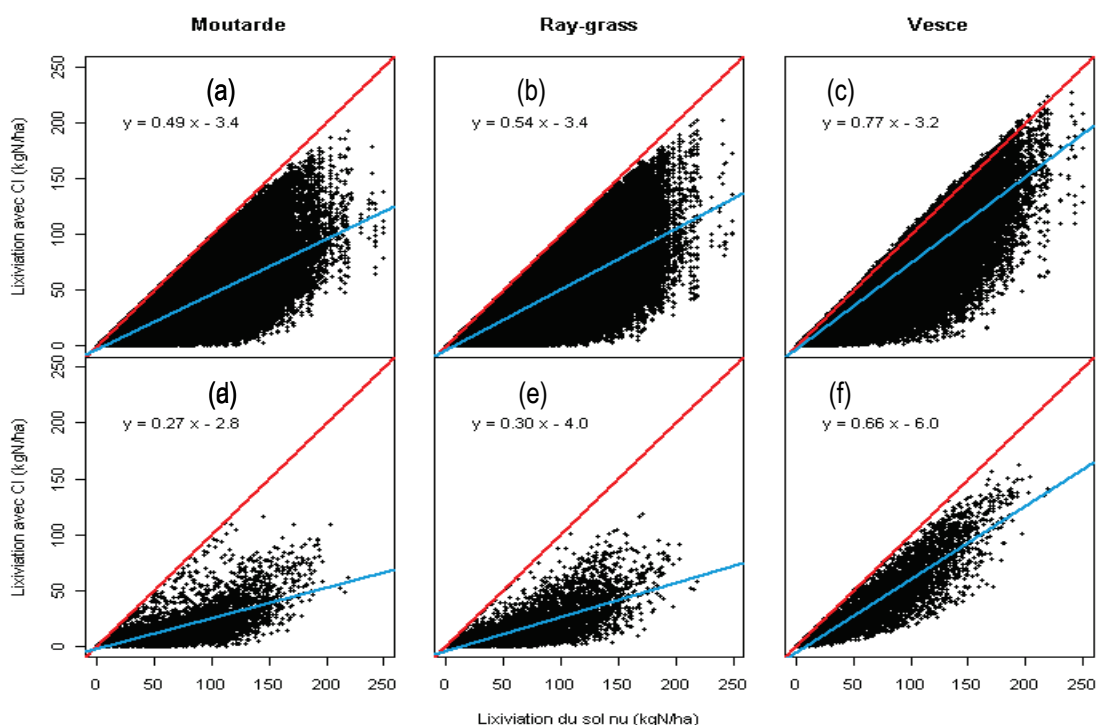


Figure 10-27. Relation entre drainage avec et sans culture intermédiaire pour les 3 espèces avec toutes leurs dates de levée – destruction pour toutes les successions (a, b, c), et après blé, avec une levée des CI au 10 août et une destruction au 10 décembre (d, e, f). La droite rouge représente la bissectrice et la bleue, la droite de régression.

10.6.1.1.2. Hiérarchie des facteurs expliquant la variabilité de la lixiviation et sa réduction en interculture

L'analyse de variance réalisée permet de mettre en évidence la hiérarchie des facteurs et leur niveau d'explication de la variabilité de la lixiviation d'azote en sol nu et avec CI et de sa réduction par rapport à la situation de référence en sol nu pendant l'interculture (Figure 10-28).

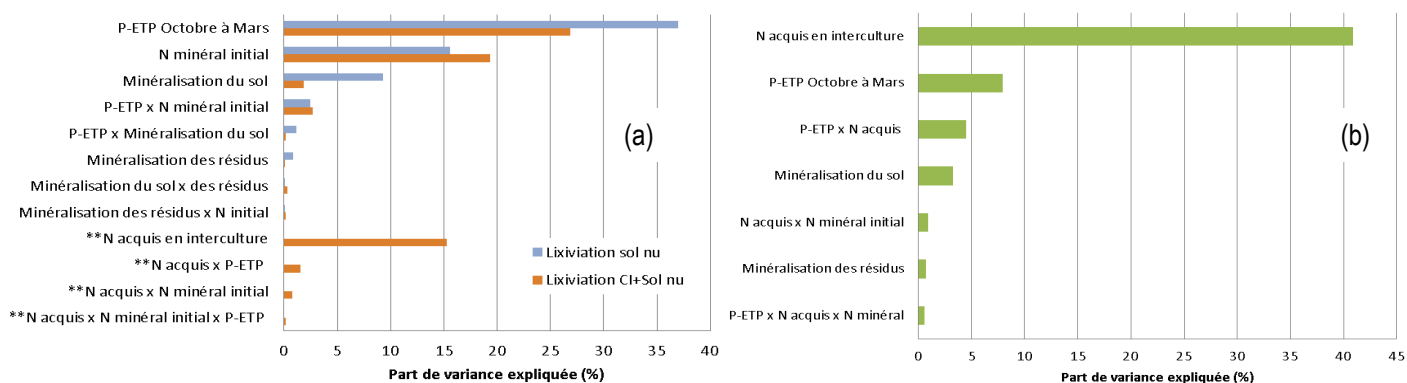


Figure 10-28. Part de variance expliquée par différents facteurs pour les variables : (a) lixiviation d'azote nitrique et (b) différence de lixiviation induite par rapport à la situation de référence en sol nu.

** : variable absente dans l'analyse de la lixiviation en sol nu (sans occurrence)

Pour la lixiviation d'azote en sol nu, le facteur prédominant est lié au climat : c'est la somme de (P-ETP) sur la période d'octobre à mars qui, comme nous l'avons vu précédemment, est un facteur déterminant du drainage, dont dépend la lixiviation. Le facteur suivant qui conditionne la lixiviation d'azote est lié au système de culture : il s'agit de la quantité d'azote minéral laissée à la récolte de la culture précédente, qui dépend notamment de la gestion de la fertilisation azotée. Enfin, le troisième facteur qui détermine la lixiviation en sol nu est la minéralisation hivernale de l'azote du sol.

Dans le cas de gestion de l'interculture avec des CI ou des repousses, les déterminants de la lixiviation restent la différence entre les termes P et ETP et l'azote minéral initial dans le sol, mais le troisième facteur qui entre en jeu est la quantité d'azote acquis en interculture ; il s'agit donc de savoir si des repousses ou des CI se sont développées pendant l'interculture et dans quelles mesures. Enfin, on constate que la minéralisation de l'azote du sol n'est pas un facteur déterminant pour la lixiviation quand des couverts végétaux sont utilisés en interculture, illustrant la capacité de ces couverts intermédiaires à piéger l'azote minéral issu de la minéralisation automnale.

Dans le cas de la réduction de lixiviation, ou différence de lixiviation avec et sans CI ou repousses pendant l'interculture, le facteur le plus influent est l'azote acquis en interculture, *via* les repousses ou cultures intermédiaires. Ainsi, plus la quantité d'azote piégée est grande, plus la réduction de lixiviation est élevée. On retrouve ensuite un facteur climatique (P-ETP) et la combinaison de celui-ci avec le premier. La capacité des couverts intermédiaires à piéger l'azote du sol réduit l'influence de la quantité d'azote minéral initiale sur la lixiviation, l'accumulation d'azote dans la CI étant fortement liée à la disponibilité en azote du sol.

10.6.1.1.3. Efficacité des CI et des repousses en fonction de l'état initial de l'azote minéral du sol pour les 3 successions

L'analyse de la différence de lixiviation entre culture intermédiaire et sol nu, calculée par situation identique simulée pour les deux traitements, a été réalisée en séparant les 3 types d'interculture et les 3 états initiaux d'azote minéral *du sol* pour éviter des confusions d'effets. Les résultats marquants sont les suivants (Figure 10-29) :

- L'implantation d'une culture intermédiaire ou les repousses réduisent la lixiviation dans la très grande majorité des cas, aussi bien en situation d'interculture courte (type colza-blé) qu'en interculture longue (blé-mais), d'environ 50 kgN/ha en moyenne, mais avec une forte variabilité (0 à 150 kgN/ha) ;
- *A contrario*, la réduction de la lixiviation est faible mais non négligeable (surtout pour la moutarde) après maïs fourrage (-18 kgN/ha), et quasi-nulle après maïs grain (-3 kgN/ha), du fait du faible développement des CI pour ces dates de levée tardives ;
- La réduction de la lixiviation dépend de l'espèce utilisée et de son taux de couverture du sol, avec des réductions les plus importantes, et du même ordre, pour la moutarde, le ray-grass et les repousses à 100% de couverture du sol, alors que la vesce et les repousses à 50% de couverture sont bien moins efficaces. De plus, la vesce entraîne parfois des effets négatifs (augmentation de la lixiviation) dans le cas de l'interculture colza-blé, probablement liés à une destruction trop précoce et une minéralisation de l'azote de la vesce, en partie issu de la fixation symbiotique ;
- La réduction de la lixiviation dépend aussi fortement de la quantité d'azote minéral initial, avec une réduction d'autant plus forte que l'azote du sol est disponible en quantité, excepté pour la vesce pour laquelle cet effet est faible. Ces résultats sont cohérents avec la réponse en terme d'acquisition d'azote par ces cultures de couverture. La hausse de la réduction médiane avec l'état initial s'accompagne d'une plus grande variabilité de réponse.

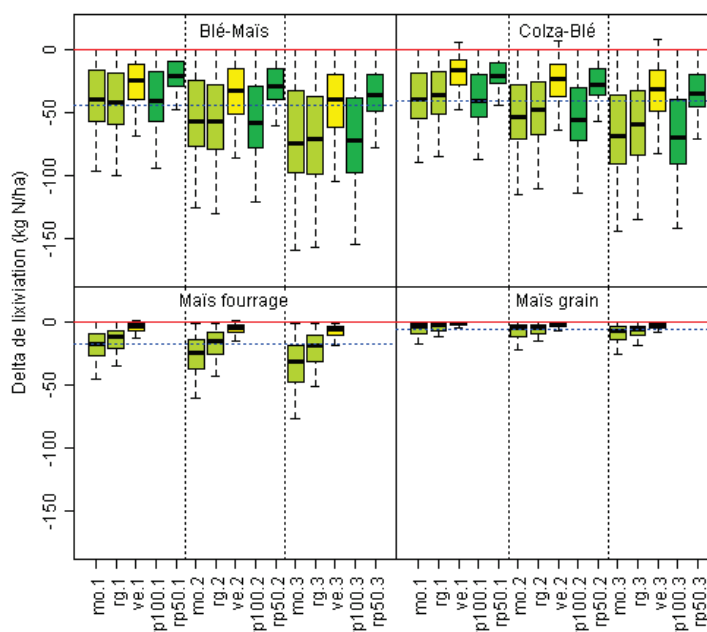


Figure 10-29. Différentiel (ou delta) de lixiviation d'azote nitrique entre culture intermédiaire et sol nu (delta) en fonction des différents modes de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) et de l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et de la succession de culture. (trait bleu = moyenne par succession).

10.6.1.1.4. Efficacité des cultures intermédiaires selon leurs dates de levée et de destruction

L'analyse du différentiel de lixiviation d'azote nitrique entre culture intermédiaire et sol nu a été réalisée par dates de levée et de destruction afin de tester l'hypothèse d'un effet de la durée de croissance de la culture intermédiaire sur la réduction de la lixiviation d'azote. Les résultats ont d'abord été analysés en prenant en compte l'ensemble des situations pédoclimatiques et les 3 états initiaux d'azote minéral dans le cas de l'interculture longue (blé-maïs) où la gamme de dates de levée et de destruction testées a été la plus large (Figure 10-30).

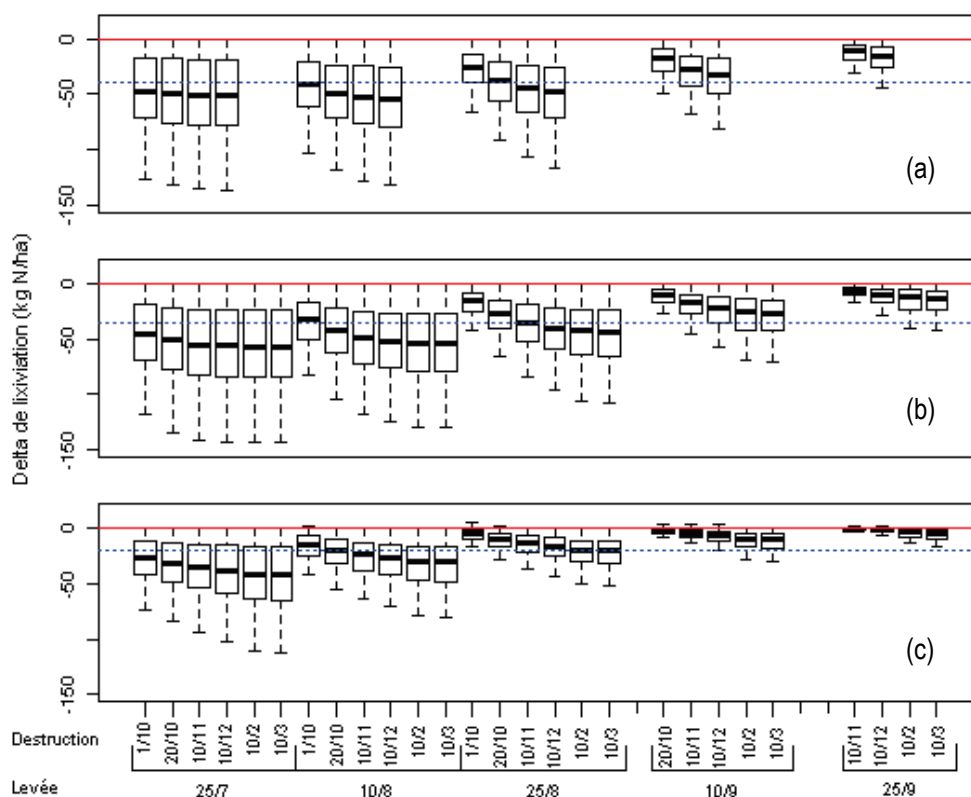


Figure 10-30. Différentiel (ou delta) de lixiviation d'azote nitrique entre culture intermédiaire et sol nu en fonction des dates de levée et de destruction des cultures intermédiaires : pour (a) la moutarde, (b) le ray-grass et (c) la vesce. (trait bleu = moyenne toutes dates confondues)

L'analyse, tous sites confondus, indique les résultats marquants suivants :

- Plus la levée d'une culture intermédiaire est précoce, plus la réduction de la lixiviation est importante, avec une efficacité de réduction à peu près équivalente pour les 2 premières dates de levée, dans le cas de la moutarde et du ray-grass. L'effet est relativement fort, puisqu'en médiane, la réduction est d'un peu plus de 50 kgN/ha pour ces deux dates précoces de levée (25/07 et 10/8). La variabilité associée à cet effet est très importante, probablement du fait, d'une part de la grande variabilité interannuelle et inter-sites du drainage, et d'autre part de l'effet des 3 états initiaux contrastés en terme d'azote minéral dans le sol. La date de levée la plus tardive présente une réduction beaucoup plus faible, en particulier dans le cas de la vesce, plus sensible au froid ;
- L'effet de la date de destruction, bien que moins fort que celui de la date de levée, est aussi significatif. C'est pour les deux dates de levée intermédiaires (25/08 et 10/09) que l'effet de la date de destruction est le plus important, car l'installation de la culture intermédiaire est moins rapide et les quantités d'azote prélevées sont plus faibles.

La grande variabilité de réponse aux dates de levée et de destruction suggèrent, comme pour l'acquisition d'azote par les CI, des effets "site" importants, avec potentiellement des réponses différentes et des dates optimales d'efficacité variées. Il est donc utile d'examiner ces mêmes graphiques par site.

10.6.1.1.5. Efficacité du ray-grass selon les dates de levée et de destruction pour 6 sites ayant des réponses contrastées

L'étude de l'impact des dates de levée et de destruction site par site montre des réponses contrastées, comme illustré dans le cas du ray-grass. Ces effets s'expliquent majoritairement par les caractéristiques climatiques de ces sites. L'étude de 6 sites contrastés permet de mieux voir ces réponses spécifiques (Figure 10-31).

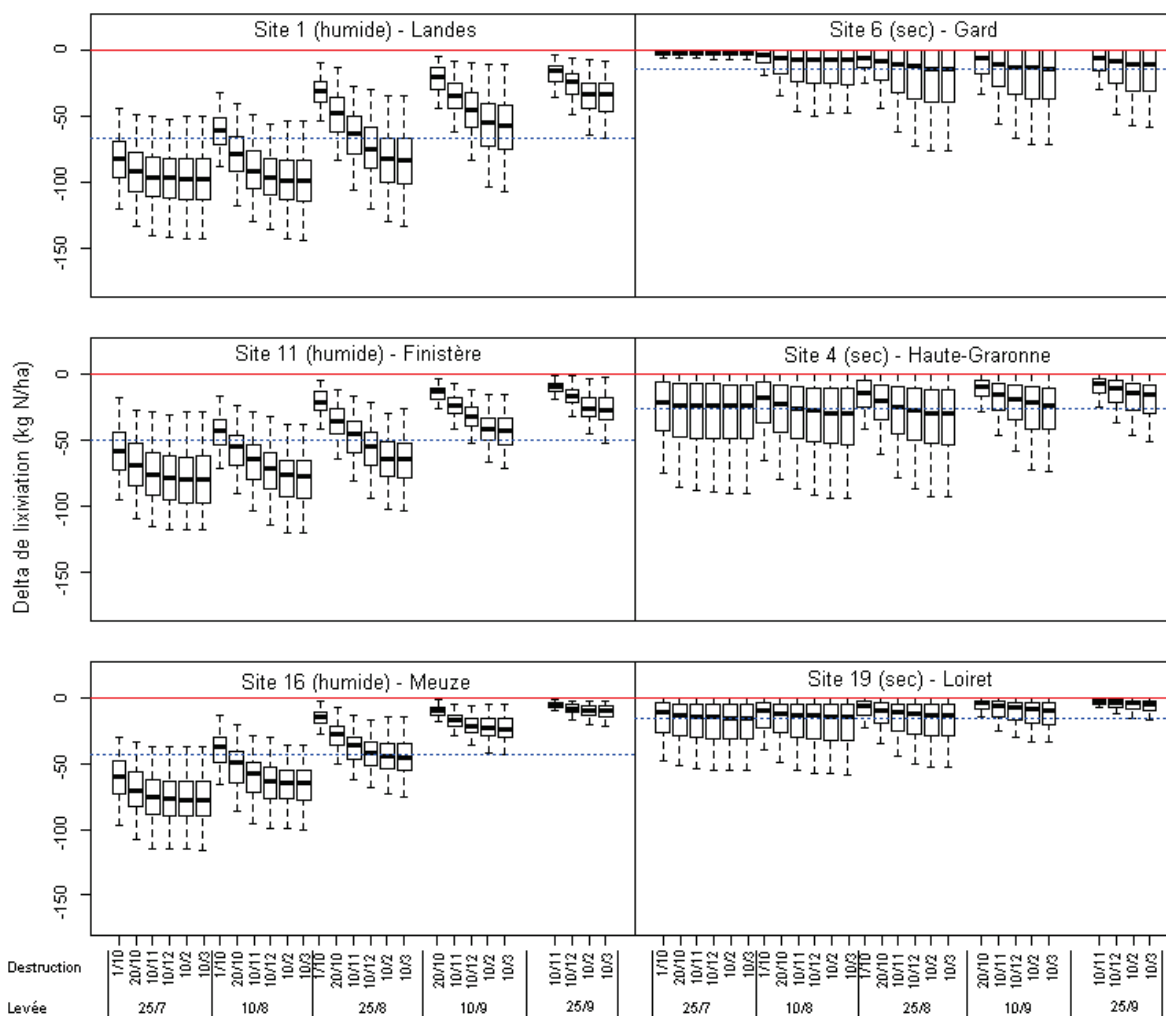


Figure 10-31. Différentiel (ou delta) de lixiviation d'azote nitrique entre culture intermédiaire et sol nu en fonction des dates de levée et de destruction du ray-grass dans le cas de 6 sites contrastés.

(trait bleu = moyenne toutes dates confondues)

Ainsi, l'analyse montre principalement plusieurs points importants :

- Plus le site est pluvieux (1, 11, 16), plus l'effet de la date de levée est marqué et plus le semis précoce est efficace pour réduire la quantité d'azote lixivié. L'effet de la date de destruction est également plus prononcé pour les sites humides, probablement en lien, comme pour les dates de semis, avec les fortes quantités d'eau drainées et donc d'azote lixivié initialement en sol nu. L'effet est d'autant plus fort que le site est chaud (1) car la CI se développe mieux et piège plus d'azote, comme indiqué dans la section 10.2.5.2 ;
- Dans le cas de sites très secs (6, 4, 19), un semis plus tardif, fin août ou début septembre, semble préférable, avec une date d'autant plus tardive que le site est chaud (6). Cependant, pour ces sites secs, l'effet de la date de semis est moins important que pour les sites humides, excepté pour le site 6 où les CI subissent de forts stress hydriques en été et ne poussent pas en cas de semis précoce ;

- Pour les sites situés au Nord de la France, avec des températures froides (19,16), le semis tardif est très peu efficace car la CI ne se développe pas suffisamment, contrairement à des sites plus chauds (1) où l'effet d'un semis tardif n'est pas négligeable.

Pour les sites humides, l'implantation d'une CI s'avère toujours utile, à condition qu'elle se développe correctement, car il y a toujours du drainage pendant l'automne et l'hiver, tandis que pour les sites plus secs, les CI sont parfois inutiles car il n'y a pas de drainage tous les ans. Cependant, les résultats médians de réduction montrent que même si elles ne sont pas toujours utiles, sur 20 années climatiques, leur effet est positif.

10.6.1.1.6. Efficacité des CI selon la réserve utile en eau du sol pour les 3 successions

L'efficacité des cultures intermédiaires et des repousses pour réduire la lixiviation d'azote dépend en partie des caractéristiques hydriques du sol, en particulier de la réserve utile en eau (RU). Trois catégories de RU ont été déterminées afin d'analyser son effet pour 4 sites climatiquement contrastés (Figure 10-32). Ces sites ont été sélectionnés pour leurs caractéristiques climatiques mais aussi parce qu'ils présentaient des sols appartenant à chacune de 3 classes de RU retenues : inférieure à 100 mm, comprise entre 100 et 175 mm et supérieure à 175 mm.

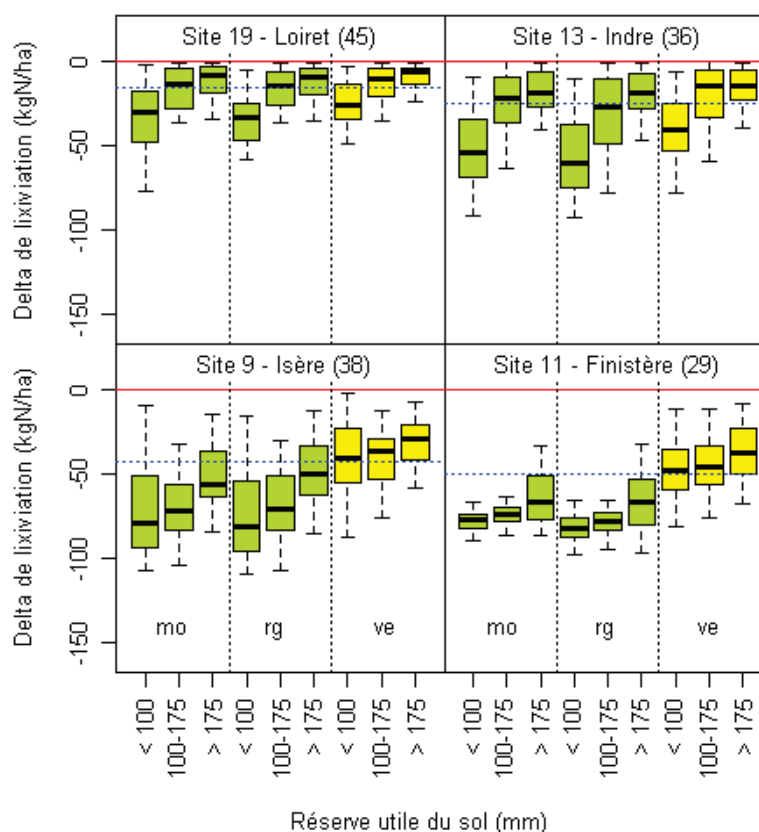


Figure 10-32. Différentiel (ou delta) de lixiviation d'azote nitrique entre culture intermédiaire et sol nu en fonction des différents types de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune) dans la succession blé-mais selon la réserve utile en eau du sol (RU) et le site.
(trait bleu = moyenne du site).

Un premier constat est que, quelles que soient les caractéristiques du site, le différentiel de lixiviation entre culture intermédiaire et sol nu est plus faible quand le sol considéré a une plus grande réserve utile en eau. Dans un second temps, il apparaît que plus le site est sec (site 13 et 19), plus cet effet de la RU du sol est visible, bien qu'il ne soit pas négligeable dans le cas de sites pluvieux (9 et 11). Cet effet de la RU du sol sur la réduction de la lixiviation s'explique par le fait que les niveaux de lixiviation de ces sols ne sont pas les mêmes, pour un même site climatique (Figure 10-33). Ainsi, la lixiviation d'azote est plus intense pour des sols à faibles réserves utiles en eau, tandis qu'elle est plus faible pour des sols profonds avec des réserves utiles conséquentes, malgré le fait que les quantités initiales d'azote soient plus faibles dans le cas des sols peu profonds.

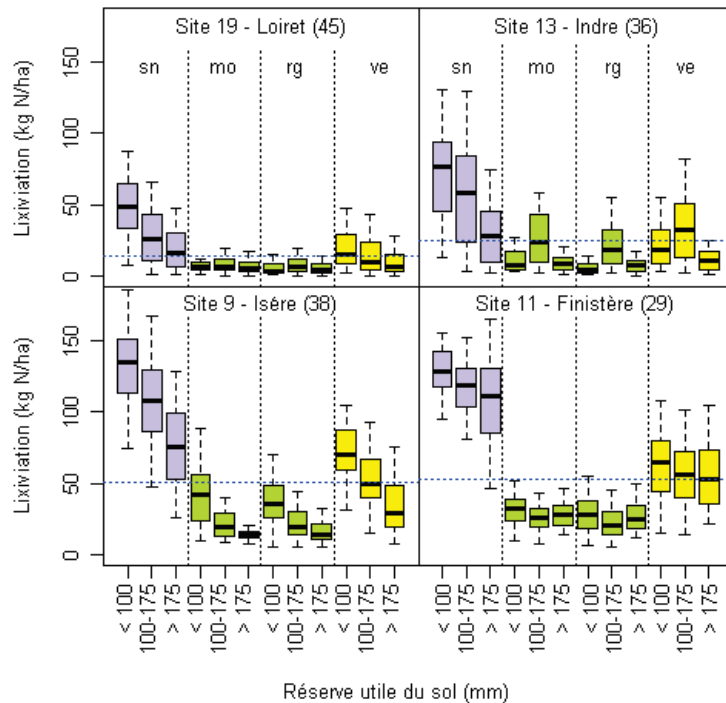


Figure 10-33. Lixiviation d'azote nitrique en sol nu ("sn" en violet) ou avec les différents types de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune) dans la succession blé-maïs, selon la réserve utile en eau du sol (RU) et le site.
(trait bleu = moyenne du site)

L'impact des cultures intermédiaires et des repousses est donc dépendant des caractéristiques de sol, mais elles s'avèrent efficaces dans tous les cas pour réduire la lixiviation d'azote, même si, dans les cas de sols à RU élevée et de climats secs, leur efficacité est limitée, du fait de la faible lixiviation dans la situation de référence, en sol nu pendant l'interculture.

10.6.1.2. Efficacité pour réduire la concentration en nitrate de l'eau de drainage

10.6.1.2.1. Effet du type de couvert en fonction de l'état initial d'azote minéral pour les 3 successions

La concentration nitrique dans les eaux de drainage a été analysée en séparant les 3 types d'interculture et les 3 états initiaux d'azote minéral du sol (Figure 10-34). La figure présente la concentration nitrique (à gauche) pour chaque type de gestion de l'interculture, mais aussi le taux d'abattement de la concentration par rapport à la situation de référence en sol nu (à droite). Les principaux résultats sont les suivants :

- Dans le cas des successions blé-maïs et colza-blé, l'implantation d'une culture intermédiaire ou des repousses réduit significativement la concentration, avec une efficacité forte de la moutarde, du ray-grass et des repousses 100%, avec des taux d'abattement de plus de 50 à 85% en médiane. La vesce et les repousses 50% ont des efficacités plus faibles, avec des taux d'abattement de 30 à 55% et une forte variabilité de réponse pour la vesce ;
- Dans le cas de la succession maïs-maïs, la concentration nitrique est réduite le plus efficacement par la moutarde (-35%), puis par le ray-grass (-25%) et enfin par la vesce qui a un effet très faible (-8%). Cet effet de réduction est non négligeable en maïs fourrage, surtout avec la moutarde, mais est très faible en maïs grain (abattement < 10% en médiane) pour la moutarde et le ray-gras et quasi nul pour la vesce ;
- La concentration nitrique et le taux d'abattement par rapport au sol nu dépendent fortement de la quantité d'azote minéral initial, ceci pour chaque type de gestion. Les taux d'abattement diminuent quand la quantité d'azote initial augmente. C'est d'autant plus vrai que la durée de l'interculture est courte, limitant la durée de croissance de la CI, ce qui indique que la plante n'a pas été en mesure d'exprimer le potentiel de ses capacités d'absorption d'azote pour piéger les ions nitrate sur tout le profil de sol, et notamment en profondeur ;
- Il est possible d'atteindre des concentrations nitriques inférieures à 50 mg/l, dans les deux successions blé-maïs et colza-blé, dans la majorité des cas, à condition que le reliquat d'azote minéral à la récolte ne soit pas trop élevé (60 kgN/ha ou moins, états initiaux 1 et 2). Sinon, les CI ne suffisent pas pour

rattraper des situations avec un profil d'azote minéral excédentaire (état initial 3). Ceci est encore plus vrai pour la monoculture de maïs, où les taux d'abattement avec CI sont faibles. Il est donc d'autant plus important en maïs fourrage, et *a fortiori* en maïs grain, de bien maîtriser la fertilisation azotée et la gestion de l'azote sur la rotation, afin que le reliquat d'azote minéral soit minimal à la récolte.

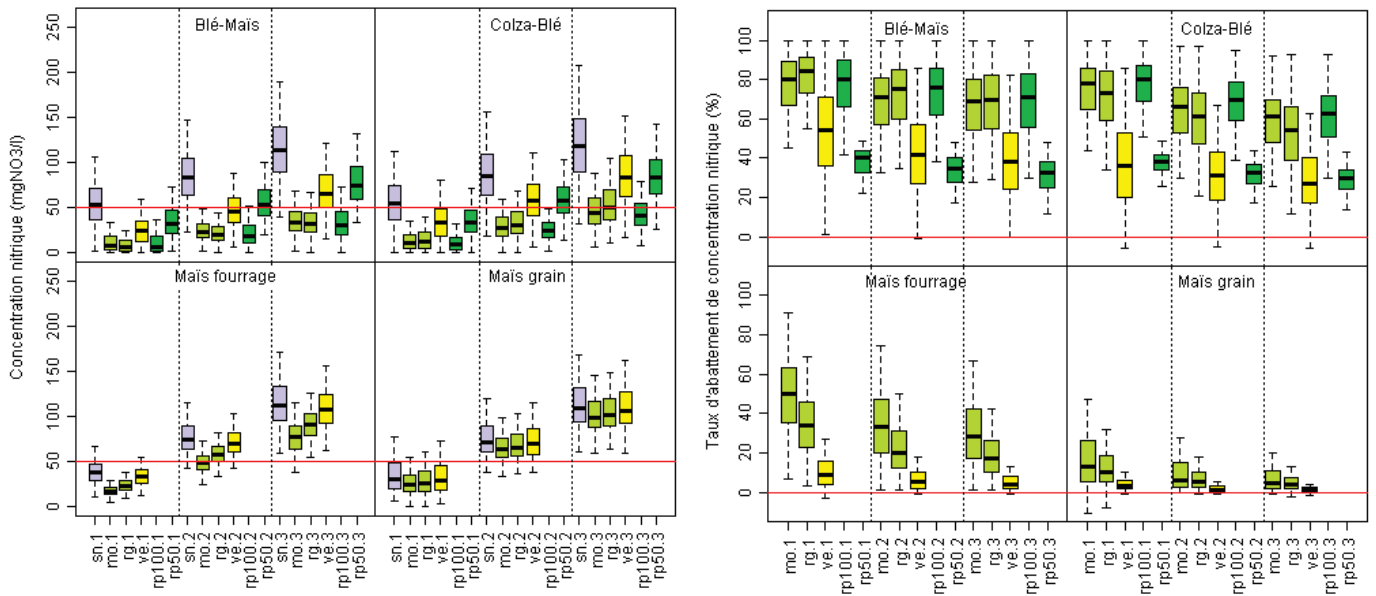


Figure 10-34. Concentration nitrique (à gauche) et taux d'abattement de la concentration (à droite) en fonction des différents modes de couverts (sol nu "sn" en violet, moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) et de l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et de la succession de culture.

10.6.1.2.2. Efficacité des cultures intermédiaires selon leurs dates de levée et de destruction

Les taux d'abattement médians de la concentration en nitrate sont élevés avec la moutarde et le ray-grass italien, indiquant une efficacité forte pour les 3 premières dates de levée, notamment avec des dates tardives de destruction (Figure 10-35).

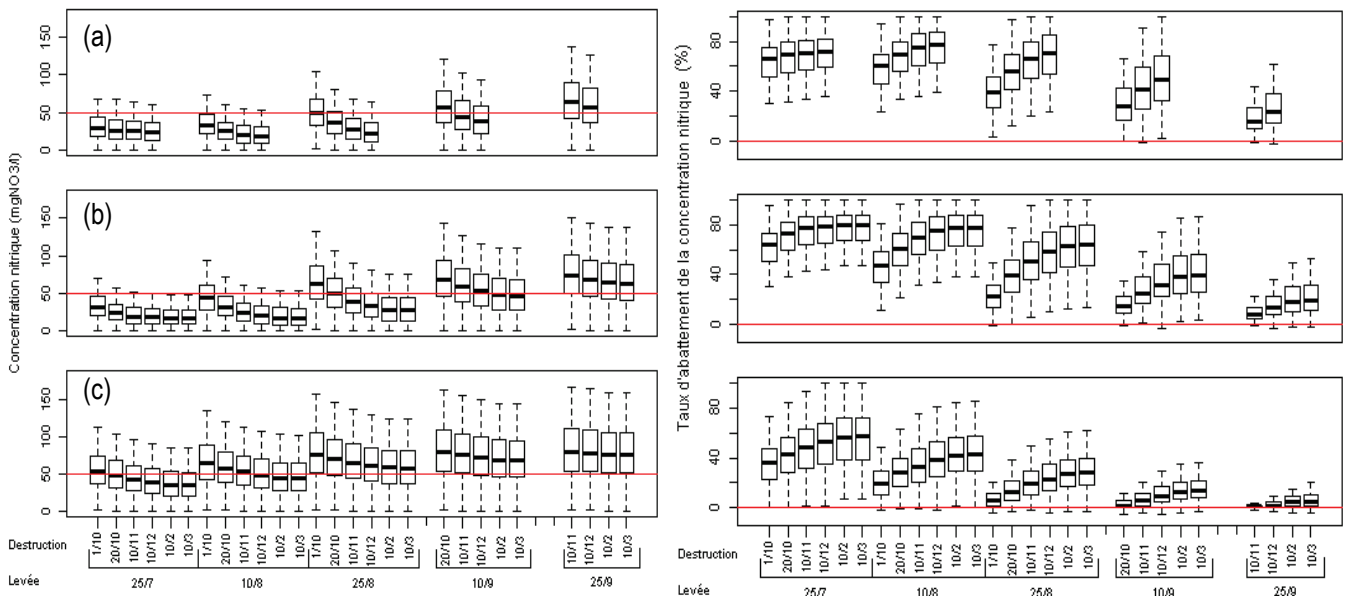


Figure 10-35. Concentration nitrique (à gauche) et taux d'abattement par rapport au sol nu de référence (à droite) en fonction des dates de levée et de destruction des cultures intermédiaires, pour (a) la moutarde, (b) le ray-grass et (c) la vesce.

