



**HAL**  
open science

## La qualité des systèmes écologiques

Gérard Balent

► **To cite this version:**

Gérard Balent. La qualité des systèmes écologiques : Le point de vue de l'écologie. Qualité et systèmes agraires : Techniques, lieux, acteurs, 28, INRA, 380 p., 1994, Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement, 2-7380-0550-0. hal-02847905

**HAL Id: hal-02847905**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02847905>**

Submitted on 7 Jun 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# La qualité des systèmes écologiques

## Le point de vue de l'écologue

Gérard BALENT

INRA - SAD, B.P 27, 31326 Castanet-Tolosan Cedex

### Résumé

Le concept de qualité n'a de sens, appliqué à un système écologique, que vis-à-vis d'une demande sociale clairement exprimée. Aussi, la caractérisation de la qualité de ces systèmes est-elle ramenée à l'analyse de leur fonctionnement et à la mesure des changements qui interviennent dans l'état du système sous l'effet des modifications qui interviennent dans son environnement. Le concept de perturbation (disturbance) joue un rôle fondamental dans cette démarche. Cette démarche est illustrée à partir de l'exemple de populations de passereaux (descripteurs écologiques) dont l'étude permet, à travers l'ordination des paysages en fonction de gradients écologiques, de relier l'organisation écologique des paysages à l'amplitude des changements intervenus dans les pratiques agricoles.

**Summary - *The quality of ecological systems: an ecological approach.*** *The quality of an ecological system is only an expression of a social demand (quality of water, amenity of landscape). Therefore as ecologists we have to focus firstly on the analysis of the structure and function of an ecological system, and secondly on the measurement of the changes occurring in the structure and function of the system under changes in the environmental factors. In this approach the concepts of disturbance (the cause of change) and perturbation (the result of change) are of primary importance. In this paper I present a discussion on the theoretical aspects of this approach of assessment of changes occurring in an ecological system. I illustrate this approach with the example of a modelization of the relationships between the breeding passerine birds and the landscape attributes of a rural area in the hills of the south-western France. From the ecological organisation of the passerine birds communities along ecological gradients (i.e. forest to openfield gradient, complexity of hedgerow network gradient, invasion by shrubs gradient) is it possible to measure the importance of changes in biodiversity of landscape caused by different types of land-use management.*

### 1. De la qualité au diagnostic du fonctionnement des systèmes écologiques

L'espace rural se transforme sous l'effet des changements intervenant dans les systèmes de production agricole, les pratiques des agriculteurs et les modes d'utilisation du territoire. Les conséquences écologiques sur les paysages résultants sont maintenant explicitement prises en compte dans les directives de la CEE, comme dans l'article 19, qui accorde des

subventions pour la mise en oeuvre de pratiques plus respectueuses de l'environnement. Encore faut-il savoir en quoi consiste une pratique respectueuse de l'environnement, ce qui suppose de pouvoir dire à partir de quand on le respecte et à partir de quand on ne le respecte plus.

Généralement, on considère que des pratiques agricoles peuvent être qualifiées de respectueuses de l'environnement si elles maintiennent ou améliorent la qualité du fonctionnement d'un processus écologique, comme l'érosion des sols ou le niveau d'un indicateur écologique, comme la

biodiversité d'un paysage ou encore la teneur des eaux de ruissellement et des nappes souterraines en nitrates. C'est donc ici qu'intervient la notion de qualité. Sa caractérisation pose les mêmes problèmes que quand il s'agit de la qualité d'un produit agricole. Quand peut-on dire qu'une pomme est de bonne qualité ? Quand elle atteint un certain taux de sucre à la récolte ou bien quand le consommateur la trouve "bonne" ? Quand peut-on dire qu'un paysage est de qualité ? Quand on y trouve vingt espèces d'oiseaux pour dix hectares ou bien quand la majorité des individus qui le regardent le trouvent "beau" ? Cela renvoie à la notion de norme ou de seuil, ou encore à des notions beaucoup plus subjectives dans lesquelles la composante culturelle tient une place importante.

