

Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux

(en particulier eutrophisation) :

atouts et limites

F. Vertès¹, M. Benoit², J.-M. Dorioz³

1 : INRA, Agrocampus-Ouest, UMR Sol, Agro et Hydro-Systèmes, Spatialisation, F-35000 Rennes ;
Francoise.Vertes@rennes.inra.fr

2 : INRA, UR SAD_ Aster, F-88500 Mirecourt

3 : INRA, UMR CARTELE, Hydrobiologie lacustre, F-74200 Thonon-les-Bains

Résumé

Les prairies peuvent plus ou moins se rattacher la catégorie des milieux naturels et semi-naturels, et assurent, outre des productions, des fonctions de stabilisation des sols (érosions hydriques et éoliennes), de régulation des flux d'eau et de polluants, de préservation de la biodiversité (dont les pollinisateurs), de structuration des paysages et d'amélioration du cadre de vie.

Dans quelle mesure et à quelles conditions ces fonctions non productives sont elles assurées par les prairies ? Nous nous intéresserons ici plus particulièrement à la protection de la qualité des eaux et des sols plus que des écosystèmes, en précisant les principaux processus impliqués et résultats disponibles sur les fonctions des prairies, en resituant leurs performances environnementales dans différents types de systèmes fourragers et en nous interrogeant sur la façon de pondérer les différents enjeux de la qualité des eaux.

Nous verrons ensuite comment les connaissances scientifiques contribuent à élaborer les attentes sociétales, et comment contribuer à optimiser leur insertion dans les territoires à enjeux environnementaux élevés ?

Introduction

COOPER *et al.* (2009) rappellent dans un récent rapport européen que l'agriculture fournit, outre des produits agricoles, un grand nombre de biens publics à haute valeur pour les sociétés. Le Grenelle de l'Environnement a programmé la mise en œuvre de la « Trame verte et bleue », qui vise à prendre en compte de manière croissante la dimension socio-économique des services rendus par les milieux naturels et semi-naturels. Les prairies peuvent plus ou moins se rattacher à cette dernière catégorie et assurent, outre des productions, des fonctions de stabilisation des sols (érosions hydriques et éoliennes), de régulation des flux d'eau et de polluants, de préservation de la biodiversité (dont les pollinisateurs), de structuration des paysages et d'amélioration du cadre de vie... Elles sont de plus l'unique mode d'exploitation agricole possible pour de vastes surfaces non cultivables (alpages, hautes vallées, zones humides...) où leur biodiversité végétale participe souvent à la définition de terroir pour des produits de haute qualité et typicité (fromages AOC notamment).

Occupant 46% de la SAU (Agreste, 2009), **les prairies sont au premier rang des occupations des sols agricoles, sur des sols variés, et leurs caractéristiques et utilisations sont très diverses**. La multifonctionnalité des prairies est souvent mise en avant depuis quelques années (congrès EGF 2003 ; Académie d'Agriculture : BERANGER *et al.*, 2006 ; AFPF : *cf. Fourrages* n°200), mais la consommation de ces biens publics (l'eau pure, l'air sain, de beaux paysages...) étant accessible sans exclusion ni rivalité, les utilisateurs n'ont pas de motivation pour les payer, tandis que les agriculteurs ont peu de motivation pour les fournir, n'ayant pendant longtemps pas ou peu été rétribués pour cela (COOPER *et al.*, 2009). Pour équilibrer les subventions PAC¹ (favorisant le maïs fourrage assimilé aux céréales) puis encourager les systèmes à aménités positives, **des mesures agro-environnementales contractuelles se succèdent** depuis une quinzaine d'années (PDD, puis CTE, suivis des CAD et maintenant des MAE SFEI ou conversion à l'agriculture biologique). Dans tous les cas, il s'agit d'**encourager l'adoption de systèmes et de pratiques réduisant à la fois les flux entrants** (engrais et concentrés) **et les polluants sortants** : augmentation de la part des prairies dans les usages de sols, à la fois pour éviter les sols nus ou assimilés en hiver, et pour mieux valoriser des ressources renouvelables (fixation symbiotique, qualité des sols, biodiversité...).

Dans quelle mesure et à quelles conditions ces fonctions non productives sont elles assurées par les prairies ? Nous nous intéresserons ici plus particulièrement à la protection de la qualité des eaux et des sols (plus que des écosystèmes), en précisant dans une première partie les principaux processus impliqués et les résultats disponibles sur les fonctions des prairies, en situant leurs performances environnementales dans différents types de systèmes fourragers et en nous interrogeant sur la façon de pondérer les différents enjeux de la qualité des eaux.

Nous verrons dans la deuxième partie **comment les informations scientifiques contribuent à élaborer les attentes sociétales** ou, si elles sont en contradiction avec celles-ci, quelle est la part de mythe ? Comment se traduisent les divers points de vue, de ceux qui sous-tendent les politiques publiques à ceux des éleveurs en passant par les gestionnaires, en termes d'attentes par rapport aux prairies ? En quoi celles-ci peuvent-elles y répondre ? Enfin, comment contribuer à optimiser leur insertion dans les territoires à enjeux environnementaux élevés ?

1. Les grands déterminants des pertes de nitrate et phosphore dans les systèmes fourragers : comment avérer et quantifier le rôle des prairies ?

1.1. Régulation des cycles biogéochimiques : les déterminants des flux de C, N, P

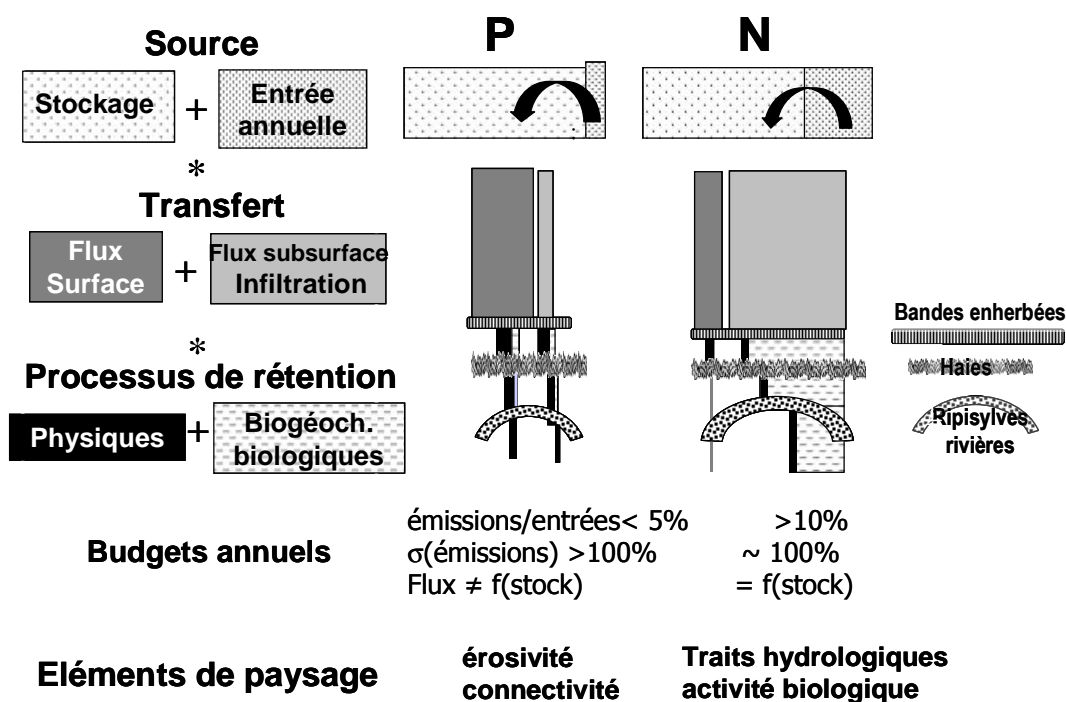
De nombreux facteurs contribuent à la dynamique de l'azote (N), du phosphore (P) et du carbone (C) sous prairies (ARROUAYS *et al.*, 2002), caractérisées par des **apports importants de matières organiques** (MO) à cause de la pérennité des plantes, *via* les exsudats racinaires, la sénescence des organes non consommés par les herbivores et le recyclage par les déjections animales. Les

1 : PAC : Politique Agricole Commune ; PDD : Plan de Développement Durable ; CTE : Contrat territorial d'Exploitation ; CAD : Contrat d'Agriculture Durable ; MAE SFEI : Mesure Agro-Environnementale « Systèmes Fourragers à Faibles Intrants

apports de MO peuvent varier annuellement de 1 à plus de 5 t C/ha (PAUSTIAN *et al.*, 1990), soit de 80 à 500 kg N/ha, et moins d'une dizaine de kg P/ha. Il est difficile de quantifier ces apports, mais LEMAIRE (1999) considère que jusqu'à 40% de la biomasse aérienne peut retourner au sol (soit 1 à 3 t C/ha/an), tandis que REES *et al.* (2005) estiment qu'environ 50 à 60% du C et N assimilés par les jeunes plantes est transféré dans les sols. Ces apports passent principalement par la rhizodéposition. En l'absence de labour, les matières organiques fraîches stimulent la biomasse microbienne, ce qui améliore voire crée l'agrégation et la stabilité structurale des sols (DORIOZ *et al.*, 1993 ; SIX *et al.*, 2002). Protégées par la matrice des sols, ces MO contribuent au stockage de C et N (BALESDENT et BALABANE, 1996). Les biomasses racinaires et les quantités de MO particulaire qui en dérivent augmentent avec l'âge des prairies, jusqu'à l'obtention d'un équilibre (WHITEHEAD *et al.*, 1990), dont la valeur et la cinétique d'obtention peuvent être très variables (SOUSSANA, 2007), du fait de la plus grande résistance à la décomposition des plantes riches en lignine et en composés aromatiques (comparées aux cultures annuelles).

