



La valorisation énergétique des biomasses peut-elle changer l'équilibre des cycles biogéochimiques dans les sols cultivés ?

Sylvie Recous, Fabien Ferchaud, Sabine Houot

► To cite this version:

Sylvie Recous, Fabien Ferchaud, Sabine Houot. La valorisation énergétique des biomasses peut-elle changer l'équilibre des cycles biogéochimiques dans les sols cultivés ?. Innovations Agronomiques, 2016, 54, pp.41-58. 10.15454/1.5137734096127456E12 . hal-01543465

HAL Id: hal-01543465

<https://hal.science/hal-01543465>

Submitted on 20 Jun 2017

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

La valorisation énergétique des biomasses peut-elle changer l'équilibre des cycles biogéochimiques dans les sols cultivés ?

Recous S.¹, Ferchaud F.², Houot S.³

1 UMR FARE, INRA, URCA, 2 Esplanade R. Garros, F-51100 Reims

2 UR AgrolImpact, INRA, Site de Laon, F-02000 Barenton-Bugny

3 UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, F-78850 Thiverval-Grignon

Correspondance : sylvie.recous@inra.fr ; fabien.ferchaud@inra.fr ; sabine.houot@inra.fr

Résumé

L'utilisation des ressources organiques (biomasses végétales, déchets organiques) pour la valorisation énergétique en substitution au carbone fossile, impacte les cycles biogéochimiques des agroécosystèmes, à travers les pratiques culturales mises en œuvre lors de la production de la biomasse, mais aussi dans la phase d'usage des biomasses. Ces effets sont illustrés à travers trois exemples : (1) l'impact du choix de l'espèce végétale : cultures annuelles (sorgho et triticales), pluriannuelles (fétuque et luzerne), pérennes (*Miscanthus* et switchgrass) sur les bilans d'eau et de carbone dans les sols ; (2) les effets de la date de récolte de la biomasse du *Miscanthus x giganteus*, espèce herbacée pérenne, sur le recyclage de l'azote dans la plante et les besoins en fertilisation azotée; ces deux exemples sont issus d'essais réalisés sur la plateforme « biomasse et environnement » Inra à Estrées-Mons (Somme) (3) l'introduction de la méthanisation dans une exploitation agricole et les conséquences sur le bilan de carbone et le cycle biogéochimique de l'azote dans le sol. Les exemples pris montrent la difficulté à connaître et maîtriser les conséquences de l'ensemble des pratiques et facteurs impliqués dans la production ou la transformation des ressources organiques pour minimiser les impacts environnementaux au champ, en raison de la multiplicité des effets, souvent antagonistes, sur les processus biogéochimiques et les flux d'éléments. Au-delà de l'approche à la parcelle, l'étude de ces impacts à une échelle de temps longue (échelle de la rotation et à long-terme), et dans une dimension territoriale (localisation de la ressource organique, types de sol), est indispensable.

Mots-clés : Culture énergétique, Cycle de l'azote, Cycle du carbone, Impact environnemental, Gaz à effet de serre, Méthanisation

Abstract: Can biomass valorization for energy production change the balance of biogeochemical cycles in cultivated soils?

The uses of organic resources (plant biomasses, organic wastes) for bioenergy in substitution for fossil carbon, impact biogeochemical cycles of agroecosystems in multiple ways: first through cultural practices implemented during the biomass production phase, but also linked to the pathway of biomass use. These effects are illustrated here through three examples: the impact of the choice of the plant species (annual, pluriannual, perennial) on water use and soil carbon balance; (2) the effects of harvest date scenario of miscanthus crop, an herbaceous perennial species, on the recycling of nitrogen and carbon in the plant, and the fertilizer needs; these two examples are taken from field trials of the INRA

“biomass and environment” experimental platform of Estrées-Mons (northern France); (3) the introduction of anaerobic digestion at the farm level and the subsequent impacts on the carbon balance and biogeochemical nitrogen cycle in soils. These examples show the difficulty to know and master all the practices and factors involved in the production or processing of organic resources to minimize environmental impacts, due to the multiplicity of effects, often antagonistic, on biogeochemical processes and fluxes. The study of these impacts on a time scale larger than that of a growing season (scale of the rotation, and long-term), and with a territorial dimension (location of the organic resource, soil types), is essential.

Keywords: Anaerobic digestion, Bioenergy crop, Carbon cycle, Environmental impact, Greenhouse gas, Nitrogen cycle

Introduction

L'augmentation de la population mondiale, la montée en puissance des préoccupations environnementales et la raréfaction de certaines ressources placent l'agriculture face à un double défi :

- La nécessité de maintenir, voire d'accroître la productivité primaire des écosystèmes cultivés, pour satisfaire la demande croissante en biomasse alimentaire et non alimentaire ;
- Tout en limitant les impacts sur l'environnement, et en gérant durablement les ressources naturelles dont dispose la planète.

L'augmentation des surfaces cultivées et de leur productivité avait permis jusqu'à présent de répondre à l'accroissement de la demande mais les ressources en surfaces disponibles supplémentaires sont très limitées. La gestion des éléments nutritifs se situe au cœur de cette problématique et la fertilisation est un levier puissant de contrôle des niveaux de production. Au cours des 45 dernières années, la multiplication par 2,5 de la production alimentaire mondiale s'est accompagnée d'une multiplication par 8 de la quantité d'engrais minéraux azotés apportés et d'une multiplication par 3,5 des quantités d'engrais phosphatés apportés. Mais ces fertilisants sont aussi des contaminants potentiels de certains compartiments de l'environnement : eutrophisation des masses d'eau marines et continentales par l'azote (N) et le phosphore (P), altération de la qualité de l'air (NH₃, NO_x et polluants dérivés), aggravation du changement climatique par émission de gaz à effet de serre (N₂O). À l'échelle européenne, les sols agricoles représentent 54 % de la source d'émission de N₂O (Hertel *et al.*, 2011), et les chiffres sont sensiblement identiques à l'échelle française avec 78 % des émissions totales de N₂O venant de l'agriculture, dont 49,5 % des émissions venant des sols cultivés (Citepa, 2013). La fertilisation azotée, et les excès d'azote liés à la gestion globale de l'azote dans les systèmes cultivés, sont responsables de cette augmentation. Autrefois les agronomes et les agriculteurs raisonnaient la fertilisation en fonction de critères comme l'optimisation économique à court terme, la gestion des aptitudes culturales des sols et la préservation de la potabilité de l'eau. Aujourd'hui, il faut prendre en compte un éventail d'enjeux et impacts bien plus large, incluant la préservation des ressources énergétiques et minières non-renouvelables, l'eutrophisation, la biodiversité, la qualité de l'air, la réduction des émissions de gaz à effet de serre (émissions de composés azotés, émissions ou séquestration de CO₂). Les recherches sur le déterminisme de ces différents impacts ont progressivement mis en évidence leurs multiples interdépendances. Le vocable «cycle biogéochimique», traduit les échanges de matière, accompagnés ou non de transformations des éléments, sous l'effet de différents agents physiques, chimiques ou biologiques. Toutefois cela n'implique pas que s'établissent des équilibres : ainsi le cycle de l'azote se caractérise par une cascade de transferts et transformations de l'azote du compartiment d'azote atmosphérique stable (N₂) vers les compartiments d'azote réactif (azote ammoniacal, azote nitrique, oxyde d'azote, etc.), conduisant à une cascade d'impacts appelée aussi " cascade de l'azote" (Cellier *et al.*, 2012). Au sein de cette cascade la nutrition minérale des cultures et la fertilisation jouent un rôle moteur. Ce "forçage" massif lié à

l'utilisation des engrais n'a pas lieu seulement au niveau local : à l'échelle planétaire les flux d'éléments minéraux liés au commerce des denrées agricoles et agroalimentaires (notamment à destination des élevages) jouent un rôle de premier ordre dans les mouvements globaux d'azote et de phosphore (Billen *et al.*, 2014).

L'influence de l'agriculture sur les cycles biogéochimiques et leurs impacts environnementaux ne se réduit pas aux seuls effets directs de la fertilisation et des exportations ou recyclages d'éléments, contenus dans les récoltes ou résidus de récoltes. Toutes les pratiques qui jouent sur la nature des couverts végétaux, sur les dates et conditions d'implantation de ces couverts, ont des répercussions plus ou moins importantes sur les dynamiques d'absorption d'éléments minéraux : ainsi, la gestion de l'état physique du sol, des résidus organiques ou des adventices, et d'autres types d'interventions culturales, peuvent avoir des effets importants sur l'absorption de l'azote et du phosphore, ou sur les flux d'organisation et de minéralisation de ces éléments. Cette influence des pratiques agricoles s'inscrit aussi dans une dynamique spatio-temporelle assez complexe (gestions culture - interculture, rotation culturale et à long terme notamment pour l'entretien de la fertilité des sols) bien au-delà du cycle d'une culture.