Cette difficulté n'a pas échappé aux écologues impliqués dans la gestion de l'environnement. A l'occasion de la rédaction d'un ouvrage de synthèse sur les indicateurs écologiques, Blandin (1986) a attiré l'attention sur le côté subjectif du terme qualité ("la qualité des systèmes écologiques : un concept vide ?") et a proposé de réserver ce terme pour confronter la valeur biologique d'un système écologique à sa valeur sociale, qui est fonction des objectifs qui lui sont assignés par la société. Pourquoi un tas de fumier situé à 49 m d'une habitation constitue-t-il une nuisance alors que le même tas de fumier situé à 51 m se transforme-t-il en matière organique biodégradable ? Pourquoi une eau n'est-elle plus minérale au-delà de 10 ppm de nitrates ? Pourquoi n'est-elle plus potable au-delà de 50 ppm ? La qualité de l'environnement est donc le plus souvent une affaire de normes.

Essayer d'analyser la signification de ces normes par rapport au fonctionnement d'un système écologique, fournir les éléments nécessaires à leur définition, telles sont les contributions des écologues à ce problème. A la question de l'évaluation de la qualité des systèmes écologiques se substitue donc celle de la caractérisation de leur fonctionnement. Il s'agit alors d'évaluer l'influence sur ce fonctionnement des changements qui interviennent quand certains facteurs de l'environnement changent en nature, en fréquence ou en intensité (transformations des systè-

mes de production agricole quand il s'agit des paysages par exemple). La question de la qualité des systèmes écologiques pilotés pour tout ou partie par des agriculteurs se ramène donc dans un premier temps au diagnostic de leur fonctionnement.

## 1.1. La démarche de diagnostic

### 1.1.1. Le choix d'une stratégie

Pour porter un diagnostic sur le fonctionnement d'un système écologique piloté, il est possible de partir de *a priori* suivant : pour que le fonctionnement du système en question reçoive un label de qualité, il suffit que le système remplisse les fonctions qui lui sont assignées. Si un agriculteur décide que telle parcelle de son exploitation doit produire du foin, le fonctionnement de la parcelle sera jugé de qualité si elle produit du foin. Ce type de diagnostic, aussi efficace soit-il, reste très subjectif. Il peut aussi être limité dans la mesure où il permettra difficilement d'imaginer des alternatives à la gestion observée de cette parcelle. Or, il est très possible que par ses caractéristiques écologiques, elle soit beaucoup plus adaptée au pâturage qu'à la fauche.

Ceci peut par contre être mis en évidence en procédant *a posteriori*, c'est-à-dire en considérant les pratiques de gestion comme des facteurs de l'environnement d'un système biologique qui en modifient le fonctionnement (Balent et Courtiade, 1992). Cette démarche suppose d'identifier les *processus écologiques* qui conditionnent le fonctionnement d'un système écologique et qui sont *pilotés par les pratiques* (la fauche, le pâturage, la fertilisation dans le cas des prairies), puis de *modéliser les réponses* du système aux variations de ces facteurs en constituant un *référentiel*, et enfin de *porter un diagnostic* sur l'état du système observé, c'est-à-dire, en suivant Blandin, de comparer l'état observé à celui prévu par le modèle de référence contenant la gamme des états possibles du système (figure 1). Cela permet de porter un diagnostic écologique sur l'état du système et d'imaginer des scénarios alternatifs en termes de pratiques de gestion pour atteindre tel ou tel objectif.

