

Les indicateurs de biodiversité pour les prairies : un outil d'évaluation de la durabilité des systèmes d'élevage

A. Peeters¹, J.F. Maljean¹,
K. Biala^{1,2}, V. Brouckaert¹

La définition d'indicateurs de biodiversité s'inscrit dans la problématique plus générale de l'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles. Plusieurs systèmes d'indicateurs de biodiversité existent, mais à des échelles spatiales différentes (nationale ou au niveau de la ferme, de la parcelle...). Des progrès sont toutefois nécessaires dans la définition et la validation de tels indicateurs.

RÉSUMÉ

Une caractérisation systématique des différents types de biodiversité en agriculture est proposée (biodiversité agricole, para-agricole et extra-agricole). Cela permet de définir rationnellement des indicateurs, en relation avec le niveau d'analyse recherché (parcelle, exploitation agricole, paysage, région, Etat...), pour mieux prendre en compte l'ensemble de l'agro-écosystème et définir un groupe cohérent d'indicateurs de biodiversité. Parmi les très nombreux indicateurs, les plus intéressants sont décrits ; une méthode d'évaluation des indicateurs est présentée. Des progrès sont nécessaires dans la définition de valeurs de référence, et pour formuler des listes d'indicateurs de biodiversité, valides à l'échelle européenne.

MOTS CLÉS

Biodiversité, indicateur biologique, méthode d'estimation, prairie, système d'élevage.

KEY-WORDS

Biodiversity, bio-indicator, estimation method, grassland, livestock rearing system.

AUTEURS

1 : Laboratoire d'Ecologie des Prairies, UCLouvain (Belgique) ; peeters@ecop.ucl.ac.be

2 : Institute for Land Reclamation and Grassland Farming (IMUZ), DOB Wroclaw (Pologne).

Problématique générale

Le concept de durabilité en agriculture s'est développé principalement suite aux impacts négatifs des systèmes agricoles sur l'environnement, dans un contexte général d'évolution des mentalités (Sommet de Rio en 1992 et révisions de la PAC notamment). Ce concept de durabilité ne se limite cependant pas aux aspects environnementaux ; il comprend trois aspects (piliers) d'égale importance : économique, social et environnemental. La conservation de la biodiversité est un des défis du troisième pilier. **La biodiversité liée aux activités agricoles en prairie est en effet menacée par deux facteurs de tendances opposées : l'abandon des pratiques agricoles et leur intensification.**

L'abandon des activités agricoles réduit la fréquence de perturbation des écosystèmes, ce qui favorise la dominance de quelques espèces sociales dans les couverts herbacés et conduit, à terme, à une évolution de l'écosystème, par étapes successives, jusqu'à des stades forestiers dans la plupart des situations en Europe. Ces écosystèmes forestiers sont plus pauvres en espèces végétales que les couverts herbacés dont ils dérivent, et les espèces qu'ils abritent sont généralement plus communes que les espèces de prairies extensives. De plus, la déprise agricole a pour conséquence une "fermeture" des paysages par l'embroussaillage et de rendre ceux-ci plus vulnérables au feu, notamment sur le pourtour méditerranéen.

Dans les systèmes agricoles intensifs, des rendements élevés sont obtenus par une utilisation importante d'intrants (énergie fossile, engrais et pesticides surtout) qui a pour conséquence de constituer un milieu où seules quelques espèces végétales productives persistent. Ces systèmes sont basés en grande partie sur des variétés végétales ou des races animales génétiquement uniformes et vulnérables aux pestes et aux maladies (ALTIERI, 1999). **L'intensification et la spécialisation des productions** engendrent aussi des changements dans le paysage, en l'homogénéisant et en détruisant les habitats stratégiques pour la survie de la faune et de la flore (BUREL et BAUDRY, 1999).

L'abandon des activités agricoles et l'intensification des pratiques conduisent donc directement ou indirectement à des pertes de biodiversité et des dégradations paysagères.

Le développement de la biologie des populations a permis de comprendre que **le maintien ou la restauration de la biodiversité ne doit pas s'envisager seulement dans des aires protégées, mais aussi sur l'ensemble des territoires, et notamment dans les agro-écosystèmes** (BUREL et BAUDRY, 1999). **La biodiversité rend d'ailleurs de nombreux services dans ces agro-écosystèmes.** Elle n'y soutient pas seulement la fonction première de l'agriculture, la production d'aliments et de matières premières, mais elle y rend aussi des services indispensables au fonctionnement de l'écosystème comme le recyclage des nutriments, la protection et l'amélioration du sol, la régulation des microclimats et des processus hydrologiques, la pollinisation et le contrôle des populations d'organismes indésirables (ALTIERI, 1999). De plus, la biodiversité offre des services scientifiques, culturels, esthétiques et de loisir qui augmentent la qualité de la vie de la société tout

entière. Par conséquent, elle est perçue avec les autres ressources naturelles comme une partie du "capital naturel intergénérationnel".

Parmi les agro-écosystèmes, les prairies et les parcours sont particulièrement riches en biodiversité. Cette biodiversité est particulièrement touchée par les tendances d'évolution de l'agriculture décrites ci-dessus.

Définition et caractérisation de la biodiversité

■ Origine et niveaux d'organisation de la biodiversité

La biodiversité prairiale et pastorale comprend l'immense diversité des formes de vie que renferment les écosystèmes pâturés et fauchés. Elle est le résultat de l'adaptation des organismes vivants aux perturbations naturelles (notamment le feu et le pâturage par les herbivores sauvages), souvent entamée bien avant l'apparition de l'homme, et *a fortiori* de l'agriculture et de l'élevage. Elle résulte aussi de leur adaptation à l'évolution des pratiques agro-pastorales dans les écosystèmes gérés par l'homme depuis environ 6 à 7 000 ans en Europe.