Les matières organiques se trouvent aussi au centre de cette problématique. Elles entrent dans les sols via les systèmes racinaires des plantes et leurs rhizodépôts, le recyclage des résidus de culture et litières végétales, et celui des effluents d'élevage et autres produits résiduels organiques d'origine agricole, urbaine et industrielle. Leur dégradation partielle par les organismes du sol permet le recyclage des nutriments (essentiellement minéralisation de l'azote, phosphore et soufre) alors que leur stabilisation dans les sols (humification) joue un rôle très important dans le maintien de la fertilité, de la masse, la diversité et l'activité des communautés biologiques du sol, dans le maintien ou l'amélioration des propriétés physiques des sols et dans la régulation des émissions de gaz à effets de serre. Ces matières organiques se substituent en partie voire en totalité aux apports d'éléments minéraux par fertilisation, en fonction de la capacité du sol à minéraliser vis-à-vis de besoins des couverts végétaux, et de la nature et de la quantité des produits organiques (PRO ou MAFOR) et de leur valeur fertilisante. Les orientations prises pour concilier production et agriculture durable (ex. le projet « produisons autrement » depuis 2012, mis en place par le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt), vise un changement par les agriculteurs des modes de production, basé sur l'adoption et l'application des principes de l'agro-écologie, pour toutes les formes de l'agriculture en France (<http://agriculture.gouv.fr/agriculture-et-foret/projet-agro-ecologique>). Ces orientations reposent sur une réduction des intrants (minéraux, phytosanitaires, énergétiques) et un accroissement de la mobilisation des ressources organiques et de la fixation symbiotique de l'azote, en substitution à ces intrants. Le programme 4 pour mille (<http://4p1000.org/comprendre>) a pour ambition d'augmenter la contribution des sols à l'atténuation du changement climatique, grâce au stockage accru du carbone sous forme organique dans les sols. L'ensemble de ces objectifs pose avec acuité la question de la concurrence des usages pour les biomasses végétales et produits organiques.

La connaissance des cycles biogéochimiques et de leurs interactions est donc indispensable pour aborder les enjeux liés à la mobilisation des ressources organiques pour des valorisations énergétiques. Comment concilier la production en quantité et en qualité des ressources en biomasse pour se substituer à l'énergie fossile, en minimisant les impacts liées à la production de ces biomasses ? Comment préserver les services rendus par les sols, en particulier leur fertilité, dans les agrosystèmes tout en exportant les ressources pour des usages industriels ? Des compromis sont-ils possibles entre des enjeux si antagonistes, par le choix de cultures performantes, l'adaptation des itinéraires techniques, la valorisation en cascade des coproduits et déchets industriels ? Quels sont actuellement les verrous de connaissance pour analyser ces effets ?

Nous aborderons ces questions à travers trois exemples, mettant en exergue les questions telles qu'elles se posent en agriculture :

- Plusieurs procédés existent ou sont actuellement en cours de développement pour valoriser la biomasse lignocellulosique pour la bioénergie (combustion, biocarburants de seconde génération, méthanisation) ou les biomatériaux (composites, matériaux de construction, etc.). Ces technologies de conversion permettent d'envisager une large gamme de ressources candidates (e.g. Somerville *et al.*, 2010). Parmi celles-ci, on trouve des résidus d'origine agricole, sylvicole ou industrielle, et des cultures lignocellulosiques « dédiées ». On analysera et comparera l'impact sur les cycles biogéochimiques et celui de l'eau, de trois grands types d'espèces : les cultures pérennes herbacées, les cultures pluriannuelles et les cultures annuelles.
- Le mode de conduite d'une culture (dates de semis et de récolte, densité, fertilisation, traitements phytosanitaires, gestion du sol, etc.), influence son développement, la quantité et les caractéristiques de la biomasse produite, et impacte nécessairement les usages industriels possibles. Avec l'exemple du *Miscanthus x giganteus*, plante herbacée pérenne à fort potentiel de production de biomasse, nous analyserons les conséquences agronomiques et environnementales de la conduite de cette culture pour produire une biomasse sèche, notamment apte à la combustion (récolte tardive), ou une biomasse verte, apte à la conversion biologique (récolte précoce).
- Le ministère de l'Agriculture a lancé en 2013 le plan EMAA (Energie Méthanisation Autonomie Azote) qui incite au développement de la méthanisation à la ferme pour augmenter l'autonomie énergétique des agriculteurs et leur permettre une économie en engrais minéraux azotés par leur substitution par les digestats sortant des méthaniseurs. Si la France a choisi de ne pas aller vers le développement de cultures principales dédiées à la méthanisation, des questions se posent i) sur les conséquences du détournement des résidus de récolte vers la méthanisation et sur l'efficacité des seuls digestats à entretenir les stocks de matière organique des sols, et ii) sur la gestion de la fertilisation des cultures avec les digestats sans augmenter les impacts environnementaux (lixiviation des nitrates, émissions gazeuses).

1. Choix des espèces cultivées pour produire de la biomasse et impacts sur les cycles biogéochimiques

1.1 Une large gamme de ressources végétales candidates pour la production de bioénergies

Les technologies de conversion pour la bioénergie (combustion, biocarburants de seconde génération, méthanisation) ou les biomatériaux (composites, matériaux de construction, etc.) permettent d'envisager au sein d'une large gamme de ressources candidates, des résidus d'origine agricole, sylvicole ou industrielle, et des cultures lignocellulosiques « dédiées ».

Les résidus agricoles ont l'avantage en tant que coproduits de constituer un gisement immédiatement disponible sans impacter l'utilisation des terres. Cependant, dans le cas des résidus de cultures (pailles de céréales par exemple), les quantités disponibles seront limitées car leur exportation devra être raisonnée pour ne pas avoir de conséquence néfaste sur le statut organique des sols (Mary *et al.*, 2009). Les quantités réellement mobilisables ne seront donc probablement pas suffisantes pour approvisionner les nouvelles filières de la bioénergie.

La production de cultures lignocellulosiques, récoltées en plante entière, sera donc amenée à se développer, ce qui pose la question du choix des espèces à cultiver parmi les nombreuses cultures candidates. On peut ainsi citer les plantes annuelles en cultures principales (ex. : sorgho) ou dérobées (CIVE), pluriannuelles (ex. : luzerne), les plantes pérennes herbacées (ex. : miscanthus), ou les plantes pérennes ligneuses (ex. : saule) cultivées en taillis à courte ou très courte rotation. Ce choix devra être l'objet d'un compromis entre plusieurs critères : forte production à l'hectare, qualité/composition adaptée au débouché, faibles besoins en intrants et faibles impacts environnementaux. On analysera ici l'impact

sur les cycles biogéochimiques (et celui de l'eau) de trois grands types d'espèces : les cultures pérennes herbacées, les cultures pluriannuelles et les cultures annuelles.

Les cultures pérennes herbacées à rhizome comme le miscanthus (*Miscanthus x giganteus*) ou le switchgrass (*Panicum virgatum*) sont récoltées annuellement avec du matériel agricole classique et ont une durée de production après l'implantation d'une vingtaine d'années. Elles suscitent un vif intérêt (e.g. Lewandowski *et al.*, 2003 ; van der Weijde *et al.*, 2013) car elles sont à la fois productives et économes en intrants, notamment grâce à leur capacité de recyclage des éléments minéraux via leur mise en réserve dans les rhizomes (Garten *et al.*, 2010 ; Strullu *et al.*, 2011).

Les cultures pluriannuelles traditionnellement fourragères, légumineuses comme la luzerne (*Medicago sativa*) ou graminées comme la fétuque (*Festuca arundinacea*), sont également relativement productives et ont un faible coût d'implantation et de destruction. De plus, les légumineuses, ou les mélanges d'espèces légumineuses et graminées, ont la capacité de fixer l'azote de l'air ce qui réduit fortement leur besoin en intrants azotés. Elles produisent aussi des protéines de qualité qui, avec des procédés de fractionnement adaptés, pourraient être valorisées séparément et en plus de la fraction lignocellulosique (Sanderson et Adler, 2008).

Enfin, des cultures annuelles, facilement insérables dans les rotations existantes, pourraient aussi être utilisées. Par exemple, certains types variétaux du sorgho (*Sorghum bicolor*), à floraison très tardive, ont été sélectionnés pour la production de biomasse (Olson *et al.*, 2012).

1.2 Impacts comparés des espèces pérennes, pluriannuelles et annuelles sur les cycles biogéochimiques

Les comparaisons expérimentales portant sur les impacts environnementaux de différents types d'espèces lignocellulosiques sont assez rares dans la littérature scientifique internationale. En 2006, l'INRA a implanté un dispositif expérimental sur le domaine d'Estrées-Mons, dans la Somme, dont l'objectif est de comparer la production et les impacts environnementaux d'une large gamme de cultures lignocellulosiques (dispositif Biomasse & Environnement, Estrées-Mons (Somme)). Ce dispositif comprend des cultures pérennes (miscanthus et switchgrass), pluriannuelles (fétuque et luzerne) et annuelles (sorgho et tritcale). Les cultures pérennes sont récoltées soit en coupe précoce (octobre), soit en coupe tardive (février). Les cultures pluriannuelles et annuelles sont en rotations (respectivement tous les 3 ans et tous les ans). Deux niveaux de fertilisation azotée sont également testés sur toutes les cultures (N- et N+).

