

Comment améliorer l'état de conservation des prairies artificielles en plaine inondable ?

Exemple d'une zone proposée au réseau Natura 2000

Marie-Pierre Vécrin^{a,b}, Christelle Jager^a, Serge Muller^b

^a Bureau d'études ESOPÉ, 52-54 rue de Metz, 57300 Hagondange
vecrin@bureau-etude-esope.com

^b Laboratoire Biodiversité et Fonctionnement des écosystèmes, université de Metz, campus Bridoux, 2 avenue du Général-Delestraint, 57070 Metz

Depuis les années 1950, l'intensification des pratiques agricoles s'est accentuée dans un objectif de rentabilité (Green, 1990), conduisant en particulier à la transformation de nombreuses prairies alluviales en cultures. Devant le grand intérêt patrimonial et les fonctions écologiques importantes de ces prairies, de nombreuses cultures ont fait plus récemment l'objet d'une reconversion en prairie. Or, plusieurs études ont mis en évidence les conséquences du retournement des terres, qui limite les possibilités de restauration de ces prairies, ce qui leur confère un mauvais état de conservation (MacDonald, 1993 ; Snow *et al.*, 1997 ; Manchester *et al.*, 1999). Ainsi, ces prairies artificielles, qui sont des habitats issus de cultures reconverties, sont généralement caractérisées par un sol riche en éléments minéraux, défavorable au développement d'une flore prairiale diversifiée (Gough et Marrs, 1990) et par une banque de graines du sol appauvrie (MacDonald, 1993), ce qui concourt à leur cortège floristique appauvri. La réhabilitation de ces prairies s'effectue en général à partir de semis de graines commerciales, composés principalement de graminées et parfois de légumineuses et, rarement, par colonisation spontanée. Ces semis conduisent les premières années à une végétation largement dominée par les espèces semées (Sélinger-Looten et Muller, 2001).

Le réseau Natura 2000, établi à partir des directives Oiseaux (79/409/CEE) et Habitats-Faune-Flore (92/43/CEE) relatives à la conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvages, a pour objectif le maintien et la restauration du patrimoine naturel européen. Il fait suite à d'autres dispositifs agri-environnementaux français, comme les mesures agri-environnementales (MAE). Ces différents programmes visaient en effet à assurer une conservation et une restauration des habitats (Muller *et al.*, 1998). Des mesures de gestion ont ainsi été mises en place afin de développer une agriculture durable et de promouvoir des pratiques agricoles favorables à la conservation du patrimoine naturel (Burel *et al.*, 1998).

Afin de répondre à ces objectifs de conservation, chaque site proposé au réseau Natura 2000

fait l'objet, en France, de l'élaboration d'un *document d'objectifs*. Ce document, constitué d'une synthèse des données socio-économiques et écologiques, est établi pour chaque zone Natura 2000. Une cartographie des habitats naturels et des espèces remarquables est également associée afin de dresser l'état initial du patrimoine naturel. Cette cartographie constitue une base de données pour les gestionnaires d'espaces naturels afin d'évaluer l'état de conservation des habitats et de définir les modalités de gestion conservatoire ou de restauration à mettre en œuvre. Pour mener à bien cette mission, le porteur d'objectif doit définir les objectifs de gestion à atteindre afin d'élaborer les outils de conservation et de restauration. Par le biais de ces programmes, les habitats et les espèces doivent être conservés ou rétablis dans un état de conservation favorable (Osterman, 1998).

Dans le cadre du réseau Natura 2000, les prairies artificielles sont considérées comme des habitats appauvris. En effet, trois niveaux de conservation sont habituellement distingués : l'habitat bien conservé correspond aux prairies riches et diversifiées gérées par une agriculture extensive ; l'habitat appauvri est affecté aux prairies gérées de façon intensive et aux prairies artificielles alors que les habitats dégradés ou détruits par la mise en culture ou les plantations de peupliers constituent un mauvais état de conservation des écosystèmes prairiaux.

Les prairies artificielles doivent alors faire l'objet d'une gestion appropriée afin de rétablir un état de conservation favorable. Les préconisations de gestion, visant à reconstituer une flore et une faune typiques et représentatives des prairies inondables, ainsi que la fonctionnalité de ces écosystèmes, sont décisives pour ces prairies artificielles.