Nous ne rappellerons pas les cycles de N et P en prairies, mais nous comparerons les caractéristiques clés de leurs dynamiques en termes de stockage et de transfert hydrique à l'échelle bassin versant (parcelle et versant) (Figure 1).

FIGURE 1 – Comparaison des principaux processus affectant la circulation de l'azote et du phosphore dans un versant (d'après GASCUEL *et al.*, 2009).



Pour l'azote, les flux solubles sous la forme nitrate sont dominants. NO_3^- est contrôlé à toute étape du transfert par les stocks présents, les entrées et l'activité biologique du compartiment considéré, comme l'indique la variabilité saisonnière des teneurs des ruisseaux. La dynamique principale de l'azote est de s'infiltrer, entraîné par l'eau de **drainage** des sols. Moins étudié, l'azote organique dissous représente une fraction non négligeable des pertes en azote (environ 20% en moyenne d'après la récente synthèse de VAN KESSEL *et al.* (2009) et peut altérer la potabilité de l'eau. La forme ammonium (NH_4^+), dont la contribution au N dissous est faible (< 10% en général), suit une dynamique un peu différente du fait de sa fixation possible dans les sols (BARROIN et al 1987). Son pouvoir de nuisance vis-à-vis des poissons, en période chaude, est bien connu.

A l'échelle du versant, au cours du transfert par les **écoulements vers les eaux de surface** ou les nappes profondes, l'azote peut être partiellement prélevé par les arbres des haies, les bandes enherbées, les végétations des ripisylves ou de zones humides, mais l'interception reste très partielle (> 10% dans les bandes herbeuses par exemple) (GASCUEL-ODOUX *et al.*, 2007). Le nitrate peut être **transformé en composés gazeux par dénitrification**, processus biologique ou biochimique qui suppose, pour être quantitativement significatif, des conditions physico-chimiques particulières et un

temps de séjour suffisant de l'eau. Cette dénitrification se développe surtout en bas de versant et dans les marais, c'est-à-dire dans des situations paysagères spécifiques, souvent loin de la source. En zones de bas-fonds, l'épuration naturelle du nitrate résulte de l'action d'une grande diversité de micro-organismes "spécialisés", présents dans l'eau et les sols. Un milieu naturel riche en micro-organismes et en plantes, comme les prairies, favorise ce processus d'auto-épuration.

Les **transferts de phosphore** s'organisent selon une dynamique globalement assez différente, **typique d'un élément peu soluble, à transfert « conservatif »** (pas de pertes sous forme gazeuse), et dont l'impact eutrophisant vis-à-vis des milieux lenticques dépend de sa spéciation. L'intensité des transferts n'est pas simplement et linéairement pilotée par des relations entre stocks du sol, entrées et flux. Les transferts de P s'effectuent en grande partie sous forme particulaire, vers et *via* les eaux de surface. Les zones drainées artificiellement et les zones hydromorphes se singularisent par une proportion plus élevée (typiquement 50%) de P dissous (DORIOZ et TREVISAN, 2008).

L'émission puis les premières étapes du transfert **à l'échelle de la parcelle** sont contrôlés par la dynamique des écoulements, en général l'intensité et la nature du ruissellement en interaction avec les états de surface des sols (cohésion et rugosité ; sol nu/sol végétalisé). Le stock de P du sol n'est, en général, qu'un facteur secondaire pour l'émission des formes particulières et donc du P total. Cependant, le stock de surface du sol (quelques cm), comprenant notamment les épandages récents, contrôle le flux de P dissous et surtout la qualité du P particulaire ; il contrôle donc au total les formes de P transférées et, au-delà, la biodisponibilité du flux (DORIOZ et TREVISAN 2008 ; CASTILLON *et al.*, 2007).

A l'échelle du bassin versant, la rugosité du paysage intervient pour diminuer la capacité de transport des écoulements, favorisant de ce fait la rétention de la charge P-particulaire (DORIOZ, 2007). Cette rugosité résulte de la diversité du parcellaire (prairie/cultures), de l'organisation des interfaces entre parcelles, de la présence de haies, de bosquets, de bas-fonds et de ripisylves. Le P-particulaire constitue l'essentiel (50 à 80%) du P-total exporté annuellement aux exutoires des bassins cultivés. Les exportations s'effectuent sur de courtes périodes, et très majoritairement lors des épisodes de crues. Ces caractéristiques expliquent que l'érosion des sols ait longtemps été considérée comme le mécanisme principal d'acquisition de la charge en P d'origine diffuse des eaux de surface.

Dans ce contexte, selon leur position dans le versant et/ou la période de l'année (JORDAN-MEILLE *et al.*, 2007), les prairies constituent soit une source de P, soit une rugosité siège de piégeages. Le P émis par les prairies provient du ruissellement, souvent peu érosif, sur les sols et de l'érosion des berges des réseaux hydrographique temporaires ou d'ordre 1. Ces flux semblent très liés à des zones actives spécifiques : épandages de fertilisants récents, zones de concentrations des déjections (tassement), bas de versants lors des saturations en eau, points d'accès des animaux au réseau (dégradation des berges...). Ils s'accompagnent en général d'une contamination fécale des eaux, seul problème (mais néanmoins non négligeable) affectant la qualité des eaux en zone extensive d'élevage (DORIOZ *et al.*, 2008), ainsi que d'un risque de dégradation des habitats piscicoles de tête de bassin par colmatages sédimentaires (DORIOZ et OMBREDANNE 2004).

Aussi bien pour N que pour P, la fonction des prairies vis-à-vis de la qualité de l'eau dépend donc des pratiques et de leur position. Elle dépend aussi de la permanence de l'état de la prairie : la prairie temporaire peut en effet devenir une source importante de nutriments lors de sa mise en culture. Le bilan environnemental suppose donc une intégration à la fois spatiale et dans la durée. Les positions clés et les épisodes critiques ne se superposent pas totalement pour N et P, à la fois géographiquement et du point de vue fonctionnel. Les zones favorables au ruissellement sont souvent différentes de celles qui sont propices au lessivage. Si globalement les patrons de distribution de stocks de P et N sont couplés, il existe une différenciation spatiale et temporelle du risque de transfert, si l'on considère que l'émission résulte des interactions entre la couche très superficielle du sol et les conditions d'écoulement. Enfin, les bas-fonds hydromorphes, favorables à l'atténuation des flux de nitrate par dénitrification, constituent à certaines périodes une source de P (relargué en condition anaérobie sous formes dissoutes à partir de formes de P associé à des composés du fer) et des lieux de survie prolongée pour certains germes fécaux.

