

Rôle des matières organiques des prairies dans le cycle de l'azote et impacts sur la qualité de l'eau

A. Chabbi¹, G. Lemaire²

1 : INRA, UEFE, Lusignan, F-86600 Lusignan ; Abad.Chabbi@lusignan.inra.fr

2 : INRA, Unité d'Ecophysiologie des Plantes Fourragères, F-86600 Lusignan ; Gilles.Lemaire@lusignan.inra.fr

Résumé

Les prairies occupent une place importante dans les modes d'utilisation des terres en Europe avec une surface avoisinant 62,7 millions d'hectares. Ces superficies participent à la régulation des cycles biogéochimiques, contribuant notamment à l'accumulation de la matière organique dans les sols (MOS), à la séquestration de C atmosphérique et à l'atténuation des risques d'entraînement d'azote vers les hydrosystèmes. Elles restent une composante importante du budget global du carbone et de l'azote à l'échelle européenne. Toutefois les différents modes de gestions anthropiques appliqués sur ces systèmes affectent la dynamique des MOS et par conséquent agissent sur le cycle biogéochimique de C et de N. Si les pertes de C des MOS commencent à bien être comprises et modélisées, nous n'avons pas encore une idée assez claire sur les pertes de N à partir des MOS. Nous avons besoin de connaître le taux de transformation et le temps de résidence de N dans le système sol-plante. Notre connaissance concernant le cycle N et en particulier le lessivage du nitrate reste encore fragmentaire et incertaine car le système est affecté d'une grande inertie, liée surtout aux fonctions des MOS. C'est essentiellement pour cette raison qu'il est indispensable de disposer d'outils tel que les observatoires de recherche en environnement (ORE), capables d'évaluer ces inerties et d'étudier le degré et la vitesse de renouvellement des MOS sous différents modes d'utilisation des terres mais aussi dans le contexte de changement climatique actuel.

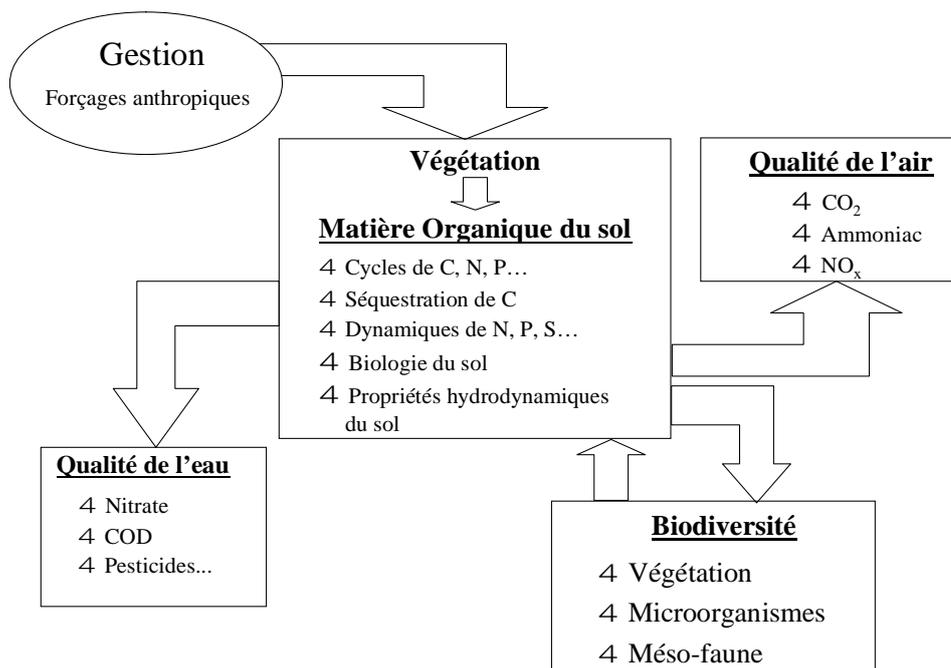
Introduction

Les prairies représentent près de 25% de la superficie du territoire national et 36% des surfaces continentales du globe soit approximativement autant que les forêts et que les surfaces de culture arable. Les prairies sont considérées non seulement pour leur contribution à la production de fourrages mais aussi pour leurs différentes fonctions environnementales au sein des paysages (LEMAIRE, 2007 ; SALA *et al.*, 1997). Ces espaces jouent donc un rôle très important dans le fonctionnement de la biosphère continentale.

Réservoirs de biodiversité végétale et animale (CANNAVACCIULO *et al.*, 1998 ; COLE *et al.*, 2006 ; COLE *et al.*, 2007), les prairies participent aussi à la régulation des cycles biogéochimiques, contribuant notamment à l'accumulation de la matière organique dans les sols (MOS), à la séquestration de C atmosphérique (PAUSTIAN *et al.*, 1998) et à l'atténuation des risques d'entraînement d'azote vers les hydrosystèmes (LEMAIRE, 2007). On commence à se rendre compte que **le fonctionnement des cycles biogéochimiques de ces milieux est affecté d'une grande inertie, liée surtout aux fonctions des MOS**. C'est le cas pour la production de nitrate (minéralisation), pour la séquestration de CO₂ dans les sols, pour la dynamique des pesticides et des éléments traces métalliques.