Le présent travail¹ propose une analyse des prairies artificielles dans une zone intégrée au réseau Natura 2000, en vallée de la Meuse, secteur de Stenay (Lorraine). Cette approche consiste, d'une part, en une

¹ Seule une synthèse des résultats est présentée ici. Une version complète du travail est disponible (Vécrin, 2003).

phase descriptive du couvert végétal de prairies semi-naturelles et de prairies artificielles et, d'autre part, en une phase de comparaison du couvert végétal avec les pratiques actuelles et passées des parcelles prairiales. Cette synthèse permettra de répondre aux questions suivantes :

1. Les prairies alluviales artificielles sont-elles à juste titre qualifiées d'habitats appauvris ?
2. Quels sont les facteurs qui freinent le rétablissement de la flore prairiale dans les prairies artificielles ?
3. Comment favoriser l'évolution des prairies artificielles vers un état de conservation plus favorable ?
4. Quelles sont les potentialités de restauration des prairies artificielles dans le dispositif Natura 2000 ?

Le modèle d'étude : les prairies alluviales de la vallée de la Meuse

Cette analyse descriptive et comparative a été réalisée dans la vallée de la Meuse au sein d'un site proposé au réseau Natura 2000 (secteur de Stenay ; FR 4100234) d'une surface d'environ 2 500 ha. Ce secteur est dominé par des écosystèmes prairiaux distingués le long d'un gradient hydrique (Gréville *et al.*, 1998). La gestion traditionnelle des prairies est la fauche, suivie parfois d'un pâturage de regain ou d'une seconde fauche. Du fait d'un fort intérêt patrimonial, la zone d'étude a fait l'objet de nombreux articles et ouvrages (Gréville, 1996 ; Branciforti et Muller, 2003 ; Vécrin, 2003).

Pour décrire la végétation, des relevés phytosociologiques ont été réalisés sur des surfaces homogènes d'environ 25 m². Les variables agro-écologiques utilisées sont issues d'une enquête agricole menée sur l'ensemble de la zone. Des informations concernant les antécédents culturaux (date du dernier retournement, nombre d'années en culture avant la réhabilitation...), ainsi que les pratiques actuelles (mode de gestion, type de fertilisation...) ont également été récoltées.

Sur les 2 500 hectares de la zone, 2 200 ha sont des écosystèmes prairiaux. Selon notre enquête (qui porte sur 2 052 ha de la zone), 8% sont des prairies artificielles, c'est-à-dire résultant d'une restauration à partir de cultures. Il est probable que les prairies artificielles soient sous-estimées, car les agriculteurs qui exploitent depuis peu de temps une parcelle peuvent ne pas avoir connaissance de phases de culture antérieures à leur activité.

1. Les prairies alluviales artificielles sont-elles à juste titre qualifiées d'habitats appauvris ?

L'étude comparative réalisée entre les prairies semi-naturelles et artificielles a mis en évidence une richesse spécifique plus élevée pour les prairies semi-naturelles

(fig. 1, ci-dessous). Des différences sont également notées en ce qui concerne la composition des cortèges floristiques. Par exemple, le nombre d'espèces de graminées est inférieur dans les prairies artificielles alors qu'au contraire, le nombre d'espèces rudérales et adventices y est supérieur.

La comparaison des deux types prairiaux met en évidence la présence de certaines espèces, exclusivement dans les prairies artificielles (tab. I, ci-après).

Il s'agit principalement d'espèces rudérales et adventices, comme *Alopecurus myosuroides*, *Chenopodium album*, *Linaria vulgaris*. Toutefois, certaines espèces rudérales et annuelles sont présentes mais peu fréquentes dans les prairies semi-naturelles, notamment suite à un pâturage de regain (*Cirsium arvense*, *Polygonum persicaria*). À l'opposé, peu d'espèces sont présentes uniquement dans les prairies semi-naturelles. En effet, on note plutôt des différences dans les fréquences et les abondances ; certaines espèces prairiales étant plus fréquentes en écosystème semi-naturel qu'artificiel et inversement. Ce phénomène peut s'expliquer par les difficultés d'installation ou de développement de certaines espèces prairiales dans les prairies artificielles. Snow *et al.* (1997) obtiennent un nombre d'espèces élevé dans d'anciennes cultures mais, même après 10 ans, des différences persistent dans la structure et l'hétérogénéité des communautés végétales. Celles-ci sont probablement liées à différents paramètres, comme les conditions édaphiques.