Le mot "biodiversité" évoque souvent le nombre d'espèces vivantes présentes sur une surface déterminée (un volume de biosphère), c'est-à-dire sa **richesse spécifique**. Cependant, la biodiversité peut être envisagée à plusieurs niveaux : **diversité génétique** des individus d'une espèce au sein d'une population, diversité des espèces au sein d'une communauté (**diversité spécifique**), **diversité des communautés** au sein d'un paysage. De façon plus générale, la biodiversité s'observe à tous les niveaux d'organisation : des molécules et des gènes à la cellule et à l'organisme, des populations et des communautés aux écosystèmes, aux paysages, aux biomes et à la biosphère. Ces diversités peuvent être appréhendées non seulement dans l'espace, mais aussi dans le temps, par exemple lorsque les assolements agricoles et fourragers varient d'une année à l'autre.

En agriculture, il est possible de distinguer deux types de biodiversité : celle planifiée par l'agriculteur (VANDERMEER *et al.*, 1998) et la biodiversité associée qui apparaît spontanément dans les agro-écosystèmes.

■ Biodiversité agricole

La **biodiversité planifiée par l'agriculteur** (ou biodiversité agricole) est constituée, au niveau de la diversité génétique, des variétés de plantes et des races d'animaux, voire des souches de micro-organismes utilisés volontairement par l'agriculteur. Au niveau de la diversité spécifique, elle est constituée des espèces cultivées ou élevées. Au niveau de la diversité des communautés, elle est définie par les types de couverts (prairies permanentes ou temporaires, intensives ou exten-

sives, parcours, cultures annuelles ou permanentes, jachères), par la taille des parcelles, le réseau de haies ou de bandes enherbées, la présence de vergers et l'hétérogénéité de l'assolement.

La diversité génétique au sein d'une espèce constitue un réservoir de gènes disponibles pour la sélection génétique de variétés et races existantes, tandis que le maintien d'espèces, de variétés et de races locales vulnérables empêche leur extinction et l'érosion génétique.

Le maintien ou l'amélioration de la biodiversité agricole impliquent une diversification des productions, ce qui réduit notamment la dépendance des exploitations envers les changements rapides de la demande et des prix, et entraîne une plus grande stabilité socio-économique (COLLINS et HAWTIN, 1999).

La **biodiversité associée** aux systèmes agricoles est constituée des écotypes, espèces sauvages et communautés apparaissant spontanément dans les systèmes de production (VANDERMEER *et al.*, 1998). Elle peut être subdivisée en biodiversités para- et extra-agricoles (MALJEAN et PEETERS, 2001).

■ Biodiversité para-agricole

Une partie des espèces spontanées jouent un rôle déterminant dans le fonctionnement de l'écosystème ; on parle ici de **biodiversité fonctionnelle** (ALTIERI, 1999) (ou biodiversité para-agricole (MALJEAN et PEETERS, 2001)). Il s'agit notamment d'espèces qui ont un effet positif sur la production comme des organismes photosynthétiques d'intérêt fourrager (plantes fourragères), des micro-organismes décomposeurs ou fixateurs d'azote, des pollinisateurs et des vers de terre. D'autres espèces "fonctionnelles" ont un effet au moins partiellement négatif sur la production agricole, comme les adventices, les maladies et les ravageurs.

Au niveau des communautés, la biodiversité fonctionnelle est constituée notamment de haies et de bandes herbeuses anti-érosives, mais aussi de prairies et de parcours semi-naturels. Ces derniers sont particulièrement importants puisqu'ils assurent tous les services de biodiversité mentionnés précédemment et constituent l'habitat le plus riche en biodiversité sur la surface agricole européenne. Les cultures fourragères et les différents types de prairies et de parcours augmentent la diversité des habitats et les effets d'écotone au sein des paysages agricoles. Ils sont, dès lors, aussi favorables à la biodiversité para-agricole qui est, elle-même, bénéfique aux cultures.

■ Biodiversité extra-agricole

D'autres écotypes et espèces spontanés, plus ou moins fortement associés aux systèmes agricoles, jouent un rôle moins important dans leur fonctionnement général ; il n'est cependant pas judicieux de les qualifier de "non fonctionnels". Ils peuvent être regroupés dans la catégorie de biodiversité extra-agricole (MALJEAN et PEETERS, 2001). On peut citer à titre d'exemples des plantes supérieures (orchidées), des insectes (papillons, libellules), des oiseaux et des mammifères. De

nombreuses espèces de cette catégorie ont un intérêt patrimonial important ; c'est notamment le cas d'espèces emblématiques (*'flagship' species*), capables d'attirer l'intérêt du public et de déclencher des actions de protection lorsqu'elles sont menacées.

Parmi les éléments de diversité des communautés, de moindre importance d'un point de vue fonctionnel que ceux mentionnés dans la biodiversité para-agricole, on peut citer les arbres isolés, les bosquets et les mares par exemple.

Le principe de cette typologie proposée pour définir la biodiversité en agriculture est anthropocentriste ; cela se justifie par le fait que l'homme est au centre du système agricole. Ce sont les décisions et les pratiques de l'agriculteur qui conditionnent pour une grande part l'existence des formes de vie. Cette typologie se veut aussi opérationnelle : elle doit servir à orienter les décisions et l'action.

■ Diversité des habitats et connectivité

Une distinction peut être faite entre les ressources biotiques (ou génétiques), d'une part, et les **habitats**, d'autre part. Ces derniers servent de **support pour un développement adéquat du patrimoine génétique**.

