

Intérêts et limites des différents couverts fourragers et pratiques associées vis-à-vis de l'environnement. Analyse bibliographique

F. Thiébaud¹, P. Cozic¹, F. Véron¹, C. Brau-Nogué², A. Bornard¹

Parmi les mesures agri-environnementales, la PMSEE vise à maintenir les systèmes d'élevage extensifs censés préserver, par leurs pratiques, le potentiel écologique des surfaces en herbe. Le bien-fondé de la mesure repose sur la pertinence environnementale du maintien de ce type de couverts, qu'il est possible d'évaluer à partir de nombreux travaux déjà publiés.

RESUME

Les principaux couverts fourragers ont été comparés du point de vue de la biodiversité végétale et avifaunistique, de la qualité de l'eau et de la sensibilité à l'érosion. L'étude confirme une hiérarchie de l'intérêt environnemental des différents couverts (maïs, cultures fourragères annuelles, prairies temporaires et artificielles, prairies permanentes, milieux herbacés soumis à des contraintes écologiques fortes), qui se traduit globalement par une croissance de la biodiversité et une diminution des risques de pollution et d'érosion. Cependant, au-delà de ce classement, les pratiques agricoles ont une influence nette ; il est recommandé de les intégrer dans l'appréciation de l'impact environnemental des différents couverts fourragers.

MOTS CLES

Avifaune, biodiversité, culture fourragère, élevage extensif, environnement, érosion hydrique, gestion des prairies, lessivage, maïs, mesure agri-environnementale, parcours, prairie humide, prairie temporaire, prairie permanente.

KEY-WORDS

Biodiversity, bird fauna, environment, extensive breeding, farm environmental measures, forage crop, leaching, ley, maize, pasture management, permanent pasture, rangelands, water erosion, wet grassland.

AUTEURS

1 : Cemagref, Unité de recherche Agricultures et milieux montagnards, Domaine Universitaire, BP 76, F-38402 Saint-Martin d'Hères Cedex ; philippe.cozic@cemagref.fr

2 : Consultante agro-écologue, Gripp, F-65710 Campan ; cbn.gripp@infonie.fr

Les mesures agri-environnementales (R. CE 2078/92) font partie des actions de soutien des pratiques agricoles répondant à des exigences environnementales. La Prime au Maintien des Systèmes d'Élevage Extensifs (PMSEE, dite "prime à l'herbe"), mise en place en France en 1993, est la plus importante en termes de budget et de surfaces contractualisées. Les travaux réalisés pour l'évaluation des effets de la PMSEE sur l'environnement abordent notamment la question traitée ici de la pertinence environnementale du maintien des couverts prairiaux par le "confortement des exploitations agricoles qui sauvegardent le potentiel écologique des zones herbagères".

L'instauration de la PMSEE se situe dans un contexte de régression des surfaces en herbe, particulièrement des couverts permanents, et d'accroissement sensible des cultures fourragères annuelles, largement dominées par le maïs fourrage (Véron *et al.*, 2002, cet ouvrage). Depuis la réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) de 1992, le maïs fait l'objet d'un soutien financier direct au titre des cultures arables. Il est également soutenu indirectement dans la mesure où la PAC octroie le versement de primes spécifiques pour les bovins en fonction du chargement à l'hectare de Surface Fourragère Principale, surface qui inclut les céréales ou les protéagineux consommés par les animaux.

La question de la pertinence environnementale du soutien par la PMSEE des couverts prairiaux est abordée par l'analyse de leur intérêt et de leurs limites vis-à-vis de l'environnement, comparés aux cultures fourragères annuelles dont le maïs. Le travail, essentiellement bibliographique, a porté sur plusieurs thèmes (biodiversité végétale et avifaunistique, qualité de l'eau et risque érosif) qui ouvrent un champ plus vaste que celui de "potentiel écologique". Si le jugement environnemental porté sur les couverts intègre les pratiques qui y sont associées, les facteurs du milieu qui interviennent aussi sur les risques de pollution de l'eau, la diversité biologique ou le risque érosif ne rentrent pas dans le cadre de cette investigation.

Le texte est divisé en quatre grandes parties qui abordent successivement les principaux couverts : maïs et cultures fourragères, prairies permanentes, prairies temporaires et enfin milieux herbacés à fortes contraintes écologiques.

Le maïs et les autres cultures fourragères annuelles : des couverts difficiles à conduire dans le respect de l'environnement

Les cultures fourragères annuelles sont généralement associées à des modes d'exploitation intensifs (fertilisation minérale > 100 kg N/ha/an et désherbage quasi systématique). Dans les régions d'élevage, les meilleures terres leur sont habituellement réservées ce qui se traduit souvent par une situation de monoculture locale.

Le maïs fourrage représentant la quasi-totalité des cultures fourragères annuelles (98% en 1997 selon le SCEES), l'analyse des intérêts et inconvénients de cette catégorie par rapport à l'environnement est fortement axée sur cette culture.

1. Les pratiques généralement associées à la culture du maïs dégradent la qualité de l'eau

Comparé aux systèmes à base d'herbe, le système fourrager à base de maïs ensilage présente en théorie deux avantages vis-à-vis du risque de pollution de l'eau par l'azote (Le Gall *et al.*, 1997) :

- il permet d'ajuster dans l'espace et dans le temps les apports de déjections organiques avec les besoins des plantes (comme pour le système à base d'herbe fauchée et contrairement à celui à base d'herbe pâturée) ;
- la teneur en azote du maïs étant plus faible que celle de l'herbe, les restitutions organiques des animaux s'en trouvent théoriquement moins riches.

Mais en pratique, ces systèmes fourragers se caractérisent par une complémentation azotée libérale et excédentaire des animaux, enrichissant la teneur en azote des déjections. De plus, la culture du maïs est généralement conduite de façon intensive, avec notamment une concentration des effluents d'élevage. Enfin, contrairement aux prairies, les cultures annuelles ne prélèvent de l'azote que sur une période restreinte et leur sol se trouve le plus souvent en situation de minéralisation nette (déstockage de l'azote organique du sol). Les mesures réalisées en cases lysimétriques sur des pratiques réelles montrent que les pertes d'azote par lixiviation sont généralement plus élevées sous maïs que sous prairies (Le Gall *et al.*, 1997).

Enfin, les produits phytosanitaires sont très largement utilisés sur le maïs et les cultures annuelles et beaucoup moins fréquemment sur les prairies cultivées, qui de plus ont la capacité de retenir les produits (Le Gall *et al.*, 1997).

Les inconvénients liés au maïs peuvent être réduits par l'optimisation de sa conduite, qui passe par le raisonnement de la fertilisation, la mise en œuvre de la technique du désherbage mixte (binage de l'inter-rangs et traitement sur le rang) et l'implantation de cultures intermédiaires (ray-grass d'Italie, colza, moutarde blanche, radis fourrager, phacélie...). Implantée suffisamment tôt après la récolte et si elle ne reçoit pas de fumure, la culture intermédiaire permet d'une part de piéger une partie de l'azote (entre 30 et 100 kg N/ha/an) et donc de diminuer le risque de lessivage (Simon et Le Corre, 1988 ; Guiraud *et al.*, 1990 ; Chapot, 1990) et, d'autre part, grâce à la présence d'un couvert végétal, de limiter les phénomènes de ruissellement et d'érosion. Cependant, les effets à long terme d'enfouissements répétés de cultures intermédiaires sur la teneur en azote du sol sont encore mal connus (Turpin *et al.*, 1997).

2. Maïs et cultures annuelles participent à l'érosion des sols

Les états de surface peu sensibles à l'érosion présentent à la fois une faible aptitude au ruissellement mais aussi une résistance au cisaillement et au choc des gouttes de pluie. Les cultures annuelles ne répondent pas de façon optimale à ces critères : si le sol est ameubli, il est sensible à l'incision du fait des forces de cisaillement et, inversement, si le sol n'est pas travaillé, il résiste mieux à l'incision mais peut générer un ruissellement important (Papy, 1992).

Avec la culture du maïs fourrage, une grande partie des pluies tombées au cours d'une année (pluies hivernales) intervient sur des sols nus, très tassés après les chantiers de récolte (Manichon, 1988) ayant donc un état de surface très favorable au ruissellement (Papy et Boiffin, 1988 ; Vansteelant *et al.*, 1997). Les ruissellements induits peuvent générer de l'érosion et transférer des polluants vers les eaux superficielles. Comparativement, le couvert végétal dense et permanent de la prairie limite fortement les risques de ruissellement de substances polluantes (Papy et Boiffin, 1988 ; Vansteelant *et al.*, 1997) et d'érosion (cf. infra).

3. L'intérêt biologique et la biodiversité du maïs et des cultures annuelles sont faibles

Dans l'ensemble, les cultures fourragères annuelles sont des milieux biologiquement pauvres et fortement perturbés.

La faible diversité floristique s'explique aisément par la pratique de semis monospécifiques d'espèces cultivées et par une destruction systématique des couverts en place au moment du semis qui constitue une perturbation écologique majeure s'opposant au développement d'une flore pérenne.

Les cultures annuelles présentent deux caractéristiques attractives pour certains oiseaux : la présence de sol nu une partie de l'année, recherchée par les espèces nichant au sol, alliée à la nature et à l'abondance des ressources alimentaires (graines et microfaune associée). Toutefois, l'abondance et la diversité de l'avifaune sont de manière générale plus faibles dans les cultures annuelles que dans les prairies.