Bien que le taux d'abattement diminue significativement avec les 2 dates de levée les plus tardives, en médiane ces taux sont non négligeables et indiquent que la moutarde et le RGI sont utiles pour réduire la concentration en nitrate de l'eau de drainage. Bien que non nuls, les taux d'abattement obtenus avec la vesce sont environ 2 à 3 fois plus faibles que pour les CI non légumineuses.

Ces taux d'abattement élevés aboutissent à des concentrations nitriques faibles, inférieures à 50 mg/l dans la grande majorité des cas, pour la moutarde et le ray-grass, aux 3 premières dates de levée. Elles sont égales ou supérieures à cette valeur pour les deux autres dates de levée plus tardives, moins efficaces pour réduire la concentration nitrique.

La concentration nitrique sous vesce est plus élevée, en lien avec des taux d'abattement plus faibles par rapport aux autres espèces de CI testées. Seule la première date de levée et les deux dates de destruction les plus tardives permettent de passer sous les 50 mgNO₃/l dans 50% des cas.

10.6.1.3. Arrière effet à court terme des cultures intermédiaires et des repousses sur le reliquat d'azote minéral au début de la période de drainage suivante

L'analyse du reliquat d'azote minéral du sol au 10 novembre de l'année suivante, qui indique le risque de lixiviation pour l'interculture suivante, permet de détecter d'éventuels problèmes liés aux CI ou aux repousses qui pourraient accroître le risque de lixiviation l'année suivante, en lien avec la minéralisation des résidus de cultures intermédiaires. Ainsi, ce reliquat indique le risque de perdre une partie du bénéfice obtenu par l'implantation de couverts végétaux une année dans le cas où aucune CI ne serait implantée l'année suivante.

La Figure 10-36 présente le différentiel de reliquat au 10 novembre après la culture suivante. Quand il est positif, cela signifie que le reliquat est plus fort après la situation avec CI ou repousses qu'après la situation de référence en sol nu pendant la précédente interculture, accroissant ainsi le risque d'avoir plus de lixiviation pendant l'interculture suivante si celle-ci reste en sol nu. Cette figure indique que le reliquat en entrée d'hiver est en moyenne plus faible pour les successions blé-maïs et maïs-maïs. Pour ces successions, la médiane est proche de zéro pour toutes les espèces sauf la vesce, qui présente un différentiel légèrement positif, ou dans le cas où l'état initial était excédentaire en azote (> 100 kgN/ha).

Dans le cas de la succession colza-blé, le reliquat est en moyenne et en médiane plus élevé, indiquant un risque de lixiviation légèrement accru. La différence de reliquat dépend également du site dans le cas des successions blé-maïs et maïs-maïs avec des reliquats en général plus faibles que quand l'interculture précédente était en sol nu pour les sites secs, et l'inverse pour les sites pluvieux.

Cependant, le risque d'une augmentation de la lixiviation semble faible avec des reliquats en entrée d'hiver supérieurs de quelques kilos d'azote seulement (> 10 kgN/ha en moyenne).

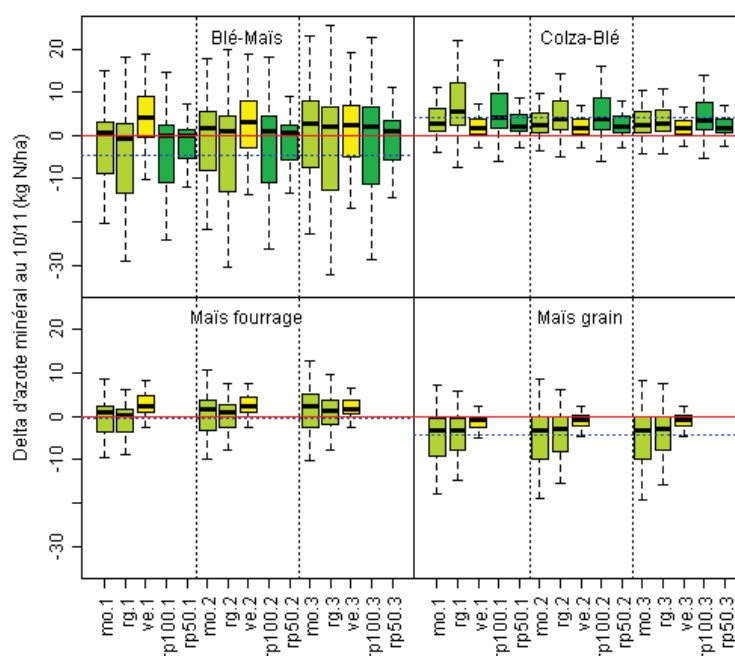


Figure 10-36. Différentiel (ou delta) d'azote minéral entre culture intermédiaire et sol nu dans le sol au 10 novembre après la culture suivante, après les différents modes de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) par état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et succession de culture (trait bleu = moyenne par succession).

10.6.2. Efficacité comparée des 3 espèces de CI et des repousses en fonction du site climatique

10.6.2.1. Cas des intercultures blé-maïs et colza-blé

10.6.2.1.1. Efficacité des couverts en fonction du site climatique pour réduire la lixiviation

L'analyse des valeurs de différentiel de lixiviation avec couverts par rapport au sol nu selon le site climatique montre que plus le site est pluvieux, plus le différentiel de lixiviation est fort, quelle que soit l'espèce en couvert pendant l'interculture, et qu'il s'agisse d'une interculture longue de type blé-maïs ou d'une courte de type colza-blé (Figure 10-37). Cet effet, survenant dans des proportions similaires pour les deux types d'interculture, est dû au fait que le drainage est fortement corrélé à la pluviométrie du site climatique et que la lixiviation d'azote est également conditionnée par le drainage. Ainsi, plus la quantité d'azote lixivié dans la situation en sol nu est forte, plus l'effet d'une CI ou de repousses sera fort pour une même quantité d'azote piégé.

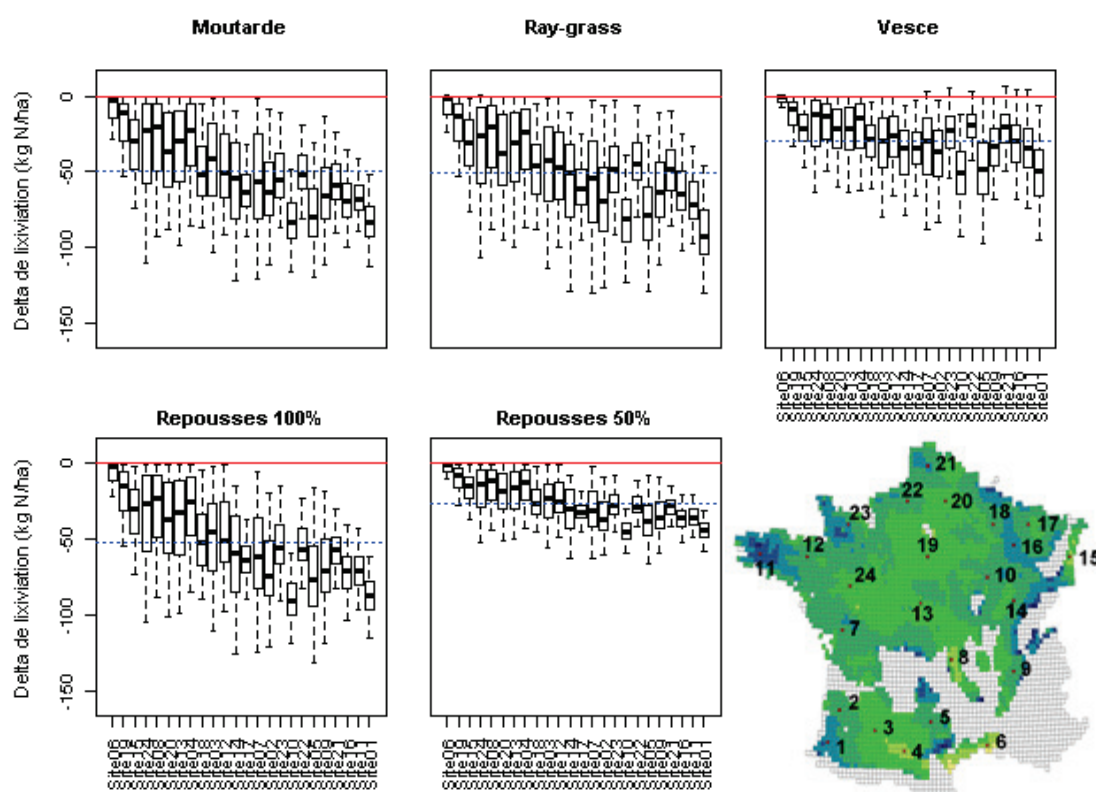


Figure 10-37. Différentiel (ou delta) de lixiviation d'azote nitrique entre culture intermédiaire et sol nu avec les cultures intermédiaires (moutarde, ray-grass, vesce) et les repousses (à 100% de taux de couverture et à 50%) par sites, dans les successions blé-maïs et colza-blé, pour un niveau d'azote minéral initial de 60 kg/ha (trait bleu = moyenne inter-sites).

Même sur le site le plus "sec" (6), pour lequel le différentiel médian de lixiviation est très faible, l'effet est toujours positif voire nul, dans un contexte d'interculture longue (en haut) ou courte (en bas), exception faite de la vesce dans l'interculture colza-blé. En effet, dans le cas où la vesce est détruite précocement, la minéralisation rapide de ses résidus riches en azote couplée à des drainages intenses entraîne une augmentation de la lixiviation par rapport au sol nu, dans des proportions qui restent cependant très faibles (< 5 kgN/ha).

Quel que soit le site considéré, la moutarde, le ray-grass et les repousses à 100% de couverture du sol sont le meilleur moyen de réduire la lixiviation d'azote, comparés au sol nu ou à l'implantation de la vesce ou à des repousses à 50% de taux de couverture. La réduction est d'autant plus importante que le niveau d'azote minéral initial est élevé ; toutefois l'effet est non négligeable pour des reliquats d'azote post-récolte faibles (≈ 20 kgN/ha).

10.6.2.1.2. Efficacité des couverts en fonction du site climatique pour réduire la concentration nitrique

Les taux d'abattement varient fortement entre années (cela se traduit par la largeur de la boîte à moustaches) et en fonction du site climatique, mais la médiane est en général comprise entre 50 et 90% pour la moutarde et le ray-grass (Figure 10-38). Par contre, la médiane du taux d'abattement est inférieure à 50% pour la vesce et à 40% pour les repousses hétérogènes. Le site 6 présente les taux d'abattement les plus faibles, d'un niveau deux à trois fois moindre, bien que significativement positifs, et donc indiquant une efficacité non nulle des CI, y compris dans des situations climatiques très sèches.

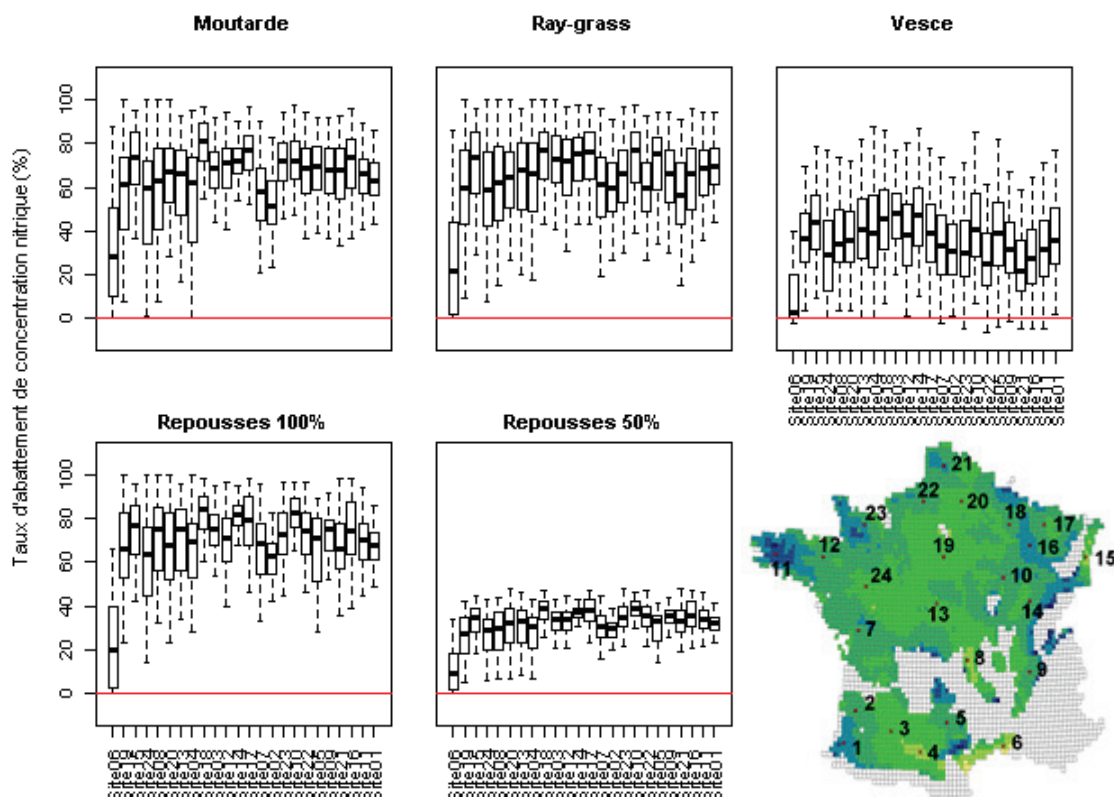


Figure 10-38. Taux d'abattement de la concentration nitrique avec les cultures intermédiaires (moutarde, ray-grass, vesce) et les repousses (à 100% de taux de couverture et à 50%) en fonction des sites dans les successions blé-maïs et colza-blé.

En termes de concentration nitrique dans les eaux de drainage, les trois couverts les plus efficaces aboutissent à des concentrations faibles, inférieures à 50 mg/l dans 75 à près de 100% des cas pour la majorité des sites, alors que les concentrations en sol nu étaient de l'ordre de 80 mg/l en médiane (Figure 10-39). Les concentrations les plus élevées sont obtenues quand les quantités d'azote minéral initial dans le sol sont élevées. Les repousses hétérogènes (50% de taux de couverture) et la vesce sont moins efficaces pour atteindre de faibles concentrations, en accord avec les résultats sur les quantités d'azote lixivié.

Un site en particulier, le site 6, ne présente pas de diminutions aussi fortes de la concentration, car les CI et les repousses se développent très peu à cause de stress hydriques trop forts. Cependant, sur ce site 6, le taux d'abattement de la concentration n'est pas négligeable, car il atteint en médiane entre 20 et 30% pour les couverts les plus efficaces. Les sites 2 et 7 présentent aussi des concentrations nitriques un peu plus fortes que les autres sites car les taux d'abattement sont un peu plus faibles, sous CI non légumineuses, pour les mêmes raisons mais qui se produisent dans des proportions moindres que pour le site 6 (faible absorption d'azote).

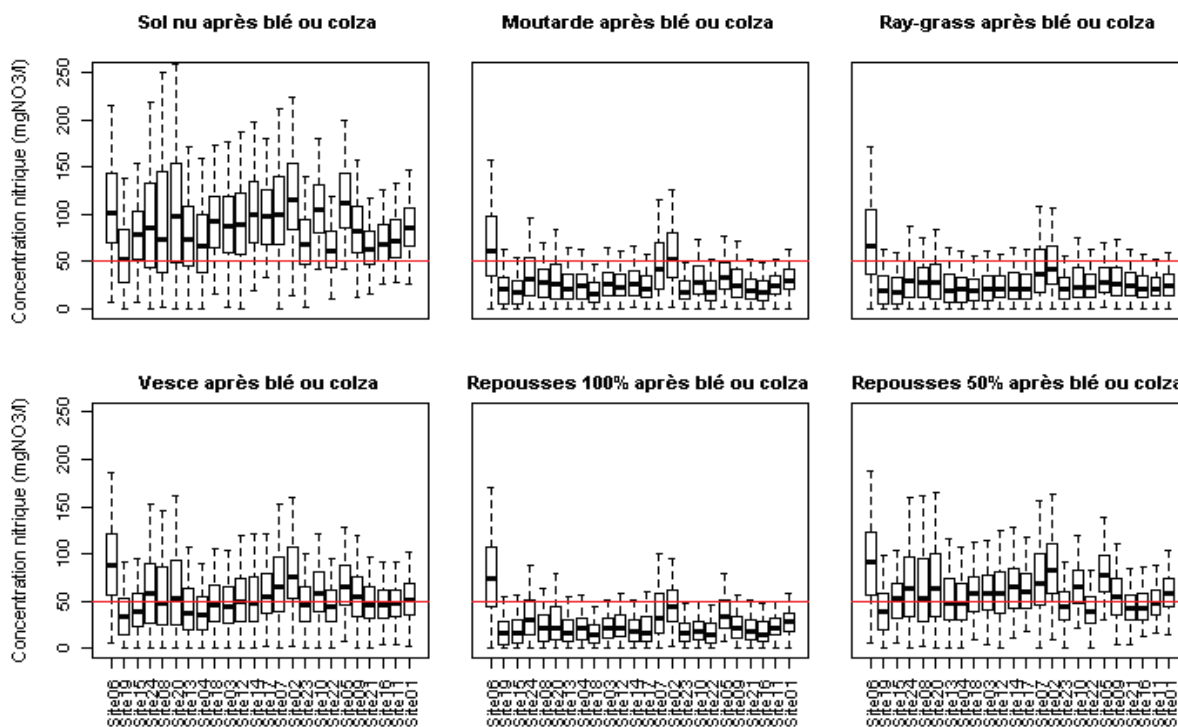


Figure 10-39. Concentration nitrique avec les cultures intermédiaires (moutarde, ray-grass, vesce) et les repousses (à 100% de taux de couverture et à 50%) en fonction des sites.

10.6.2.2. Cas de l'interculture longue récolte tardive (Maïs-Maïs)

10.6.2.2.1. Efficacité des couverts en fonction du site climatique pour réduire la lixiviation

Dans le cas de la monoculture de maïs, les valeurs du différentiel de lixiviation entre culture intermédiaire et sol nu varient selon les sites, avec des réductions de lixiviation d'autant plus importantes que le site est pluvieux et chaud, en corrélation avec les productions des CI. Cet effet climatique est d'autant plus important que la date de semis est tardive, avec un effet encore plus marqué après maïs grain (Figure 10-40). Dans ce cas, si le site est situé plutôt au Nord, la CI ne se développe que peu ou pas du tout et n'a donc pas d'effet (sites 15 ou 19). Dans le cas où le site a des températures suffisamment élevées en octobre pour une croissance des CI, une réduction de la lixiviation est observée, en particulier si la pluviométrie est élevée (site 1).

10.6.2.2.2. Efficacité des couverts en fonction du site climatique pour réduire la concentration nitrique

Les faibles effets sur la lixiviation après maïs se traduisent par un impact réduit sur la concentration nitrique des eaux de drainage. Les taux d'abattement médian atteignent tout de même 30 à 50% après maïs fourrage avec la moutarde, qui est l'espèce la plus efficace, mais seulement 0 à 22% après maïs grain, avec plus de la moitié des sites ayant une médiane quasi-égale à 0 (Figure 10-41).

Ces effets se traduisent par des concentrations nitriques peu différentes après maïs grain et des concentrations légèrement réduites après maïs fourrage avec de la moutarde, de façon non négligeable (Figure 10-42).

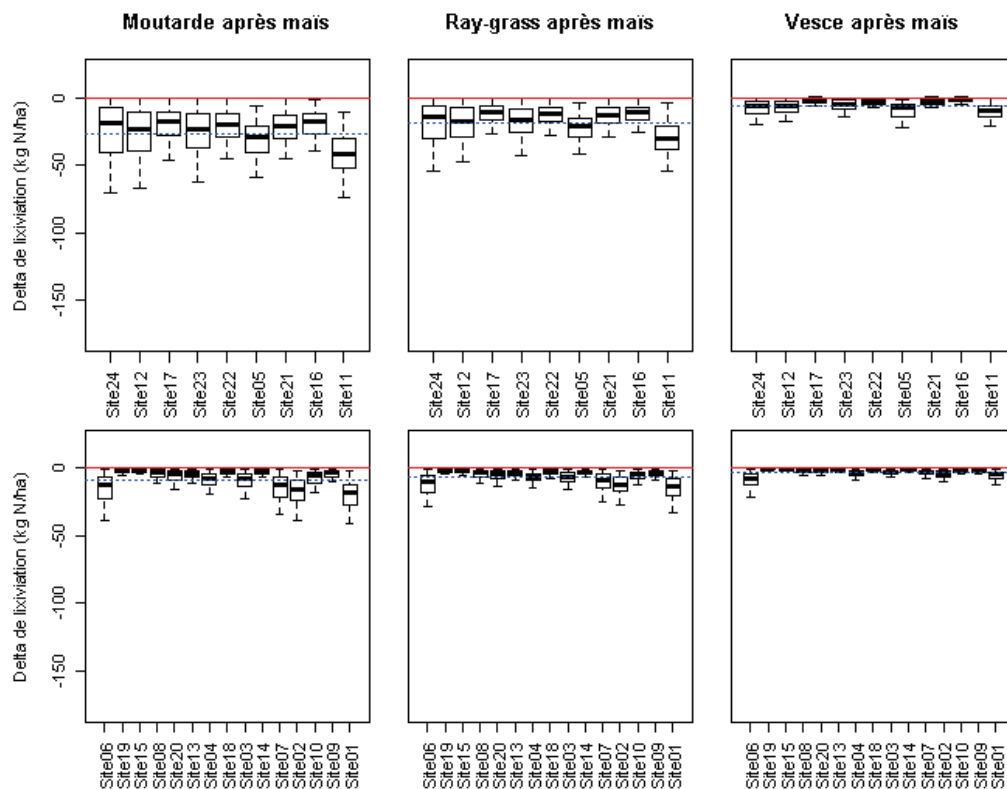


Figure 10-40. Différentiel (ou delta) de lixiviation d'azote nitrique entre culture intermédiaire et sol nu avec les cultures intermédiaires (moutarde, ray-grass, vesce) en fonction des sites, dans la succession maïs-maïs fourrage (en haut) et grain (en bas). (trait bleu = moyenne inter-sites)

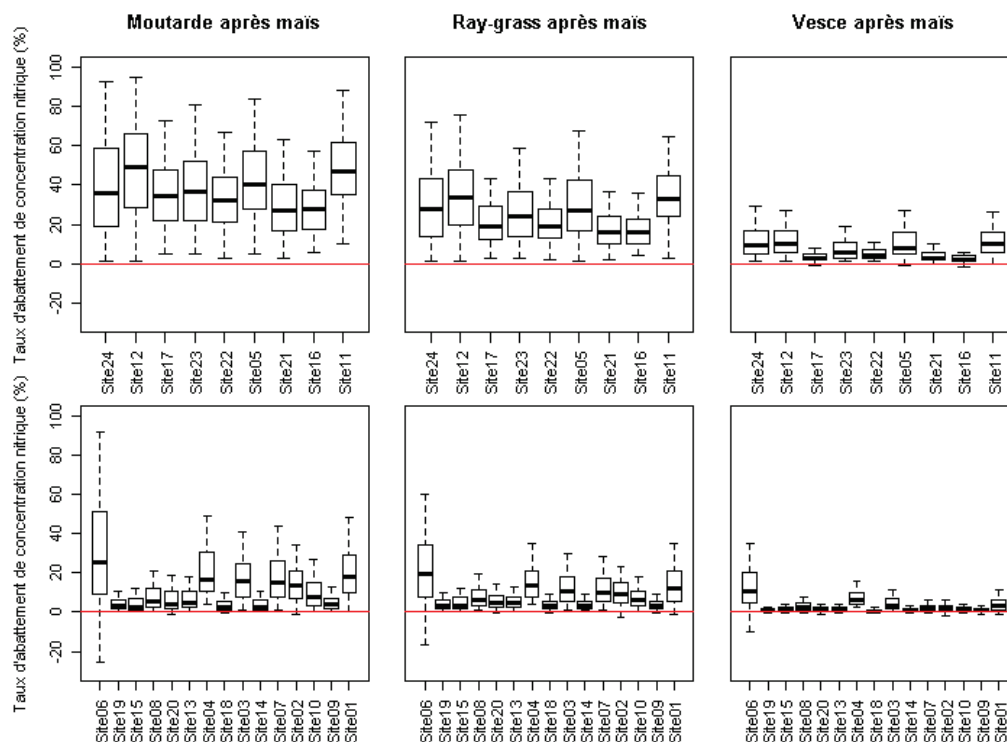


Figure 10-41. Taux d'abattement de la concentration nitrique avec les cultures intermédiaires (moutarde, ray-grass, vesce) en fonction des sites dans la succession maïs-maïs fourrage (en haut) et grain (en bas).

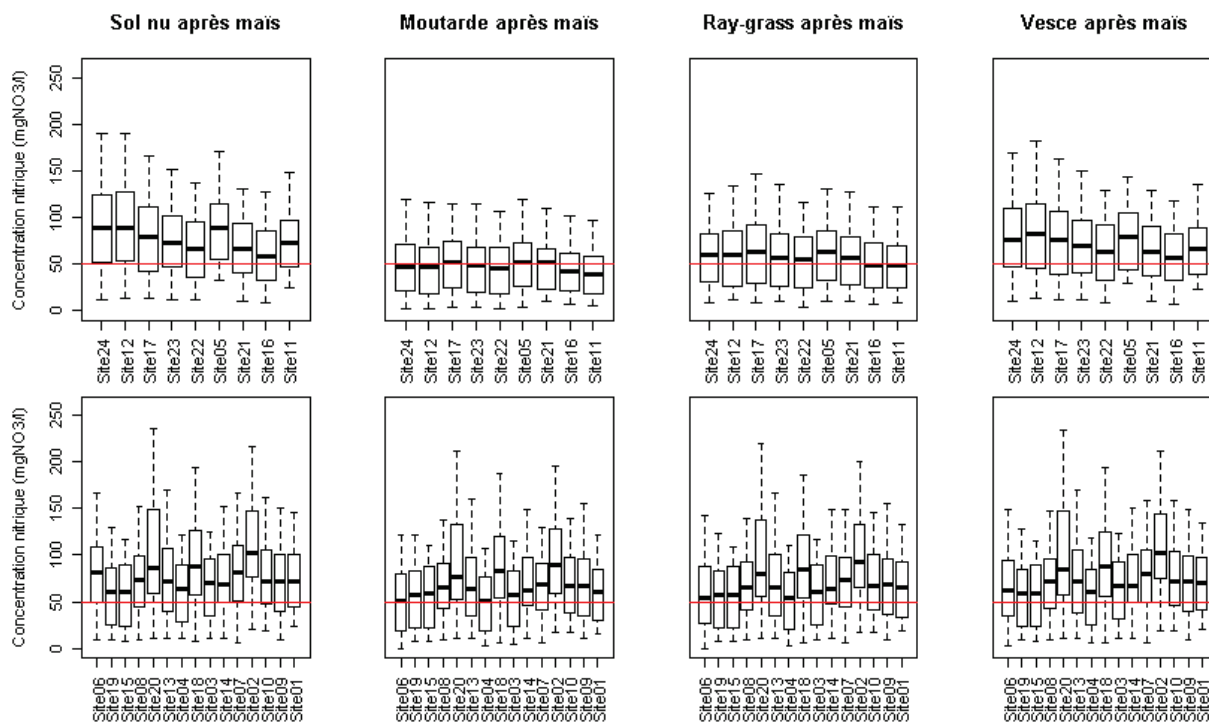


Figure 10-42. Concentration nitrique avec les cultures intermédiaires (moutarde, ray-grass, vesce) et les repousses (à 100% et 50% de taux de couverture) en fonction des sites, dans la succession maïs-maïs fourrage (en haut) et grain (en bas).

10.6.2.3. Probabilité que la CI soit efficace pour réduire la concentration nitrique de l'eau drainée selon le site, l'espèce et sa date de levée

La probabilité est abordée en termes de fréquence d'occurrence, sur 20 ans (simulations indépendantes pouvant être assimilées à des répétitions), d'un évènement. La fréquence analysée dans ce paragraphe est celle d'avoir une CI ayant permis d'atteindre un taux d'abattement de la concentration nitrique de plus de 25% et de plus de 50% par rapport à la situation en sol nu. Les résultats, pour l'ensemble des trois états initiaux en azote minéral simulés, sont présentés par espèce de CI (moutarde, ray-grass, vesce), date de levée (du 25/7 au 25/10) et site climatique (Figure 10-43).

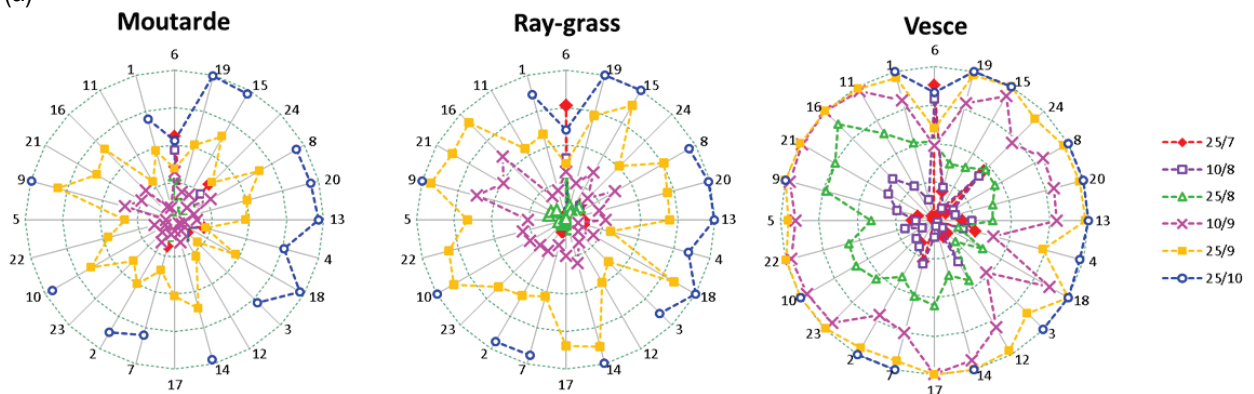
La fréquence d'atteinte d'un taux d'abattement de plus de 25% de la concentration nitrique dépend de l'espèce considérée, des contraintes climatiques et de la date de semis ; il en est de même lorsque l'on analyse les taux d'abattement supérieur à 50%. Il est important de noter qu'une quantité d'azote minéral initial réduite entraîne une diminution non négligeable de cette fréquence, en moyenne de 12% pour l'état 1 par rapport au 2, et de 5% de l'état 2 au 3 (données non présentées).

Les fréquences d'obtention des taux d'abattement de 25% et de 50% de la concentration nitrique sont plus faibles pour la vesce que pour le ray-grass et la moutarde, et ce, quels que soient la date de levée et le site. Ceci est en partie dû au fait que la vesce acquiert son azote de l'atmosphère en quantité non négligeable. En adéquation avec les conclusions sur les fréquences pour l'azote acquis (Figure 10-14), la moutarde présente des fréquences de taux d'abattement élevées ; la fréquence est légèrement plus faible que pour le ray-grass pour des dates précoces mais est très supérieure pour les dates tardives, donnant un avantage à l'utilisation de la moutarde.

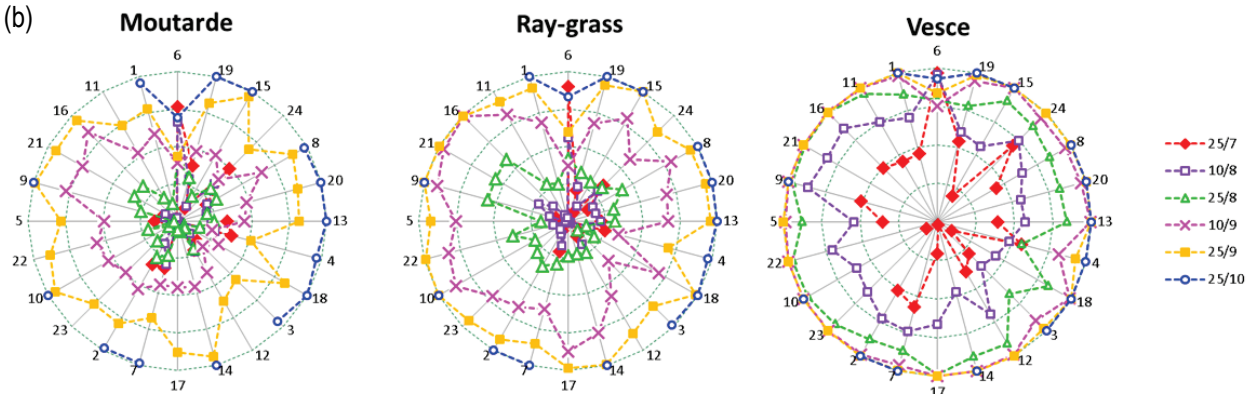
L'effet des dates de levée apparaît aussi très clairement, avec des fréquences d'efficacité plus faibles pour les dates tardives, en particulier pour la vesce et le ray-grass et dans le cas de sites pluvieux. Les plus faibles fréquences simulées pour la date de levée précoce (25/7) sont à relier avec les problèmes de développement des CI sur certains sites soumis à des stress hydriques estivaux (sites 6, 4, 24, 13). Les dates de levée pour lesquelles l'efficacité semble maximale en termes de taux d'abattement de la concentration nitrique sont entre le 10/8 et le 25/8 pour la moutarde, entre le 25/7 et le 25/8 pour le ray-grass et très souvent au 25/7 pour la vesce.

Tout comme dans le cas de l'évaluation des fréquences de faible efficacité pour l'azote absorbé par les CI, il est important de noter que si ces plages de dates de levée présentent généralement des fréquences d'efficacité fortes, dans certains cas, cela n'est pas vrai comme cela a été déjà montré avec l'exemple du site 6, dont la date optimale se situe plutôt autour du 10/9.