Les habitats constituent le milieu de vie des espèces ; ils permettent la réalisation des fonctions vitales des êtres vivants. Ils comprennent les parties atmosphérique (air), aquatique (eau) et terrestre (sol, espace) de l'environnement desquelles dépendent directement ou indirectement les organismes pour réaliser leurs cycles de vie. Les habitats se répartissent sur un territoire selon une trame plus ou moins dense et interconnectée, permettant ainsi le flux de ressources biotiques entre les éléments d'habitat.

En ce qui concerne les aspects quantitatifs de la diversité des habitats, leur nombre et leur surface totale sont importants pour assurer une diversité biotique. En ce qui concerne la qualité de ces habitats, un haut niveau de complexité structurelle dans les paysages agricoles est un aspect essentiel (WASCHER, 2000), de même que la connectivité entre ces habitats. Celle-ci est assurée par la densité d'assemblage de ces éléments d'habitats dans le paysage. L'influence des haies et des bandes herbeuses ou boisées a été largement étudiée en ce qui concerne leur influence sur la connectivité (PAOLETTI, 1999a ; HINSLEY et BELLAMY, 2000 ; QUIN et BUREL, 2002).

Mesure de la biodiversité : les indicateurs

1. Mesures directes

Des indicateurs de biodiversité peuvent être utilisés pour évaluer les effets positifs ou négatifs de différentes activités agricoles et straté-

gies de gestion. Ils sont aussi des outils pour évaluer le niveau de durabilité des agro-écosystèmes.

■ Modes d'expression

Richesse taxonomique (familles, genres, espèces, sous-espèces, variétés, écotypes) : La richesse taxonomique (nombre de taxa par unité de surface ou par type de communauté) est un indicateur simple mais excellent, notamment parce qu'il est facilement compris par un large public. La richesse spécifique est le facteur le plus souvent étudié.

Indices de diversité : nombre de taxa croisé avec l'abondance. Des communautés, dont les nombres de taxa sont très comparables, peuvent différer complètement par les proportions entre ces taxa. Des indices ont donc été imaginés pour tenir compte de cet aspect. Le plus utilisé est l'**indice de diversité de Shannon-Weaver** (H). Cet indice tient compte, non seulement du nombre de taxa présents sur une surface ou dans une communauté déterminée, mais aussi de l'importance relative de chacun de ces taxa :

$$H = - \sum p_i \log_2 p_i$$

P_i : probabilité d'occurrence de chaque taxon, concrètement l'abondance de chaque taxon.

L'équitabilité (J) est une mesure de la façon dont les taxa se répartissent sur une surface ou dans une communauté donnée. L'indice de diversité est lié à l'équitabilité par la formule suivante :

$$J = H / \log_2 S$$

avec S : nombre de taxa ou indice de richesse taxonomique

Une équitabilité élevée entraîne un indice de diversité élevé pour un nombre de taxa donné.

Les indices de diversité semblent plus performants que la richesse taxonomique, mais celle-ci est cependant parfois plus adéquate pour caractériser la biodiversité. En effet, l'objectif de la conservation de la biodiversité n'est pas d'obtenir des proportions semblables entre taxa ! Au contraire, les communautés prairiales européennes ont en général une, deux, voire trois espèces dominantes, les autres espèces étant moins bien représentées.

Rareté et vulnérabilité : La rareté et la vulnérabilité des taxa sont également des paramètres importants en matière de conservation de la biodiversité. La rareté est la propriété d'un taxon d'être représenté par des populations peu nombreuses. La vulnérabilité d'un taxon représente sa sensibilité au risque d'extinction. L'aptitude à la survie d'un taxon tient notamment à son aptitude à se reproduire. Ainsi, une population a d'autant plus de chance de se perpétuer que la fécondité intrinsèque des individus qui la constituent est plus grande. Les taxa rares sont généralement plus vulnérables à un risque d'extinction que les taxa dont les populations sont abondantes. En outre, dans de petites populations isolées, les accidents environnementaux (pénurie alimentaire, épidémie parasitaire, hiver rigoureux ou

période de sécheresse) réduisent la possibilité pour ces populations de perdurer. Cependant, la notion de vulnérabilité est souvent plus pertinente pour la conservation de la biodiversité que la notion de rareté. Il n'est, en effet, pas justifié de vouloir rendre abondants des taxa qui ont toujours été rares, mais dont les populations sont relativement stables. En revanche, il est judicieux de tenter d'améliorer le statut de taxa menacés, qui sont en voie de disparition rapide, quelle que soit l'importance de leur population de départ.

■ Niveaux d'analyses

En agriculture, la biodiversité peut être mesurée à différents niveaux spatiaux : (i) la **parcelle**, (ii) l'**exploitation agricole**, (iii) un niveau supérieur à la ferme qui peut être le **paysage** (unité écologique), la **région** ou l'**Etat** (unités administratives et politiques) où elle est située. La plupart des systèmes officiels d'indicateurs concernent la région ou l'Etat : France : IFEN (PIVETEAU, 1998) ; UK : MAFF (MAFF, 2000) ; USA : National Research Council (NRC, 2000) ; Europe : ECNC (Elisa project : WASCHER, 2000 ; EnRisk : DELBAERE, 2002) ; OCDE (Environmental Indicators for Agriculture : OECD, 2001), Commission européenne (IRENA : DE ANGELIS, 2002).

■ Choix des indicateurs

Les catégories et concepts de biodiversité définis ci-dessus sont utilisés pour servir de base au choix des indicateurs.