Parmi les différentes menaces pesant sur l'avifaune européenne inféodée aux milieux agricoles, la plus fréquente est la conversion des prairies en terres labourables qui peut entraîner une perturbation grave de l'écosystème (Tucker, 1997). Selon les systèmes de production, les cultures annuelles représentent des habitats, des structures de paysages et donc des potentialités d'accueil de la faune et de la flore très variables. Ainsi, si les cultures fourragères conduites de façon peu intensive, imbriquées dans un parcellaire complexe et varié et soumises à rotation, peuvent présenter un certain intérêt biologique, ce n'est plus le cas d'une zone de monoculture grande consommatrice d'intrants. Or, le développement à l'échelle de l'Europe de techniques agricoles visant à améliorer la productivité (fumure, drainage, irrigation, épandages d'herbicides, assolements simplifiés, amélioration des semences) a conduit au nivellement des conditions écologiques des milieux de culture, préjudiciable à la flore comme à l'avifaune (Lambelet et Delabays, 1999), avec :

- une banalisation de la flore des milieux de culture (Eggers, 1984 ; Lambelet et Delabays, 1999) ;
- une disparition ou une forte régression de nombreuses espèces messicoles (Lambelet et Delabays, 1999) suite à un accroissement de la capacité compétitive des plantes cultivées (Petit *et al.*, 1998) ;

– le déclin d'espèces avifaunistiques inféodées aux agro-écosystèmes dominés par les cultures de céréales. C'est le cas de la perdrix grise sous l'effet des traitements phytosanitaires et dans une moindre mesure en raison de la simplification à l'extrême des agro-écosystèmes (Potts, 1997).

Aujourd'hui, les cultures intensives hébergent un faible nombre d'espèces d'oiseaux mais parfois de grand intérêt patrimonial (*Directive Oiseaux*) : busards cendré et Saint-Martin, vanneau huppé, oedicnème criard, outarde canepetière, qui peuvent faire croire à première vue à un fort intérêt de ces milieux. Il convient de considérer ceux-ci comme des habitats de substitution ayant des points communs avec le milieu d'origine de ces espèces (steppes, pseudo-steppes et grands parcours extensifs de plaine à végétation clairsemée ou localement absente) mais supportant un taux d'échec de la reproduction très élevé et donc ne permettant pas de maintenir à terme l'espèce (Broyer, 1988). Les cultures intensives représentent en quelque sorte un sursis pour ces espèces mais ne peuvent en aucun cas apparaître comme un enjeu prioritaire de conservation.

Les prairies permanentes : des milieux plutôt intéressants du point de vue de l'environnement

Les prairies permanentes occupent de manière générale la sole la moins intensifiée des exploitations d'élevage. Il s'agit de couverts prairiaux spontanés (après défrichement ou abandon des cultures) ou de prairies semées depuis plus de 10 ans. Les prairies permanentes du parcellaire sont à l'origine des prairies mésotrophes ou oligotrophes, toutefois les niveaux d'intensification sont très variables selon les régions et les systèmes d'exploitation (de 0 à plus de 200 kg N/ha/an et de 1 à 7 cycles d'exploitation par la fauche ou le pâturage).

Si la principale évolution consiste en un retournement des prairies permanentes pour l'implantation de cultures (Babillot, 1996), on constate aussi l'abandon des parcelles les plus humides ou les plus difficilement mécanisables.

1. Un couvert de prairies permanentes bien conduit contribue à limiter les risques pour la qualité de l'eau

Plusieurs études locales montrent que les secteurs dominés par des prairies sont souvent associés à de faibles quantités de nitrates dans les eaux comparativement aux secteurs de cultures annuelles (Demarets *et al.*, 1995 ; Mary *et al.*, 1996). Néanmoins, même si la prairie reste globalement avantageuse comparativement à la culture du maïs fourrage vis-à-vis des risques de lessivage, de ruissellement et de pollution par les phytosanitaires, ce résultat d'ensemble est à nuancer. En effet, les pertes d'azote nitrique enregistrées sous prairies sont loin d'être toujours négligeables et peuvent, dans certains cas (bassin versant laitier intensif du Finistère), être aussi importantes que sous maïs (Bordenave et Launay, 1996). L'intérêt des prairies par rapport à la qualité de l'eau est en fait très variable selon leur mode d'exploitation et leur degré d'intensification.

* Mode d'exploitation : fauche et pâture

A même niveau de fertilisation, les risques de pollution de l'eau sont plus importants sous une prairie pâturée que sous une prairie fauchée. L'animal rejette 70 à 75% de l'azote ingéré sous forme de déjections, azote facilement lessivable pour ce qui concerne les pissats et de surcroît mal valorisé par la prairie en raison de l'hétérogénéité spatiale des restitutions au pâturage (Decau et Simon, 1990). Avec la fauche, l'intégralité de l'azote prélevé par les plantes est exportée, et les restitutions organiques peuvent être contrôlées et gérées.

En conséquence, les niveaux de fumure azotée devenant critiques vis-à-vis de la pollution de l'eau sont plus élevés pour une prairie uniquement fauchée comparativement à une prairie pâturée : un même lessivage de 40 kg N/ha/an se produit pour des niveaux de fertilisation de l'ordre de 400 kg N/ha en prairie fauchée et avec environ 150-200 kg N/ha en prairie pâturée (Simon *et al.*, 1996). L'introduction d'une fauche dans le calendrier de pâturage est donc recommandée pour limiter les risques de lessivage (Decau et Salette, 1994).

* Niveau d'intensification

Les niveaux d'entrées d'azote dans le système d'élevage par la fertilisation et les concentrés sont des variables prépondérantes de l'excédent d'azote à l'échelle de l'exploitation (Le Gall et Tranvoiz, 1998 ; Pichot, 1995), lui-

même relié au risque de pollution des eaux par lessivage (Farruggia *et al.*, 1997). La fertilisation augmente les risques dans la mesure où les apports peuvent être supérieurs aux besoins des plantes, mais de plus, comme pour le niveau de complémentation azotée (Gueydon, 1992), elle accroît aussi les restitutions quotidiennes d'azote urinaire du troupeau (Peyraud *et al.*, 1995). La fertilisation augmente également le nombre de jours de pâturage possible¹, donc la consommation de la plante et les restitutions par les déjections (Vertes *et al.*, 1997 ; Delaby *et al.*, 1997).

Bien qu'à chargement égal, les niveaux d'excédents d'azote à l'échelle de l'exploitation puissent présenter une forte variabilité (selon le raisonnement des pratiques de fertilisation et la variabilité des potentialités fourragères liées au pédoclimat ; Pichot, 1995 ; GIS Apex, 1995), le niveau de chargement constitue malgré tout un bon critère synthétique explicatif du risque de pollution (Simon *et al.*, 1996).

Finalement, sous des prairies pâturées conduites de façon intensive (plus de 200 kg N/ha/an et/ou 600 journées de pâturage/ha/an), les pertes d'azote nitrique peuvent être du même ordre que les pertes sous "cultures optimisées" de maïs avec raisonnement de la fertilisation et cultures intermédiaires (Le Gall *et al.*, 1997 ; Laurent *et al.*, 1999). En revanche, à un niveau de chargement inférieur, la prairie reprend l'avantage (Le Gall *et al.*, 1997). Avec de faibles niveaux de fertilisation et de chargement, les pertes sont d'autant plus limitées que les prairies permanentes pauvres présentent une forte aptitude à accumuler l'azote sous forme organique (Loiseau *et al.*, 1990).

* Date des apports

Les engrais minéraux, les effluents d'élevage et les restitutions organiques sont moins bien mobilisés par le couvert s'ils sont apportés en automne / hiver (ITEB, 1991).

2. Les prairies permanentes sont peu sensibles à l'érosion

Le sol de prairie, grâce à son couvert végétal dense et permanent, présente des caractéristiques favorables : forte capacité d'infiltration de l'eau, protection du sol contre l'impact cinétique des pluies, forte résistance du sol à l'arrachement grâce à l'ancrage racinaire de la végétation, richesse en matière organique du sol et donc bonne stabilité structurale (Papy, 1992).

A l'échelle des bassins versants, le maintien de la prairie est particulièrement important dans les sites stratégiques comme les secteurs pentus et les fonds de vallons. Par le piégeage des sédiments potentiellement érodés en amont, la prairie limite également les transferts de matériaux vers l'aval (Papy, 1992).

3. La diversité biologique des prairies permanentes dépend étroitement des pratiques de gestion

Les prairies permanentes constituent des formations très intéressantes du point de vue de la biodiversité en abritant de nombreuses espèces animales ou végétales. Aux aspects quantitatifs s'ajoutent des arguments qualitatifs de premier plan puisque de nombreuses espèces ne se développent que dans des milieux ouverts.

La grande richesse floristique des prairies permanentes naturelles (pouvant dépasser 60 espèces végétales recensées par parcelle) se répercute positivement sur l'entomofaune, avec notamment la présence de nombreux orthoptères. La diversité et l'abondance des fleurs, graines, insectes et micromammifères entraînent la présence d'un cortège important d'espèces d'oiseaux.

Les formations bocagères, riches en prairies permanentes, sont particulièrement intéressantes sur le plan biologique (Saint-Girons H., non daté ; Saint-Girons M.C., non daté ; Constant et Eybert, non daté), avec notamment des densités élevées et une diversité importante de rapaces, révélatrices de leur richesse ornithologique. Dans les prés vergers (prés pâturés ou fauchés complantés d'arbres fruitiers de haute tige), la présence d'arbres suffisamment âgés pour offrir des cavités de reproduction, ainsi que le pâturage ou la fauche qui permettent la présence et la prédation d'insectes et de rongeurs, induisent un milieu très favorable à

¹ Le nombre de jours de pâturage possible n'augmente pas dans tous les cas : au delà d'un certain seuil de fertilisation, on observe un enrichissement de la plante en azote sans accroissement de rendement).

certaines espèces en déclin (chauve-souris, chouette chevêche...). Le maintien de ces milieux, en régression depuis plusieurs décennies, est très important en termes de biodiversité et de paysage (Pointereau et Bazile, 1995).