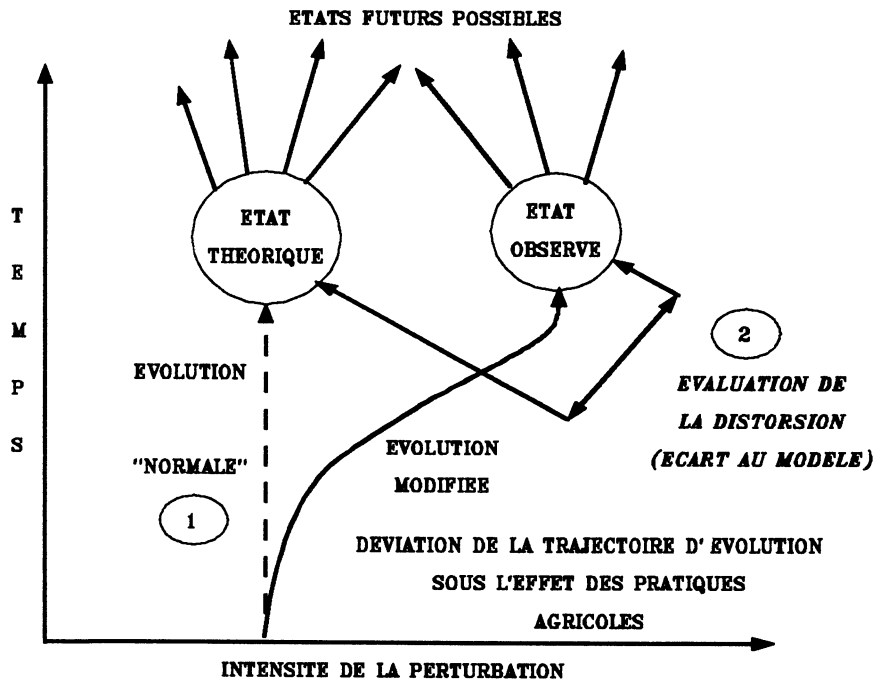


Figure 1 : Démarche pour un diagnostic du fonctionnement des systèmes écologiques (d'après Blandin, 1986).

Les modifications brutales des pratiques agricoles sont ici assimilées à des perturbations ("disturbance") au sens écologique, c'est-à-dire à des facteurs qui éloignent le système de son fonctionnement normal. L'évaluation de la distorsion est une mesure de l'effet de la perturbation.

### 1.1.2. L'écart au modèle ou le concept de perturbation

Le concept de perturbation (*disturbance*) joue un rôle fondamental dans cette démarche. Défini comme un changement dans un facteur de l'environnement d'un système biologique qui interfère avec son fonctionnement normal (Rykiel, 1985 ; Van Andel *et al.*, 1987), il correspond exactement à la démarche de diagnostic choisie. Précisons ici ce qu'il faut entendre par "état normal" (Blandin, 1986). Il s'agit d'un état de référence à partir duquel il sera possible de comparer différentes situations. Quand les agronomes définissent des niveaux de production pour une prairie en conditions non limitantes, ils agissent de la même façon. Ce niveau non limitant ne constitue pas un objectif à atteindre, mais simplement un état de référence particulièrement commode pour porter un diagnostic sur le niveau de pro-

duction observé en mesurant l'écart entre l'état observé et cet état théorique.

Notre démarche est similaire quoique un peu plus complexe car plurifactorielle. Elle repose sur l'utilisation du concept de perturbation et sur le choix d'assimiler les pratiques de gestion à une perturbation au sens écologique du terme, ce qui n'implique aucune idée péjorative mais désigne simplement un changement dans un facteur de l'environnement d'un système. Une perturbation est définie par sa nature qui dépend du type de facteur concerné, son intensité déterminée par l'écart entre l'état résultant et l'état normal du système, par sa fréquence et son échelle, c'est-à-dire soit ses caractéristiques spatio-temporelles, soit le niveau d'organisation du système où elle opère. Une perturbation est une cause (changement dans les conditions) mesurée par son effet (changement dans le fonctionnement

normal d'un système). Assimiler les pratiques de gestion d'un système écologique à une perturbation oblige à les caractériser en fonction des différents critères ci-dessus. Un changement brusque de pratique constitue une perturbation alors que des pratiques régulières en intensité et en fréquence créent un régime de perturbation qui devient partie intégrante des états normaux d'un système. D'un point de vue pratique, le concept de perturbation renvoie à deux problèmes : *comment définir les états d'un système écologique hors perturbation ou sous un régime de perturbation constant ? Comment mesurer l'écart entre cet état de référence et l'état observé ?*