Les processus internes au système sol-végétation, qui déterminent les flux vers l'atmosphère et vers l'hydrosphère ayant des impacts environnementaux, ont des constantes de temps qui s'évaluent à l'échelle de plusieurs décennies, voire de plusieurs siècles. En conséquence, toute intervention anthropique visant à restaurer les milieux ne pourra être évaluée dans ses effets sur l'environnement que sur les temps relativement longs. Ainsi, **l'analyse du rôle et de l'impact des surfaces de prairies et de leur mode de gestion sur l'environnement ne peut être entreprise que dans des systèmes expérimentaux de longue durée**. Ceci permet (i) d'observer les trajectoires d'évolution des variables d'état du système sol-végétation, (ii) de mesurer et modéliser l'évolution des flux d'éléments qui en résultent aux bornes du système, de comprendre et d'analyser les mécanismes qui engendrent ces évolutions (interactions et couplages entre cycles) et (iii) de simuler l'évolution du système sous différents scénarios de contraintes liées aux forçages anthropiques (modifications d'usage des terres et itinéraires techniques associés) ou aux changements globaux. Pour parvenir à ces objectifs, il est nécessaire d'accéder à une appréciation quantitative globale des processus fondamentaux physiques, chimiques, biologiques et écologiques qui participent aux changements mis en œuvre, sur des durées suffisamment longues au regard des pas de temps caractéristiques des phénomènes en cause.

FIGURE 1 – L'impact des modes de gestions des écosystèmes prairiaux sur la dynamique des matières organiques du sol.



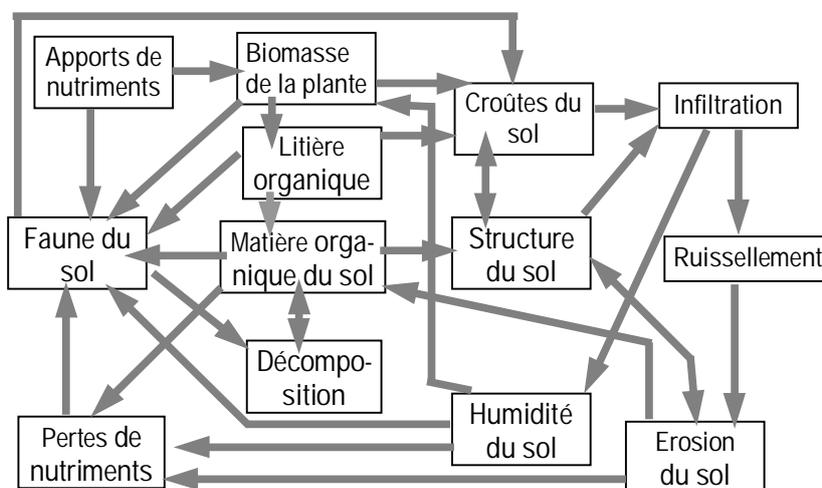
C'est essentiellement pour cette raison qu'un Observatoire de Recherche en Environnement (ORE) sur le long terme a été mis en place à partir de 2003 afin de mettre en évidence l'impact des modes de gestion des agro-écosystèmes sur la dynamique des composantes de l'écosystème et en particulier les MOS et les conséquences sur les flux vers l'atmosphère et l'hydrosphère. L'hypothèse scientifique à la base de cet ORE (figure 1) est que l'évolution du système en réponse aux perturbations d'origine anthropique est gouvernée par la dynamique d'évolution quantitative et qualitative des MOS, elles-mêmes en forte interaction avec la dynamique des compartiments biologiques du sol et avec les composantes physico-chimiques du sol. Cet ensemble d'interactions est donc au centre de la problématique scientifique de l'**ORE-Agro-écosystème**, Cycles biogéochimique et biodiversité.

Il ne s'agit pas seulement d'appliquer des variables de forçage contrastées et d'attendre suffisamment longtemps pour en mesurer les effets. Il s'agit bien au contraire de **coupler les échelles de temps** entre processus à pas de temps relativement courts et processus à pas de temps plus longs dans une analyse dynamique. Le dispositif ORE pourra donc particulièrement aider à répondre aux questions relatives au stockage - déstockage du carbone dans les agro-écosystèmes en fonction de leur nature et leur mode de gestion.