(a)



(b)



(c)

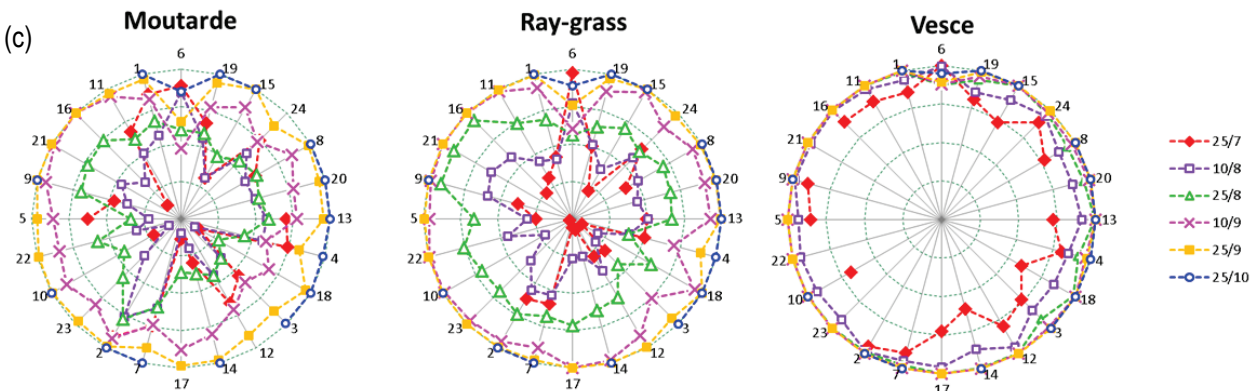


Figure 10-43. Fréquence sur 20 ans à laquelle le taux d'abattement de concentration nitrique des eaux de drainage est supérieur à 25% (a), à 50% (b) et à 75% (c), en détruisant la CI au plus tôt le 10/12, par site (1 à 24 en rayon) et la date de levée (25/7 au 25/10) pour la moutarde, le ray-grass et la vesce (centre du cercle = 100% et chaque cercle = 25% de fréquence en moins, jusqu'à 0% pour le cercle extérieur).

10.6.3. Efficacité de l'enfouissement des résidus du précédent pour réduire la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage

La lixiviation pour les différents modes de gestion des résidus de blé ou de maïs grain est comparée dans une situation où l'interculture est laissée en sol nu et où aucune repousse, ni culture intermédiaire n'est simulée (Figure 10-44). Elle est, comme dans les analyses précédentes, évaluée au 25 avril, en sortie d'hiver.

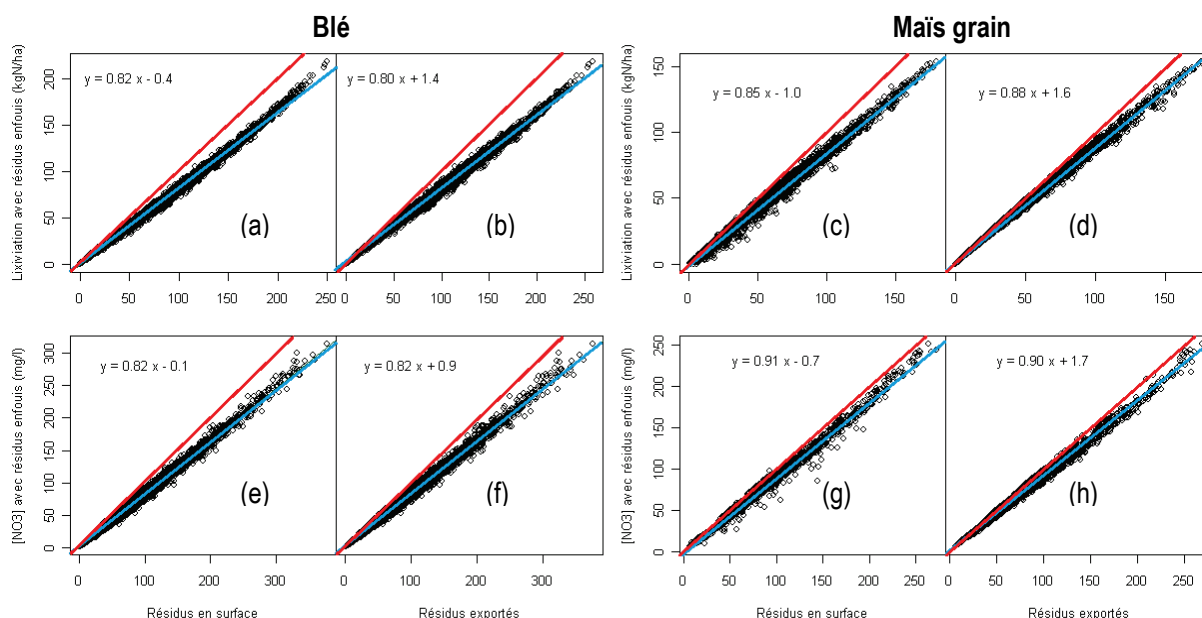


Figure 10-44. Lixiviation d'azote (a,b,c,d) et concentration nitrique (e,f,g,h) en sol nu avec des résidus de blé (a,b,e,f) et de maïs grain (c,d,g,h) enfouis (en ordonnée), comparés à des résidus laissés en surface ou exportés (en abscisse) (Bissectrice en rouge et droite de régression en bleu).

La lixiviation est plus faible quand les résidus sont enfouis alors qu'elle est à des niveaux plus élevés et très proches dans les cas du mulch (résidus en surface) et de l'exportation des pailles de blé. En effet, l'enfouissement des résidus entraîne une organisation nette de l'azote du sol, qui dépend du ratio C/N des résidus et de la disponibilité en azote minéral du sol, et qui immobilise de l'azote minéral sous forme organique. La lixiviation est ainsi réduite de 12 à 20% environ avec un enfouissement des résidus par rapport à une exportation des pailles ou à un mulch (Figure 10-45). L'effet est plus élevé pour le blé, car son rapport C/N (= 80) est plus élevé que celui du maïs (C/N = 50). La concentration nitrique est réduite en conséquence de 9 à 18%, avec les mêmes tendances que la lixiviation en fonction du rapport C/N des résidus.

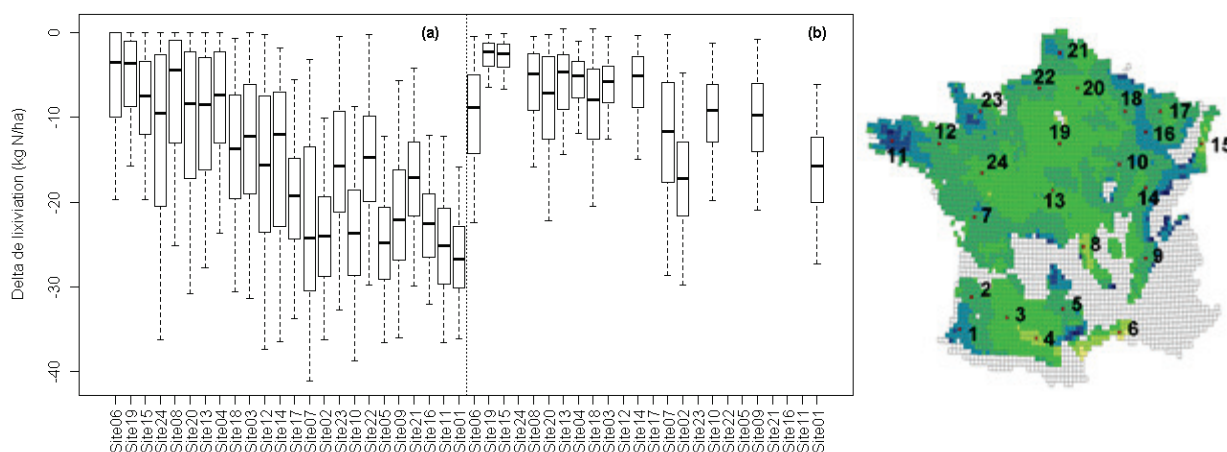


Figure 10-45. Différentiel (ou delta) de lixiviation par site avec des résidus de blé (a) et de maïs grain (b) enfouis par rapport à des résidus laissés en surface.

La diminution reste cependant modérée, avec des réductions de moins de 20 et 5 kgN/ha en moyenne, respectivement pour le blé et le maïs. Cependant, la réduction de la lixiviation est, en quantité d'azote non lixivié, plus élevée pour les sites pluvieux (Figure 10-45), tout comme avec les cultures intermédiaires et les repousses qui sont plus efficaces en climat pluvieux. L'efficacité maximale reste tout de même nettement plus faible, avec un taux d'abattement de la lixiviation de l'ordre de 10 à 20% contre plus de 60% pour les CI non légumineuses (Figure 10-27).

10.6.4. Efficacité des cultures intermédiaires pour recycler des apports de lisier et effet sur la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage

L'apport de lisier est réalisé au semis de la culture intermédiaire, sur une sélection de sites climatiques dont les statistiques régionales montrent une utilisation de fumures organiques sur des surfaces importantes. Deux doses de lisier ont été simulées : 75 et 150 kg/ha en azote total, dont 70% sous forme minérale. Les mêmes apports ont été réalisés sur les sols nus aux mêmes dates, pour pouvoir comparer les effets de ces apports sur la lixiviation d'azote, avec ou sans culture intermédiaire. Seul l'effet de CI non légumineuses est simulé car la vesce ne serait pas suffisamment efficace (cf. résultats précédents), et pour des dates de levée et de destruction qui se sont révélées parmi les plus efficaces pour l'absorption d'azote.

L'azote absorbé par la moutarde et le ray-grass, en fonction du reliquat d'azote minéral initial du sol et de la dose de lisier apportée, est présenté dans la Figure 10-46. L'absorption augmente avec l'augmentation de ces deux facteurs, avec un effet plus prononcé dans le cas de la moutarde que du ray-grass. La différence d'absorption reste cependant inférieure à la différence de quantités d'azote apporté ou disponible dans le sol. Il n'y a pas d'effet "site" très prononcé pour l'absorption, avec des niveaux médians proches. La variabilité observée sur la figure (hauteur des boîtes à moustaches) est plus due à la variabilité interannuelle de l'absorption qu'à la variabilité inter-sites.

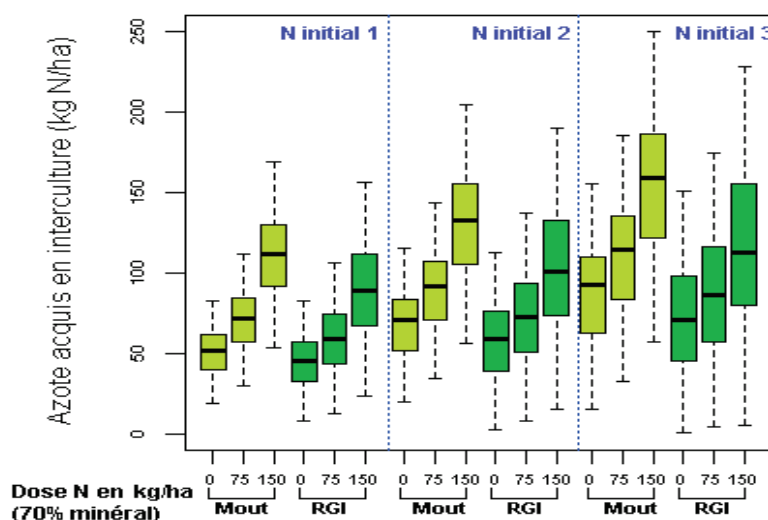


Figure 10-46. Quantité d'azote acquis par espèce de CI (moutarde en vert clair et ray-grass en foncé) selon le reliquat d'azote minéral initial (1, 2, 3) et la dose d'azote apportée par le lisier (0, 75 ou 150 kg/ha)

En termes de lixiviation et de concentration nitrique des eaux de drainage (Figure 10-47), on retiendra que :

- L'apport de lisier accroît fortement les concentrations nitriques (effet plus que proportionnel) en situation de sol nu. Il est important de ne jamais épandre de lisier en été et en automne en sol nu, même en situation de pailles enfouies, sous peine d'accroître fortement la lixiviation et la concentration nitrique ;
- Les CI sont efficaces pour recycler du lisier et permettent de réduire la lixiviation d'azote par rapport au sol nu sans lisier, dans une majorité de cas, surtout si la quantité d'azote minéral dans le sol était faible avant l'apport et que l'apport n'est pas trop important. Cette réduction de lixiviation permet de restituer une eau de drainage moins concentrée qu'une situation en sol nu sans apport de lisier.
- Toutefois, si l'apport de lisier est élevé (150 kgN/ha) et que le reliquat d'azote minéral initial est de 60 kg/ha ou plus (états initiaux 2 et 3), l'efficacité des CI n'est pas suffisante pour restituer une eau de drainage dont la concentration en NO_3 est inférieure à 50 mg/l ni a fortiori pour 95% de l'ensemble des situations simulées ; ce résultat est particulièrement marquant pour le ray-grass ;

- La moutarde est plus efficace que le ray-grass pour réduire la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage en cas d'apport de lisier, car cette espèce a des vitesses de croissance et d'absorption d'azote plus rapides ;
- Bien que les CI permettent de réduire la lixiviation et la concentration nitrique par rapport au sol nu, elles ne permettent pas de restituer une eau de drainage faiblement concentrée en nitrate lorsque l'état initial du reliquat d'azote minéral à la récolte du blé est supérieur au reliquat minimum (état initial 1) avec des apports de lisier élevés (150 kgN/ha). De plus, le risque d'avoir des eaux de drainage avec une concentration élevée augmentent d'autant plus que l'apport est élevée et le reliquat d'azote minéral initial important. Ainsi, malgré la présence de CI, la lixiviation suite à l'apport de lisier peut s'avérer plus élevée qu'en sol nu non épandu avec l'effluent dans un nombre non négligeable de cas.

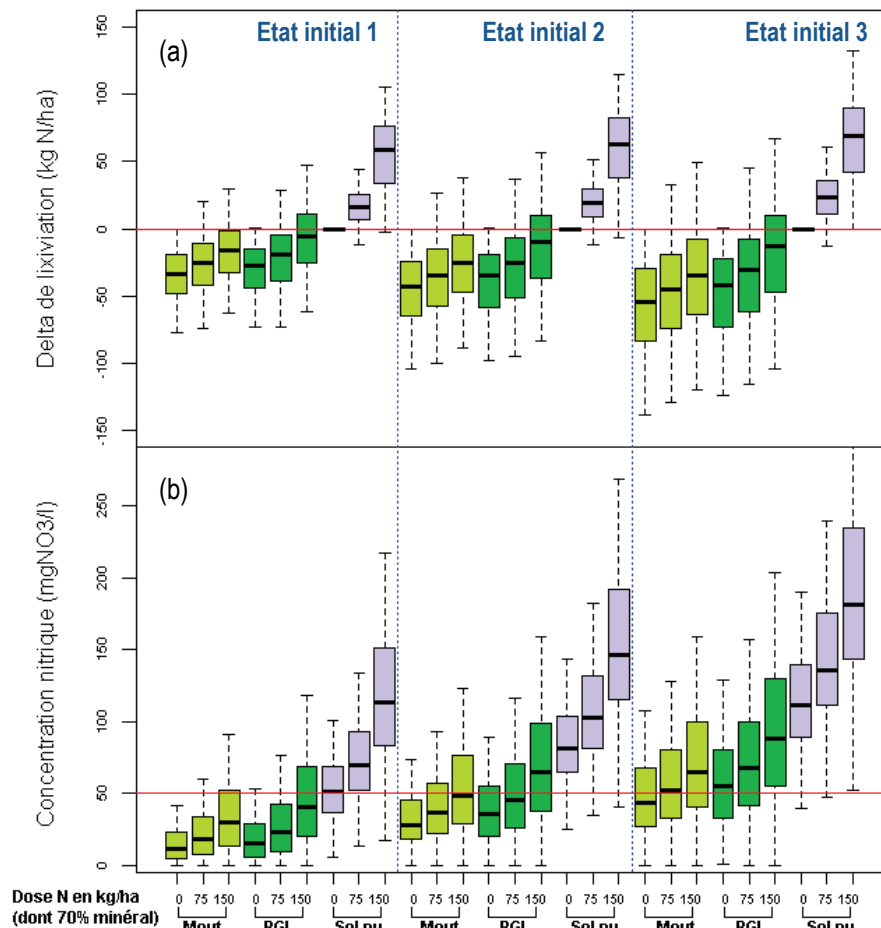


Figure 10-47. Différentiel (ou delta) d'azote lixivié (a) et concentration nitrique (b) par type d'interculture (Moutarde en vert clair, ray-grass en foncé ou sol nu en violet) selon le reliquat d'azote minéral initial (1, 2, 3) et la dose d'azote apportée par le lisier (0, 75 ou 150 kg/ha)

En conséquence et pour éviter d'accroître les pertes de nitrate et la concentration nitrique de l'eau de drainage, le recyclage de lisier peut être réalisé sous 3 conditions à remplir impérativement :

- 1) s'assurer que la CI a bien levé et est correctement répartie spatialement avant d'épandre du lisier, car si le couvert n'est pas correctement installé, l'apport de lisier induira une augmentation importante des fuites de nitrate et de la concentration nitrique de l'eau de drainage ;
- 2) s'assurer que le reliquat d'azote minéral à la récolte est faible (inférieur à 40 kgN/ha sur 90 cm), une mesure du reliquat devrait être réalisée à la récolte du précédent pour vérifier cette condition ;
- 3) la dose épandue de lisier doit être raisonnablement faible (inférieure à 75 kg N/ha).

10.7. Effet des cultures intermédiaires et des repousses sur le rendement de la culture suivante

L'arrière effet à court terme de l'implantation d'un couvert de type culture intermédiaire ou de repousses de colza ou de blé a été évalué en comparant chaque simulation élémentaire avec la situation de référence en sol nu en interculture, correspondant au différentiel de rendement. Ce différentiel est exprimé en pourcentage de la situation de référence pour prendre en compte les niveaux différents de rendement entre cultures et pédoclimats simulés. L'itinéraire technique de la culture suivante est identique entre la situation sans et avec couvert en interculture concernant les modalités de semis (date, dose, variété), la dose d'engrais azoté et la forme chimique (référence régionale issue des données Agreste) et la pratique ou non de l'irrigation. Pour des raisons techniques, lorsque le maïs est irrigué, la dose d'irrigation est calculée automatiquement par le modèle STICS pour chaque simulation en fonction des besoins de la culture, et peut donc être théoriquement différente entre la situation sans et avec CI.

La différence de production (rendement en graines ou en biomasse pour le maïs fourrage) est donc le révélateur de l'effet de l'implantation d'un couvert en interculture sur la culture principale suivante d'un point de vue des bilans d'azote et d'eau, sans prise en compte d'effet de l'état structural du sol ou de facteurs biotiques non simulés par le modèle STICS.

Lorsque que la différence de rendement entre situation avec couvert en interculture et sol nu est nulle cela indique que le couvert n'a pas d'effet sur la disponibilité en eau et en azote et donc qu'il était légitime de simuler le même itinéraire technique dans les deux situations.

Si le différentiel de rendement est négatif, cela indique que pour atteindre le même niveau de production, il aurait été nécessaire d'apporter plus d'engrais azoté ou/et que la consommation en eau du couvert intermédiaire est préjudiciable pour la culture suivante ; cela indique un effet négatif sur les bilans d'eau et d'azote globaux ou en dynamique.

Enfin, si le différentiel est positif, cela indique que l'implantation de couvert en interculture permet i) soit d'accroître la quantité d'azote disponible pour la culture suivante globalement, soit ii) modifie la dynamique de disponibilité en azote et en conséquence permet d'augmenter l'efficacité de l'absorption de l'azote pour la production simulée ; ces variations de production sont théoriques car tous les effets abiotiques ne sont pas pris en compte (P, K, ..) et aucun effet d'origine biotique, ni de problème physiologique (par exemple la verse) n'est simulé par le modèle STICS. En conséquence, l'interprétation la plus pertinente est que l'implantation d'un couvert en interculture permettrait d'économiser de l'engrais azoté pour produire le niveau de rendement objectif.

10.7.1. Effet global des CI et des repousses sur le différentiel de rendement de la culture principale suivante

Globalement, tous pédoclimats pris en compte, l'analyse par type de précédent cultural (et donc type d'interculture) et par niveau d'état initial en azote minéral du sol des différents modes de gestion indique les résultats marquants suivants (Figure 10-48) :

1) Des effets globalement positifs après blé et maïs fourrage.

- Les cultures intermédiaires et les repousses implantées après blé (Figure 10-48.a) induisent une augmentation des rendements simulés du maïs, irrigué pour 13 sites sur 24, en médiane de 1 à 8%. De plus, quasiment 75% de la population des simulations ont un différentiel positif (boîte à moustaches complètement au dessus de la valeur zéro), indiquant un effet globalement positif des couverts pour accroître la disponibilité en azote pour la culture de maïs suivante. Les augmentations de rendement simulées peuvent atteindre exceptionnellement 20%, notamment avec la vesce ou pour l'état initial 3. Toutefois, une partie non négligeable de la population des simulations indique des rendements réduits avec des couverts, mais avec une réduction maximale modérée, de 5% de perte de rendement.

Cela indique un effet significatif simulé de "sauvegarde" de l'azote minéral du sol par l'implantation de couvert en interculture longue de type blé-culture de printemps (ici le maïs).

- Un effet positif, certes modéré (en médiane de 3%) mais quasi systématique, de l'implantation de culture intermédiaire après maïs fourrage (Figure 10-48.c) pour la culture de printemps suivante (simulée ici par du maïs fourrage, mais mimant aussi l'effet sur d'autres cultures semées au printemps).

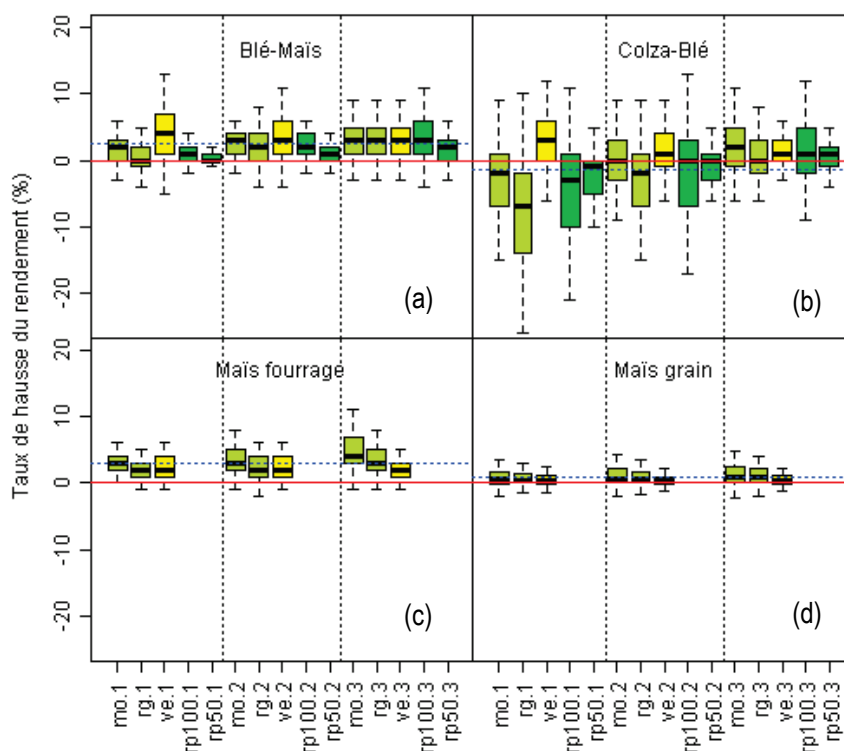
2) Un effet négligeable sur la monoculture de maïs grain (Figure 10-48.d), dû aux faibles quantités de biomasse produite et d'azote absorbé par les cultures intermédiaires (cf. sections 11.4.2 et 11.4.3).

3) Des effets très variables en situation d'interculture courte après colza (Figure 10-48.b), et surtout potentiellement négatifs avec quelques situations fortement pénalisées.

- Les effets simulés sont négatifs en médiane en situation d'état initial d'azote minéral 1 (reliquat minimum incompressible) pour les espèces non-légumineuses (moutarde, ray-grass et repousses de colza), avec un effet négatif potentiellement plus fort avec le ray-grass (en médiane de -5% et pouvant aller au maximum jusqu'à -25%) ;
- Les effets seront d'autant moins négatifs que l'azote minéral initial du sol est élevé. Ainsi globalement l'effet des couverts est positif pour l'état initial 3 ;
- Dans cette situation d'interculture courte, la vesce aura un effet positif quasi-systématiquement et très significatif en médiane.

Ces résultats indiquent qu'en situation d'interculture courte, le phénomène de compétition préemptive pour l'azote (diminution de la disponibilité en azote) se produit dans de nombreux pédoclimats français et est particulièrement préjudiciable quand l'état initial est pauvre en azote minéral (notamment état initial 1). Cela explique pourquoi la vesce dans ces conditions, qui "fait entrer" de l'azote exogène dans le système de culture par fixation symbiotique, permet de réduire fortement ce phénomène négatif et permet même d'obtenir au final un effet positif pour le blé suivant dans environ 75% de la population simulée.

Figure 10-48. Différence de rendement relatif entre culture intermédiaire et sol nu, exprimé en fonction du rendement référence en sol nu) en fonction des différents modes de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) et de l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et de la succession de culture (trait bleu = moyenne par succession).



10.7.2. Effets des CI et des repousses sur le différentiel de rendement de la culture principale suivante

10.7.2.1. Effet de la date de levée et de destruction : l'exemple de la succession blé-maïs

La médiane du différentiel de rendement est positive, pour une grande proportion de la population des simulations et pour les trois espèces de CI, quelles que soient les dates de levée ou de destruction (Figure 10-49). L'effet médian le plus favorable à l'augmentation de rendement du maïs suivant est obtenu pour les dates de levée au mois d'août et la date de destruction la plus tardive. Les différentiels de rendement les plus élevés sont obtenus pour la vesce, en particulier pour les deux premières dates de levée (Figure 10-49.c), car le niveau d'azote acquis par la légumineuse est d'autant plus élevé que le semis est précoce pour une majorité de sites climatiques.

Quelle que soit l'espèce, plus la date de destruction est tardive et plus la variabilité dans la réponse est accrue (plus forte largeur des boîtes à moustaches). Ce résultat indique qu'une destruction très tardive en février ou en mars peut induire un effet négatif fort, ou au contraire un effet encore plus positif sur le rendement de la culture de maïs suivante. Il convient donc d'analyser d'où provient cette variabilité, notamment en examinant la réponse pour divers sites climatiques.

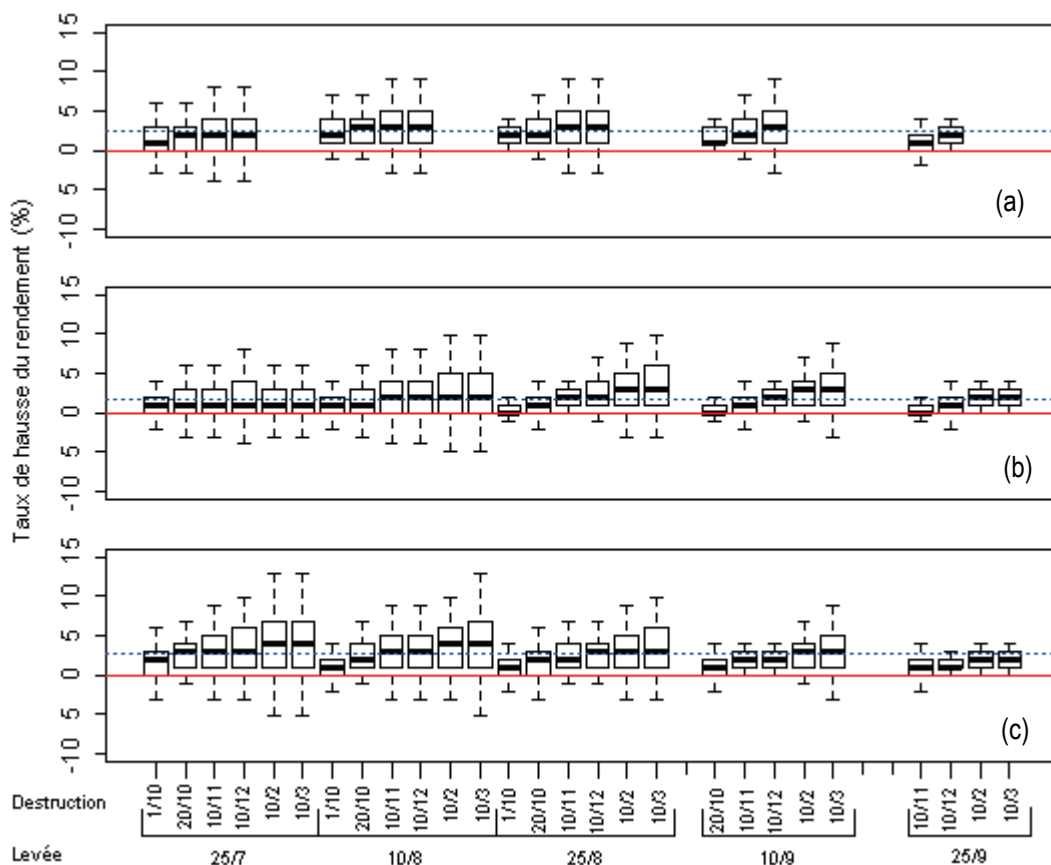


Figure 10-49. Différence de rendement relatif entre culture intermédiaire et sol nu (exprimée en fonction du rendement référence en sol nu) en fonction des dates de levée et de destruction des cultures intermédiaires de moutarde (a), ray-grass (b) et vesce (c) pour les 3 états initiaux d'azote minéral confondus (trait bleu = moyenne toutes dates confondues).

La figure 10-50 illustre les différentiels de rendement pour 6 sites climatiques présentant des réponses contrastées aux différentes sorties analysées précédemment. Les simulations indiquent également une réponse contrastée pour le différentiel de rendement de ces 6 sites pour le ray-grass, notamment en fonction de leur niveau de pluviométrie et de leur latitude.

Concernant les sites les "plus pluvieux" (sites 1, 11 et 16), globalement, plus la date de destruction est tardive plus l'effet sur le différentiel de rendement s'accroît. Toutefois, cet effet d'augmentation du rendement du maïs suivant qui est accru avec le retard de la date de destruction est moins vrai pour la première date de levée fin juillet, et aussi pour le site le plus au Nord (site 16).

Pour les sites "peu pluvieux" (sites 4, 6 et 19), l'effet de la date de destruction est moins marqué et moins positif en médiane, ou peut même s'avérer négatif. Ainsi, des dates de destruction de février et mars peuvent induire des effets de réduction du rendement du maïs suivant en climat méditerranéen pour le site 4. Ceci s'explique par une consommation d'eau de la culture intermédiaire en hiver qui devient préjudiciable pour l'implantation du maïs suivant en année peu pluvieuse au printemps : dans cette situation, il se produit un effet de compétition préemptive pour l'eau du sol, situation que l'on ne simule que pour ce climat. Enfin, toujours pour le site 4, on observe un effet quasi nul pour la première date de levée, car la culture intermédiaire ne s'est pas développée (déjà indiqué précédemment).

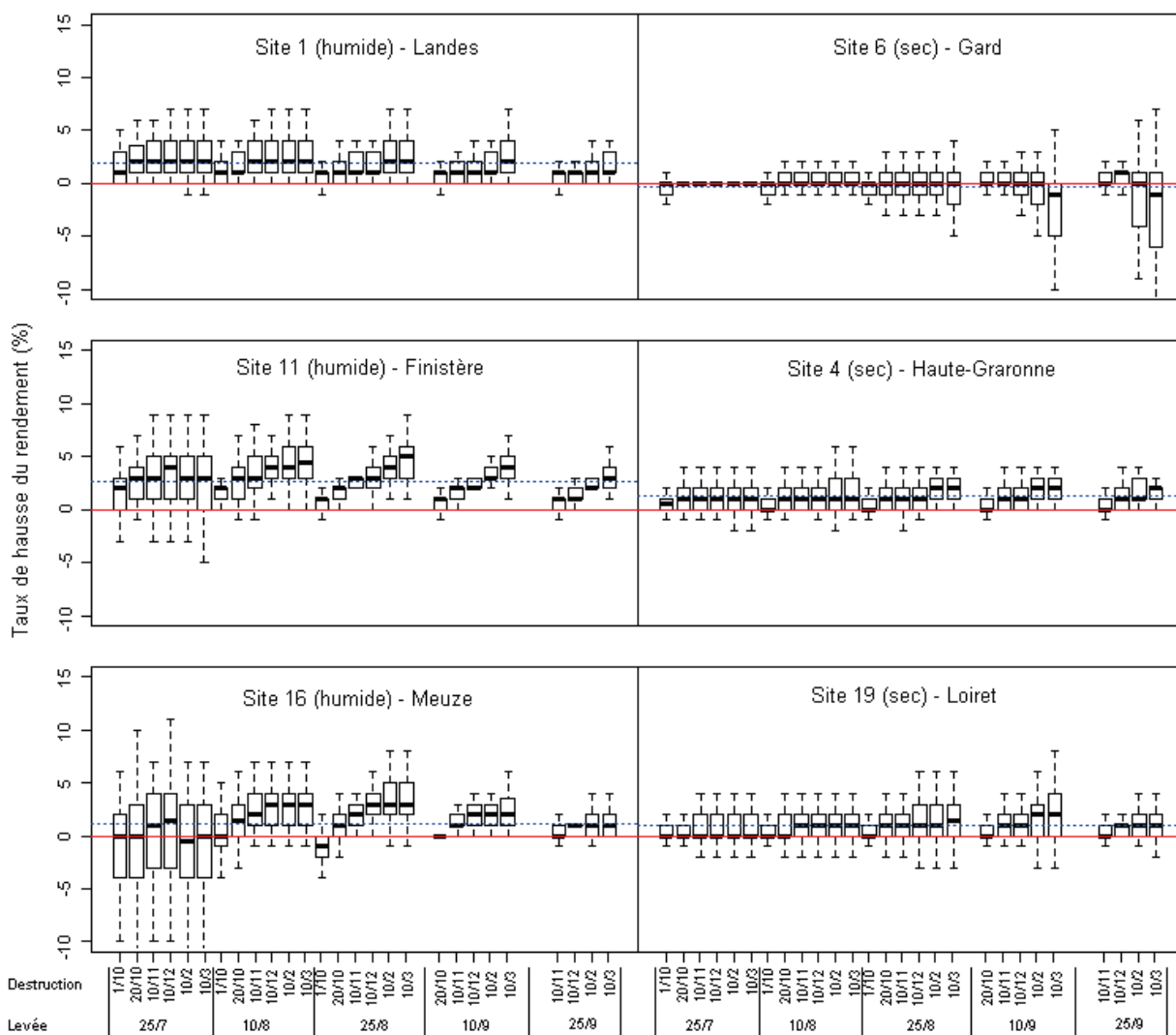


Figure 10-50. Différence de rendement relatif entre culture intermédiaire et sol nu (exprimée en fonction du rendement référence en sol nu) en fonction des différents dates de levée et de destruction du ray-grass pour 6 sites climatiques contrastés (trait bleu = moyenne toutes dates confondues)

10.7.2.2. Variabilité de l'effet des couverts sur le différentiel de rendement en fonction du site climatique

10.7.2.2.1. Effet sur le différentiel de rendement pour la succession colza-blé

Il a été montré précédemment que c'est dans le cas de l'interculture courte, avec l'exemple de la succession colza-blé, que le différentiel de rendement pouvait être négatif, notamment avec les couverts intermédiaires d'espèces non-légumineuses. L'analyse de cet effet a été effectuée pour chaque site climatique pour chacun des 5 couverts simulés (Figure 10-51). Cette analyse indique clairement que plus le site est "pluvieux", plus le différentiel de rendement devient positif. Ainsi, la bascule entre effet négatif et positif se situe aux environs de la moitié des sites classés par ordre de pluviométrie pour les couverts de moutarde, ray-grass et repousses de colza. Toutefois, les effets négatifs simulés pour les sites "peu pluvieux" sont nettement plus élevés que les effets positifs des sites "très pluvieux", ce qui explique qu'en médiane pour l'ensemble des sites, l'effet est négatif.

Toutefois avec la vesce, les effets négatifs simulés sont, d'une part, moins nombreux et obtenus seulement pour les cinq sites les "moins pluvieux", et d'autre part la variabilité de l'effet négatif sur le différentiel de rendement est nettement plus faible.