En effet, des différences ont été notées entre les deux types de prairies, en vallée de la Meuse, notamment au niveau des caractéristiques édaphiques. Dans leur étude, Gough et Marrs (1990) concluent à une différence dans l'azote total et le phosphore extractible entre les deux types prairiaux. Ainsi, l'azote total est plus important dans les prairies semi-naturelles alors que le phosphore est supérieur dans les anciennes cultures, ce dernier étant considéré comme un facteur limitant dans le rétablissement d'une flore prairiale (Janssens, 1998). Or, les travaux de Gough et Marrs (1990) et de Snow *et al.*

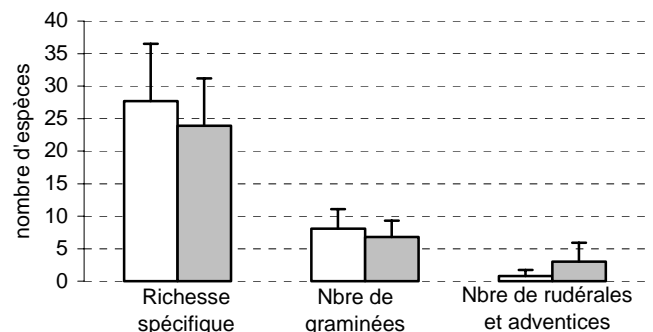


Figure 1. Comparaison de la richesse spécifique, du nombre de graminées et du nombre d'espèces rudérales et adventices entre les prairies semi-naturelles (en blanc) et les prairies artificielles (en gris) de la vallée de la Meuse

(1997) montrent que la diminution du phosphore est assez lente dans les anciennes cultures. Ainsi, bien que les semis composés d'espèces hautement compétitives conduisent à un développement limité de rudérales (Wakeman-Dawson et Aebischer, 1998), ce groupe d'espèces traduit les antécédents des anciennes cultures, notamment leur charge en azote et en phosphore.

En ce qui concerne les graminées, les espèces les plus répandues, comme *Poa trivialis* et *Elymus repens*, colonisent rapidement les prairies artificielles, alors que d'autres semblent avoir des difficultés à se réinstaller, comme *Anthoxanthum odoratum* ou *Trisetum flavescens* (Vécrin *et al.*, 2002)

Ainsi, les assemblages d'espèces dans les prairies semées reflètent l'instabilité de ces milieux, où les espèces prairiales typiques et les espèces des milieux perturbés se côtoient (Chabrierie *et al.*, 2001).

Si l'on s'attache aux espèces à statut de protection, les espèces prairiales protégées au niveau régional rencontrées sur la zone d'étude sont également présentes dans les prairies artificielles (*Oenanthe silaifolia*, *Ophioglossum vulgatum* et *Stellaria palustris*). Toutefois, les deux dernières ont été trouvées dans des prairies dont le dernier retournement date de plus de 15 ans, et il s'agit de l'unique station d'*Ophioglossum vulgatum* actuellement connue de la zone d'étude. *Oenanthe silaifolia*, espèce protégée en limite d'aire de répartition en vallée de la Meuse, est la plus répandue des trois sur la zone d'étude, et c'est également celle qui semble réapparaître le plus facilement après remise en herbe.

2. Quels sont les facteurs qui freinent le rétablissement de la flore prairiale dans les prairies artificielles ?

De nombreux travaux ont insisté sur la complexité des processus de restauration. Il est en effet difficile de tirer des conclusions qui se vérifient pour un ensemble de sites, car chaque trajectoire de site se trouve affectée par de nombreux facteurs. Néanmoins, certains paramètres apparaissent comme très préjudiciables au rétablissement d'une flore prairiale. Le retournement en culture entraîne, en effet, comme nous l'avons déjà précisé, des modifications des caractéristiques physico-chimiques au plan édaphique. De plus, la banque de graines du sol est fortement altérée. Une étude comparative du pool semencier a été réalisée entre les prairies semi-naturelles et les anciennes cultures (Vécrin, 2003). Ce travail met en évidence les importantes conséquences du retournement sur la viabilité des graines. En terme de richesse spécifique et de densité, les anciennes cultures sont très pauvres et il apparaît que la banque de graines ne peut contribuer à la restauration des espèces prairiales que dans une très faible mesure.

Par ailleurs, de nombreux auteurs considèrent que plus la durée de mise en culture est longue, plus la banque de graines sera appauvrie (Maas et Schopp-Guth,

Tableau I. Exemples d'espèces présentes dans les prairies artificielles et semi-naturelles

Les espèces sont caractérisées par la fréquence d'apparition dans les relevés phytosociologiques (chiffre romain : I : 1 à 19%, II : 20 à 39%, III : 40 à 59% ; IV : 60 à 79% et V : 80 à 100%) et le coefficient moyen d'abondance (entre parenthèses), noté par : +: l'espèce est ponctuelle ; 1 : l'espèce a un recouvrement de 1 à 19% ; 2 : de 20 à 39% ; 3 : de 40 à 59% ; 4 : de 60 à 79% et 5 : de plus de 80% .