## 1.2. Les bases méthodologiques du diagnostic

### 1.2.1. Des descripteurs écologiques adaptés

Le choix de tel ou tel groupe de végétaux ou d'animaux comme descripteur pose de multiples problèmes. Nous renvoyons le lecteur intéressé à la synthèse de Blandin (1986) sur le sujet. Signalons toutefois que ce choix est toujours guidé par un double souci. Le premier est celui d'utiliser un groupe pertinent par rapport au problème étudié : la flore prairiale est un bon descripteur des paysages pastoraux pyrénéens, elle ne l'est plus des paysages cultivés des coteaux de Gascogne; les passereaux sont un bon indicateur de la structure et de la dynamique des paysages de coteaux car ils réagissent à la structure horizontale et verticale de la végétation, ils ne le sont plus des paysages pastoraux pyrénéens où ils sont surtout sensibles à l'altitude. Pour la justification du choix des oiseaux en tant que descripteurs écologiques (qui ne relève pas de notre propos ici), nous renvoyons le lecteur aux nombreux travaux de Blondel sur le sujet (par exemple : Blondel, 1979). Le second souci est celui d'utiliser un groupe compatible avec l'échelle de travail adoptée. Ceci est un élément essentiel du choix. De plus en plus souvent, pour analyser des systèmes écologiques complexes comme les paysages, l'écologue est amené, pour un descripteur donné, à faire varier la maille d'ana-

lyse du paysage pour déterminer à quelle maille son descripteur est le plus performant. Il est également amené à utiliser pour un même paysage plusieurs descripteurs différents. Cela permet d'avoir autant de points de vue différents que de descripteurs choisis et d'éviter de rester prisonnier de conclusions qui ne seraient valables qu'à une seule échelle.

### 1.2.2. Des outils de modélisation adaptés

Les communautés végétales ou animales répondent de manière graduelle à la plupart des facteurs écologiques (Whittaker, 1973) : aussi leur comportement le long de *gradients* est-il un bon indicateur du fonctionnement des systèmes écologiques (Verneaux, 1973). L'*ordination* d'espèces et de relevés le long de gradients écologiques dont on cherche à préciser la signification écologique constitue la base du diagnostic écologique, l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) en étant l'outil privilégié (Prodon et Lebreton, 1981). Elle extrait le maximum d'information (de variance) d'un tableau espèces-relevés en fournissant une ordination optimale des espèces et des relevés en fonction de leur réponse à des gradients écologiques (maximisation de la variance inter) et en mesurant, toujours de manière optimale, l'organisation écologique des relevés appelée Diversité Factorielle par Chessel *et al.* (1982), ainsi que l'amplitude d'habitat des espèces (minimisation de la variance intra). Sur ce point, le lecteur pourra se reporter à Chessel *et al.* (1982) pour retrouver les bases mathématiques des calculs, et à Prodon (1988) pour leur traduction en termes écologiques. Ajoutons pour terminer que Banerjee *et al.* (1990) ont suggéré l'idée que la dispersion le long d'un axe factoriel des espèces et des relevés (variance inter) et la forme de la dispersion (variance intra) pouvaient être considérées respectivement comme une mesure de l'ordre et de l'organisation du système pour le facteur écologique considéré, ce qui en termes de diagnostic nous permet d'accéder à deux propriétés essentielles à connaître pour juger de la reproductibilité d'un système.

## 2. Ordre et organisation dans les paysages des coteaux du sud-ouest

Le canton d'Aurignac dans les Coteaux de Gascogne (19000 ha, 19 communes, 390 exploitations agricoles, SAU moyenne de 35 ha par exploitation) est une zone traditionnelle de polyculture-élevage (bovin lait et surtout bovin viande) qui connaît actuellement une tendance très forte au développement des céréales. Les prairies temporaires y sont encore nombreuses. C'est une zone en pleine mutation, durement touchée par les quotas laitiers et la chute des cours de la viande : 50% des exploitations n'ont pas de successeur. Quelles sont les conséquences de ces évolutions sur les caractéristiques écologiques des paysages, le terme de paysage étant pris ici dans une acception conforme aux concepts de l'écologie du paysage (Baudry, 1985) ?