La richesse et la diversité floristiques des prairies permanentes dépendent des conditions édaphiques et des pratiques de gestion. Des conditions de milieu extrêmes (sol très acide ou très superficiel, sécheresse, etc.) favorisent l'apparition d'espèces rares ("spécialistes") mais le nombre d'espèces est alors peu élevé (20 à 30). En conditions naturelles moyennes, une exploitation traditionnelle extensive avec fertilisation faible ou nulle (Muller, 1996) et fauche tardive après l'épiaison des graminées (Jeangros *et al.*, 1991) conduit à une richesse floristique élevée (40 à 70 espèces).

A l'inverse, l'intensification des pratiques fourragères (fertilisation, fauche précoce, chargement élevé) produit un effet de convergence des séries évolutives vers un même type "standard" qui se traduit par un appauvrissement et une banalisation de la flore locale (diminution de la diversité et de la richesse spécifique) et une altération de la diversité des milieux. Partant de types initiaux distincts, sous l'effet des pratiques intensives, les prairies perdent ainsi progressivement des espèces floristiques oligotrophes à aire limitée et s'enrichissent d'espèces eutrophes à aire plus vaste : d'un système à l'autre et d'une région à l'autre, les prairies tendent alors à se ressembler du point de vue floristique (Muller, 1996 ; De Foucault, 1988 ; Plantureux *et al.*, 1987 ; Plantureux, 1996).

Pour l'avifaune, la précocité des dates d'intervention sur les parcelles est un facteur de risque majeur pour les espèces nichant au sol, cause principale du déclin du râle des genêts (Orians et Lack, 1992). L'ensilage d'herbe, souvent associé à une fauche précoce et répétée (trois à quatre coupes de mai à septembre), représente donc un grand danger pour les nichées, avec une mortalité importante des œufs ou des poussins (râle des genêts, courlis cendré...). La fertilisation des prairies agit de façon essentiellement indirecte sur l'avifaune, d'une part dans la mesure où les hauts niveaux de fertilisation vont souvent de pair avec l'ensilage (Pousset, 1984) et d'autre part parce qu'en augmentant la productivité des prairies, la fertilisation entraîne souvent un accroissement des niveaux de chargement, ce qui constitue un risque de destruction des nichées par piétinement (Tucker, 1997).

L'abandon des pratiques d'exploitation des prairies permanentes conduit à une régression du niveau de diversité floristique et avifaunistique avec parfois la disparition de taxons très rares comme par exemple *Botrychium lunaria* dans les vallées des Vosges du nord (Muller *et al.*, 1992). Cette régression s'opère rapidement pour la flore et à plus long terme pour l'avifaune, les premiers stades d'évolution après abandon pouvant même s'avérer temporairement profitables à la diversité ornithologique (Tucker, 1997).

Les prairies temporaires et artificielles : des atouts et des risques intermédiaires entre ceux des cultures annuelles et ceux des prairies permanentes

Cette catégorie recouvre une assez grande diversité de situations en termes de types de couverts (graminées ou légumineuses pures, associations graminée(s)-légumineuse(s), mélanges divers), de modes d'exploitation (fauche ou pâture), de durées d'implantation (18 mois à une dizaine d'années) ou de niveaux d'intensification. Cependant, on peut considérer que le niveau d'intensification des prairies temporaires est globalement intermédiaire entre celui des fourrages annuels et celui des prairies permanentes. Les apports de fertilisants organiques ou minéraux, l'ensilage ou la fauche précoce, le désherbage au semis sont des pratiques fréquemment observées sur ce type de couverts. Les niveaux de fertilisation des prairies temporaires sont en moyenne plus importants que ceux pratiqués sur les Surfaces Toujours en Herbe (STH) et plus les prairies temporaires représentent un fort pourcentage dans le système, plus la dose moyenne d'azote est élevée (Pousset, 1984).

1. La qualité de l'eau est influencée par la durée d'implantation et le type de couvert

Contrairement aux prairies permanentes qui se caractérisent généralement par une capacité à organiser l'azote sous forme organique, on observe plutôt pour les prairies temporaires de courte durée (1-3 ans) comme pour les sols cultivés, un *statu quo* ou un déstockage de l'azote du sol (diminution du taux de matière organique)

avec donc un risque de fuite de l'azote dans l'eau de drainage (Simon *et al.*, 1997). A partir d'un certain âge, la prairie temporaire semble développer sa capacité à accumuler l'azote sous forme organique mais il est difficile de fixer le délai à partir duquel son comportement s'apparenterait à celui d'une prairie permanente. Ce dernier est en effet fortement déterminé par la conduite du couvert (Loiseau, comm. pers.).

L'inconvénient majeur de la prairie temporaire comparativement à la prairie permanente est lié au retournement qui provoque, à l'automne suivant, une libération massive de l'azote stocké allant de 200 à 300 unités par hectare (Decau et Salette, 1993 ; Loiseau *et al.*, 1992 ; Le Gall *et al.*, 1997) et qui peut durer plusieurs années (Triboi et Loiseau, 1996). Ne pouvant être prélevé par le peuplement qui est supprimé, l'azote ainsi minéralisé n'est pas non plus toujours entièrement utilisable par la culture suivante d'où des risques très importants de lixiviation (Decau et Salette, 1992).

Les facteurs mode d'exploitation, niveau d'intensification et dates des apports qui interviennent sur les risques de pollution des prairies permanentes sont également valables pour les prairies temporaires pour lesquelles intervient aussi la composition floristique.

La durée d'implantation de la prairie temporaire est donc, à double titre, un facteur important du niveau de risque de pollution qui augmente à l'échelle pluriannuelle avec le rapprochement des retournements. Les prairies temporaires de courte durée correspondent donc à des situations défavorables vis-à-vis de la qualité de l'eau, d'autant plus qu'elles sont souvent associées à des modes de gestion intensifs. Une forte présence de maïs ensilage dans le système fourrager pousse aussi au retournement fréquent des prairies temporaires (Le Gall, comm. pers.). L'allongement souhaitable de la durée des prairies temporaires passe par le choix des espèces semées (passage du ray-grass d'Italie au ray-grass anglais et à l'association graminées - légumineuses de longue durée), la conduite des couverts (fertilisation raisonnable mais suffisante), le choix des successions, etc. (Loiseau, comm. pers.).

Malgré les effets du retournement, l'inclusion d'une prairie temporaire fauchée dans une rotation "prairies - céréales" limite fortement les pertes d'azote par lixiviation comparativement à une succession de cultures annuelles en continu, et ceci d'autant plus que les apports d'engrais sur les cultures sont importants (Loiseau *et al.*, 1992). Le jugement porté sur la prairie temporaire, outre la prise en compte du mode d'exploitation et du degré d'intensification, doit donc être nuancé selon la durée de son implantation d'une part et en fonction du couvert auquel on la compare d'autre part : si la prairie temporaire pose plus de problème vis-à-vis de la qualité de l'eau que la prairie permanente, elle peut limiter les pertes par lixiviation par rapport à une rotation de cultures annuelles en continu.

Les couverts d'associations graminées - légumineuses présentent de nombreux atouts vis-à-vis du risque de pollution de l'eau. Leur intérêt n'est pas direct dans la mesure où le niveau des pertes d'azote semble peu relié à son origine (engrais ou fixation ; Cuttle et Scholefield, 1995) mais réside dans le fait que l'utilisation de ces prairies favorise la mise en place de systèmes moins intensifs. En effet, les rendements des associations étant généralement inférieurs de 10 à 20% à ceux obtenus avec des prairies de graminées pures, le chargement s'en trouve réduit de 15% environ (Pflimlin et Annezzo, 1986). Le caractère moins intensif des systèmes ayant recours à ces prairies se traduit aussi par un excédent apparent d'azote en moyenne plus faible (Simon, 1993), soit *a priori* un risque moindre de pollution. De plus, la prairie d'association peut durer 6-8 ans voire jusqu'à 10 ans, ce qui limite les effets négatifs du retournement à l'échelle pluriannuelle.

On observe de manière générale peu d'azote minéral présent dans le sol après une prairie artificielle conduite sans apport azoté (Vertes et Decau, 1992), essentiellement en raison de leur mode d'exploitation principalement en fauche (Pousset, 1984). Ainsi, l'intérêt de la luzerne a été mis en évidence dans de nombreuses études (Beaudoin *et al.*, 1992 ; Mary *et al.*, 1996). Mais les risques de pertes d'azote sous prairies artificielles peuvent être très élevés si les surfaces sont fertilisées, même modérément, par les engrais ou les restitutions au pâturage.

2. Les risques d'érosion sur prairies temporaires et artificielles sont liés à la phase de retournement

La prairie, permanente ou non, présente moins de risques érosifs que les cultures annuelles. Dans une certaine mesure, les prairies temporaires de courte durée sont moins efficaces que les prairies permanentes ou temporaires de longue durée puisque le retournement induit la disparition de la couverture végétale et une diminution de la stabilité structurale du sol.