Comme indiqué précédemment, c'est avec le ray-grass que les effets négatifs sur le rendement du blé suivant sont les plus élevés, et la médiane est quasiment toujours négative sur l'ensemble des sites.

Les effets des repousses sont intermédiaires entre ceux de la moutarde et ceux du ray-grass, et d'autant plus négatifs que la couverture du sol est élevée.

Ainsi, l'effet de compétition préemptive qui se produit aux dépens de la culture d'hiver suivante (ici le blé) est d'autant plus élevé que le climat est "peu pluvieux" en hiver. La forte variabilité simulée de l'effet du couvert intermédiaire sur le différentiel de rendement illustre l'effet de la variabilité inter-annuelle de la pluviométrie sur l'intensité de cet effet de compétition préemptive pour l'azote et l'eau.

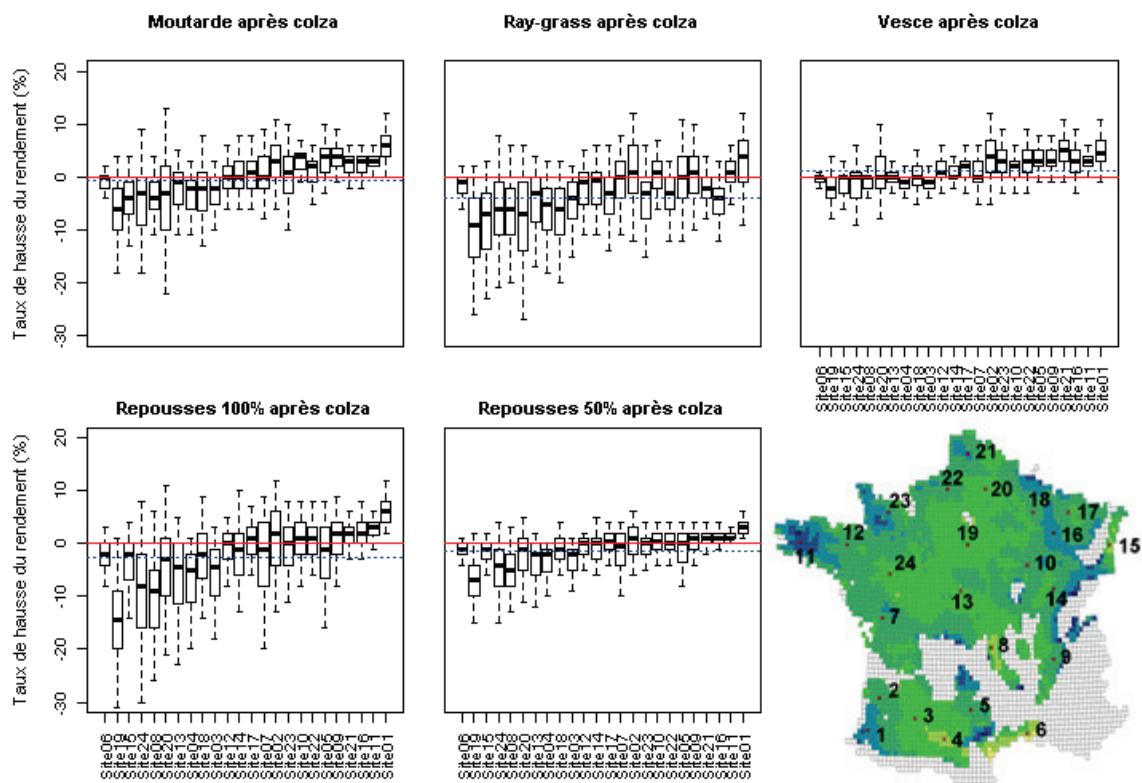


Figure 10-51. Différence de rendement relatif entre culture intermédiaire et sol nu exprimée en fonction du rendement référence en sol nu pour la succession colza-blé en fonction des différents sites climatiques pour les divers types de couverts (trait bleu = moyenne inter-sites).

10.7.2.2. Effet sur le différentiel de rendement pour la succession blé-maïs

Comme indiqué précédemment, dans le cas de l'interculture longue avec la succession blé-maïs, le différentiel de rendement est généralement positif, et ce pour tous les couverts intermédiaires et quasiment tous les sites climatiques (Figure 10-52). Il est cependant important de noter que le maïs est irrigué selon ses besoins sur 13 des 24 sites étudiés. Les situations de différentiel de rendement négatif sont obtenues plutôt pour les sites les "moins pluvieux". La variabilité des différentiels de rendement est nettement plus faible que pour l'interculture courte colza-blé. C'est toujours pour le ray-grass que les effets les moins favorables pour le rendement de la culture suivante sont simulés, de même qu'avec la vesce pour les effets positifs.

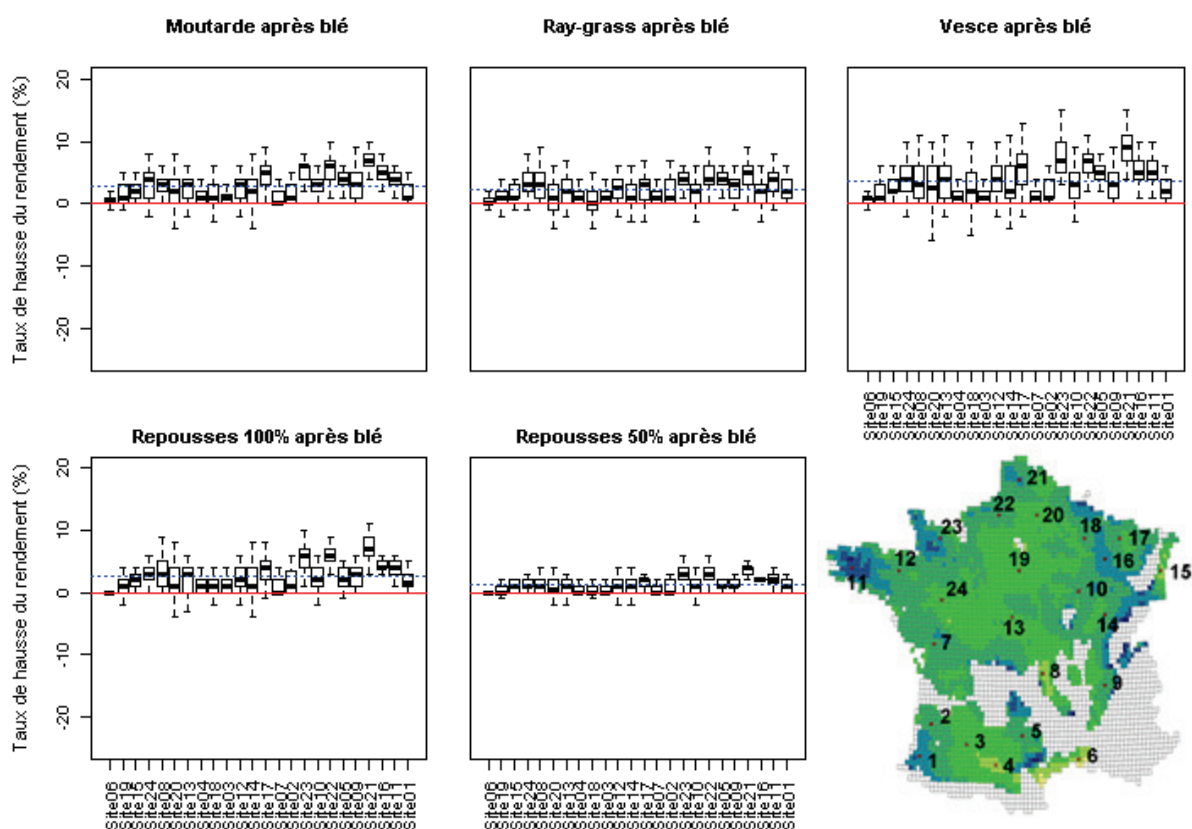


Figure 10-52. Différence de rendement relatif entre culture intermédiaire et sol nu, exprimée en fonction du rendement référence en sol nu pour la succession blé-maïs en fonction des différents sites climatiques pour les divers types de couverts (trait bleu = moyenne inter-sites).

10.7.2.3. Effet sur le différentiel de rendement pour la succession maïs-maïs

Comme indiqué précédemment, les résultats des différentiels de rendement simulés après maïs sont différents de ceux après blé pour le maïs suivant, et ce quel que soit le site climatique (Figure 10-53). Après maïs fourrage où la culture intermédiaire peut se développer significativement, le différentiel de rendement est positif (médiane de l'ordre de +5%) pour la majeure partie de la distribution des simulations sur tous les sites climatiques, et ce quelle que soit l'espèce de culture intermédiaire.

Après maïs grain, l'effet médian est nul quels que soient le site et l'espèce de culture intermédiaire, et la variabilité de l'effet est très faible car les couverts se sont très peu développés.

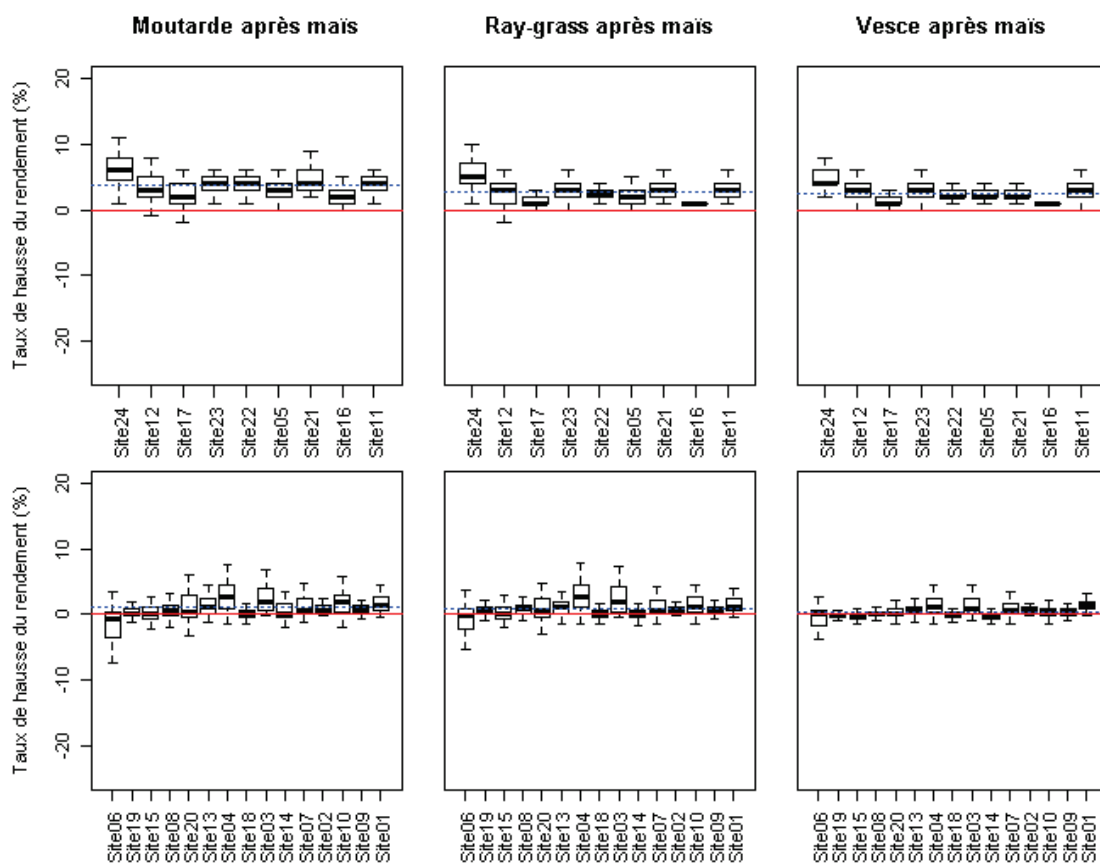


Figure 10-53. Différence de rendement relatif entre culture intermédiaire et sol nu, exprimée en fonction du rendement référence en sol nu, pour la succession maïs-maïs avec maïs fourrage (en haut) et avec maïs grain (en bas) en fonction des différents sites climatiques pour la moutarde, le ray-grass et la vesce (trait bleu = moyenne inter-sites).

10.7.2.3. Analyse des facteurs expliquant les effets sur le rendement de la culture suivante

Nous avons cherché à comprendre les facteurs expliquant les effets sur le rendement de la culture suivante, vis-à-vis d'une part du bilan hydrique et d'autre part du bilan azoté.

10.7.2.3.1. Bilan hydrique

Concernant l'interculture courte colza-blé, le stock d'eau du sol, analysé quelques jours après le semis du blé au 10 novembre, est identique avec ou sans cultures intermédiaires, dans une majorité de cas (Figure 10-54). Cependant, pour les sites les plus "secs" (sites 19 à 3), dans un nombre non négligeable de situations, le stock d'eau est réduit par la culture intermédiaire, excepté pour le site 6 où le développement des CI est faible. Cette plus faible disponibilité en eau peut partiellement expliquer les effets négatifs des CI sur le rendement du blé, notamment dans le cas de sites peu pluvieux. Cependant, plus le niveau initial d'azote minéral dans le sol était élevé, moins ces effets négatifs apparaissaient, confirmant que l'effet négatif est observé quand l'azote minéral du sol est peu disponible, suggérant des limitations d'azote pour la croissance de la culture.

Les effets nuls ou positifs sur le rendement de la culture suivante en interculture longue (blé-maïs) indiquent globalement que le bilan hydrique n'est pas significativement modifié. Précédemment, nous avons montré que la réserve en eau du sol (cf. section 10.5 ; Figure 10-26) n'est pas différente en médiane à la date de semis du maïs (25/04). Par ailleurs, la différence d'irrigation (calculée automatiquement par le modèle en fonction des besoins de la culture) entre situation sans et avec CI est quasi nulle pour le maïs irrigué (moyenne des différences = 0,9 mm pour une dose moyenne apportée de 226 mm). Les cultures intermédiaires, avec une destruction la plus tardive au 10 mars, n'ont donc pas ou peu d'effet sur le bilan hydrique de la culture suivante. Dans ce cas,

les différences de rendement qui sont généralement positives s'expliquent donc essentiellement par des différences liées au bilan d'azote.

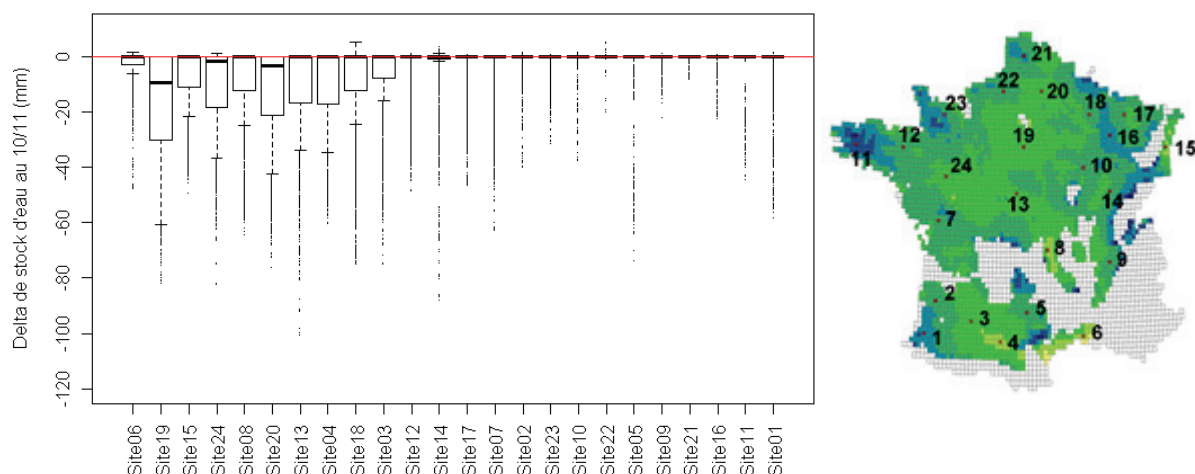


Figure 10-54. Différentiel (ou delta) de stock d'eau avec et sans CI, au 10/11 suivant le semis du blé dans la succession colza-blé, selon le site climatique

Malgré l'absence d'effet direct des CI sur l'alimentation hydrique de la culture suivante, les résultats indiquent que les CI ont un impact non négligeable sur le drainage et donc potentiellement sur la recharge des nappes ; il serait alors possible que la généralisation puisse conduire à réduire les quotas d'irrigation et donc avoir un effet indirect défavorable sur le bilan hydrique de la culture suivante si l'irrigation est plus faible.

10.7.2.3.2. Bilan azoté

Les résultats de différentiels de rendement sur la culture suivante et leur variabilité en fonction du type d'interculture et de l'espèce de CI s'expliquent en grande partie par les composantes du bilan azoté. L'analyse en dynamique de la disponibilité en azote permet de mieux comprendre comment les effets sur la culture suivante se sont produits.

1) Différentiel d'azote absorbé de la culture suivante à la récolte

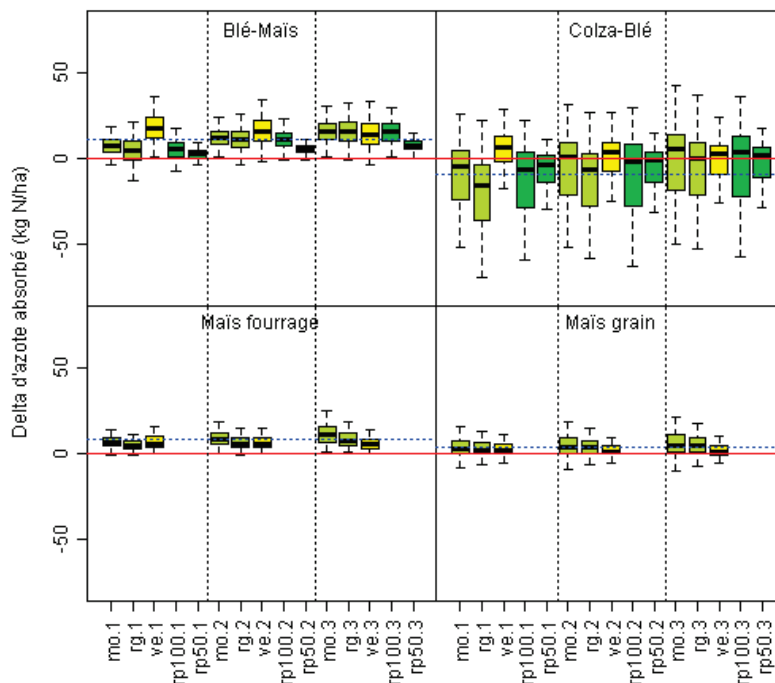
Globalement, le différentiel de rendement est expliqué par le différentiel d'azote absorbé de la culture suivante à la récolte.

Concernant l'interculture longue blé-maïs, l'effet globalement positif des cultures intermédiaires sur le rendement suivant est expliqué par une augmentation de la quantité d'azote absorbé du maïs à la récolte, pour le même niveau de fertilisation azotée (Figure 10-55). Cela indique que la disponibilité en azote pour la culture suivante est plus élevée avec l'insertion d'une culture intermédiaire dans la succession, du fait de la réduction de la lixiviation nitrique et de la restitution d'azote à la culture suivante par le biais de la minéralisation de l'azote des résidus de CI.

Dans le cas de l'interculture courte colza-blé, les effets négatifs s'expliquent également par un effet de réduction de la quantité d'azote absorbé par le blé suivant en situation avec culture intermédiaire non-légumineuse ou couvert de repousses de colza. Ce résultat indique que globalement, la réduction de la quantité d'azote minéral du sol qui permet une réduction de la lixiviation, n'est pas compensée par une restitution d'azote supplémentaire par la minéralisation des résidus du couvert intermédiaire.

Pour la succession avec maïs fourrage, l'implantation d'une culture intermédiaire permet d'accroître légèrement, mais dans quasiment toutes les situations, la disponibilité en azote pour la culture suivante de maïs. Comme attendu, le différentiel d'azote absorbé du maïs grain suivant est quasi nul, à l'instar du différentiel de rendement.

Figure 10-55. Différentiel (ou delta) d'azote absorbé de la culture principale suivante à la récolte entre culture intermédiaire et sol nu (kgN/ha) en fonction des différents modes de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) et de l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et de la succession de culture (trait bleu = moyenne par succession).



2) Différentiel d'azote minéral dans le profil de sol au semis au début (10/11) et en fin de période de drainage (25/04)

Comme déjà illustré et explicité précédemment dans la section sur le bilan hydrique, les cultures intermédiaires réduisent la quantité d'azote minéral du sol, en proportion de l'état initial de l'azote minéral du sol (Figure 10-56.a), ce qui diminue très fortement la disponibilité en azote minéral en début de période de drainage (ici évaluation au 10/11). Cette réduction peut donc se faire au détriment de la culture suivante semée à l'automne, comme le blé. Ceci peut expliquer que le rendement du blé puisse être réduit si son niveau de nutrition azotée est trop faible après sa levée et au début de la reprise de croissance au printemps.

Ce qu'il est intéressant de souligner ici, c'est que le différentiel de disponibilité en azote du sol s'est nettement réduit en date du 25/04, indiquant une restitution d'azote après destruction par incorporation des résidus de couvert intermédiaire (Figure 10-56.b).

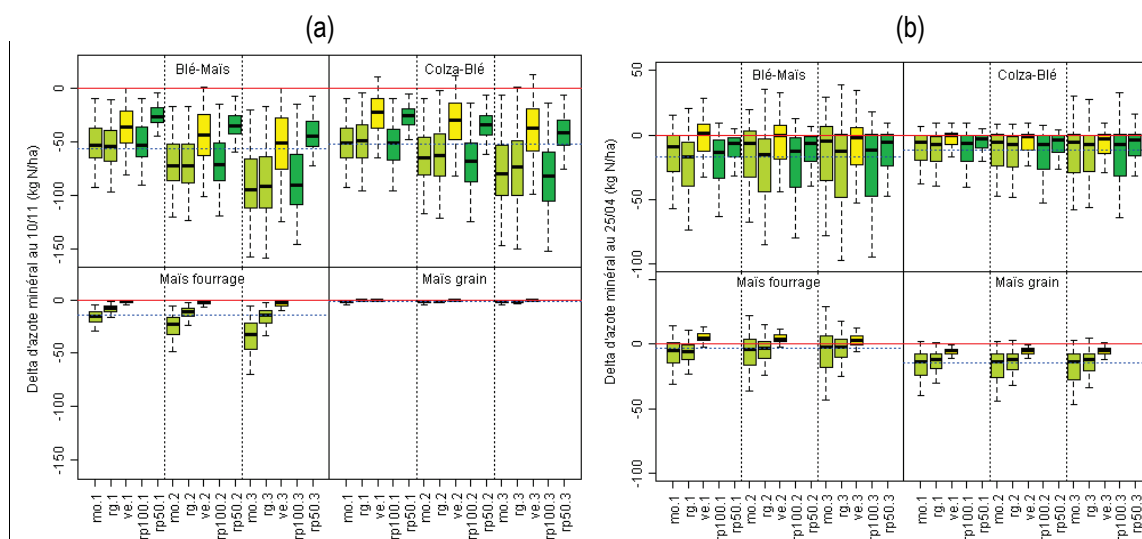


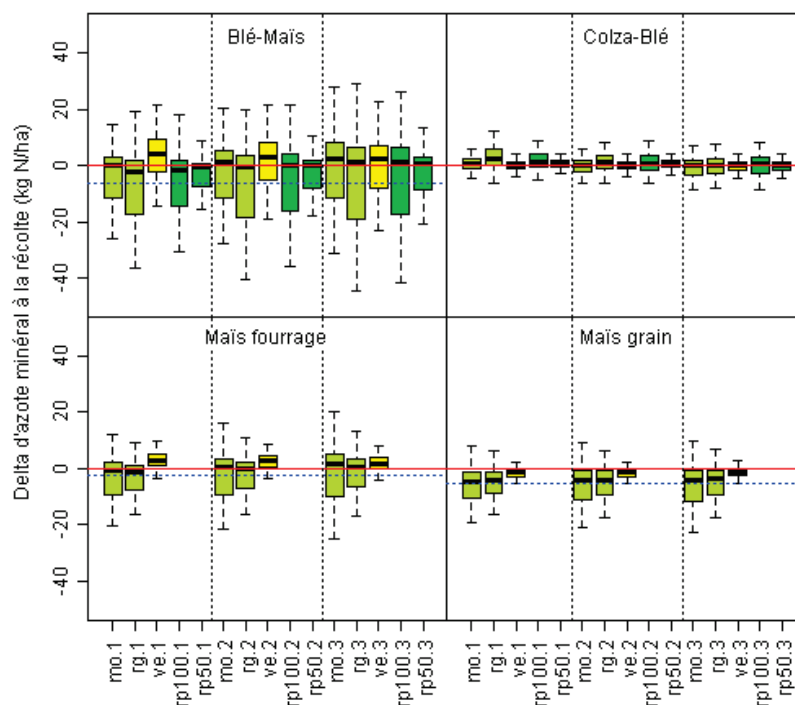
Figure 10-56. Différentiel (ou delta) d'azote minéral du sol entre culture intermédiaire et sol nu en fonction des différents modes de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) et de l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et de la succession de culture, simulé (a) en date du 10/11 au début de période de drainage et (b) du 25/04 de l'année calendaire suivante (trait bleu = moyenne par succession).

3) Différentiel d'azote minéral dans le profil de sol à la récolte de la culture suivante

Il convient d'analyser le profil d'azote minéral à la récolte de la culture suivante pour voir si celle-ci a utilisé efficacement l'azote disponible, et ainsi pouvoir conclure sans risque de mauvaise interprétation, sur l'effet des cultures intermédiaires sur le bilan d'azote et sur l'effet sur le rendement de la culture suivante.

Dans le cas de l'interculture longue, le différentiel d'azote minéral du sol à la récolte est globalement nul en médiane, mais légèrement négatif de quelques kg N/ha en moyenne (Figure 10-57) ; de plus, il varie de -40 à +20 kgN/ha.

Figure 10-57. Différentiel (ou delta) d'azote minéral du sol à la récolte de la culture principale suivante entre culture intermédiaire et sol nu (kgN/ha) en fonction des différents modes de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) et de l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et de la succession de culture (trait bleu = moyenne par succession).



Ces résultats indiquent que le maïs suivant a correctement absorbé la quantité d'azote disponible supplémentaire due aux résidus de CI dans les cas des simulations, alors que la fertilisation azotée n'avait pas été ajustée en fonction de la situation avec et sans CI. Cela indique que, pour obtenir un même niveau de rendement après CI, il serait possible de réduire de quelques kgN/ha la fertilisation azotée dans les situations où l'effet de la culture intermédiaire induit un accroissement de la disponibilité en azote minéral pour la culture suivante.

Concernant l'interculture courte, le reliquat d'azote minéral à la récolte du blé est identique avec ou sans CI, avec une très faible variabilité, indiquant ainsi une grande efficacité de la culture suivante pour absorber tout l'azote disponible dans le sol.

4) Minéralisation en azote supplémentaire provenant des résidus de couvert intermédiaire

La dynamique de minéralisation est étudiée en 2 phases distinctes. La première couvrant la période de simulation jusqu'au 25 avril, date à laquelle le drainage et la lixiviation d'azote ont été analysés, et du 25 avril à la récolte de la culture suivante. Cette analyse indique que la restitution en azote entre la date de destruction de la CI et la fin de la période de drainage (25/04) est très variable en fonction de la succession, de l'espèce et de l'état initial. Pour la succession colza-blé, il est même possible que l'incorporation du ray-grass produise de l'organisation de l'azote du sol pour l'état initial d'azote minéral le plus faible, car le rapport C/N de cette CI est élevé. La quantité d'azote restituée varie de -20 à +50 kg N/ha durant cette première phase (Figure 10-58.a).

Durant la seconde phase, du 25/04 à la récolte de la culture suivante, la quantité d'azote minéralisée peut varier de 0 à 30 kg N/ha, indiquant une minéralisation nette d'azote systématique (Figure 10-58.b).

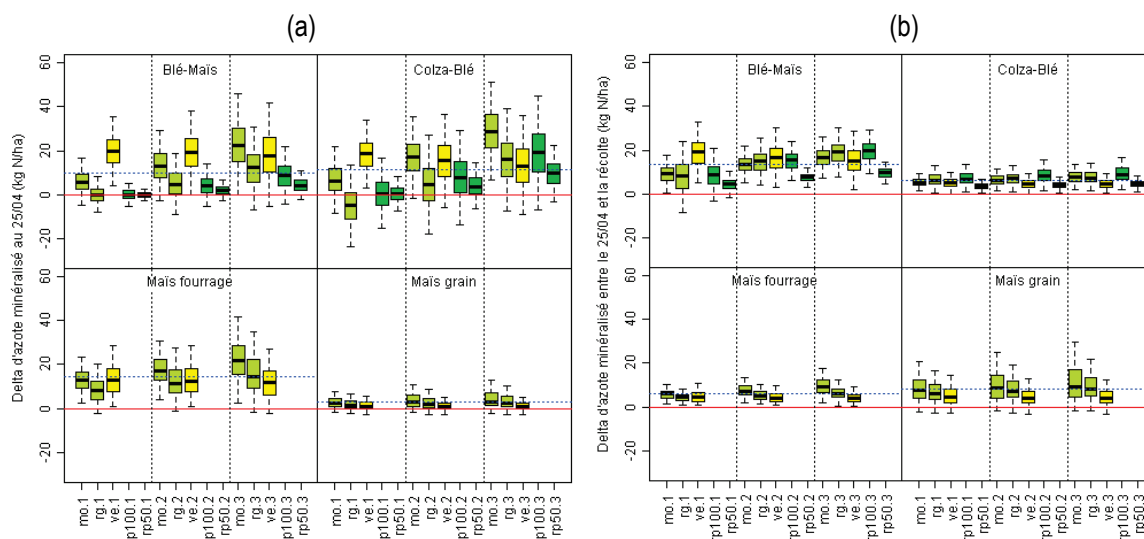


Figure 10-58. Quantité d'azote minéralisé issu des résidus de couvert intermédiaire en fonction des différents modes de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) et de l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et de la succession de culture pour deux périodes : (a) entre la date de destruction et le 25/04 et (b) entre le 25/04 et la récolte de la culture suivante (trait bleu = moyenne par succession).

5) Taux de minéralisation en azote des résidus de couvert intermédiaire

Le taux de minéralisation des résidus de couvert intermédiaire entre la date de destruction et la récolte de la culture suivante varie fortement, de -35% à +65% de l'azote accumulé dans les parties aériennes (Figure 10-59). La variabilité la plus forte est obtenue pour le ray-grass et les états initiaux de reliquat faible.

Le taux de minéralisation médian le plus élevé est simulé pour la vesce ; c'est aussi pour cette espèce qu'il est le moins variable. Cela s'explique par un rapport C/N moins variable et plus faible (teneur en azote plus élevée) que celui des espèces non-légumineuses.

Le taux de minéralisation de la moutarde est toujours positif mais également très variable, de 0 à 65% de l'azote accumulé dans les parties aériennes, avec une augmentation significative du taux médian avec le niveau de l'état initial d'azote minéral. Ceci s'explique par une diminution du rapport C/N des résidus de moutarde avec la disponibilité initiale en azote minéral.

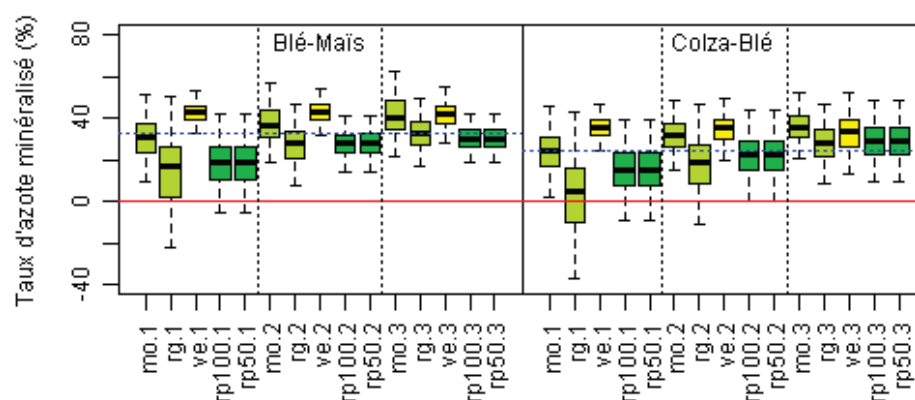


Figure 10-59. Taux de minéralisation des résidus de couvert intermédiaire entre la date de destruction et la récolte de la culture suivante, en fonction des différents modes de couverts (moutarde "mo" et ray-grass "rg" en vert clair, vesce "ve" en jaune, repousses à 100% de taux de couverture "rp100" et à 50% "rp50" en vert foncé) et de l'état initial en azote minéral du sol (1, 2, 3) et de la succession de culture (trait bleu = moyenne par succession).

Le taux de minéralisation médian des repousses de blé et de colza est proche de celui du ray-grass, mais avec une variabilité associée plus faible que pour la graminée fourragère ; ce taux s'accroît également avec le niveau

initial d'azote minéral. Le taux de minéralisation des repousses est identique entre les deux niveaux de taux de couverture de sol, car on simule la même biomasse et la même quantité d'azote absorbé par unité de surface de sol dans les zones de repousses.

10.7.3. Effet du mode de gestion des CI sur le différentiel de rendement de la culture principale suivante

L'analyse de l'effet de la gestion des résidus de culture intermédiaire a été conduite uniquement pour la situation de l'interculture longue blé-maïs (Figure 10-60). Les résidus de CI ont été considérés soit comme enfouis (situation de référence simulée pour tous les résultats présentés précédemment), soit broyés et laissés en mulch en surface du sol, soit exportés (parties aériennes). Ce dernier cas simule un usage de la biomasse en dehors du cadre de définition de la notion de culture intermédiaire, mais correspondrait à la définition d'une culture dérobée, en vue, par exemple de la production de fourrage. Il permet aussi d'analyser l'effet sur le bilan d'azote de la seule restitution au sol des parties racinaires de la culture intermédiaire.

La simulation indique que le mode de gestion des résidus (enfouis ou laissés en surface) aurait peu d'impact sur le rendement de la culture suivante de maïs, et ce pour les trois espèces. Cela indiquerait que la décomposition de résidus "verts" serait peu modifiée et donc que la restitution d'azote serait aussi efficace après un simple broyage de résidus laissés en surface du sol qu'avec un enfouissement favorisant le contact entre la biomasse microbienne du sol et les résidus. Ce résultat doit être discuté car peu de références expérimentales existent, et il est donc difficile de savoir si ce résultat est totalement réaliste ou s'il s'explique aussi en partie par le fonctionnement du modèle STICS (limitation technique actuelle) et le paramétrage de la décomposition, sans compter la non-prise en compte d'éventuelles pertes par volatilisation d'azote ammoniacal, probablement faibles puisque, sauf cas de sols hydromorphes, la nitrification n'est pas un facteur limitant et les quantités d'azote restant sous forme ammoniacale est donc négligeable.