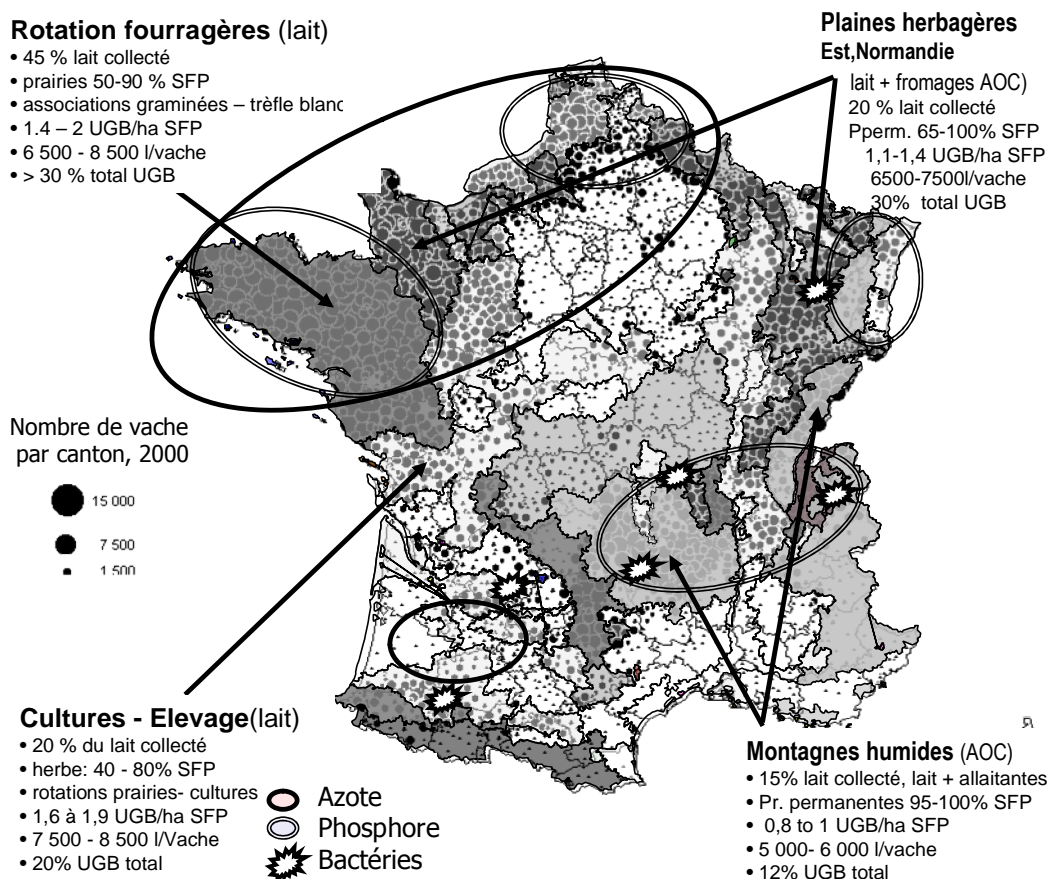
Pour être complet en termes de nutriments, il faut aussi considérer le couplage de P et N avec le transfert du carbone organique dissous (COD). Le COD circule pour l'essentiel avec les eaux de surface. La charge en COD des eaux, qui peut être problématique pour leur traitement, est liée à la teneur en MO des sols. Les prairies et les bas-fonds hydromorphes sont un facteur d'accroissement de cette charge.

Les risques globaux pour la qualité de l'eau résultent donc d'un ensemble complexe de facteurs et de dynamiques biogéochimiques qui ne sont que partiellement convergents et couplés. Dans ce contexte, les pratiques agricoles jouent bien entendu un rôle clé de pilotage des stocks et des états des sols. Pour l'azote par exemple, les risques de lixiviation sont liés au niveau d'intensification (excédent de bilan N/ha) modulé par les modalités de gestion et liés à l'état du couvert. Sa dégradation ou sa destruction s'accompagnent d'un relargage élevé de minéraux dans les sols, d'où un risque important de transfert. Ces processus sont modulables par des pratiques adaptées. Nous allons examiner quelles pratiques et quels systèmes fourragers permettraient d'optimiser les fonctions des prairies vis-à-vis de l'eau en considérant N et P.

1.2. Les grands types de systèmes d'élevage et de systèmes fourragers

En simplifiant, on peut identifier quatre grands types de systèmes d'élevage en France, basés plutôt sur les prairies permanentes (plaines normandes, est, et montagnes humides) ou temporaires (nord et grand ouest), illustrés sur la Figure 2 (voir aussi VIGNEAU-LOUSTEAU et HUYGHE, 2008).

FIGURE 2 – Répartition et caractéristiques des principaux systèmes d'élevage bovin (d'après ROUQUETTE *et al.*, 1995 et PEYRAUD *et al.*, 2008).



Le Tableau 1 (issu des données du RGA 2000) précise pour l'ensemble des régions, la valeur de 3 indicateurs concernant les prairies au sens large, allant des ray-grass d'Italie de moins de 2 ans aux surfaces herbacées à productivité faible, en passant par les prairies artificielles (légumineuses) et les prairies temporaires graminées - légumineuses. Ces 3 indicateurs sont la part de l'herbe dans la SAU, dans la SFP, et le chargement global par hectare d'herbe. La part de l'herbe dans la SAU reflète celle de l'élevage herbivore dans la région ; celle de l'herbe dans la SFP caractérise l'importance de l'herbe dans l'alimentation des animaux, tandis que le nombre d'UGB par hectare d'herbe reflète une interaction entre potentiel de production et niveau de pression azotée sur les surfaces en herbe, reliée au risque de pertes d'azote. La part de l'herbe dans la surface agricole utile (SAU) et dans la superficie fourragère principale (SFP), le chargement global par hectare d'herbe et

les chargements au sein de chaque région varient fortement d'un système à l'autre. Cependant, le lien entre les problèmes de pollutions diffuses d'origine agricole, dont les origines sont identifiables au travers de la Figure 2, et les données présentées Tableau 1 apparaît clairement.

TABLEAU 1 – Variation des valeurs (moyenne et écart type) de 3 indicateurs calculés à l'échelle régionale à partir du RGA 2000.

Régions	Herbe (% SAU)	Herbe (%SFP)	UGB (/ha herbe)
Corse - Languedoc Roussillon, Provence Alpes Côte d'Azur	53% (24)	90% (3)	< 1,2
Midi-Pyrénées, Auvergne, Franche Comté, Rhône-Alpes, Bourgogne, Centre, Champagne Ardennes, Limousin	50% (22)	76% (7)	1,2 à 2
Poitou-Charentes, Alsace, Aquitaine, Basse Normandie, Lorraine, Pays de la Loire	36% (12)	68% (11)	2 à 3
Haute Normandie, Bretagne, Picardie - Nord-Pas-de-Calais	24% (11)	65% (14)	3 à 4

1.3. Lien entre pression en N et P et pertes

– Azote : bien gérer l'équilibre exploitation - apports de N - couvert végétal

Les systèmes bovins intensifs présentent une variabilité importante au sein des régions concernées (Tableau 1). Le Tableau 2 compare, pour les élevages laitiers de l'Ouest, les performances environnementales (N, P...) des 3 principaux systèmes fourragers (différant par les parts respectives du maïs et de l'herbe dans l'alimentation des animaux).

TABLEAU 2 – Récapitulatif des performances environnementales dans des exploitations laitières (types de l'ouest de la France) en fonction des systèmes fourragers (vaches à 7 000 l/an, à complémentation équivalente ; d'après PEYRAUD *et al.*, 2009).

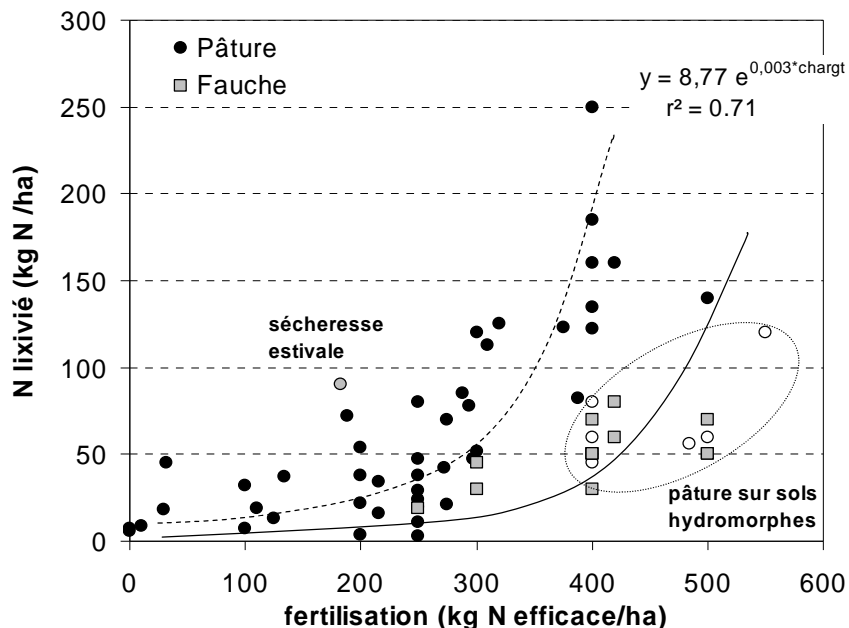
Systèmes basés sur :	Stocks	Maïs - herbe	Herbe
Maïs dans SFP (%)	50 - 60	20 - 50	< 20
Stocks / vache (t MS/an)	4 - 5	2,5 - 3,5	2,0 - 2,5
Chargements (UGB/ha SFP)	1,6 - 2,0	1,6 - 1,8	1,4 - 1,8
Production l (lait / hectare SFP)	8 - 11 000	7 - 11 000	6 - 9 000
Bilan apparent N exploitation (kg N/ha SAU)	80 - 120	80 - 100	60 - 80
N lixivié (kg N/ha SAU)	50 - 70	40 - 60	30 - 40
P transféré (kg P/ha SAU)	+++	+	+
Stockage C et N dans les sols	+	++	+++
Emission C et N organiques dissous	+	+	++
Contaminations bactériennes	+	+	++

Dans ces systèmes types optimisés, les **pertes moindres associées aux systèmes herbagers** s'expliquent à la fois par une **moindre productivité** et par une **utilisation plus efficace de l'azote** dans les systèmes herbagers, incluant l'absence de sols nus et l'organisation d'azote dans les sols sous prairies.