1. La matière organique du sol et les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote

Les MOS jouent **un rôle important pour la microflore, la faune et la structure de sol**. Elles contrôlent la stabilité des agrégats, favorisent l'infiltration de l'eau et agissent donc profondément sur l'humidité de sol. Elles diminuent le ruissellement et protègent le sol de l'érosion. Les MOS contrôlent directement la disponibilité des nutriments (N, P, S) et les flux des gaz à effet de serre entre la surface et l'atmosphère. Elles représentent une partie importante du réservoir de carbone dans la biosphère estimé à environ $1\,400 \times 10^{15}$ g (POST *et al.*, 1982 ; BATJES, 1996) et peuvent servir comme source ou puits de C. Les MOS sont le produit de la décomposition de la litière végétale, du mulch ou du fumier par l'action des micro-organismes. Ce processus contribue à la diffusion de CO₂ dans le compartiment sol puis vers l'atmosphère. Les interactions entre MOS et micro-organismes sont à l'origine de la transformation de la forme organique de l'azote, du phosphore, du soufre et d'autres éléments en une forme inorganique facilement assimilable par les plantes (figure 2). Les stocks de matières organiques sont en général le résultat des bilans d'entrées et de sorties de carbone (C) dans le sol. Les entrées de C sont principalement le produit de l'incorporation des débris végétaux (parties aériennes et racinaires) dans le sol, alors que les sorties sont essentiellement les pertes de C soit sous forme gazeuse (CO₂, CH₄) vers l'atmosphère, soit sous forme liquide (carbone organique dissous (COD) vers les aquifères).

FIGURE 2 – Rôle de la matière organique du sol dans le compartiment sol.

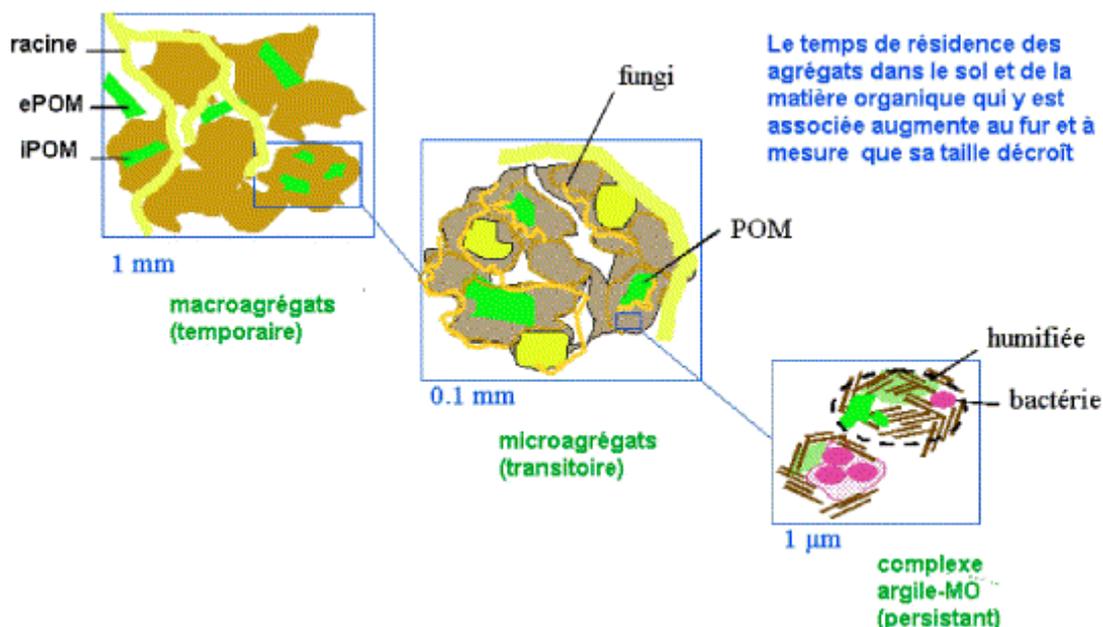


La matière organique (MO) du sol est donc un continuum de MO fraîches, de MO partiellement dégradées et de MO humifiées (KÖGEL-KNABNER, 1993) dont le temps de résidence dans le sol varie

de quelques jours à des siècles, voire des milliers d'années, selon sa nature chimique et son degré de stabilisation. Dans les modèles de la dynamique du carbone dans les sols, on distingue fréquemment **trois compartiments** : le carbone labile, avec un temps de résidence de quelques jours ou quelques années (1 à 2 ans), le carbone intermédiaire constitué en général de petits fragments protégés dans les agrégats avec un temps de résidence de quelques décennies et enfin le carbone stable (acides humiques) souvent lié aux particules d'argile (figure 3) avec un temps de résidence allant de quelques siècles à des milliers d'années (PARTON *et al.*, 1987 ; BALESSENT *et al.*, 2000 ; RUMPEL *et al.*, 2002). Il **existe une relation entre le temps de résidence du carbone et le mode d'utilisation du sol**. Dans les sols arables soumis à une agriculture conventionnelle, on observe une perte de C labile alors que sous une agriculture sans labour ou sous prairie, on assiste à une augmentation de cette fraction de C (SIX *et al.*, 2002) qui sont extrêmement importantes pour la biodisponibilité des nutriments dans le sol pour les plantes et les micro-organismes mais aussi la principale fonction source des nitrates lessivés (MARIOTTI, 1996).