	Prairies artificielles	Prairies seminaturelles
Espèces exclusives des prairies semi-naturelles		
<i>Achillea millefolium</i>		I (1)
<i>Carex flacca</i>		I (+)
<i>Gratiola officinalis</i>		I (1)
<i>Luzula campestris</i>		I (+)
<i>Primula veris</i>		I (1)
<i>Ranunculus bulbosus</i>		I (1)
Espèces plus fréquentes et/ou abondantes dans les prairies semi-naturelles		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	I (+)	II (1)
<i>Colchicum autumnale</i>	I (1)	II (1)
<i>Filipendula ulmaria</i>	I (+)	IV (2)
<i>Hordeum secalinum</i>	I (1)	III (1)
<i>Lathyrus pratensis</i>	II (+)	IV (1)
<i>Rumex acetosa</i>	II (+)	III (1)
Espèces ayant des fréquences et abondances similaires entre les deux types prairiaux		
<i>Achillea ptarmica</i>	I (+)	I (1)
<i>Arrhenatherum elatius</i>	II (2)	II (2)
<i>Cardamine pratensis</i>	III (+)	III (+)
<i>Dactylis glomerata</i>	II (1)	II (1)
<i>Galium mollugo</i>	I (1)	I (+)
<i>Plantago lanceolata</i>	IV (1)	IV (1)
<i>Trifolium repens</i>	IV (1)	IV (1)
<i>Ranunculus repens</i>	V (2)	V (2)
Espèces plus fréquentes et/ou abondantes dans les prairies artificielles		
<i>Cirsium arvense</i>	III (+)	I (+)
<i>Convolvulus arvensis</i>	III (1)	I (1)
<i>Elymus repens</i>	IV (2)	III (2)
<i>Equisetum arvense</i>	II (1)	I (+)
<i>Polygonum persicaria</i>	III (1)	I (+)
<i>Rumex crispus</i>	V (1)	IV (1)
Espèces exclusives des prairies artificielles		
<i>Alopecurus myosuroides</i>	I (+)	
<i>Chenopodium album</i>	I (+)	
<i>Linaria vulgaris</i>	I (+)	
<i>Senecio erucifolius</i>	I (+)	
<i>Senecio vulgaris</i>	I (+)	
<i>Urtica dioica</i>	I (+)	

1995 ; Bekker *et al.*, 1997). Or nos résultats montrent que la durée de culture n'influence pas la richesse spécifique du couvert. En effet, aucune corrélation significative n'est mise en évidence entre ces deux paramètres ($r = 0,11$).

Néanmoins, il est possible que ce résultat soit biaisé par le fait que, dans notre étude, les prairies qui ont été le plus longtemps en culture sont également celles qui ont été restaurées depuis de nombreuses années.

Le nombre d'années en prairies depuis l'arrêt de la culture joue en effet un rôle important. Un temps de latence minimum de 6 ans est nécessaire pour rétablir une flore prairiale riche et diversifiée, au sein de laquelle les espèces rudérales et annuelles sont peu présentes (Vécrin, 2003). Lors des premières années qui suivent l'arrêt de la culture, la végétation est dominée par les espèces semées (Sélinger-Looten et Muller, 2001). L'arrivée des espèces prairiales peut être lente, mais elle est favorisée par les prairies environnantes qui représentent des sources de graines potentielles. Il a été démontré que plus le pourcentage de prairies environnantes était important, plus la richesse et la diversité des prairies artificielles étaient élevées (Vécrin, 2003).

3. Comment favoriser l'évolution des prairies artificielles vers un état de conservation plus favorable ?

Les études portant sur les processus de restauration ont mis en évidence leur complexité, le cortège floristique s'établissant après la mise en œuvre d'une technique de restauration résultant à la fois de variables environnementales, comme le niveau hydrique, des pratiques culturales passées et du mode de gestion actuel.

Néanmoins, malgré cette complexité, les résultats obtenus permettent de préconiser des mesures de gestion favorisant le rétablissement d'une flore prairiale typique des prairies alluviales.

Le mode de gestion par fauche exclusive correspond le plus aux objectifs de restauration d'une flore riche et diversifiée (fig. 2, ci-après). En effet, les zones pâturées se distinguent par leur composition spécifique. Des études précédentes, réalisées dans les vallées alluviales du Nord-Est de la France, ont montré que le pâturage conduisait à une modification du cortège prairial, avec la disparition d'espèces, telles *Achillea ptarmica*, *Lychnis flos cuculi*, et l'apparition d'espèces favorisées par le piétinement ou le broutage, comme *Hordeum secalinum*, *Plantago major* (Muller *et al.*, 2000). D'après nos résultats, le mode de gestion mixte ne semble pas le plus approprié. Néanmoins, le nombre de prairies artificielles en mode mixte est plus faible que celui des prairies exclusivement fauchées. Il conviendrait de confirmer ces résultats. En