Sur ce dispositif, les cultures pérennes sont plus productives que les cultures pluriannuelles. Sur la période 2007-2010, la production moyenne des cultures pérennes variaient selon les traitements entre 15 et 26 t MS /ha/an, alors qu'elle n'était que de 10 et 12 t MS /ha/an respectivement pour la fétuque et la luzerne (Cadoux *et al.*, 2014). Ces dernières avaient un niveau de production équivalent à celles des cultures annuelles (12 t MS /ha/an en moyenne).

Les flux d'eau (drainage) et de nitrate ont été quantifiés sur la période 2007-2013 (7 années) à partir de mesures de stocks d'eau et d'azote minéral du sol et de simulations (Ferchaud et Mary, 2016). Concernant le drainage, si de fortes variations sont observées d'une année sur l'autre, notamment en relation avec le climat, des différences importantes apparaissent entre les types d'espèces. Le drainage, c'est-à-dire la quantité d'eau qui percole à travers le sol pendant la période hivernale et va réalimenter la nappe phréatique, a été plus faible sous les cultures pluriannuelles que sous les cultures annuelles (64 contre 133 mm / an en moyenne sur 7 ans), malgré une production de biomasse équivalente. Il a été intermédiaire pour les cultures pérennes (56 à 137 mm / an) et très fortement lié à la production, elle-même fonction de l'espèce et de la fertilisation azotée (Figure 1). L'efficience d'utilisation de l'eau, définie comme le rapport entre la production de biomasse et l'évapotranspiration (calculée par différence entre précipitations et drainage), était donc bien plus élevée pour miscanthus et

switchgrass (3,9 et 2,7 g MS l⁻¹ respectivement en moyenne pour N- et N+) que pour les cultures pluriannuelles et annuelles (1,6 et 1,9 g MS l⁻¹ respectivement).

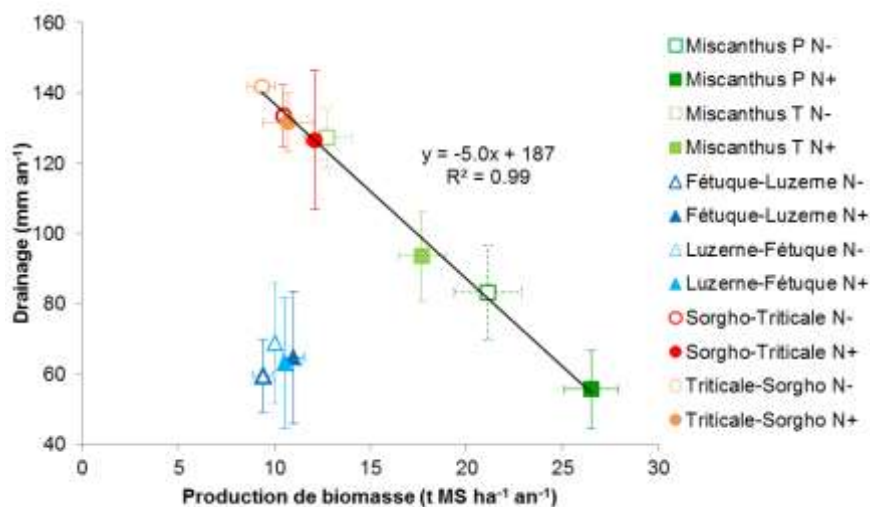


Figure 1 : Relation entre drainage et production de biomasse (moyennes sur 7 ans). Les barres d'erreur représentent les écarts types entre blocs. La ligne noire est la régression linéaire sans les cultures pluriannuelles. P = récolte précoce, T = récolte tardive. D'après Ferchaud et Mary (2016).

La concentration moyenne en nitrate de l'eau drainée était faible sous toutes les cultures (entre 2 et 23 mg NO₃ l⁻¹), probablement grâce aux conditions pédoclimatiques peu favorables à la lixiviation (sol profond et pluviométrie hivernale modérée). Les concentrations en nitrate étaient souvent un peu inférieures sous les cultures pérennes et pluriannuelles que sous les cultures annuelles, à l'exception principalement du miscanthus l'année suivant l'implantation. L'intérêt des cultures pérennes et pluriannuelles pour réduire les pertes de nitrate a aussi été montré dans d'autres contextes avec des sols moins profonds et/ou de texture plus grossière. Ainsi, Pugesgaard *et al.* (2015) ont mesuré pendant quatre ans des pertes de seulement 14 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (environ 12 mg NO₃ l⁻¹) sous une culture pluriannuelle (association graminées – trèfle), contre 163 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour une monoculture de blé. De même, dans un réseau de parcelles agricoles plantées en miscanthus en région Bourgogne, Lesur *et al.* (2014) ont mesuré des concentrations moyennes en nitrate de 31, 7 et 3 mg NO₃ l⁻¹ en moyenne en première, deuxième et troisième année après implantation.

Des mesures de stocks de carbone organique du sol ont été réalisées sur le dispositif Biomasse & Environnement en 2006 (état initial) et en 2011-2012, soit 5-6 ans après l'implantation du dispositif (Ferchaud *et al.*, 2016). Ces mesures de stocks, réalisées à masse de sol équivalente entre traitements et entre années, sur une profondeur correspondant à la couche de sol anciennement labourée (environ 0-33 cm), ont permis de calculer des évolutions de stocks de carbone pour les différentes espèces. Ainsi, une augmentation importante des stocks sous les cultures pluriannuelles a été observée (0.93 ± 0.28 t C ha⁻¹ an⁻¹), alors qu'il n'y a pas eu d'évolution significative pour les cultures pérennes et annuelles. Ces résultats sont cohérents avec ceux de la littérature scientifique concernant l'effet positif des cultures pluriannuelles fourragères sur le stockage de carbone, par rapport à des cultures annuelles (e.g. Soussana *et al.*, 2004). Concernant les cultures pérennes, les résultats disponibles sont très variables d'une étude à l'autre sans que cette variabilité soit clairement expliquée : des recherches supplémentaires sont donc nécessaires.

Grâce à l'utilisation du marquage isotopique ¹³C, permettant de différencier le carbone originaire des plantes en C3 et en C4, nous avons pu montrer sur le dispositif Biomasse & Environnement que ce stockage supplémentaire sous cultures pluriannuelles par rapport aux cultures pérennes était dû à de plus fortes entrées de carbone dans le sol, alors que la minéralisation du carbone ancien (carbone

présent avant l'implantation des cultures) était équivalente pour les deux types d'espèces (Tableau 1). Ces entrées de carbone plus importantes sous cultures pluriannuelles pourraient être dues à leur destruction périodique (tous les 3 ans), qui permet l'incorporation au sol de toute la biomasse de ces cultures (racines et biomasse aérienne sous la hauteur de coupe), et éventuellement à un turnover racinaire plus important.

Tableau 1 : Evolution des stocks de carbone organique nouveau (C_{New}) et ancien (C_{Old}) sur le dispositif Biomasse & Environnement ($t\ C\ ha^{-1}\ an^{-1}$) entre 2006 et 2011 (cultures pérennes) ou 2012 (cultures pluriannuelles) sur la couche de sol anciennement labourée ($4669\ t\ ha^{-1}$). Les valeurs entre parenthèses sont les écarts types entre blocs. Différentes lettres indiquent des différences significatives entre traitements ($p > 0.05$). D'après Ferchaud *et al.* (2016).

	Miscanthus tardif		Switchgrass tardif		Fétuque-Luzerne		Luzerne-Fétuque	
C_{New}	0.63	(0.28) c	0.89	(0.03) bc	1.65	(0.28) a	1.36	(0.23) ab
C_{Old}	-0.59	(0.38) a	-0.91	(0.18) a	-0.67	(0.61) a	-0.49	(0.42) a

1.3 Une évaluation multicritère nécessaire à l'échelle du système de culture

Si les cultures pérennes et pluriannuelles montrent plusieurs avantages du point de vue des impacts environnementaux, aucune espèce ne permet de maximiser les bénéfices pour l'ensemble des critères étudiés sur le dispositif Biomasse & Environnement (Tableau 2). Cela pose la question du poids donné aux différents critères et montre l'importance d'une évaluation globale.

Tableau 2 : Performances des cultures pérennes et pluriannuelles en comparaison aux cultures annuelles ('-' : inférieures ; '=' : similaires ; '+' : supérieures ; '++' : fortement supérieures). Résultats issus du dispositif Biomasse & Environnement (Cadoux *et al.*, 2014 ; Ferchaud et Mary, 2016 ; Ferchaud *et al.*, 2016).