### 2.1. Un référentiel fondé sur l'analyse des relations oiseaux nicheurs-structure du paysage

J'ai choisi comme révélateur des caractéristiques écologiques des paysages les communautés de passereaux nicheurs étudiées au moment de la reproduction, quand leurs relations avec le milieu sont maximales. Les passereaux, sensibles à la structure verticale et horizontale de la végétation ainsi qu'aux pratiques agricoles, sont un instrument maintes fois utilisé pour étudier la biodiversité des paysages.

Les principaux facteurs écologiques structurant les communautés de passereaux et ordonnant les unités de paysage (mailles carrées de 250m de côté) sont respectivement *l'ouverture du milieu*, *la complexité du bocage* et *la dynamique d'enfrichement* (Balent et Courtiade, 1992). Le fait de disposer d'une description détaillée des paysages dans chacune des mailles étudiées (Courtiade, 1991) nous a permis d'effectuer un diagnostic sur l'influence du degré d'ouverture des paysages par deux

moyens complémentaires : l'étude de la composition avifaunistique d'une part, et l'établissement d'une régression multiple entre l'ordination des paysages à partir des oiseaux et six variables descriptives des paysages d'autre part (Balent et Courtiade, 1992).

### 2.2. Dynamique des paysages et organisation écologique

L'analyse des relations entre l'ordre et l'organisation écologique des communautés de passereaux le long du gradient d'ouverture du milieu est riche d'enseignements (figure 2).

Premièrement, il existe un patron général d'évolution de l'organisation écologique mesurée par la diversité factorielle au sein des unités de paysage (mailles de 250m de côté). Il se manifeste par des valeurs faibles de la diversité partielle aux extrémités du gradient, qui traduisent l'homogénéité écologique des assemblages d'espèces dans des milieux homogènes. Dans les forêts, on ne trouve que des espèces forestières, donc écologiquement proches ; dans les milieux ouverts, on ne rencontre que des espèces de milieu ouvert, donc également proches écologiquement. Au milieu du gradient, la diversité des habitats permet à des espèces à préférences écologiques éloignées de cohabiter dans un même paysage, ce qui se traduit par une diversité factorielle élevée.