3. L'intérêt biologique des prairies temporaires et artificielles est contraint par les pratiques de gestion

Bien que la faune et la flore des prairies temporaires et artificielles soient peu étudiées, le degré de diversité biologique de ces prairies semble se situer entre celui des cultures annuelles et celui des prairies permanentes, en liaison avec des niveaux d'intensification et de perturbation intermédiaires. Si l'on approche de manière indirecte les niveaux de diversité floristique courants des prairies de moyenne et longue durée à travers les conseils techniques destinés aux éleveurs, les prairies dites "améliorées" correspondent à des couverts pour lesquels on ne peut dénombrer plus de 7 à 8 espèces végétales. La conduite des prairies temporaires est souvent raisonnée de manière à conserver le plus longtemps possible une forte dominance de la ou des espèces semées (pratiques de fertilisation, dates d'exploitation précoces, désherbage sélectif des adventices).

La nature du couvert végétal correspond aux exigences écologiques de nombreuses espèces d'oiseaux mais les pratiques fourragères généralement associées aux prairies temporaires ou artificielles sont préjudiciables à leur installation ou à leur survie. L'impact de ces couverts, de par l'évolution de leur exploitation, se rapproche de celui des cultures intensives : mécanisation (au tallage, au hersage, à l'épandage) et niveau de fertilisation croissants, coupes de plus en plus précoces et répétées avec développement de l'ensilage. Ainsi, le déclin à l'échelle européenne du courlis cendré, de la barge à queue noire et du chevalier gambette peut ainsi être attribué à l'intensification des prairies et, plus précisément, au drainage, au réensemencement et à la fertilisation (Tucker, 1997).

Le niveau de diversité biologique d'une prairie temporaire ou artificielle, de faible à moyen, est fonction de l'état de la parcelle au moment du semis (sursemis ou ressemis), de la conduite de la culture (les prairies perdent une partie de leur intérêt écologique avec l'intensification : fertilisation élevée et précocité de l'exploitation) et de la durée séparant deux retournements. Les prairies de longue durée sont logiquement plus riches en espèces que les prairies récentes ou de courte durée. L'environnement est également déterminant (richesse et proximité des plantes semencières), des zones d'abri, des corridors de circulation des espèces).

L'influence des pratiques sur l'intérêt avifaunistique des prairies temporaires et artificielles peut être illustrée par le cas de la luzerne. Ainsi, cultivée traditionnellement (semis sous couvert de céréale, traitements phytosanitaires faibles permettant le développement des plantes adventices, mollusques et insectes, 2 coupes par an environ), la luzerne est un habitat très favorable à l'avifaune et à la faune en général et joue notamment un rôle majeur dans la répartition des outardes canepetières en plaine. En revanche, la culture de la luzerne en vue de sa déshydratation (Pousset, 1984), caractérisée par des coupes fréquentes (4-5 par an) et précoces dans la saison, a des incidences néfastes, notamment sur des espèces comme la perdrix grise (Barbier, 1978).

Les milieux herbacés à fortes contraintes écologiques : un intérêt environnemental certain et des pratiques plutôt favorables

Parmi les milieux à fortes contraintes écologiques, nous avons privilégié les plus représentatifs c'est-à-dire les parcours méditerranéens, les pelouses et landes d'altitude (étages montagnard, subalpin et alpin), les pelouses sèches calcicoles et les milieux humides. Il s'agit de milieux utilisés toujours de façon extensive.

1. Les milieux herbacés à gestion très extensive sont les plus favorables à la qualité de l'eau

Pour ces milieux, les données concernant la qualité de l'eau sont rares, ce qui exprime en fait le peu de problèmes rencontrés de ce point de vue, à mettre notamment en relation avec le caractère peu intensif des pratiques agricoles. Cela n'exclut pas d'éventuels problèmes ponctuels, notamment de qualité bactériologique, liés à l'accumulation de matière organique.

En montagne, la pente favorise le ruissellement et accroît les risques de pollution par le phosphore en liaison avec les épandages organiques.

Notons aussi le rôle tampon important joué par les prairies humides situées en fond de vallées, par rétention et/ou épuration des polluants contenus dans les eaux de ruissellement susceptibles de rejoindre les eaux superficielles et souterraines.

2. Le risque érosif doit être intégré en secteur pentu

En raison de la présence d'une couverture végétale permanente, les milieux à fortes contraintes écologiques, au même titre que les prairies du parcellaire, sont peu concernés par les phénomènes érosifs. Les zones d'altitude font toutefois exception puisqu'elles présentent plusieurs caractéristiques (versants en forte pente, sols peu résistants parfois mal protégés par le couvert végétal, précipitations de forte intensité) qui les prédisposent à l'érosion (Auzet *et al.*, 1992).

Sur les milieux les plus fragiles (versants exposés au sud, zones de crêtes et de hauts de versants) et dans certaines conditions de pratiques pastorales, le pâturage peut être à l'origine de manifestations érosives localisées, néanmoins les problèmes sont aujourd'hui le plus souvent ponctuels (Arnaud et Decaix, 1993). Pour la majorité des phénomènes érosifs constatés, les conditions topographiques et pédoclimatiques sont, semble-t-il, le plus souvent à mettre en cause.

Pour maîtriser les problèmes d'érosion liés au pâturage en montagne, des études complètes prenant en compte la productivité des alpages, leur utilisation et les contraintes du milieu vis-à-vis de l'érosion doivent permettre de définir la gestion pastorale optimale à mettre en œuvre. La détermination de la charge animale la plus adaptée n'est qu'un volet de cette gestion qui doit aussi préciser les parcours, la durée de l'inalpage, les dates d'entrée et de sortie, la mise en place éventuelle de défens, l'implantation des parcs de contention ou des parcs mobiles, l'amélioration des conditions de gardiennage (Arnaud et Decaix, 1993).

3. Les pratiques de gestion extensive contribuent à préserver l'intérêt et la diversité biologiques de milieux potentiellement menacés par l'intensification comme par l'abandon

* Les milieux humides : un intérêt patrimonial particulièrement dépendant de l'intensification

Le terme recouvre l'ensemble des prairies permanentes marquées, au moins temporairement, par l'inondation ou l'affleurement de l'eau : *mégaphorbiaies*, *prairies humides eutrophes*, *prairies humides oligotrophes*, *prairies humides méditerranéennes*. En France, les formations prairiales de milieux humides se situent dans les zones d'estuaire, zones littorales, fluviales et au sein des grandes zones humides continentales : Brenne, Sologne, Forez, Dombes, Bresse. Les causes de régression de ces formations sont le drainage, le retournement des prairies pour la culture de céréales, notamment du maïs, et le développement de la populiculture.

Les formations prairiales de milieux humides présentent en général, une relative pauvreté spécifique (souvent moins de 30 à 40 espèces végétales) mais abritent des espèces d'un grand intérêt patrimonial, résultat d'une combinaison entre les contraintes édaphiques et les pratiques agricoles (Orth et Girard, 1996). Sur le plan de l'avifaune, les milieux humides sont parmi les plus riches en France et aussi parmi les plus menacés (Babillot, 1996 ; Rocamora, 1994). Ils abritent des espèces à forte valeur patrimoniale comme le courlis cendré ou le râle des genêts, mondialement menacé (Simon, 1996).

Outre l'importance des espaces à forts enjeux écologiques que constituent les zones de nidification, les prairies permanentes mésophiles présentes en périphérie de ces secteurs participent fortement au maintien de la richesse avifaunistique, notamment des espèces migratrices et hivernantes. En effet, ces prairies périphériques jouent un rôle de zones tampon à fonctions multiples : constitution d'espaces complémentaires à la reproduction (gagnage, repos, alimentation), maintien d'une cohésion paysagère sur une étendue importante qui peut avoir un rôle dans l'attractivité des haltes migratoires, connexion entre habitats à fort enjeu (corridors) qui évite le morcellement des populations, ou encore fonction transitoire de milieu de substitution.

– La végétation prairiale

Dans les prairies de fauche et les pâtures du Val-de-Meuse, le nombre d'espèces diminue significativement avec la fertilisation (au-delà de 100 kg/ha/an d'azote minéral) et l'avancement des dates d'exploitation. Dans cette région, l'intensification des pratiques d'exploitation des prairies alluviales (ensilage, pâturage tournant) associée à l'introduction du maïs ensilage, se sont traduites en quelques décennies par la disparition ou la régression de groupements prairiaux extrêmes (prairies à *Bromus erectus* et formations à *Filipendula ulmaria*) et de la plupart des espèces oligotrophes (Grevilliot et Muller, 1996).

Si l'abandon des pratiques d'exploitation extensives (abandon du pâturage en marais poitevin) peut conduire à une simplification et à une banalisation de la flore avec disparition d'espèces mésohygrophiles caractéristiques (Tournade et Bouzille, 1995), la modification des niveaux de richesse ou de diversité floristique n'est pas systématique. Ainsi, dans les prairies et friches rivulaires du Jet (Finistère sud), l'évolution sur 20 ans de la flore dans un contexte de déprise agropastorale montre que, bien qu'un certain nombre d'espèces (30) ait disparu, à peu près autant de nouvelles espèces (22) sont apparues (Regimbeau et Clement, 1996).

– L'avifaune

Pour l'avifaune, outre l'adaptation du calendrier d'exploitation au contexte ornithologique, la richesse du milieu dépend dans les grandes prairies alluviales de la structure paysagère simple, de la complexité et de la "naturalité" du régime hydraulique et du niveau de fertilisation des prairies (Broyer, 1988). L'intérêt écologique des prairies périphériques aux zones de reproduction dépend de la présence d'éléments du paysage (fossés, haies, arbres isolés, notamment têtards, buissons, bosquets).