Critères	Cultures pérennes	Cultures pluriannuelles
Production de biomasse	++	=
Besoins en intrants azotés	= (précoce) / ++ (tardif)	= (Fétuque) / ++ (Luzerne)
Drainage	= / -	-
Efficience d'utilisation de l'eau	++	-
Pertes de nitrate	+	+
Stockage de carbone	=	++

D'autre part, l'impact de ces cultures lignocellulosiques dépendra aussi de leur insertion dans les systèmes de culture en place et devra donc se raisonner à l'échelle du système. Pour les cultures pérennes, l'implantation peut être coûteuse (particulièrement pour le miscanthus qui est multiplié par voie végétative) et les phases d'installation et de destruction de ces cultures relativement longues (pouvant occasionner une ou deux années sans récolte). Ces cultures seront donc probablement implantées pour des périodes longues, probablement de l'ordre d'une quinzaine d'année (peut-être moins pour le switchgrass dont l'installation est plus rapide). Les phases d'installation (avec par exemple des risques plus importants de pertes de nitrate) et de destruction devront cependant être

prises en compte dans l'évaluation environnementale de ces cultures. Les cultures pluriannuelles seront plus facilement insérables dans les rotations actuelles, avec des effets potentiellement positifs sur les autres cultures, par exemple sur les pressions en adventices, maladies ou ravageurs (Zegada-Lizarazu et Monti, 2011). De plus, la décomposition des cultures légumineuses comme la luzerne après leur destruction entraîne une libération d'azote supplémentaire dans le sol (Justes *et al.*, 2001), qui permet de réduire la fertilisation pour les cultures suivantes, mais peu aussi augmenter les risques de pertes de nitrate.

2. Optimisation de la conduite d'une culture vis-à-vis de critères industriels et environnementaux

Les pratiques culturales d'une culture influencent son développement, la quantité et la « qualité » de la biomasse produite. Par qualité, on entend l'ensemble de propriétés conférées par sa composition chimique, celle-ci variant selon l'espèce, selon le stade de développement et selon les parties de la plante considérées (tiges, feuilles, racines), enfin selon les conditions de nutrition. Les objectifs de production d'une culture et de valorisation ultérieure de la biomasse produite sont le plus souvent étroitement liés dans les agrosystèmes, que ce soit à des fins alimentaires (ex. production de céréales à haute teneur en protéines) ou non alimentaires (ex. biomasses produites pour une filière donnée) bien que des stratégies plus opportunistes existent liées par exemple au contexte économique d'une année donnée (ex. exportations et ventes des pailles de céréales ou restitution au sol, en fonction des rendements en grains de l'année). Il est important de connaître les impacts environnementaux liés à ces différentes options, d'une part pour identifier les compromis possibles à réaliser dans l'optique d'« optimiser » l'ensemble de la chaîne production-transformation de ces agro ressources, mais aussi, à terme, pour quantifier d'un point de vue global et à l'échelle des filières, le gain environnemental de la substitution du carbone fossile par le carbone issu des agro ressources. Pour l'agriculteur, il s'agit aussi de comprendre les conséquences de ses modes de conduite sur le fonctionnement de son agrosystème, en particulier ses sols. La culture dédiée de miscanthus (espèce *Miscanthus x giganteus*), déjà évoquée ci-dessus, est intéressante de ce point de vue. Cette plante pérenne de type C4, dispose aussi d'un rhizome constituant un « réservoir » de nutriments chaque hiver, réservoir qui alimente la plante au printemps suivant. Ces caractéristiques sont très intéressantes vis-à-vis de la production de biomasses lignocellulosiques, car elles se traduisent par une forte capacité à fixer le C atmosphérique par photosynthèse et une forte efficacité de l'eau, et des besoins en nutriments faibles grâce à recyclage interne à la plante, comparée à la plupart des cultures pluriannuelles ou annuelles susceptibles de fournir la biomasse végétale pour des transformations à vocation énergétique (Ferchaud *et al.*, 2016). La culture de miscanthus, source de biomasse pour la conversion thermique par combustion ou gazéification, a été étudiée de manière assez complète depuis deux décennies, notamment en Europe (Lewandowski *et al.*, 2000). Il a été plus récemment envisagé que cette ressource lignocellulosique puisse être bien adaptée à des conversions biologiques, par fractionnement biologique ou par fermentation anaérobie (méthanisation). La combustion et la transformation biologique ne requièrent pas les mêmes propriétés de cette biomasse végétale, ce qui implique des itinéraires techniques différents : pour la combustion thermique, l'humidité de la biomasse ainsi que la teneur en minéraux doivent être aussi faibles que possible. Ces caractéristiques ne sont par contre pas forcément des contraintes pour la transformation biologique de la biomasse par différents procédés de fractionnement biologique dans les bioraffineries.

2.1 Fonctionnement du miscanthus et effets de la date de récolte

La récolte traditionnelle du miscanthus en vue d'une utilisation par conversion thermique, a lieu en fin d'hiver ou début de printemps, c'est-à-dire en fin de sénescence annuelle de la culture : les nutriments ont alors été remobilisés (stockés) dans le rhizome souterrain, et les feuilles sont tombées après

sénescence, formant un paillis relativement épais à la surface des sols. Cette récolte dite « tardive » réduit la teneur en eau de la biomasse aérienne, et réduit de 55 à 60% la concentration en éléments minéraux comparés à la même biomasse avant le début de sénescence à l'automne (Kahle *et al.*, 2000). Mais cette récolte tardive réduit aussi la quantité de biomasse potentiellement récoltée, cette réduction ayant été chiffrée en moyenne à 30% de la biomasse aérienne présente avant l'hiver. Le développement de nouveaux procédés de conversion pourrait permettre de valoriser une biomasse verte issue de la récolte précoce à l'automne, avant le début de sénescence et de remobilisation de l'azote des parties aériennes vers les rhizomes, avec l'avantage de mobiliser une biomasse végétale plus importante. C'est pourquoi un certain nombre d'études ont porté sur les conséquences agronomiques et environnementales du choix de la date de récolte, les effets sur le bilan environnemental et sur la qualité de la biomasse (Projets REGIX, MISQUAL, FUTUROL).

Les espèces pérennes utilisent les réserves d'azote du rhizome pour la croissance nouvelle au printemps, et la quantité d'azote mobilisée dépend des stocks d'azote dans le rhizome avant la reprise de la croissance. Des travaux menés dans différents laboratoires de recherche, et notamment sur le dispositif « Biomasse & Environnement » de l'Inra, précédemment cité, ont permis d'avoir une image assez précise de l'allocation de biomasse, carbone et azote, aux différentes composantes de la culture de miscanthus, et de quantifier les conséquences de la date de récolte sur ces composantes (Amougou *et al.*, 2011 ; Strullu *et al.*, 2011 ; Ferchaud *et al.*, 2016b). L'ajout, ou non, d'une fertilisation azotée (-N et +N) a montré le rôle des réserves d'azote des rhizomes sur la production de biomasse à l'échelle pluriannuelle.

Le bilan de l'allocation de la biomasse totale, du carbone et de l'azote dans les différentes parties de la plante récoltée avant sénescence au maximum de biomasse (récolte précoce) ou après sénescence (récolte tardive) est indiqué Tableau 3.

Tableau 3 : Allocation de la matière sèche, de l'azote et du carbone, aux parties aériennes (cumul des exportations annuelles de 2007 à 2010), au rhizome et aux racines (mesure en 2011) chez le *Miscanthus x giganteus*, cultivé avec une récolte précoce (RP), chaque année à l'automne, ou avec une récolte tardive (RT), chaque année en fin d'hiver, sans fertilisation azotée (d'après Ferchaud *et al.*, 2016b).

traitement		somme exportations 2007 à 2010			stocks rhizomes 2011			stocks racines (0-60 cm) 2011		
		t MS/ha	kg N /ha	t C/ha	t MS/ha	kg N /ha	t C/ha	t MS/ha	kg N /ha	t C/ha
RP	N-	96,8	400	44,8	17,0	63,0	7,7	5,9	43,0	2,6
RT	N-	76,0	152	36,4	19,7	167,0	9,1	5,0	49,0	2,2