• Biodiversité agricole

Des indicateurs simples et facilement mesurables des diversités génétique et spécifique planifiées (tableau 1) comprennent le **nombre de variétés et d'espèces** de graminées et de légumineuses semées dans les prairies temporaires (niveaux de la parcelle, de la ferme et de la région) et le **nombre de races ou d'espèces** d'animaux d'élevage (niveaux de la ferme et de la région) (OECD, 2001). La rareté et la vulnérabilité peuvent être exprimées par la **proportion de variétés ou de races locales menacées** dans leur nombre total (niveaux de la ferme et de la région) (PIVETEAU, 1998).

TABLEAU 1 : Exemples d'indicateurs directs de biodiversité agricole.

TABLE 1 : Examples of direct indicators of agricultural biodiversity.

Indicateur	Echelle spatiale*			Niveau biologique*		
	P	F	R	G	S	C
Nombre de variétés de graminées semées	x	x	x	x		
Nombre de variétés de légumineuses semées	x	x	x	x		
Nombre d'espèces de graminées semées	x	x	x		x	
Nombre d'espèces de légumineuses semées	x	x	x		x	
Nombre de races d'animaux d'élevage		x	x	x		
Nombre d'espèces d'animaux d'élevage		x	x		x	
Proportion de variétés locales menacées dans leur nombre total		x	x	x		
Proportion de races locales menacées dans leur nombre total		x	x	x		
Nombre de mélanges fourragers dans les prairies temporaires		x				x
Proportion de mélanges fourragers de prairie temporaire dans la SAU		x				x
Nombre de mélanges fourragers à base de légumineuses dans les prairies temporaires		x				x
Proportion de mélanges fourragers de prairie temp. à base de légumineuse dans la SAU		x				x

* Echelle spatiale : P = parcelle ; F = ferme ; R = région / paysage
Niveau biologique : G = génétique ; S = spécifique ; C = des communautés

Le **nombre de mélanges fourragers** dans les prairies temporaires et leur **proportion dans la surface de l'exploitation** (SAU ou SFP) sont des indicateurs de diversité des communautés au niveau de la ferme et de la région. Parmi ces mélanges, on peut prendre particulièrement en compte ceux qui contiennent des légumineuses à cause de leur intérêt pour les biodiversités para- et extra-agricoles (source de pollen et de nectar pour les pollinisateurs, source de protéines végétales et animales pour la faune sauvage notamment).

• Biodiversité para-agricole

Aucun indicateur réaliste de diversité génétique para-agricole n'a été proposé jusqu'ici (tableau 2). Le choix des indicateurs de diversité spécifique doit cibler des **groupes fonctionnels**. Parmi ceux-ci, les **vers de terre** apparaissent comme de bons indicateurs. Leur biomasse ou leur abondance peuvent être mesurées relativement facilement. De plus, ils répondent assez rapidement à des changements de pratiques agricoles (PAOLETTI, 1999b). D'autres groupes d'animaux peuvent constituer des indicateurs fiables de durabilité, ce sont les arthropodes, principalement les **carabes**, les **araignées** et les **staphylinidés** (DUELLI et OBRIST, 2003). Il existe des méthodes standardisées pour la récolte et l'interprétation des données de ces indicateurs (DUELLI *et al.*, 1999). La richesse spécifique et l'indice de diversité des plantes fourragères doivent naturellement être pris en compte. Ces indicateurs peuvent être mesurés au niveau de la parcelle et de la ferme.

Etant donné leur importance pour la biodiversité des agro-écosystèmes, les **prairies semi-naturelles** devraient faire partie de tout système d'indicateur (OECD, 2001 ; VAN DIJK, 1996), combinant à la fois des aspects quantitatifs (surface, proportion) et qualitatifs (nombre de communautés végétales, associations ou alliances du système phytosociologique par exemple). La surface de prairies semi-naturelles est d'ailleurs un indicateur de durabilité en agriculture, utilisé en France (PIVETEAU, 1998) et en Grande-Bretagne (MAFF, 2002) ; il est particulièrement approprié aux niveaux de la ferme, du paysage et de la région ou l'Etat, non seulement pour prendre en compte la diversité para-agricole des communautés mais aussi, de manière indirecte, les diversités spécifiques para- et extra-agricoles. Les prairies semi-naturelles peuvent être définies comme des prairies permanentes qui n'ont jamais été ensemencées ou qui ont été semées depuis plus de 20 ans.

Indicateur	Echelle spatiale*			Niveau biologique*		
	P	F	R	G	S	C
Biomasse de vers de terre	x	x			x	
Abondance de vers de terre	x	x			x	
Richesse spécifique de carabes	x	x			x	
Richesse spécifique d'araignées	x	x			x	
Richesse spécifique de staphylinidés	x	x			x	
Richesse spécifique de plantes fourragères	x	x			x	
Indice de diversité de plantes fourragères	x	x			x	
Surface de prairies semi-naturelles		x	x			x
Proportion de prairies semi-naturelles dans la SAU		x	x			x
Nombre de communautés végétales dans les prairies semi-naturelles		x	x			x

* Légende : voir tableau 1

TABLEAU 2 : Exemples d'indicateurs directs de biodiversité para-agricole.

TABLE 2 : Examples of direct indicators of para-agricultural biodiversity.

TABLEAU 3 : Exemples d'indicateurs directs de biodiversité extra-agricole.

TABLE 3 : Examples of direct indicators of extra-agricultural biodiversity.