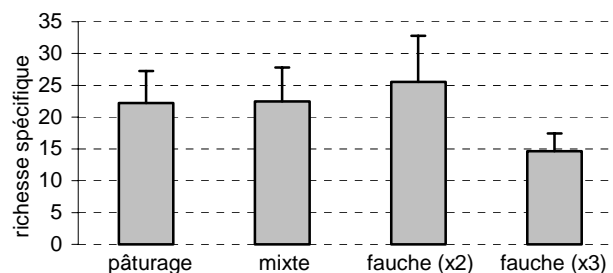


Figure 2. Richesse spécifique des prairies artificielles de la vallée de la Meuse en fonction de leur mode de gestion (pâturage, mixte, fauche : 2 ou 3 fauches annuelles).

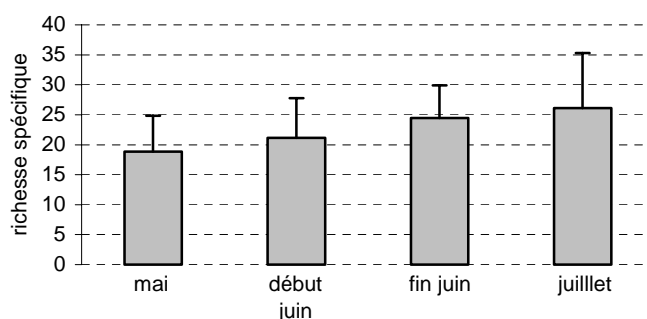


Figure 3. Richesse spécifique des prairies artificielles de la vallée de la Meuse en fonction de la date de fauche

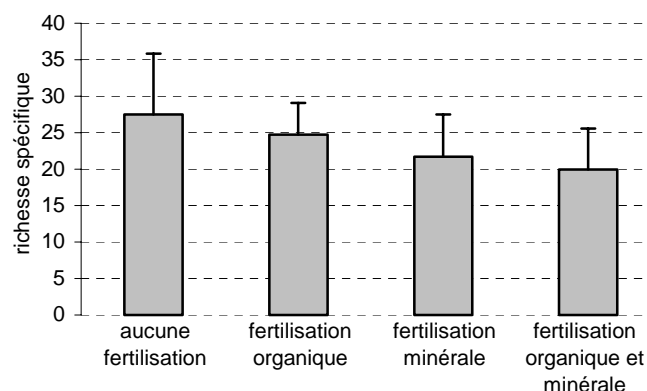


Figure 4. Richesse spécifique des prairies artificielles de la vallée de la Meuse en fonction du type de fertilisation

effet, des études précédentes (Bakker, 1989 ; Jones et Hayes, 1999) insistent sur l'intérêt d'un régime mixte, les fauches permettant de limiter le développement des espèces compétitives et le pâturage permettant la création de trouées favorables à la germination des graines. Les travaux de Grévillet (1996), réalisés sur les prairies semi-naturelles de la vallée de la Meuse, concluent par

ailleurs que le mode de gestion mixte ne conduit pas à des modifications sensibles de la végétation par rapport à une fauche exclusive.

La première fauche doit intervenir en juin (fig. 3, ci-dessus). Il serait judicieux de ne pas préconiser une fauche trop tardive, après le 1^{er} juillet, pour les reconversions récentes. En effet, il a été démontré qu'une date de fauche tardive favorise le développement d'espèces sociales (*Arrhenatherum elatius*, *Filipendula ulmaria*, *Carex sp.*) et conduit à des cortèges floristiques pauci-spécifiques, mais elle s'avère tout de même intéressante du point de vue de la faune et de la mosaïque d'habitats. De plus, une date de fauche tardive induit souvent l'absence d'une deuxième coupe. La mégaphorbiaie dominée par *Filipendula ulmaria* est d'ailleurs un habitat d'intérêt communautaire au titre de Natura 2000, bien qu'appauvri d'un point de vue floristique. Lors de l'établissement des préconisations de gestion, il faut ainsi hiérarchiser les actions à mettre en œuvre, car les exigences de certaines espèces ne sont pas forcément cohérentes avec des habitats dans un bon état de conservation (Muller, 1999). Par exemple, *Carex hordeistichos* est une espèce protégée au niveau national qui se développe dans des milieux pâturés intensivement, qui présentent un mauvais état de conservation. De plus, l'impact de la date de fauche (début ou fin juin) a été testé par Sélinger-Looten et Muller (2001) sur une culture remise en herbe. Après 4 ans d'expérience, il n'apparaît pas de différence significative quant à la date de fauche la plus appropriée.