A l'échelle de la parcelle, pour des prairies exploitées uniquement en pâture et des durées de séjour sur les parcelles adaptées à la croissance de l'herbe (4-6 mois en zones sèches ou froides, 5-8 mois en zone poussante), les 4 niveaux de chargement global du Tableau 1 correspondent environ à 250-300, 300-450, 450-600 et 500-800 UGB.JPE/ha (Unité Gros Bétail . jour de pâturage équivalent). Lorsque l'on situe ces chargements sur la relation les liant aux pertes par lixiviation (Figure 3, d'après SIMON *et al.*, 1997 et VERTES *et al.*, 2007) on peut indiquer des risques globalement faibles pour les régions sud et montagnes humides, modérés à élevés pour les plaines du grand ouest, du nord et du sud-est.

FIGURE 3 – Effet de la fertilisation* (ou du chargement) sur les pertes de nitrate par lixiviation. Les ronds noirs correspondent à des prairies temporaires pâturées (sols sains), les ronds blancs à des prairies permanentes sur sols hydromorphes et les carrés gris à des prairies de fauche.

* On considère ici que les chargements sont adaptés à l’herbe produite, que l’azote utilisé pour cette croissance provient de la minéralisation du sol et de la fertilisation apportée ou de la fixation symbiotique des légumineuses



Les prairies temporaires fertilisées présentent un risque souvent plus élevé du fait de leur rythme d’utilisation rapide (restitutions de N importantes au pâturage) et du risque d’apports mal synchronisés avec les besoins des couverts (apports tardifs ou suivis d’une météo défavorable). Enfin, les prairies utilisées intensivement risquent de se dégrader plus rapidement, envahies d’espèces peu productives ou indésirables (*rumex sp.*, *chardons sp.*) et leur renouvellement (ou leur mise en culture pour les besoins des rotations) engendre des risques de pertes importantes (VERTES *et al.*, 2007).

Ayant vu le lien entre part des prairies, niveaux de chargement et risques de pertes à la parcelle et à l’exploitation, il est nécessaire de **tenir compte des rotations** et de **travailler à l’échelle des bassins versants** ou des bassins d’alimentation afin de mieux caractériser les possibilités d’action liées à la place des prairies. Il existe actuellement peu de références sur l’évaluation des pertes de nitrates dans les successions culturales. Les valeurs présentées dans le Tableau 3 sont issues d’un

TABLEAU 3 – Récapitulatif des principaux niveaux de pertes standardisées (contexte de l’ouest de la France, pluvieux, lame drainante hivernale > 400 mm) (tableau issu des travaux INRA - Chambre d’Agriculture de Bretagne dans l’Agrotransfert Territ’eau).

Successions culturales	Lixiviation (kg/ha/an)	Durée de la succession
Prairie de fauche	5-15	-
Prairie permanente extensive (< 300 UGB.JPP/ha/an)	15	-
Prairie 9 ans extensive (< 300 UGB.JPP/ha/an) / céréales	30	10 ans
Prairie permanente pâturée (300 - 500 UGB.JPP/ha/an)	35	-
Maïs fourrage + cipan précoce* / Maïs fourrage / céréale + cipan	38	3 ans
Maïs fourrage / céréale + cipan	42	2 ans
Maïs fourrage / céréale / colza / céréale + cipan	45	4 ans
Prairie 6 ans mixte** (300-500 UGB.JPP/ha/an) / Maïs fourrage + cipan précoce / Maïs fourrage / céréale	50	9 ans
Prairie 4 ans mixte** (300-500 UGB.JPP/ha/an) / Maïs fourrage + cipan précoce / Maïs fourrage / céréale	60	7 ans
Prairie 6 ans pâturée (500-800 UGB.JPP/ha/an) / Maïs fourrage + cipan précoce / Maïs fourrage / céréale	70	9 ans
Prairie 4 ans pâturée (500-800 UGB.JPP/ha/an) / Maïs fourrage + cipan précoce / Maïs fourrage / céréale	85	7 ans
Prairie permanente à très fort chargement animal (proche stabulation)	100	-
Prairie à très fort chargement animal (proche stabulation) refaite tous les 6 ans	125	6 ans

* implantation de la cipan sous couvert, ou après récolte du maïs avant le 1^{er} octobre
 ** mixte = fauchée + pâturée

travail en cours de finalisation dans le cadre de l'Agrotransfert Territ'eau (MASSA *et al.*, 2009). Les valeurs de lixiviation sont calculées à partir de mesures de références et de modélisation calée sur la base de pratiques optimisées ; ce sont donc des valeurs « plancher », sauf dans le cas de prairies à très forte charge animale (les 2 dernière lignes).

La minéralisation souvent très élevée induite par les destructions de prairies explique les valeurs un peu supérieures observées pour les rotations prairies - cultures couramment pratiquées dans l'ouest. **L'impact des niveaux de chargement élevé, correspondant à une suppression du lien entre disponibilité de l'herbe et consommation par les animaux, confirme l'importance de ce lien pour assurer de bonnes performances en termes de qualité de l'eau.**

– Phosphore : le mode d'occupation des sols, un bon indicateur des pertes en P

Les liens entre pressions et sorties sont d'une tout autre nature pour P : d'autres pratiques et d'autres indicateurs sont à considérer.

Les sols contiennent en effet en général 3 à 7 000 kg P/ha. Ce stock est énorme par rapport aux flux annuels entrées-sorties agronomiques (de l'ordre de quelques dizaines de kg) ou aux flux exportés à l'échelle bassin versant pour les zones agricoles (de l'ordre de 1 kg/an par ha de bassin). En conséquence, les relations entre entrées et sorties à l'échelle de la parcelle comme à l'échelle du bassin versant fournissent peu d'informations.

C'est en conséquence **le mode d'occupation des sols qui sert d'indicateur**. Il représente une synthèse partielle des facteurs contrôlant les pertes englobant type de couvert et activités agricoles. L'information disponible associe type de mode d'occupation des sols à exportation annuelle ou « flux spécifique », exprimé en kg/ha/an, en général de P-total. Les données sont établies grâce à des suivis de petits bassins (de 10 à quelques centaines d'hectares) présentant un mode d'occupation des sols particulier. En pratique, seuls les grands types d'utilisation des sols, notamment agricoles, sont documentés (vignes/cultures /prairies...). Nous les récapitulons brièvement dans le Tableau 4.

TABLEAU 4 – Flux spécifiques de quelques modes d'occupation des sols.

Mode d'occupation des sols	Bassins forestiers et herbagers extensifs	Bassins agricoles		Bassins urbains (ruissellement urbain)
		Prairies	Cultures	
P-total (kg/ha/an)	0,04 à 0,2	0,1 à 1,0	0,7 à 2,5	0,5 à 1,5

Nous dégageons les grandes tendances suivantes en termes de relation entre pression et sorties (pour détail voir DORIOZ et TREVISAN, 2008) :

- **les transferts vers le sous-sol dus à l'infiltration sont très modérées**, généralement inférieurs à 0,05 kg P-total/ha/an. Les transferts vers les eaux de surface sont plus élevés, de 0,1 à 2,5 kg P-total/ha/an selon le mode d'occupation des sols. Les flux transférés par les systèmes de drainage artificiel ne sont pas négligeables (jusqu'à 0,5 kg P-total/ha/an) ;

- la charge « naturelle » provenant des bassins forestiers ou de bassins pastoraux extensifs est en général très basse (souvent inférieure à 0,1kg P-total/ha/an soit moins de 10 µg P/l) ;

- dans les bassins agricoles, les pertes moyennes augmentent très nettement des herbages aux cultures. Le flux spécifique des zones d'herbages se situe en général en dessous de 0,4 kg de P-total/ha/an. Le P dissous représente souvent la moitié du flux. Certaines pâtures pourraient pourtant faire exception, avec des pertes atteignant 1 kg de P-total/ha/an ;

- la présence de cultures dans un bassin se traduit presque toujours par une hausse nette des flux exportés, principalement sous l'effet d'une forte accentuation de l'érosion et de l'exportation de formes particulières. Finalement, **les pertes annuelles des zones de cultures représentent globalement jusqu'à 3 à 5 fois celles des herbages et 10 à 20 fois celles des zones naturelles**. Elles correspondent à des concentrations moyennes qui peuvent atteindre 100 à 300 µg/l de P-total avec plus de 50 µg/l de P dissous.