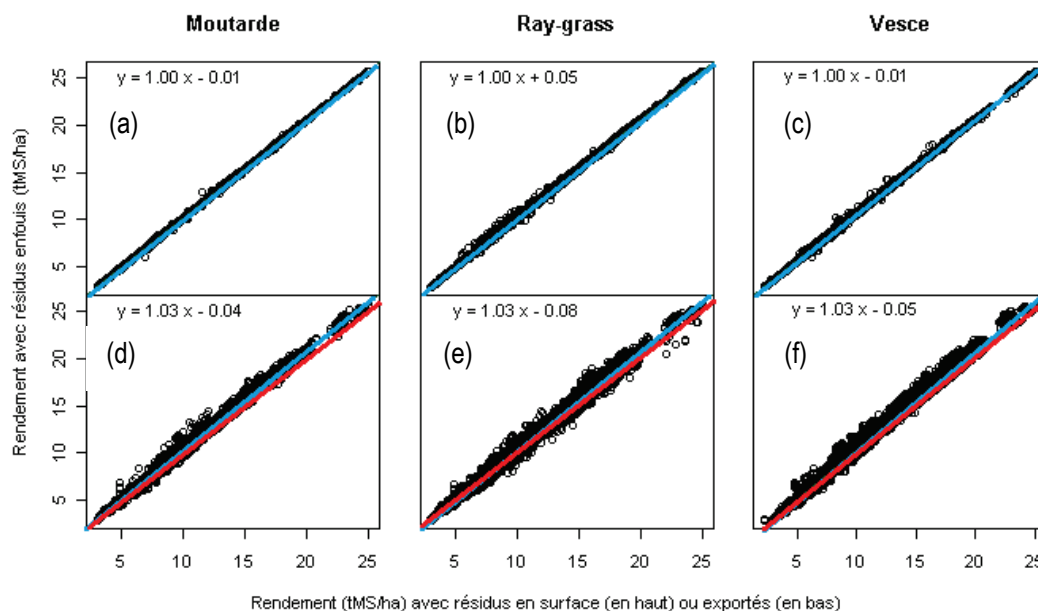


Figure 10-60. Rendement du maïs pour la succession blé-maïs en fonction du mode de gestion des résidus de culture intermédiaire : enfouis (en ordonnée) vs. laissés en surface (a, b, c) et vs. exportés (d, e, f) par espèce de CI (Bissectrice en rouge et droite de régression en bleu), confondues dans les graphes a, b et c)

Par contre, les simulations indiquent clairement que l'exportation des résidus de CI a un effet fort sur la disponibilité en azote et peut induire, soit une large annulation des effets positifs par la restitution des résidus au sol, soit une réduction du rendement de la culture de maïs suivante. Cet effet négatif se produirait en particulier avec le ray-grass et pour une grande partie des sites en particulier les "moins pluvieux". Ces résultats indiquent

qu'en exportant les résidus, on annule l'effet "engrais vert" provenant de la minéralisation de l'azote accumulé dans les parties aériennes, et donc que l'effet de compétition préemptive produit par la culture intermédiaire vis-à-vis de l'azote minéral disponible dans le profil du sol n'est pas compensé par la minéralisation de résidus de CI. Dans ce cas, pour obtenir le même rendement, la fertilisation azotée du maïs suivant devra être augmentée. Cela réduira également le stockage de carbone et d'azote organique dans le sol issu de l'humification qui se produit après la décomposition des résidus.

10.7.4. Analyse de l'effet de l'apport de lisier en interaction avec les CI sur le rendement du maïs suivant

L'effet de l'apport de lisier au semis de la CI sur le rendement de la culture du maïs suivant a été analysé pour la succession blé-maïs sur quelques sites climatiques situés en région de polyculture-élevage. Cette analyse a été réalisée pour les trois états initiaux d'azote minéral du sol et deux doses de lisier de porc, en comparaison d'une situation sans apport d'effluent ; ainsi trois traitements sont analysés avec et sans CI : pas d'apport, 75 et 150 kgN/ha. Tous sites confondus, le rendement du maïs est significativement augmenté par l'apport de lisier au semis de la CI de moutarde ou de ray-grass, quel que soit l'état initial d'azote minéral (Figure 10-61). Ce résultat indique une valorisation de l'apport d'effluent qui accroît de façon importante la disponibilité en azote par rapport à la situation de référence sans apport de lisier. Le rendement du maïs est supérieur lorsque le lisier est épandu avant une CI par rapport au sol nu sans couvert. Cela indique que la culture intermédiaire permet de mieux valoriser le lisier grâce au double rôle de piège à nitrate qui réduit les pertes et de restitution en azote pour la culture du maïs.

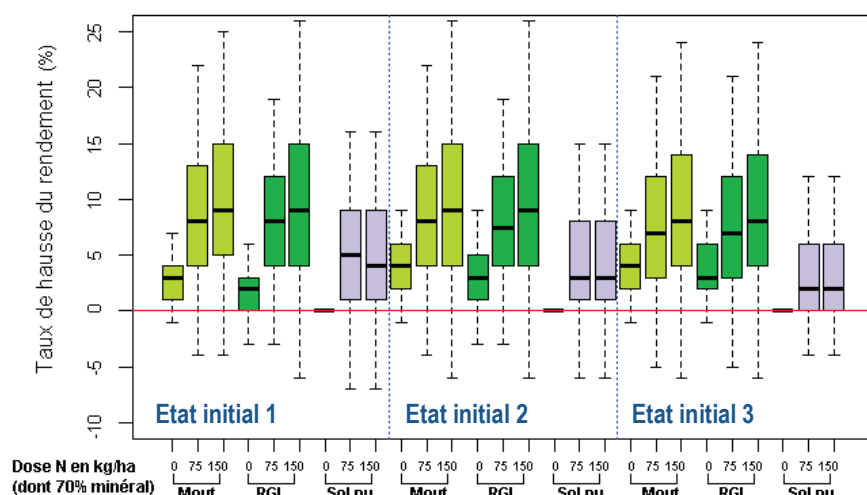


Figure 10-61. Différence de rendement relatif du maïs entre CI et sol nu, exprimée en fonction du rendement référence en sol nu, et sans apport de lisier) pour la succession blé-maïs en fonction de l'espèce de culture intermédiaire (moutarde "Mout" en vert clair, ray-grass "RGI" en foncé et sol nu en violet) et de l'état initial d'azote minéral pour les 2 situations avec apport de lisier au semis (75 et 150 kgN/ha) et la situation sans apport.

Ce résultat global masque cependant une variabilité de réponse entre les 11 sites climatiques, comme illustré pour la moutarde avec les 3 états initiaux d'azote minéral (Figure 10-62). Pour 5 sites, l'augmentation de rendement due à l'apport de lisier est significative. Pour 4 sites, cette augmentation est faible et pour 2 sites, elle ne s'est pas produite. Quand on obtient un accroissement de rendement dû à l'apport de lisier, cette augmentation dépend de la dose de lisier ($L2 > L1$). Ces résultats indiquent que la valorisation du lisier est effective pour la culture de maïs suivante lorsqu'il est absorbé par une CI. Toutefois, il convient de rappeler que cet épandage de lisier ne sera valorisé que si la CI a correctement levé et s'est développée normalement. Il est donc préférable de recommander que l'épandage de lisier ne soit effectué que sur un couvert qui est correctement implanté, pour éviter d'accroître le risque de lixiviation en cas de mauvaise levée de la culture intermédiaire.

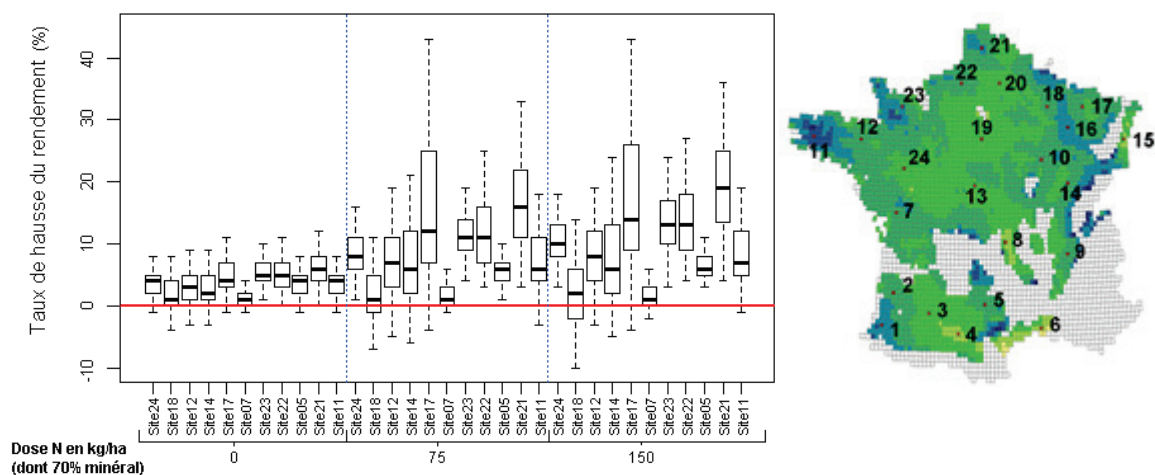


Figure 10-62. Différence de rendement relatif du maïs entre culture intermédiaire et sol nu, exprimée en fonction du rendement référence en sol nu, sans apport de lisier) pour la moutarde dans la succession blé-maïs en fonction du site climatique, avec apport de lisier au semis (75 et 150 kgN/ha) et la situation sans apport (0 kgN/ha).

10.8. Synthèse et conclusions

Nous proposons ci-après une synthèse des résultats principaux obtenus grâce à cette étude par simulation avec le modèle de culture STICS. Nous dresserons *in fine* les conclusions de ce travail.

Nous présenterons d'abord un récapitulatif des effets moyens issus des simulations réalisées pour les 24 sites climatiques et les sols types associés, pour les quatre variables de sortie majeures pour évaluer l'effet des modes de gestion de l'interculture : la lixiviation, le drainage, le taux d'abattement de la teneur en nitrate et le rendement de la culture suivante. Comme nous avons montré précédemment que la variabilité de réponse peut être importante entre, d'une part, les trois états initiaux d'azote minéral, et d'autre part, les sites climatiques, nous illustrerons les résultats déclinés pour ces 3 états initiaux puis pour 6 sites contrastés.

Nous traiterons spécifiquement de la question de l'efficacité des CI en sols argileux pour lesquels il peut être nécessaire de réaliser un travail du sol précoce ; dans ce cas, nous déclinons les résultats pour 4 sites climatiques contrastés.

Enfin, nous terminerons par une évaluation pour chaque site climatique des probabilités :

- de faible efficacité des cultures intermédiaires pour abattre la teneur en nitrate d'au moins 25% d'une part, et des probabilités d'effets indésirables d'autre part soit par une réduction forte du volume de drainage soit par un impact négatif sur le rendement de la culture suivante.
- de forte efficacité des cultures intermédiaires pour abattre la teneur en nitrate de plus de 75% d'une part, et des probabilités d'effets minimes sur les réductions de volume d'eau drainée et positifs sur le rendement de la culture suivante, d'autre part.

10.8.1. Synthèse des effets des modes de gestion sur la lixiviation, le drainage, le taux d'abattement de la teneur en nitrate et le rendement de culture suivante

10.8.1.1. Effets moyens sur l'ensemble des sites par état initial en azote minéral du sol

La Figure 10-63 présente les résultats moyens de l'azote acquis, les différentiels de lixiviation, de drainage et de rendement obtenus entre une interculture en sol nu et différents modes de gestion de l'interculture dans les différentes successions. Pour que la comparaison ne soit pas biaisée, les dates de levée considérées ici pour les cultures intermédiaires correspondent à celles testées pour les repousses (soit le 25/7 et le 10/8).

En moyenne pour tous les sites, on simule une efficacité forte des CI non-légumineuses pour réduire les pertes d'azote nitrique et la teneur en nitrate de l'eau de drainage, aussi bien dans les successions longue de type blé-maïs que courte de type colza-blé. Ainsi, les simulations indiquent une efficacité forte de la moutarde, du ray-grass et des repousses 100%TC (TC = taux de couverture) dans deux successions, longue et courte, pour :

- réduire la lixiviation en moyenne de 35 à 65 kgN/ha (de l'état initial 1 à 3) *via* une absorption d'azote de 45 à 100 kg N/ha (de l'état initial 1 à 3) ;
- abattre la teneur en nitrate de l'eau de drainage en moyenne de 80 à 60% (de l'état initial 1 à 3).

Le niveau d'abattement de la teneur en nitrate est quasiment aussi élevé en situation d'interculture courte qu'en situation d'interculture longue, illustrant l'intérêt d'insérer les cultures intermédiaires autant que possible ou de favoriser les repousses de colza dans les systèmes de culture pour réduire les pertes d'azote et la concentration en nitrate des eaux de drainage. Cette conclusion est en accord avec les résultats expérimentaux obtenus en France depuis de nombreuses années (travaux du CETIOM, d'Arvalis-Institut du Végétal et de l'ITB ; documents "cultures intermédiaires" 2011) et avec la littérature scientifique (cf. Chapitre 4).

La vesce et les repousses 50%TC conduisent à un niveau de réduction de lixiviation proche pour les deux couverts, allant de 45 à 30% correspondant à 15 à 40 kgN/ha (de l'état initial 1 à 3). Bien que sensiblement plus faible que pour la moutarde et le RGI, l'effet de la vesce serait significatif sur la réduction de la lixiviation et de la concentration en nitrate de l'eau de drainage. Cela permet de supposer que des mélanges d'espèces avec des légumineuses pourraient permettre d'obtenir une bonne efficacité de piégeage de nitrate et d'améliorer la restitution d'azote à la culture suivante. Les légumineuses pourraient donc être utilisées en culture intermédiaire en particulier en mélange équilibré avec une ou des espèce(s) non-légumineuse(s) afin de conjuguer les fonctions de "piège à nitrate" et d'"engrais vert". Néanmoins des travaux spécifiques et des simulations complémentaires seraient nécessaires pour quantifier l'efficacité de ce type de mélange vis-à-vis de la réduction de la lixiviation et de la concentration nitrique de l'eau de drainage.

L'efficacité de l'incorporation des pailles ou résidus de récolte du précédent cultural pour réduire la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage due à l'organisation nette d'azote qu'elle induit, est significative. Toutefois, cet effet est faible et d'un niveau d'efficacité 4 à 5 fois moindre que celui des couverts intermédiaires.

L'efficacité des cultures intermédiaires et des repousses décroît avec l'augmentation du niveau d'azote minéral initial, mais cette efficacité reste en moyenne largement supérieure à 50% même avec l'état initial 3 (fort reliquat). Il aurait été intéressant de tester l'effet de la répartition de l'azote minéral dans le profil de sol sur cette efficacité de piégeage, car plus le profil contiendra proportionnellement d'azote minéral dans les horizons profonds et moins cette efficacité pourrait être effective pour des espèces à faible vitesse d'enracinement en profondeur. Toutefois, réaliser cette analyse reviendrait à vérifier si les cultures intermédiaires peuvent être efficaces pour "rattraper" des situations de mauvaise gestion de l'azote répétées (avec un effet cumulatif à l'échelle de la rotation). Une analyse complémentaire serait donc utile pour traiter de cette question. Cela reviendrait à analyser si, en situation de pratiques récurrentes de sur-fertilisation en azote ou d'ajustement non-optimal dû à des incidents climatiques, les CI seront toujours aussi efficaces, voire d'autant plus utiles et efficaces pour réduire la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage. Dans cette situation particulière, le choix d'espèces de CI avec des capacités d'enracinement profond et rapide pourrait s'avérer intéressant.

L'efficacité démontrée des couverts intermédiaires pour réduire les pertes d'azote nitrique s'accompagne cependant d'une réduction du volume de drainage à l'échelle de la parcelle, par l'effet de consommation supplémentaire en eau des cultures intermédiaires et des repousses 100%TC. Cette réduction du drainage est en moyenne et médiane de 30 à 40 mm, quel que soit l'état initial d'azote minéral. Le RGI et les repousses de blé ont un impact légèrement plus élevé sur le drainage que la moutarde. Les repousses de blé à 50%TC consomment 2 fois moins d'eau que la vesce, car la biomasse qu'elles produisent est nettement plus faible (environ deux fois moins). Cependant, si la date de destruction n'est pas trop tardive (avant l'hiver calendaire), les cultures intermédiaires n'ont pas d'effet significatif sur la réserve en eau du sol et donc sur l'alimentation en eau de la culture suivante. La réduction du volume de drainage simulée à l'échelle de la parcelle et de la succession devra être analysée à l'échelle de la rotation et du bassin versant pour quantifier l'effet sur la recharge des nappes. Cette quantification ne faisait pas l'objet de la présente étude ; elle nécessiterait de réaliser une étude hydrologique, forcément spécifique de conditions hydrogéologiques locales, difficilement généralisables à l'échelle du territoire français.

De plus, d'autres conclusions spécifiques de chaque succession sont à retenir, à savoir :

- Successions blé-maïs et colza-blé

Le rendement de la culture suivante n'est pas affecté en moyenne (avec le même niveau de fertilisation azotée qu'en sol nu), et serait même légèrement augmenté pour les reliquats initiaux les plus élevés (états 2 et 3). Par contre, comme attendu, l'impact moyen sur le rendement est supérieur pour la légumineuse car plus d'azote est présent dans la CI, et comme le rapport C/N est aussi supérieur, davantage d'azote est libéré pour la culture suivante.

- Succession colza-blé

L'efficacité forte des couverts intermédiaires pour réduire la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage a pour corollaire d'induire un effet significatif légèrement négatif sur le rendement du blé suivant par compétition préemptive d'azote. Cet effet moyen est plus sensible avec le RGI et les repousses de colza (qui lèvent tôt) qu'avec la moutarde, mais ne se produit pas avec la vesce qui restitue plus d'azote à la culture suivante.

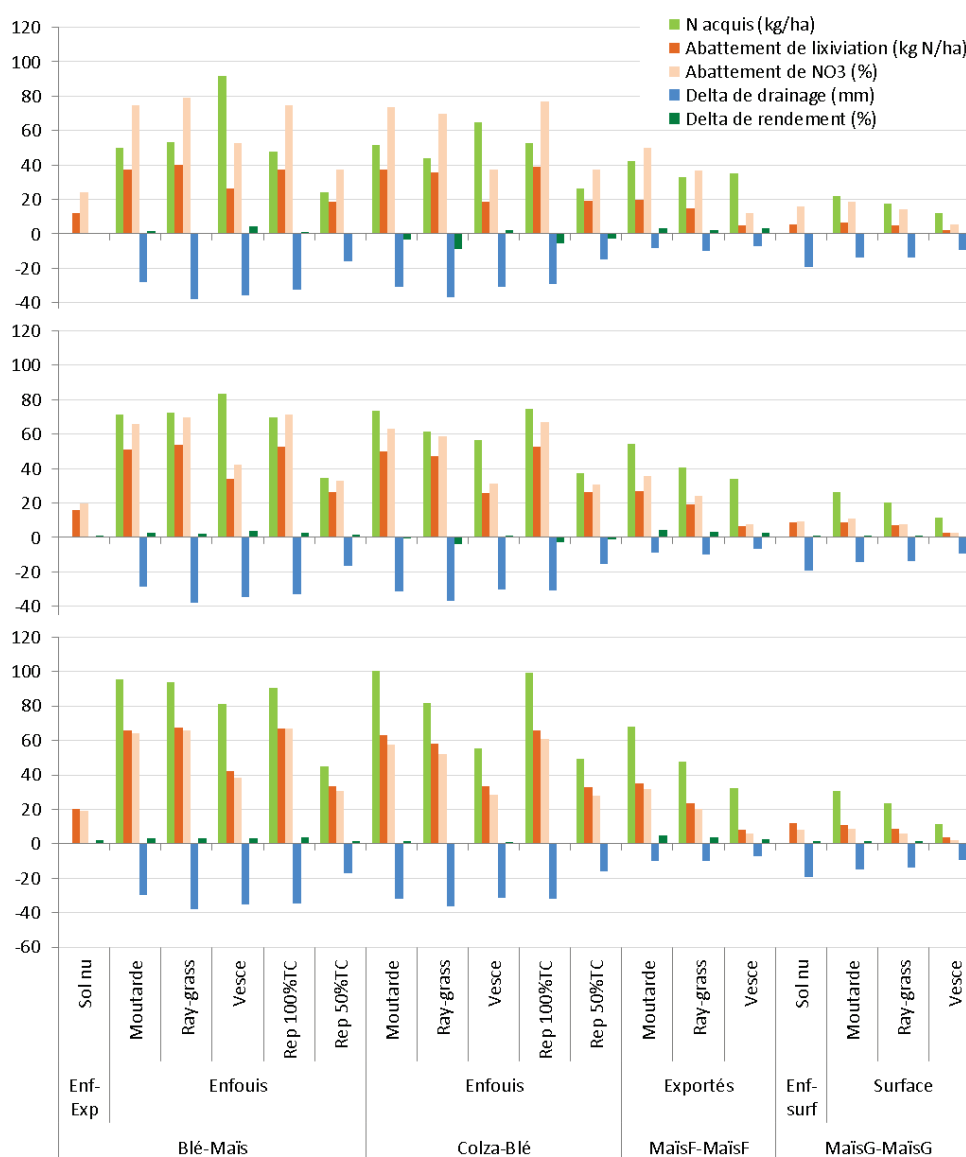


Figure 10-63. Graphique récapitulatif de l'azote acquis par le couvert, de l'abattement de lixiviation, du taux d'abattement de concentration nitrique et du différentiel (ou delta) de drainage et de rendement obtenus entre différents modes de gestion de l'interculture et une interculture en sol nu, dans chaque succession. Les résultats correspondent à la moyenne des simulations pour tous sites et sols confondus, pour les états initiaux 1 (a), 2 (b) et 3 (c). Pour les "sols nus", le différentiel porte sur la différence entre deux modes de gestion des résidus du précédent. ("rep100%TC" et "rep50%TC" = repousses avec un taux de couverture de 100 ou 50% ; "Enf-Exp" et "Enf-Surf" = résidus du précédent enfouis (Enf) - résidus du précédent exportés (Exp) ou en surface (Surf))

- Succession maïs-maïs

Les résultats sont différents selon que l'on est dans une succession après maïs fourrage ou après maïs grain. La date de levée simulée de la CI étant plus précoce (fin septembre) après maïs fourrage, elle permet d'obtenir une efficacité notable après maïs fourrage pour réduire la lixiviation et la teneur en nitrate de l'eau de drainage. Le taux d'abattement moyen varie de 40 à 50% au mieux avec l'état 1 à seulement 20% avec l'état initial 3. Cela indique que la culture intermédiaire n'est pas en mesure de piéger tout l'azote minéral du profil initial du sol avant que les flux de drainage soient importants et entraînent l'azote nitrique hors de la portée des racines. Enfin, et comme attendu, la vesce a une très faible efficacité, avec un taux d'abattement inférieur à 10%, indiquant qu'elle n'est pas un "piège à nitrate" efficace dans ces conditions.

Dans le cas de l'interculture après maïs grain (levée fin octobre), l'efficacité est en moyenne très faible et les taux d'abattement de la teneur en nitrate sont inférieurs à 20% (état initial 1) et même 10% (états initiaux 2 et 3). Cette situation illustre le fait que le phénomène de compétition temporelle entre absorption d'azote et lixiviation décrit par Meisinger et al. (1991) joue contre l'efficacité des CI, car la vitesse de transfert des ions nitrate dans le profil de sol est supérieure à celle de l'enracinement et de l'absorption d'azote minéral.

Par ailleurs, il est préférable d'incorporer les cannes de maïs plutôt que de les laisser en mulch en surface si l'on cherche à réduire la lixiviation ; cet effet sera du même ordre de grandeur qu'une CI après maïs grain.

Toutefois, cette analyse globale masque une variabilité de réponse selon les sites climatiques. Ne pouvant être exhaustifs pour chacun des 24 sites simulés dans ce présent rapport, nous avons cherché à présenter les résultats à travers une déclinaison des 6 sites climatiques déjà analysés précédemment pour les bilans d'eau et, d'azote et l'effet sur la culture suivante.

10.8.1.2. Effets principaux déclinés selon la pluviométrie du site

La Figure 10-64 présente les résultats moyens de l'azote acquis par la CI, des valeurs de différentiel de lixiviation, de drainage et de rendement simulés entre une situation d'interculture conduite en sol nu et différents modes de gestion de l'interculture dans les différentes successions pour 6 sites climatiques. Ces sites varient par leur niveau de pluviométrie annuelle et par leur localisation Nord-Sud : a) site 1 (Sud-Ouest, très pluvieux), b) site 11 (Ouest, très pluvieux), c) site 11 (Nord-Est, pluvieux), d) site 6 (Sud-Est, peu pluvieux), e) site 4 (Sud-Ouest, moyennement pluvieux) et f) site 19 (Centre, peu pluvieux). Le choix des sites présentés ici permet d'illustrer des différences notables dans les résultats obtenus par simulation. Les résultats moyens représentent la moyenne pour les deux dates précoces de levée dans le cas de l'état initial 2, ceci afin d'analyser un effet "site" moyen, en l'absence de connaissances *a priori* du climat et donc des dates optimales de levée et de destruction pour chaque site.

Les principales conclusions sont les suivantes :

- Les simulations indiquent une efficacité moyenne des CI (et des repousses) très nettement plus faible dans le site 6 pour les deux successions blé-maïs et colza-blé, due à des dates de levée trop précoces. Par contre, c'est l'un des sites testés (avec les sites 1 et 4 dans le Sud de la France) où le semis d'une CI, notamment de moutarde, après maïs grain (levée fin octobre) permet d'avoir une efficacité significative pour réduire la lixiviation et la teneur en nitrate, car l'absorption d'azote peut se produire durant l'automne et l'hiver grâce à une température moyenne et un cumul de rayonnement solaire supérieurs aux autres sites climatiques ;
- L'efficacité pour réduire la lixiviation (en quantité d'azote/ha) est nettement plus forte pour les sites très pluvieux de l'Ouest de la France, aussi bien du Sud que du Nord (sites 1 et 11), que pour les autres sites. Néanmoins, malgré des différences fortes de pluviométrie qui se traduisent par des différences en terme de niveau de réduction de la lixiviation par les CI en quantité d'azote/ha, le taux d'abattement moyen de la concentration en nitrate est élevé (> 50%) aussi bien pour les sites pluvieux (sites 1, 11 et 16) que pour les sites moins pluvieux (4, 19). Cela démontre l'intérêt des cultures intermédiaires et des repousses homogènes (100% TC) pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage dans une large gamme de pédoclimats français se différenciant par le niveau de drainage et de lixiviation d'azote nitrique.

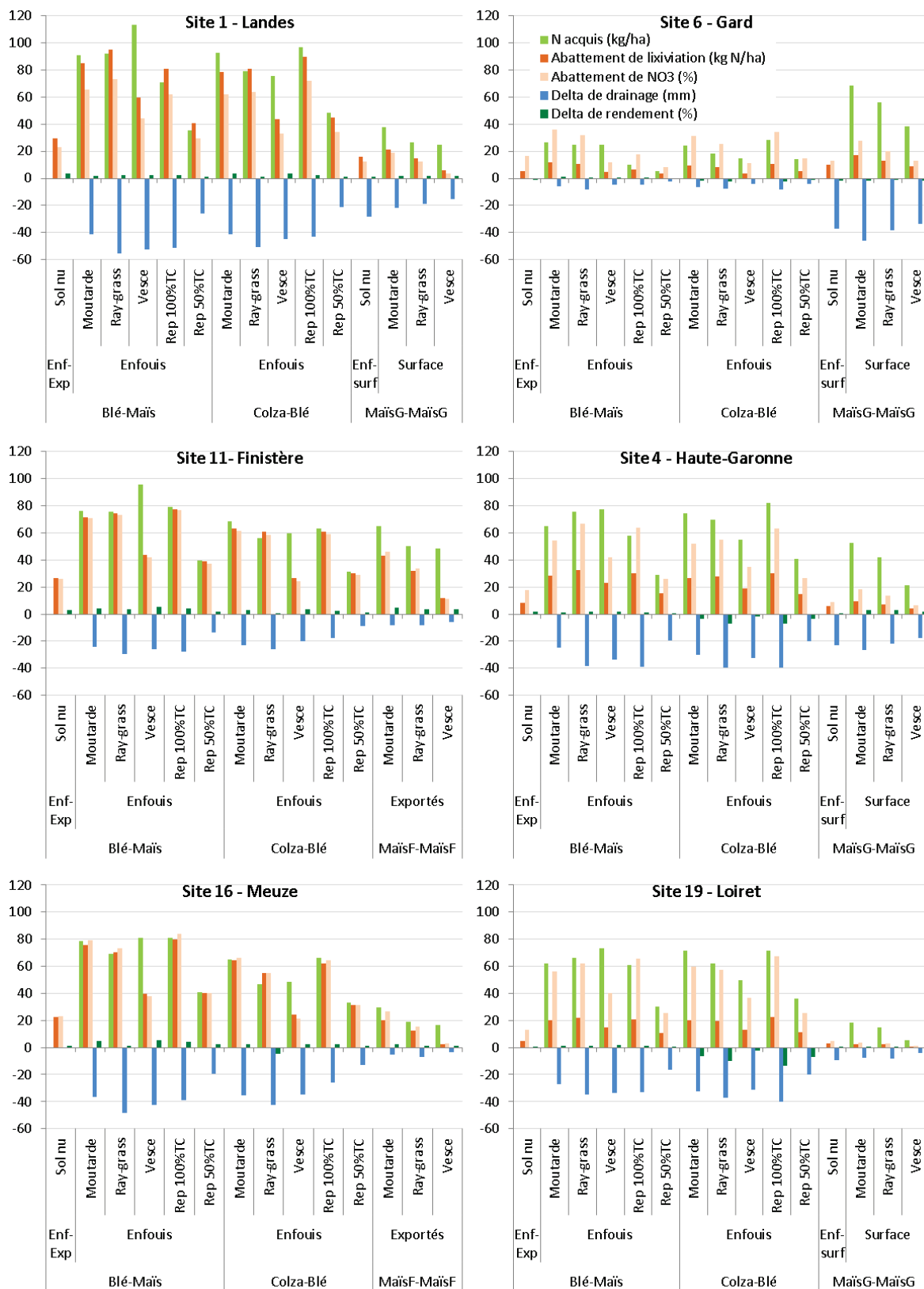


Figure 10-64. Graphiques récapitulatifs de l'azote acquis par le couvert, de l'abattement de lixiviation, du taux d'abattement de la concentration nitrique et du différentiel (ou delta) de drainage et de rendement pour les différents modes de gestion de l'interculture dans chaque succession, pour 6 sites contrastés, pluvieux à gauche (1, 11 et 16) et plus secs à droite (6, 4, et 19), avec un état initial 2 ("rep100%TC" et "rep50%TC" = repousses avec un taux de couverture de 100 ou 50% ; "Enf-Exp" et "Enf-Surf" = résidus du précédent enfouis (Enf) - résidus du précédent exportés (Exp) ou en surface (Surf)).

Ce résultat indique que plus le site est pluvieux, plus la réduction de la lixiviation (en quantité/ha) est élevée, et s'explique par le fait que la quantité d'azote absorbée par la CI est plus élevée (moins de stress hydrique et plus d'azote minéral disponible par minéralisation du sol). Ainsi, pour les sites moins pluvieux (sites 4 et 19), la réduction de la quantité d'azote lixivié ne correspond qu'à environ la moitié de l'azote absorbé par la CI, car les niveaux de drainage et de lixiviation en sol nu sont nettement plus faibles en moyenne interannuelle que pour les sites pluvieux. Par contre, pour les sites très pluvieux (sites 1 et 11), la quantité d'azote absorbée par la CI correspond au différentiel de lixiviation (quantité de N/ha "sauvegardé" par la CI). Nous rappelons cependant que le taux d'abattement de la concentration nitrique peut être élevé aussi dans les sites ayant les drainages les plus faibles (hormis le site 6).

La conséquence est que les sites peu pluvieux vont être sujets aux phénomènes de compétition préemptive vis-à-vis de l'azote car le niveau de lixiviation est plus faible qu'en site pluvieux. Cet effet se répercute par un effet légèrement négatif sur le rendement de la culture suivante (à même niveau de fertilisation azotée) dans le cas des sites peu pluvieux pour la succession courte colza-blé (sites 4 et 19). Cet effet négatif sur la culture suivante n'est pas simulé pour les sites pluvieux car le double effet i) de piégeage de l'azote minéral initial du sol, et donc de "sauvegarde" vis-à-vis de la lixiviation, et ii) de restitution d'azote à la culture suivante, est supérieur à l'effet d'organisation créé par le couvert intermédiaire. Ceci est dû au fait que la lixiviation ne concerne pas tout l'azote minéral initial du sol, et que la majeure partie de l'azote absorbé par la CI se retrouve *in fine* sous forme d'azote organique dans le sol et n'est pas disponible pour la culture suivante ; dans ce cas, la CI permet un stockage d'azote organique dans le sol et réduit la disponibilité pour la culture suivante.

10.8.3. Impact des cultures intermédiaires en cas de destruction précoce (1/10), dans le cas de sols argileux et pour divers sites climatiques

La Figure 10-65 présente les taux d'abattement et l'impact sur la lixiviation et le drainage de CI levées entre le 25 juillet et le 25 août (moyenne pour les 3 dates) et détruites précocement au 1^{er} octobre pour la succession blé-maïs, sur des sols ayant des teneurs en argile de plus de 35%, et pour des sites ayant des caractéristiques contrastées en termes de pluviométrie et de température.

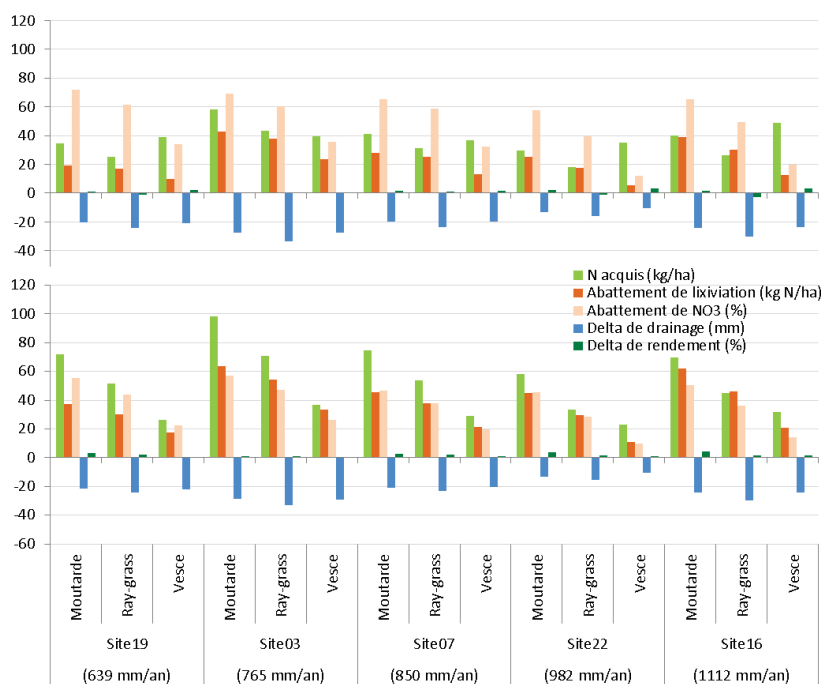


Figure 10-65. Graphiques récapitulatifs de l'azote acquis par la CI, de l'abattement de lixiviation, du taux d'abattement de la concentration nitrique et du différentiel (ou delta) de drainage et de rendement en cas de destruction précoce (1/10) de CI ayant levé entre le 25/7 et le 25/8, pour 4 sites contrastés (avec pluviométrie annuelle) sur des sols argileux (>35%) et un niveau d'azote minéral initial 1 (en haut) et 3 (en bas).