La présence du bétail à faible niveau de chargement non seulement ne représente qu'un impact mineur en termes de dérangement ou d'écrasement des nids, mais est aussi très favorable à certaines espèces (couvert ras qui convient à la reproduction du vanneau huppé (Broyer et Roche, 1991), diversification des ressources alimentaires et de l'habitat liée à la présence de bouses et de touffes de refus).

Comme pour la flore, l'abandon des pratiques en milieu humide ne conduit pas nécessairement à un appauvrissement avifaunistique : l'abandon de l'exploitation de certaines prairies très humides peut en effet aboutir à l'implantation en quelques années de roselières assez stables, milieux en régression en France. Or, la colonisation par les phragmites et les ligneux peut fournir localement une diversification et un enrichissement du patrimoine naturel à mettre en balance avec la richesse préexistante sur prairie fauchée (cariçaie par exemple). Dans la plaine maritime picarde, la remise en exploitation dans le cadre d'une opération locale de telles parcelles est concomitante à la régression de la population de butor étoilé (DRAF Picardie, 1997), espèce très menacée. De manière générale, redonner aux espaces périphériques des marais une vocation agricole doit être abordé avec prudence et en hiérarchisant les enjeux de conservation.

* Les pelouses sèches calcicoles et les parcours méditerranéens : le pâturage extensif garant de la biodiversité

Les pelouses sèches, formations à dominante herbacée, pauvres en arbres, sont présentes dans des régions sèches ou sur un sous-sol perméable et/ou au niveau de fortes pentes d'exposition plutôt méridionale. La plupart des pelouses sèches sur calcaire des régions non méditerranéennes sont aujourd'hui cantonnées à des secteurs pentus ou dont les conditions de sol excluent toute autre exploitation qu'un pâturage ovin extensif (les grandes pseudo-steppes plates pâturées comme celle de la Champagne ayant quasiment disparu). Malgré leurs superficies modestes, elles constituent à l'échelon local un îlot de biodiversité remarquable abritant des espèces d'affinités méridionales et, à l'échelon national, un réseau de zones refuges pour des espèces souvent en limite d'aire de répartition (ex : pipit rousseline). Leur maintien représente à ce titre un enjeu important de conservation (Simon, 1996).

Les formations calcicoles constituent les types prairiaux les plus riches du point de vue floristique (graminées, espèces bulbeuses, annuelles et rampantes) avec de 40 à plus de 70 espèces végétales recensées par parcelle (Dutoit et Allard, 1996 ; Barbaro, 1996).

Du fait de leur richesse floristique induisant une richesse en graines et en insectes d'une part, et en raison de l'ouverture du paysage qu'elles apportent d'autre part, les pelouses sèches constituent un habitat très favorable à l'avifaune. Leur mise en culture (110 000 ha en Champagne crayeuse en 30 ans) entraîne la régression des espèces caractéristiques des milieux ouverts semi-steppiques telles *l'outarde canepetière* et *l'oedicnème criard*.

L'originalité et la richesse spécifique de ces pelouses résident d'une part dans la présence d'espèces méditerranéennes en limite de répartition, contribuant à augmenter la diversité locale, et d'autre part dans la cohabitation d'espèces de milieux différents. Ainsi, les pelouses sèches de la Côte-d'Or sont colonisées à la fois par des espèces de milieu très ouvert (alouette des champs), par des espèces de stades forestiers jeunes (accenteur mouchet, pouillot fitis, fauvette grisette) et enfin par les espèces typiques de ces milieux (bruant zizi et alouette lulu ; Desbrosses, 1995). Dans le Vercors, on note la présence parfois très localisée d'espèces méditerranéennes en limite de répartition (pipit rousseline, fauvettes orphée et passerinette, pie-grièche grise

méridionale...), d'espèces liées aux milieux rocheux (traquet motteux, merle de roche, bruant fou..) et d'espèces médio-européennes ou méridionales en forte régression en plaine (hibou petit-duc, perdrix rouge, engoulevent, bruant ortolan... ; Barbaro, 1996).

Les parcours méditerranéens sont principalement représentés par les garrigues et les maquis. Située sur les milieux calcaires du pourtour méditerranéen du bord de mer jusqu'à 500 m d'altitude, la garrigue à chêne kermès constitue de grandes unités de végétation avec des taches plus ou moins denses de chêne kermès séparées de plages d'herbe en mosaïque. Les garrigues ouvertes et claires abritent de nombreux rapaces : aigle de Bonelli, hibou grand duc, vautour percnoptère, la mosaïque de milieux assurant des proies nombreuses et variées (Garde, 1996).

Les maquis désignent les formations arbustives méditerranéennes développées sur substrats siliceux ou dolomitiques (130 000 ha en Provence, essentiellement dans les massifs des Maures et de l'Estérel). Très sensibles au feu (passage tous les 10 à 25 ans), ils n'ont pas le temps d'évoluer vers de vraies formations forestières et forment une mosaïque bien diversifiée (Garde, 1996).

Actuellement, les milieux méditerranéens subissent un lent processus de diminution des activités sylvopastorales traditionnelles, favorisant le développement de la friche et le sous-entretien d'espaces importants (Ferrini et Dimanche, 1995).

A l'échelle du paysage, la flore spécialisée des pelouses sèches calcicoles est vulnérable au morcellement des unités agro-écologiques. À l'échelle des communautés, les pratiques agropastorales (Barbaro, 1996) et le régime de perturbation (pâturage, feu... ; Alard et Poudevigne, 1997) apparaissent comme des facteurs clés de la composition et de la richesse floristique. Si le stade optimum en termes de nombre d'espèces et de présence d'espèces rares correspond aux premières années qui suivent la cessation du pâturage, l'abandon des pratiques devient ensuite préjudiciable, l'envahissement des pelouses par des graminées sociales et des espèces de lisière entraînant un appauvrissement floristique (disparition des espèces héliophiles ; Maubert et Dutoit, 1995). A condition de limiter les apports de fertilisants, le pâturage ovin permet la restauration de la diversité dans les pelouses calcicoles abandonnées (Dutoit *et alard*, 1996). En Haute-Normandie, les pelouses sèches utilisées de manière extensive sont les plus diversifiées, les périodes sans pâturage favorisant la floraison et donc le maintien de nombreuses espèces végétales (Dutoit *et alard*, 1996).

Comme pour la flore, l'abandon progressif de l'utilisation pastorale des pelouses calcicoles et parcours non mécanisables a pour conséquence à moyen terme un appauvrissement de l'avifaune (richesse et abondance) du fait de la banalisation et de la fermeture du milieu par enrichissement. Les espèces caractéristiques sont les premières à disparaître soit, pour les pelouses calcicoles, le bruant zizi et l'alouette lulu auxquels sont associés le bruant jaune, l'accenteur mouchet et la fauvette grisette (Desbrosses, 1995). On sait par ailleurs que l'indice de rareté des espèces diminue également avec l'augmentation de l'enrichissement (Prodon, 1988).

La plupart des rapaces chassent en milieu ouvert ou semi-ouvert et peuvent être affectés à des degrés divers par la fermeture du milieu, l'embroussaillage entraînant une moindre accessibilité des proies (Yeatman-Berthelot et Jarry, 1994). Ainsi, en zone méditerranéenne, la disparition de l'élevage ovin et caprin extensif est une des causes de la diminution des effectifs de rapaces (Cheylan et Thibault, 1981).

Dans les maquis, la diversité de la faune (oiseaux et insectes) et de la flore est dépendante de l'hétérogénéité de la structure de la végétation induite par le pâturage et les aménagements pastoraux (CERPAM, 1993). Comparés aux milieux dominés par une strate arbustive dense, les milieux permettant l'expression des strates arborées et de zones plus ouvertes conduisent à un enrichissement de l'avifaune (CERPAM, 1994). De plus, les espèces rares rencontrées dans les maquis sont spécifiques des milieux ouverts avec moins d'un tiers de ligneux (CERPAM, 1996).

*** Prairies, pelouses et landes d'altitude : la complémentarité des usages agricoles permet l'entretien d'une mosaïque de milieux et d'espèces**

Les espaces montagnards situés au-dessus de la limite forestière sont occupés par une végétation complexe de pelouses, prairies, landes et zones humides d'alpage. Ces espaces se caractérisent par une forte influence des facteurs du milieu et une dynamique d'évolution relativement lente. Les couverts des étages montagnard et du subalpin sont fortement marqués par les pratiques pastorales (pâturage, écobuage, éventuellement fertilisation) et seules les pelouses de l'étage alpin (au-delà de 2 000 - 2 200 m) peuvent être considérées comme des formations primaires stables. Les prairies, pelouses et landes d'altitude représentent des milieux d'un grand

intérêt biologique, tant sur le plan de la richesse spécifique que de la valeur patrimoniale (nombreuses espèces "spécialisées", degré d'endémisme élevé).

A l'échelle paysagère, la multiplicité des facteurs du milieu (type de sol, altitude, exposition, pente) se traduit sur le terrain par une mosaïque de groupements qui contribue à renforcer la diversité, la richesse et l'originalité de la flore régionale et se répercute au niveau des insectes et des oiseaux. Ainsi, dans l'ensemble des Alpes du nord (externes et internes), il a été recensé 520 espèces végétales sur les alpages laitiers (Bornard et Cozic, 1998) avec une richesse floristique variant de 10 à 55 espèces par station (Bornard *et al.*, 1996). À l'exception des landes acidophiles (à rhododendron, callune ou myrtille) et de certaines pelouses soumises à de fortes contraintes édaphiques où la flore est spécialisée et peu diversifiée, les relations de dominance au sein des groupements sont très peu marquées dans les pâturages d'altitude, d'où l'expression d'une flore riche et diversifiée, particulièrement dans les pelouses calcicoles (Bornard *et al.*, 1996).