Il est important de souligner que **le temps de résidence des MOS joue un rôle déterminant** dans l'évolution biogéochimique de nombreux composés présents dans le sol, notamment **les nitrates** (MARIOTTI, 1996). Les travaux sur les processus de l'immobilisation (organisation) de N (quelques minutes, à plusieurs jours) concernent spécialement le compartiment labile de N (plante, pool microbien, pool inorganique) (DAVIDSON *et al.*, 1990 ; BERNSTON et ABER, 2000 ; JOHNSON *et al.*, 2000). En revanche, la majeure partie de l'azote, quelle qu'en soit l'origine (fertilisation azotée, retombées atmosphériques, produit de décomposition), est probablement séquestrée dans le compartiments MOS sur un pas de temps relativement long.

FIGURE 3 – Répartition du carbone au sein des différents niveaux d'agrégation du sol (d'après BALESSENT *et al.*, 2000, et CHENU, non publié). EPOM : particule de matière organique externe, iPOM : particule de matière organique interne.



Une question soulevée depuis les travaux de CLARK (1977) et GALLOWAY *et al.* (1995), partiellement résolue, concernait **la vitesse et le temps d'incorporation de N dans le compartiment stable des MOS** et comment cette incorporation était affectée par les modes de gestion du sol. Cette même question reste toujours pertinente aujourd'hui compte tenu des problèmes d'environnement causés par la pollution par le nitrate qui a augmenté de plus 20%. Si l'incorporation de l'azote dans le pool stable des MOS est lente (< 5 ans), l'azote dans le système sol-plante sera sensible à la minéralisation répétée par les micro-organismes et donc au lessivage et/ou à la volatilisation. Si une partie de l'azote est transférée rapidement au pool stable des MOS difficilement accessibles aux micro-organismes, les MOS peuvent séquestrer l'azote pour des périodes plus

longues allant de quelques siècles à des milliers d'années (KAYE *et al.*, 2002). Il est à noter que le degré et la magnitude de la stabilisation de N a probablement des implications sur la stabilisation de C dans le sol. **La plupart des mécanismes impliqués dans la formation de l'azote stable participent aussi à la stabilisation du carbone dans le sol.** A titre d'exemple, le N organique, NH_4^+ et NO_3^- , peuvent réagir directement avec le carbone organique du sol pour former un complexe de molécules (l'humus) extrêmement important pour les microbes hétérotrophes du sol (MEYER *et al.*, 1994). Il est fort probable aussi que le turnover du N microbien catalyse les réactions de la formation de l'humus ou qu'il assimile directement le N et le C dans des molécules stables (KAYE *et al.*, 2002). La texture fine du sol (argile) favorise la formation de N et C stable *via* l'augmentation des processus d'agrégation (HASSINK *et al.*, 1993), la fixation de l'ammonium (NH_4^+) dans les argiles (NORMMIK, 1982) ou l'interaction chimique entre l'azote organique, les cations et la surface des argiles (SOLLINS *et al.*, 1996).

Au vu de ces interactions entre MOS et dynamique de C et N, **deux questions fondamentales** se posent : est-ce que la rétention de N augmente dans des sols qui ont une teneur élevée de C et une texture fine ? ou, inversement, est ce que le pool de C stable augmente avec l'augmentation de la rétention de N stable ou la texture fine ?

2. Mécanismes contrôlant la dynamique et le lessivage du nitrate dans les agro-écosystèmes

Nous avons vu plus haut que le cycle de l'azote et du carbone dans le système sol-plante est étroitement lié à l'évolution des MOS. Cette évolution est elle aussi contrôlée à la fois par les processus physico-chimiques du sol et l'action des décomposeurs (microfaunes et microflores). Il est à signaler que la biomasse microbienne (microflore + bactéries, champignons, notamment les actinomycètes...) reste le moteur de la transformation de l'azote dans le sol, quelle qu'en soit l'origine (NICOLARDOT *et al.*, 1996). Une fois que le nitrate est produit dans le sol, il peut quitter le système par différentes voies, par l'exportation par les plantes, à travers la dénitrification, et finalement par les processus de lixiviation, qui nous intéressent le plus ici.

Les processus responsables de la perte de nitrates par lixiviation vont dépendre de sa concentration dans la solution du sol lors des épisodes de drainage. Cette concentration dépend (i) des flux de minéralisation et nitrification, (ii) des flux d'organisation (ou immobilisation par la microflore) et (iii) des flux d'absorption par la plante. En général, sous cultures, l'absorption de l'azote dépend étroitement du stock d'azote minéral disponible dans le sol pendant la période végétative et le cycle de développement de la plante. Les prairies fauchées ou pâturées ont une activité de croissance quasiment continue toute l'année et sont donc capables à la fois d'intercepter à tout moment l'azote produit dans le système (VERTÈS et DECAU, 1992) mais aussi de stocker l'azote dans la biomasse aérienne ou souterraine (LOISEAU et GRIGNANI 1991) en contribuant ainsi d'une manière continue et efficace à reconstituer le stock d'azote organique dans le système sol-plante (RECOUS *et al.*, 1996).