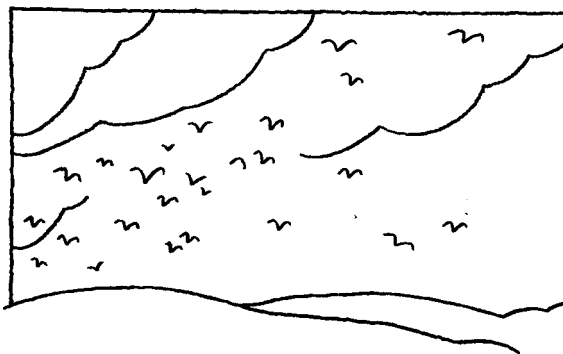
L'absence de fertilisation est conseillée (fig. 4, ci-dessus). Plusieurs études ont montré qu'une date de fauche précoce est souvent accompagnée d'une fertilisation importante (Gréville, 1996 ; Muller *et al.*, 2000). L'effet combiné de ces deux paramètres conduit ainsi à une diminution de la richesse floristique. Néanmoins, l'effet seul de la fertilisation a également été testé par ces mêmes auteurs, et la fertilisation conduit au développement d'espèces qui valorisent les apports fertilisés, au détriment d'espèces moins compétitives, ce qui conduit également à une diminution de la richesse floristique.

Concernant l'application de produits phytosanitaires, il n'a pas été possible de mettre en évidence de relation car peu d'exploitants appliquaient ce type de produits sur les prairies. Cependant, il n'en est pas moins indispensable d'éviter leur application. En effet, ces produits peuvent agir à la fois sur la flore, sur les caractéristiques du sol, de la faune et de la banque de graines du sol.

Ces préconisations correspondent à celles formulées pour les prairies alluviales semi-naturelles (Muller, 2001), ce qui permet une intégration globale des mesures de gestion à l'échelle des plaines inondables puisque les prairies artificielles doivent être conservées avec les mêmes modes cultureux que les prairies semi-naturelles.

4. Quelles sont les potentialités de restauration des prairies artificielles dans le dispositif Natura 2000 ?

Lors de l'enquête agricole, une partie du questionnaire portait sur les motifs de retournement de la prairie en culture. La raison principale évoquée était le besoin d'augmentation de la surface en culture de l'exploitation. Les agriculteurs ont également été questionnés quant à leur motivation pour la reconversion de cultures en prairies. La plupart d'entre eux incriminait le niveau hydrique de la parcelle incompatible avec la culture. En effet, lors d'inondations tardives, les semis ne pouvaient être effectués que trop tardivement ; des inondations précoces entraînaient quant à elles des difficultés dans la récolte. Peu d'agriculteurs ont bénéficié d'une aide *via* les MAE (contrat RTA, c'est-à-dire reconversion des terres arables) ou l'article 19 (contrat E en vallée de la Meuse). En effet, seuls trois agriculteurs (deux dans le cadre de l'article 19 et un dans le cadre des MAE) ont souscrit à ces types de contrats. Ces résultats sont d'autant plus surprenants que les CTE semblaient rencontrer un vif succès auprès des agriculteurs de la zone. En effet, nombre d'entre eux ont fait part de leur volonté de reconvertir leur culture dans le cadre de CTE. Nos estimations issues de l'enquête agricole montrent que 50% des cultures actuelles (soit 145 ha) pourraient être reconverties en prairies dans les années à venir. Même si cela paraît optimiste, on peut alors se demander s'il serait judicieux que l'ensemble des cultures soit reconverti en prairies. En effet, les cultures peuvent jouer