A l'étage collinéen et montagnard, on peut trouver les mêmes niveaux de richesse floristique qu'aux étages subalpins et alpins, qui varient de 13 à 60 espèces par station pour les prairies de fauche (Guillot-Fleury, 1995 ; Fleury, 1996).

L'intérêt avifaunistique des espaces d'altitude se raisonne souvent à l'échelle d'un versant, certaines espèces caractéristiques (aigle royal, crève à bec rouge, galliformes de montagne...) ayant des exigences écologiques qui impliquent la présence de milieux pastoraux d'altitude et également de milieux de moindre altitude (Tucker, 1997 ; Pain *et al.*, 1997 ; Bernard-Laurent, 1994a). Ainsi, l'abandon des cultures et la régression des prairies de fauche dans les parties basses pénalise de nombreuses espèces d'oiseaux de montagne qui ont besoin de milieux diversifiés pour pouvoir boucler leur cycle biologique. Ces habitats complémentaires à l'échelle d'un massif sont entretenus par une certaine forme d'exploitation agricole qui utilise l'ensemble de l'espace sur un cycle annuel (cultures, prairies de fauche, pâturages de l'étage montagnard et subalpin) et qui tend à disparaître.

La composition floristique des pâturages d'altitude (hors étage alpin) est fortement reliée au niveau d'intensification des pratiques fourragères qui reste généralement faible à modéré, les seuils de fertilisation risqués pour la diversité floristique des prairies étant rarement atteints en alpage et sur les zones intermédiaires.

Comme sur les pelouses sèches et les parcours méditerranéens, l'exploitation des surfaces demeure dans ces milieux un facteur de maintien de la diversité biologique. Ainsi, sur les surfaces inadaptées à des améliorations fourragères (pâturages éloignés, escarpés, ombragés ou maigres), exploitées de manière extensive et abritant une flore très riche, une trop faible pression de pâturage dégrade rapidement la flore (Nösberger, 1992). En effet, malgré des vitesses d'évolution relativement lentes, les formations herbacées d'altitude peuvent évoluer de façon difficilement réversible vers des formations forestières ou des landes à moindre intérêt biologique en cas d'abandon des pratiques pastorales.

La tendance actuelle à délaisser les pâturages intermédiaires pour privilégier l'utilisation des pâturages d'altitude conduit à la disparition d'espaces ouverts à moyenne altitude. Ceci est préjudiciable à des espèces d'oiseaux qui recherchent, comme la perdrix bartavelle, des stades de végétation intermédiaires et transitoires dans la succession vers la forêt (Bernard-Laurent, 1994b). L'exploitation pastorale reste le meilleur moyen de maintenir l'ouverture des milieux en limite des étages montagnards et alpins, sous réserve d'un chargement, d'un calendrier de pâturage et d'aménagements pastoraux adaptés, facteurs qui ont un impact direct, positif ou négatif, sur les espèces avifaunistiques (Bernard-Laurent *et al.*, 1994). La mise au point d'un nouveau système d'exploitation pastorale intégrant certains milieux de moyenne montagne pourra seule profiter aux espèces caractéristiques des alpages.

Synthèse et conclusion

Au vu de l'importance des pratiques fourragères, la hiérarchisation des différents types de surfaces fourragères, dont la synthèse est présentée dans le tableau 1, repose sur les pratiques généralement associées. Par exemple, bien que la culture du maïs fourrage puisse dans des conditions optimisées conduire à des niveaux de pollution acceptables, en pratique, elle génère des pollutions importantes. L'intérêt de la prairie, comparativement aux cultures fourragères annuelles, est confirmé, modulé par la gestion des couverts et les contraintes écologiques, d'où les sous-types retenus.

Tableau 1 : Hiérarchisation des différents couverts fourragers et des pratiques associées vis-à-vis de la qualité de l'eau, de la biodiversité et de l'érosion.

Table 1 : Hierarchy of the various forage covers and associated agricultural practices with regard to the quality of water, the biodiversity, and erosion.

	Intérêt biologique		Risque pour la qualité de l'eau	Risque pour l'érosion
	Nombre d'espèces	Valeur patrimoniale		
1. Couverts fourragers / pratiques défavorables				
- Maïs fourrage / Concentration des effluents d'élevage, pas de gestion de l'interculture, produits phytosanitaires	Faible	Faible	Fort	Fort
2. Couverts fourragers / pratiques assez défavorables				
<i>* Risque relatif à la durée</i>				
- Maïs en "conduite optimisée" / Produits phytosanitaires, pas de gestion de l'interculture	Faible	Faible	Modéré	Fort
- Prairies temporaires de courte durée / Gestion intensive, retournements fréquents	Faible	Faible	Fort	Modéré
<i>* Risque relatif à la gestion</i>				
- Prairies pâturées intensives / Chargement élevé, niveaux d'intrants élevés, fortement pâturées (5-7 fois / an), avec ou sans fauche	Faible à Moyen	Faible à Moyenne	Fort	Très faible à modéré (selon durée)
- Prairies ensilées ou fauchées intensives / Niveaux d'intrants élevés, coupe précoce	Faible à Moyen	Faible à Moyenne	Modéré	Très faible à modéré (selon durée)
3. Couverts fourragers / pratiques assez favorables				
- Prairies temporaires de longue durée peu intensives (au-delà de 5 ans) / retournements espacés, niveaux de chargement modérés, fertilisation nulle à modérée	Moyen	Faible	Risque modéré	Risque faible
4. Couverts / pratiques favorables				
- Prairies permanentes pâturées peu intensives / Niveaux de chargement modérés, fertilisation faible ou nulle	Élevé à très élevé	Élevée	Faible	Très faible
- Prairies permanentes fauchées peu intensives / Fertilisation modérée, fauche tardive (après épiaison)	Élevé à très élevé	Élevée	Très faible	Très faible
5. Couverts / pratiques très favorables				
- Milieus à fortes contraintes écologiques (prairies humides, parcours et pelouses sèches, pelouses et landes d'altitude) / Niveaux de chargement faibles, fertilisation très faible à nulle	Variable : faible à très élevé	Très élevée	Très faible	Très faible

Si la mise en culture constitue une disparition radicale des milieux herbacés, l'abandon de l'utilisation agropastorale est généralement tout aussi préjudiciable à moyen terme pour la diversité biologique (à nuancer pour les milieux humides). A l'inverse, avec une pression animale élevée, la diversité biologique et la qualité de l'eau sont perturbées. Quels que soient les types de couverts, l'impact négatif sur l'environnement des pratiques fourragères intensives est largement confirmé. De ce point de vue, corroboré par d'autres approches (Cozic et Thiébaud, 1999), les seuils retenus dans le cahier des charges de la PMSEE (70 unités d'azote, chargement limité à 1,4 UGB/ha) semblent pertinents.

Le contexte français de disparition rapide et généralisée des composantes les plus extensives du milieu prairial explique que les enjeux de conservation de biotope se posent souvent en termes de préservation de la mosaïque des milieux et de maintien de certains types d'occupation du sol (éviter la disparition de la prairie,

maintenir les milieux ouverts) plutôt qu'en termes de modalités de gestion de ces milieux. Les gestionnaires doivent en quelque sorte "sauvegarder l'essentiel du biotope", c'est-à-dire les grandes caractéristiques hydrologiques, le taux d'ouverture d'un milieu ou tout simplement son caractère de prairie permanente. C'est notamment ce qui apparaît au travers de l'évaluation des opérations locales agri-environnementales des Marais de l'ouest (Steyaert et Vannier, 1998). Cette logique de maintien de pratiques dites favorables, car gérant des milieux riches, entre dans le champ de la PMSEE.

Néanmoins, la grande variabilité de l'intérêt environnemental des différents types de couverts prairiaux, mise en évidence par l'analyse bibliographique, s'oppose quelque peu au montant unique de l'aide PMSEE à l'hectare de prairie. Une différenciation nette apparaît notamment entre prairies temporaires ou artificielles et prairies permanentes. Au sein de ces dernières, les milieux herbacés à fortes contraintes écologiques sont plus particulièrement intéressants d'un point de vue biologique.

Par ailleurs, l'importance de la prise en compte des pratiques fourragères pour déterminer l'intérêt environnemental des couverts (biodiversité et qualité de l'eau) contraste avec la simplicité du cahier des charges de la PMSEE restreignant uniquement les niveaux de chargement et de fertilisation minérale azotée, d'où la nécessité d'une complémentarité avec des mesures non seulement prenant en compte de façon plus complète les pratiques préjudiciables à l'environnement (dates d'exploitation, dates des apports d'engrais, niveaux de consommation de concentrés) mais assurant aussi une adéquation avec le contexte et les enjeux environnementaux locaux. Les cahiers des charges des nouveaux contrats territoriaux d'exploitation entrent dans cette porte.

Accepté pour publication, le 16 janvier 2002.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alard D., Poudevigne I. (1997) : "Les facteurs de contrôle de la biodiversité dans un paysage rural : une approche agro-écologique", *Écologie*, 28(4), 337-350.

Arnaud M.T., Decaix G. (1993) : *Les problèmes posés au gestionnaire à propos de la relation pâturage - érosion. Deux exemples en PACA : les Alpes du Sud et le massif des Maures (Var)*, CERPAM - ONF, 10 p.

Auzet A.V., Guerrini M.C., Muxart T. (1992) : "L'agriculture et l'érosion des sols : importance en France de l'érosion liée aux pratiques agricoles", *Économie rurale*, 208-209, 105-110.