1.4. Que peut-on attendre d'un changement d'occupation des sols ?

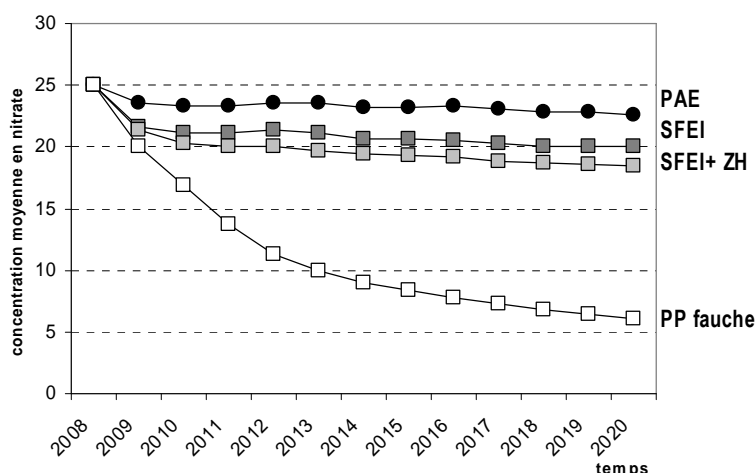
- Quels systèmes herbagers pour répondre aux attentes de qualité d'eau (nitrate) en zones littorales sensibles à l'eutrophisation ?

Dans le cadre des programmes d'action algues vertes, nous avons eu l'occasion de caractériser finement l'évolution de l'occupation des sols et des pratiques **dans le bassin versant du Yar** (Côtes d'Armor) (MABON, 2008), en lien avec une **problématique de reconquête de la qualité de l'eau** dans un milieu très fragile.

La dégradation de la situation (dépôts importants et récurrents d'algues enregistrés dès le début des années 70) s'explique par la mise en culture des landes, puis l'augmentation massive de la fertilisation sur les prairies temporaires courtes (années 60-70), l'apparition de sols nus avec l'abandon des cultures sarclées d'hiver puis le rapide développement du maïs dans les années 70. La spécialisation vers les élevages bovins (lait, mixtes ou viande) s'est accompagnée d'une diminution des céréales et d'une augmentation des surfaces en prairies temporaires, souvent incluses dans des rotations herbe - maïs - (céréales). Cet ensemble a abouti à des teneurs en nitrate du Yar assez modérées, 25-28 mg/l, ce qui est très inférieur à la plupart des bassins versants bretons, et s'explique par l'absence d'excédents structurels et l'importance de l'herbe, couvrant 60% de la SAU. Ces teneurs en nitrate sont cependant incompatibles avec la sensibilité du littoral à l'eutrophisation. Des simulations ont été réalisées sur **différents scénarios pour déterminer les marges de manœuvre possibles en augmentant la part des prairies et en diminuant les intrants** (scénario SFEI ; Figure 4) ou en convertissant l'ensemble de la SAU en prairies permanentes fauchées non fertilisées. Un scénario intermédiaire consiste à valoriser le pouvoir tampon des zones humides en les conduisant en prairies de fauche.

FIGURE 4 – Evolution des concentrations moyennes en nitrate (mg NO₃/l) dans le Yar selon les scénarios d'utilisation des sols (d'après MOREAU *et al.*, 2009).

Légende : PAE = pratiques actuelles extrapolées, SFEI = systèmes fourragers économes en intrants, SFEI + ZH = idem + zones humides en prairie permanente fauchée, PP = toute la SAU en prairie permanente fauchée.



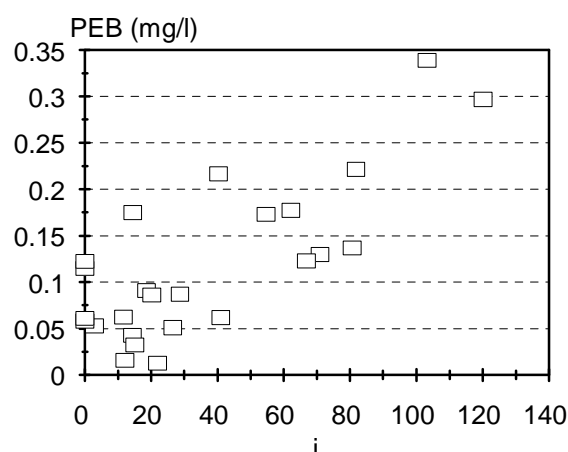
La conversion de tout le territoire en prairies de fauche non fertilisées engendrerait une chute rapide et très importante de la teneur en nitrate du cours d'eau. L'adoption générale du cahier des charges SFEI ne suffit pas à atteindre l'objectif de 10-15 mg/l, ce qui fait envisager l'élaboration d'un cahier des charges spécifique pour ce bassin versant, impliquant une couverture des sols efficace en permanence et des flux d'intrants azotés (engrais, aliments...) minimisés. L'élaboration de scénarios d'évolution des systèmes de production et leur mise en œuvre avec des exploitants volontaires, ainsi que l'évaluation agro-environnementale par modélisation sont actuellement l'objectif principal d'un important dispositif de recherche - action (ANR Systerra Acassya).

- des modèles empiriques pour optimiser localisation et gestion des prairies pour réduire les flux de P vers les eaux

La modélisation déterministe des transferts de P n'est pas suffisamment développée ni suffisamment documentée pour rendre compte des conditions du parcellaire français et produire des prédictions sur l'effet de changements du mode d'occupation des sols plus fiables que celles des modèles empiriques (WANG *et al.*, 2004). En outre, elle différencie peu les types de prairies et, au total, il semble exclu de simuler des phénomènes aussi fins que des changements de pratiques dans les zones en prairies d'un bassin versant.

Les informations disponibles pour raisonner l'effet d'une remise en herbe peuvent être extraites de modèles empiriques ou d'études comparées de bassins versants dans des états différents. Ces bassins sont en général situés dans des zones moyennement intensifiées. Les résultats obtenus convergent pour montrer une **décroissance des concentrations moyennes et des flux avec l'augmentation de la surface toujours en herbe (STH)** : un bassin totalement enherbé ou ré-enherbé produira une eau compatible avec les valeurs seuils de charge en P vis-à-vis de l'eutrophisation des eaux douces tandis qu'un bassin cultivé sera largement excédentaire. Une étude plus détaillée réalisée dans le bassin du lac Léman (TREVISAN *et al.*, 1995) apporte quelques éléments supplémentaires de réflexion concernant l'organisation du parcellaire. En période hivernale, la variabilité de la charge en P des eaux de 20 ruisseaux, drainant des bassins agricoles de 10 à 50 ha, ne peut « s'expliquer » de façon statistiquement significative que si l'on considère les parcelles émettrices (sols nus ruisselant suite à la battance) dans leur environnement aval de prairie (principalement) et de milieux connexes susceptibles de tamponner les flux exportés (haies bosquets, bandes herbeuses). On observe une décroissance des flux avec l'accroissement des surfaces prairiales (Figure 5). Une étude plus fine montrerait probablement des effets de seuils et du mode de dispersion.

FIGURE 5 – Relations hivernales, sur 20 sous-bassins de la région du lac Léman, entre concentration moyenne de phosphore total (PEB) et l'indice *i*. Cet indice représente la surface de parcelles émettrices (sols nus ruisselant du fait de la battance), pondérée par les effets tampons des parcelles environnantes (principalement prairiales), évalués selon une grille large type de végétation. Des effets similaires sont constatés sur le P dissous et la teneur en P des suspensions (d'après TREVISAN *et al.*, 1995).



Dans le cas particulier du bassin lémanique, l'abondance des prairies permanentes dans le parcellaire coïncide avec les limites d'une **zone AOC fromagère** excluant le maïs. Cette situation, dominante sur la rive française, **explique le très faible impact de la pollution diffuse agricole** sur l'eutrophisation de ce lac et la sauvegarde de la qualité dans certains impluviums à forts enjeux vis-à-vis des ressources en eau régionales.