Beaucoup de travaux dans les systèmes forestiers révèlent que le lessivage des nitrates est étroitement lié au rapport C/N de la litière et que ce rapport est inversement lié au lessivage du nitrate (LOVETT *et al.*, 2002). Cette relation révèle que les MOS avec un rapport élevé favorisent peu le lessivage du nitrate et encouragent une immobilisation de N plutôt qu'une minéralisation. Les résultats d'une autre étude sur 23 sites forestiers montrent qu'il n'existe pas de corrélation entre le rapport C/N de la litière (allant de 12 à 42) et la lixiviation des nitrates (GUNDERSEN *et al.*, 1998) ; le rapport C/N n'est donc pas toujours un indicateur de lessivage, même sous le même mode d'utilisation des terres. Le lessivage du nitrate est complexe et dépend certainement de différentes variables (la disponibilité de N, le mouvement de l'eau, les résidus de décomposition, l'activité microbienne, le prélèvement par la plante...). Il est difficile de se limiter à un seul paramètre qui puisse prédire le lessivage sous différents modes d'utilisation des terres.

Dans les prairies, la majeure partie des apports de MO provient de la décomposition des racines et des litières épigées (feuilles sénescentes) qui présentent un rapport C/N élevé. On se trouve donc dans des situations qui favorisent plutôt l'immobilisation de l'azote minéral. Ainsi, **deux facteurs peuvent expliquer le faible potentiel de lixiviation du nitrate sous prairie** : (i) la permanence d'un prélèvement d'azote minéral par la végétation tout au long de l'année ; (ii) la permanence d'un apport de matières organiques à rapport C/N élevé.

Dans les systèmes de cultures annuelles ou prairies, **la fertilisation azotée a une implication majeure** sur le cycle interne de l'azote dans le sol (minéralisation des MOS et organisation) (LOISEAU et DECAU, 1995). Dans les prairies, l'apport d'azote minéral par les engrais se traduit par une compétition entre le prélèvement par les plantes et la réorganisation microbienne. Ainsi, **en prairies fauchées**, des apports annuels d'engrais jusqu'à 400-500 kg/ha sont possibles sans qu'il y ait de pertes importantes de nitrate par lixiviation (BENOIT, 2007). Au-delà de ces niveaux d'apport, le système sol-végétation est "saturé" et les risques de lessivage augmentent rapidement. Pour les **prairies pâturées**, l'azote absorbé par la végétation est recyclé à 85% dans les déjections animales. Ces déjections n'affectent qu'une petite partie de la surface des prairies et correspondent à un apport localisé d'environ 1 000 kg N/ha, saturant localement les capacités de prélèvement par les plantes et les capacités de réorganisation par la biomasse microbienne. Ce phénomène est indépendant des sources initiales de l'azote : apport d'engrais minéraux ou fixation symbiotique par les légumineuses. Ainsi, les risques de lixiviation des nitrates sous prairies pâturées dépendent essentiellement du chargement animal. Au-delà de 500 jours de pâturage vache/ha/an, il y a une augmentation rapide des risques (BENOIT et SIMON, 2004). Ces ordres de grandeur sont bien entendu à moduler selon les saisons. En pleine saison de croissance de l'herbe, les fortes capacités de prélèvement d'azote par la végétation autorisent des chargements instantanés plus élevés, tandis que pour des pâturages d'automne et d'hiver, à des saisons de moindre croissance de l'herbe, les risques sont plus élevés.

3. Dispositif d'Observatoire de Recherche en Environnement pour comprendre la dynamique du carbone et de l'azote dans les rotations prairies - cultures et les conséquences sur la qualité des eaux

Les prairies temporaires sont réputées pour accumuler des quantités importantes de matières organiques au cours de leur "carrière". Cependant, leur retournement et leur mise en culture conduit à une minéralisation rapide des MOS accumulées pendant le fonctionnement de l'écosystème prairial ainsi qu'à la minéralisation de la matière végétale fraîche enfouie lors du labour (racines et parties aériennes). Cette minéralisation des MOS conduit à des flux de CO₂ vers l'atmosphère ainsi que des flux d'azote minéral dans les eaux souterraines.

Pour pouvoir apprécier le rôle des alternances prairie - culture sur le long terme, différentes modalités expérimentales ont été appliquées à partir du printemps 2005 sur des parcelles expérimentales dont l'histoire culturale a été suffisamment homogène ; on a pu vérifier au cours de l'année 2004 leur variabilité spatiale initiale et sa structuration sur un certain nombre de variables du sol, de la végétation et de la microfaune.

Les forçages anthropiques sur le site de Lusignan ont consisté à **faire varier** (tableau 1) :

- **la durée de la séquence "prairie" par rapport à la séquence "culture annuelle"** (3, 6 ou >20 ans) afin d'étudier la dynamique d'accumulation de C et N dans les sols, notamment lors des phases de changement d'occupation du sol : dynamique d'installation d'une prairie sur un sol cultivé et dynamique lors du retournement de la prairie et de la remise en culture ;

- **le niveau d'intensification** de la production de la prairie en appliquant **deux régimes de fertilisation azotée contrastés** engendrant des différences dans le couplage C et N ;

TABEAU 1 – Identification des différents traitements du dispositif expérimental ORE de Lusignan et des séquences d'occupation du sol sur les 20 premières années.