Ces données (Ferchaud *et al.*, 2016b) montrent une forte contribution des rhizomes à l'accumulation totale de biomasse de plante. Sur la période 2007-2010 dans les traitements non fertilisés, la somme des biomasses des parties aériennes récoltées représentait 96,8 (RP) et 76,0 t MS/ha (RT) soit en moyenne 24,2 t MS/ha/an pour la récolte précoce et 19,0 t MS/ha/an pour la récolte tardive. L'azote exporté représentait respectivement 400 et 152 kg N/ha pour ces deux dates de récolte (soit 100 et 38 kg N/ha/an). Corrélativement, la biomasse des rhizomes en mars 2011 représentait à elle seule 18,4 t MS/ha en moyenne pour les deux traitements, avec peu d'effet de la date de récolte. Une quantité importante d'azote était stockée dans les rhizomes à cette date mais cette accumulation était bien moindre en cas de récolte précoce (63 contre 167 kg N/ha). Strullu *et al.* (2011) ont déterminé qu'environ 80 % de l'azote des rhizomes était en moyenne remobilisé pour permettre la croissance de la plante à la saison suivante, ce qui représentait, sur l'année 2009, 68 kg N/ha/an pour la récolte précoce et 107 kg N pour la récolte tardive (traitements N-), soit une différence d'un facteur 3 ! Sur le long terme, l'exportation accrue d'azote par la récolte précoce, impliquant une réduction du stockage d'azote dans les rhizomes pendant la phase de sénescence, et donc la diminution très importante de remobilisation ultérieure de l'azote, conduit à une baisse progressive de la production de biomasse

végétale, constatée après 4 ans de production dans le cas du scénario de récolte précoce. Dans l'expérience relatée, cette baisse de production a pu être contrebalancée par un apport annuel de fertilisant azoté à la culture (120 kg N /ha/an), permettant de combler le déficit de remobilisation de l'azote des rhizomes et de maintenir un haut niveau de production (Figure 2). Enfin, une autre différence importante entre les deux scénarios de récolte de la biomasse est le retour au sol des feuilles sénescentes chaque année. Mesuré sur deux années (2008 et 2009) sur ce même dispositif, ce retour au sol des feuilles représentait environ 1,4 t de carbone et 16 kg d'azote par hectare et par an, en absence de fertilisation (Amougou *et al.*, 2012). Ces feuilles se décomposent partiellement et forment progressivement un paillis (aussi appelé mulch) à la surface du sol entre les plants de miscanthus, ce paillis représentant environ 7-8 tonnes de MS par hectare (Amougou *et al.*, 2012).

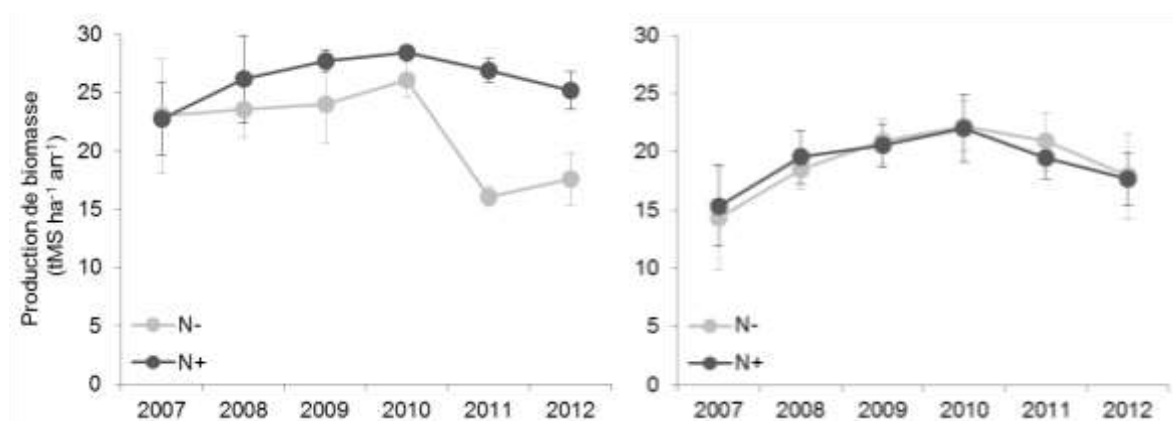


Figure 2 : Evolution de la production de biomasse pour le miscanthus en coupe précoce (gauche) et tardive (droite) en situations non fertilisées (N-) ou avec 120 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (N+) sur le dispositif Biomasse & Environnement (d'après Yates *et al.*, 2015).

2.2 Conséquences environnementales

L'avancement de la date de récolte du miscanthus pour mobiliser une quantité de biomasse importante, prive donc en partie la plante de son fonctionnement pérenne en réduisant le processus de stockage hivernal et la remobilisation de l'azote au printemps. Cet effet impacte la capacité de production de la culture à moyen terme, et donc réduit la production de la biomasse en l'absence de fertilisation. Cette stratégie à court terme n'est donc pas durable pour la culture, une solution à ce problème étant d'assurer les besoins en azote de la culture par un apport de fertilisant azoté. Un bilan du devenir de l'azote apporté par un engrais sur le miscanthus a été réalisé à l'aide d'un traceur, l'isotope 15 de l'azote, qui permet de quantifier le devenir de l'azote dans l'ensemble des compartiments du sol et de la plante (Ferchaud *et al.*, 2016b). Ce bilan, réalisé sur 5 années, a montré le relativement faible recouvrement total de l'azote apporté par l'engrais (en moyenne 34 % de l'azote du fertilisant retrouvé dans les biomasses exportées, 3 % dans les résidus de culture et 11 % dans les organes souterrains pour la coupe précoce), le reste étant retrouvé dans le sol sous forme organique (35 %) ou non retrouvé. Le recouvrement total était de 82 % de l'azote apporté, ceci signifie qu'environ 18 % de N apporté, soit 22 kg N/ha/an étaient perdu, probablement par voie gazeuse.

Les données expérimentales ont été utilisées pour comparer le bilan des émissions de gaz à effet de serre (GES) de différentes cultures à vocation énergétiques, en tenant compte i) du niveau de fertilisation requis pour assurer un équilibre nul entre les exportations et les apports et ii) des GES « économisés » par la substitution du carbone fossile par le carbone des agro ressources (Cadoux *et al.*, 2014), ceci en utilisant une méthode simple dérivée de la méthode des coûts/bénéfices proposée par Crutzen *et al.* (2008). L'hypothèse à la base de ce calcul d'équilibre (bilan nul) est que la durabilité

des systèmes de production pour la bioénergie implique de compenser les nutriments exportés par la biomasse collectée, en considérant que tout excès de nutriments a un impact potentiel sur l'environnement (eau, atmosphère) et que toute carence impacte la fertilité des sols et la production végétale à long terme. Les résultats ont montré que l'atténuation des émissions de CO₂ varie selon la culture considérée, de 1,0 (fétuque) à 8,6 t CO₂ eq /ha/an pour le miscanthus. Sous ces hypothèses, le miscanthus récolté tardivement fournit le meilleur compromis entre des besoins réduits en nutriments, une forte atténuation des gaz à effet de serre par unité de biomasse produite, et une forte productivité par hectare.

Néanmoins ces résultats sont basés uniquement sur les émissions prédites par l'usage des engrais minéraux en utilisant des facteurs d'émission standards et identiques pour toutes les cultures, et ne tiennent pas compte des conditions « locales » pendant le cycle cultural, conditions qui peuvent affecter les émissions réelles de GES. Dans le cas de la récolte tardive, la présence au sol d'un paillis de résidus de culture, constitués des feuilles sénescentes tombées au sol pendant l'hiver chaque année, déjà évoqué, modifie significativement les conditions environnementales locales, notamment le régime hydrique et dans une moindre mesure la température du sol. Ceci a été montré dans différentes conditions, notamment en agriculture de conservation, le paillis réduisant l'évaporation du sol (Coppens *et al.*, 2006), mais aussi provoquant un accroissement du gradient de matière organique à la surface du sol, lui-même augmentant la capacité de rétention en eau du sol. L'ensemble de ces conditions (présence d'une flore microbienne active, accroissement de la concentration en carbone et en azote dans la couche proche de la surface du sol, risque d'anoxie liée à l'activité microbienne et aux conditions hydriques à l'interface sol-paillis) sont des facteurs de risque d'émissions d'oxydes d'azote. Ainsi Peyrard *et al.* (2016) ont observé un accroissement des émissions de N₂O, d'un facteur 5, suite à des apports d'engrais azotés, dans le scénario de récolte tardive (4,2 kg N₂O-N/ha/an) comparé au scénario de récolte précoce (0,89 kg N₂O-N/ha/an) de miscanthus, en raison des conditions plus fréquentes d'anoxie (saturation en eau de la porosité du sol) rencontrées en présence de paillis pendant les six semaines consécutives à l'apport d'engrais azoté.

Cet exemple montre toute la difficulté qui subsiste à prendre en compte les effets positifs et négatifs des pratiques culturales d'une culture. La récolte tardive du miscanthus s'avère plus favorable que la récolte précoce, d'un point de vue environnemental global, car elle valorise le caractère pérenne de la culture, minimise ou supprime les besoins en apports exogènes via la fertilisation, favorise l'accumulation de carbone grâce au retour au sol des feuilles après sénescence, le paillis de feuilles apportant en sus des services au sol comme la protection physique du sol contre la battance et l'érosion et des habitats à la faune et à la microflore du sol. Mais la présence d'un paillis accroît nettement le potentiel de pertes sous forme de N₂O par nitrification ou dénitrification.

3. Impact de l'introduction de la méthanisation sur le fonctionnement des cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote à l'échelle de la parcelle.