Indicateur	Echelle spatiale*			Niveau* biologique		
	P	F	R	G	S	C
Présence d'espèces végétales rares et/ou protégées	x	x	x			x
Abondance d'espèces végétales rares et/ou protégées	x	x	x			x
Richesse spécifique d'espèces d'oiseaux de prairies			x			x
Abondance d'espèces d'oiseaux de prairies			x			x
Richesse spécifique de papillons			x			x
Abondance d'espèces de papillons			x			x
Evolution des populations d'espèces végétales rares et/ou protégées	x	x	x			x
Evolution des populations d'espèces végétales oligotrophes ou mésotrophes	x	x	x			x
Evolution des populations d'oiseaux de prairies			x			x
Evolution des populations de papillons			x			x

* Légende : voir tableau 1

• Biodiversité extra-agricole

La présence et l'abondance d'espèces végétales rares (espèces de listes rouges et espèces protégées notamment) sont de bons indicateurs aux niveaux de la parcelle, de la ferme et de la région, tandis que des espèces animales, comme les **oiseaux des prairies** et les **papillons**, peuvent être utilisées au niveau du paysage et de la région (tableau 3). Tous sont de bons indicateurs de la présence d'habitats de haute valeur écologique dans un agro-écosystème (WASCHER, 2000).

Les **tendances d'évolution des populations** d'espèces clés sont des indicateurs de changement de biodiversité facilement mis en œuvre et interprétables (WASCHER, 2000). Les espèces de listes rouges et les espèces protégées peuvent être considérées en priorité. Les populations de plantes rares peuvent constituer un indicateur, spécialement lorsque l'existence d'espèces emblématiques le justifie ; les populations d'espèces oligotrophes ou mésotrophes sont sensibles à l'intensification des pratiques agricoles et sont échantillonnées facilement ; elles peuvent aussi servir à la constitution d'indicateurs.

Les oiseaux sont proposés comme de bons indicateurs parce que les pertes d'habitats par l'intensification et la spécialisation des productions engendrent des déclin significatifs de leurs populations (DONALD *et al.*, 2001) et parce qu'ils sont relativement faciles à observer et à identifier. Des suivis de populations clés d'oiseaux liés aux milieux agricoles sont pris en compte dans divers systèmes d'indicateurs de durabilité (OECD, 2001 ; PIVETEAU, 1998 ; MAFF, 2002). Parmi les invertébrés, les papillons peuvent être utilisés comme des indicateurs parce que ces organismes sont aussi sensibles à des changements dans la qualité des habitats (COLLINGE *et al.*, 2003), mais leur échantillonnage prend plus de temps que celui des oiseaux.

• Diversité des habitats et connectivité

Des indicateurs d'habitats sont particulièrement adaptés à l'évaluation des biodiversités para- et extra-agricoles (tableau 4). Il faut ici entendre par habitat des éléments de territoire présentant un intérêt biologique par les communautés qu'ils abritent. **Le nombre, la proportion surfacique (dans la SAU ou la SFP) et la diversité des habitats**, ainsi que leur degré de connectivité (facilement calculable grâce à des techniques de cartographie assistée par ordinateur) sont des indicateurs adaptés aux niveaux de la ferme et du paysage. Les **prai-**

Indicateur	Echelle spatiale*		
	P	F	R
Nombre d'habitats		x	x
Proportion d'habitats dans la SAU ou la SFP		x	x
Diversité des habitats		x	x
Longueur des habitats linéaires par km ²		x	x
Nombre d'habitats de prairies humides		x	x
Proportion d'habitats de prairies humides dans la SAU ou la SFP		x	x
Proportion d'habitats de prairies sèches dans la SAU ou la SFP		x	x
Nombre d'habitats Natura 2000		x	x
Proportion d'habitats Natura 2000 dans la SAU ou la SFP		x	x
Diversité des limites		x	x

* Echelle spatiale : P = parcelle ; F = ferme ; R = région / paysage

TABLEAU 4 : Exemples d'indicateurs directs de diversité des habitats.

TABLE 4 : Examples of direct indicators of habitat biodiversity.

ries humides et les **prairies sèches sur substrat superficiel** méritent d'être considérées séparément étant donné leur haute valeur écologique, de même que, d'une façon générale, tous les **habitats Natura 2000**. La **diversité des limites** entre couverts peut être un indicateur de complexité spatiale et de changements d'utilisation du territoire au niveau de la ferme et du paysage ; il donne ses valeurs les plus faibles quand toutes les limites sont de même type (WASCHER, 2000). Les données pour ces indicateurs sont souvent assez facilement disponibles à partir de cartes d'utilisation du territoire ou de photographies aériennes, ce qui permet de générer des données au niveau de la ferme, du paysage ou de la région.

L'évaluation de l'effet "massif", notion apparentée mais différente de celle de connectivité, s'attache à évaluer la compacité et la densité des habitats naturels sur de vastes territoires. Cette approche, plutôt que de considérer un réseau écologique sur une trame de fond "non écologique", envisage une trame de fond écologique découpée par un réseau "non écologique". Le concept mérite de plus amples développements et pourrait s'avérer prometteur pour définir des indicateurs (DAIX, 2002 ; FRANCARD, 2003).

2. Mesures indirectes

Des mesures directes de biodiversité associée ne sont pas toujours possibles pour des raisons pratiques ou financières et il est dès lors judicieux d'utiliser des données qui constituent des évaluations indirectes de la biodiversité. Ces données peuvent consister en des mesures existantes (bases de données) ou en des indicateurs plus faciles à mesurer que ceux cités dans les mesures directes. En effet, des corrélations peuvent être définies entre des indicateurs biologiques et des indicateurs chimiques ou physiques. Par exemple, la richesse du sol en éléments nutritifs et la quantité d'engrais azoté utilisé par unité de surface sont corrélées négativement à la diversité végétale en prairie (TILMAN, 1988).