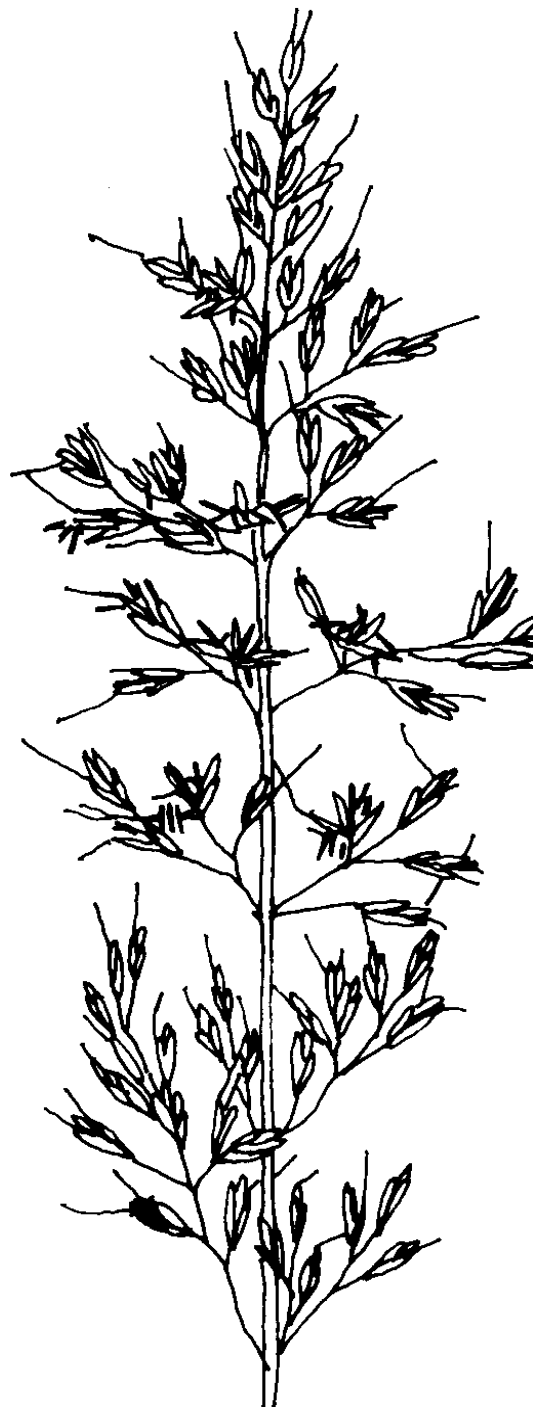


un rôle important pour d'autres compartiments biologiques, notamment dans la nourriture des oiseaux en hiver (Wakeman-Dawson et Aebischer, 1998).

Nos résultats mettent en évidence une durée minimale de 6 ans après l'arrêt de la culture pour que les prairies présentent un bon état de conservation selon les critères adoptés pour les prairies semi-naturelles.

Or les CTE, ou les contrats qui les remplacent, les contrats d'agriculture durable (CAD), ne sont envisagés que sur des périodes de 5 ans. Il faudra ainsi veiller à la reconduction de ces contrats. Toutefois les modifications constantes de la forme de ces contrats risquent d'être très préjudiciables à leurs succès. En effet, les CTE succédaient déjà à l'article 19, lui-même modifié en MAE. Aujourd'hui, ce sont les CAD qui doivent remplacer les CTE. Ainsi, en l'espace de seulement 10 ans, les agriculteurs se sont vus proposer différents types de contrats. Bien que les objectifs de ces contrats successifs soient cohérents, ils n'en restent pas moins très déstabilisants, démotivants et lourds à gérer pour les agriculteurs qui croulent sous les démarches administratives. Ce manque de durabilité dans les propositions de l'État est dommageable, car il renvoie une image instable et non crédible de ces mesures.

De plus, Kleijn *et al.* (2001) ont réalisé un bilan des MAE et concluent à un succès très limité des mesures sur la flore et l'avifaune. Mais cette étude a été réalisée aux Pays-Bas, où les écosystèmes sont plus dégradés et les diminutions de fertilisation ne descendaient que jusqu'à 100 kg/ha/an d'azote, ce qui reste très élevé. Toutefois, les conclusions mettent en évidence l'intérêt de proposer des dispositifs agri-environnementaux appropriés aux objectifs de conservation. En ce sens, le réseau Natura 2000 s'avère prometteur car les mesures environnementales proposées sont conçues à l'échelle de la plaine inondable et les mesures socio-économiques à l'échelle de l'exploitation agricole. Le couplage de ces deux échelles de décision devrait permettre l'optimisation d'une démarche de conservation à une échelle appropriée, l'échelle du paysage, à la condition de garantir une pérennité aux mesures de protection. Cette approche spatio-temporelle s'accorde également avec les modalités de gestion à appliquer aux populations faunistiques pour lesquelles la réflexion à l'échelle territoriale est également primordiale ■



Les auteurs souhaitent remercier la chambre d'agriculture de la Meuse pour sa collaboration dans la réalisation de l'enquête agricole, ainsi que Benoît Hombourger et Aurélie Niedercorn, qui ont réalisé cette enquête auprès des agriculteurs. Les agriculteurs sont également remerciés pour avoir répondu à notre questionnaire.