En 2013, le ministère de l'Agriculture lance le plan EMAA (Energie Méthanisation Autonomie Azote) qui incite au développement de la méthanisation à la ferme pour augmenter l'autonomie énergétique des agriculteurs et leur permettre une économie en engrais minéraux azotés par la substitution de ces engrais par les digestats sortant des méthaniseurs. L'objectif est fixé de 1000 méthaniseurs à la ferme à l'horizon 2020. Pourtant le développement de la méthanisation ne se fait pas aussi vite qu'attendu. Outre la rentabilité de l'énergie produite, un des problèmes rencontrés par le développement de la filière méthanisation est l'approvisionnement en ressources organiques. En 2013, l'ADEME publie un recensement des ressources potentiellement utilisables en méthanisation au niveau national (ADEME, 2013) qui incluent les résidus de récolte, les cultures intermédiaires, les effluents d'élevage, les déchets et résidus organiques d'origine industrielle ou d'autres activités humaines. Si la France a choisi de ne pas aller vers le développement de cultures principales dédiées à la méthanisation, des questions se

posent sur les conséquences du détournement des résidus de récolte vers la méthanisation et sur l'efficacité des seuls digestats à entretenir les stocks de matière organique des sols. Par ailleurs, au cours de la méthanisation, la production de biogaz se fait aux dépens des fractions organiques les plus biodégradables et les digestats de méthanisation ont des caractéristiques physico-chimiques différentes par rapport aux substrats entrants. En particulier pour les digestats issus d'effluents d'élevage, il est nécessaire de réajuster les conseils de fertilisation pour éviter les risques de surfertilisation. Enfin, les apports de digestats souvent très liquides peuvent provoquer des dégradations de la qualité des sols : dégradation physique via la diminution de la stabilité des agrégats formant la structure des sols, diminution de l'activité biologique en raison de la baisse des ressources organiques facilement biodégradables habituellement restituées au sol. En France, le développement de la méthanisation est assez récents et les retours d'expériences de terrain de plusieurs années sont encore absents. Les références sur la valeur fertilisante azotée des digestats commencent à être disponibles. En revanche, dans des pays comme l'Allemagne ou les pays scandinaves, des synthèses sur les effets des apports de digestats sur les propriétés du sol commencent à être disponibles (Möller, 2015). Nous présentons quelques exemples de ces effets des apports de digestats sur les propriétés des sols.

3.1 La méthanisation change la qualité agronomique des substrats organiques

Les matières organiques d'origines résiduelles (ou PRO pour produits résiduels organiques) sont valorisées en agriculture en raison de leur « valeur fertilisante », capacité de fournir des nutriments aux plantes rapidement après leur apport, et leur « valeur amendante », capacité de contribuer à l'entretien des stocks de matière organique dans les sols. Ces 2 intérêts des PRO sont étroitement liés et on peut établir un gradient de distribution des PRO (Figure 4). Les PRO ayant une forte valeur fertilisante azotée ont en général une faible valeur amendante et inversement. Le traitement des PRO influence fortement ces valeurs amendante et fertilisante N : le compostage augmente la valeur amendante et diminue la valeur fertilisante, le séchage ou la déshydratation par pressage, centrifugation, filtration, etc..diminue la valeur fertilisante, en particulier en raison de la volatilisation de l'azote ammoniacal, sans pour autant augmenter la valeur amendante.

La digestion anaérobie augmente à la fois la valeur fertilisante (minéralisation des formes organiques en ammonium) et la valeur amendante (stabilisation de la matière organique des digestats au cours de la méthanisation). Les post-traitements des digestats peuvent diminuer fortement cette valeur fertilisante N (séparation de phase qui concentre dans la phase liquide l'ammonium, volatilisation de cet azote ammoniacal au cours du compostage, du séchage).

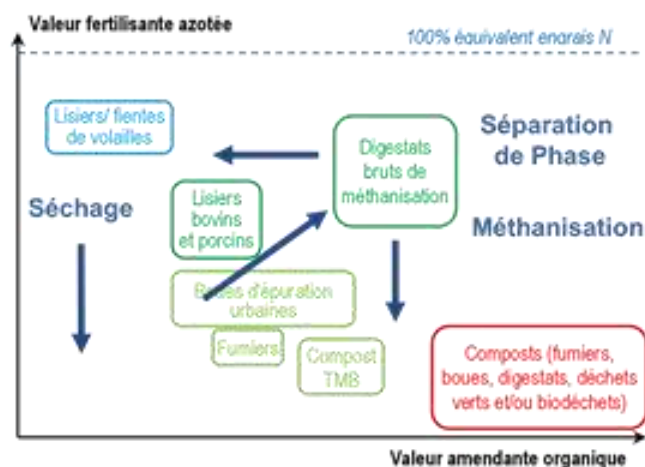


Figure 4 : Relation entre valeur fertilisante azotée et valeur amendante des PRO ; interaction avec les procédés de traitement (Houot *et al.*, 2014)

3.2 Dynamique de l'azote après apport de digestats au sol

Au cours de la méthanisation, une partie souvent importante du N organique est minéralisée sous forme de N ammoniacal. La proportion du N sous forme ammoniacale explique la valeur fertilisante azotée des digestats. Les risques de volatilisation de cet azote ammoniacal sont importants, risques limités par l'enfouissement rapide des digestats. Les émissions de N_2O après apport des digestats sont également un impact environnemental potentiel. Les émissions de N_2O sont favorisées par la présence conjointe de N sous forme minérale et de C organique encore potentiellement minéralisable, nécessaire au développement des microflore hétérotrophes responsables de la dénitrification. Le post-traitement par séparation de phase des digestats permet de limiter les émissions de N_2O en séparant le N minéral (présent dans la phase liquide du digestat) du C métabolisable restant dans la phase solide (Askri *et al.* 2015). La somme des émissions de N_2O après épandage des digestats liquide et solide est inférieure aux émissions des digestats bruts (Figure 5).

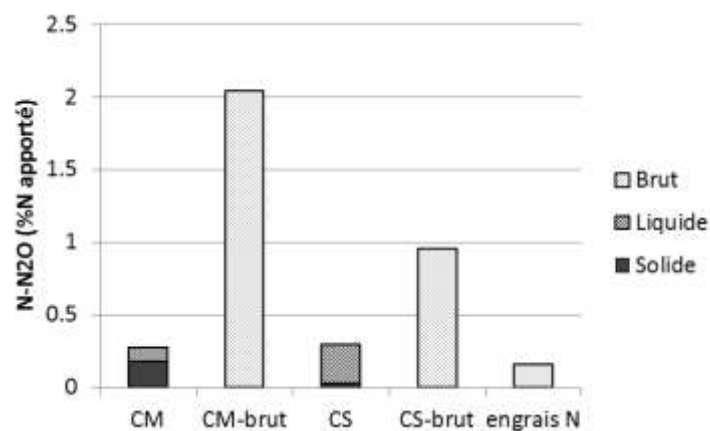


Figure 5 : Emission de N_2O (en % du N apporté) après apport de digestats ou d'engrais minéral (engrais N) en conditions contrôlées de laboratoire, optimales pour la dénitrification. Deux digestats sont étudiés : CM : digestat issu d'effluents de bovins, CS : digestat issu d'effluents porcins. Pour les 2 exemples, les digestats bruts sont comparés à la somme des digestats liquides et solides issus de la séparation de phase en tenant compte de la distribution de la matière dans ces 2 phases (Askri *et al.*, 2015)

3.3 Effets de la méthanisation sur les flux de carbone entrant dans les sols

Une des interrogations principales sur les impacts de l'introduction de la méthanisation sur une exploitation agricole concerne les conséquences du retour au sol des digestats sur les stocks de C dans les sols en comparaison avec le retour au sol des résidus de récolte ou les effluents d'élevage non méthanisés. Les résultats de Thomsen *et al.* (2013) et Bodilis *et al.* (2015) tendent à montrer que les impacts sont négligeables sur les teneurs en C dans les sols et que les quantités restantes sont similaires que la fraction biodégradable soit dégradée dans le sol ou dans le méthaniseur. Thomsen *et al.* (2013) montrent même que le bilan de C restant dans le sol est identique dans les 4 situations suivantes : (i) fourrage directement enfoui ou (ii) digéré ; (iii) fourrage consommé et digéré par le bétail, récupéré dans les fèces et enfoui ; (iv) fumier méthanisé et digestat enfoui. De 12 à 14% du C initial restent dans les sols dans tous les cas (Figure 6).