Les facteurs qui ont le plus d'influence sur la biodiversité et qui peuvent constituer **des indicateurs indirects et relativement "robustes"** sont les suivants (tableau 5) : quantités d'engrais minéraux et organiques utilisés par unité de surface, fréquence des coupes et date de première coupe en prairie de fauche, charge de bétail par unité de surface, richesse du sol en éléments nutritifs spécialement en phos-

TABLEAU 5 : Exemples d'indicateurs indirects de biodiversité.

TABLE 5 : Examples of indirect indicators of biodiversity.

Indicateur	Echelle spatiale*		
	P	F	R
Quantités d'engrais minéraux utilisés par unité de surface	x	x	x
Quantités d'engrais organiques utilisés par unité de surface	x	x	x
Fréquence des coupes en prairie de fauche	x	x	x
Date première coupe en prairie de fauche	x	x	x
Charge de bétail par unité de surface	x	x	x
Richesse du sol en phosphore extractible	x	x	x
Application d'herbicides	x	x	
Proportion de surfaces protégées		x	x
Proportion de surfaces primées par des mesures agri-environnementales		x	x
Proportion de surfaces de prairies extensives		x	x
Proportion de sols en forte pente		x	x
Proportion de sols très superficiels		x	x
Proportion de sols inondables		x	x

* Echelle spatiale : P = parcelle ; F = ferme ; R = région / paysage

phore extractible (JANSSENS *et al.*, 1998) et application d'herbicides. D'autres facteurs peuvent être envisagés, mais leur corrélation avec certaines formes de biodiversité est plus sujette à des variations régionales ; il s'agit notamment de la hauteur d'herbe, de l'hétérogénéité du couvert, de la quantité de lait et/ou de viande produite par unité de surface.

Il est également possible d'évaluer la biodiversité de manière indirecte par des indicateurs cartographiques simples d'occupation des sols en milieu rural : proportion de surfaces protégées, de surfaces primées par des mesures agri-environnementales, de surfaces de prairies extensives, de sols en forte pente, de sols très superficiels et de sols inondables par exemple.

Interprétation des indicateurs : valeurs de référence

Lorsque des données sont acquises pour des indicateurs dans un système agricole, il est essentiel de pouvoir les **interpréter** par rapport à d'autres systèmes (comparaison spatiale) ou par rapport à des valeurs antérieures dans le même système (comparaison temporelle). Il faut donc disposer de **valeurs de référence**. Ces valeurs de référence décrivent les valeurs désirables des indicateurs et permettent d'évaluer les progrès des systèmes vers des états plus durables et d'identifier les points critiques de ces systèmes (MITCHELL *et al.*, 1995 ; GIRARDIN *et al.*, 2000 ; WEFERING *et al.*, 2000 ; PIORR, 2003).

Les valeurs de référence peuvent être **relatives** ou **absolues** (VON WIRÉN-LEHR, 2001). Une évaluation absolue repose sur l'existence de valeurs de référence prédéfinies. L'évaluation relative est basée sur la comparaison de systèmes entre eux, dans l'espace ou dans le temps.

La figure 1 montre que trois types de valeurs de référence peuvent être définis : (i) **des valeurs fixes**, (ii) **des valeurs de référence régionales ou calculées sur la moyenne de groupes**, (iii) **des tendances**.

Les valeurs fixes sont représentées par des **valeurs de référence scientifiques ou législatives** dans un contexte spatio-temporel

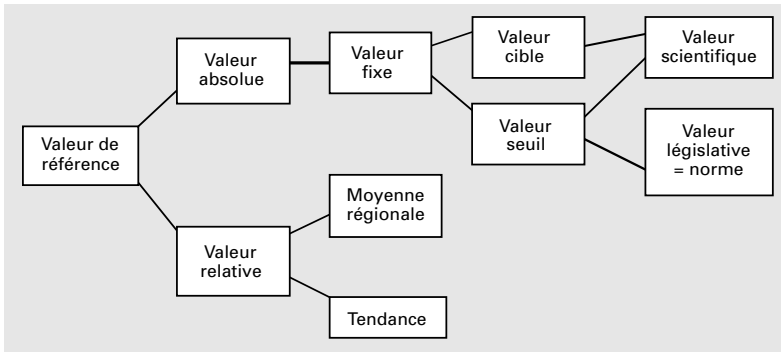


FIGURE 1 : Typologie des valeurs de référence.

FIGURE 1 : Typology of the reference values.

donné. Les valeurs de référence scientifiques sont formulées sur une base purement scientifique ou technique. Elles peuvent être utilisées pour divers indicateurs environnementaux, comme par exemple pour déterminer le pourcentage minimum consacré à l'infrastructure écologique dans la SAU ou le niveau d'éléments nutritifs dans le sol. Les valeurs fixes législatives peuvent être qualifiées de "**normes**" et sont le résultat de négociations, par exemple entre des décideurs politiques, des représentants d'agriculteurs, des services de vulgarisation et des scientifiques. Elles doivent correspondre à des réglementations légales pour la zone envisagée.

Les valeurs fixes peuvent aussi être divisées en **valeurs cibles** ou en **valeurs seuils**. Les valeurs cibles identifient des conditions désirables (MITCHELL *et al.*, 1995). Les valeurs seuils peuvent être exprimées comme un minimum, un maximum ou une fourchette de valeurs acceptables, qui ne doivent pas être dépassées. Les valeurs cibles et seuils peuvent avoir toutes deux une base scientifique. Les "normes" législatives sont représentées surtout par des seuils.

Pour certains indicateurs, il est inadéquat de définir des valeurs fixes. La valeur de référence la plus adéquate pour ceux-ci est une **moyenne régionale**. Ce genre de moyenne peut être adapté à des indicateurs de biodiversité agricole (exemple : proportion de races locales menacées dans les troupeaux).