Ces résultats indiquent que, pour les différents sites climatiques testés, l'efficacité d'une CI peut être élevée et de bon niveau même en cas de destruction précoce au 1^{er} octobre. En effet, le taux d'abattement de la teneur en nitrate dû à l'effet de la moutarde est compris entre 70-65 et 55-45%, respectivement pour les états initiaux 1 et 3. Cela indique qu'il est toujours utile et efficace d'implanter une CI même s'il est nécessaire de la détruire précocement par travail du sol en situation de sol argileux. Cette efficacité des CI est simulée aussi bien pour des sites peu pluvieux (640 mm/an) que très pluvieux (1100 mm/an) ; elle s'explique par le développement et la croissance rapide des cultures de type crucifère (moutarde) une fois le couvert levé. Il convient donc dans ces situations de bien adapter la date et le mode de semis pour maximiser les chances de succès de la CI ; il sera donc judicieux de ne pas forcément semer trop tôt si le sol est sec afin de ne pas pénaliser l'installation de la CI à cause de stress hydriques jouant sur la levée et sur la croissance ultérieure.

De plus, il convient de souligner que c'est dans ces conditions de date de destruction précoce que l'effet de l'espèce choisie est le plus prépondérant. Ainsi, le RGI est moins efficace que la moutarde lorsque la période de croissance est réduite, et comme attendu, la vesce est très nettement moins efficace pour réduire la concentration en nitrate, bien que son effet ne soit cependant pas nul.

Enfin, aucun effet négatif pour la culture suivante n'est simulé si la CI est une moutarde ou une vesce, contrairement aux résultats obtenus pour le RGI. Dans ces situations, les espèces à croissance rapide, comme les crucifères, seront plus efficaces pour réduire la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage.

10.8.4. Synthèse de l'efficacité des cultures intermédiaires en fonction des dates de levée et de destruction pour des sites climatiques contrastés

10.8.4.1. Effet de la date de levée : exemple de la moutarde détruite au 10/12

La Figure 10-66 présente les taux d'abattement et l'impact sur la lixiviation et le drainage de CI pour les différentes dates de levée de la moutarde avec une date de destruction au 10/12, qui permet d'obtenir un fort taux d'abattement de la teneur en nitrate pour l'ensemble des sites. Cet effet est illustré pour 3 sites dont la réponse simulée est contrastée, à savoir que la date optimale de levée est, en moyenne interannuelle, différente entre sites vis-à-vis du taux d'abattement de la concentration en nitrate de l'eau de drainage :

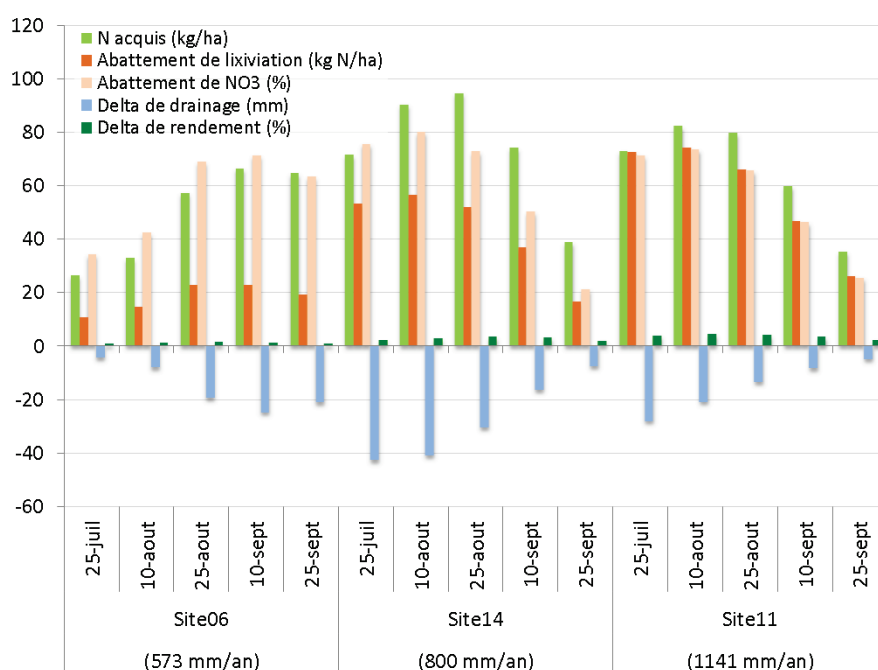


Figure 10-66. Graphique récapitulatif de l'azote acquis par la CI, de l'abattement de lixiviation, du taux d'abattement de la concentration nitrique, et du différentiel (ou delta) de drainage et de rendement selon la date de levée de la moutarde détruite au 10/12, pour 3 sites climatiques contrastés (avec leur pluviométrie annuelle).

- Pour le site 6 (Sud-Est, peu pluvieux), l'efficacité de la CI est fortement accrue avec la tardivité de la date de levée (et donc de semis). Ainsi, sous ce climat, la date de levée optimale est le 10 septembre, voire le 25 septembre, si on veut réduire la consommation en eau et donc l'effet sur le drainage ;
- Pour le site 14 (Centre-Est, moyennement pluvieux), la date optimale de levée est nettement plus précoce, au 10 août, et au plus tard le 25 août pour garder une très bonne efficacité du taux d'abattement de la concentration nitrique sans avoir de forte réduction du drainage. Les deux dates de levée les plus tardives sont ainsi les plus efficaces ;
- Pour le site 11 (Ouest, très pluvieux), comme pour le site 14, on simule une diminution importante de l'efficacité de la CI pour réduire la concentration en nitrate de l'eau de drainage au-delà d'une date de levée au 25/08. Une date de levée au 10 août est sans doute à viser pour maximiser l'efficacité de la moutarde en regard du niveau important de drainage et de lixiviation ; dans ce site climatique, la réduction du niveau de drainage est plus faible malgré une forte quantité d'azote absorbée par la moutarde.

Enfin, des effets positifs sur la culture suivante sont simulés, et ce d'autant plus que le site est pluvieux.

10.8.4.2. Effet de la date de destruction : exemple du ray-grass levé au 10/8

La Figure 10-67 présente l'effet de la date de destruction pour une CI de RGI semée le 10 août pour les 3 sites contrastés sélectionnés auparavant pour analyser l'effet de la date de levée.

Contrairement aux résultats précédents concernant l'effet de la date de levée, l'effet de la date de destruction est moins sensible sur le taux d'abattement de la concentration en nitrate et est même quasiment nul dans certains cas, comme illustré par le site 14. Ce résultat est logique dans la mesure où plus la destruction est tardive et moins la CI va être efficace pour absorber l'azote minéral, car la croissance se ralentit et la disponibilité en azote minéral du sol s'amenuise fortement en raison de l'efficacité du piégeage du RGI. L'accroissement de l'efficacité est significatif pour le site 11 car la pluviométrie hivernale est importante et le RGI est capable d'absorber l'azote disponible durant l'automne et l'hiver ; cet azote provient essentiellement de la minéralisation en azote du sol.

Ainsi, comme indiqué précédemment, le gain sur la lixiviation devient marginal au-delà du 10 décembre. Aussi, sauf cas de site très pluvieux, il n'est pas utile de détruire trop tardivement la CI afin d'éviter d'avoir une consommation d'eau supplémentaire, même si celle-ci est faible, et surtout de favoriser la restitution d'azote à la culture suivante et donc de réduire les risques d'effet négatif sur le rendement de la culture suivante.

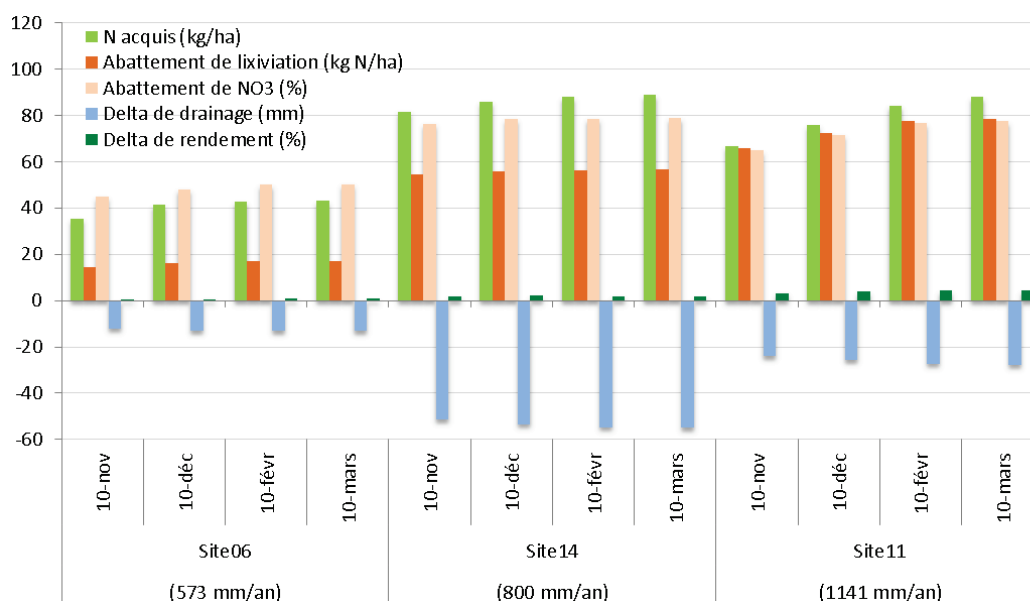


Figure 10-67. Graphique récapitulatif de l'azote acquis par la CI, de l'abattement de lixiviation, du taux d'abattement de la concentration nitrique et du différentiel (ou delta) de drainage et de rendement, selon la date de destruction du ray-grass levé au 10/8, pour 3 sites climatiques contrastés (avec leur pluviométrie annuelle).

10.8.5. Probabilité d'occurrence de faible efficacité et d'effets indésirables des cultures intermédiaires par site climatique selon l'espèce et la date de levée

Nous avons cherché à évaluer la probabilité d'obtenir, d'une part, des effets faibles que l'on pourrait qualifier "d'insuffisants" des CI sur la lixiviation, et d'autre part, d'avoir des effets indésirables sur le rendement de la culture suivante et le drainage (réduction forte du drainage ou différentiel de drainage très négatif).

Pour cela, nous avons calculé la fréquence d'atteinte des différentes conditions à partir de la simulation des 20 années climatiques. Nous considérons que la fréquence des résultats simulés peut être considérée comme une probabilité d'obtenir ce résultat, compte tenu du nombre assez grand de répétitions des simulations (20 ans) pour chaque sol et modalité technique testée.

Nous avons choisi de calculer les fréquences (probabilités), par site climatique, par espèce de CI et pour chaque date de levée.

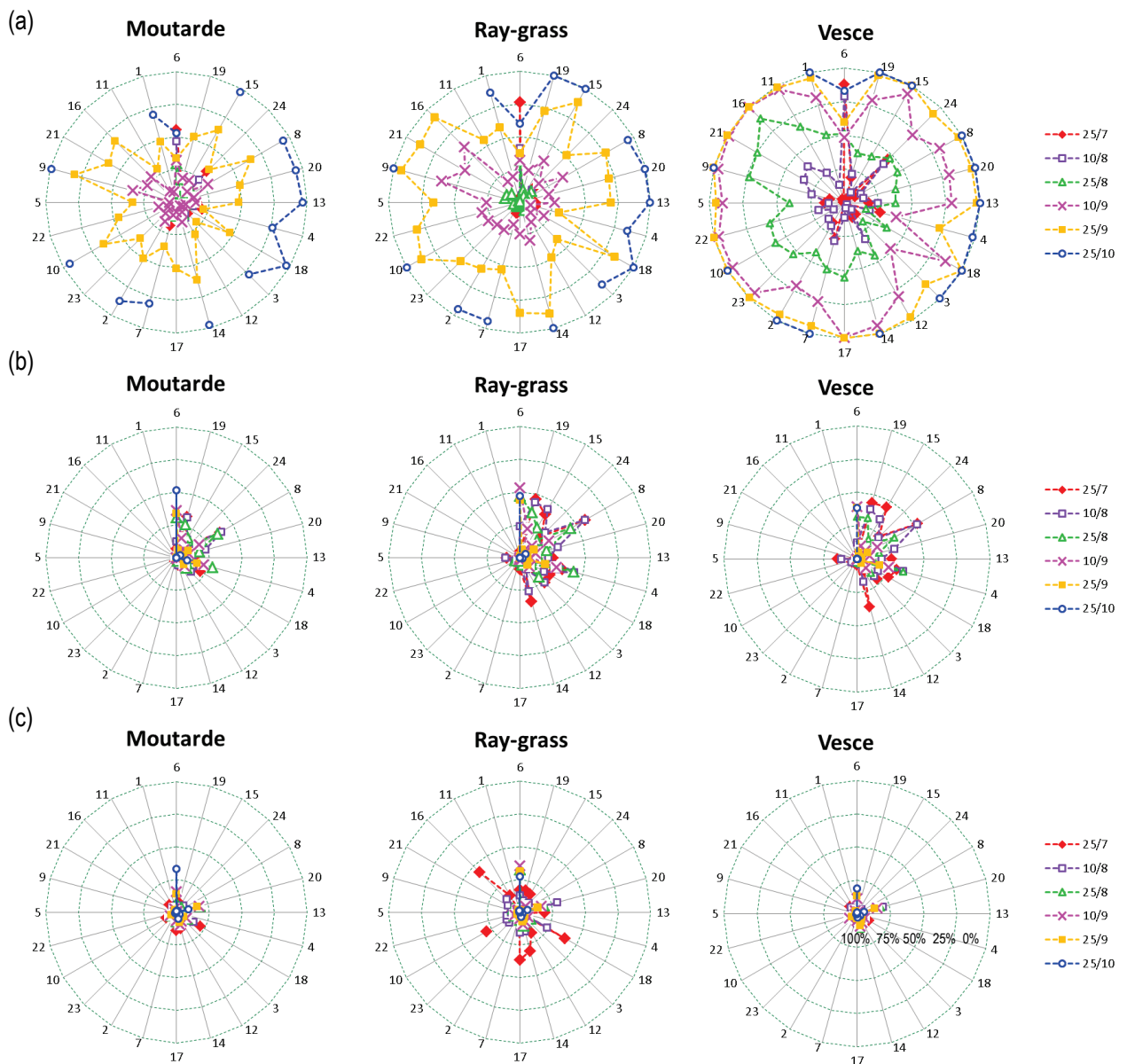


Figure 10-68. Probabilité sur 20 ans d'avoir une culture intermédiaire qui réduit la concentration nitrique de plus de 25% (a), qui induit une diminution du drainage de moins de 25% (b) et qui ne diminue pas le rendement de la culture suivante (c) par rapport au sol nu, en la détruisant au plus tôt le 10/12, selon les sites (1 à 24 en rayons) classés par ordre de pluviométrie annuelle, et la date de levée (25/7 au 25/10) (le centre représente une fréquence de 100% d'évitement de la situation indésirable jusqu'à 0% d'évitement de cette situation "à risque" ou inefficace).

Afin d'évaluer la probabilité d'obtenir des cas d'insuffisante efficacité ou d'occurrence d'effet indésirable des CI, les indicateurs et critères choisis sont les suivants (Figure 10-68) :

- Un taux d'abattement de la concentration nitrique inférieur à 25% par rapport au sol nu, indiquant une faible efficacité de la culture intermédiaire ;
 - Un drainage réduit de plus de 25%, indiquant un fort impact potentiel à l'échelle de la parcelle sur la recharge en eau de la nappe phréatique ;
 - Un impact négatif sur le rendement de la culture suivante, indiquant un effet de compétition préemptive notamment vis-à-vis du bilan en azote.
- Concernant la probabilité d'insuffisance d'efficacité pour réduire la lixiviation

Globalement, et comme déjà indiqué, la moutarde est l'espèce qui permet d'obtenir la probabilité d'occurrence de faible efficacité de la culture intermédiaire la plus faible pour réduire la concentration en nitrate de l'eau de drainage, tant que la date de levée est suffisamment précoce, notamment pour les sites climatiques les plus pluvieux. Cela indique que la moutarde est l'espèce la plus efficace pour réduire la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage. Comme attendu, la vesce est l'espèce pour laquelle la probabilité de faible efficacité est la plus élevée, notamment lorsque la levée se produit après le 10 août ; ce n'est donc pas une espèce à privilégier pour réduire la lixiviation. Le RGI présente une probabilité intermédiaire, mais sensiblement plus proche de l'effet de la moutarde.

La probabilité de faible efficacité s'accroît nettement à partir d'une levée au 10 septembre, notamment pour les sites situés dans la moitié Nord de la France.

- Concernant la probabilité de forte réduction du drainage

La probabilité d'occurrence d'un impact fort sur le drainage est d'autant plus élevée que le site est peu pluvieux et que la date de levée est précoce, et ce pour les trois espèces de CI. Comme déjà indiqué, le site 6 est particulièrement exposé à une forte réduction du drainage du fait de son niveau initial faible en situation de sol nu. Lorsque le site est pluvieux, cet impact sur le drainage devient marginal, et ce d'autant plus que la pluviométrie annuelle est élevée.

- Concernant la probabilité d'effet indésirable sur le rendement de la culture suivante

La probabilité d'occurrence d'un impact négatif sur le rendement est significativement accrue avec le RGI, en particulier pour les dates de levée très précoces. Toutefois, pour la moutarde et la vesce, cette probabilité est généralement inférieure à 20%, indiquant un risque faible ou modéré de perte de rendement de la culture suivante.

10.8.6. Probabilité d'occurrence de forte efficacité et d'absence d'effet indésirable des cultures intermédiaires par site climatique selon l'espèce et la date de levée

A contrario du paragraphe précédent, c'est la probabilité d'obtenir, d'une part, des effets forts des CI sur la lixiviation, et d'autre part, de ne pas avoir d'effets indésirables sur le rendement de la culture suivante et le drainage, qui a été calculée. Les fréquences (probabilités) ont été calculées, par site climatique, par espèce de CI et pour chaque date de levée. Afin d'évaluer la probabilité d'obtenir des cas d'efficacité forte ou d'absence d'effet indésirable important des CI, les indicateurs et critères choisis sont les suivants (Figure 10-69) :

- Un taux d'abattement de la concentration nitrique supérieur ou égale à 75% par rapport au sol nu, indiquant une forte efficacité de la culture intermédiaire (a) ;
- Un drainage réduit de moins de 10%, indiquant un faible impact potentiel à l'échelle de la parcelle sur la recharge en eau de la nappe phréatique (b) ;
- Un impact positif sur le rendement de la culture suivante, indiquant un probable effet d'"engrais vert" des CI (c).

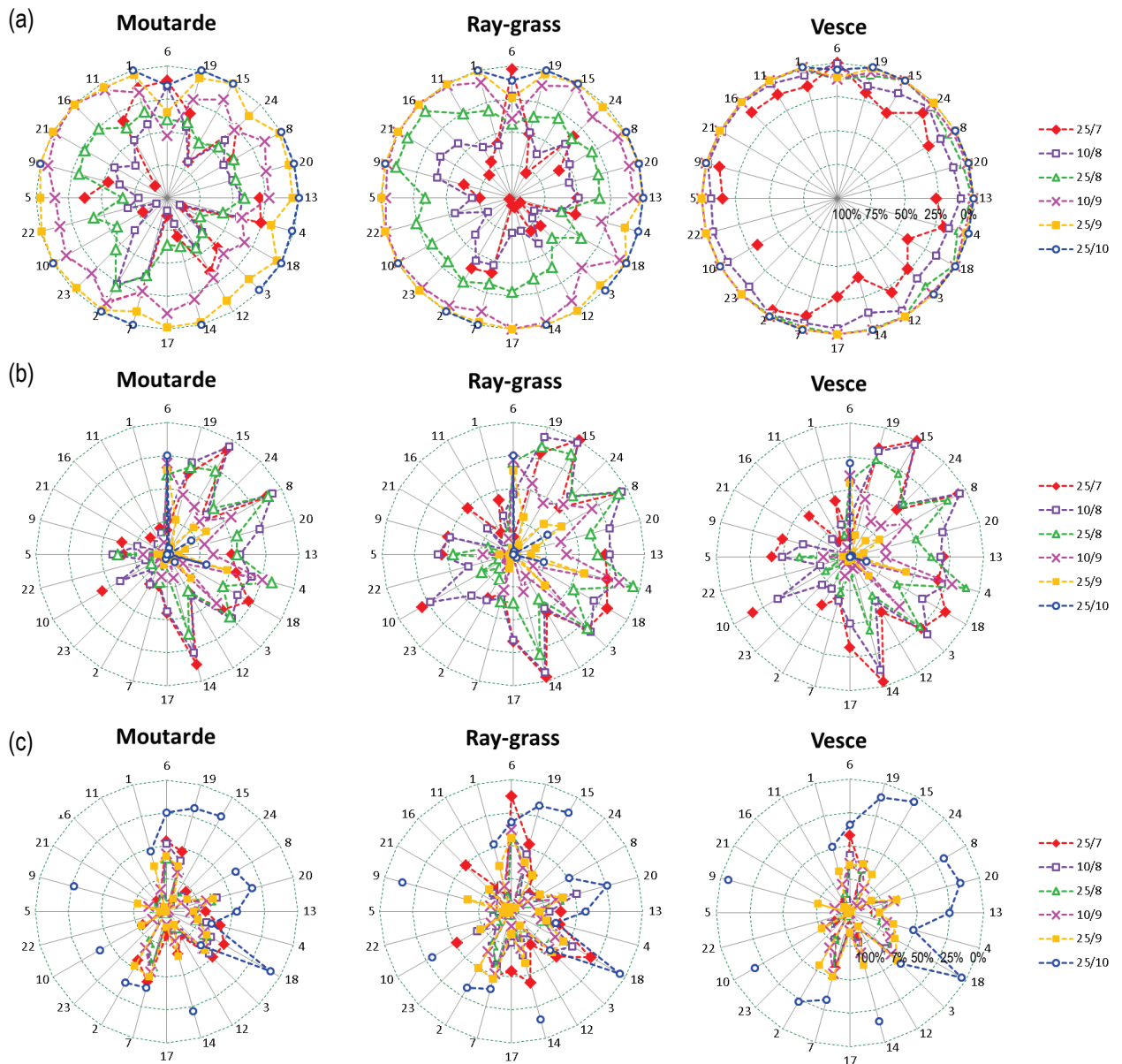


Figure 10-69. Probabilité sur 20 ans d'avoir une culture intermédiaire qui réduit la concentration nitrique de plus de 75% (a), qui induit une diminution du drainage de moins de 10% (b) et qui augmente le rendement de la culture suivante (c) par rapport au sol nu, en la détruisant au plus tôt le 10/12, selon les sites (01 à 24) classés par ordre de pluviométrie annuelle, et la date de levée (25/7 au 25/10) (le centre représente une fréquence de 100% de la situation désirable et le cercle extérieur, une fréquence de 0% soit une absence de cette situation souhaitable ou très efficace).

- Concernant la probabilité d'efficacité importante pour réduire la lixiviation

Afin d'atteindre des niveaux d'efficacité très élevée ($\geq 75\%$ d'abattement de la concentration nitrique), la moutarde apparaît comme la plus efficace, bien que l'efficacité du ray-grass soit proche. La date de levée contribue également fortement à atteindre fréquemment un bon niveau d'efficacité de ces deux espèces ; la date du 10/8 étant souvent optimale pour la moutarde et le 25/7 pour le ray-grass. Comme déjà noté précédemment, dans certains cas de sites secs (6), une date plus tardive au 10 septembre permet d'obtenir une meilleure efficacité, plus souvent. La vesce ne permet pas d'atteindre ces niveaux d'abattement dans plus de 65% des cas pour des levées précoces (25/7) et plus de 75% des cas, pour les autres dates de levée.

- Concernant la probabilité de réduction du drainage réduite

La probabilité d'occurrence d'un impact faible sur le drainage est d'autant plus élevée que le site est pluvieux et que la date de levée est tardive, quelle que soit l'espèce de CI considérée. Pour les sites peu pluvieux (site 06 à

17), la fréquence d'avoir une réduction du drainage de moins de 10% par rapport à celui observé en situation de sol nu pendant l'interculture est très faible. Cela s'explique par le fait que l'impact des CI sur le drainage, en termes de volume d'eau, est relativement stable entre les sites malgré la forte variabilité du drainage moyen de chaque site climatique.

- Concernant la probabilité d'effet positif sur le rendement de la culture suivante

La probabilité d'occurrence d'un impact positif sur le rendement est significativement accrue avec la vesce, exceptée pour des dates de levée tardives (25/9 et 25/10) ; la réponse est similaire avec la moutarde. L'obtention d'un rendement supérieur après ray-grass par rapport à un précédent en sol nu est moins fréquente que pour les deux autres espèces car le taux de minéralisation des résidus de ray-grass, avant et sous la culture principale, est plus faible, augmentant donc peu la disponibilité en azote minéral du sol.

10.8.7. Conclusion : l'itinéraire technique des cultures intermédiaires doit être adapté en fonction du système de culture et des conditions pédoclimatiques locales

L'ensemble de ces résultats indique qu'il est nécessaire d'adapter les itinéraires techniques des cultures intermédiaires en fonction de nombreux facteurs, à savoir :

- L'objectif ou les objectifs recherchés.
Les itinéraires techniques "optimaux" vont dépendre des services écosystémiques visés, à savoir la prise en compte et la pondération des objectifs parmi le taux d'abattement de la concentration nitrique de l'eau de drainage, la production agricole de la culture suivante, le niveau toléré de réduction du drainage... Il convient donc de réaliser une optimisation multicritère pour identifier les dates de levée et de destruction adaptées, ainsi que l'espèce ou le mélange d'espèces à semer.
- Les conditions climatiques, et notamment la pluviométrie qui détermine le niveau du drainage et de la lixiviation ;
- La succession de cultures ;
- L'état initial d'azote minéral du sol ;
- La profondeur du sol et sa capacité de minéralisation.

Bien que des grandes lignes puissent être tirées de cette étude, en cohérence notamment avec les travaux déjà publiés sur le sujet, ce travail d'optimisation en fonction des conditions locales ne peut être réalisé sans une contextualisation *ad hoc* et sans une analyse tenant compte de la multifonctionnalité des cultures intermédiaires. Ce travail ne doit pas être sous-estimé si l'on souhaite que l'introduction des cultures intermédiaires dans les systèmes de culture français soit efficace et n'induisse pas d'effet indésirable. La présente étude n'avait pas pour but de réaliser cette adaptation au contexte local mais avait pour objectif d'analyser et de hiérarchiser les facteurs et conditions qui déterminent l'efficacité des cultures intermédiaires et d'autres modes de gestion de l'interculture.

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

11. Conclusions

Auteur :

Eric Justes

avec la participation de :

Nicolas Beaudoin, Patrick Bertuzzi, Raphaël Charles,
Julie Constantin, Carolyne Dürr, Carole Hermon,
Alexandre Joannon, Christine Le Bas, Bruno Mary,
Catherine Mignolet, Françoise Montfort, Laurent
Ruiz, Jean-Pierre Sarthou, Véronique Souchère,
Julien Tournebize

Juin 2012

Sommaire

11.1. Les enseignements génériques et spécifiques de l'étude par simulation	401
11.2. Discussion des résultats de l'étude	408
11.2.1. Quel domaine de validité des successions types simulées ?	408
11.2.2. Les CIPAN peuvent-elles corriger des situations d'excédent d'azote minéral à la récolte ?	409
11.2.3. Une approche pour définir des dates "optimales" de levée et de destruction des CIPAN par analyse multicritère des résultats de simulation	410
11.2.4. Cultures intermédiaires : quels autres services écosystémiques rendus ?	412
11.2.5. Quelle adaptation locale des CIPAN pour une insertion la plus large possible dans les systèmes de culture actuels ?	414
11.3. Conclusions et perspectives	415

Relecteur externe du chapitre : Jean Boiffin.

11.1. Les enseignements génériques et spécifiques de l'étude par simulation

Ce chapitre regroupe les conclusions ou éléments de synthèse qui, d'une part, s'appliquent à un grand nombre de situations agro-pédoclimatiques et ont donc une certaine généralité, et d'autre part, concernent des situations plus spécifiques d'insertion des CIPAN dans les systèmes de culture ou des conduites particulières. Douze enseignements principaux peuvent être tirés de cette étude par simulation.

1. L'implantation de la CIPAN peut s'opérer avec succès dans une large gamme de situations, à condition d'adapter la date de semis en fonction de la situation pédoclimatique

L'étude par simulation de l'implantation des CIPAN a été réalisée séquentiellement, en utilisant le modèle STICS pour prédire la teneur en eau du sol dans le lit de semences sur la base du climat "actuel", puis le modèle SIMPLE pour prédire la levée (date et taux). D'une manière générale, les résultats des simulations indiquent que la levée des CIPAN est potentiellement suffisante pour avoir une implantation correcte en conditions estivales actuelles (taux de levée > 75%), en cas de techniques très simplifiées d'implantation (sous mulch de paille) comme dans un lit de semences après travail du sol.

Les cas de mauvaise levée (taux de levée < 50% des graines) ont lieu sous les différents climats mais avec une fréquence moyenne assez faible, de l'ordre : de moins d'une année sur dix pour les sites septentrionaux français, et de deux années sur dix pour le climat du Sud-Ouest. Dans ce dernier cas, les semis du 15 août et du 15 septembre permettent de réduire les risques de non-levée par rapport au semis précoce du 15 juillet. En climat méditerranéen, la levée présente une forte variabilité interannuelle avec des levées faibles (taux < 25%) environ deux années sur dix, voire quasi nulles (taux de levée < 10%) dans 2% des simulations, et ce, quelle que soit la technique de semis (avec ou sans travail du sol). Ces échecs se produisent particulièrement en semis précoce (semis du 15 juillet) ; cette date est donc globalement inadaptée en climat "sec" au Sud de la France, où des semis tardifs sont plus efficaces (semis du 15 septembre).

D'un point de vue pratique, au-delà de la nécessité d'adapter la technique d'implantation (ce qui relève notamment du machinisme agricole) en fonction du précédent cultural et des états physiques et hydriques du sol, il serait envisageable de s'appuyer sur les prévisions météorologiques à 10 jours (qui deviennent de plus en plus fiables) pour adapter la date et le mode de semis (type d'outil et profondeur de semis) aux conditions d'humidité de l'horizon superficiel du sol, afin de maximiser les chances de succès de l'implantation de la CIPAN.

Il est important de rappeler que les modèles utilisés pour l'étude par simulation ne tiennent pas compte des pertes éventuelles dues à des facteurs biotiques comme les bioagresseurs (maladies fongiques, dégâts d'oiseaux ou de mollusques). Or des pertes ponctuellement importantes peuvent se produire en cas de forte attaque de ravageurs ou de pathogènes (d'autant que les semences de CIPAN ne sont généralement pas traitées). Il resterait donc à évaluer en conditions réelles, et pour une large gamme de situations en parcelles d'agriculteurs, les pertes de levée dues aux bioagresseurs, car peu de références existent.

2. Les CIPAN réduisent le drainage mais n'ont pas d'impact sur l'alimentation hydrique de la culture suivante si la date de destruction est adaptée

Le drainage (transfert d'eau au-delà du sol) est le moteur de la recharge en eau des nappes phréatiques et de la lixiviation (entraînement des solutés comme le nitrate par transfert vertical) et donc des pertes d'azote nitrique sous l'horizon d'enracinement des cultures principales.

Les CIPAN induisent quasi systématiquement une réduction du drainage annuel (quantité d'eau transférée vers le sous-sol). Cette réduction varie en médiane de 20 à 50 mm, selon les pédoclimats et le niveau de croissance du couvert. Elle correspond à une consommation supplémentaire d'eau par rapport à un sol nu, de 5 à 15 mm par tonne de biomasse de CIPAN, variable selon l'évapotranspiration potentielle journalière et la répartition de la pluviométrie. Cette transpiration du couvert est supérieure à la réduction de l'évaporation du sol due aux plantes. Au final, les CIPAN induisent un supplément d'évapotranspiration réelle médian de 20 à 50 mm, qui correspond au niveau de réduction du drainage.

Pour les dates de destruction de début octobre à début mars, cette réduction du drainage ne s'accompagne généralement pas d'une réduction du stock d'eau du sol en fin d'automne ou au début du printemps (mi-avril) car la pluviométrie hivernale couvre largement l'évapotranspiration du couvert et permet de reconstituer, sous tous les pédoclimats simulés, la réserve en eau du sol entre la destruction de la CIPAN et le semis de la culture principale suivante. Le niveau de réserve en eau étant peu ou pas affecté, il n'apparaît généralement pas d'impact négatif sur la culture suivante du fait de cette consommation d'eau supplémentaire de la CIPAN. Toutefois si la date de destruction de la CIPAN devait être très tardive (fin mars à mi-avril) ou en cas de très faibles précipitations hivernales, il est probable que la recharge en eau du profil ne se produirait pas, car la reprise de croissance de la CIPAN au printemps induirait alors une forte évapotranspiration qui pourrait être supérieure à la pluviométrie et donc ne pas permettre la recharge en eau du profil de sol pour la culture suivante.

Cette réduction du drainage représente en général moins de 10% de l'eau drainée pour la grande majorité des sites pédoclimatiques, mais elle peut représenter jusqu'à 25% certaines années pour les sites à pluviométrie faible en hiver. En conséquence, si leur usage est généralisé sur un territoire donné, les CIPAN peuvent potentiellement réduire la recharge des nappes dans les situations hydrogéologiques où le drainage sous cultures détermine le volume de cette recharge. Dans ce cas, une évaluation de l'impact qu'aurait la généralisation locale des CIPAN sur la recharge des nappes est nécessaire afin d'analyser le bénéfice de réduction attendue sur la concentration nitrique en regard du coût ou du risque sur la recharge.

3. Les CIPAN sont efficaces pour réduire la teneur en nitrate de l'eau de drainage, sauf pour les cas d'interculture longue à récolte tardive

Pour qualifier le niveau d'efficacité des cultures intermédiaires sur la base du taux d'abattement de la concentration en nitrate de l'eau de drainage par rapport à une situation sous "sol nu", les seuils suivants ont été retenus : 1) taux d'abattement > 25% : les cultures intermédiaires sont utiles, 2) taux > 50% : elles sont efficaces, 3) taux > 75% : elles sont très efficaces. Cette évaluation peut être complétée par un critère d'atteinte, ou non, d'un niveau de concentration inférieur au seuil de potabilité de 50 mgNO₃/l. Toutefois, comme la teneur en nitrate de l'eau de drainage dépend de la quantité d'azote minéral du sol initial (à la récolte du précédent cultural), les CIPAN peuvent être efficaces, voire très efficaces, sans toujours garantir le respect de la potabilité pour l'eau drainée ; en d'autres termes, les CIPAN ne permettent pas d'annuler l'impact polluant d'un excès d'azote minéral du sol et donc n'exonèrent pas le praticien de mettre en œuvre une gestion stricte et adaptée de la fertilisation azotée des cultures.

Globalement, si la levée est correcte et le couvert suffisamment dense et homogène spatialement, l'efficacité des CIPAN non-légumineuses est incontestable pour réduire la lixiviation (quantité d'azote nitrique perdu) et la concentration nitrique de l'eau de drainage, aussi bien en situation d'interculture courte (succession de type colza-blé) qu'en interculture longue (succession de type blé-maïs) ; cette conclusion n'est en revanche pas valable pour les intercultures longues à récolte tardive (succession de type maïs-maïs, cf. point 5 ci-après).

Ainsi, l'étude indique une efficacité des CIPAN non-légumineuses pour l'ensemble des sites climatiques français testés : le taux d'abattement de la concentration nitrique de l'eau de drainage est généralement supérieur à 50% (et peut dépasser 75% dans un grand nombre de situations pluvieuses) pour les dates optimales de levée et de destruction, qui peuvent différer selon le pédoclimat. Cette conclusion vaut même si la croissance ou le niveau de nutrition hydrique et azotée de la CIPAN ne sont pas optimaux, puisque les niveaux de biomasse produite et d'azote absorbé dépendent de la disponibilité en eau et azote minéral durant l'interculture.