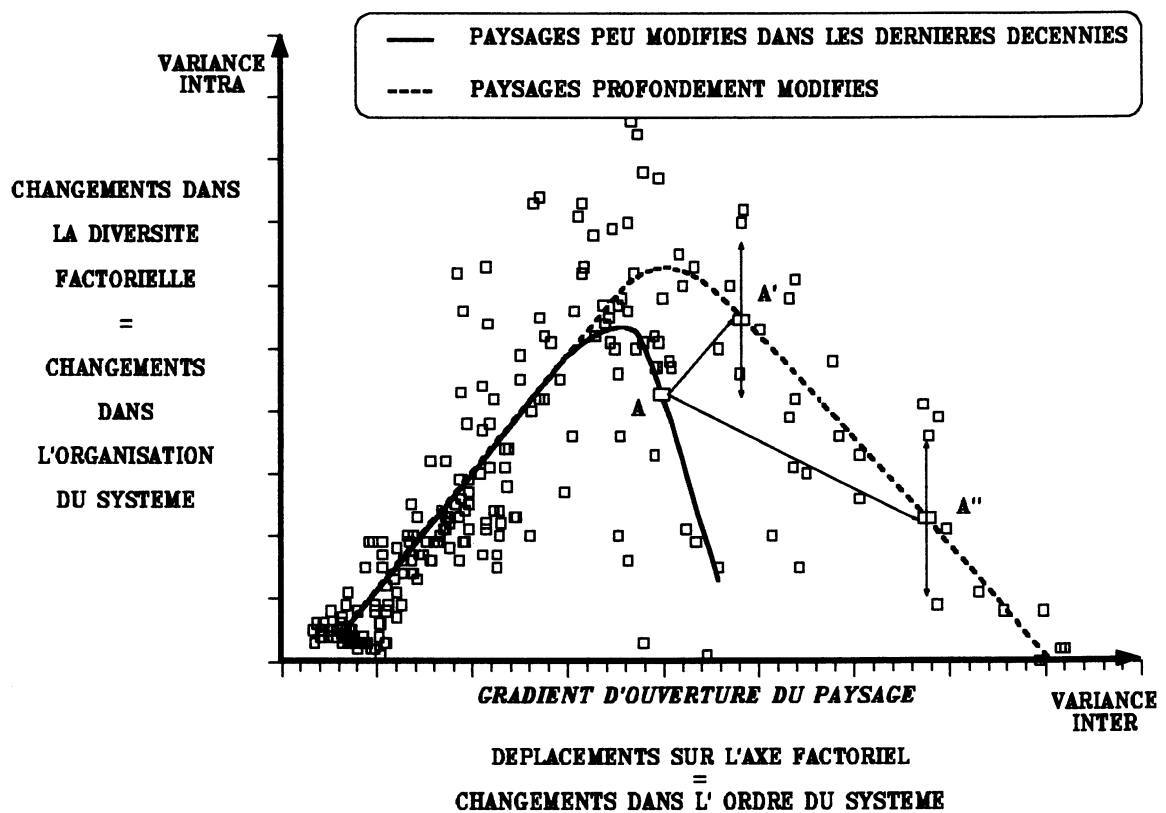
Deuxièmement, avec l'ouverture du milieu, la diversité factorielle présente deux "trajectoires d'évolution" différentes (Balent et Courtiade, 1992) :

- la première concerne les paysages n'ayant pas connu de transformations importantes dans un passé récent. Le long de cette trajectoire, la diversité factorielle qui varie peu dans chaque type de paysage, reflète une organisation normale des communautés, c'est-à-dire qu'elle s'écarte peu de la courbe moyenne. Cette courbe constitue un modèle de référence (états normaux) pour ces paysages peu modifiés ;
- la deuxième concerne les types de paysages récemment aménagés qui présentent une diversité factorielle très hétérogène,

reflet de communautés déstructurées. Cette seconde trajectoire constitue dans son ensemble une déviation par rapport aux paysages peu modifiés. Elle permet de mesurer l'impact des aménagements importants, qui se traduisent par des changements dans l'ordre du système (déplacements parallèles à l'axe des  $x$ ). Mais on peut considérer cette deuxième trajectoire à son tour comme un modèle de référence pour les paysages aménagés. Ce sont alors les fluctuations de la diversité

factorielle (déplacements parallèles à l'axe des  $y$ ) qui mesurent l'effet de perturbations moins importantes liées à des modifications mineures du milieu (assolements par exemple).

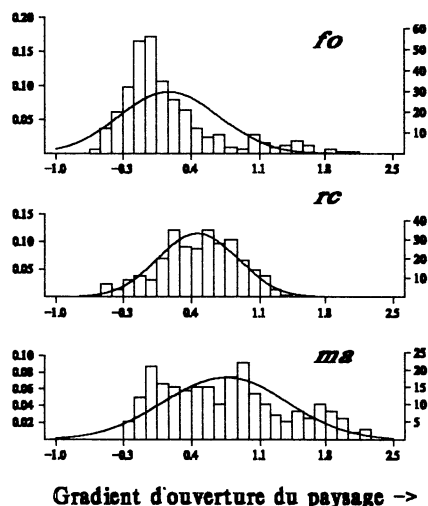
La diversité factorielle, qui est une composante importante de la biodiversité (Balent, 1991) permet de porter un diagnostic à des pas de temps différents sur des niveaux d'organisation différents des systèmes écologiques.



**Figure 2 :** Changements dans l'ordre et l'organisation écologique des paysages sous l'effet des aménagements agricoles (d'après Balent et Courtiade, 1992).