2. Comment contribuer à optimiser l'insertion des prairies dans les territoires à enjeux environnementaux élevés ?

Quatre dimensions sont à organiser pour contribuer à une insertion optimisée des prairies dans des territoires à enjeux environnementaux élevés :

- la dimension territoriale, avec une tension : permettre des usages de prairies efficaces au sein des territoires d'exploitation ET choisir et positionner les couverts prairiaux pour les rendre efficaces au sein de territoires à enjeux environnementaux ;
- la dimension temporelle : au bout de quel délai des effets environnementaux induits par des pratiques agricoles sont-ils sensibles ? ;
- la dimension cognitive : quelles connaissances mobiliser pour contribuer à cette insertion ?
- la dimension multiple des enjeux environnementaux : contrairement aux critères usuels d'évaluation de la production agricole, les enjeux environnementaux sont très souvent multicritères. Comment gérer ces multiples dimensions ?

2.1. La dimension territoriale

Au sein de systèmes de production basés sur les prairies, nous devons gérer un problème de contradiction avec la gestion comptable des flux d'azote dans le cadre du respect de la directive Nitrates. A partir des bases de calcul fournies par le CORPEN (1999) une valeur moyenne de 85 kg N/vache émis par an a été retenue comme base de calcul des charges d'azote organique, sans ajustement lié à

la ration alimentaire et au niveau de production. Ce choix est actuellement remis en cause et GIOVANNI (2009) a par exemple proposé des abaques simplifiées pour mieux quantifier les charges organiques réelles. Pour des animaux pâturants et nourris à l'herbe, les valeurs seront plus proches de 105-110 kg N/VL/an ce qui, si l'on ne tient pas compte de l'azote prélevé par l'herbe (250 à 400 kg/ha/an alors que le prélèvement est de 150 à 220 kg N par un maïs), aboutit, lorsqu'on verrouille les apports à 140 kg N total/ha/an (zones d'action renforcées), à prôner le système maïs - soja en stabulation. Ceci s'accompagne logiquement d'une conversion de surfaces prairiales en cultures, engendrant des pertes d'azote importantes allant à l'inverse de l'effet souhaité. **Il est donc indispensable de ne pas se limiter à des logiques comptables parcellaires, mais de prendre en compte l'ensemble du système de production pour trouver les combinaisons conciliant performances agricole et environnementale**, ce qui était d'ailleurs déjà prôné par le CORPEN (1999).

De plus, si nous envisageons le critère « **résidus phytosanitaires** » dans les ressources en eau, les surfaces prairiales, très peu traitées par les agriculteurs, se révèlent très protectrices. Ce point a été développé dans la récente expertise scientifique collective INRA-Cemagref *Réduire l'usage des pesticides et réduire leurs impacts* (LUCAS *et al.*, 2005). Enfin, pour la **protection des sols contre l'érosion**, les conclusions positives concernant les prairies vont dans le même sens (Tableau 5, d'après CHISCI et ZANCHI, 1981).

Ainsi, toute réduction ou augmentation des surfaces prairiales dans les bassins d'alimentation aura des conséquences directes sur les ressources concernées.

TABLEAU 5 – Flux de ruissellement et pertes en terre sur des sols limono-argileux à Vicarello, en fonction des systèmes de culture et des travaux du sol (CHISCI et ZANCHI, 1981).

	Pluies non drainées (mm)	Pertes en sol total (t/ha)	Ruissellement (mm)	Pertes en sol par ruissellement (t/ha)
Labour	25,8	4,05	17,9	3,72
Techniques culturales simplifiées	41,1	1,61	26,9	1,52
Prairies	21,1	0,18	15,9	0,15

SOUCHERE *et al.* (2003) montrent qu'une très petite surface de prairie, 1% de la SAU, implantée judicieusement au sein d'un bassin versant, peut réduire considérablement (de l'ordre de 45%) les pertes en terre issues de ce bassin. GASCUEL *et al.* (2007) ont également passé en revue les effets de la **localisation des prairies et bandes enherbées** pour diluer et/ou intercepter des pollutions diffuses, en fonction des modes de gestions pratiqués, grâce aux mécanismes présentés précédemment.

2.2. La dimension temporelle

L'insertion de systèmes de culture prairiaux dans des territoires à enjeux environnementaux se trouve confrontée à **deux temporalités indépendantes** :

- **celle des résultats environnementaux attendus**, qui dépend des enjeux environnementaux considérés et des caractéristiques physiques des territoires. Nous devons insérer ces temporalités pour construire le cahier des charges temporel des changements à mettre en œuvre ;

- **celle des systèmes « familles - exploitations »** : les travaux de recherche menés à Rambervillers dès 1972 par l'équipe INRA-ENSSAA ont montré l'importance des temporalités liées au cycle de vie de l'exploitation agricole.

Nous avons évoqué dans la première partie le cas des « Zones Soumises à Contraintes Environnementales » telles que la baie de La Lieue-de-Grève (Côtes d'Armor). Si l'orientation vers des systèmes très herbagers est bien actée comme objectif général, la mise en œuvre dans un réseau de fermes pilotes et dans l'ensemble des exploitations du bassin versant est réfléchi à des rythmes différents, dépendant entre autre des possibilités d'évolution vers des systèmes plus herbagers, de la volonté des éleveurs et des incitations les aidant à évoluer. Les conséquences mesurables (teneurs en nitrate des eaux) puis visibles (réduction des marées vertes) dépendront du délai de réponse « hydrologique » du milieu aux changements de pression azotée. La mise en œuvre de cette démarche transdisciplinaire (plusieurs disciplines mobilisées, plusieurs types d'acteurs) présente une dimension cognitive importante, développée ci-dessous.

2.3. La dimension cognitive

L'assolement prairial est considéré comme un produit du fonctionnement des activités agricoles et comme un facteur de leurs transformations. Sa représentation est aussi un moyen de communication et de négociation entre acteurs. C'est la clé de la réussite d'observatoires dont l'enjeu est de créer des informations ayant du sens pour des acteurs très divers ayant à œuvrer ensemble. Nous proposons cinq étapes dans l'itinéraire méthodologique de conception d'observatoires permettant la création et un partage d'informations entre tous les acteurs concernés dans une dynamique de développement durable.

– Etape 1 : Identifier les niveaux d'organisation et les acteurs concernés par les dynamiques prairiales

Le choix des niveaux d'organisation à considérer est déterminant (MUXART *et al.*, 1992). Ils constituent le référentiel que l'on se donne pour la modélisation, c'est-à-dire à la fois le cadre du système étudié, mais aussi l'unité d'observation.

Certaines **entités spatiales** sont facilement identifiées, ce sont les unités élémentaires d'observation et l'ensemble de la zone d'étude et, dans notre cas, le bassin d'alimentation considéré. Elles constituent bien souvent les données de départ. **Mais quels sont les niveaux intermédiaires qui ont du sens par rapport aux questions posées ?** Pour expliquer la façon dont les agriculteurs peuvent gérer le territoire par leurs activités, il est nécessaire de considérer les exploitations agricoles dans leur fonctionnement technique (OSTY, 1994, 1996 ; OSTY *et al.*, 1998). En effet, pour mener à bien l'analyse, il faut se placer au niveau où on peut agir et avoir une certaine connaissance des logiques de fonctionnement.

– Etape 2 : Formaliser des indicateurs spatiaux des dynamiques prairiales

Les **assolements** constituent des indicateurs spatiaux de fonctionnement que nous avons retenus. Ainsi, il s'agit de construire, à partir de la connaissance que l'on a des fonctionnements et des mécanismes, des indicateurs spatiaux qui soient repérables avec les outils d'observation, par exemple, la télédétection (GIRARD *et al.*, 1990).

En Lorraine, l'évaluation des surfaces de cultures, prairies permanentes et forêts s'est faite **en combinant quatre méthodes** (GAURY, 1992) qui sont : (i) l'interview directe de tous les agriculteurs intervenant sur le périmètre du bassin versant pour connaître la structure de leurs exploitations, (ii) la photo-interprétation pour extrapoler, à partir d'occupations du sol connues, les règles de reconnaissance des couverts par la couleur, la texture et les ombrages de la photographie, (iii) les observations de terrain par notation visuelle, début juin, des couverts végétaux de la campagne agricole et enfin (iv) le traitement d'images satellitaires (GIRARD et BENOIT, 1990). La numérisation de ces données dans un Système d'Information Géographique permet de représenter les états et les évolutions de l'utilisation du territoire (BENOIT *et al.*, 1997). Des méthodes similaires sont mises en œuvre dans le programme Acassya précédemment évoqué. Les progrès de la télédétection vont permettre de caractériser de façon plus fine et plus complète les successions culturales, incluant des éléments tels que types de prairies et modes de gestions associés, et ouvrant des perspectives de meilleure compréhension des déterminants des systèmes actuels et des voies d'évolution possibles.