Si à l'échelle pluriannuelle les CIPAN sont toujours utiles et, dans une très grande majorité des situations, sont efficaces pour réduire les pertes d'azote nitrique, même dans les sites pédoclimatiques où le drainage est faible en valeur médiane, il est évident que si aucun drainage ne se produit une année donnée (y compris sous "sol nu"), la CIPAN n'aura pas été utile. Il est donc nécessaire d'analyser l'impact des CIPAN à l'échelle de plusieurs années pour évaluer leur efficacité ; cette évaluation a été réalisée en prenant en compte le climat de chaque site sur les 20 dernières années.

Plus spécifiquement, il est possible de formuler les conclusions suivantes :

- Le niveau d'efficacité pour réduire la quantité de nitrate lixiviée, et en conséquence la concentration nitrique de l'eau de drainage, dépend du climat : plus le site est pluvieux, plus les CIPAN sont efficaces pour piéger

de l'azote minéral et ainsi réduire la quantité d'azote nitrrique transférée vers le sous-sol, alors que la réduction du volume de drainage est faible.

- L'efficacité des CIPAN est renforcée en situation d'interculture longue car la durée de croissance des couverts peut être supérieure, ce qui permet de maximiser le piégeage de l'azote. En interculture longue, le taux médian d'abattement de la concentration nitrrique de l'eau de drainage est le plus faible (de l'ordre de 50%) en sites climatiques à faible drainage (zone méditerranéenne ou sites du centre de la France) qui constituent les situations les moins favorables en termes d'efficacité des CIPAN. Ce taux médian peut s'élever jusqu'à 90% pour les sites les plus pluvieux (sites océaniques, du Sud-Ouest au Nord-Ouest).
- L'efficacité des CIPAN, simulée aussi bien en situation d'interculture courte que longue, pour réduire la concentration nitrrique de l'eau de drainage est avérée pour les trois niveaux d'azote minéral initial, donc même lorsque le reliquat d'azote minéral initial est faible (état initial N1 de la simulation correspondant au reliquat "incompressible" de 20 kgN/ha sur 90 cm de profondeur). Ce résultat s'explique par le fait que les sols minéralisent les matières organiques humifiées et produisent "naturellement" de l'azote minéral durant l'été et l'automne, ce qui accroît le niveau d'azote minéral du sol entre la récolte du précédent et le début de la période de drainage. En absorbant de l'azote durant l'automne, les CIPAN permettent de réduire le reliquat d'azote minéral au début de la période de drainage (en novembre), et donc *in fine* la concentration nitrrique de l'eau de drainage.
- L'efficacité des CIPAN est renforcée en sol superficiel et à texture grossière (sols sableux ou limono-sableux), car plus la réserve en eau et la profondeur du sol sont faibles, plus le début du drainage est précoce à l'automne. Ainsi, le volume de drainage et la lixiviation de nitrate seront d'autant plus élevés que la quantité d'eau stockée dans le sol sera faible, et son taux de renouvellement élevé ; ceci explique pourquoi en sols sableux la sensibilité à la lixiviation est plus élevée. Les CIPAN développées précocement pourront piéger rapidement l'azote minéral du sol et auront une forte efficacité pour réduire la lixiviation.
- Le niveau d'efficacité dépend plus de l'optimisation de la date de levée (et donc de la date de semis) que de la date de destruction, sauf si la durée de croissance post-levée est très faible (inférieure à 2 mois de croissance). Ainsi, mis à part le cas des légumineuses (cf. point 6), une CIPAN dont la croissance aura été d'au moins 2 mois peut être très efficace pour réduire les fuites de nitrate, dans le cas d'une levée de fin juillet à début septembre selon le site climatique considéré. L'efficacité des CIPAN en interculture courte tient à leur capacité d'absorber de l'azote durant les mois de septembre et d'octobre durant lesquels la minéralisation du sol est élevée (sols chauds et suffisamment humides).

4. Les légumineuses peuvent être utiles pour réduire les fuites de nitrate même si leur efficacité est environ moitié moindre que celle des espèces non légumineuses (crucifères et graminées)

Globalement, les simulations indiquent que la moutarde (crucifère) et le ray-grass d'Italie (graminée) présentent des niveaux d'efficacité comparables pour réduire la lixiviation et la concentration nitrrique de l'eau de drainage, pour des dates de levée identiques. Toutefois, dans certaines conditions, la moutarde est plus efficace que le ray-grass pour piéger l'azote. Cette meilleure efficacité s'exprime notamment lorsque la durée de croissance est réduite (interculture courte ou semis tardif en septembre) ou que le sol est profond (> 90 cm et avec réserve utile élevée) ; dans ces situations, en raison de leur développement plus rapide et leur meilleure capacité d'enracinement en profondeur, les crucifères présentent la meilleure efficacité de réduction des fuites de nitrate.

Les simulations indiquent que la vesce présente une efficacité médiane environ deux fois plus faible que celles de la moutarde et du ray-grass, pour réduire la lixiviation et la concentration nitrrique de l'eau de drainage. L'azote qu'elle acquiert provenant en majeure partie de la fixation symbiotique, la légumineuse n'absorbe qu'une partie de l'azote minéral disponible dans le sol, contrairement aux espèces non-légumineuses comme la moutarde ou le ray-grass. Ce résultat confirme que les légumineuses ne sont pas les plus efficaces pour réduire la concentration nitrrique, mais il démontre toutefois qu'elles sont utiles puisqu'elles permettent de réduire la concentration nitrrique avec une efficacité comparable à celle des repousses de blé hétérogènes, en ayant toutefois un impact aussi fort sur le drainage que les CIPAN non-légumineuses. Mieux vaut donc implanter un couvert de vesce (ou de légumineuse) en interculture plutôt que de laisser le sol nu sans couvert intermédiaire vis-à-vis de la lixiviation d'azote nitrrique.

Une solution pourrait être de semer un mélange d'espèces comportant une légumineuse, ou seulement une légumineuse qui se développerait en mélange avec les repousses, pour éviter le phénomène de compétition préemptive, notamment vis-à-vis de l'azote.

5. Les CIPAN sont inefficaces après maïs grain et leur efficacité est relative après maïs fourrage : cela impose une gestion très stricte de la fertilisation azotée pour éviter des pertes de nitrate

Après maïs fourrage, les CIPAN sont toujours utiles pour diminuer la lixiviation et donc la concentration en nitrate de l'eau de drainage, avec une réduction médiane de 35% pour la moutarde, et de 25% seulement pour le ray-grass d'Italie. Dans les situations simulées de la moitié Sud de la France, cet abattement de concentration est proche de 50% (seuil retenu pour qualifier l'efficacité de la CIPAN), car la croissance des CIPAN peut être significative pour des semis de mi à fin septembre (levée simulée au 25 septembre), et l'exportation des cannes de maïs permet un semis dans de meilleures conditions et un total accès à la lumière des plantes.

A contrario, l'étude indique qu'après maïs grain récolté mi-octobre (et donc *a fortiori* si la récolte est plus tardive), les CIPAN sont généralement insuffisamment efficaces et peu utiles pour réduire la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage (taux d'abattement médian de la concentration nitrique < 10%), car leur croissance est trop faible à l'automne, du fait de la date de semis tardive (levée simulée dans l'étude au 25 octobre). On notera toutefois dans le cas du site méditerranéen (site 6) que la moutarde permet de réduire significativement la concentration en nitrate de l'eau de drainage, de 30% en médiane.

Ce résultat met en évidence que, dans le cas d'une succession maïs-maïs (ou culture de printemps), et en particulier maïs grain, il est indispensable de mettre en œuvre une gestion très stricte de la fertilisation azotée pour que le reliquat d'azote minéral à la récolte du maïs corresponde au reliquat "minimal incompressible". Ce n'est qu'à cette condition que la concentration nitrique sera faible et que les CIPAN ne seront pas utiles et nécessaires pour restituer de l'eau de drainage à moins de 50 mgNO₃/l.

Deux autres solutions pourraient être évaluées pour réduire les pertes d'azote nitrique après maïs grain :

- 1) semer des variétés de maïs moins tardives permettant une récolte plus précoce (mi à fin septembre), ce qui permettrait de semer une CIPAN suffisamment tôt pour qu'elle se développe et soit efficace ;
- 2) semer une CIPAN sous couvert de maïs. Toutefois, cette technique reste à "optimiser" car, d'une part, il n'est pas garanti que la CIPAN se développe suffisamment sous le maïs, et d'autre part, elle risque d'être peu efficace si les cannes de maïs sont "mulchées" en surface, réduisant fortement l'accès à la lumière du couvert. Cette technique de semis sous couvert n'a pas été évaluée dans l'étude par simulation par manque de références et de paramétrage spécifique du modèle STICS pour ce type d'itinéraire technique. Des travaux spécifiques d'expérimentation et de modélisation seraient nécessaires pour mieux appréhender cette question.

6. Le mulch de cannes de maïs broyées laissées en surface ne réduit pas les fuites de nitrate après maïs grain : l'enfouissement est préférable bien que son efficacité soit très modeste

Les CIPAN n'étant pas efficaces pour réduire la lixiviation après maïs grain (récolte tardive), se pose comme alternative la gestion des résidus (cannes) de maïs pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage. Or les simulations indiquent qu'un mulch de résidus (cannes de maïs) laissés à la surface du sol est sans effet sur la lixiviation, alors que l'enfouissement des résidus entraîne une organisation nette d'azote du sol qui induit une légère réduction de la lixiviation. La concentration nitrique est alors réduite de l'ordre de seulement 5 à 10%.

En conséquence, dans un objectif de réduction des fuites de nitrate, il est préférable d'incorporer les cannes de maïs grain broyées, juste après la récolte, plutôt que de les laisser en mulch à la surface du sol, même si l'effet de réduction de la concentration nitrique est modeste. *A contrario*, le mulchage est favorable au stockage de carbone dans le sol, car la décomposition des résidus est moins rapide et l'humification plus élevée.

7. Les repousses de colza et de blé sont efficaces pour réduire la concentration en nitrate de l'eau de drainage, à condition que le couvert soit dense et homogène spatialement

Les résultats de l'étude indiquent que les repousses sont efficaces pour réduire la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage, à condition que l'implantation du couvert soit suffisamment dense et homogène spatialement. Sous cette condition de couverture du sol, les repousses de colza s'avèrent quasiment aussi efficaces qu'une CIPAN de moutarde, et les repousses de blé qu'une CIPAN de ray-grass d'Italie.

Cette conclusion confirme les résultats d'essais sur les repousses de colza sous divers pédoclimats français. Les simulations montrent que les repousses de blé sont également efficaces pour réduire la lixiviation si elles sont spatialement bien distribuées avec un taux de couverture élevé. Ces résultats indiquent que les céréales qui lèveraient assez tôt (début août, ayant une faible dormance) ont des capacités suffisantes de croissance et d'absorption d'azote pour piéger les ions nitrate avant la période de drainage. Par contre, lorsque la répartition spatiale est hétérogène (en "bandes" de couvert, sous le passage de la moissonneuse-batteuse, alternant avec du sol nu), les repousses sont en moyenne deux fois moins efficaces pour réduire la concentration nitrique que si elles sont homogènes. Dans le cas de repousses peu denses et hétérogènes spatialement, ce couvert intermédiaire serait certes utile, mais incomplètement efficace pour réduire les fuites de nitrate.

Le taux de couverture du sol, dont dépend l'efficacité des repousses, est déterminé par la répartition spatiale des pertes de grains à la récolte ; cette distribution est fonction du type de moissonneuse-batteuse utilisé et du fait que celle-ci soit équipée d'un broyeur-éparpilleur de paille permettant une répartition des grains sur toute la largeur de la barre de coupe. La technique mise en œuvre pour favoriser la levée des repousses devra donc être adaptée pour obtenir un couvert suffisamment dense et homogène spatialement.

Le déchaumage après la récolte du colza, et plus généralement la pratique de faux semis, sont des techniques souvent efficaces pour faire germer les graines tombées au sol et ensuite détruire les plantes levées, ce qui permet d'éviter que le colza ne devienne une adventice dans la culture suivante. Dans ce cas, la fonction de couvert "piège à nitrate" risque d'être réduite si les repousses sont détruites trop précocement après la levée, ou si une seconde vague de levée de colza ne se produit pas après un premier faux semis. L'efficacité des repousses de colza, comme celles de blé, pour réduire les fuites de nitrate n'est donc pas garantie si le couvert n'est pas maintenu en place durant au moins deux mois de croissance.

8. Les jours potentiellement disponibles pour la destruction des couverts intermédiaires à l'automne ne sont pas un facteur limitant pour réaliser l'intervention, sauf en sol argileux (> 37% d'argile)

Les jours potentiellement disponibles pour détruire mécaniquement la CIPAN (ou les repousses) à l'automne ont été calculés à partir de l'humidité journalière de l'horizon superficiel du sol (0-30 cm) simulée avec le modèle STICS du 10 septembre au 10 décembre, de la pression exercée par l'engin pour l'intervention, et d'un seuil de teneur en eau au-dessous duquel les risques de compactage et de tassement du sol sont évités.

Le nombre de jours disponibles est potentiellement élevé en sols sableux ou limoneux et ne constitue donc pas un facteur limitant pour la destruction mécanique des CIPAN à l'automne (mois de novembre et décembre). Par contre, le nombre de jours potentiellement disponibles en situation de sol argileux (> 37% d'argile) peut être faible (< 35% de jours disponibles par décennie en novembre et décembre) et ce, d'autant plus que la date de destruction se rapproche du mois de décembre. Ainsi, en sol argileux, il est préférable de détruire le couvert tôt (fin octobre) pour pouvoir travailler le sol en conditions correctes (portance suffisante pour intervenir) et éviter le compactage ou le tassement et un lit de semences "motteux" pour la culture suivante. Il convient de souligner qu'une telle destruction précoce (mi à fin octobre) n'est pas rétrograde pour réduire de façon significative la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage (cf. point 10 ci-dessous).

On notera que l'étude n'a pas considéré les sols classés en "argile lourde" (> 45% d'argile) en raison de leur comportement particulier qui varie selon le type d'argile minéralogique, et est difficile à prendre en compte dans la modélisation car ils présentent des caractéristiques particulières de comportement physique (fissuration, forte plasticité...) que les modèles fonctionnels actuels ne prennent en compte qu'imparfaitement. En particulier, pour ce type de sols très argileux, la faisabilité des interventions de travail du sol est très sensible aux conditions hydriques. Ces sols très argileux sont cependant peu représentés en systèmes de grande culture français, mais ils peuvent poser localement et ponctuellement de réelles difficultés.

9. L'impact des CIPAN de crucifères et de graminées sur le rendement de la culture suivante est légèrement positif ou nul, sauf parfois en situation d'interculture courte où il peut être négatif ; l'impact est toujours positif pour la vesce

Les simulations indiquent des effets globalement positifs des CIPAN sur le rendement du maïs suivant, après blé (interculture longue) et après maïs fourrage (interculture longue récolte semi-tardive). Cette augmentation du rendement est cependant modérée (en médiane de 1 à 8% selon les sites climatiques). De plus, quasiment 75% de la population des simulations ont un différentiel positif de rendement par rapport au "sol nu", indiquant un effet globalement positif des couverts pour accroître la disponibilité en azote pour la culture de maïs suivante. Ces simulations ne décrivent pas l'effet azote des CIPAN à long terme (voir section 2.2.3.).

Toutefois cet effet sur le rendement du maïs suivant est quasi nul en situation de monoculture de maïs grain correspondant à une récolte tardive de la culture précédente, en raison des faibles quantités d'azote absorbées par les CIPAN, levées fin octobre.

A contrario, les simulations indiquent des effets très variables en situation d'interculture courte après colza, avec des cas de rendements du blé inférieurs après CIPAN, dans les sites les moins pluvieux. Plus précisément, les valeurs médianes des effets simulés sont très souvent négatives lorsque le reliquat initial d'azote est faible (reliquat minimum incompressible de 20 kgN/ha sur 90 cm) pour les espèces autres que légumineuses (moutarde, ray-grass et repousses de colza). L'effet négatif est potentiellement plus fort avec le ray-grass (médiane de -5%, pouvant aller jusqu'à des valeurs de -25%). Ces effets dépressifs simulés sont d'autant moins importants que l'azote minéral initial du sol est élevé et que le site est pluvieux.

Enfin, la vesce induit un effet positif quasi-systématique et très significatif en médiane, contrairement à la moutarde et au ray-grass. Ces résultats indiquent qu'en situation d'interculture courte, le phénomène de compétition préemptive pour l'azote (diminution de la disponibilité en azote) se produit dans de nombreux pédoclimats, et est particulièrement préjudiciable quand l'état initial est pauvre en azote minéral (notamment état initial N1). Dans ces conditions, la vesce qui "fait entrer" de l'azote exogène par fixation symbiotique, permet de réduire fortement ce phénomène négatif et même d'obtenir un effet positif dans environ 75% des cas simulés.

Pour réduire les effets négatifs sur la culture suivante en interculture courte, dus à la compétition par préemption d'azote, une solution pourrait être de semer un mélange d'espèces comportant une légumineuse, voire une légumineuse pure en cas de faible reliquat initial d'azote (état initial N1 "incompressible"), afin de bénéficier de l'azote acquis par fixation symbiotique et de diminuer le ratio C/N des résidus de CIPAN pour favoriser la restitution d'azote à la culture suivante.

10. En sols argileux nécessitant un travail du sol à l'automne, les CIPAN sont toujours utiles et généralement efficaces pour réduire les fuites de nitrate même si elles sont détruites précocement

La question de l'efficacité des CIPAN se pose en situation de destruction précoce à l'automne ; dans l'étude, les dates de destruction des 1^{er} et 20 octobre ont été considérées comme précoces. Ces situations peuvent correspondre soit à des périodes d'interculture courte, soit à des situations pédoclimatiques où le sol doit être travaillé tôt avant sa ré-humectation complète, afin que le travail soit réalisé dans de bonnes conditions, comme cela est recommandé pour les sols argileux (taux d'argile > 37%).

Les simulations indiquent que les CIPAN sont généralement efficaces pour réduire la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage, bien que leur efficacité ne soit pas maximale, à condition que la levée du couvert se produise avant la fin du mois d'août (levée simulée au 25 août) : en d'autres termes, les CIPAN sont donc toujours utiles et même généralement efficaces en situation d'interculture courte ou lorsqu'elles doivent être détruites tôt (mi à fin octobre). Ainsi, il vaut toujours mieux implanter une CIPAN, même détruite précocement à l'automne, que ne pas implanter de couvert, s'il est nécessaire de réduire les fuites de nitrate (cas des "zones vulnérables nitrate").

En effet, l'efficacité des couverts intermédiaires (repousses ou CIPAN) pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage peut être d'un bon niveau (taux d'abattement toujours > 25% et très souvent > 50%), même si l'effet de piégeage d'azote nitrique n'est pas maximum. Ce résultat s'explique par la capacité des CIPAN, et notamment les crucifères, à absorber rapidement l'azote minéral du sol, et plaide pour l'installation d'un couvert intermédiaire chaque fois que possible en interculture, même en situation de sol argileux (37 à 45% d'argile), et *a fortiori* en sol à moindre teneur en argile.

11. En climat méditerranéen, des problèmes de levée peuvent se produire, mais ils ne remettent pas en cause l'intérêt des CIPAN pour réduire les fuites de nitrate les années "drainantes"

En climat méditerranéen, les CIPAN peuvent subir de forts stress hydriques qui vont limiter la germination ou produire un effet létal sur les plantules, et donc annihiler la levée de la CIPAN. Il est aussi possible que les hautes températures qui se produisent sous ce climat empêchent la germination (> 38°C dans le lit de semences). De plus, même une fois correctement levées, les plantes peuvent subir de forts stress hydriques limitant leur croissance les années très peu pluvieuses à l'automne.

Malgré ces problèmes de développement liés au déficit hydrique certaines années, les simulations indiquent que les CIPAN sont utiles et même généralement efficaces pour réduire la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage à l'échelle de 20 années de simulation en climat méditerranéen, si la date de levée est optimale comme l'indiquent les simulations pour une levée au 10 septembre. En effet, un semis "tardif" (début septembre) permet d'"éviter" les forts stress hydriques. De plus, contrairement aux dates de levée précoces (juillet et début août) qui augmentent le risque de forts stress hydriques, ce qui affecte fortement la capacité d'absorption d'azote des CIPAN, les dates de levée au mois de septembre ne sont pas réhivitoires, et sont au contraire préférables, pour l'efficacité des CIPAN (réduction > 50% de la concentration en nitrate les années humides).

Ainsi, c'est sous ce climat méditerranéen que les CIPAN présentent la plus forte efficacité de tous les sites, lorsque sont simulées des dates de levée très tardives, et notamment après maïs grain (levée du 25 octobre). Cela s'explique par des températures et un niveau de rayonnement nettement plus élevés en automne et hiver que dans les autres sites climatiques, permettant une croissance significative des plantes durant l'automne et même l'hiver, et donc une efficacité accrue des CIPAN, pour réduire les fuites de nitrate notamment les années pluvieuses lorsque le drainage a lieu.

Permettant d'éviter les forts stress hydriques de fin d'été, le semis en début septembre accroît les chances de réussite de l'implantation des couverts de CIPAN et leur capacité ultérieure d'absorption d'azote minéral du sol. Par ailleurs, pour éviter des effets négatifs sur la culture principale suivante, les simulations indiquent qu'il est souhaitable de détruire le couvert avant le 20 décembre pour limiter l'effet de compétition par préemption d'eau et d'azote. Cette destruction précoce est un moyen de limiter la consommation d'eau des CIPAN, donc la réduction du drainage et *in fine* l'impact sur la recharge en eau des nappes.

Malgré des années sans aucun drainage sous ce type de climat, l'implantation de CIPAN préventive systématique chaque année, en particulier en situation d'interculture longue, apparaît donc comme l'option à privilégier pour réduire la pollution nitrique à l'échelle de la décennie. Les prévisions météorologiques à long terme n'étant pas encore suffisamment fiables actuellement, il convient d'assumer le fait que les CIPAN pourront s'avérer inutiles les années où le drainage est nul ou très faible (environ une année sur deux), sachant qu'elles présentent une forte efficacité (taux d'abattement de la concentration nitrique de l'eau de drainage > 75%) les années humides (drainage > 100 mm).

12. L'épandage d'effluents d'élevage au semis des cultures intermédiaires est compatible avec la réduction des fuites de nitrate, à condition de respecter impérativement certaines règles

L'apport de lisier (exemple du lisier de porc dans les simulations) accroît fortement les concentrations nitriques en situation de "sol nu". Il est important de ne jamais épandre de lisier en été et en automne en l'absence de couvert végétal, donc même en situation de pailles enfouies (qui induit de l'organisation nette d'azote minéral), sous peine d'accroître fortement la lixiviation et la concentration nitrique des eaux de drainage.

Le choix de simuler un apport de lisier de porc correspond à la situation d'apport d'effluent la plus risquée en terme d'accroissement des fuites de nitrate dû à des apports de produits résiduels organiques (PRO). Cet effluent d'élevage contient en effet de l'azote en majorité minéral (environ 75% sous forme d'ammonium), immédiatement disponible pour les plantes mais aussi la lixiviation. De plus, la minéralisation de son azote organique est relativement rapide, renforçant les risques de lixiviation pour des apports en été et à l'automne.

Les CIPAN non-légumineuses sont efficaces pour prélever et recycler l'azote du lisier et permettent de réduire la lixiviation d'azote par rapport au "sol nu" sans apport de lisier, dans une majorité de cas, mais uniquement si la quantité d'azote minéral dans le sol est faible avant l'apport et que l'apport d'effluent n'est pas trop important (75 kgN/ha). La moutarde (crucifère), dont les vitesses de croissance et d'absorption d'azote sont plus rapides, est

plus efficace que le ray-grass d'Italie (graminée) pour réduire la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau de drainage en cas d'apport de lisier.

Bien que les CIPAN permettent de réduire la lixiviation et la concentration nitrique par rapport au "sol nu", elles ne permettent pas de restituer systématiquement une eau de drainage inférieure à 50 mgNO₃/l avec apport de lisier, notamment lorsque l'état initial du reliquat d'azote minéral à la récolte du blé est supérieur au reliquat minimum (état initial N1 à 20 kgN/ha sur 90 cm).

En conséquence, pour éviter d'accroître les pertes d'azote et la concentration nitrique de l'eau de drainage, l'apport de lisier combiné à l'implantation des CIPAN peut être réalisé sous 4 conditions à respecter impérativement :

- 1) s'assurer que le reliquat d'azote minéral à la récolte est faible (de l'ordre à 20 kgN/ha sur 90 cm, et impérativement et significativement inférieur à 60 kgN/ha avec peu d'azote minéral en profondeur) ;
- 2) semer une espèce à croissance très rapide comme les crucifères (exemple de la moutarde blanche) ;
- 3) mettre tout en œuvre techniquement (date et mode *ad hoc* de semis) pour maximiser les chances de succès de la levée de la CIPAN, c'est-à-dire l'obtention d'un fort taux de levée et d'une répartition spatiale correcte des plantes, et la non-exposition à de forts stress hydriques au début de la phase d'installation. Sans cela, il est préférable de n'épandre le lisier qu'après la levée, afin de vérifier que le couvert est correctement installé et pourra être efficace pour absorber l'azote minéral ;
- 4) limiter la dose d'effluent, de sorte que l'apport d'azote total ne dépasse pas 75 kgN/ha.

11.2. Discussion des résultats de l'étude

11.2.1. Quel domaine de validité des successions types simulées ?

Une cohérence globale des simulations avec la bibliographie

L'ensemble des enseignements de cette étude par simulation apparaît comme globalement cohérent avec les résultats de l'analyse bibliographique sur les différents domaines où les deux approches se recoupent, à savoir : i) l'ordre de grandeur de l'azote acquis par les CIPAN, ii) les effets des CIPAN sur le bilan hydrique et le drainage, iii) l'efficacité des CIPAN et des repousses pour réduire la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage, et à l'inverse iv) la faible efficacité de la gestion des résidus (notamment mulchés en surface), et enfin v) les facteurs expliquant l'effet de compétition des CIPAN par préemption d'eau et d'azote sur la culture principale suivante.

Quelles successions culturales peuvent être assimilées aux résultats simulés ?

La simulation de l'effet des CIPAN sur les bilans d'eau et d'azote a permis d'analyser la sensibilité de la réponse à la variabilité des conditions pédoclimatiques que rencontrent les systèmes de grande culture français et de quantifier leur efficacité en comparaison d'autres modes de gestion de l'interculture.

Les trois successions "types" choisies, d'une part, représentent une surface importante dans les systèmes de culture français, et, d'autre part, correspondent à la gamme des durées d'interculture pour lesquelles une CIPAN peut être implantée, à savoir : i) une succession colza-blé, à interculture courte, ii) une succession blé-maïs, à interculture longue, iii) une succession maïs-maïs, à interculture longue avec récolte tardive à l'automne.

Les simulations ont montré une forte sensibilité de l'efficacité des CIPAN pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage (taux d'abattement) à l'état initial d'azote minéral du sol et au pédoclimat, et en interaction avec la durée de la période d'interculture et donc le type de succession culturale. Ces facteurs déterminent la lixiviation (quantité d'azote nitrique perdu sous les racines) et la concentration en nitrate de l'eau de drainage.

Les résultats simulés pour les trois successions "types" pourront être transposés à d'autres successions non simulées, parfois sous certaines conditions. Ces propositions d'apparement sont détaillées dans le Tableau 11-1.

Interculture	Courte	Longue, récolte été	Longue, récolte automne précoce	Longue, récolte automne tardive
Succession type simulée	Colza – Blé	Blé – Maïs	Maïs fourrage - Maïs	Maïs grain - Maïs grain
Autres successions apparentées	Pois – Blé Fèverole – Blé Blé – autre céréale d'hiver ...	Blé - Orge de printemps Blé - Pois de printemps Blé - Betterave sucrière Blé - Pomme de terre Blé (tendre ou dur) – Tournesol Blé - Soja Blé - Sorgho Blé dur - Melon ...	Betterave sucrière (récolte précoce) - Pois de printemps Tournesol - Sorgho ...	Betterave sucrière (récolte tardive) -Pois de printemps Soja – Maïs Sorgho – Maïs ...
Commentaire	<i>Après légumineuse : le reliquat d'azote minéral à la récolte "incompressible" peut être plus élevé que le reliquat minimum (état initial N1 des simulations) et pourrait davantage correspondre à un état initial intermédiaire (état initial N2 des simulations)</i>	<i>Blé - Pois de printemps : les effets des cultures intermédiaires simulés sur le maïs ne peuvent représenter les effets potentiels sur la légumineuse (la fixation symbiotique pourra pallier le manque d'azote minéral éventuel = effet de préemption d'azote)</i>	<i>Nécessité d'avoir un état d'azote minéral à la récolte du précédent le plus faible possible (faibles quantités dans les horizons profonds du sol, horizons 60-90 ou > 90 cm) → Objectif de la gestion de la fertilisation azotée : être très bien ajustée afin d'avoir un état initial proche de l'état N1 simulé (20 kgN/ha maximum sur 90 cm)</i>	

Tableau 11-1. Apparement d'autres successions culturales aux successions types simulées

On fait ainsi l'hypothèse que de nombreuses successions peuvent être apparentées aux successions simulées, en termes d'effet des CIPAN sur les bilans d'eau et d'azote et d'impact sur le rendement de la culture suivante, aussi bien en situation d'interculture courte que longue. Cette hypothèse est cohérente avec les résultats issus de l'analyse bibliographique.

A contrario, des successions à période d'interculture très courte ne peuvent être apparentées à l'interculture courte colza-blé, car la durée entre les deux cultures est généralement trop brève pour permettre un développement suffisant du couvert intermédiaire. Ces successions de cultures dans lesquelles une CIPAN ne peut raisonnablement être installée sont : i) blé-colza ou orge-colza, ii) maïs-blé d'hiver, iii) tournesol-blé, iv) sorgho-blé, v) soja-blé, vi) betterave-blé, vii) pomme de terre-blé.

11.2.2. Les CIPAN peuvent-elles corriger des situations d'excédent d'azote minéral à la récolte ?

Les CIPAN permettent sans ambiguïté de corriger des situations de reliquats à la récolte supérieurs au "minimum" incompressible lorsque leur niveau n'est pas trop élevé, comme c'est le cas de l'état initial N2 (correspondant à 60 kgN/ha sur 90 cm) en situation d'interculture courte et longue. Leur efficacité est cependant insuffisante en situation après maïs grain.

Toutefois, malgré leur forte capacité de piégeage d'azote nitrique, les couverts intermédiaires d'espèces non-légumineuses, et *a fortiori* les légumineuses, ne permettent pas de restituer systématiquement de l'eau de drainage à moins de 50 mgNO₃/l en situation de profil initial avec un fort excès d'azote minéral, comme simulé dans le cas de l'état initial N3 (correspondant à 100 kgN/ha) - état ayant pour objet de simuler des cas de gestion incorrecte de la fertilisation azotée ou des cas d'apports trop importants de produits résiduels organiques facilement minéralisables ou chargés en azote minéral.

Il est donc nécessaire de réaffirmer que le premier levier de la maîtrise des fuites de nitrate est l'ajustement le plus strict possible de la fertilisation azotée des cultures principales. Cette maîtrise de la fertilisation azotée constitue aussi un préalable à l'efficacité des CIPAN, notamment dans un objectif de restituer une eau de

drainage faiblement concentrée en nitrate (et autant que possible inférieure à 50 mgNO₃/l). Cela doit permettre d'éviter l'occurrence de reliquats d'azote minéral trop élevés à la récolte de la culture principale, et en particulier avec une répartition en "fond" de profil de sol, qui ne seraient pas "récupérables" par la CIPAN ou des repousses de la culture précédente.

11.2.3. Une approche pour définir des dates "optimales" de levée et de destruction des CIPAN par analyse multicritère des résultats de simulation

Ce travail de simulation montre tout l'intérêt de l'étude par simulation avec des modèles dynamiques qui prennent en compte les processus qui se produisent en interaction (ou compétition) et de façon dynamique ("*timely competition*"). Il souligne qu'il convient, en conséquence, de procéder à des ajustements de l'itinéraire technique en fonction du pédoclimat. Cette conclusion est en accord avec l'analyse des résultats expérimentaux disponibles dans la bibliographie. En effet, les résultats de l'étude par simulation, comme ceux de la bibliographie, montrent que l'impact des CIPAN sur le drainage, la lixiviation nitrrique, et la culture suivante dépend de nombreux paramètres liés à la CIPAN elle-même (quantité d'azote absorbé, ratio C/N). L'efficacité des CIPAN dépend donc concomitamment : i) de l'espèce (non légumineuses *versus* légumineuses), ii) de la date de semis (et donc de levée), iii) de la date de destruction et d'incorporation, mais aussi iv) du milieu, et donc du climat et du type de sol (texture et réserve hydrique).

Des itinéraires techniques "optimaux" peuvent alors être définis *a posteriori* à partir des résultats des simulations, ceux de la succession blé-mais par exemple, et ce pour chaque site pédoclimatique étudié. La méthode choisie consiste à déterminer, pour chaque site, chacune des trois espèces de CIPAN et chacun des trois niveaux initiaux d'azote minéral, le couple de dates de levée et de destruction permettant d'obtenir les meilleures performances conjointes à l'échelle des 20 années de simulation, en appliquant successivement plusieurs critères. Les critères choisis, leurs valeurs et leur hiérarchisation sont les suivants :

- 1) une efficacité forte de la CIPAN pour réduire les pertes de nitrate, caractérisée par une concentration nitrrique moyenne interannuelle inférieure à 50 mgNO₃/l (ou au moins < 60 mgNO₃/l si cette condition n'était pas remplie) et un taux d'abattement de la concentration supérieur à 75% du taux atteint pour le couple de dates de levée-destruction le plus efficace ;
- 2) une absence d'impact négatif sur la culture suivante, c'est-à-dire un rendement de la culture suivante supérieur ou égal à celui obtenu en situation sans CIPAN ;
- 3) une régularité d'efficacité des CIPAN, qualifiée par une probabilité faible (inférieure à 15% ou à la probabilité minimale + 5%) d'obtenir un taux d'abattement de la concentration nitrrique inférieur à 50% ;
- 4) une réduction du drainage la plus faible possible (à 5% près du minimum) pour limiter l'impact sur la recharge des nappes.

Chaque critère est appliqué selon la hiérarchie proposée : le test pour trier les couples de dates "levée-destruction" ne s'applique successivement qu'aux combinaisons de dates remplissant déjà les critères précédents (Figure 11-1).

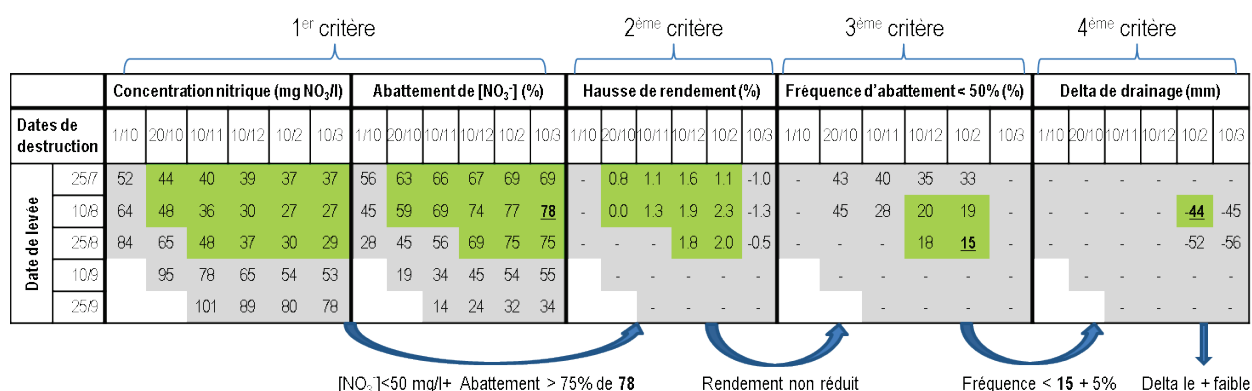


Figure 11-1. Exemple d'application de l'analyse multicritère pour définir les dates de levée et destruction optimales selon les critères définis (en vert les combinaisons de dates sélectionnées à chaque étape et donc possibles)

Il convient de souligner que les résultats obtenus et présentés ici dépendent fortement des critères choisis. Ils doivent donc être considérés comme une illustration de la démarche ; ainsi d'autres résultats auraient pu être obtenus, soit en changeant la hiérarchie des critères, en fonction des enjeux prioritaires selon les pédoclimats considérés, soit en modifiant la valeur des critères.