Le graphique représente la dispersion et la forme de la dispersion (DF) des mailles de paysages en fonction de l'ouverture du milieu. La DF est faible aux extrémités du gradient (forêts et grandes cultures) et forte au milieu (zones bocagères). La courbe en trait plein représente l'organisation des peuplements d'oiseaux pour la plage de variation de l'ouverture du milieu correspondant aux paysages peu modifiés depuis les années 50. La courbe en pointillé correspond aux paysages ayant subi des aménagements importants (voir texte). Les deux "trajectoires" sont ajustées à l'oeil.

### 2.3. Les caractéristiques écologiques du territoire d'exploitations agricoles.



**Figure 3 :** Histogramme de la distribution du territoire de trois exploitations agricoles le long du gradient d'ouverture du milieu (Sauget et Balent, 1992).

Les territoires de 3 exploitations d'élevage bovin lait, choisies comme exemple parmi les 25 de la commune de Saint-André (31), ont été superposés à la grille d'analyse du paysage mise en place pour les passereaux. Nous pouvons ainsi projeter ces 3 territoires sur le gradient d'ouverture du milieu. Le territoire de *fo* est de type bocager et plutôt écologiquement homogène ; celui de *ma* est beaucoup plus ouvert et hétérogène.

Dans le cadre du programme de recherches sur les coteaux du Sud-Ouest, Nicole Sauget a entrepris, sur une commune, l'étude des relations entre les façons de produire des agriculteurs et leurs stratégies d'utilisation du territoire. Dans le dispositif global de recherches, ce travail est destiné pour partie à permettre l'articulation de données sur les pratiques de gestion au sein des exploitations et sur leurs conséquences écologiques au niveau des paysages. La figure 3 (Sauget et Balent, 1992) donne un aperçu des premiers résultats obtenus sur trois exploitations ayant le même système de production. Les caractéristiques écologiques du territoire de ces trois exploitations sont très différentes et il est possible de mesurer ces différences, ce qui constitue déjà un résultat intéressant. Cette démarche va nous permettre à

terme d'articuler les diagnostics technico-économiques et écologiques des activités agricoles, et en particulier d'analyser le poids respectif des pratiques et du milieu sur les caractéristiques écologiques des paysages produits par chaque exploitation.

## Conclusion

La biodiversité d'un paysage est à la fois un objet de recherche (comment se construit-elle dans un paysage donné ?), un outil de mesure (quelles sont les différences de biodiversité entre plusieurs paysages ?) et aussi un objectif de gestion (quelle valeur de la biodiversité doit-on conserver pour s'assurer de la bonne santé d'un paysage ?). Le concept de qualité concerne ce dernier point. On l'a vu, la diversité écologique varie sous l'effet de différents régimes et degrés de perturbations. Dans le cas de l'ouverture et de la simplification des paysages agricoles, elle présente un seuil au-delà duquel ses valeurs deviennent très faibles. Cela correspond à des paysages très aménagés et très simplifiés (absence de prairies naturelles, haies arrachées, rivières redressées, parcelles agrandies). D'un point de vue écologique, on peut considérer que la qualité de ces paysages a été dégradée et regretter ce type d'aménagements. Ce sont en effet ces paysages qui engendrent le plus d'érosion et de pollution par les nitrates. D'un point de vue économique, on peut considérer que ces paysages sont le reflet d'une amélioration de la viabilité des exploitations agricoles et considérer ces aménagements comme un progrès. Dans le contexte actuel, on peut toutefois s'interroger sur la viabilité de systèmes de production basés sur des cultures irriguées dans une région où l'eau devient une rareté et où, comme ailleurs, le prix des céréales va fortement diminuer. Dans les coteaux du Sud-Ouest, on peut craindre que ces modifications radicales et quasi-définitives des paysages ne permettent aux exploitations agricoles que d'obtenir un sursis de courte durée.