– Etape 3 : Interpréter ces connaissances aux différents niveaux d'organisation

La dernière phase consiste à **reconstruire un diagnostic global**, à partir des différentes pièces du puzzle constitué. Car il faut non seulement donner du sens aux résultats obtenus à chacun des niveaux, mais également les mettre en perspective dans leurs différentes dimensions et dans leurs différents niveaux.

En Lorraine, nous avons établi une relation directe entre la parcelle et le bassin d'alimentation, pour l'évaluation du risque de pollution. Le diagnostic s'appuie donc sur les évaluations faites. Le niveau des exploitations agricoles n'intervient que dans la mesure où l'on veut rechercher les

exploitations impliquées dans ce risque, ce que l'on fait par le calcul du taux de concernement² (BENOIT et PAPY, 1997). Pour la protection des ressources en eaux, les modalités techniques et organisationnelles des changements de systèmes de culture font intervenir de nouveaux niveaux d'organisation, tels que les groupes d'agriculteurs voisins ou les CUMA d'organisation du travail ainsi que le montrent certaines opérations Ferti-Mieux (DOCKES et KÜNG-BENOIT, 1994).

2.4. La dimension multicritères de l'insertion des systèmes de culture prairiaux dans les territoires à enjeux environnementaux élevés

Les idées introduites par le Millenium Assesment pointent deux aspects critiques pour l'objet abordé dans ce papier :

- **l'évaluation doit être au cœur des démarches collectives** de tension vers un développement plus durable ;
- cette évaluation devra être **multicritères**.

En effet, si des tentatives de réduire les pertes en N ou P dans les ressources en eau impliquent des dégradations d'autres critères du développement durable, ces tentatives devront être remises en question. Pour être plus précis, réduire les pertes en azote vers les eaux en déplaçant les pollutions, par exemple *via* des modes de gestion augmentant la volatilisation (émission d'azote ammoniacal) dans l'atmosphère, ne constituent pas une solution à proposer dans ce cadre. Les performances environnementales des prairies dépassent largement le cadre des ressources en eau, et il faudra **veiller à ce que les solutions qui améliorent ce compartiment de l'environnement ne dégradent pas les autres paramètres environnementaux** (émissions de gaz à effet de serre, évolution de la qualité des sols à long terme, biodiversité...). La modélisation intégrée (exploitation - territoire) devient incontournable pour aborder ces problématiques complexes, de moins en moins accessibles par des mesures directes.

D'autre part, ce que nous pointons ici en tant qu'agronomes revient à identifier la reconnaissance d'un service écosystémique des prairies : concourir à protéger préventivement les ressources en eau. Ce service a une valeur qu'il faudrait que les politiques publiques prennent en compte, et que les acteurs des ressources en eau intègrent. Ainsi, entre les allocations des aides publiques PAC et les non - constructions de stations de traitement des eaux brutes pour les rendre utilisables dans les réseaux d'eau potable, les soutiens aux conduites de prairies « vertueuses » devront à terme pouvoir prendre place.

Conclusions

Les faits de recherche s'accumulent et devraient maintenant être mis en ordre dans une approche multicritères, afin de constituer un cadre de conception et d'évaluation de systèmes de production impliquant davantage de prairies.

Ainsi, dans les dialogues à construire entre chercheurs et décideurs publics, des questions urgentes sont à aborder :

- Quelle serait la place des prairies (y compris les prairies humides et les pelouses sèches) dans les Trames vertes et bleues ?
- Quels sont les outils disponibles pour optimiser surfaces en prairies et leur répartition dans l'espace (modèles flux, outils de diagnostics, suivis des prairies, observatoires de pratiques...) ?
- Enfin, quels outils restent à élaborer : meilleure connaissance de leur insertion territoriale, connaissance sur les « *forces motrices* » de l'implantation de nouvelles prairies...

2 : Part de la surface des exploitations qui contribue au bassin d'alimentation considéré.

Remerciements : Nous remercions les financeurs des projets ANR-08-STRA-01, PSDR Laitop et Agrotransfert Territ'eau (http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/).

Références bibliographiques

- AQUAE 2004. Action structurante INRA-CEMAGREF 'AQUAE'. Dorioz J.M. ; Ombredanne D. Effets de la gestion des bassins versants sur les transferts particuliers et dissous et de la qualité biologique des eaux de surface en zone d'élevage. Rapport de synthèse, 45p.
- ARROUAYS D., BALESSENT J., GERMON J.-C., JAYET P.-A., SOUSSANA J.-F., STENGEL P. (2002). "Increasing carbon stocks in French agricultural soils ?" INRA et MED, Paris.
- BALESSENT J., BALABANE M. (1996). Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 1261-1263.
- BARROIN G., DORIOZ J.-M., MEROT P., DURAND P. 1997 - Entraînement de l'azote dans les eaux de surface et conséquences sur les écosystèmes aquatiques. Colloque INRA 50ème, Reims, 12 p.
- BENOIT M., POPY F. 1997. Pratiques agricoles et qualité de l'eau sur un territoire alimentant un captage. In : L'eau dans l'agro-écosystème, Riou C., Bonhomme R., Chassin P., Neveu A., Popy F. (eds), INRA Editions, 323-338
- BENOIT M., DEFFONTAINES J.P., LARDON S. 2006. Acteurs et territoires locaux. Vers une géoagronomie de l'aménagement des territoires. QUAE éditions. 237 pages.
- BERANGER *et al.* (2006) Prairies - Herbivores – Territoires : quels enjeux ? Académie d'Agriculture, 30 nov 2006.
- CASTILLON P., DORIOZ J.M., HANOCQ D. 2007 - Impacts des TCSL sur le transfert de phosphore vers le réseau hydrologique. Extrait de l'étude : Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour (TCSL) en France. Contrat ADEME04 75c0014- nov 2005. 19 p.
- CHANTIGNY M.-H. (2003). Dissolved and water extractible organic matter in soils : a review on the influence of land use and managements practice. *Geoderma*, 113, 357-380
- CHISI G., ZANCHI C. 1981. The influence of different tillage systems and different crops on soil losses on hilly silty-clayed soil. Morgan R.P.C. (ed) *Soil conservation : problems and perspectives*, Chichester : Wiley, 211-217.
- COOPER T., HART K., BALDOCK D. (2009). The provision of public goods through agriculture in the European Union, Report prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract n° 30-CE-0233091/00-28. Institut for European Environmental Policy : Londres. 396 p.
- Corpen (1999). Flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager.
- DOCKES A.C., KÜNG-BENOIT A. (1994) : "Diagnostiquer les risques de pollution des eaux dans les exploitations d'élevage : la méthode Dixel", 140, 489-504.
- DORIOZ J.-M. 2007 - Effets des dispositifs enherbés sur les transferts diffus et phosphoré dans les bassins versants agricoles. Analyse critique des données bibliographiques et conséquences opérationnelles. *Etud. Gest. Sol.*, 14, 4, p. 249-266.
- DORIOZ J.M., TREVISAN D. 2008. Le transfert diffus du phosphore dans les bassins versants agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. *Ingénieries*. N° spécial p. 27-47.
- DORIOZ J.M., ROBERT M., CHENU C. 1993. The role of roots, fungi, bacteria on clay particle organization. An experimental approach. *Geoderma*, 56, 179-194.
- DORIOZ J.M., WANG D., POULENARD J., TREVISAN D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117: 4-21.
- DORIOZ J.-M. *et al.* 2008. Pratiques pastorales et qualité microbiologique des eaux : rôle des facteurs édaphiques et hydrométéorologiques dans la survie et le transfert à l'échelle bassin versant, de populations de bactéries fécales bovines. Résumé opérationnel, Pgm GESSOL, MEDDAT, 28 p.
- DORIOZ J.M., AUROUSSEAU P., BOURRIE G. (eds) (2009). Le phosphore dans l'environnement : bilan des connaissances sur les impacts, les transferts et la gestion environnementale. *Océanis* n°33-1/2 (2007), 331 p.
- GASCUEL-ODOUX C., PH. MEROT, J.M. DORIOZ, F. MASSA, C. GRIMALDI, J. POULENARD *et al.* (2007) Rôle des prairies dans les pollutions diffuses : Effet de leur localisation et de leurs bordures. *Fourrages* 192, 409-422
- GASCUEL-ODOUX C., MASSA F., DURAND P., MEROT P., BAUDRY J., THENAIL C., TROCCAZ O. (2009) - A framework and tools for agricultural landscape assessment facing to the preservation of the water quality. *Environmental Management*, 43 (5), 931-945
- GAURY F. 1992. Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines. Dynamique passée et actuelle en région de polyculture-élevage sur le périmètre d'un gîte hydrominéral. Thèse de Doctorat de l'ENSA de Rennes, soutenue le 22 juin 1992, 229 pages + annexes.