Babillot P. (1996) : "Régression des milieux naturels : 25% des prairies ont disparu depuis 1970", *Les données de l'environnement*, IFEN, 25, 4 p.

Barbaro L. (1996) : "*Pastoralisme et gestion écologique des pelouses et landes calcicoles sèches du Parc naturel régional du Vercors : étude bibliographique*", Grenoble, Cemagref/PNRV, 23 p.

Barbier L. (1978) : "Incidence des coupes de luzerne à déshydrater sur la faune locale", *Bulletin mensuel de l'ONC*, 18-21.

Beaudoin N., Denys D., Muller J.C., Monbrun M.D., Ledain C. (1992) : "Influence d'une culture de luzerne sur le lessivage du nitrate dans les sols de Champagne crayeuse", *Fourrages*, 129, 45-57.

Bernard-Laurent A. (1994a) : "Statut, évolution et facteurs limitant les populations de tétras-lyre (*Tetrao tetrix*) en France : synthèse bibliographique", *Gibier Faune Sauvage*, 11 (hs t. 1), 205-239.

Bernard-Laurent A. (1994b) : "Plan de restauration pour la Perdrix bartavelle (*Alectoris graeca saxatilis*) en France - Mesures de protection et de gestion", *Gibier Faune Sauvage*, 11 (hs t. 1): 309-320.

Bernard-Laurent A., Magnani Y., Elisson L. (1994) : "Plan de restauration pour le Tétrasyre (*Tetrao tetrix*) en France", *Gibier Faune Sauvage*, 11 (hs t. 1), 241-263.

Bordenave P., Launay M. (1996) : *Évaluation des flux de nutriments (N, P, K) à l'échelle d'un bassin versant cultivé du nord Finistère à partir d'un suivi parcellaire de pratiques culturales et de profils azotés*, 1er colloque interceltique d'hydrologie et de gestion des eaux, Rennes, 8-11 juillet, INSA.

Bornard A., Cozic P. (1998) : "Milieux pâturés d'altitude - II. intérêts multiples de ces milieux gérés par le pâturage domestique", *Fourrages*, 156, 81-95.

Bornard A., Cozic P., Brau-Nogué C. (1996) : "Diversité spécifique des végétations en alpage : influence des conditions écologiques et des pratiques", *Écologie*, 27(2), 103-115.

Broyer J. (1988) : *Dépérissement des populations d'oiseaux nicheurs dans les sites cultivés et prairiaux : les responsabilités de la modernité agricole*, Lyon, FRAPNA, 192 p.

Broyer J., Roche J. (1991) : "La population nicheuse de Courlis cendré *Numenius arquata* du bassin de la Saône", *Alauda*, 59(3), 129-135.

CERPAM (1993) : *Conséquences écologiques d'un nouveau mode d'utilisation des milieux méditerranéens en application de l'article 19 de la CEE : l'entretien des zones à objectif DFCI par la pâture*, Manosque, CERPAM, 27 p. + annexes.

CERPAM (1994) : *Conséquences écologiques d'un nouveau mode d'utilisation des milieux méditerranéens en application de l'article 19 de la CEE : l'entretien des zones à objectif DFCI par la pâture*, Manosque, CERPAM, 35 p. + annexes.

CERPAM (1996) : *Conséquences écologiques d'un nouveau mode d'utilisation des milieux méditerranéens en application de l'article 19 de la CEE : l'entretien des zones à objectif DFCI par la pâture - Bilan de trois années de recherches 1993-1994-1995*, Manosque, CERPAM, 81 p. + ann.

Chapot J.Y. (1990) : "Estimation sur lysimètres de l'incidence de l'introduction d'un engrais vert dans une rotation blé - maïs sur la lixiviation des nitrates", *Int. Symp. Nitrates - Agriculture - Eau*, Paris-La Défense, 7-8 nov 1990, R. Calvet (ed), INRA, pp 411-416.

Cheyland G., Thibault J.C. (1981) : "Rapaces méditerranéens," *Annales du CROP*, 1, 141 p.

Constant P., Eybert M.C. (non daté) : "L'avifaune et la haie", *Penn ar Bed*, 85-93.

Cozic P., Thiébaud F. (coord), Bernard-Brunet J., Bornard A., Brau-Nogué C., Dobremez L., Ernoult C., Favier G., Paisant J.-P., Véron F. (1999) : *Évaluation des effets environnementaux de la prime au maintien des systèmes d'élevage extensifs - Rapport final de synthèse*, Cemagref-AMM, Grenoble - MAP/DEPSE, 214 p. + ann.

Cuttle S.P., Scholefield D. (1995) : "Management options to limit nitrate leaching from grassland", *Journal of Contaminant Hydrology*, 20, 299-312.

Decau M.L., Salette J. (1992) : "Suivi de l'azote ammoniacal et nitrique dans les sols de prairie au cours des saisons et après destruction du couvert végétal", *Fourrages*, 132, 355-363.

Decau M.L., Salette J. (1993) : Retournements de prairie et évolution consécutive de l'azote minéral du sol, *Matières organiques et agricultures*, GEMAS-COMIFER, 71-81.

Decau M.L., Salette J. (1994) : 'Reducing nitrate leaching from grassland by manipulating grazing / cutting regimes and rate of N fertilizer', 15th Gen. Meet. of Europ. Grassl. Fed., Wageningen, 6-10 juin 1994.

Decau M.L., Simon J.C. (1990) : "Le lessivage d'azote sous prairie", *A la pointe de l'élevage*, Spécial fourrages et nitrates, nov. 1990, 28-32.

Delaby L., Decau M.L., Peyraud J.L., Accarie P. (1997) : "Azopât : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. I - Les flux associés à l'animal", *Fourrages*, 151, 297-311.

Demarets X., Marcoen J.M., Agneessens R., Biston R., Limbourg P. (1995) : "Flux de nitrates dans une zone à nappes superficielles en Wallonie (Belgique)", *Cahiers Agricultures*, 4, 431-433.

Desbrosses R. (1995) : "Les oiseaux des pelouses calcaires", *Patrimoine naturel de Bourgogne*, 3, 14-17.

Dutoit T., Alard D. (1996) : "Les pelouses calcicoles du nord-ouest de l'Europe : analyse bibliographique", *Écologie*, 27, 5-34.

Eggers T. (1984) : "Wandel der Unkrautvegetation der Äcker", *Schweiz. Landw. Forsch.*, 23, 47-61.

Farruggia A., Decau M.L., Vertes F., Delaby L. (1997) : "En prairie, la balance azotée à l'échelle de la parcelle", *Fourrages*, 151, 281-296.

Ferrini L., Dimanche M. (1995) : "Nouvelles stratégies pastorales dans les montagnes méditerranéennes et garrigues du Languedoc-Roussillon", *Cahiers Options Méditerranéennes*, 12, 191-194.

Fleury P. (1996) : "Différentes composantes de la biodiversité dans les prairies. Exemples dans les Alpes du nord françaises", *Acta Botanica Gallica*, 143(4/5), 291-298.

De Foucault B. (1988) : *Contribution à une systématique des prairies mésophiles atlantiques*, XVI e Colloque phytosociologique, Paris.

Garde L. Éd. (1996) : *Guide pastoral des espaces naturels du sud-est de la France*, Gap, CERPAM & Méthodes et Communication.

GIS Apex (1995) : *Les exploitations herbagères de Basse-Normandie et l'environnement*, GIS APEX (INRA - Univ. de Caen - Ch. d'agriculture de Normandie - Lycée agricole le Robillard), 39 p. + ann.

Grevilliot F., Muller S. (1996) : "Étude de l'impact des changements de pratiques agricoles sur la biodiversité végétale dans les prairies inondables du val de Meuse : présentation méthodologique et premiers résultats", *Acta Botanica Gallica*, 143(4/5), 317-338.

Gueydon C. (1992) : "Variations de la valeur fertilisante des fumiers et lisiers de bovins. Influence de la complémentation, du niveau de production et du type de déjections animales", *Fourrages*, 129, 59-71.

Guillot-Fleury P. (1995) : *Aptitudes des couverts prairiaux à assurer des fonctions agricoles et environnementales. Recherche méthodologique et application aux prairies de fauche des Alpes du Nord*, GIS des Alpes du Nord, Institut National Polytechnique de Lorraine (Nancy).

Guiraud G., Martinez J., Latil M., Marol C. (1990) : "Action d'une culture dérobée sur le bilan d'un engrais azoté", Int. Symp. Nitrates - Agriculture - Eau, Paris-La Défense, 7-8 nov 1990, R. Calvet (ed), INRA, pp 425-430.

ITEB (1991) : *L'élevage bovin et l'environnement*, Paris.

Jeangros B., Troxler J., Schmidt W. (1991) : "Prairies de Suisse riches en espèces : description et rendement", *Revue Suisse d'Agriculture*, 23(1), 26-35.

Lambelet C., Delabays N. (1999) : "Aspects floristiques et malherbologiques des surfaces de compensation écologique en grandes cultures", *Revue Suisse d'Agriculture*, 31(3), 147-155.

Laurent F., Farruggia A., Vertes F., Kerveillant P. (1999) : "Effets des modes de conduite de la prairie sur les pertes d'azote par lessivage. Propositions pour une maîtrise des risques à la parcelle", *Fertilisation azotée des prairie dans l'Ouest*, Rennes, 25 février 1999, Ch. d'Agriculture Pays-de-la-Loire, ITCF, Ch. d'Agriculture Bretagne, Institut de l'Élevage, Ch. d'Agriculture Normandie, INRA.