Dans ce contexte, il semble important d'abandonner la politique que l'on pourrait définir par la maxime "à chacun sa qualité". La gestion de l'espace rural devrait être conçue sur plusieurs pas de temps simultanément pour permettre de hiérarchiser la demande sociale en matière de reproductibilité de paysages de qualité et d'un tissu social en milieu rural. La nouvelle donne de l'agriculture semble rendre nécessaire le retour à cette double reproductibilité écologique et sociale. C'est pour nous l'enjeu de la décennie à venir, ce qui rend indispensable la production d'outils de diagnostic permettant de faire face aux exigences fluctuantes de la société en matière de qualité des paysages ruraux.

## Remerciements

Je remercie le comité Ecologie et Gestion du Patrimoine Naturel du Ministère de l'Environnement pour le soutien qu'il a apporté à nos recherches à l'occasion de plusieurs appels d'offre : *Ecologie du paysage, Conséquences écologiques de la déprise agricole et Biodiversité et morcellement en zone de grandes cultures*.

## Bibliographie

- Balent G.**, 1991. L'intensification, ses conséquences sur les peuplements animaux et végétaux. In Agriculture, Europe, Environnement. 5e journée du COPRAE, 25 septembre 1991, Toulouse, pp. 37-51.
- Balent G., Courtiade B.**, 1992. Modelling bird communities/landscape patterns relationships in a rural area of South-Western France. *Landscape Ecology*, 6 (3) : 195-211.
- Banerjee S., Sibbald P.R., Maze J.**, 1990. Quantifying the dynamics of order and organization in biological systems. *Journal of Theoretical Biology*, 143 : 91-111
- Baudry J.**, 1985. *Utilisation des concepts de Landscape Ecology pour l'analyse de l'espace rural. Utilisation du sol et bocages*. Thèse Doctorat d'Etat, Université de Rennes, 495 pages.
- Blandin P.**, 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, 17 (4) : 215-307.
- Blondel J.**, 1979. Ecologie et gestion de l'espace naturel : l'apport du "modèle-oiseaux". Journées Ecologie-Développement, 19-29/09/79 CNRS, Paris, 21 pages.
- Chessel D., Lebreton J.D., Prodon R.**, 1982. Mesures symétriques d'amplitude d'habitat et de diversité intra-échantillon dans un tableau espèces-relevés : cas d'un gradient simple. *C.R. Académie des Sciences*, Tome 295, Série 3 : 83-88.
- Courtiade B.**, 1991. *Les passereaux nicheurs, indicateurs des relations entre les activités agricoles et les caractéristiques écologiques des paysages dans les coteaux du Sud-Ouest : modélisation et diagnostic des transformations*. Diplôme Universitaire de Recherche en Ecologie, UPS/INRA-SAD. Toulouse, 114 pages.
- Prodon R.**, 1988. *Dynamique des systèmes avifaune-végétation après déprise rurale et incendies dans les Pyrénées Méditerranéennes Siliceuses*. Thèse Doctorat d'Etat, Université P. et M. Curie, Paris VI, 333 pages.
- Prodon R., Lebreton J.D.**, 1981. Breeding avifauna of a mediterranean succession : the Holm oak and cork oak series in the eastern Pyrenees. I, Analysis and modelling of the structure gradient. *Oikos*, 37 : 21-38.
- Rykiel E.J.**, 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology*, 10 : 361-365.
- Sauget N., Balent G.**, 1992. The diversity of agricultural practices and landscape dynamics : the case of a hill region in the south-west of France. In Bunce R., Ryszkowski L. (éds.) : *Landscape Ecology and Agro-Ecosystems*. Amsterdam, Elsevier (sous presse).
- Van Andel J., Van der Bergh J.P.**, 1987. Disturbance of grassland. Outline of the theme. In Van Andel J. et Coll. (éds.) : *Disturbance in grasslands*. Dordrecht, Dr W. Junk Publishers, pp. 3-13
- Verneaux J.**, 1973. *Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie*. Thèse de Doctorat d'Etat. Université de Besançon, 260 pages.
- Whittaker R.H.**, 1973. Direct gradient analysis : techniques and results. In Whittaker R.H. (éd.) : *Ordination and classification of communities*. The Hague, Junk Pub., pp. 7-52.