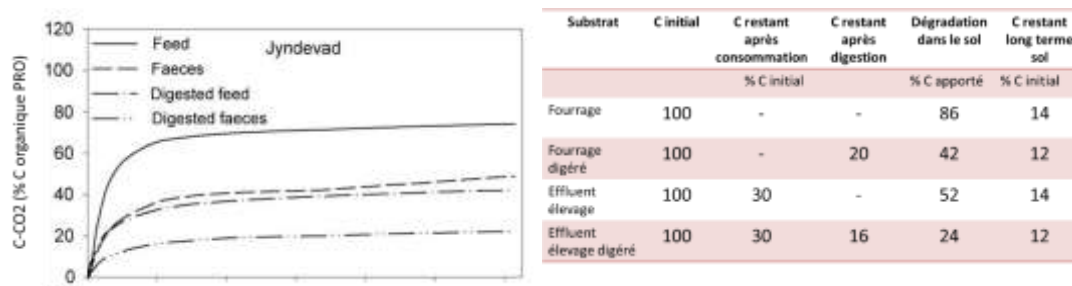


Figure 6 : Similarité du C restant dans le sol après apport de fourrage directement au sol ou digéré ; d'effluents d'élevage produits après consommation du fourrage digérés ou non. La dégradation de ces différents substrats est étudiée au cours d'incubations en conditions contrôlées (à gauche) et ces résultats sont utilisés pour calculer le bilan (à droite) (d'après Thomsen *et al.*, 2013)

3.4 Quels impacts des épandages des digestats sur la qualité des sols ?

En lien avec la nature organique des substrats apportés, plus ou moins riches en substrats carbonés métabolisables en raison de la méthanisation, se pose la question de l'effet d'apports répétés de digestats plutôt que d'effluents d'élevage non méthanisés sur l'activité biologique dans les sols. Wentzel *et al.* (2015) ont comparé l'effet de 15 à 25 ans d'apports de digestats ou d'effluents d'élevage non digérés sur la qualité du sol. Les auteurs montrent que les effets sur les stocks de C sont très faibles comme précédemment et constatent une légère diminution des indicateurs microbiens dans le cas des apports de digestats (Figure 7).

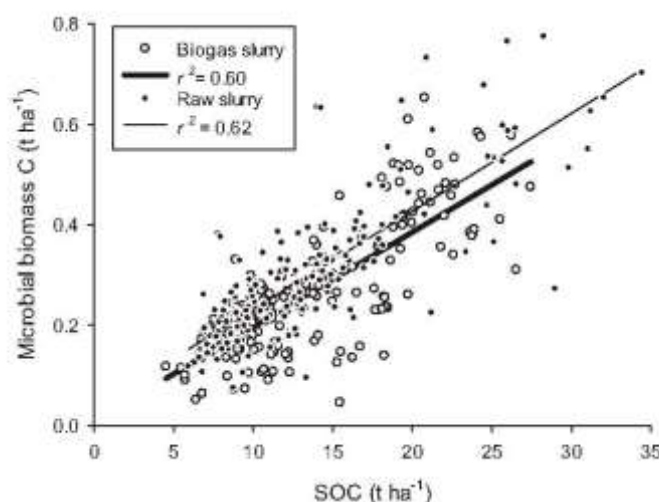


Figure 7 : Relation entre biomasse microbienne et stocks de C dans les sols en cas d'apport d'effluents d'élevage bruts ou méthanisés (Wentzel *et al.*, 2015)

En conclusion de cette partie, la littérature scientifique est abondante sur les effets à court terme des apports de digestats. En revanche, les références sont encore assez peu nombreuses en France sur les valeurs fertilisantes au champ (exprimé par le coefficient d'équivalence engrais ou Keq, en fonction de l'origine et des post-traitements des digestats). De même, les résultats à long terme manquent sur les effets d'apports répétés de digestats sur la qualité des stocks organiques dans les sols. Les premiers résultats semblent montrer que les impacts sont très peu marqués mais demandent à être

confirmés par une étude approfondie de la qualité des matières organiques des sols en cas d'apports répétés de digestats.

4. Discussion et conclusion

Les résultats présentés ici illustrent la difficile question de l'appréciation des impacts de la valorisation énergétique des biomasses sur les cycles biogéochimiques, à différentes étapes de la production et de la mobilisation des ressources agricoles : choix des espèces cultivées, conduite des cultures, modification des matières organiques restituées aux sols. En ce qui concerne le choix des espèces, les avantages conférés sont différents selon que l'on considère la production annuelle de la biomasse exportée (en faveur des cultures pérennes de type miscanthus ou switchgrass), ou certains impacts environnementaux (stockage de carbone dans les sols) en faveur des cultures pluriannuelles, mais aucune espèce ne permet de maximiser les bénéfices pour l'ensemble des critères. On voit que la prise en compte de critères supplémentaires, notamment des « services » écosystémiques rendus par les cultures soit dans le temps (par exemple la provision en azote d'origine atmosphérique par les légumineuses, à l'échelle de la rotation), soit dans l'espace (implantation des espèces pérennes sur des zones particulières, par exemple à fortes contraintes environnementales comme les bassins de captage d'eau potable), est importante pour concilier ces objectifs souvent antagonistes. L'exemple que nous avons pris avec le miscanthus dont la récolte peut être précoce ou tardive en fonction de l'usage de la biomasse (conversion biologique ou combustion), montre la cascade des effets et les antagonismes possibles entre ces effets. Cette plante qui offre un avantage majeur pour la valorisation de la biomasse, grâce à la faible exportation de nutriments par la récolte, doit être menée jusqu'à la fin de son cycle (maturité) pour conserver ces avantages. Pourtant, la conduite de la culture en récolte tardive induit des conditions micro-environnementales au sein du couvert favorables aux émissions de N_2O , néfastes au bilan de gaz à effet de serre de la culture, et qui peuvent donc annuler l'intérêt environnemental de ce scénario de récolte tardive. Un autre exemple est donné avec le « détournement » des résidus de culture ou d'effluents organiques vers la méthanisation, suivi d'un recyclage des digestats de méthanisation vers les sols, stratégie qui semble ne pas affecter le bilan du carbone des sols. Seule la fraction la plus récalcitrante de ces substrats organiques contribue au stockage de la matière organique, et cette fraction est peu affectée par le procédé (dégradation aérobie dans les sols ou fermentation anaérobie pendant la méthanisation). Cependant, on manque encore de données pour faire un bilan environnemental complet de la méthanisation, notamment sur les autres effets possibles de l'apport répété de digestats aux sols (sur le fonctionnement biologique et sur l'état physique des sols), et leur valeur fertilisante pour permettre leur substitution aux engrais minéraux qui pèsent considérablement dans le bilan des GES.

L'incertitude reste très grande sur les flux des différents éléments, carbone, azote et autres nutriments, dans le sol mais surtout ceux de gaz à effet de serre. Au champ, l'intensité des flux de N_2O est extrêmement variable, à la fois spatialement et temporellement (Henault et al., 2012). Etant donné le pouvoir de réchauffement global du protoxyde d'azote (N_2O) (PRG 298 fois supérieur à celui du CO_2), de faibles quantités ont un fort impact sur le bilan de GES. On a vu par exemple que le post-traitement des digestats pouvait diminuer les émissions de N_2O après apport au sol ou que la présence de pailis lors d'une récolte tardive de miscanthus pouvait augmenter les émissions par rapport à des récoltes plus précoces. Il est donc essentiel de poursuivre les études visant à quantifier l'ensemble des transformations et des flux d'éléments, dans les sols et vers l'atmosphère et l'hydrosphère, à l'échelle pluriannuelle, notamment sur des sites d'expérimentations pérennes.

Les compromis nécessaires entre des enjeux si antagonistes ne sont certainement pas aisément atteignables à l'échelle d'une parcelle et/ou d'un cycle cultural. La **dimension temporelle** est très importante, comme nous l'avons vu, d'une part parce que les cultures s'insèrent dans des rotations culturales, et d'autre part parce que certains effets se manifestent seulement sur le moyen ou le long

terme. On peut attendre par exemple une forte dissymétrie dans les effets de l'implantation et de la destruction d'une culture pérenne ou pluriannuelle, comme cela a été constaté par exemple pour la minéralisation de l'azote et le stockage du carbone lors de la destruction de la prairie dans des rotations incluant des prairies temporaires (Vertes *et al.*, 2007 ; Attard *et al.*, 2016). **La dimension territoriale** doit être aussi considérée, notamment à cause de l'hétérogénéité de la localisation de la ressource mais aussi l'hétérogénéité des types de sols. Ceci est souvent évoqué pour les ressources en effluents d'élevage, étant donné la spécialisation de l'agriculture à l'échelle du territoire français. Il faut envisager alors soit une redistribution de l'élevage à l'échelle française, ce qui impliquerait un profond changement des systèmes de culture dans la plupart des régions, soit des modalités d'échanges entre régions à dominante d'élevage et celles à dominante de grandes cultures céréalières pour mieux distribuer les ressources organiques au niveau national. Mais ceci est vrai aussi pour les ressources en biomasses végétales : l'impact de l'exportation des biomasses végétales sur l'évolution du stock de matière organique des sols garant de leur fertilité, dépend des caractéristiques de ces sols. Par modélisation, il est possible de simuler les effets de la restitution ou de l'exportation de pailles par exemple, et en déduire la fréquence souhaitable d'exportation (tous les 2 ans, tous les 3 ans, etc.) pour maintenir le stock de matière organique des sols (Mary et Saffih-Hdadi, 2008 ; Mary *et al.*, 2009). Cette démarche a été étendue en incluant les gaz à effet de serre dans ce bilan, par exemple avec le projet ABC'TERRE, relatif à l'atténuation du bilan de gaz à effet de serre agricole sur un territoire, développant une méthode d'aide à la décision pour concevoir et évaluer des stratégies d'optimisation de la gestion du carbone organique des sols dans les systèmes de culture à l'échelle d'un territoire (Duparque, 2015). Ces problématiques, développées ici plus spécifiquement dans le cadre de cultures dédiées à la valorisation énergétique de biomasses, sont très largement partagées par les cultures annuelles à finalité exclusivement alimentaire, pour lesquelles les pratiques culturales, et en particulier la fertilisation azotée et la gestion des résidus de culture doivent faire l'objet de compromis entre des objectifs quantitatifs et qualitatifs de production et les effets potentiellement négatifs sur les cycles biogéochimiques.