Le Gall A., Tranvoiz M. (1998) : *Bilans des minéraux dans les exploitations laitières de Bretagne*, EDE-CA Bretagne, Institut de l'Élevage.

Le Gall A., Legarto J., Pflimlin A. (1997) : "Place du maïs et de la prairie dans les systèmes fourragers laitiers. III - Incidence sur l'environnement", *Fourrages*, 150, 147-169.

Lemaire G., Salette J. (1984) : "Relation entre dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères. I. Étude de l'effet du milieu", *Agronomie*, 4(5), 423-430.

Loiseau P., Triboï E., Pepin D. (1990) : "Bilans approchés de l'azote dans les prairies", Int. Symp. Nitrates - Agriculture - Eau, Paris-La Défense, 7-8 nov 1990, R. Calvet (ed), INRA, pp 361-366.

Loiseau P., El Habchi A., De Montard F.X., Triboï E. (1992) : "Indicateurs pour la gestion de l'azote dans les systèmes de culture incluant la prairie temporaire de fauche", *Fourrages*, 129, 29-43.

Manichon H. (1988) : "Compactage, décompactage du sol et systèmes de culture", *C.R. Acad. Agric._Fr.*, séance du 20 janvier 1988, 74(1), 43-54.

Mary B., Beaudoin N., Benoit M. (1996) : "Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau", *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Reims, 19-20 nov. 1996, INRA, Paris, 1997.

Maubert P., Dutoit T. (1995) : *Connaître et gérer les pelouses calcicoles*, Montpellier, ATEN / CDPNE, 65 p.

Muller S. (1996) : "Exposé introductif au colloque "biodiversité et gestion des écosystèmes prairiaux" : déterminisme et évolution de la biodiversité dans les écosystèmes prairiaux", *Acta Botanica Gallica*, 143(4/5), 233-238.

Muller S., Houpert G., Jacquemin G., Leborgne R., Muller Y., Pasquet A., Weiss J.C. (1992) : "Les modifications floristiques et faunistiques consécutives à la déprise agricole dans les vallées des Vosges du nord : synthèse des résultats et application au maintien de la biodiversité", *Ann. Sc. Rés. Bios. Vosges du Nord*, 2, 109-124.

Nösberger J. (1992) : "Limites de l'intensification et de l'extensification de la production fourragère en montagne", *Revue Suisse d'Agriculture*, 24(3), 175-179.

Orians G.H., Lack P. (1992) : "Arable lands", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 42, 101-124.

Orth D., Girard C.M. (1996) : "Espèces dominantes et biodiversité : relation avec les conditions édaphiques et les pratiques agricoles pour des prairies des marais du Cotentin", *Écologie*, 27(3), 171-189.

- Pain D.J., Hill D., McCracken D.I. (1997) : "Impact of agricultural intensification of pastoral systems on bird distributions in Britain 1970-1990", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 64-1, 19-32.
- Papy F. (1992) : "Effets des structures agraires sur le ruissellement et l'érosion hydrique", *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, 69(2), 115-125.
- Papy F., Boiffin J. (1988) : "Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. II. Évaluation des possibilités de maîtrise du phénomène dans les exploitations agricoles", *Agronomie*, 8(9), 745-756.
- Patty L., Real B., Gril J.J. (1997) : "The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water", *Pesticide Science*, 49, 243-251.
- Petit S., Burel F., Barre V., Baudry J. (1998) : *Quelle biodiversité en zone de grande culture ?*, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 67 p.
- Peyraud J.L., Verite R., Delaby L. (1995) : "Rejets azotés chez la vache laitière : effets du type d'alimentation et du niveau de production des animaux", *Fourrages*, 142, 131-144.
- Pflimlin A., Annezo J.F. (1986) : *Intérêt des prairies de ray-grass anglais / trèfle blanc dans les exploitations laitières bretonnes*, étude n°87033, ITEB diffusion.
- Pichot L. (1995) : *Bilan apparent des minéraux : proposition de références par type de systèmes de production en élevage*, Institut de l'Élevage, ENSAIA, 120 p.
- Plantureux S. (1996) : "Biodiversité, type de sol et intensité de l'exploitation de prairies permanentes du plateau lorrain", *Acta Botanica Gallica*, 143(4/5), 339-348.
- Plantureux S., Bonischot R., Guckert A. (1987) : "Effets des techniques d'intensification sur l'évolution de la végétation de prairies permanentes lorraines", *Acta Oecol., Oecologia Applicata*, 8, 229-246.
- Pointereau P., Bazile D. (1995) : *Arbres des champs. haies, alignements, prés vergers ou l'art du bocage*, Toulouse, Solagro.
- Potts D. (1997) : "Cereal farming, pesticides and grey partridges", *Farming and birds in Europe*, D.J. Pain et M.W. Pienkowiak, London, Academic Press, 150-177.
- Pousset A. (1984) : "La fertilisation des prairies et les marges de progrès", *Fourrages*, 100, 83-104.
- Prodon R. (1988) : *Dynamique des systèmes avifaune-végétation après déprise rurale et incendies dans les Pyrénées méditerranéennes siliceuses*, thèse, Paris VI.
- Regimbeau C., Clement B. (1996) : "Dynamique des communautés végétales des prairies humides après abandon dans le bassin versant du Jet (Bretagne, France)", *Acta Botanica Gallica*, 143(4/5), 411-419.
- Rocamora G. (1994) : *Les zones importantes pour la conservation des oiseaux en France*, Rochefort, LPO.
- Saint-Girons H. (non daté) : "Écologie et répartition des reptiles. Rôle des haies et talus plantés", *Penn ar Bed*, 78-84.
- Saint-Girons M.C. (non daté) : "Les mammifères des haies", *Penn ar Bed*, 72-77.
- Simon J.C. (1993) : "Conduite des associations : maîtrise du taux de trèfle blanc et des risques de pollution nitrique", *Fourrages*, 135, 481-497.
- Simon G. (1996) : *La diversité biologique en France. Programme d'action pour la faune et la flore sauvages*, Paris, Ministère de l'environnement.
- Simon J.C., Le Corre L. (1988) : "Lessivage d'azote en monoculture de maïs, en sol granitique du Finistère", *Fourrages*, 114, 193-207.
- Simon J.C., Peyraud J.L., Decau M.L., Delaby L., Vertes F., Delagarde R. (1996) : "Gestion de l'azote dans les systèmes prairiaux pâturés permanents ou de longue durée", *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Reims, 19-20 nov. 1996, INRA, Paris, 1997.
- 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.
- Steyaert P., Vannier V. (1998) : *Évaluation des OLAE sur les secteurs de Rochefort nord, Marennes (Charente Maritime), Nord des Iles et Maillezais (Vendée)*, St Laurent de la Prée, INRA/SAD, 57 p.
- Tournade F., Bouzille J.B. (1995) : "Déterminisme pédologique de la diversité végétale d'écosystèmes prairiaux du marais poitevin", *Étude et gestion des sols*, 2(1), 57-72.
- Triboï E., Loiseau P. (1996) : "Site de Theix (Puy-de-Dôme). II - Influence du système de culture sur le bilan hydrique et minéral (N, Cl, S, K, Na, Ca, Mg)", *Un point sur ... trente ans de lysimétrie en France (1960-1990)*, J.C. Muller, COMIFER, INRA Éditions, 275-298.

Tucker G. (1997) : Priorities for bird conservation in Europe: the importance of the farmed landscape, *Farming and Birds in Europe*, D.J. Pain et M.W. Pienkowski, London, Academic Press, 79-116.

Turpin N., Vernier F., Joncour F. (1997) : "Transferts de nutriments des sols vers les eaux - influence des pratiques agricoles. Synthèse bibliographique", *Ingénieries - Eau, Agriculture, Territoires*, 11, 3-16.

Vansteelant J.Y., Trévisan D., Perron L., Dorioz J.M., Roybin D. (1997) : "Conditions d'apparition du ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique. Relation avec le fonctionnement des exploitations agricoles", *Agronomie*, 17, 65-82.

Vertes F., Decau M.L. (1992) : "Suivis d'azote minéral dans les sols : risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal", *Fourrages*, 129, 11-28.

Vertes F., Simon J.C., Le Corre L., Decau M.L. (1997) : "Les flux d'azote au pâturage. II - Étude des flux et de leurs effets sur le lessivage", *Fourrages*, 151, 263-280.

Yeatman-Berthelot D., Jarry G. (1994) : *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France. 1985-1989*, Paris, Société Ornithologique de France.

SUMMARY

Interests and limits of the various forage plant covers and associated practices with regard to the environment. A bibliographical analysis

The premium for the maintenance of extensive animal farming systems (PMSEE) was instituted, among other measures in favour of the farm environment, in order to support the extensive systems of animal farming supposed to protect through their practices the ecological potential of the grass covers. The validity of this claim is based primarily on the environmental relevance of the maintenance of the grassland covers, in comparison with other forage covers.

The main forage covers were therefore compared with respect to the environment, taking into consideration the biodiversity of the flora and of the bird fauna, the quality of the water, and the sensitiveness to erosion. This study confirmed that there exists a hierarchy among the various covers as regards their environmental impact : maize, annual forage crops, grass leys and legume leys, permanent pastures, grasslands subjected to strong ecological constraints ; on the whole, it was observed that biodiversity increased as the risks of pollution and erosion diminished. Beyond this grading however, the study showed also that efficient agricultural practices could modify significantly the results, so much so that it was recommended to include them in the assessment of the environmental impact of the various forage covers.