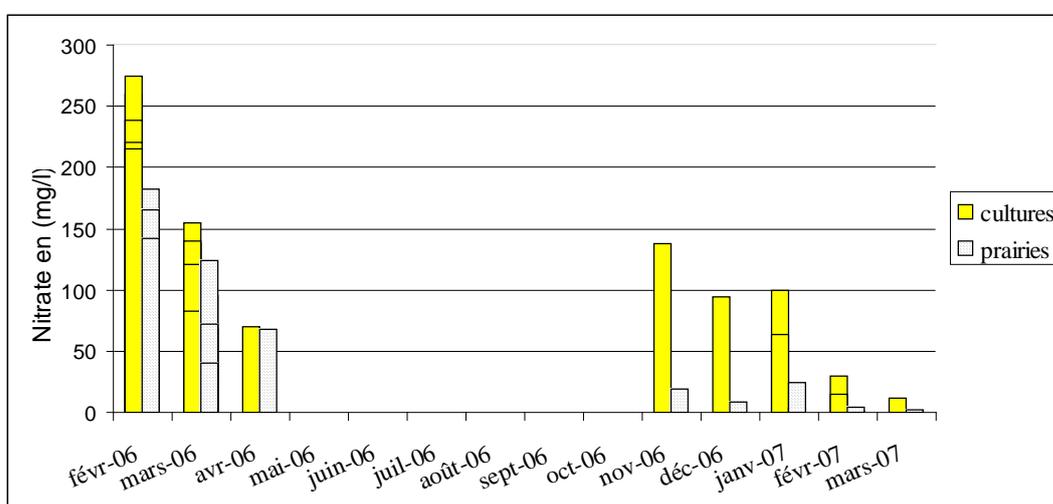
		année →																							
		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	...	
Traitements																									
T1	culture	homogénéisation																							
T2	P 3ans N+ fauche	homogénéisation																							
T3	P 6ans N+ fauche	homogénéisation																							
T4	P 6ans N- fauche	homogénéisation																							
T5	P 20ans N+ fauche	homogénéisation																							
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	...
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	...
		1	2	3	4	5	6	1	2	3	1	2	3	4	5	6	1	2	3	1	2	3	1	2	...
		1	2	3	4	5	6	1	2	3	1	2	3	4	5	6	1	2	3	1	2	3	1	2	...
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
		■ séquence prairie										■ séquence cultures annuelles													

- **les modes d'exploitation** de la prairie : pâturage vs. fauche, pour engendrer des niveaux d'apport C et N et des niveaux d'exportation et de recyclage d'éléments minéraux contrastés.

Le dispositif comporte également deux traitements témoin qui constituent les deux bornes d'évolution du système sur le long terme : le premier est constitué par une rotation de cultures annuelles "sans prairie" (T1) le second consiste en l'installation et la pérennisation d'une prairie sur le long terme (> 20 ans) (T5). Des parcelles maintenues en "sol nu" sont également implantées dans le dispositif afin de fournir un témoin d'évolution des MO du sol en absence de tout apport de C. Les différents traitements (tableau 1) sont disposés dans des parcelles de 4 000 m² avec 4 répétitions. Certains d'entre eux sont répétés sur des grandes parcelles de 3 ha afin de mettre en œuvre les dispositifs de mesure des flux gazeux qui nécessitent de grandes surfaces homogènes. Pour mettre en œuvre ces objectifs, le site expérimental a été lourdement instrumenté, pour l'analyse des flux vers l'atmosphère et vers l'hydrosphère.

Après deux ans d'installation des traitements, les premiers résultats des flux de nitrates sont illustrés par la figure 4.

FIGURE 4 – Dynamique temporelle des concentrations de nitrate collectées par plaque lysimétrique à 105 cm de profondeur de sol, sous cultures ou prairies fauchées. Dispositif ORE-ACBB, site de Lusignan.



La figure montre que, dès l'année d'implantation de la prairie, il y a **une réduction notable de la concentration en nitrate des eaux drainées**. L'hiver 2005-2006 a succédé à un été particulièrement sec. Ceci explique à la fois les concentrations en nitrate très élevées de l'eau drainée sur les parcelles en blé succédant à une culture de maïs, compte tenu des reliquats azotés importants, et l'effet "prairie" relativement limité du fait d'une mauvaise installation de la prairie. Pendant l'hiver 2006-2007, **l'effet prairie**, une fois celle-ci réellement installée, s'avère extrêmement important en comparaison avec les parcelles cultivées (orge suivant un blé).