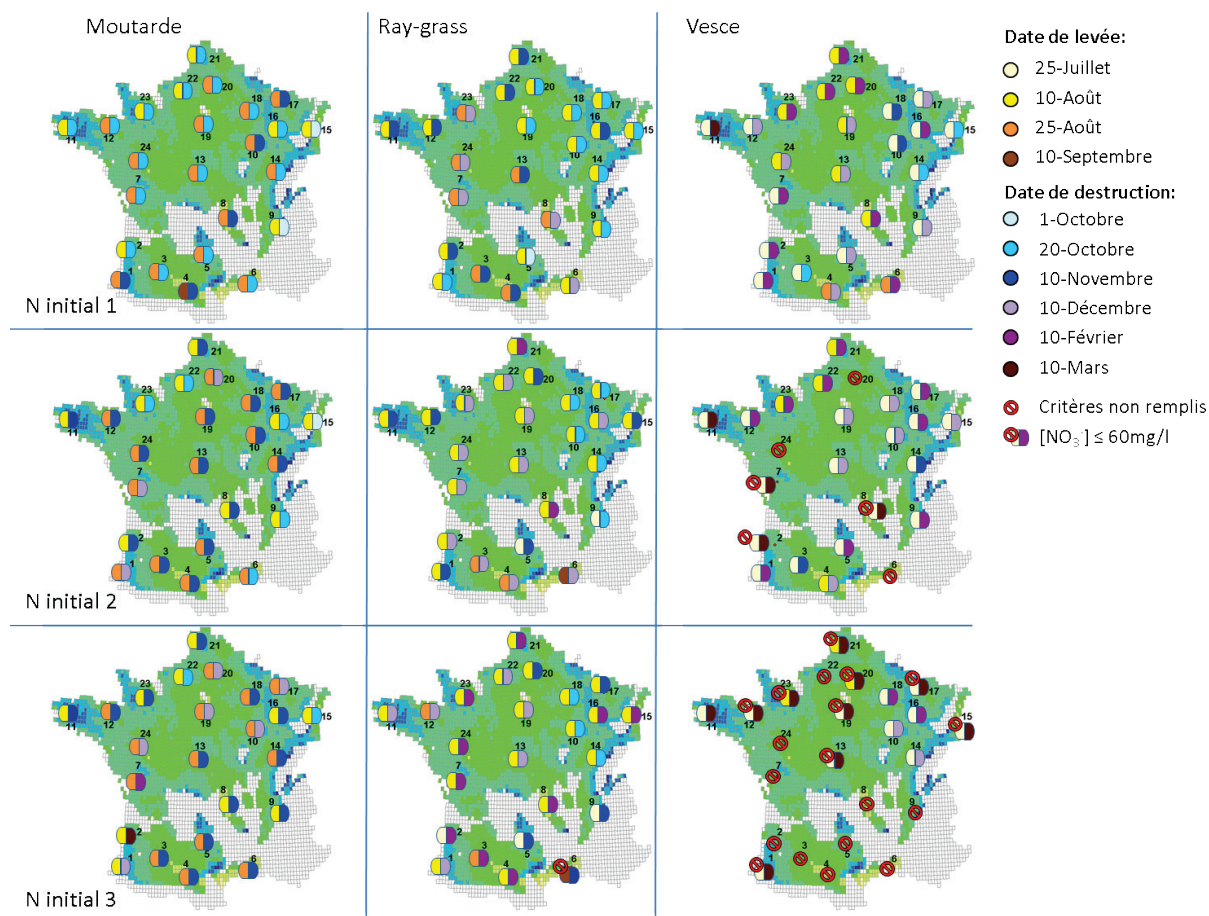


Figure 11-2. Dates optimales de levée et de destruction des CIPAN par site climatique (1 à 24), selon l'état initial d'azote minéral (N1, N2, N3) et l'espèce (moutarde, ray-grass et vesce), déterminées par analyse multicritère (en considérant conjointement l'impact sur la concentration nitrique, le rendement de la culture suivante et le drainage) à partir des résultats de simulation. La mention "< 60 mgNO₃/l" indique que la valeur obtenue est inférieure à une concentration nitrique de 60 mgNO₃/l (le critère < 50 mgNO₃/l n'étant, lui, pas satisfait)

Les résultats sont présentés par site, espèce et état initial d'azote minéral du sol (Figure 11-2), car ces trois facteurs sont pertinents pour expliquer la variabilité des résultats simulés. Les enseignements marquants de cette "optimisation multicritère" sont les suivants :

- Comme attendu, les couples de dates optimales pour la levée et la destruction du couvert dépendent du site climatique. Leur répartition est structurée selon leur double localisation Nord-Sud et Ouest-Est de la France.
- Toutefois, les couples de dates optimales "levée-destruction" dépendent assez fortement de l'état initial d'azote minéral à la récolte du précédent.
- La moutarde et le ray-grass permettent de satisfaire tous les critères sur quasiment tous les sites (excepté le site 6, méditerranéen, avec l'état initial N3), et ce, quel que soit l'état initial d'azote minéral à la récolte du précédent.
- La vesce (légumineuse) ne permet pas de satisfaire les critères pour les états initiaux N2 et N3 à la récolte du précédent (60 et 100 kgN/ha respectivement) dans une grande partie des sites, notamment de la moitié Sud de la France, en raison d'un manque d'efficacité pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage. Par contre, la légumineuse répond à la sélection multicritère dans le cas de l'état initial N1 à la récolte du précédent (20 kgN/ha) pour tous les sites. Les légumineuses utilisées en culture "pure" comme

CIPAN sont utiles pour réduire les fuites de nitrate, mais si l'on cherche à restituer une eau de drainage à moins de 50 mgNO₃/l, il convient de s'assurer que le reliquat d'azote minéral est faible (proche de l'état N1) avant de semer une légumineuse.

- Les dates de levée optimales sont sélectionnées entre le 10 et le 25 août, avec quelques exceptions au 10 septembre, pour les deux espèces non légumineuses (moutarde et ray-grass) ; cela indique qu'il n'est pas utile de semer trop tôt la CIPAN après la récolte du blé pour qu'elle soit efficace. Toutefois, la date optimale de levée est plus précoce pour la vesce (cas de l'état initial N1), du 25 juillet au 10 août.
- Contrairement à ce qui est généralement admis, c'est-à-dire qu'il est préférable de détruire le plus tard possible les CIPAN, les dates de destruction optimales sont généralement précoces, y compris en zone à climat océanique, puisqu'elles se situent en majorité entre le 20 octobre et le 10 décembre. Ainsi, sauf cas exceptionnel, la période optimale de destruction est l'automne. Toutefois, plus le niveau initial d'azote minéral du sol est élevé, plus la date est tardive. Cet effet est particulièrement marqué pour le ray-grass, dont les dates de destruction optimales sont fréquemment le 10 février avec l'état initial N3.

Les dates optimales ainsi déterminées correspondent à une première évaluation, illustrant l'approche qui pourrait être mise en œuvre sur chaque situation pédoclimatique française, pour réaliser une optimisation des itinéraires techniques de CIPAN. Les résultats obtenus sont contingents des dates de levée et de destruction simulées : des simulations réalisées avec des pas de temps plus courts permettraient de préciser les dates optimales. Les dates optimales ainsi déterminées ne sont donc pas nécessairement les véritables optimums ; elles donnent une indication de la plage calendaire de leur occurrence en fonction de la gamme des pédoclimats français simulés, pour avoir des CIPAN satisfaisant simultanément différents critères d'efficacité ou d'évitement d'effets indésirables.

Une hiérarchisation différente des critères d'évaluation des effets des CIPAN pris en compte aboutirait à d'autres combinaisons "optimales". Ainsi, si l'objectif avait été uniquement la réduction des fuites de nitrate, les dates de destruction "optimales" auraient été plus tardives que celle obtenues dans la présente analyse multicritère. Toutefois, il convient de noter que le critère de tri utilisé était déjà exigeant, puisqu'il était basé sur un taux d'abattement de la concentration en nitrate qui soit d'au moins 75% du taux maximum et qui conduise quasi systématiquement à une concentration inférieure à 50 mgNO₃/l. Enfin il conviendrait pour compléter l'analyse, notamment pour certains sols nécessitant d'être travaillés à l'automne, de prendre en compte les jours potentiellement disponibles pour optimiser la date de destruction. On comprend ainsi l'ampleur du travail d'optimisation qu'il reste à réaliser pour disposer de "références" régionalisées et adaptées aux différents types de sol et de système de culture.

Dans l'optique d'amélioration de la qualité de l'eau (souterraine et de surface) à l'échelle d'un bassin versant ou de la zone d'alimentation d'une nappe alluviale, d'autres échelles spatiales doivent être prises en compte dans l'optimisation de la conduite des CIPAN. Ainsi, la localisation des CIPAN chaque année, l'assolement et le type d'exploitation agricole, ainsi que l'hydrogéologie doivent être considérés. Rappelons que ce travail, qui exige d'autres types de modélisation, n'entraîne pas dans la demande des commanditaires.

11.2.4. Cultures intermédiaires : quels autres services écosystémiques rendus ?

Compte tenu des résultats des simulations et de l'analyse bibliographique, il semble tout à fait possible que les cultures intermédiaires utilisées comme "piège à nitrate" (CIPAN) rendent plusieurs services écosystémiques simultanément :

- 1) effet "engrais vert" pour réduire la fertilisation azotée ou accroître le rendement (ou la teneur en protéines) de la culture suivante ;
- 2) stockage de carbone et d'azote organiques dans le sol et amélioration de la minéralisation en azote à long terme avec l'usage cumulatif dans le temps ;
- 3) réduction de certains bioagresseurs ;
- 4) protection du sol contre l'érosion grâce à la couverture du sol avant destruction et aux résidus de CIPAN s'ils sont laissés en mulch sur le sol lors de leur destruction.

Toutefois, il convient d'indiquer la possibilité d'incompatibilités entre services écosystémiques attendus par les cultures intermédiaires.

Cultures intermédiaires et protection des sols

Si le sol doit être travaillé tôt à l'automne (cas par exemple des sols argileux), la fonction de réduction de l'érosion hydrique sera limitée et la culture intermédiaire détruite précocement ne produira pas son effet maximum de piège à nitrate, bien qu'elle soit largement utile pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage.

A *contrario* en sol limoneux à faible stabilité structurale, une date de destruction tardive (début de printemps, juste avant le semis de la culture principale suivante) pourrait permettre de simultanément maximiser la fonction "piège à nitrate" et de protection du sol vis-à-vis du phénomène de battance ; ainsi plus la destruction de la CIPAN est tardive et proche de l'implantation de la culture principale suivante, plus ce double effet positif se produira, mais au risque d'avoir un effet de réduction du drainage plus important ainsi qu'une compétition par préemption d'azote plus élevée et potentiellement négatif sur la culture suivante, en l'absence d'ajustement de la fertilisation azotée (dose, fractionnement et dates d'apport).

Cultures intermédiaires et faux semis

Une autre question se pose concernant la "compatibilité" entre la pratique des faux semis pour gérer les adventices (très utilisée en Agriculture biologique, ou mise en œuvre régulièrement dans certains systèmes de culture) et la fonction "piège à nitrate". Cette pratique de désherbage consiste généralement à travailler le sol juste après la récolte du précédent pour favoriser la levée d'une partie du stock semencier d'adventices et des repousses du précédent (qui peuvent devenir des adventices). Cette technique ne semble pas incompatible, sauf cas particulier, avec l'implantation de CIPAN, pour les raisons suivantes :

- Le faux semis va permettre de faire germer et éventuellement lever des adventices. L'efficacité du faux semis se produit dès que les adventices ont germé, ce qui ne nécessite pas forcément d'attendre la levée des adventices pour que le stock semencier soit réduit par un travail du sol. Cela s'explique par le fait que la germination est un phénomène non réversible et que les graines germées sont très sensibles aux stress hydriques et/ou au travail mécanique du sol, qui est généralement destructeur de la plantule.
- Le semis de la CIPAN à une date retardée de 2 à 3 semaines pour permettre la pratique de faux semis peut permettre d'obtenir une bonne efficacité de la CIPAN vis-à-vis de la réduction des fuites de nitrate si la levée se produit au plus tard fin août à début septembre, en fonction des sites climatiques.
- La CIPAN n'étant généralement pas désherbée avec un herbicide, son semis peut permettre la levée d'adventices, et joue en soi un rôle de faux semis. Dans ce cas, l'emploi d'une crucifère à croissance rapide, compétitive vis-à-vis des ressources du milieu, va concurrencer les adventices et réduire leur développement.
- Une destruction de la CIPAN à l'automne doit permettre de détruire également les adventices avant qu'elles ne produisent de nouvelles graines, à condition toutefois que le couvert de CIPAN soit homogène spatialement pour induire une concurrence sur le développement des adventices, et que la flore adventice de la parcelle ne soit pas constituée d'espèces annuelles à cycle très court pouvant produire des graines moins de deux mois après leur levée.

En conclusion, il apparaît que la double pratique du faux semis et d'implantation des CIPAN nécessite la mise en œuvre d'une gestion plus fine et assurément plus complexe de la période d'interculture.

Cultures intermédiaires et bioagresseurs

Les CIPAN pouvant favoriser certains bioagresseurs (limaces, maladies telluriques...), le choix de l'espèce et éventuellement de la variété doit nécessairement intégrer ce risque phytosanitaire.

Les repousses de la culture précédente (colza ou céréale), si elles peuvent être efficaces pour réduire les fuites de nitrate, peuvent induire des développements des bioagresseurs car elles constituent potentiellement des plantes hôtes pour les ravageurs des principales cultures de la rotation. Il est donc important d'analyser le risque de multiplier les bioagresseurs en les utilisant comme couvert intermédiaire ; ce risque va dépendre du niveau d'infestation de la culture principale précédente, de la biologie du bioagresseur considéré et surtout du délai de retour de la culture en rotation (rotation courte *versus* rotation longue).

Concernant la gestion des cannes de maïs, l'étude par simulation indique qu'il est préférable de les enfouir pour obtenir un effet de réduction, certes modeste, de la concentration nitrique de l'eau de drainage, plutôt que de les laisser en mulch à la surface du sol. Si l'incorporation peut réduire les effets de protection du sol mulché avec des cannes de maïs broyées contre l'érosion hydrique, la destruction mécanique réalisée par un travail du sol (comme par exemple le labour) est préférable pour lutter contre la pyrale et la chrysomèle du maïs et pour réduire la fusariose du blé suivant en situation de succession maïs-blé d'hiver. Le broyage des cannes de maïs et leur incorporation par travail du sol profond permettent donc de remplir plusieurs fonctions simultanément.

Cultures intermédiaires et transfert de pesticides

Des résultats récents ont montré que les CIPAN peuvent aussi avoir un effet positif pour réduire les transferts de pesticides, et notamment d'herbicides, en situation de monoculture de maïs irrigué. Cet effet s'explique par la modification des propriétés hydrodynamiques du sol et donc du drainage et de la lixiviation des molécules phytosanitaires selon des effets comparables à la dynamique de la lixiviation du nitrate, mais aussi par l'absorption et la dégradation des molécules phytosanitaires par la microflore du sol dont le développement est probablement stimulé par l'incorporation des résidus de CIPAN. Ces effets potentiels, qui restent à confirmer par des travaux de recherches complémentaires, renforceraient l'intérêt des CIPAN pour l'améliorer de la qualité de l'eau restituée aux nappes souterraines.

Cultures intermédiaires en sols en pente

En terrains en pente, la question cruciale peut être de concilier les effets de réduction de l'érosion et de la lixiviation nitrique sans réduire la disponibilité en eau du sol pour la culture suivante.

Pour être efficace contre l'érosion et le ruissellement, il faut que la CIPAN présente un taux et une homogénéité de couverture du sol suffisants (seuil d'efficacité pour un taux de couverture > 30%), que sa croissance soit rapide, et qu'elle reste en place assez longtemps, y compris au printemps. Ces mêmes conditions renforcent son efficacité contre les fuites de nitrate.

Par contre, l'allongement de la durée de croissance de la CIPAN augmente sa consommation en eau et donc le risque d'une compétition préemptive d'eau pour la culture principale de printemps, et ce d'autant plus que la CIPAN aura une reprise de croissance au printemps. Privilégier la fonction "prévention de l'érosion" pourrait aussi réduire la recharge des nappes, sauf si, en réduisant notablement le ruissellement (sols en pente), la CIPAN permet d'accroître l'infiltration de l'eau, donc la recharge en eau du sol et le drainage par rapport à un sol nu. Cet effet pourrait se manifester plus particulièrement en situation de non-travail du sol.

Les références bibliographiques sont peu nombreuses sur cette problématique spécifique. Il pourrait être opportun d'analyser les effets combinés et de déterminer les conditions qui seraient favorables ou pas à l'atteinte conjointe des 3 objectifs, par des travaux de simulation au moyen d'un modèle validé intégrant le ruissellement et les transferts verticaux, voire les écoulements hypodermiques, en sols en pente.

11.2.5. Quelle adaptation locale des CIPAN pour une insertion la plus large possible dans les systèmes de culture actuels ?

Les CIPAN constituent potentiellement un moyen de re-concevoir les systèmes de culture, en s'appuyant sur les différents services écosystémiques potentiels. Pour ce faire, les itinéraires techniques doivent être adaptés régionalement (voire localement) pour accroître les effets positifs et réduire les effets négatifs potentiels sur la culture suivante. L'adaptation des itinéraires techniques aux conditions locales constituera indéniablement une clé de succès de l'insertion des CIPAN dans les systèmes de culture français, ceci pour éviter les effets négatifs pour la culture suivante et obtenir les services écosystémiques visés. En effet, le choix simultané de l'espèce, des dates de semis et de destruction de la CIPAN et de la gestion des résidus peut déterminer l'atteinte ou pas des fonctions recherchées. En conséquence, il ne saurait y avoir un seul itinéraire technique qui serait *a priori* optimal pour l'ensemble des conditions locales, en particulier si l'on vise plusieurs fonctions et services simultanément. Cette étude montre qu'il sera nécessaire, au même titre que pour une culture principale, d'adapter l'itinéraire technique de la CIPAN à la succession de culture et au pédoclimat local.

Par ailleurs, les itinéraires techniques doivent être compatibles avec l'organisation du travail de l'ensemble de l'exploitation agricole. Or l'implantation et la destruction des CIPAN peuvent être en concurrence avec les autres productions de l'exploitation, en particulier les récoltes d'été et d'automne, les semis d'automne et les activités liées à l'élevage. Ces activités sont par nature prioritaires, et les itinéraires techniques de gestion de l'interculture doivent être raisonnés pour s'insérer au mieux dans le calendrier de travail de l'exploitation et ainsi maximiser le développement de la CIPAN. Les approches développées par la recherche agronomique et le développement agricole pour l'aide au raisonnement des agro-équipements pourraient être remobilisées dans cet objectif.

Enfin, il ne faut pas négliger l'aspect technique de semis en situation de non-travail ou de travail superficiel du sol, où des techniques appropriées doivent être mises en œuvre pour accroître les chances de succès de l'implantation du couvert intermédiaire.

Si les repousses peuvent être efficaces pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage, elles peuvent poser d'éventuels problèmes en favorisant certains bioagresseurs. Il peut donc être préférable, voire nécessaire, de semer des espèces appartenant à des familles botaniques différentes pour produire des services écosystémiques complémentaires ("effet intrant azoté ou engrais vert", réduction de certains bioagresseurs comme les nématodes de la betterave, non-propagation de maladies telluriques...). L'usage d'une diversité d'espèces dans les rotations est à privilégier. La maîtrise de l'implantation du couvert rend également préférable l'emploi des CIPAN semées spécifiquement, dont il est possible d'adapter la dose et la date de semis, en fonction du type de sol et du mode de gestion du travail du sol pratiqué par l'agriculteur.

Enfin, il est important de souligner qu'à moyen et long termes (> 10 ans), la pratique systématique de CIPAN dans les systèmes de culture à chaque période d'interculture la permettant, permet d'accroître le stockage de carbone et d'azote dans le sol et donc *in fine* induit une augmentation de la fourniture du sol en azote. Cette pratique récurrente n'induit pas de baisse de l'efficacité des CIPAN pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage dans la mesure où l'insertion des CIPAN constitue une pratique à part entière de la gestion du système de culture. Toutefois, il convient de souligner que la fertilisation azotée doit être réduite pour un même potentiel de rendement de la culture de vente suivante, car le stockage d'azote organique induit un accroissement significatif de la minéralisation nette annuelle du sol en azote.

11.3. Enseignements et perspectives

Les apports de l'étude : un complément à l'analyse bibliographique pour quantifier les effets des CIPAN et modes de gestion de l'interculture dans les conditions pédoclimatiques françaises

L'analyse bibliographique a permis de montrer une efficacité incontestable des CIPAN pour une large gamme de conditions de sol et de climats, dans le cas où le drainage est significatif. Les principaux facteurs déterminant les processus de drainage et de lixiviation d'azote nitrique, ainsi que ceux expliquant en quoi les CIPAN sont nécessaires et efficaces pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage, ont été mis en évidence et illustrés. Toutefois, cette efficacité des CIPAN diffère selon les références bibliographiques, sans que cette variabilité soit clairement structurée ou modélisée. En effet, peu de travaux de généralisation par modélisation statistique ou fonctionnelle ont été publiés, alors que beaucoup de travaux expérimentaux dans des conditions spécifiques sont disponibles.

L'étude par simulation a ainsi permis de quantifier les effets des CIPAN et d'autres modes de gestion de l'interculture selon plusieurs facteurs à l'échelle locale et sur une période allant de la récolte de la culture précédant la CIPAN jusqu'à la récolte de la culture suivante. La variabilité de ces effets a été analysée en fonction des climats, en interaction avec les types de sols (3 à 4 sol types par site climatique) et selon l'état initial d'azote minéral du sol à la récolte du précédent cultural (3 niveaux très différents). L'efficacité des CIPAN a ainsi été déterminée dans une large gamme de pédoclimats et régions françaises, dont certaines ne disposaient que de peu de références expérimentales. La variabilité climatique, testée pour les 24 sites choisis, a été évaluée sur le climat actuel représenté par les 20 dernières années (1988-2008), ce qui permet de connaître la variance

associée à l'efficacité des CIPAN et des autres modes de gestion de l'interculture pour une large gamme de conditions climatiques, en tenant compte d'années "exceptionnellement" pluvieuses ou sèches.

Au final, les simulations indiquent que, dans les conditions françaises, les CIPAN sont efficaces, à l'échelle de 20 années climatiques, pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage, et ce, aussi bien en situation d'interculture courte, qu'en cas d'interculture longue, après une récolte d'été. Plus précisément, les simulations indiquent que les CIPAN sont utiles, voire le plus souvent nécessaires, pour atteindre des concentrations nitriques inférieure à 50 mgNO₃/l, même dans les situations où la fertilisation azotée est raisonnée de façon optimale. Ceci s'explique par le fait que même si la maîtrise de la fertilisation azotée est un préalable nécessaire, elle n'est pas suffisante pour restituer de l'eau de drainage faiblement concentrée en nitrate. En effet, c'est la minéralisation estivale et automnale (sols chauds et suffisamment humides) qui détermine les risques de lixiviation, davantage que le reliquat à la récolte lorsque celui-ci est faible (correspondant au reliquat d'azote minéral minimum incompressible). Aucun apport d'engrais azoté de synthèse sur la CIPAN, qui ne ferait qu'augmenter le stock d'azote nitrique lixiviable, ne peut ainsi se justifier.

En revanche, les simulations indiquent que les CIPAN ne sont pas efficaces après récolte tardive d'automne (après maïs grain), ce qui oblige à une gestion très stricte et minutieuse de la fertilisation azotée pour limiter les fuites de nitrate. De façon plus générale, les simulations indiquent qu'en situation de profil initial avec un fort excès d'azote minéral, les couverts intermédiaires ne permettent pas de restituer systématiquement de l'eau de drainage avec une concentration en nitrate inférieure au seuil réglementaire.

L'étude a également permis de préciser le degré d'efficacité des CIPAN en fonction de l'espèce utilisée (crucifère, graminée ou légumineuse) et de leur mode de gestion (date de semis et de destruction). Ainsi, une analyse multicritère a permis de proposer des couples de dates de levée-destruction "optimales", pour chaque site climatique et espèce. Ce travail constitue une première illustration d'une démarche plus large qui pourrait être mise en œuvre pour optimiser les itinéraires techniques des CIPAN en fonction du pédoclimat, du reliquat d'azote minéral initial et de la culture principale suivante, voire d'autres facteurs.

L'étude a permis de produire des résultats particulièrement originaux pour deux aspects concernant la gestion des CIPAN. D'une part, l'étude par simulation de la phase "semis-levée" apporte des résultats nouveaux alors que très peu de travaux de modélisation sont disponibles dans la bibliographie sur cette phase d'implantation pourtant cruciale pour un semis d'été dans les conditions tempérées et méditerranéennes. Les simulations réalisées indiquent que l'implantation de la CIPAN peut s'opérer avec succès dans une large gamme de situations, à condition d'adapter la date de semis en fonction de la situation pédoclimatique. D'autre part, l'analyse des jours potentiellement disponibles pour la destruction des CIPAN est également innovante ; si des travaux ont été réalisés pour différents systèmes de culture et pour des opérations techniques de travail du sol ou de récolte, aucune référence d'article scientifique n'a été trouvée pour la problématique de destruction des CIPAN. Les simulations indiquent ainsi que les jours potentiellement disponibles pour la destruction des couverts intermédiaires à l'automne ne sont pas un facteur limitant pour réaliser l'intervention, sauf en sol argileux.

Les itinéraires techniques doivent ainsi être adaptés aux conditions pédoclimatiques locales et au système de culture pour conjointement maximiser l'efficacité "piège à nitrate" et minimiser les éventuels effets indésirables sur la culture suivante. Cette adaptation, notamment des dates de semis et de destruction des CIPAN, doit aussi intégrer les autres "services" qu'elles sont susceptibles de rendre, en fonction des enjeux locaux (lutte contre l'érosion, reconstitution des ressources en eau...). Plus largement, la gestion de l'interculture est l'une des composantes de la (re)conception de systèmes de culture plus respectueux de l'environnement et valorisant les services écosystémiques.

Des questions de recherche à explorer

Cette étude a mis en évidence un besoin d'approfondissement de connaissances sur les cultures intermédiaires, soulignant la nécessité de développer un large programme de recherches coordonné sur cette problématique systémique pour progresser encore sur l'efficacité des cultures intermédiaires.

1. La contribution à la gestion des bioagresseurs des cultures principales. C'est incontestablement sur cette thématique que les efforts de recherche devront s'orienter si l'usage des CIPAN se généralise en France,

car il ne faut pas négliger leurs effets collatéraux favorables mais aussi indésirables. Plusieurs questions se posent ainsi :

- la compatibilité de la technique de faux semis avec l'implantation de CIPAN, qui pourrait bénéficier de travaux de simulation des effets sur la flore adventice au moyen d'un modèle de type FLORSYS ;
- les éventuels problèmes sanitaires que peut poser l'utilisation des repousses (de colza ou de céréale) comme couvert intermédiaire ; des études épidémiologiques menées à l'échelle temporelle de la rotation devraient permettre d'analyser les risques en fonction du système de culture et du travail du sol ;
- l'impact des CIPAN sur quelques bioagresseurs particulièrement problématiques, qui devra faire l'objet de travaux de recherche ou de recherche-développement afin d'anticiper d'éventuels risques d'émergence de nouveaux problèmes parasitaires.

2. La maximisation conjointe des effets "piège à nitrate" (CIPAN) et "engrais vert" pour réduire l'utilisation des engrais azotés minéraux, dont la synthèse est forte consommatrice d'énergie fossile.

Cette problématique renvoie à l'usage des légumineuses comme CIPAN, ce qui pose la question de l'efficacité du piégeage d'azote nitrique et de la fixation symbiotique en fonction du statut des sols en azote minéral. Cette question sera d'autant plus cruciale à analyser que l'on souhaitera développer l'usage de mélanges associant espèces non-légumineuse(s) et légumineuse(s), afin de combiner les deux fonctions de "piège à nitrate" et d'"engrais vert".

Des travaux de recherche sur l'assemblage des espèces sont nécessaires pour constituer des mélanges efficaces. Si de l'expertise agronomique a permis d'avancer sur cette question, en particulier sur le continent américain mais aussi en Europe, l'analyse bibliographique a mis en évidence un manque de travaux méthodologiques qui freinent, d'une part, la conception pratique de tels mélanges et leur adaptation aux diverses conditions pédoclimatiques françaises, et d'autre part, la modélisation du comportement des couverts plurispécifiques et l'étude par simulation de leurs effets sur les bilans d'eau et d'azote et donc sur la réduction des fuites de nitrate. Cette problématique de la composition de mélanges d'espèces (et des techniques associées) se pose également pour les couverts plurispécifiques de non-légumineuses, visant la maximisation du piégeage, de la tolérance à la sécheresse ou de la biofumigation.

3. Le choix des espèces et variétés de cultures intermédiaires et leur amélioration génétique

Hormis pour certaines espèces de crucifères pour lesquelles des entreprises semencières ont investi des moyens significatifs en Europe et en France, il convient de souligner que l'investissement en terme de recherche en génétique et amélioration des plantes doit être encouragé, notamment pour rechercher et caractériser de nouvelles ressources génétiques vis-à-vis de la gestion des bioagresseurs, mais aussi pour d'autres fonctions agro-écologiques. On peut faire l'hypothèse que des espèces peu utilisées aujourd'hui en France pour la production agricole pourraient rejoindre le panel des solutions à disposition des agriculteurs dans un objectif de maîtrise de certains bioagresseurs. C'est probablement une problématique qui pourrait être porteuse d'innovations génétiques permettant à terme de réduire l'usage des pesticides.

L'étude met aussi en évidence le manque de connaissances écophysiologiques sur les espèces utilisées aujourd'hui comme CIPAN, en particulier celles qui ne sont pas des espèces cultivées par ailleurs pour produire des graines ou du fourrage.

4. La gestion des cultures intermédiaires dans les systèmes sans labour. Les CI sont largement utilisées pour pallier l'absence de travail du sol (en favorisant l'infiltration d'eau, le décompactage...) dans les contextes techniques sans labour, qui modifient les modalités de destruction et de gestion des résidus des CI. Or la bibliographie scientifique ne permet pas toujours de conclure, sur les questions concernant notamment : les techniques de destruction mécanique utilisables, dans les régions où le gel léthal est peu fréquent, pour éviter l'usage des herbicides totaux pour leur destruction ; les effets de la pratique du mulch (comparée à l'enfouissement) sur la minéralisation des résidus de CI, les pertes par volatilisation d'ammoniac, la dénitrification et les émissions de N₂O, ou encore sur les bioagresseurs.

5. L'implantation de CIPAN par des semis sous couvert. La difficulté d'insertion des CIPAN dans les systèmes de monoculture du maïs grain souligne la nécessité d'accroître l'efficacité des CIPAN semées sous couvert. Deux questions prioritaires doivent être analysées : 1) Peut-on concilier l'usage de variétés de maïs à

bon potentiel mais moins tardives avec des semis sous couvert ? 2) Quelles sont les espèces (et techniques) adaptées au semis sous couvert (tolérance à l'ombrage) ?

6. Le lien entre CIPAN et changement climatique. L'augmentation certaine de la température et de la concentration en CO₂, ainsi que de la variabilité saisonnière de la pluviométrie et du risque d'événements extrêmes, notamment des sécheresses automnales, sont susceptibles d'influer sur l'efficacité "piège à nitrate" des CIPAN. L'évolution du climat peut également modifier leur impact sur le drainage, et donc potentiellement sur la recharge des nappes. Ces effets pourraient être estimés par des simulations utilisant des scénarios de climat futur.

Par ailleurs, l'évaluation de la contribution des CIPAN au bilan de gaz à effet de serre du secteur agricole est susceptible d'être modifiée en fonction notamment de l'évolution du climat et de la composition de l'atmosphère, ce qui nécessiterait des recherches complémentaires.

7. L'impact des CIPAN sur le bilan énergétique. Sachant qu'un kilogramme d'azote sauvegardé de la lixiviation correspond à une réduction de l'équivalent d'environ un kilogramme de pétrole, la réduction des fuites de nitrate vers les eaux grâce aux CIPAN permettrait, à l'échelle de la France, d'économiser plusieurs centaines de milliers de TEP ; une évaluation précise de cet enjeu serait utile pour sensibiliser les agriculteurs et ceux qui les conseillent au gisement d'économie d'énergie que représente cette sauvegarde d'azote nitrique non livixié.

8. L'évaluation de l'impact de la généralisation des CIPAN dans des situations locales où les enjeux de recharge en eau des nappes peuvent se poser avec une forte acuité (cas de nappes réalimentées exclusivement par le drainage sous cultures). Dans ce cas, un dilemme peut se poser pour répondre conjointement aux préoccupations quantitatives de gestion de l'eau (recharge des nappes) et aux objectifs qualitatifs de la protection des eaux de captage pour l'alimentation humaine (concentration nitrique des nappes inférieure à la norme de potabilité). Cette question nécessitera des études spécifiques, avec des simulations et études couplées, agronomiques et hydrogéologiques, et une spatialisation explicite pour prendre en compte les spécificités locales du fonctionnement intégré de l'agrosystème et de l'hydrosystème des eaux souterraines. Par ailleurs, les effets à long terme de l'introduction systématique des CIPAN dans les systèmes de culture français mériteraient des recherches, notamment en ce qui concerne la séquestration de carbone, la minéralisation de l'azote du sol, les effets sur les populations de bioagresseurs et d'auxiliaires.

9. La conception d'outils d'aide à la décision pour le choix d'itinéraires techniques de mise en œuvre des CIPAN qui tiennent compte des conditions locales relatives pour maximiser les bénéfices environnementaux des CIPAN et en réduire les éventuels inconvénients. Ces conditions locales sont relatives aux : climat et au sol ; aux systèmes de culture (en particulier les cultures précédentes et suivantes et les modalités de travail du sol) ; à l'organisation du travail de l'exploitation agricole. De tels outils d'aide à la décision pourraient faciliter la généralisation des CIPAN sur le territoire français.

10. L'analyse coût-bénéfice des cultures intermédiaires : une analyse coût-bénéfice des cultures intermédiaires considérant l'ensemble de leurs fonctions permettrait de mieux mesurer les services qu'elles rendent et d'étudier les politiques publiques les plus efficaces pour leur mise en œuvre.

L'ensemble de ces questions constitue la trame d'un ambitieux programme de recherche et de recherche-développement qui soit à la hauteur des millions d'hectares en "zones vulnérables Nitrate" potentiellement concernés par l'insertion des CIPAN dans les systèmes de culture français.