Un autre type de valeur de référence consiste en une estimation d'une **tendance** désirable de la valeur de l'indicateur. Déterminer des changements dans le temps peut être obtenu en présentant l'évolution de la valeur de l'indicateur dans le temps. Les tendances sont très utiles pour évaluer par exemple l'évolution de la diversité d'insectes ou de plantes. Les tendances d'évolution de populations permettent de diagnostiquer la vulnérabilité de ces populations.

Tous les types de valeurs de référence mentionnées ci-dessus peuvent être appliqués aux différents niveaux d'analyse : parcelle, ferme, paysage, région, Etat.

Les valeurs de référence adaptées aux indicateurs de biodiversité sont surtout des tendances, des moyennes régionales et, éventuellement, des valeurs cibles basées sur des résultats scientifiques.

TABEAU 6 : Intérêt de divers acteurs pour les trois types de biodiversité en agriculture.

TABLE 6 : *Interest of various actors for the three types of biodiversity in agriculture.*

Type de biodiversité	Acteurs
Agricole	Agriculteurs, agronomes
Para-agricole	Agronomes
Extra-agricole	Ecologistes, conservateurs de la nature

Discussion, conclusion

La définition d'indicateurs de biodiversité s'inscrit dans la problématique plus générale de l'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles et fourragers. Dans les systèmes intensifs, on peut s'attendre à ce que les valeurs de ces indicateurs soient défavorables, tandis que des valeurs plus favorables seraient observées dans des systèmes plus extensifs.

Une caractérisation systématique des différents types de biodiversité en agriculture permet de définir de façon rationnelle ces indicateurs et de rencontrer (i) les préoccupations des agriculteurs et des agronomes qui se sentent surtout concernés par les biodiversités agricoles et para-agricoles et (ii) celles des écologistes qui s'intéressent surtout à la biodiversité extra-agricole (tableau 6).

La biodiversité para-agricole peut cependant susciter l'intérêt des agriculteurs comme des conservateurs de la nature. Cette approche facilite donc le dialogue entre ces divers acteurs, ce qui n'est pas le moindre de ses avantages. Cette approche exhaustive permet aussi de mieux prendre en compte l'ensemble du système et de définir un ensemble cohérent d'indicateurs de biodiversité.

Il existe des tentatives de définition de systèmes nationaux et supranationaux d'indicateurs de biodiversité (PIVETEAU, 1998 ; NRC, 2000 ; WASCHER, 2000 ; MAFF, 2000 ; OECD, 2001 ; DELBAERE, 2002 ; DE ANGELIS, 2002), mais **ces systèmes envisagent seulement le niveau régional ou national et pas ceux de la ferme et de la parcelle. Par ailleurs, certaines études scientifiques se sont intéressées à ces deux derniers niveaux** (LEWIS et BARDON, 1998 ; POINTEREAU *et al.*, 1999 ; PEETERS et VAN BOL, 2000), **mais leurs conclusions doivent aussi être davantage généralisées. De plus, de nombreux systèmes d'indicateurs ne mentionnent pas de moyens d'évaluation de la valeur de ces indicateurs.** Des progrès sont donc nécessaires dans la définition de valeurs de référence.

L'objectif de cet article est de définir des pistes pour le choix des indicateurs et non de fournir des listes définitives. Grâce aux avancées scientifiques réalisées récemment, des listes d'indicateurs de biodiversité, valides à l'échelle européenne, devraient cependant pouvoir être formulées prochainement. Ces listes devraient être cohérentes par rapport aux systèmes d'indicateurs proposés récemment comme le système DPSIR (*Driving force, pressure, state, impact, response*) (EEA, 1999).

Travail présenté aux Journées d'information de l'A.F.P.F.
"La biodiversité des prairies. Un patrimoine - un rôle fonctionnel",
les 23 et 24 mars 2004

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALTIERI M. (1999) : "The ecological role of biodiversity in agroecosystems", *Agric., Ecosys. et Environ.*, 74, 19-31.
- DE ANGELIS A. (2002) : *Towards a sustainable agriculture and rural development agri-environmental indicators as elements of an information system for policy evaluation*, Agriculture Directorate-General - European Commission, Topics, ARIADNE 2002 International conference, November 13-15, Chania, Crete, Greece, 22 p., <http://www.ariadne2002.gr/paper/5-6-com-en.doc>.
- BUREL F., BAUDRY J. (1999) : *Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications*, Editions Tec et Doc, Paris, 359 p.
- COLLINGE S.K., PRUDIC K.L., OLIVER J.C. (2003) : "Effects of local habitat characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity", *Cons. Biol.*, 17, 178-187.
- COLLINS W.W., HAWTIN G.C. (1999) : "Conserving and using plant crop biodiversity in agroecosystems", *Biodiversity in Agroecosystems*, Collins W.W., Qualset C.O. eds, CRC Press LLC, Boca Raton, USA, 267-282.
- DAIX N. (2002) : *Méthodologie d'évaluation d'un réseau écologique*, Laboratoire d'Ecologie des Prairies, Université catholique de Louvain, 54 p.
- DELBAERE B. (2002) : *Environmental Risk Assessment for European Agriculture (ENRISK)*, European centre for nature conservation, The Netherlands, Topics, Ariadne 2002 International conference, November 13-15 2002, Chania, Crete, Greece, 9 p., <http://www.ariadne2002.gr/paper/4-2-com-en.doc>.
- DONALD P.F., GREEN R.E., HEATH M.F. (2001) : "Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations", *Proc. R. Soc. London B*, 268, 25-29.
- DUELLI P., OBRIST M.K. (2003) : "Biodiversity indicators : the choice of values and measures", *Agric., Ecosys. et Environ.*, sous presse.
- DUELLI P., OBRIST M.K., SCHMATZ D.R. (1999) : "Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects", *Agric., Ecosys. et Environ.*, 74, 33-64.
- EEA (1999) : *Environmental indicators : Typology and overview, Technical report N° 25*, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- FRANCARD F. (2003) : *Développement d'un modèle d'évaluation d'un réseau écologique*, Laboratoire d'Ecologie des Prairies, Université catholique de Louvain, 124 p.
- GIRARDIN P., BOCKSTALLER C., VAN DER WERF H. (2000) : "Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO*ECO method", *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 227-239.
- HINSLEY S.A., BELLAMY P.E. (2000) : "The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds : A review", *Journal of Environ. Management*, 60, 33-49.
- JANSSENS F., PEETERS A., TALLOWIN J.R.B., BAKKER J.P., BEKKER R.M., FILLAT F., OOMES M.J.M. (1998) : "Relationship between soil chemical factors and grassland diversity", *Plant and Soil*, 202, 69-78.
- LEWIS K.A., BARDON K.S. (1998) : "A computer-based informal environmental management system for agriculture", *Environ. Modell. Software*, 13, 123-137.