Conclusions

La MOS influence les propriétés de sol et agit considérablement sur le cycle des nutriments. Cette MO est elle-même influencée dans sa quantité et sa qualité par le mode d'utilisation des terres, par le type de sol, par le climat et la végétation. Il existe donc une forte relation entre la MOS et le cycle de C et N. Cette relation reste à notre avis un bon précurseur de l'évolution et du fonctionnement de l'écosystème, quel que soit le mode de gestion appliqué. Toutefois, la relation entre MOS et cycles de C et N présente en général de longues constantes de temps de fonctionnement qui dépassent largement le cycle annuel de production végétale. De l'ignorance de ces constantes de temps et de l'inertie des systèmes sont apparus les différents problèmes environnementaux (pollution par les métaux et pesticides, lessivages de nitrates...) dont nous mesurons aujourd'hui les conséquences (MARIOTTI, 1996).

Si on commence plus ou moins à reconstituer l'historique des pertes de C des MOS résultant de l'activité humaine, nous n'avons pas encore une idée assez claire sur les pertes de N des MOS qui sont associées aux activités humaines, et ce n'est pas un hasard si la littérature concernant le cycle de l'azote et les bilans de masse reste encore douteuse et incertaine. Nous avons besoin de connaître l'influence sur l'environnement des différentes formes chimiques de N, le degré de transformation et le temps de résidence de N dans le système sol-plante, la migration de la partie particulaire et inorganique de N. En complément, il faut estimer la minéralisation au-delà du système racinaire et finalement quantifier le rôle des précipitations dans la minéralisation et le lessivage de N... Il faut reconnaître que certains systèmes (type prairie) disposent d'un large réservoir de N et que les plantes utilisent probablement une partie importante de ce réservoir en plus de la fertilisation azotée. Mais les connaissances concernant la minéralisation de l'azote dans ces écosystèmes restent insuffisantes et encore très mal connues sous prairies avec animaux (SIMON *et al.*, 1996). La question qui se pose en permanence est la contribution de ce pool de N stable du sol et sa minéralisation et comment ce pool est affecté par les modes de gestions anthropiques. C'est en maîtrisant les processus décrits ci-dessus qu'on arrivera à améliorer les modèles conceptuels de cycle de N et le bilan de masse, et par conséquent cerner et estimer les problèmes de pollution de nitrate dans les nappes. Il est indéniable que les dispositifs de longue durée bien conçus (type ORE-ACBB) aideront à mieux comprendre l'évolution de ces processus sous différents modes d'utilisation des terres.

La prairie, du fait de son occupation permanente du sol par une végétation active, et du fait de l'accumulation continue de matières organiques dans le sol, est donc un écosystème qui favorise la rétention d'azote et diminue donc très fortement les risques de lixiviation du nitrate. Les prairies ont donc à peu près la même fonction environnementale que la forêt : séquestration du carbone et donc lutte contre l'effet de serre, et immobilisation de l'azote et donc protection de la qualité des aquifères. Cependant, cette qualité environnementale des prairies rencontre une limite lorsqu'elles sont exploitées par pâturage. Dans ces conditions, l'azote est fortement recyclé dans le sol et au-delà d'un certain niveau de chargement animal, la fonction d'immobilisation de l'azote par la prairie est saturée, et les risques de lixiviation de l'azote deviennent non négligeables. Il importe donc de bien évaluer l'impact des prairies sur la qualité des eaux au regard de leurs modes d'exploitation.

Références bibliographiques

- BALESDENT G., CHENU C., BALABANE M. (2000): Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage, *Soil Tillage Resource* 53, 215–220.
- BATJES N.H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47, 151–163.
- BENOIT M. (2007): Prairies et qualité des eaux: mesures parcellaire, assolement, et observatoires des pratiques. *Fourrage* 189, 35–50.
- BENOIT M., SIMON J.C. (2004): Grassland and water resources: recent findings and challenges in Europe, Actes du colloque de l'European Grassland Federation, Luzern, 5Suisse), 21-24 juin 2004.
- BERNTSON G.M., ABER J.D. (2000): Fast nitrate immobilization in saturated temperate forest soils, *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 151–156.
- CANNAVACCIUOLO M., BELLIDO A., CLUZEAU D., GASCUEL C. TREHEN P., (1998): A geostatistical approach to the study of the earthworm distribution in grassland, *Applied Soil Ecology* 9, 345–349.
- CLARK F.E. (1977): Internal cycling of ¹⁵N nitrogen in short grass prairie, *Ecology* 58, 1322–1333.
- COLE L., BRADFORD M.A. SHAW P.J.A., BARDGETT R.D. (2006): The abundance, richness and functional role of soil meso- and macrofauna in temperate grassland – A case study. *Applied Soil Ecology*, 33 (2), 186–198.
- COLE L.J., MCCRACKEN D.I., BAKER L., PARISH D. (2007): Grassland conservation headlands: Their impact on invertebrate assemblages in intensively managed grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122, (2), 252 – 258.
- DAVIDSON EA, STARK J.M., FIRSTONE M.K. (1990): Microbial production and consumption of nitrate in an annual grassland, *Ecology* 71, 1968–1975.
- GALLOWAY J.N. SCHLESINGER W.H., LEVY H.II, MICHAELS A., SCHNOOR J.L., (1995): Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement –environmental response. *Global Biogeochemical Cycles* 9, 235–252.
- GUNDESEN P., CALLESEN I, DE VRIES W., (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems in relation to forest floor C/N ratio. *Environmental Pollution* 102, 403-407.