- GERDEAUX D. (2007) Phosphore et eutrophisation des eaux douces. Mécanismes et conséquences dans des grands lacs. *Oceanis*, vol 33-1/2, 75-86
- GIOVANNI R., J.-P. DULPHY (2009) Présentation de références CORPEN simplifiées pour l'évaluation des rejets et des pressions d'azote et de phosphore des troupeaux bovins. *Fourrages*, 195, 357-372
- GIRARD C.-M., BENOIT M. 1990. Méthode de cartographie des prairies permanentes : application à la Lorraine sur les données SPOT. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 310 (Série III), 461-464.
- GIRARD C.-M., BENOIT M., DE VAUBERNIER E., CURRAN P.J. 1990. SPOT HRV data to discriminate grassland quality. *International Journal of Remote Sensing*, 11 (12), 2253-2267.
- INCHAUSTI P., CARSLAKE D., ATTIE C., BRETAGNOLLE V. (2009). Is there direct and delayed density dependent variation in population structure in a temperate European cyclic vole population? *Oikos* 118: 1201-1211.
- JORDAN-MEILLE L. (1998). Modes de transferts de phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin versant rural lémanique. Thèse n°1775 présentée au département de Génie rural de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (CH), 289 p.
- JORDAN-MEILLE L., TREVISAN D., DORIOZ J.M. 2007 : Variabilité des mécanismes de transfert du phosphore à l'échelle bassin-versant : le cas d'un bassin agricole de la région lémanique et sa portée générale. *Océanis*, 33, 1-2, p. 183-205.
- KESSEL C. VAN, CLOUGH T., GROENIGEN J. W. VAN (2009). Dissolved organic nitrogen: an overlooked pathway of nitrogen loss from agricultural systems? *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 393-401.
- LEMAIRE G. (1999). Les flux de tissus foliaires au sein des peuplements prairiaux. *Eléments pour une conduite raisonnée du pâturage*. *Fourrages* 159, 203-222.
- LUCAS *et al.* 2005 Expertise collective INRA-Cemagref "Réduire l'usage des pesticides et réduire leurs impacts".
- MABON F. (2008). Diagnostic agraire sur les bassins versants de la Lieue de Grève (Côtes d'Armor). Mémoire ingénieur AgroParisTech, octobre 2008, 125 p.
- MASSA F., GASCUEL-ODOUX C., MEROT P., BAUDRY J., BEDUNEAU G., BLONDEL R., DURAND P., TICO S., TROCCAZ O. (2008). Territ'eau : une méthode et des outils pour améliorer la gestion des paysages agricoles en vue de préserver la qualité de l'eau. In spécial issue: « Azote, phosphore et pesticides », *Ingénieries*, 115-132. Territ'eau
- MOREAU P., RAIMBAULT T., DURAND P., BRIANT B., MARECHAL N., LEBREF B., VERTES F., DELABY L., RUIZ L., GASCUEL C. (2009) Modélisation agro-hydrologique du bassin versant du Yar. Rapport mars 2009
- MUXART T., BLANDIN P., FRIEDBERG C. 1992. Hétérogénéité du temps et de l'espace : niveaux d'organisation et échelles spatio-temporelles. In : *Sciences de la nature, sciences de la société*. M. Jollivet (ed.), Paris, France, CNRS, p 403-425.
- OEHLE F., DURAND P., BORDENAVE P., SAADI Z., SALMON-MONVIOLA J. (2009). Modelling denitrification at the catchment scale. *Science of the Total Environment*, 407 (5), 1726-1737
- OSTY P.L. 1994. The farm enterprise and its environment. Proposals for structuring an appraisal of strategy. In : Brossier J., de Bonneval L. & Landais E. (eds) *Systems studies in agriculture and rural development*, INRA (Science Update), pp 259-268.
- OSTY P.L. 1996. Methods and scales of intervention : what methodological renewal for System research ? In : *Systems-Oriented Research in Agriculture and Rural Development* (Inter. Sympos., Montpellier, 21-25 novembre 1994, Lectures and Debates, CIRAD, Montpellier, pp 169-172.
- OSTY P.L., LARDON S., DE SAINTE-MARIE C. 1998. Comment analyser les transformations de l'activité productive des agriculteurs : propositions à partir des systèmes techniques de production. *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et Développement*. 42 pages.
- PAUSTIAN K., ANDREN O., CLARHOLM M., HANSSON A.C., JOHANSSON G., LAGERLOF J., LINDBERG T., PETERSON R., SOHLENIUS B. (1990). Carbon and nitrogen budgets of four agro-ecosystems with annual and perennial crops, with and without N fertilization. *Journal of Applied Ecology* 27, 60-84.
- PEYRAUD J.L., DELABY L. (2009). Quels systèmes fourragers et quels types de vaches maitière demain. *Fourrages*, 197, 47-70
- REES R. M., BINGHAM I. J., BADDELEY J.A., WATSON C.A. (2005). The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128, 130-154.
- ROUQUETTE J.L., PFLIMLIN A. (1995) : "Les grandes régions d'élevage : proposition de zonage pour la France", Symp. Int. sur la nutrition des herbivores, INRA, Clermont-Ferrand
- SEQ Eau <http://sierm.eaurmc.fr/eaux-superficielles/fichiers-telechargeables/grilles-seq-eau-v2.pdf>
- SIMON J.C., VERTES F., DECAU M.L., LE CORRE L. 1997. Les flux d'azote au pâturage. I. Bilans à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies. *Fourrages*, 151, 249-262
- SIX J., FELLER C., DENEK K., OGLE S.M., MORAES S.A., ALBRECHT A. (2002). Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie* 22, 755-775.
- SOUCHERE V., CERDAN O., LUDWIG B., LE BISSONNAIS Y., COUTURIER A., PAPY F. 2003. Modelling ephemeral gully erosion in small cultivated catchments. *Catena*, 50, (2-4), 489-505.

- SOUSSANA, J. F., LUSCHER A. (2007). Temperate grasslands and global atmospheric change: a review. *Grass and Forage Science*, 62 (2), 127-134
- TREVISAN D., VANSTEELANT J.Y., PERRON L., DORIOZ J.M., ROYBIN D. (1995) - Activités agricoles et qualité des eaux de surface dans le bassin lémanique français. C.R. final contrat Agence RMC/GIS Alpes du Nord, 90 p..
- TREVISAN D., DORIOZ J.M., MOILLE J.P., BOSSE J.P. (2001). Bandes herbeuses et lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole. Critères d'efficacité et conditions d'implantation. CIPEL, Campagne 2000, 231-259.
- TREVISAN D., QUETIN P., PRIGENT-COMBARET C., POULENARD J., MEROT P. AND DORIOZ J.M. (2008). Mapping of critical source areas for diffuse fecal bacterial pollution in extensively grazed watersheds by inverse analysis. *Environ. Modelling & Software* (submitted).
- VERTÈS F., HATCH D., VELTHOF G., TAUBE F., LAURENT F., LOISEAU P. AND RECOUS S. (2007a). Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. *Grassland Science in Europe*, 12, 227-246.
- VERTÈS F., SIMON JC., LAURENT F., BESNARD A. (2007b). Prairies et qualité de l'eau Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192, 423-440.
- VIGNEAU-LOUSTAU L., C. HUYGHE (2008) *Stratégies Fourragères*. Editions France Agricole, Paris, 336 p.
- WANG D., DORIOZ J.M., TREVISAN D., BRAUN D.C., WINDHAUSEN L.J. AND VANSTEELANT J.Y. (2004). Using a landscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution and assist with water quality management in the basins of Lake Champlain (Vermont) and Lac Léman (France). In *Lake Champlain: Partnership and research in the New Millenium*, T. Manley *et al.*, Ed, Kluwer Academic/plenum Publishers, 159-189
- WHITEHEAD D.C., BRISTOW A.W., LOCKYER D.R. (1990). Organic matter and nitrogen in the unharvested fractions of grass swards in relation to the potential for nitrate leaching after ploughing. *Plant and Soil* 123, 39-49