- MAFF (2000) : *Towards sustainable agriculture (a pilot set of indicators)*, MAFF Publication, London, 74 p., <http://www.defra.gov.uk/farm/sustain/pilotind.pdf>.
- MAFF (2002) : *Towards sustainable agriculture (a pilot set of indicators)*, MAFF Publication, London, www.defra.gov.uk/farm/sustain/pilotind.pdf.
- MALJEAN J.F., PEETERS A. (2001) : *Integrated farming and biodiversity: Impacts and political measures*, Council of Europe, STRA-CO/AGRI (2001), 27 p.
- MITCHELL G., MAY A., MC DONALD A. (1995) : "PICABUE : a methodological framework for the development of indicators of sustainable development", *Int. J. of Sustainable Dev. and World Ecology*, 2, 104-123.
- NRC (2000) : *Ecological indicators for the nation*, National academy press, Washington, 198 p. <http://www.nap.edu/catalog/9720.html>.
- OECD (2001) : *Environmental indicators for agriculture, Vol. 3: Methods and results*, OECD, Paris, 439 p.
- QUIN A., BUREL F. (2002) : "Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes", *Agric., Ecosys. et Environm.*, 93, 45-53.
- PAOLETTI M.G. (1999a) : "Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability", *Agric., Ecosys. et Environ.*, 74, 1-18.
- PAOLETTI M.G. (1999b) : "The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators", *Agric., Ecosys. et Environ.*, 74, 137-155.
- PEETERS A., VAN BOL V. (2000) : "ECOFARM: a research/development method for the implementation of a sustainable agriculture", *Methods and tools of extension for mountain farms*, Peeters A. ed., FAO, REU technical serie, 57, 41-56.
- PIORR H. (2003) : "Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators", *Agric., Ecosys. et Environ.*, 98, 17-33.
- PIVETEAU V. (1998) : *Agriculture et environnement : les indicateurs*, IFEN, Edition 1997/1998, Diffusion Lavoisier, Tec et Doc., 72 p., http://www.ifen.fr/pages/indic_agri.htm.
- POINTEREAU P., BOCHU J.L., DOUBLET S., MEIFFREN I., DIMKIC C., SCHUMACHER W., BACKHAUSEN J., MAYRHOFFER P. (1999) : *Le diagnostic agri-environnemental pour une agriculture respectueuse de l'environnement. Trois méthodes passées à la loupe, Travaux et Innovations*, Société agricole et rurale d'édition et de communication, Paris, France.
- TILMAN D. (1988) : *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*, Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 359 p.
- VANDERMEER J., VAN NOORDWIJK M., ANDERSON J., ONG C., PERFECTO I. (1998) : "Global change and multi-species agroecosystems : Concepts and issues", *Agric., Ecosys. et Environ.*, 67, 1-22.
- WASCHER D.W., éd. (2000) : *Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe*, European Centre for Nature Conservation, Tilburg, 240 p.
- WEFERING F.M., DANIELSON L.E., WHITE N.M. (2000) : "Using the AMOEBA approach to measure progress toward ecosystem sustainability within a shellfish restoration project in North Carolina", *Ecological Modelling*, 130, 157-166.

- VAN DIJK G. (1996) : "Land use policy and plant conservation, especially regarding grasslands", *Planta Europa*, Newton J. ed, Proc. of the 1st Eur. Conf. on the Conservation of Wild Plants, September 2-8 1995, Hyères, France, Plantlife, London.
- VON WIRÉN-LEHR S. (2001) : "Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice", *Agric., Ecosys. et Environ.*, 84, 115-129.

SUMMARY

Indicators of biodiversity in grasslands : a tool for evaluating the sustainability of livestock-rearing systems

The definition of indicators of biodiversity is here made part of the more general problem of how to assess the sustainability of farming systems. A systematic characterization of the various types of biodiversity in agriculture is proposed here (agricultural, para-agricultural, and extra-agricultural). This gives a rational definition of the indicators corresponding to the level of analysis desired (field, farm, landscape, region, country) ; the totality of the agricultural ecosystem is thus accounted for, and the indicators of biodiversity are grouped into a consistent whole. The indicators are very numerous : the more interesting ones are described ; a method is presented to assess them. There exist several levels of indicators of biodiversity, corresponding to different spatial scales (at the national, the farm, the field level...). Improvements are still required in the definition of reference values in order to interpret these indicators. Recent scientific progress leads to expect that in the near future lists of indicators of biodiversity will be set up, that will be valid at the European level.