- HASSINK J., BOUWMANN L.A., ZWART K.B., BLOEM J., BRUSSAARD L., (1993): Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soil, *Geoderma* 57, 105–128.
- JOHNSON D. CHENG W., BURKE I., 2000. Biotic and abiotic nitrogen cycling retention in a variety of forest soils, *Soil Science Society of America Journal* 64, 1503–1514.
- KAYE JP, BINKLEY D. ZOU X, PARROTTA J., (2002): Non labile ¹⁵Nitrogen retention beneath three species in tropical plantation, *Soil Science Society of America Journal* 66, 612–619.
- KÖGEL-KNABNER, I., (1993): Biodegradation and humification processes in forest soils. In: J.-M. Bollag and G. Stotzky (Editors), *Soil Biochemistry*, Marcel Dekker, New York, 8, 101-137.
- LEMAIRE G., (2007): Interactions entre systèmes fourragers et systèmes de grandes cultures à l'échelle d'un territoire. Intérêts pour l'environnement. *Fourrages* 189, 19-32.
- LOISEAU P., GRIGNANI C., (1991): Etats de l'azote organique et devenir de l'azote apporté sous les prairies de moyenne montagne, *Agronomie* 11, 143–150.
- LOSEAU P. DECAU M.L. (1995): Minéralisation et organisation de l'azote dans les sols prairiaux estimées à partir des données de marquage ¹⁵N des parties aérienne à la récolte, *In : Utilisation des isotopes stables pour l'étude des fonctionnement des plantes*, INRA Editions, Paris, Les Colloques de l'INRA 70, 299–314.
- LOVETT G.M., WEATHERS K.C. ATHUR M.A. (2002): Control of nitrogen loss from forested watersheds by soil carbon/nitrogen ratio and three species composition. *Ecosystem* 5, 712–718.
- MARIOTTI A. (1996): Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agroécosystèmes. Lemaire G., Nicolardo B. édis., *Maîtrise de l'azote dans les agroécosystèmes*, INRA Editions, 83, 10– 22.
- MEYER O., (1994): Functional groups of microorganisms, Schulze E.D., Mooney H.A. édis., *Biodiversity and ecosystem function*, Berlin Springer-Verlag, p 67-96.
- NICOLARDOT B., MARY B., HOUOT S., RECOUS, S. (1996): La dynamique de l'azote dans les sols cultivées. Lemaire G., Nicolardo B. édis., *Maîtrise de l'azote dans les agroécosystèmes*, INRA Editions, 83, 87– 103.
- NORMMIK H. (1982): Retention and fixation of ammonium and ammonia in soil, Stevenson F.J. Bremner J.M., Hauck R.D., Keeney D.R. édis., *Nitrogen in agriculture soil*. Agronomy; Vol 22. Madison (WI) American Society of Agronomy, p 123–172.
- PARTON W.J., SCHIMEL D.S., COLE C.V., OJIMA D.S. (1987): Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands, *Soil Science Society of America Journal* 51, 1173–1179.
- PAUSTIAN K., COLE C.V., SAUERBECK D., SAMPSON N. (1998): CO₂ mitigation by agriculture: an overview. *Climatic Change* 40 (1), 135 – 162.
- POST W.M., EMANUEL W.R., ZINKE P.J. & STRANGENBERGER A.G., (1982): Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 289, 156 – 159.
- RECOUS S, LOISEAU P., MACHET M., MARY B. (1996) : Transformation et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies, Lemaire G., Nicolardo B. édis., *Maîtrise de l'azote dans les agroécosystèmes*, INRA Editions, 83, 105– 120.
- RUMPEL C., KOGEL-KNABNER I., BRUHN F. (2002): Vertical distribution, age, and chemical composition of organic carbon in two forest soils of different pedogenesis *Organic Geochemistry* 33 (10): 1131-1142.
- SALA O.E., PARUELO J.M. (1997): Ecosystem services, Daily G.C. édis., *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington , D.C., p. 237–252.
- SIMON J.C., PEYRAUD M.L., DECAU L., DELABY F., VERTES R., DELAGARDE R., (1996) : Gestion de l'azote dans les systèmes prairiaux pâturée permanents ou de longue durée, Lemaire G., Nicolardo B. édis., *Maîtrise de l'azote dans les agroécosystèmes*, INRA Editions, 83, 201–216.
- SIX J, FELLER C., DENEK K., et al. (2002): Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie* 22 (7–8): 755–775.
- SOLLINS P., HOMANN P., CALDWELL B.A., (1996): Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls, *Geoderma* 74, 65–105.
- VERTES F, DECAU M.L. (1992): Suivi de l'azote minéral dans les sols: risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal, *Fourrages* 129, 11–28.