Bibliographie

- BAKKER J.P., 1989. *Nature management by grazing and cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 416 p.
- BEKKER R.M., VERWEIJ G.L., SMITH R.E., REINE R., BAKKER J.P., SCHNEIDER S., 1997. Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology*, 34, 1293-1310.
- BRANCIFORTI J., MULLER S., 2003. Influences des pratiques agricoles sur l'utilisation de l'habitat chez deux espèces d'oiseaux typiques des vallées alluviales du Nord-Est de la France : le Tarier des prés (*Saxicola rubetra*) et le Courlis cendré (*Numenius arquata*). *Alauda*, 71, 159-174.
- BUREL F., BAUDRY J., BUTET A., CLERGEAU P., DELETTRE Y., LE CŒUR D., DUNS F., MORVAN N., PAILLAT G., PETIT S., THENAIL C., BRUNEL E., LEFEUVRE J.C., 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, 19, 47-60.
- CHABRERIE O., POUDEVIGNE I., BUREAU F., VINCESLAS-AKPA M., NEBBACHE S., AUBERT M., BOURCIER A., ALARD D., 2001. Biodiversity and ecosystems functions in wetlands: a case study in the Estuary of the Seine river, France. *Estuaries*, 24, 1088-1096.
- GOUGH M.W., MARRS R.H., 1990. A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation*, 51, 83-96.
- GREEN B.H., 1990. Agricultural intensification and the loss of habitat, species and amenity in British grasslands: a review of historical change and assessment of future prospects. *Grass and Forage Science*, 45, 365-372.
- GRÉVILLIOT F., 1996. *Les écosystèmes prairiaux de la plaine alluviale de la Meuse lorraine : phytosociologie, dynamique et fonctionnement, en relation avec les gradients hydriques et les modifications des pratiques agricoles*. Thèse, université de Metz, 217 p. + ann.
- GRÉVILLIOT F., KREBS L., MULLER S., 1998. Comparative importance and interference of hydrological conditions and soil nutrient gradients in floristic biodiversity in flood meadows. *Biodiversity and Conservation*, 7, 1495-1520.
- JANSSENS F., 1998. *Restauration des couverts herbacés riches en espèces*. Thèse, université catholique de Louvain, 111 p.
- JONES A.T., HAYES M.J., 1999. Increasing floristic diversity in grassland: the effects of management regime and provenance on species introduction. *Biological Conservation*, 87, 381-390.
- KLEIJN D., BERENDSE F., SMIT R., GILISSEN N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413, 723-725.
- MAAS D., SCHOPP-GUTH A., 1995. Seed banks in fen areas and their potential use in restoration ecology. In B.D. WHEELER, S.C. SHAW, W.J. FOIT & R. A.ROBERTSON : *Restoration of temperate wetlands*. Wiley, Chichester, 189-206.
- MANCHESTER S.J., MC NALLY S., TREWEEK J.R., SPARKS T.H., MOUNTFORD J.O., 1999. The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland - an experimental study and review. *Journal of Environmental Management*, 55, 91-109.
- MAC DONALD A.W., 1993. The role of seedbank and sown seeds in the restoration of an English flood-meadow. *Journal of Vegetation Science*, 4, 395-400.
- MULLER S., 1999. Phytosociology and conservation of *Carex hordeistichos* Vill. in the Lorraine region (France). *Biodiversity and Conservation*, 8, 1435-1445.
- MULLER S., 2001. Appropriate agricultural management practices required to ensure conservation and biodiversity of environmentally sensitive grassland sites designated under Natura 2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, 261-266.
- MULLER S., BRANCIFORTI J., GRANDET G., GRÉVILLIOT F., JAGER C., KREBS L., MONY F., SÉLINGER-LOOTEN R., VÉCRIN M.P., 2000. *Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes prairiaux inondables des vallées alluviales dans le Nord-Est de la France. Application à leur gestion conservatoire et restauration*. Rapport final PNRZH, université de Metz, 139 p.
- MULLER S., DUTOIT T., ALARD D., GRÉVILLIOT F., 1998. Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology*, 6, 94-101.
- OSTERMAN O., 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, 35, 968-973.
- SÉLINGER-LOOTEN R., MULLER S., 2001. Restauration d'un couvert prairial sur ancienne culture de maïs : impact de la date de fauche et rôle de la banque de graines du sol. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 56, 3-19.
- SNOW C.S.R., MARRS R.H., MERRICK L., 1997. Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex. *Biological Conservation*, 79, 35-41.
- VÉCRIN M.P., 2003. *Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture*. Thèse, université de Metz, 211 p.
- VÉCRIN M.P., VAN DIGGELEN R., GRÉVILLIOT F., MULLER S., 2002. Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France. *Applied Vegetation Science*, 5, 263-270.
- WAKEMAN-DAWSON A., AEBISCHER N.J., 1998. Factors determining winter densities of birds on Environmentally Sensitive Area arable reversion grassland in southern England, with special reference to skylarks (*Alauda arvensis*). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 70, 189-201.