Références bibliographiques

- ADEME, 2013. Estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation. 117p.
- Amougou N., Bertrand I., Machet J.M., Recous S., 2011. Quality and decomposition in soil of rhizome, root and senescent leaf from *Miscanthus x giganteus*, as affected by harvest date and N fertilization. *Plant and Soil*, 338, 83-97.
- Amougou N., Bertrand I., Cadoux S., Recous S., 2012. *Miscanthus x giganteus* leaf senescence, decomposition and C and N inputs to soil. *Global Change Biology & Bioenergy*, 4 (6): 698-707.
- Askri A., Laville P., Trémier A., Houot S., 2016. Influence of origin and post-treatment on greenhouse gas emissions after anaerobic digestate application to soil. *Waste and Biomass Valorization*, 7, 2, 293-306.
- Attard E., Le Roux X., Charrier X., Delfosse O., Guillaumaud N., Lemaire G., Recous S., 2016. Delayed and asymmetric responses of soil C pools and N fluxes to grassland/cropland conversions. *Soil Biology and Biochemistry*, 97, 31-39.
- Billen G., Lassaletta L., Garnier J., 2014. A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security*, 3, 209-219.
- Bodilis A.M., Trochard R., Lechat G., Airiaud A., Lambert L., Hruschka S., 2015. Impact de l'introduction d'unités de méthanisation à la ferme sur le bilan humique des sols. Analyse sur 10 exploitations agricoles de la région Pays de Loire. *Fourrages*, 223, 233-239.
- Cadoux S., Ferchaud F., Demay C., Boizard H., Machet J.M., Fourdinier E., Preudhomme M., Chabbert B., Gosse G., Mary B., 2014. Implications of productivity and nutrient requirements on greenhouse gas balance of annual and perennial bioenergy crops. *Global Change Biology Bioenergy* 6, 425-438.

Cellier P., Rochette P., Faverdin P., 2012. La cascade de l'azote et l'élevage, et ses conséquences. In: Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir les équilibres (p. 28-78). Expertises Scientifiques Collectives. Paris : INRA.

Citepa, 2003. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France : séries sectorielles et analyses étendues, rapport format Secten, Paris, 332p.

Coppens F., 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

Crutzen P.J., Mosier A.R., Smith K.A., Winiwarter W., 2008. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 389–395.

Duparque A., 2015. Bilan Gaz à Effet de Serre et bilan Carbone organique des sols à l'échelle de territoires agricoles – COP21 Paris-le Bourget – 2 décembre 2015 9p.

Ferchaud F., Mary B., 2016. Drainage and Nitrate Leaching Assessed During 7 Years Under Perennial and Annual Bioenergy Crops. *BioEnergy Research* 9, 656-670.

Ferchaud F., Vitte G., Mary B., 2016. Changes in soil carbon stocks under perennial and annual bioenergy crops. *Global Change Biology Bioenergy* 8, 290-306.

Ferchaud F., Vitte G., Machet J-M., Beaudoin N., Catterou M., Mary B., 2016b. The fate of cumulative applications of 15N-labelled fertiliser in perennial and annual bioenergy crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 223, 76-86.

Garten C.T., Smith J.L., Tyler D.D., Amonette J.E., Bailey V.L., Brice D.J., Castro H.F., Graham R.L., Gunderson C.A., Izaurralde R.C., Jardine P.M., Jastrow J.D., Kerley M.K., Matamala R., Mayes M.A., Metting F.B., Miller R.M., Moran K.K., Post W.M., Sands R.D., Schadt C.W., Phillips J.R., Thomson A.M., Vugteveen T., West T.O., Wullschleger S.D., 2010. Intra-annual changes in biomass, carbon, and nitrogen dynamics at 4-year old switchgrass field trials in west Tennessee, USA. *Agriculture Ecosystem Environment* 136, 177-184.

Henault C., Gossel A., Mary B., Roussel M., Leonard J., 2012. Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere*, 22, 4, 426-433.

Hertel O., Reis S., Skjøth C.A. et al., 2011. Nitrogen processes in the atmosphere. In: The European Nitrogen Assessment, M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erismar et al. (Eds) Cambridge University Press .pp. 177-210.

Houot S., Pons M.N., Pradel M., Caillaud M.A., Savini I., Tibi A. (Coords.), 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Synthèse de l'Expertise scientifique collective. Inra-CNRS-Irstea (France), 103 pages.

Justes E., Thiébeau P., Cattin G., Larbre D., Nicolardot B., 2001. Libération d'azote après retournement de luzerne : un effet sur deux campagnes. *Perspectives Agricoles* 264, 22-28.

Kahle P., Beuch S., Boelcke B., Leinweber P., Schulten H.-R., 2001. Cropping of *Miscanthus* in Central Europe: biomass production and influence on nutrients and soil organic matter. *European Journal of Agronomy*, 15, 3, 171–184.

Lesur C., Bazot M., Bio-Beri F., Mary B., Jeuffroy M.H., Loyce C., 2014. Assessing nitrate leaching during the three-first years of *Miscanthus x giganteus* from on-farm measurements and modeling. *Global Change Biology Bioenergy* 6, 439-449.

Lewandowski I., Scurlock J.M.O., Lindvall E., Christou M., 2003. The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy* 25, 335-361.

Mary B., Saffih-Hdadi K., Duparque A., Tomis V., 2009. Préserver le stock de carbone du sol. *Perspectives Agricoles* 354, 6-9.

Moller K., 2015. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agronomy for sustainable development*, 35, 1021-1041.

- Olson S.N., Ritter K., Rooney W., Kemanian A., McCarl B.A., Zhang Y., Hall S., Packer D., Mullet J., 2012. High biomass yield energy sorghum: developing a genetic model for C4 grass bioenergy crops. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 6, 640-655.
- Peyrard C., Ferchaud F., Mary B., Gréhan E., Léonard J., 2016. Management practices of *Miscanthus x giganteus* strongly influence soil properties and N2O emissions over the long term. *Bioenergy Research*, DOI 10.1007/s12155-016-9796-1.
- Pugesgaard S., Schelde K., Larsen S.U., Laerke P.E., Jorgensen U., 2015. Comparing annual and perennial crops for bioenergy production - influence on nitrate leaching and energy balance. *Global Change Biology Bioenergy* 7, 1136-1149.
- Saffih-Hdadi K., Mary B., 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 3, 594-607.
- Sanderson M.A., Adler P.R., 2008. Perennial forages as second generation bioenergy crops. *International Journal of Molecular Sciences* 9, 768-788.
- Somerville C., Youngs H., Taylor C., Davis S.C., Long S.P., 2010. Feedstocks for lignocellulosic biofuels. *Science* 329, 790-792.
- Soussana J.F., Loiseau P., Vuichard N., Ceschia E., Balesdent J., Chevallier T., Arrouays D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20, 219-230.
- Strullu L., Cadoux S., Preudhomme M., Jeuffroy M.H., Beaudoin N., 2011. Biomass production and nitrogen accumulation and remobilisation by *Miscanthus x giganteus* as influenced by nitrogen stocks in belowground organs. *Field Crop. Res.* 121, 381-391.
- Thomsen I.K., Olsen J.E., Moller H.B., Sorensen P., Christensen B.T., 2013. Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and feces. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 82-87.
- van der Weijde T., Kamei C.L.A., Torres A.F., Vermerris W., Dolstra O., Visser R.G.F., Trindade L.M., 2013. The potential of C4 grasses for cellulosic biofuel production. *Frontiers in Plant Science* 4.
- Vertes 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. In: *Grassland Science in Europe. Permanent and temporary grassland: plant, Environment and Economy*, 227-246.
- Wentzel S., Schmidt R., Piepho H.P., Semmler-Busch U., Joergensen R.G., 2015. Response of soil fertility indices to long-term application of biogas and raw slurry under organic farming *Applied Soil Ecology* 96, 99-107
- Yates N.E., Riche A.B., Shield I., Zapater M., Ferchaud F., Ragalini G., Roncucci N., 2015. Investigating the longterm biomass yield of *miscanthus giganteus* and switchgrass when harvested as a green energy feedstock. *Proceedings of the 23rd European Biomass Conference and Exhibition*, 1-4 June 2015, Vienna, Austria. 61-67
- Zegada-Lizarazu W., Monti A., 2011. Energy crops in rotation. A review. *Biomass and Bioenergy* 35, 12-25.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0)



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « *Innovations Agronomiques* », la date de sa publication, et son URL ou son DOI)